



HAL
open science

Dynamique de l'eau et dissipation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en monoculture de maïs irrigué : effets du mode de travail du sol et de gestion de l'interculture

Lionel Alletto

► To cite this version:

Lionel Alletto. Dynamique de l'eau et dissipation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en monoculture de maïs irrigué : effets du mode de travail du sol et de gestion de l'interculture. Sciences of the Universe [physics]. INAPG (AgroParisTech), 2007. English. NNT : 2007AGPT0038 . pastel-00003244

HAL Id: pastel-00003244

<https://pastel.hal.science/pastel-00003244>

Submitted on 26 Feb 2008

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

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

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du grade de
DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS – GRIGNON

Par

Lionel ALLETTO

Dynamique de l'eau et dissipation de l'isoxaflutole et du
dicétonitrile en monoculture de maïs irrigué :
Effets du mode de travail du sol et de gestion de l'interculture



Soutenue publiquement le 6 décembre 2007

Devant le jury composé de :

| | | |
|--------------------|---|--------------------|
| Marnik VANCLOOSTER | Professeur Université Catholique de Louvain (Belgique) | Président |
| Yves COQUET | Professeur AgroParisTech | Directeur de thèse |
| Guy RICHARD | Directeur de recherche INRA Orléans | Rapporteur |
| Marco TRÉVISAN | Professeur Université Catholique du Sacré Cœur (Italie) | Rapporteur |
| Nadia CARLUER | Ingénieur Cemagref Lyon | Examinatrice |
| Christian GUYOT | Bayer CropScience (France) | Invité |

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du grade de
DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS – GRIGNON

Par

Lionel ALLETTO

Dynamique de l'eau et dissipation de l'isoxaflutole et du
dicétonitrile en monoculture de maïs irrigué :
Effets du mode de travail du sol et de gestion de l'interculture

Soutenue publiquement le 6 décembre 2007

Devant le jury composé de :

| | | |
|--------------------|---|--------------------|
| Marnik VANCLOOSTER | Professeur Université Catholique de Louvain (Belgique) | Président |
| Yves COQUET | Professeur AgroParisTech | Directeur de thèse |
| Guy RICHARD | Directeur de recherche INRA Orléans | Rapporteur |
| Marco TRÉVISAN | Professeur Université Catholique du Sacré Cœur (Italie) | Rapporteur |
| Nadia CARLUER | Ingénieur Cemagref Lyon | Examinatrice |
| Christian GUYOT | Bayer CropScience (France) | Invité |

AVANT PROPOS

Ce travail de recherche a bénéficié de financements accordés par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (Toulouse, France) dans le cadre du programme de « Lutte contre la pollution agricole », par le Conseil Régional de la région Midi-Pyrénées dans le cadre du programme « Agronomie et Grandes Cultures de Midi-Pyrénées » coordonné par la Chambre Régionale d'Agriculture de Midi-Pyrénées, et par des Fonds Européens de Développement Régional (FEDER) au travers de la Délégation Régionale à la Recherche et à la Technologie de Midi-Pyrénées. Les expérimentations en conditions contrôlées de laboratoire ont pu être réalisées grâce à la mise à disposition des molécules herbicides radiomarquées et des standards analytiques par la société Bayer CropScience.

REMERCIEMENTS

Les remerciements constituent souvent le dernier paragraphe que l'on rédige dans une thèse. Je considère qu'il s'agit d'un moment privilégié que l'on s'accorde au cours de ce marathon de trois ans pour se remémorer, en ce qui me concerne avec un plaisir et une dose de nostalgie assumés, les différents moments et étapes qui, bons ou moins bons, jalonnent ce parcours d'initiation à la recherche scientifique.

En premier lieu, je m'adresse tout naturellement à Yves COQUET, Professeur à AgroParisTech qui, avec ses qualités de pédagogue, a su me diriger durant ces trois années en adaptant son accompagnement aux différentes étapes à franchir. Guide actif et dynamisant au démarrage, il a su distiller la bonne dose d'autonomie indispensable à l'appropriation d'un sujet de recherche, tout en restant attentif et sécurisant, en particulier sur les derniers kilomètres. Ces quelques lignes sont l'occasion de le remercier pour ces enrichissantes années. Sa rigueur et sa capacité de travail, la richesse de ses connaissances scientifiques et sa vitesse de compréhension m'ont souvent impressionné et stimulé. Dans nos échanges, généralement denses en information, il a su sortir du cadre purement scientifique pour me faire habilement prendre conscience des limites que chacun doit se fixer dans son travail afin de préserver un équilibre personnel, indispensable à l'épanouissement du jeune chercheur.

Très sincèrement, merci.

Également présents dès le début, je remercie tous les membres de mon comité de pilotage : Pierre BENOIT, Chargé de recherche Inra, dont la sympathie, la volonté à toujours se rendre disponible, les nombreux conseils et l'intérêt porté à mes travaux ont largement contribué au bon déroulement de l'ensemble de ce travail.

Claire CHENU, Professeur à AgroParisTech, que je remercie d'une part pour sa pédagogie que j'ai pu découvrir au cours du DEA national de science du sol, d'autre part pour sa capacité à transmettre son positivisme et son enthousiasme pour la recherche. Chacun de nos échanges a été extrêmement pertinent et constructif, ce qui me fait regretter que, par de -trop- rares présences sur Grignon, nous n'ayons pas eu davantage d'occasions de discuter ensemble. Paul GAILLARDON qui, bien que jeune retraité de l'Inra, a accepté de participer à ce travail en nous apportant et en partageant son expérience des produits phytosanitaires.

Merci à tous, nos dates de rencontre ont été pour moi de véritables balises directionnelles.

Au bout de la course, la soutenance, mais avant cela, l'évaluation du travail. Je tiens à adresser tous mes remerciements aux membres de mon jury. Je remercie tout d'abord Marnik VANCLOOSTER, Professeur à l'Université catholique de Louvain pour avoir accepté de présider le jury de ma thèse ; Guy RICHARD, Directeur de recherche Inra, et Marco

TRÉVISAN, Professeur à l'Université catholique du Sacré Cœur de Piacenza pour avoir accepté d'être rapporteurs de mon travail. Merci également à Nadia CARLUER, ingénieur au Cemagref d'avoir accepté de juger ce travail. Je remercie Christian GUYOT de la société Bayer CropScience pour avoir participé à ce jury et pour nous avoir permis d'obtenir les molécules herbicides, indispensables à la réalisation d'une grande partie des expérimentations.

Tout au long d'un marathon se trouvent les indispensables points de ravitaillement sans lesquels la course n'aurait pas lieu. Dans ce travail de recherche, l'appui de nombreuses personnes a représenté pour moi cette source de ravitaillement.

J'adresse mes profonds remerciements à tous mes collègues de l'École d'ingénieurs de Purpan à Toulouse, et, tout d'abord, à mes responsables, Michel ROUX, Directeur général, Jean DAYDÉ, Directeur de la recherche et Jean-Marie SAVOIE, Directeur du département d'agronomie que je remercie de leur confiance durant ces trois années. Ils m'ont laissé la liberté d'entreprendre et de gérer mon activité de recherche tout en conservant un regard attentif et bienveillant sur mon travail. Je remercie plus particulièrement Françoise GOULARD, Enseignant-Chercheur en agroéconomie qui, en plus de son soutien inconditionnel durant ces trois ans, a pris le temps de relire l'intégralité du manuscrit en y apportant des remarques et commentaires qui ont contribué à en améliorer la clarté ; Aline DUMONT, Enseignant-Chercheur en gestion de l'exploitation agricole pour ses nombreux encouragements dans les différentes étapes du travail ; Antoine BRIN, Doctorant en entomologie (à la rédaction de ces remerciements), avec qui la similitude de fonction au sein de l'école d'ingénieurs de Purpan a permis la mise en commun de réflexions et de questionnements inhérents au statut de doctorant... Merci également à Vincent BOIRON et Benjamin AMIOT que j'ai eu le plaisir d'encadrer au cours d'un de leurs stages en tant qu'étudiants de Purpan. Leur rigueur et leur investissement ont été précieux dans la collecte des données expérimentales de cette thèse. Je remercie enfin celui qui a accueilli cette course de trois ans, Philippe MARTINO, maïsiculteur dans le sud toulousain. Sans son aide (très souvent sollicitée) et sa rigueur dans le respect du « cahier des charges des expérimentations », il est évident qu'il aurait été plus difficile de conduire ce travail.

Le marathon de la thèse, je l'ai également vécu dans la dichotomie de mes sites de travail. La nécessité d'être parfois à deux endroits au même moment aurait pu compliquer le déroulement du travail si je n'avais pas eu le soutien et l'aide de mes collègues de Grignon. Je remercie pour cela Valérie BERGHEAUD, responsable de la « zone contrôlée » à l'Inra de Grignon qui, par la pertinence de ses conseils, son imperturbable calme et sa grande méticulosité, a été indispensable dans la réalisation des expérimentations de laboratoire. Je tiens également à remercier Christophe LABAT, Pierre VACHIER et Guillaume BODINEAU pour leur aide et leurs conseils sur l'instrumentation de la parcelle agricole. Leur savoir-faire m'a permis de construire un dispositif -que je pense être- de qualité en évitant certains des innombrables pièges du travail de terrain... (je vous rassure néanmoins, chers lecteurs, il m'en reste suffisamment pour envisager la rédaction d'un ouvrage sur « les surprises et anecdotes de l'expérimentation au champ » !). Pour conclure sur le volet « terrain », j'adresse mes profonds remerciements à Jean ROGER-ESTRADE, Professeur à AgroParisTech, pour la sympathie et l'intérêt qu'il a manifesté durant le travail de description des profils culturels. Merci enfin aux autres membres de l'équipe de Grignon que j'ai eu le plaisir de rencontrer et dont l'accueil (je devrais plutôt dire les accueils à chacune de mes venues) a toujours été chaleureux.

Dans une équipe, la cohésion et l'animation sont centrales pour un fonctionnement efficient. Je remercie très sincèrement Enrique BARRIUSO, animateur de l'équipe Sol au commencement de mon travail de recherche, aujourd'hui Directeur de l'unité Environnement et Grandes Cultures, pour avoir toujours su se rendre disponible pour des échanges et des conseils concernant mon travail de recherche, la vie de thésard en général (...), ou même la vie après la thèse ! Ses excellentes qualités relationnelles sont propices au développement de conditions de travail optimales. Merci également à Sabine HOUOT qui, en parallèle de sa prise d'activités en tant qu'animatrice de l'équipe Sol, a su manifester de l'intérêt à mon travail.

J'aborde maintenant les compagnons de route du marathon doctoral en commençant par remercier Julien MOEYS, équipier de travail depuis le DEA national de sciences du sol, dont la discrétion n'a d'égale que la rigueur au travail, la passion de la pédagogie et la prédisposition à rendre service. Nos nombreuses discussions et réflexions (souvent nocturnes et autour d'une bonne bière !) ont contribué à rendre les moments passés à Grignon plus enrichissants et agréables. Merci également à l'équipe de doctorants et d'anciens doctorants de Grignon : Maha CHALHOUB, Diego COSENTINO, Elsa COUCHENEY, Jérémy DOUBLET, Gwenaëlle LASHERMES, Laure MAMY, Christophe MONI et Clément PELTRE. Les personnalités de chacun contribuent à créer une ambiance à la fois décontractée et studieuse laissant une large place à l'entraide et aux échanges.

Je termine ces remerciements bien évidemment par mon entourage familial. Merci à mes parents, Daniel et Michèle, à mon frère Pascal et à sa compagne Marie, pour leur soutien sans faille durant ces trois années. Enfin, merci à Audrey pour ses inépuisables encouragements, son écoute attentive, son aide (aussi !) dans la collecte des données... et surtout sa patience durant mes nombreux déplacements entre Toulouse et Grignon. Ce climat serein dans ma vie personnelle a joué un rôle capital dans l'accomplissement de ce travail de thèse. Tout simplement, Merci à tous.

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEAG : Agence de l'eau Adour-Garonne

AFNOR : Association française de normalisation

BA : Dérivé d'acide benzoïque

CRAMP : Chambre Régionale d'Agriculture de Midi-Pyrénées

COD : Carbone organique dissout

C_{org} / OC : Carbone organique

CT : Technique conventionnelle

CT_BS : Technique de travail du sol conventionnelle + sol nu en interculture

CT_CC : Technique de travail du sol conventionnelle + couvert végétal en interculture

DKN : Dicétonitrile

HPLC : High Performance Liquid Chromatography

IFT : Isoxaflutole

INRA : Institut national de la recherche agronomique

IR : Inter-rang

JAS : Jours après semis

JAT : Jours après traitement

MIM : transport préférentiel de type « eau mobile – eau immobile »

MO : Matière organique

MT : Mulch tillage = travail du sol superficiel

MT_BS : Technique de conservation des sols + sol nu en interculture

MT_CC : Technique de conservation des sols + couvert végétal en interculture

NT : No-tillage = semis direct

R : rang ou ligne de semis

RNE : Résidus non extractibles

ROV : Ration de variation

RT : Ridge tillage = travail du sol en billons

SB : Scénario de base (analyse de sensibilité)

ST : Strip tillage = travail du sol en bandes

TCS : Technique culturale simplifiée / Technique de conservation des sols

TDR : Time domain reflectometry

USDA : United States Department of Agriculture

SOMMAIRE

| | |
|--|----|
| Liste des tableaux | 7 |
| Liste des figures | 10 |
| Introduction générale | 18 |
| Chapitre 1. Effets des techniques de travail du sol sur la dissipation des pesticides – Synthèse bibliographique | 21 |
| 1.1. Introduction | 21 |
| 1.2. Interception - Rétention..... | 24 |
| 1.2.1. Effet du mulch..... | 25 |
| 1.2.2. Effet du carbone organique | 29 |
| 1.2.3. Effet du pH..... | 31 |
| 1.2.4. Autres propriétés | 32 |
| 1.2.5. Adsorption des métabolites | 32 |
| 1.3. Dégradation | 33 |
| 1.3.1. Dégradation dans le mulch | 33 |
| 1.3.2. Dégradation dans le sol | 35 |
| 1.4. Transferts des pesticides..... | 38 |
| 1.4.1. Volatilisation | 39 |
| 1.4.2. Lixiviation des pesticides | 40 |
| 1.4.3. Ruissellement des pesticides | 46 |
| 1.5. Conclusion du chapitre 1 et objectifs spécifiques de la thèse..... | 54 |
| PARTIE I. ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ DES PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SOL À L'INTÉRIEUR DE LA PARCELLE AGRICOLE EXPÉRIMENTALE | 57 |
| Introduction – Présentation du site expérimental | 58 |
| i. Éléments de géomorphologie | 58 |
| ii. Éléments d'agro-pédologie | 59 |
| iii. Présentation du site expérimental | 61 |

| | |
|--|----|
| iv. Les conduites culturales | 62 |
| v. Objectifs et organisation de la partie I..... | 68 |

Chapitre 2. Effets du travail du sol et du mode de gestion de l'interculture sur la température du sol et la distribution de l'eau dans le sol au cours du temps..... 69

| | |
|--|-----|
| 2.1. Introduction | 69 |
| 2.2. Matériels et méthodes..... | 70 |
| 2.2.1. Choix de la zone d'étude dans la parcelle | 70 |
| 2.2.2. Suivi du développement du maïs..... | 71 |
| 2.2.3. Instrumentation de la parcelle | 71 |
| 2.2.3.1. Suivi du potentiel matriciel | 72 |
| 2.2.3.2. Suivi de la teneur en eau volumique | 73 |
| 2.2.3.3. Suivi de la température | 73 |
| 2.2.3.4. Suivi des volumes d'eau percolés | 73 |
| 2.2.3.5. Mesure du niveau de la nappe..... | 74 |
| 2.2.3.6. Suivi des précipitations | 74 |
| 2.3. Résultats | 75 |
| 2.3.1. Données climatiques et piézométriques | 75 |
| 2.3.2. Profils de masse volumique apparente dans les fosses pédologiques..... | 76 |
| 2.3.3. Suivi du développement du maïs en 2005 et 2006 | 76 |
| 2.3.4. Suivi des dynamiques thermique et hydrique..... | 79 |
| 2.3.4.1. Suivi de la température du sol..... | 79 |
| 2.3.4.1.1. Période culturale du maïs 2005..... | 79 |
| 2.3.4.1.2. Interculture 2005-2006 | 80 |
| 2.3.4.1.3. Période culturale du maïs 2006..... | 81 |
| 2.3.4.1.4. Interculture 2006-2007 | 81 |
| 2.3.4.2. Suivi de la dynamique hydrique du sol..... | 84 |
| 2.3.4.2.1. Période culturale du maïs 2005..... | 84 |
| 2.3.4.2.2. Interculture 2005-2006 | 88 |
| 2.3.4.2.3. Suivi du drainage dans les lysimètres à mèche durant la saison culturale 2005 et l'interculture 2005-2006..... | 90 |
| 2.3.4.2.4. Période culturale du maïs 2006..... | 94 |
| 2.3.4.2.5. Interculture 2006-2007 | 95 |
| 2.3.4.2.6. Suivi du drainage dans les lysimètres à mèche durant la saison culturale 2006 et l'interculture 2006-2007 | 95 |
| 2.4. Discussion | 98 |
| 2.5. Conclusion du chapitre 2..... | 102 |

Chapitre 3. Variabilités temporelle et spatiale de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation sur la parcelle expérimentale..... 103

| | |
|---------------------------------|-----|
| 3.1. Introduction | 103 |
| 3.2. Matériels et méthodes..... | 104 |
| 3.2.1. La parcelle d'étude..... | 104 |

| | |
|--|------------|
| 3.2.2. Itinéraires techniques..... | 105 |
| 3.2.3. Suivi des précipitations | 105 |
| 3.2.4. Mesure de la masse volumique apparente | 106 |
| 3.2.5. Mesure de la conductivité hydraulique..... | 106 |
| 3.2.6. Analyses statistiques..... | 107 |
| 3.3. Résultats et discussion..... | 107 |
| 3.3.1. Masse volumique apparente | 107 |
| 3.3.2. Conductivité hydraulique | 110 |
| 3.3.2.1. Données de surface | 110 |
| 3.3.2.2. Données de subsurface..... | 116 |
| 3.4. Conclusion du chapitre 3 | 117 |
| | |
| Chapitre 4. Variabilités verticale et latérale des propriétés de rétention en eau et de transport des solutés à l'échelle du profil cultural en technique conventionnelle et en technique de conservation des sols..... | 118 |
| | |
| 4.1. Introduction | 118 |
| 4.2. Matériels et méthodes..... | 120 |
| 4.2.1. Le site d'étude | 120 |
| 4.2.2. Description morphologique du profil cultural..... | 120 |
| 4.2.2.1. Technique conventionnelle | 121 |
| 4.2.2.2. Technique de conservation..... | 123 |
| 4.2.3. Mesure de la masse volumique apparente | 123 |
| 4.2.4. Mesure de la conductivité hydraulique à différents potentiels | 124 |
| 4.2.5. Mesure de la teneur en eau immobile..... | 124 |
| 4.2.5.1. Le modèle eau mobile – eau immobile : concepts et hypothèses..... | 124 |
| 4.2.5.2. Expérimentations à la parcelle | 125 |
| 4.2.5.3. Analyses en laboratoire..... | 126 |
| 4.2.6. Mesure des propriétés de rétention en eau | 127 |
| 4.2.7. Analyses statistiques..... | 128 |
| 4.3. Résultats et discussion..... | 128 |
| 4.3.1. Variabilité des propriétés de rétention en eau, de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation..... | 128 |
| 4.3.1.1. Variabilité des propriétés de rétention | 128 |
| 4.3.1.1.1. Lit de semence (H1) | 129 |
| 4.3.1.1.2. Couche labourée (H5) – couche anciennement labourée (oldH5)..... | 129 |
| 4.3.1.1.3. Semelle de labour (H6) et zone non travaillée (P1)..... | 131 |
| 4.3.1.2. Masse volumique apparente..... | 132 |
| 4.3.1.3. Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation..... | 136 |
| 4.3.1.3.1. Lit de semence (H1) | 136 |
| 4.3.1.3.2. Couche labourée (H5) – couche anciennement labourée (oldH5)..... | 140 |
| 4.3.1.3.3. Semelle de labour (H6)..... | 142 |
| 4.3.1.3.4. Zone non travaillée (P1) | 142 |
| 4.3.1.4. Études des corrélations..... | 143 |
| 4.3.2. Variabilité des paramètres de transport de type « eau mobile – eau immobile » | 144 |

| | |
|--|------------|
| 4.3.2.1. Conductivité hydraulique | 144 |
| 4.3.2.2. Fraction d'eau immobile | 146 |
| 4.3.2.2.1. Lit de semence (H1) | 147 |
| 4.3.2.2.2. Couche labourée (H5) – couche anciennement labourée (oldH5) | 148 |
| 4.3.2.2.3. Semelle de labour (H6) et zone non travaillée (P1) | 150 |
| 4.3.2.3. Analyses statistiques | 151 |
| 4.4. Conclusion du chapitre 4 | 152 |
| Conclusion de la Partie I | 154 |
| PARTIE II. ÉTUDE DU DEVENIR DE L'ISOXAFLUTOLE ET DU DICÉTONITRILE | 156 |
| Objectifs et organisation de la partie II | 157 |
| Chapitre 5. Étude en laboratoire de la rétention et de la dégradation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile | 158 |
| 5.1. Introduction | 158 |
| 5.1.1. Données générales sur l'isoxaflutole | 158 |
| 5.1.2. Mode d'action, devenir dans la plante | 159 |
| 5.1.3. Propriétés de rétention | 160 |
| 5.1.3.1. Effet du pH | 160 |
| 5.1.3.2. Effet de la teneur en carbone organique | 162 |
| 5.1.3.3. Effet de la teneur en argile | 162 |
| 5.1.3.4. Effet des ions bivalents | 163 |
| 5.1.4. Dégradation | 163 |
| 5.1.5. Effets du travail du sol sur la rétention et la dégradation des pesticides | 166 |
| 5.2. Matériels et méthodes | 168 |
| 5.2.1. Stratégie d'échantillonnage | 168 |
| 5.2.2. Produits chimiques | 169 |
| 5.2.3. Propriétés de rétention | 170 |
| 5.2.3.1. Cinétique d'adsorption | 170 |
| 5.2.3.2. Isothermes d'adsorption et de désorption | 171 |
| 5.2.4. Propriétés de dégradation | 172 |
| 5.2.4.1. Conditionnement des échantillons | 172 |
| 5.2.4.2. Étude de la dégradation | 173 |
| 5.2.4.3. Analyses des herbicides | 173 |
| 5.2.4.4. Calculs et analyses statistiques | 174 |
| 5.3. Résultats et discussion | 175 |
| 5.3.1. Propriétés de rétention | 175 |
| 5.3.1.1. Cinétiques d'adsorption de l'IFT et du DKN | 175 |
| 5.3.1.2. Isothermes d'adsorption de l'IFT et du DKN | 177 |
| 5.3.1.3. Isothermes de désorption de l'IFT | 180 |
| 5.3.1.4. Conclusion sur les propriétés de rétention | 183 |
| 5.3.2. Propriétés de dégradation | 184 |

| | |
|--|-----|
| 5.3.2.1. Dégradation de l'isoxaflutole..... | 184 |
| 5.3.2.1.1. Cinétique de minéralisation de l'isoxaflutole | 184 |
| 5.3.2.1.2. Fraction extractible..... | 187 |
| 5.3.2.1.3. Formation de résidus non extractibles | 188 |
| 5.3.2.1.4. Cinétique de dégradation de l'isoxaflutole | 190 |
| 5.3.2.2. Dégradation du dicétonitrile..... | 192 |
| 5.3.2.2.1. Cinétique de minéralisation du dicétonitrile..... | 192 |
| 5.3.2.2.2. Fraction extractible..... | 197 |
| 5.3.2.2.3. Formation de résidus non extractibles | 198 |
| 5.3.2.2.4. Cinétique de dégradation du dicétonitrile..... | 200 |
| 5.3.2.3. Dégradation du dicétonitrile dans les horizons du sous-sol..... | 203 |
| 5.3.2.3.1. Cinétique de minéralisation du dicétonitrile..... | 203 |
| 5.3.2.3.2. Formation de résidus non extractibles | 205 |
| 5.3.2.3.3. Fraction extractible..... | 205 |
| 5.3.2.3.4. Cinétique de dégradation du dicétonitrile dans le sous-sol..... | 206 |
| 5.3.2.4. Conclusion sur les propriétés de dégradation..... | 206 |
| 5.4. Conclusion du chapitre 5..... | 208 |

Chapitre 6. Influence du travail du sol et du mode de gestion de l'interculture sur la migration d'un soluté inerte conservatif (bromure) et sur la dissipation et la lixiviation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en conditions de plein champ..... 210

| | |
|---|-----|
| 6.1. Introduction | 210 |
| 6.2. Matériels et méthodes..... | 212 |
| 6.2.1. Protocole de suivi..... | 212 |
| 6.2.1.1. Suivi dans le sol | 214 |
| 6.2.1.1.1. Suivi des molécules phytosanitaires | 214 |
| 6.2.1.1.2. Suivi du traceur anionique..... | 215 |
| 6.2.1.2. Suivi dans la solution du sol..... | 216 |
| 6.2.2. Analyses en laboratoire | 216 |
| 6.2.2.1. Extraction et quantification du bromure | 216 |
| 6.2.2.2. Extraction et quantification des herbicides | 217 |
| 6.2.2.2.1. Extraction des échantillons de terre..... | 217 |
| 6.2.2.2.2. Extraction des échantillons de solution du sol..... | 217 |
| 6.2.2.2.3. Analyses HPLC | 218 |
| 6.2.3. Calculs | 218 |
| 6.3. Résultats et discussion..... | 219 |
| 6.3.1. Variabilité de l'application du traceur et du traitement herbicide | 219 |
| 6.3.2. Suivi du comportement du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile au cours de deux années .. | 220 |
| 6.3.2.1 Année 2005 | 220 |
| 6.3.2.1.1. Persistance de l'isoxaflutole dans le sol | 220 |
| 6.3.2.1.2. Migration du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile dans le sol..... | 221 |
| 6.3.2.1.2.1. Migration du bromure | 221 |
| 6.3.2.1.2.2. Migration de l'herbicide | 223 |
| 6.3.2.1.3. Lixiviation du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile..... | 224 |

| | |
|---|------------|
| 6.3.2.1.3.1. Suivi dans les bougies poreuses | 224 |
| 6.3.2.1.3.2. Suivi dans les lysimètres | 225 |
| 6.3.2.2. Année 2006 | 229 |
| 6.3.2.2.1. Persistance de l'isoxaflutole dans le sol | 229 |
| 6.3.2.2.2. Migration du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile dans le sol..... | 230 |
| 6.3.2.2.2.1. Migration du bromure | 230 |
| 6.3.2.2.2.2. Migration de l'herbicide | 232 |
| 6.3.2.2.3. Lixiviation du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile..... | 234 |
| 6.3.2.2.3.1. Suivi dans les bougies poreuses | 234 |
| 6.3.2.2.3.2. Suivi dans les lysimètres | 234 |
| 6.4. Conclusion du chapitre 6..... | 239 |
| Conclusion de la Partie II | 241 |
| PARTIE III. MODÉLISATION DES TRANSFERTS D'EAU ET D'HERBICIDE SOUS LES DIFFÉRENTS SYSTÈMES DE CULTURE PRATIQUÉS – PREMIÈRE APPROCHE - | 243 |
| 1. Introduction | 244 |
| 2. Matériels et méthodes..... | 246 |
| 2.1. Équations gouvernant les flux d'eau et de solutés dans le sol..... | 246 |
| 2.2. Domaine de simulation et distribution des matériaux | 247 |
| 2.3. Conditions initiales et conditions aux limites..... | 248 |
| 2.4. Démarche de modélisation : paramétrisation, étude de sensibilité, calibration et test | 249 |
| 3. Résultats et discussion..... | 256 |
| 3.1. Étape 1 : Paramétrisation du modèle à l'aide des six scénarios | 256 |
| 3.1.1. Paramétrisation sur la modalité CT_BS..... | 256 |
| 3.1.2. Paramétrisation sur la modalité MT_CC..... | 262 |
| 3.2. Étape 2 : calibration des paramètres « Flux d'eau » par modélisation inverse..... | 267 |
| 3.1.2. Calibration sur la modalité CT_BS..... | 267 |
| 3.1.2. Calibration sur la modalité MT_CC..... | 269 |
| 3.3. Étape 3 : Analyse de sensibilité sur la modalité CT_BS | 272 |
| 3.4. Étape 4 – Test sur 2006 | 280 |
| 3.4.1. Test sur la modalité CT_BS | 280 |
| 3.4.2. Test sur la modalité MT_CC..... | 281 |
| 4. Conclusion de la Partie III..... | 282 |
| CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES | 284 |
| BIBLIOGRAPHIE | 291 |
| ANNEXES..... | 318 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|-----|
| Tableau 1. Liste des pesticides concernés par la synthèse bibliographique. | 25 |
| Tableau 2. Liste des pratiques de travail du sol concernées par la synthèse bibliographique. | 26 |
| Tableau 3. Propriétés d'adsorption des pesticides en fonction des techniques de travail du sol. | 27 |
| Tableau 4. Dégradation au champ des pesticides en fonction des techniques de travail du sol. | 34 |
| Tableau 5. Dégradation des pesticides en conditions contrôlées de laboratoire en fonction des techniques de travail du sol. | 37 |
| Tableau 6. Études au champ de la lixiviation des pesticides (% dose appliquée) en fonction des techniques de travail du sol. | 39 |
| Tableau 7. Études sur colonnes de sol de la lixiviation des pesticides (% dose appliquée) en fonction des techniques de travail du sol. | 42 |
| Tableau 8. Etudes au champ sous pluies naturelles ou simulées du ruissellement de l'eau et des pesticides en fonction des techniques de travail du sol. | 47 |
| Tableau 9. Caractéristiques des sols de la parcelle. | 60 |
| Tableau 10. Taux de couverture du sol et quantité de résidus présente en technique de conservation sans culture intermédiaire (MT_BS) et avec culture intermédiaire (MT_CC) sur l'année culturale 2006. | 66 |
| Tableau 11. Itinéraires techniques mis en œuvre sur la parcelle agricole en 2005 et 2006. | 67 |
| Tableau 12. Rendement en maïs et humidité à la récolte en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC) pour les années 2005 et 2006. | 78 |
| Tableau 13. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance du drainage cumulé au cours du suivi 2005. | 91 |
| Tableau 14. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance du drainage cumulé au cours du suivi 2006. | 98 |
| Tableau 15. Caractéristiques des horizons de surface des trois sites en technique conventionnelle (CT) et de conservation (MT). | 105 |
| Tableau 16. Estimation des composantes de la variance de la masse volumique apparente (à un niveau de significativité de 0,01) : dynamique temporelle (TIME), de type de travail du sol (TILL), position relative au rang de maïs (POST), site de mesure (SITE) et interactions entre ces composantes. Les nombres indiquent le pourcentage d'explication de la variance totale de la masse volumique apparente. | 109 |
| Tableau 17. Estimation des composantes de la variance de la conductivité hydraulique en surface du sol (à un niveau de significativité de 0,01) : dynamique temporelle (TIME), type de travail du sol (TILL), position relative au rang de maïs (POST), site de mesure (SITE) et interactions entre ces composantes. Les nombres indiquent le pourcentage dans l'explication de la variance totale de la conductivité hydraulique. | 113 |
| Tableau 18. Estimation des composantes de la variance de la conductivité hydraulique à 15 cm de profondeur (à un niveau de significativité de 0,01) : dynamique temporelle (TIME), travail du sol (TILL), site de mesure | |

| | |
|--|-----|
| (SITE) et interactions entre ces composantes. Les nombres indiquent le pourcentage dans l'explication de la variance totale de la conductivité hydraulique. | 116 |
| Tableau 19. Caractéristiques des horizons de surface et de subsurface en technique conventionnelle (CT) et technique de conservation (MT). | 121 |
| Tableau 20. Principales opérations de travail du sol en technique conventionnelle (CT) et technique de conservation (MT) en 2004-2005..... | 121 |
| Tableau 21. Ajustement des courbes de rétention à l'aide du modèle de van Genuchten. | 131 |
| Tableau 22. Masse volumique apparente (ρ_b), moyenne arithmétique (M), moyenne géométrique (G), et coefficient de variation (CV) de la conductivité hydraulique à différents potentiels matriciels des différentes structures et couches de sol dans les profils culturaux en techniques culturales conventionnelle (CT) et de conservation (MT)..... | 134 |
| Tableau 23. Coefficients de corrélation linéaire de Pearson entre la masse volumique apparente (ρ_b) et les valeurs en Log_{10} de conductivité hydraulique aux différents potentiels matriciels en techniques conventionnelle et de conservation. | 143 |
| Tableau 24. Coefficients linéaires de Pearson entre la teneur en eau volumique (θ), la teneur en eau volumique immobile (θ_{im}), la fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ), le flux en régime permanent à -1 cm (q) et la masse volumique apparente (ρ_b). | 147 |
| Tableau 25. Teneur en eau volumique (θ), fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ), conductivité hydraulique à -1 cm (K_i) et flux à l'écoulement permanent (q) des différents compartiments et structures dans les profils culturaux en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation des sols (MT)..... | 148 |
| Tableau 26. Synthèse des résultats obtenus sur l'étude des effets du travail du sol (technique conventionnelle, CT vs. technique de conservation, MT) sur les propriétés physiques d'un sol limoneux..... | 153 |
| Tableau 27. Synthèse des données de la littérature des valeurs d'adsorption de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA). | 161 |
| Tableau 28. Synthèse des données de la littérature sur la dégradation en laboratoire de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA) dans les sols. | 165 |
| Tableau 29. Caractéristiques physico-chimiques des échantillons utilisés pour les expérimentations de laboratoire prélevés dans les horizons de surface en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) et dans les horizons du sous-sol (40-80 cm). | 169 |
| Tableau 30. Localisation des échantillons utilisés pour les expérimentations en laboratoire sur les mécanismes de rétention et de dégradation de l'IFT et du DKN et conditions expérimentales pour l'étude de la rétention et de la dégradation des molécules. | 170 |
| Tableau 31. Valeurs des coefficients d'adsorption de Freundlich (K_F^{ads}) et des coefficients de distribution (K_D et K_{OC}) de l'IFT et du DKN et valeurs des coefficients de désorption ($K_F^{dés}$) et de l'indice d'hystérésis H de l'IFT (pour la concentration initiale de 5 mg L^{-1}) mesurées sur les différents échantillons prélevés en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les horizons du sous-sol..... | 178 |
| Tableau 32. Distribution du ^{14}C appliqué sous forme de ^{14}C -IFT après 21 j en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus pour les différentes conditions d'incubation. Les résultats sont présentés en % de ^{14}C appliqué..... | 186 |
| Tableau 33. Distribution du ^{14}C appliqué sous forme de ^{14}C -DKN après 84 j dans les lits de semence en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) pour les différentes conditions d'incubation. Les résultats sont présentés en % de ^{14}C appliqué. | 192 |
| Tableau 34. Distribution du ^{14}C appliqué sous forme de ^{14}C -DKN après 84 j dans la couche labourée en technique conventionnelle (CT) et dans la couche non travaillée en technique de conservation (MT) pour les différentes conditions d'incubation. Les résultats sont présentés en % de ^{14}C appliqué. | 195 |
| Tableau 35. Distribution du ^{14}C appliqué sous forme de ^{14}C -DKN après 106 j dans les horizons du sous-sol (40 – 80 cm de profondeur) pour les différentes conditions d'incubation..... | 204 |
| Tableau 36. Synthèse des données de la littérature sur la dégradation au champ de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA) dans les sols. | 211 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 37. Variabilité de l'apport de Br ⁻ sur les différentes modalités en 2005 et 2006. Les valeurs sont les moyennes et les écart-types des quantités de Br ⁻ interceptées par les 10 filtres de papier de verre positionnés sur chacune des modalités..... | 219 |
| Tableau 38. Variabilité de l'apport d'IFT sur les différentes modalités en 2005 et 2006. Les valeurs sont les moyennes et les écart-types des 10 filtres de papier de verre positionnés sur chacune des modalités. | 219 |
| Tableau 39. Bilan de masse du bromure au cours du temps sur la campagne 2005 (exprimé en % de la quantité apportée ± écart-type). | 222 |
| Tableau 40. Concentration en herbicide dans les solutions collectées dans les céramiques poreuses en 2005 entre 16 et 62 jours après traitement (JAT) sous les différentes modalités. | 224 |
| Tableau 41. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance de la lixiviation cumulée en herbicide au cours du suivi 2005. | 227 |
| Tableau 42. Bilan de masse du bromure au cours du temps sur la campagne 2006 (exprimé en % de la quantité apportée ± écart-type). | 230 |
| Tableau 43. Concentration en herbicide dans les solutions collectées dans les céramiques poreuses en 2006 entre 16 et 62 jours après traitement (JAT) sous les différentes modalités. | 234 |
| Tableau 44. Comparaison des bilans de masse de bromure (Br ⁻) retrouvés dans le sol 81 JAT et dans les lysimètres 85 JAT sous les différentes modalités..... | 236 |
| Tableau 45. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance des pertes cumulées en herbicide au cours du suivi 2006..... | 238 |
| Tableau 46. Valeurs des paramètres d'entrée utilisées pour les différents scénarios de modélisation pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) sur la saison culturale 2005..... | 250 |
| Tableau 47. Valeurs des paramètres d'entrée utilisées pour les différents scénarios de modélisation pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) sur la saison culturale 2005..... | 253 |
| Tableau 48. Paramètres d'entrée d'HYDRUS considérés dans l'analyse de sensibilité et gammes de variation appliquées par rapport au scénario de base (correspondant aux paramètres obtenus après modélisation inverse en CT_BS)..... | 254 |
| Tableau 49. Valeurs des paramètres hydrauliques optimisés par modélisation inverse pour les matériels 1 et 2 de la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS). | 268 |
| Tableau 50. Valeurs des paramètres hydrauliques optimisés par modélisation inverse pour les matériels 1 et 2 de la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC). | 270 |
| Tableau 51. Valeurs des coefficients de détermination (r^2) des données prédites vs. données mesurées de potentiel matriciel (h) et de teneur en eau volumique (θ) au cours de la saison culturale 2005 sur la modalité CT_BS en fonction des variations des paramètres d'entrée du modèle et en relation avec les ajustements obtenus sur le scénario 5..... | 272 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 1. Évolution des surfaces semées sans labour préalable en France entre 1994 et 2001 pour différentes cultures (a) et nombre moyen de traitements herbicides appliqués en 2001 pour différentes cultures implantées après labour et en techniques de conservation des sols (TCS) (b) (Agreste, 2004)..... | 23 |
| Figure 2. Schéma relationnel entre les processus conditionnant le devenir des pesticides dans l'environnement et les facteurs affectés par le travail du sol..... | 24 |
| Figure 3. Représentation schématique des conditions de déclenchement des mécanismes de lixiviation et de ruissellement en techniques de conservation des sols en fonction de la teneur en eau initiale du sol (θ_{mi}) et du régime de pluies. | 41 |
| Figure 4. Localisation et grands ensembles morpho-pédologiques de la région Midi-Pyrénées (CRAMP, 1995). | 58 |
| Figure 5. Coupe schématique des terrasses alluviales de la Garonne en amont de Muret (CRAMP, 1995). | 59 |
| Figure 6. Profil de sol de Boulbènes de la parcelle agricole de l'étude et schéma descriptif. | 60 |
| Figure 7. Photographie aérienne de la parcelle agricole et découpage des différentes modalités. | 61 |
| Figure 8. Représentation des grands ensembles texturaux en surface du sol de la parcelle agricole et localisation des sites de mesures. | 62 |
| Figure 9. Itinéraires de travail du sol et de gestion de l'interculture mis en œuvre sur la parcelle agricole en pratique conventionnelle (CT) et pratique de conservation (MT). | 63 |
| Figure 10. Illustrations des principaux travaux du sol pratiqués sur la parcelle agricole expérimentale. Passage du pulvérisateur à disques en technique de conservation (a), développement du couvert végétal dans les résidus de culture (b, c), labour à la charrue à versoirs en technique conventionnelle (d), préparation du lit de semence au cultivateur combiné à une herse plate et un rouleau (e), semis du maïs au semoir monograine (f). | 64 |
| Figure 11. États de surface après semis du maïs en technique conventionnelle (a) et en technique de conservation des sols avec résidus de maïs seuls (b) et avec résidus de maïs et d'avoine (c). | 65 |
| Figure 12. États de surface après semis du maïs. La ligne de semis, R (largeur 15 cm), est encaissée d'environ 6 cm (a) par rapport à l'inter-rang, IR (largeur 65 cm) (b). | 66 |
| Figure 13. Illustrations de l'instrumentation de la parcelle agricole : ouverture des fosses pédologiques (a), instrumentation des fosses (b), l'abri de collecte des données (c), système de suivi des teneurs en eau volumiques (Trase, Soil Moisture Equipment, Santa Barbara, USA) (d), système de vidange des lysimètres à mèche (e) et système de collecte des données de température et de précipitations (Campbell Sci., Courtaboeuf, France) (f). | 72 |
| Figure 14. Photographies des lysimètres à mèche installés sur les modalités de la parcelle agricole. | 74 |
| Figure 15. Diagramme ombrothermique et profondeur de la nappe phréatique au cours des années 2005, 2006 et début 2007 sur la parcelle agricole expérimentale. | 75 |
| Figure 16. Profils de masse volumique apparente (ρ_b) dans les fosses pédologiques en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC). Les barres horizontales représentent les écart-types. | 76 |

| | |
|---|----|
| Figure 17. Taux de levée du maïs, atteinte du stade végétatif 6 feuilles (V6) et du stade reproductif floraison ♀ en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC) au cours des années 2005 et 2006. Les barres verticales représentent les écart-types. | 77 |
| Figure 18. Développement végétatif du maïs au stade 6 feuilles, V6, le 13 juin 2005 (a), et à la floraison le 15 juillet 2005 (b) en techniques de travail du sol conventionnelle (droite des photographies) et de conservation (gauche des photographies)..... | 78 |
| Figure 19. Déroulement des suivis des dynamiques thermique et hydrique au cours des années 2005, 2006 et début 2007..... | 79 |
| Figure 20. Évolution de la température à 20, 40 et 60 cm de profondeur durant la période du maïs 2005 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire. | 80 |
| Figure 21. Évolution de la température au début de la saison culturale du maïs 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) à 5 et 20 cm de profondeur. Chaque courbe représente la moyenne des valeurs de température mesurées sur les modalités de travail du sol sans distinction du mode de gestion de l'interculture. | 81 |
| Figure 22. Évolution de la température à 20, 40 et 60 cm de profondeur durant la période du maïs 2006 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire. | 82 |
| Figure 23. Évolution de la température durant la période d'interculture 2006-2007 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire. | 83 |
| Figure 24. Évolution du potentiel matriciel, $ h $ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2005 en technique conventionnelle (CT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d). | 85 |
| Figure 25. Évolution du potentiel matriciel, $ h $ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2005 en technique de conservation (MT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d). | 86 |
| Figure 26. Profils de potentiel de l'eau $ H $ au semis, à la floraison et au remplissage des grains de maïs en 2005 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire. | 87 |
| Figure 27. Illustration du développement des cultures intermédiaires en 2006 (avoine) et 2007 (moutarde) au moment de leur destruction. | 88 |
| Figure 28. Évolution du potentiel matriciel, $ h $ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) au cours de la période d'interculture 2005-2006 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC). | 89 |
| Figure 29. Volumes collectés dans les lysimètres à mèche en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) (a) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) (c) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) (b) / avec culture intermédiaire (MT_CC) (d) au cours de la saison culturale 2005 (10 prélèvements) et au début de la saison d'interculture 2005-2006 (3 prélèvements). Les barres verticales représentent les écart-types. | 90 |
| Figure 30. Volumes drainés cumulés et pluies cumulées au cours de la période du 4 mai 2005 au 30 janvier 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. | 91 |
| Figure 31. Évolution du potentiel matriciel, $ h $ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2006 en technique conventionnelle (CT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d). | 92 |
| Figure 32. Évolution du potentiel matriciel, $ h $ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2006 en technique de conservation (MT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d). | 93 |
| Figure 33. Évolution du potentiel matriciel, $ h $ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) au cours de la période d'interculture 2006-2007 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC). | 96 |

| | |
|---|-----|
| Figure 34. Volumes collectés dans les lysimètres à mèche en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) (a) / avec culture intermédiaire (CT_CC) (c) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) (b) / avec culture intermédiaire (MT_CC) (d) au cours de la saison culturale 2006 (19 prélèvements) et au début de la saison d'interculture 2006-2007 (3 prélèvements). Les barres verticales représentent les écart-types. | 97 |
| Figure 35. Volumes drainés cumulés et pluies cumulées au cours de la période du 26 avril 2006 au 28 décembre 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. | 98 |
| Figure 36. Distribution des pluies et des irrigations au cours de la période culturale du maïs en 2005. Les flèches horizontales matérialisent la répartition des six campagnes de mesures de la conductivité hydraulique. | 105 |
| Figure 37. Évolution de la masse volumique apparente (g cm^{-3}) à la surface du sol (0-5 cm) en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) en inter-rang (a) et sur le rang (b) et à 15 cm de profondeur (c) sur les trois sites de la parcelle agricole. Les barres verticales représentent les écart-types. | 108 |
| Figure 38. Moyenne géométrique de la conductivité hydraulique (mm h^{-1}) en surface du sol aux différents potentiels matriciels (kPa) pour les six campagnes de mesures sur les trois sites en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) en position d'inter-rang (IR). | 110 |
| Figure 39. Moyenne géométrique de la conductivité hydraulique (mm h^{-1}) en surface du sol aux différents potentiels matriciels (kPa) pour les six campagnes de mesures sur les trois sites en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) sur le-rang (R) de maïs. | 111 |
| Figure 40. Moyenne géométrique de la conductivité hydraulique (mm h^{-1}) à 15 cm de profondeur aux différents potentiels matriciels (kPa) pour les trois campagnes de mesures sur les trois sites en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT). | 112 |
| Figure 41. Photographies des états de surface prises à proximité du site 1 le 19 juillet 2005 (80 jours après le semis, 265 mm de précipitations) en techniques conventionnelle (CT) et de conservation des sols (MT). | 114 |
| Figure 42. Compartimentation morphologique des profils culturaux en technique conventionnelle CT (a) et technique de conservation des sols MT (b). | 122 |
| Figure 43. Courbes $\theta(h)$ ajustées à partir des données expérimentales obtenues dans les horizons du lit de semence (H1) en inter-rang (IR) et rang (R), dans la terre fine de la couche labourée (H5_FS), dans les inter-bandes de labour (H5_IF), dans les mottes Δ (H5_Δ) et Γ (H5_Γ), dans la semelle de labour (H6) et dans la zone non travaillé (P1) sous la modalité en technique conventionnelle (CT). Les valeurs à $pF = -1$ représentent θ_s | 130 |
| Figure 44. Courbes $\theta(h)$ ajustées à partir des données expérimentales obtenues dans les horizons du lit de semence (H1) en inter-rang (IR), dans la terre fine de l'ancienne couche labourée (oldH5_FS), dans les zones de type Δ (oldH5_Δ _{like}) et Γ (oldH5_Γ _{like}) et dans la zone non travaillé (P1) sous la modalité en technique de conservation des sols (MT). Les valeurs à $pF = -1$ représentent θ_s | 130 |
| Figure 45. Valeurs de conductivité hydraulique ($\text{Log}_{10}K$) dans le lit de semence (H1), la zone labourée (H5), la semelle de labour (H6) et la zone non travaillée (P1) en technique conventionnelle (CT). En H1, les mesures ont été réalisées dans les quatre inter-rangs (IR, (a)) et dans deux rangs (R, (b)). En H5, les mesures ont été réalisées dans les inter-bandes de labour (IF, (d)), dans les mottes Γ (e) et Δ (f). | 137 |
| Figure 46. Valeurs de conductivité hydraulique ($\text{Log}_{10}K$) dans le lit de semence (H1), l'ancienne zone labourée (oldH5) et la zone non travaillée (P1) en technique de conservation (MT). En H1, les mesures ont été réalisées dans les quatre inter-rangs (IR, (a)) et dans un rang (R3, (b)). En oldH5, les mesures ont été réalisées dans les structures de type Γ et Δ (d) et sur des galeries et fissures. | 139 |
| Figure 47. Détails du développement racinaire du maïs en 2005 en technique conventionnelle (a) et en technique de conservation des sols (b). | 141 |
| Figure 48. Valeurs de conductivité hydraulique à -1 cm (K_{-1}) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique conventionnelle (CT). | 145 |
| Figure 49. Valeurs de conductivité hydraulique à -1 cm (K_{-1}) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique de conservation (MT). | 146 |
| Figure 50. Fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique conventionnelle (CT). Les cercles vides représentent les différentes valeurs mesurées et les barres horizontales les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne. | 149 |

| | |
|---|-----|
| Figure 51. Fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique de conservation (MT). Les cercles vides représentent les différentes valeurs mesurées et les barres horizontales les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne..... | 150 |
| Figure 52. Groupes des horizons et structures de sol en technique conventionnelle possédant des fractions d'eau immobile équivalentes (Test de Bonferroni à un niveau de probabilité de 0,05)..... | 151 |
| Figure 53. Structures moléculaires et principales propriétés de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA). | 159 |
| Figure 54. Schéma supposé de dégradation du DKN en BA (Beltran et al., 2003)..... | 164 |
| Figure 55. Compartimentation morphologique des profils culturaux (a) en technique conventionnelle (CT) et (b) en technique de conservation (MT) et localisation des échantillons de résidus et terre collectés pour les expérimentations en laboratoire à l'aide de ^{14}C -IFT et ^{14}C -DKN. | 168 |
| Figure 56. Cinétiques d'adsorption de l'isoxaflutole (IFT) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT..... | 176 |
| Figure 57. Cinétiques d'adsorption du dicétonitrile (DKN) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les horizons du sous-sol. | 176 |
| Figure 58. Isothermes d'adsorption de l'isoxaflutole (IFT) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT..... | 177 |
| Figure 59. Isothermes d'adsorption du dicétonitrile (DKN) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les horizons du sous-sol. | 179 |
| Figure 60. Quantités d'IFT désorbées cumulées au cours des cinq désorptions à partir de la concentration initiale en IFT de 5 mg L^{-1} en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT. | 181 |
| Figure 61. Isothermes d'adsorption (●) et de désorption (○) de l'isoxaflutole (IFT) en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT. | 182 |
| Figure 62. Minéralisation du ^{14}C -IFT dans les lits de semence en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus en MT en fonction des conditions d'incubation. | 184 |
| Figure 63. Effet de la température sur le devenir de l'isoxaflutole (IFT) en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus de cultures en MT..... | 185 |
| Figure 64. Composition de la fraction extractible (extraits eau + extraits méthanol) après 21 jours d'incubation dans le lit de semence en technique conventionnelle (CT_SL), dans les lits de semence en technique de conservation avec résidus de maïs (MT_SL_M), résidus de maïs et d'avoine (MT_SL_M+O) et dans les résidus de maïs seuls (MT_maïs) et résidus d'avoine seuls (MT_avoine). | 187 |
| Figure 65. Cinétique de formation des résidus non extractibles (RNE) à partir du ^{14}C -IFT dans les lits de semence en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus en MT en fonction des conditions d'incubation..... | 189 |
| Figure 66. Cinétiques de dégradation de l'isoxaflutole (IFT) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus en MT en fonction des conditions d'incubation..... | 191 |
| Figure 67. Effet de la température sur la minéralisation du ^{14}C -DKN en techniques conventionnelle (CT) et de conservation (MT) à pF 2,5..... | 192 |
| Figure 68. Effet du potentiel matriciel (exprimé en pF) ou de la teneur en eau pondérale (w , g g^{-1}) sur la minéralisation du ^{14}C -DKN dans le lit de semence en technique conventionnelle (CT_SL) et dans le lit de semence avec résidus de maïs (MT_SL), et résidus du maïs + résidus d'avoine (MT_SL_M+O) en technique de conservation à 25 ou 15 °C. | 193 |
| Figure 69. Effet de la température sur le devenir du dicétonitrile (DKN) en techniques conventionnelle (CT) et de conservation (MT) dans l'horizon de surface (0 - 30 cm de profondeur)..... | 196 |
| Figure 70. Composition de la fraction extractible (extraits eau + extraits méthanol) après 84 jours d'incubation dans le lit de semence (SL), terre fine (FS), inter-bandes (IF) et semelle de labour (PP) en technique conventionnelle (CT), et dans le lit de semence avec résidus de maïs (SL_M), résidus de maïs et d'avoine (SL_M+O), couche disquée (DL) et couche non travaillée (UL) en technique de conservation (MT)..... | 197 |

| | |
|--|-----|
| Figure 71. Effet de la température sur la cinétique de dégradation du ^{14}C -DKN en techniques conventionnelle (CT) et de conservation (MT) à pF 2,5. | 200 |
| Figure 72. Groupes d'échantillons de sol homogènes selon les valeurs de demi-vie du DKN à 15 °C pF 2,5 (a) et 3,5 (b) (Test de Student-Newman-Keuls à 0,05 de niveau de probabilité). | 202 |
| Figure 73. Effet de la teneur en eau sur la minéralisation du ^{14}C -DKN dans les horizons du sous-sol (40-80 cm de profondeur). | 204 |
| Figure 74. Effet de la teneur en eau sur le devenir du dicétonitrile (DKN) dans les horizons du sous-sol (40-80 cm de profondeur). | 205 |
| Figure 75. Effet de la teneur en eau sur la cinétique de dégradation du ^{14}C -DKN dans les horizons du sous-sol (40-80 cm de profondeur). | 206 |
| Figure 76. Suivi pluviométrique après le traitement herbicide en 2005 (a) et 2006 (b). | 212 |
| Figure 77. Déroulement des suivis des molécules herbicides et du traceur (Br^-) dans le sol et dans l'eau du sol au cours des années 2005 et 2006. Les flèches correspondent aux périodes d'accumulation d'eau dans les lysimètres (la pointe de la flèche indiquant la date de vidange). | 213 |
| Figure 78. Traitement herbicide et disposition des filtres de contrôle de la variabilité du traitement. | 214 |
| Figure 79. Surfaces traitées au KBr pour les campagnes de traçage 2005 et 2006. | 215 |
| Figure 80. Demi-vie de dissipation de l'IFT ($T_{1/2, j}$) en 2005 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les données de concentration de l'IFT (●) ont été ajustées à l'aide d'une cinétique d'ordre 1. Les cercles vides (○) représentent les concentrations en DKN et les barres verticales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes. | 221 |
| Figure 81. Migration du bromure (Br^-) dans le sol en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC) au cours de la saison culturale 2005. Les barres horizontales symbolisent les écart-types autour des valeurs moyennes. | 222 |
| Figure 82. Distribution de l'IFT (●) et du DKN (○) dans le sol 28 JAT en 2005 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres verticales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes. | 223 |
| Figure 83. Volumes drainés et lixiviation du Br^- au cours de la campagne 2005 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC). Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en Br^- dans les eaux exprimées en % de la dose appliquée et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en Br^- | 225 |
| Figure 84. Volumes drainés et lixiviation du DKN au cours de la campagne 2005 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en DKN dans les eaux exprimées en % de la dose d'IFT appliqué et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en DKN. | 226 |
| Figure 85. Évolution de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) au cours de la saison culturale 2005 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC). | 227 |
| Figure 86. Volumes drainés cumulés et lixiviation cumulée du DKN (en % de la dose d'IFT appliqué) en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture en 2005. | 228 |
| Figure 87. Demi-vie de dissipation de l'IFT ($T_{1/2, j}$) en 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les données de concentration de l'IFT (●) ont été ajustées à l'aide d'une cinétique d'ordre 1. Les cercles vides (○) représentent les concentrations en DKN et les barres verticales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes. | 229 |
| Figure 88. Migration du bromure (Br^-) dans le sol en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC) au | |

| | |
|--|-----|
| cours de la saison culturale 2006. Les barres horizontales symbolisent les écart-types autour des valeurs moyennes. | 231 |
| Figure 89. Illustration de la phytotoxicité du bromure sur le maïs en CT_CC (a) et MT_CC (b). | 232 |
| Figure 90. Distribution de l'IFT (●) et du DKN (○) dans le sol 28 JAT en 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres horizontales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes. | 233 |
| Figure 91. Évolution de la teneur en eau volumique, θ (cm ³ cm ⁻³) au cours de la saison culturale 2006 en technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC)..... | 234 |
| Figure 92. Volumes drainés et lixiviation du Br ⁻ au cours de la campagne 2006 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC). Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en Br ⁻ dans les eaux exprimées en % de la dose appliquée et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en Br ⁻ | 235 |
| Figure 93. Volumes drainés et lixiviation du DKN au cours de la campagne 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en DKN dans les eaux exprimées en % de la dose d'IFT appliqué et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en DKN..... | 237 |
| Figure 94. Volumes drainés cumulés et lixiviation cumulée d'herbicide (IFT+DKN) (en % de la dose d'IFT appliqué) en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture en 2006. | 238 |
| Figure 95. Représentation du domaine de simulation : maillage, distribution des matériaux, conditions aux limites..... | 248 |
| Figure 96. Ajustements des courbes de rétention sur les couples de données $\theta(h)$ de terrain. | 251 |
| Figure 97. Démarche de modélisation mise en œuvre sur la modalité CT_BS..... | 251 |
| Figure 98. Démarche de modélisation mise en œuvre sur la modalité MT_CC..... | 252 |
| Figure 99. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les mottes Δ de l'horizon labouré (8-30 cm). | 257 |
| Figure 100. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les interbandes l'horizon labouré (8-30 cm). | 257 |
| Figure 101. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans le lit de semence de l'horizon labouré (0-8 cm). | 258 |
| Figure 102. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans la terre fine de l'horizon labouré (8-30 cm). | 258 |
| Figure 103. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs moyennes des paramètres de l'horizon labouré (0-30 cm). | 259 |
| Figure 104. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées à partir des mesures de $\theta(h)$ de terrain. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E. | 260 |

| | |
|---|-----|
| Figure 105. Incidence des lysimètres à mèche sur les flux d'eau dans le profil (matérialisés par les vecteurs vitesses, v) après un évènement pluvieux survenu 14 JAS..... | 261 |
| Figure 106. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les structures Δ_{like} de l'horizon anciennement labouré (8-30 cm)..... | 262 |
| Figure 107. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans le lit de semence de l'horizon anciennement labouré (0-8 cm)..... | 263 |
| Figure 108. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les structures Γ_{like} de l'horizon anciennement labouré (8-30 cm). | 263 |
| Figure 109. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans la terre fine de l'horizon anciennement labouré (8-30 cm)..... | 264 |
| Figure 110. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs moyennes des paramètres de l'horizon anciennement labouré (0-30 cm). | 264 |
| Figure 111. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées à partir des mesures de $\theta(h)$ de terrain. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E | 265 |
| Figure 112. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées par modélisation inverse. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E | 268 |
| Figure 113. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c , d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées par modélisation inverse. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E | 270 |
| Figure 114. Modélisation des effets d'une variation de paramètres d'entrée d'HYDRUS sur la dynamique de l'eau (potentiel matriciel h , et teneur en eau volumique θ) à 20 et 40 cm de profondeur en CT_BS..... | 273 |
| Figure 115. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux d'eau dans les lysimètres. Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de MAROV décroissantes et la courbe indique la date à laquelle l'effet du paramètre est maximal..... | 274 |
| Figure 116. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux de traceur dans les lysimètres. Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de MAROV décroissantes et la courbe indique la date à laquelle l'effet du paramètre est maximal..... | 275 |
| Figure 117. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux de dicétonitrile dans les lysimètres. Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de MAROV décroissantes et la courbe indique la date à laquelle l'effet du paramètre est maximal. | 276 |
| Figure 118. Évolution au cours de la saison culturale du ratio de variation (présenté en valeur absolue) des paramètres « Flux d'eau » et « Plante » les plus sensibles. Les barres vertes et rouges matérialisent le ROV après respectivement augmentation et diminution de la valeur initiale du paramètre (par rapport au scénario de base, SB). Une absence de barre signifie $ROV = 0$ | 277 |

| | |
|---|-----|
| Figure 119. Évolution au cours de la saison culturale du ratio de variation (présenté en valeur absolue) des paramètres « Conditions limite supérieure » les plus sensibles. Les barres vertes et rouges matérialisent le <i>ROV</i> après respectivement augmentation et diminution de la valeur initiale du paramètre (par rapport au scénario de base, SB). Une absence de barre signifie <i>ROV</i> = 0. | 278 |
| Figure 120. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux de dicétonitrile dans les lysimètres à la fin de la saison culturale (213 JAS). Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de <i>MAROV</i> décroissantes. | 279 |
| Figure 121. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (<i>a</i>), de la teneur en eau volumique (<i>b</i>) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (<i>c</i> , <i>d</i>) et des flux d'eau cumulé (<i>e</i>), de la lixiviation du bromure (<i>f</i>) et du DKN (<i>g</i>) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2006 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées par modélisation inverse sur la saison culturale 2005 (Testage). La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficience <i>E</i> | 280 |
| Figure 122. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (<i>a</i>), de la teneur en eau volumique (<i>b</i>) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (<i>c</i> , <i>d</i>) et des flux d'eau cumulé (<i>e</i>), de la lixiviation du bromure (<i>f</i>) et du DKN (<i>g</i>) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2006 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées par modélisation inverse sur la saison culturale 2005 (Testage). | 282 |

INTRODUCTION GÉNÉRALE

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La dégradation et la raréfaction des ressources en eau sont aujourd'hui au cœur des préoccupations gouvernementales. La Convention sur l'Eau (Helsinki, 1992) fixe les bases d'une gestion de l'eau en bien commun partagé s'étendant au-delà des frontières physiques des États. Dans ce contexte, la Directive Cadre Européenne sur l'eau (directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000) demande l'établissement d'un diagnostic de l'état des « masses d'eau » par grands bassins versants permettant une évaluation de la pression et des impacts des différentes activités. Par la mise en œuvre de plans d'action, de protection et de restauration, cette directive fixe des objectifs d'atteinte du « bon état » chimique et écologique des eaux pour 2015 afin de garantir l'approvisionnement en eau potable des populations et la satisfaction d'autres usages marchands.

De nombreux rapports d'étude font apparaître que l'une des sources majeures de pollution des eaux pouvant risquer d'entraîner une « non-atteinte de leur bon état » est l'activité agricole (Institut Français de l'Environnement, 2004). La contamination des ressources en eaux superficielles et souterraines par les produits phytosanitaires est l'un des principaux problèmes auquel les États membres, via leurs Agences de bassins, ont à répondre rapidement sous peine d'astreintes par l'Union Européenne. Les enjeux liés à ces pollutions sont de l'ordre, tout d'abord, de la santé publique, notamment par les fortes présomptions de liens de causalité entre pesticides, perturbations endocriniennes et certains cancers (Baldi et al., 1998 ; Baldi et al., 2006). L'établissement de seuils de concentration pour les eaux de consommation (fixés à $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ pour chaque molécule phytosanitaire et $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ pour l'ensemble des molécules) et pour les eaux brutes (fixés à $2 \mu\text{g L}^{-1}$ pour chaque molécule phytosanitaire et $5 \mu\text{g L}^{-1}$ pour l'ensemble des molécules) doit permettre de limiter ces risques sur la santé, malgré les fortes incertitudes sur les effets à long terme d'une assimilation régulière de faibles doses de composés xénobiotiques (Tron et al., 2001). Ces enjeux sont également environnementaux avec les risques écotoxicologiques liés à la contamination des milieux de vie, et économiques par les coûts générés pour la décontamination des eaux. En France, sur la campagne de suivi de la qualité des eaux de 2003-2004, dans 96 % des points de mesure réalisés dans les eaux superficielles et dans 61 % des points de mesure réalisés dans les eaux souterraines, une des matières

actives recherchées étaient détectées (Institut Français de l'Environnement, 2004). Les applications concrètes des actions européennes et nationales visant à atteindre le bon état de l'eau sont multiples allant de la taxation des produits phytosanitaires (redevance phytosanitaire), à des aides pour l'amélioration des outils de travail (local de stockage, aire de remplissage, contrôles des pulvérisateurs, etc.), à l'obligation d'implantation de bandes enherbées en bordure de cours d'eau ou encore, dans le cadre du plan interministériel de réduction des risques liés aux pesticides, à l'obligation de réduire de 50 % les quantités vendues des matières actives jugées les plus dangereuses.

Dans le bassin versant Adour-Garonne, représentant près de 1/5^{ème} du territoire métropolitain, les milieux physiques sont complexes et variés allant de sols hydromorphes fortement argileux dans les alluvions de l'Ariège à des sols sableux drainants dans les Landes de Gascogne. Selon le diagnostic réalisé dans le cadre de l'application de la directive européenne sur l'eau, près de 60 % des eaux souterraines et superficielles du bassin seront, soit dans un « état incertain », soit en « mauvais état », en 2015, et ce principalement à cause de pollutions d'origine agricole (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2007). En Midi-Pyrénées, de façon simplifiée, il est possible de rassembler les milieux physiques en deux grandes catégories que sont les coteaux et les plaines alluviales. Sur ces premiers, les cultures annuelles majeures sont les céréales d'hiver (blé dur et tendre, orge), le tournesol et le colza et le mode de transport des polluants se fait essentiellement par ruissellement et érosion (Dubucq, 1989 ; Revel et al., 1989). Dans les plaines alluviales, la disponibilité de la ressource en eau et les aménagements hydrauliques entrepris dans les années 70 ont permis le développement des cultures irriguées et notamment du maïs. Représentant plus de 50 % de la surface agricole, le maïs est aujourd'hui la culture principale de ces milieux faisant des deux régions administratives Aquitaine et Midi-Pyrénées, les deux premières régions de production au niveau national avec des filières économiquement fortes développées autour de cette production (canards gras, poulets fermiers, élevages bovins) et des perspectives de débouchés importantes liées aux filières d'agro-carburant (éthanol) avec l'usine de Lacq. Le développement du maïs (cultivé le plus souvent en monoculture) s'est accompagné de problèmes environnementaux importants faisant de cette culture une des sources majeures de pollution des eaux. Afin de contrôler ces pollutions, des zones vulnérables ont été délimitées dans lesquelles les fertilisations azotées sont réglementées (suite à la directive 91/676/CEE du 12 décembre 1991) et l'utilisation de cultures intermédiaires visant à piéger le nitrate est encouragée. De par les surcoûts générés, ce dernier levier d'action tarde cependant à se développer (sauf dans le cadre d'une contractualisation de ces pratiques). En 2003, l'atrazine, herbicide à large spectre très utilisé en France notamment en maïs et largement retrouvé dans les eaux souterraines, a été interdit. Selon de récentes études, ces problèmes de contamination ne sont pas pour autant résolus et, par exemple, de nouvelles molécules herbicides, issues de la réorientation des stratégies de lutte contre les adventices en maïs, apparaissent aujourd'hui en concentration supérieure aux normes environnementales (en particulier les herbicides à base de S-métolachlore, d'acétochlore et

d'alachlore) (Mission Inter-Services de l'Eau du Gers et al., 2004). Contrairement aux coteaux, les variations topographiques dans ces zones de plaines sont faibles et les mécanismes de ruissellement ne sont généralement que peu impliqués dans les migrations de polluants, le vecteur principal étant l'entraînement par lixiviation lors de pluies ou d'irrigation vers les nappes alluviales.

Depuis quelques années, avec la nécessaire réduction des coûts de production, les conduites culturales « conventionnelles » du maïs s'appuyant sur un travail du sol profond (> 15 cm) à l'aide d'une charrue à versoirs sont repensées par certains agriculteurs au profit de pratiques plus rapides à mettre en œuvre et moins consommatrices en énergie (fuel). Avec le découplage des aides européennes à la production, le développement de ces pratiques sans labour s'accélère sensiblement et les organismes en charge du développement agricole orientent davantage leurs activités autour de ces systèmes de production, notamment par la création de réseaux de parcelles de suivi. Pour autant, les impacts environnementaux liés à la mise en œuvre de ces techniques sans labour (ou sans retournement de l'horizon de surface) sont encore mal connus qu'il s'agisse, par exemple, de problématiques de stockage de carbone (ou de non-déstockage par le labour) (Blanco-Canqui et Lal, 2004 ; Alvarez, 2005 ; Bernoux et al., 2006), de pertes d'éléments nutritifs (nitrate) (Malhi et al., 2001 ; Power et al., 2001), d'accroissement des teneurs en mycotoxines des céréales (Beyer et al., 2006 ; Nesci et al., 2006), ou de risque de pollution des eaux (ou de l'air) par les produits phytosanitaires (Barriuso et al., 1994a ; Locke et Bryson, 1997).

Dans ce contexte, l'objectif général de ce travail de recherche est **d'apporter des éléments de compréhension du déterminisme des risques environnementaux liés à l'utilisation des pesticides dans une zone de plaine alluviale en Midi-Pyrénées sous différentes conduites culturales du maïs irrigué impliquant des changements dans les techniques de travail du sol et dans le mode de gestion de la période d'interculture.**

Afin de mieux cerner les enjeux scientifiques associés à cette problématique, une synthèse bibliographique est proposée dans le chapitre 1 de cette thèse. Cette synthèse nous amène à formuler les objectifs spécifiques du travail de recherche qui a été mené et à proposer une démarche de recherche originale. Le mémoire est organisé autour de trois parties divisées en chapitres. Les chapitres 2 à 4, regroupés dans la partie I du mémoire, traitent des effets des techniques culturales étudiées sur les propriétés physiques (hydriques et thermiques) des sols. Ces chapitres s'intéressent notamment à la dynamique de l'eau durant l'année (périodes de culture et d'interculture) et à l'origine de la variabilité des propriétés hydriques et de transport des solutés. Les chapitres 5 et 6, regroupés dans la partie II, s'intéressent aux comportements dans le sol de l'herbicide étudié, l'isoxaflutole, et de son métabolite, le dicétonitrile. Ces chapitres portent notamment sur la caractérisation des propriétés de rétention et de dégradation de ces molécules ainsi qu'à leur comportement au champ (dégradation, lixiviation). Pour finir, dans la partie III est proposé un premier travail de modélisation des phénomènes observés sous les différents systèmes de cultures envisagés.

CHAPITRE 1.

Effets des techniques de travail du sol sur la dissipation des pesticides - Synthèse bibliographique.

CHAPITRE 1.

Effets des techniques de travail du sol sur la dissipation des pesticides - Synthèse bibliographique.

1.1. Introduction

À la fin du XIX^{ème} siècle, l'âge agricole, reposant sur une agriculture traditionnelle attelée, évolue vers un âge agro-industriel de plus en plus mécanisé et de plus en plus productif. Avec l'augmentation de la puissance de traction, l'araire, dont la disposition symétrique de ses éléments permettait essentiellement l'ouverture de la ligne de semis sur une faible profondeur, est progressivement abandonnée au profit de la charrue à versoirs, dissymétrique, capable de retourner le sol sur une profondeur importante (> 30 cm) (Boulaine, 1996).

Aux États-Unis, à partir des années 1910, l'utilisation de la charrue à versoirs se systématise notamment dans les grandes plaines du Middle-West. En Europe, il faut attendre la fin de la 2^{ème} guerre mondiale et le nécessaire développement de la production agricole pour voir se développer le travail profond du sol. Cette évolution du travail du sol est accompagnée de progrès importants en sélection semencière et du développement de l'utilisation d'intrants chimiques. Les résultats obtenus sont sans précédent. Les rendements en blé, par exemple, bondissent de 8-10 qx par hectare en 1945 à plus de 80 qx en 1985.

En parallèle de cette croissance de production, les consommations en intrants augmentent. Les réaménagements de l'espace agricole nécessaires à cette production modifient de nombreux cycles biogéochimiques et, assez rapidement, les conséquences sur l'environnement de ce productivisme effréné se font ressentir. L'exemple le plus célèbre, apparu dans les plaines américaines à la fin des années 1920, est le problème de la perte de terre arable par érosion éolienne appelée « *Dust Bowl* » (Masutti, 2004). Face à ce problème majeur, privant certaines régions de toute capacité de production,

la réaction américaine fut rapide et, en 1935, le « *Soil Conservation Service* » (aujourd'hui appelé « *Natural Resources Conservation Service* ») fut créé au sein de l'USDA (United States Department of Agriculture). Dès lors, d'importants efforts de recherche, de développement et de communication vont promouvoir l'adoption des techniques de conservation des sols, regroupées sous le terme de « conservation tillage ». Le labour réalisé le plus souvent à la charrue à versoirs, qualifié de pratique conventionnelle (« conventional tillage »), est abandonné au profit de techniques de travail superficiel du sol, « reduced tillage », ou de techniques de semis direct, « no-tillage », visant à implanter directement la graine dans la terre sans aucun travail préalable. Qu'ils soient animés ou non, à dents, à disques, à pattes, ou à lames, les outils de travail du sol abondent et la multitude de déclinaison de ces pratiques sur le terrain rend impossible leur caractérisation individuelle. Pour cela, un critère objectif reposant sur le taux de couverture du sol au moment du semis est utilisé. Dans le cas d'une démarche de lutte contre l'érosion hydrique, toute technique maintenant un minimum de 30 % de la surface du sol couverte par des résidus ou toute autre couverture végétale après que la culture de l'année ait été semée est qualifiée de technique de conservation. De même, dans le cas d'une démarche de lutte contre l'érosion éolienne, il s'agit de maintenir un minimum de 1,1 t ha⁻¹ de résidus en surface (Gebhardt et al., 1985). Cette définition s'appuie donc sur une obligation de résultats, pas de moyens. Ainsi des travaux du sol profonds (décompactage, sous-solage) peuvent être qualifiés de techniques de conservation des sols au même titre qu'un semis direct. Assez rapidement, ces techniques nord-américaines se développent dans les pays d'Amérique du Sud, en particulier au Brésil où l'érosion hydrique est importante (Bernoux et al., 2006) et en Argentine.

En Europe et plus précisément en France, les problèmes d'érosion n'ayant pas connu les mêmes proportions qu'aux États-Unis, les techniques de conservation des sols tardent à se développer. Dans les années 1970-1980, des tentatives de développement se sont heurtées à la baisse sensible des rendements en techniques de conservation alors que la dynamique productiviste du moment incitait à produire plus pour gagner plus.

Il faudra attendre le début des années 1990, avec la conférence de Rio (1992) qui pose les bases d'une agriculture durable, pour que les préoccupations évoluent vers une prise en compte de la vulnérabilité des ressources en eaux, en sols, en paysages. De plus l'apparition d'excédents de produits agricoles entraîne une baisse des prix. La maîtrise des revenus passe plus que jamais par une baisse des coûts de production et par un accroissement supplémentaire de la productivité du travail d'autant que les structures s'agrandissent. C'est dans cette logique économique, sur fond de démarches environnementales, que les techniques de conservation des sols, réputées plus rapides donc moins coûteuses en temps et en énergie, vont enfin devenir attractives.

La nomenclature adoptée en France pour qualifier ces techniques ne s'appuie pas, du moins dans un premier temps, sur la définition américaine. L'arrêt du labour à la charrue étant considéré comme l'unique étape indispensable, ces techniques ont tout d'abord été dénommées « techniques culturales simplifiées » (TCS), le degré ultime de simplification étant le semis direct. Le terme « simplifiées » ne

correspondant pas véritablement à une réalité agronomique (augmentation des difficultés de gestion parasitaire, diminution des jours de travail disponibles, ...), la dénomination évolue vers « techniques (culturales) sans labour » (TSL ou TCSL) encore aujourd'hui largement utilisée. Enfin, la couverture du sol par la gestion des résidus de culture, voire l'implantation d'une couverture végétale non marchande, apparaissant comme caractéristique et fédératrice de ces pratiques, la dénomination rejoint progressivement la nomenclature américaine pour devenir « techniques de conservation des sols » (TCS) (Labreuche et al., 2007).

Progressivement en France, les surfaces semées sans labour préalable augmentent pour l'ensemble des espèces cultivées (Figure 1a). Les cultures de printemps restent toutefois plus fréquemment implantées après un labour que les cultures d'hiver. De plus, des disparités de développement des techniques de conservation sont observées selon les régions. Dans le Sud-ouest (Aquitaine et Midi-Pyrénées) par exemple, près de 50 % des surfaces en blé tendre sont semées sans labour en 2001 alors qu'en moyenne au niveau national, seulement 17 % le sont (Agreste, 2004).

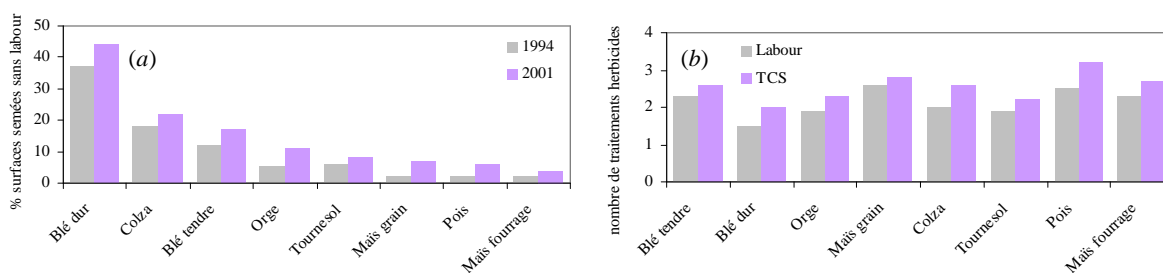


Figure 1. Évolution des surfaces semées sans labour préalable en France entre 1994 et 2001 pour différentes cultures (a) et nombre moyen de traitements herbicides appliqués en 2001 pour différentes cultures implantées après labour et en techniques de conservation des sols (TCS) (b) (Agreste, 2004).

Un des rôles majeurs du labour est de permettre l'enfouissement du stock semencier et le contrôle des populations adventices. L'arrêt du retournement de l'horizon de surface en techniques de conservation des sols peut entraîner une augmentation du salissement (Barberi et Mazzoncini, 2001 ; Torresen et al., 2003), et est souvent associé à une augmentation de l'utilisation des pesticides, en particulier des herbicides (Figure 1b). Bien que de nombreuses études aient été conduites, principalement sur le continent Nord américain, le devenir dans l'environnement des pesticides utilisés en TCS présente de nombreuses contradictions et reste, finalement, encore mal connu (Aubertot et al., 2005 ; Réal et al., 2007). L'abandon du labour entraîne, en effet, des modifications importantes et complexes des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, le plus souvent en interrelation les unes avec les autres, affectant ainsi le devenir des molécules appliquées. Ce chapitre fait suite à une première synthèse réalisée par Locke et Bryson (1997) dans laquelle les auteurs traitaient des interactions sol-herbicide dans des systèmes visant à réduire le travail du sol et à maintenir les résidus de culture en surface. En nous appuyant sur leur travail, nous avons cherché à dresser l'état des connaissances des effets du travail du sol sur les processus intervenant dans la dissipation des

pesticides. L'effort s'est notamment porté pour chacun de ces processus sur la compréhension des mécanismes impliqués, leur importance relative et l'origine des effets contradictoires observés. Les listes des molécules, principalement des herbicides, et des techniques de travail du sol mentionnées dans ce travail sont indiquées dans le Tableau 1 et le Tableau 2 respectivement. La Figure 2 synthétise les modifications des propriétés du sol attribuables aux pratiques de travail du sol et leurs conséquences sur les mécanismes conditionnant le devenir des pesticides dans l'environnement abordés dans cette synthèse.

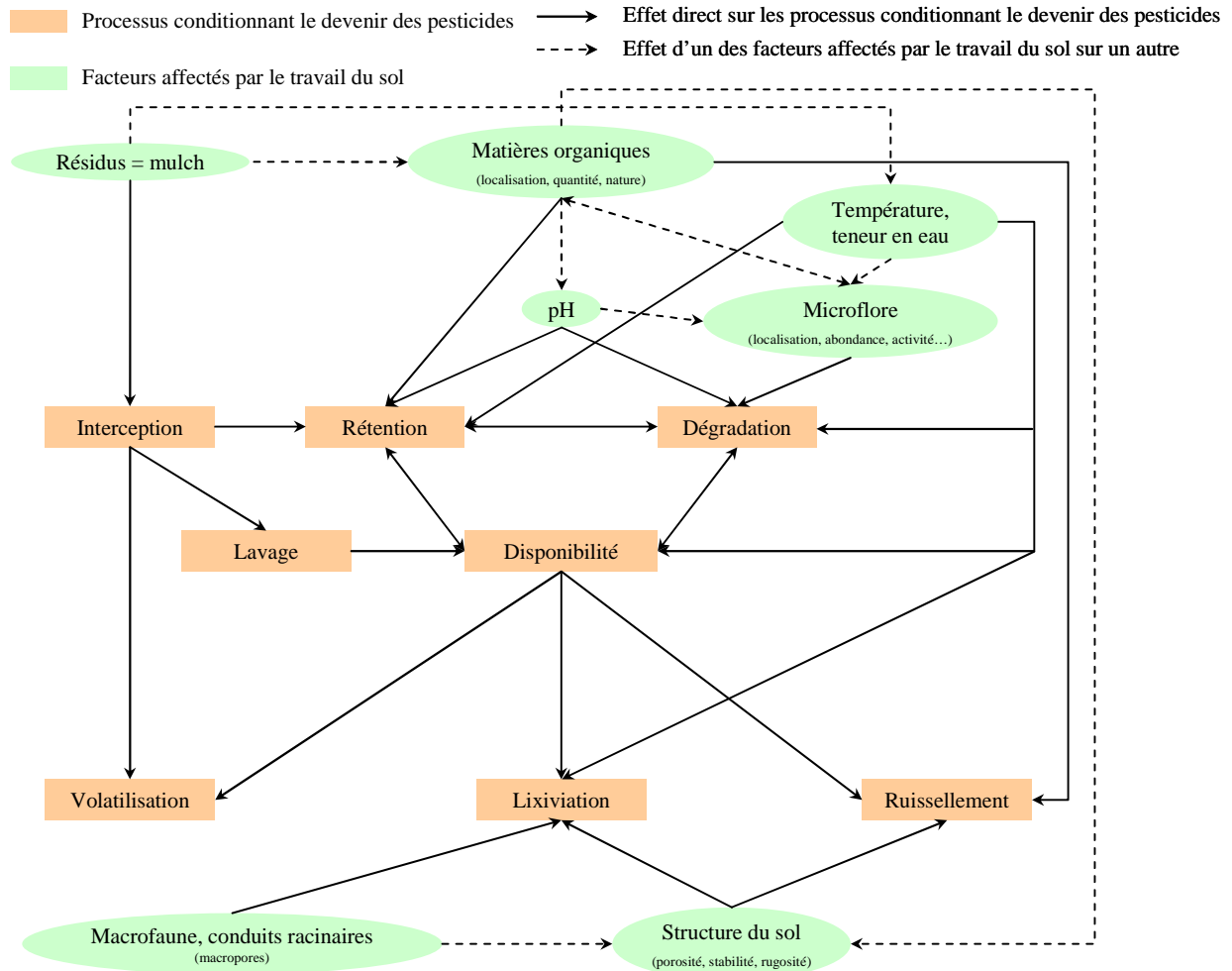


Figure 2. Schéma relationnel entre les processus conditionnant le devenir des pesticides dans l'environnement et les facteurs affectés par le travail du sol.

1.2. Interception - Réétention

Lors d'un traitement, le pesticide est mis en contact avec la matrice sol soit directement dans le cadre d'un traitement de prélevée, soit suite à un lavage de la matrice végétale par les pluies. Il s'en suit des échanges entre les phases liquide, solide et gazeuse du sol, incluant adsorption, absorption et désorption des composés, qui constituent les phénomènes de réétention (Calvet et Barriuso, 1994).

Tableau 1. Liste des pesticides concernés par la synthèse bibliographique.

| Pesticide | Nature | Nom chimique |
|--------------------|----------------------|--|
| Acétochlore | Herbicide | 2-chloro-N-(éthoxyméthyl)-N-(2-éthyl-6-méthylphényl)acétamide |
| Acifluorfen | Herbicide | 5-[2-chloro-4-(trifluorométhyl)phenoxy]-2-nitrobenzoic acid |
| Alachlore | Herbicide | 2-chloro-N-(2,6-diéthylphényl)-N-(methoxyméthyl)-acetamide |
| Atrazine | Herbicide | (6-chloro-N-ethyl)-N'-(1-méthylethyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine |
| Bentazone | Herbicide | 3-(1-méthylethyl)-(1H)-2,1,3-benzothiadiazin-4-(3H)-one-2,2-dioxide |
| Carbofuran | Insecticide | 2,3-dihydro-2,2,-diméthyl-7-benzofuranyl methylcarbamate |
| Chlorimuron | Herbicide | Ethyl-2-[[[[4-chloro-6-méthoxy-2-pyrimidinyl]amino]carbonyl]sulfonyl]benzoic acid |
| Clomazone | Herbicide | 2-[(2-chlorophényl)méthyl]-4,4-diméthyl-3-isoxazolidinone |
| Clopyralid | Herbicide | 3,6-dichloro-2-pyridinecarboxylic acid |
| Chlorpyrifos | Insecticide | <i>O,O</i> -diéthyl- <i>O</i> -(3,5,6-trichloro-2-pyridyl) phosphorothioate |
| Cyanazine | Herbicide | 2-[[4-chloro-6-(éthylamino)-1,3,5-triazin-2-yl]amino]-2-méthylpropanenitrile |
| Diazinon | Insecticide | 0,0-diéthyl- <i>O</i> -(6-méthyl-2(1-méthéthyl)-4-pyrimidinyl phosphor-othioate |
| Dicamba | Herbicide | 3,6-dichloro-2-méthoxybenzoic acid |
| Diclofop-méthyl | Herbicide | 2-(4-(2,4-Dichlorophénoxy)phénoxy)propanoic acid, méthyl ester |
| Diclosulam | Herbicide | N-(2,6-dichlorophényl)-5-éthoxy-7-fluoro-(1,2,4)triazolo(1,5-c)pyrimidine-2-sulfonamide |
| Diméthipin | Défoliant | 2,3-dihydro-5,6-diméthyl-1,4,dithiin 1,1,4,4-tetraoxide |
| Fluometuron | Herbicide | N,N-diméthyl-N'-[3-(trifluorométhyl)phényl]- Urea |
| Fonofos | Insecticide | <i>O</i> -éthyl S-phényl éthylphosphonodithioate |
| Glyphosate | Herbicide | N-(phosphonométhyl)glycine |
| Imazapic | Herbicide | (RS)-2-(4,5-dihydro-4-isopropyl-4-méthyl-5-oxoimidazol-2-yl)-5-méthylnicotinic acid |
| Imazapyr | Herbicide | 2-(4,5-Dihydro-4-méthyl-4-(1-méthylethyl)-5-oxo-1H-imidazol-2-yl)-3-pyridine carboxylic acid |
| Imazaquin | Herbicide | 2-[4,5-dihydro-4-méthyl-4-(1-méthylethyl)-5-oxo-1H-imidazol-2-yl]-3-quinolinecarboxylic acid |
| Imazethapyr | Herbicide | (±)-2-[4,5-dihydro-4-méthyl-4-(1-méthylethyl)-5-oxo-1H-imidazol-2-yl]-5-éthyl-3-pyridinecarboxylic acid |
| Isoproturon | Herbicide | 3-(4-isopropylphényl)1-1-diméthylurea |
| Isoxaflutole | Herbicide | 5-cyclopropyl-4-isoxazolyl-[2-(méthylsulfonyl-4-trifluorométhyl)phényl]-méthanone |
| Linuron | Herbicide | 3-(3,4-dichlorophényl)-1-méthoxy-1-méthylurée |
| MCPA | Herbicide | 4-chloro-2-méthylphenoxy acetic acid |
| Métolachlore | Herbicide | 2-chloro-N-(2-éthyl-6-méthylphényl)-N-(2-méthoxy-1-méthylethyl)acetamide |
| Métamitron | Herbicide | 4-amino-3-méthyl-6-phényl-1,2,4-triazine-5(4H)-one |
| Métribuzine | Herbicide | 4-amino-6-(1,1-diméthylethyl)-3-(methylthio)-1,2,4-triazin-5(4H)-one |
| Norflurazon | Herbicide | 4-chloro-5(méthylamino)-2-(3-(trifluorométhyl)phényl)-3(2H)-pyridazinone |
| Oxyfluorfen | Herbicide | 2-chloro-1-(3-éthoxy-4-nitrophénoxy)-4-(trifluorométhyl)benzène |
| Pendiméthaline | Herbicide | N-(1-éthylpropyl)-3,4-diméthyl-2,6-dinitro-benzenamine |
| Propachlore | Herbicide | 2-chloro-N-isopropylacétanilide |
| Simazine | Herbicide | 2-chloro-4,6-bis[éthylamino]-s-triazine |
| Sulfentrazone | Herbicide | N-[2,4-dichloro-5-[4-(difluorométhyl)-4,5-dihydro-3-méthyl-5-oxo-1H-1,2,4-triazol-1-yl]phényl]methanesulfonamide |
| Terbufos | Insecticide | S-((1,1-Diméthyléthyl)thio)méthyl) <i>O,O</i> -diéthyl phosphorodithioate |
| Terbutylazine | Herbicide | 2-chloro-4-tertiobutylamino-6-éthylamino-1, 3, 5 triazine |
| Thidiazuron | Défoliant | N-phényl-N-1,2,3-thidiazol-5-yl-urée |
| Tribufos | Défoliant | S,S,S-tributyl phosphorotrithioate |
| 2,4 D | Herbicide | (2,4-dichlorophénoxy)acetic acid |
| 2,4-Dichlorophénol | Précurseur herbicide | 2,4-Dichlorophénol |

1.2.1. Effet du mulch

L'accumulation de résidus organiques à la surface du sol (mulch) en techniques de conservation (TCS) est souvent associée à une augmentation de l'interception des pesticides appliqués, en particulier pour les pesticides apolaires ou faiblement polaires (Locke, 1992 ; Novak et al., 1996 ; Reddy et al., 1997a ; Reddy et al., 1997b ; Reddy et Locke, 1998 ; Zablutowicz et al., 2000). Cette interception est variable selon le pourcentage de couverture du sol et, pour une couverture du sol de 30 %, elle peut représenter entre 40 et 70 % de la dose appliquée pour des herbicides de prélevée (Banks et Robinson, 1982 ; Ghadiri et al., 1984 ; Isensee et Sadeghi, 1994 ; Sadeghi et Isensee, 1997). Par exemple, pour des quantités de résidus > 4,5 t ha⁻¹, l'interception représentait plus de 90 % des doses d'acétochlore, d'alachlore et de métolachlore apportées (Banks et Robinson, 1986). Elle est également conditionnée par la formulation des molécules. Sous forme micro-encapsulée ou en granulés, l'interception est

réduite et la molécule arrive au sol plus rapidement qu'avec la formulation commerciale appliquée par pulvérisation (Johnson et al., 1989 ; Sadeghi et al., 1998). Des phénomènes de rétention sont intimement associés à cette interception. Les résidus de culture présentent des capacités d'adsorption de 10 à 60 fois supérieures au sol seul (Boyd et al., 1990 ; Reddy et al., 1995a). Ils peuvent significativement modifier la disponibilité et la migration des pesticides (Sigua et al., 1993 ; Sadeghi et al., 1998 ; Ma et Selim, 2005) et réduire leur efficacité de lutte contre les bio-agresseurs (Mills et al., 1989 ; Shelton et al., 1998) nécessitant parfois l'augmentation des doses d'application (Worsham, 1991 ; Shelton et al., 1998). En pénétrant dans les cellules végétales des résidus, les molécules vont en effet être piégées physiquement par les composés des parois cellulaires (Dao, 1991) et le plus souvent perdre leur activité.

Tableau 2. Liste des pratiques de travail du sol concernées par la synthèse bibliographique.

| Code | Modalité | Taux de couverture du sol | Type d'outils |
|------------------|------------------------------------|---------------------------|---|
| CT | Technique conventionnelle | < 30 % | Charrue à versoirs Charrue à disques Machine à bêcher |
| TCS | Technique de conservation des sols | | |
| MT _{Dk} | Travail superficiel à disques | > 30 % | Déchaumeur à disques |
| MT _{Ch} | Travail superficiel à dents | > 30 % | Déchaumeur à dents, vibroculteurs, herse à dents |
| MT _{Ss} | Sous-solage | > 30 % | Sous-soleuse, décompacteur |
| RT | Travail en billons | > 30 % | Butteuse |
| ST | Travail en bandes | > 30 % | Outils à disques, à dents ou animés |
| NT | Semis direct | > 50 % selon résidus | Semoir à disques (ouvreurs et semeurs) |

Selon les sources, le vieillissement des résidus présente des effets contradictoires sur les capacités d'interception et de rétention. Sigua et al. (1993) indiquent que l'interception de l'atrazine par des résidus de culture de maïs permet effectivement de limiter les mouvements de la molécule dans le sol, notamment par des processus d'adsorption et de dégradation survenant après cette phase d'interception. L'interception est, dans leur travail, accrue lorsque les résidus de maïs sont frais, ce qu'ils expliquent par une hydrophobicité plus importante des tissus végétaux. Au contraire, pour la métribuzine (Dao, 1991), le chlorimuron (Reddy et al., 1995a) et la cyanazine (Reddy et al., 1997a), l'interception est accrue avec des résidus âgés. L'augmentation du ratio quantité de lignine / quantité de cellulose au cours de la décomposition est une hypothèse explicative (Dao, 1991), de même que cette décomposition, en augmentant les surfaces d'échange par fractionnement physique, offre une plus grande quantité de sites d'adsorption (Reddy et al., 1995a). A cet effet lié au vieillissement des résidus s'ajoute celui lié à la nature des résidus qui influence également l'interception et la rétention. Des résidus de vesce (*Vicia villosa*) adsorbent davantage le chlorimuron que des résidus de seigle (*Secale cereale*) (Reddy et al., 1995a) et davantage le fluométuron que des résidus de blé (*Triticum aestivum*) (Gaston et al., 2001) (Tableau 3). Bien que de fortes incertitudes demeurent, la composition des résidus de vesce, plus riches en groupements aminés et plus pauvres en cellulose que les résidus de seigle ou de blé, peut expliquer ces différences (Gaston et al., 2001).

Tableau 3. Propriétés d'adsorption des pesticides en fonction des techniques de travail du sol.

| Pesticide | Modalité | Prof. cm | Sols | | K_D L kg ⁻¹ | K_F L ⁿ mg ⁽¹⁻ⁿ⁾ kg ⁻¹ | K_{OC} L kg ⁻¹ C _{org} | Référence | |
|-------------|---------------------|-------------|------------------------------|------------------------|-----------------------------|--|---|-------------------------|--------------------------|
| | | | Argile g kg ⁻¹ | C _{org} pH | | | | | |
| Acétochlore | NT | 0-10 | - | 16,6 | - | 2,7 | - | (Ferri et al., 2002) | |
| | CT | | - | 13,3 | - | 1,7 | 166 | | |
| Acifluorfen | NT | 0-10 | - | 10,2 | 5,6 [*] | - | 0,8 | (Gaston et Locke, 2000) | |
| | NT | 10-20 | - | 5,6 | 5,3 [*] | - | 0,5 | | |
| | NT | 20-30 | - | 4,4 | 5,7 [*] | - | 0,6 | | |
| | CT | 0-10 | - | 8,7 | 5,8 [*] | - | 0,8 | | |
| | CT | 10-20 | - | 6,4 | 5,8 [*] | - | 0,5 | | |
| | CT | 20-30 | - | 4,9 | 5,8 [*] | - | 0,5 | | |
| Alachlore | NT | 0-5 | 290 | 16,7 | 5,5 [*] | 5,4 | 5,6 | (Locke, 1992) | |
| | CT | 0-5 | 260 | 10,2 | 5,5 [*] | 3,5 | 3,6 | | |
| Alachlore | NT | 0-5 | - | 72,5 | 4,7 [*] | - | 6,0 | (Clay et al., 1991) | |
| | NT | 5-10 | - | 29,0 | 5,0 [*] | - | 3,6 | | |
| | NT | 10-15 | - | 29,5 | 6,2 [*] | - | 4,0 | | |
| | NT | 15-20 | - | 32,5 | 6,4 [*] | - | 3,7 | | |
| | CT | 0-5 | - | 30,0 | 5,5 [*] | - | 3,6 | | |
| | CT | 5-10 | - | 26,0 | 6,0 [*] | - | 4,0 | | |
| | CT | 10-15 | - | 29,0 | 5,2 [*] | - | 3,9 | | |
| | CT | 15-20 | - | 28,0 | 5,7 [*] | - | 4,0 | | |
| Alachlore | NT+B [†] | 0-15 | - | 8,4 | - | 0,9 | - | 110 | (Xue et al., 1997) |
| | NT+V [†] | | - | 8,6 | - | 1,1 | - | 130 | |
| | NT | | - | 6,7 | - | 1,0 | - | 143 | |
| | CT+B | | - | 4,7 | - | 0,5 | - | 99 | |
| | CT+V | | - | 5,7 | - | 0,5 | - | 95 | |
| | CT | | - | 6,3 | - | 0,6 | - | 91 | |
| Atrazine | NT | 0-2,5 | - | 19,1 | 5,2 | 7,8 | - | - | (Ghadiri et al., 1984) |
| | NT | 2,5-5 | - | 15,1 | 5,0 | 7,1 | - | - | |
| | NT | 5-10 | - | 10,4 | 5,8 | 7,0 | - | - | |
| | NT | 10-15 | - | 10,4 | 6,2 | 7,3 | - | - | |
| | NT | 15-20 | - | 10,4 | 6,3 | 7,0 | - | - | |
| | NT | 20-25 | - | 8,1 | 6,5 | 6,2 | - | - | |
| | NT | 25-30 | - | 7,0 | 6,7 | 6,1 | - | - | |
| | NT | 30-35 | - | 6,4 | 6,8 | 6,1 | - | - | |
| | NT | 35-40 | - | 5,8 | 6,9 | 5,8 | - | - | |
| | CT | 0-2,5 | - | 12,8 | 5,6 | 7,4 | - | - | |
| | CT | 2,5-5 | - | 12,8 | 5,2 | 7,5 | - | - | |
| | CT | 5-10 | - | 11,6 | 5,7 | 7,6 | - | - | |
| | CT | 10-15 | - | 11,0 | 6,2 | 6,7 | - | - | |
| | CT | 15-20 | - | 10,4 | 6,3 | 6,5 | - | - | |
| Atrazine | NT | 0-15 | - | 10,6 | - | 1,7 | - | - | (Novak et al., 1996) |
| | CT | | - | 9,8 | - | 1,4 | - | | |
| Bentazone | NT | 0-10 | - | 10,2 | 5,6 [*] | - | - | (Gaston et al., 1996b) | |
| | NT | 10-20 | - | 5,6 | 5,3 [*] | - | - | | |
| | NT | 20-30 | - | 4,4 | 5,7 [*] | 0,03 | 0,04 | | |
| | CT | 0-10 | - | 8,7 | 5,8 [*] | - | - | | |
| | CT | 10-20 | - | 6,4 | 5,8 [*] | - | - | | |
| | CT | 20-30 | - | 4,9 | 5,8 [*] | - | - | | |
| Chlorimuron | NT | 0-7,5 | 280 | 30,6 | 6,6 [*] | - | 1,0 | 31 | (Reddy et al., 1995b) |
| | CT | | 250 | 17,8 | 6,4 [*] | - | 0,6 | 31 | |
| | NT | | 330 | 46,0 | 6,2 [*] | - | 6,5 | 142 | |
| | CT | | 260 | 19,2 | 4,5 [*] | - | 2,1 | 108 | |
| | NT | | - | 15,3 | 5,4 [*] | - | 2,1 | 141 | |
| | CT | | - | 13,1 | 5,7 [*] | - | 1,6 | 125 | |
| Clopyralid | NT (9) [‡] | 0-5 | 145 | 23,7 | 5,1 | 1,0 | - | 21 | (Shang et Arshad, 1998) |
| | CT | | 145 | 22,7 | 5,8 | 0,3 | - | 2 | |
| | NT (8) | | 532 | 47,0 | 4,9 | 1,6 | - | 51 | |
| | CT | | 520 | 44,5 | 5,4 | 2,1 | - | 32 | |
| Cyanazine | NT (10) | 0-5 | 230 | 21,4 | 5,2 | 3,5 | - | 165 | (Reddy et al., 1997b) |
| | CT | | 210 | 16,0 | 5,3 | 2,2 | - | 140 | |
| Dicamba | NT (9) | 0-5 | 145 | 23,7 | 5,1 | 0,2 | - | 13 | (Shang et Arshad, 1998) |
| | CT | | 145 | 22,7 | 5,8 | Undetected | - | Undetected | |
| | NT (8) | | 532 | 47,0 | 4,9 | 1,4 | - | 23 | |
| | CT | | 520 | 44,5 | 5,4 | 1,6 | - | 23 | |
| Diclosulam | NT | 0-10 | 355 | 19,9 | 5,0 [*] | 1,9 | 1,8 | 98 | (Lavorenti et al., 2003) |
| | CT | 0-10 | 341 | 12,8 | 4,4 [*] | 2,0 | 1,9 | 159 | |
| Fluométuron | NT+Adv [‡] | 0-3 | - | 13,9 | 5,2 | - | 2,0 | - | (Gaston et al., 2001) |
| | NT+ Adv | 3-6 | - | 8,0 | 5,5 | - | 1,0 | - | |
| | NT+V | 0-3 | - | 15,6 | 5,5 | - | 1,8 | - | |
| | NT+V | 3-6 | - | 7,3 | 5,2 | - | 1,2 | - | |
| | NT+B | 0-3 | - | 11,2 | 6,1 | - | 1,8 | - | |
| | NT+B | 3-6 | - | 4,7 | 5,5 | - | 1,3 | - | |
| | CT+ Adv | 0-3 | - | 7,4 | 5,7 | - | 0,8 | - | |
| | CT+ Adv | 3-6 | - | 7,0 | 5,2 | - | 1,2 | - | |
| | CT+V | 0-3 | - | 7,4 | 5,5 | - | 0,9 | - | |
| | CT+V | 3-6 | - | 6,6 | 5,0 | - | 1,1 | - | |
| Fluométuron | CT+B | 0-3 | - | 7,8 | 5,8 | - | 1,0 | - | |
| | CT+B | 3-6 | - | 5,8 | 5,1 | - | 0,8 | - | |

Fin du Tableau 3

| | | | | | | | | | |
|--------------------|--------------------|-------|------|------------------|------------------|------|-----|----------------------------|---------------------------|
| Fluométron | NT | 0-4 | 150 | 20,0 | 5,1 | 2,2 | - | - | (Brown et al., 1994) |
| | NT | 4-8 | 150 | 10,0 | 5,5 | 1,7 | - | - | |
| | NT | 8-15 | 160 | 9,0 | 6,5 | 1,4 | - | - | |
| | CT | 0-4 | 130 | 13,0 | 5,5 | 1,7 | - | - | |
| | CT | 4-8 | 140 | 13,0 | 5,7 | 2,1 | - | - | |
| | CT | 8-15 | 150 | 11,0 | 6,3 | 1,4 | - | - | |
| | NT+V | 0-4 | 150 | 25,0 | 4,7 | 3,0 | - | - | |
| | NT+V | 4-8 | 150 | 11,0 | 4,9 | 1,0 | - | - | |
| | NT+V | 8-15 | 150 | 9,0 | 5,7 | 1,3 | - | - | |
| | CT+V | 0-4 | 140 | 15,0 | 5,0 | 2,1 | - | - | |
| CT+V | 4-8 | 150 | 15,0 | 5,0 | 2,2 | - | - | (Zablotowicz et al., 2000) | |
| CT+V | 8-15 | 150 | 11,0 | 5,6 | 1,6 | - | - | | |
| NT (11) | 0-2 | - | 30,1 | - | - | 7,2 | - | | |
| NT | 2-5 | - | 11,8 | - | - | 2,0 | - | | |
| NT | 5-10 | - | 5,9 | - | - | 1,4 | - | | |
| NT | 10-25 | - | 3,3 | - | - | 1,5 | - | | |
| CT | 0-2 | - | 20,3 | - | - | 1,9 | - | | |
| CT | 2-5 | - | 11,2 | - | - | 2,2 | - | | |
| CT | 5-10 | - | 6,9 | - | - | 1,0 | - | | |
| CT | 10-25 | - | 4,4 | - | - | 1,2 | - | | |
| Fluométron | NT | 0-8 | 130 | 24,5 | 5,1 [†] | 2,0 | - | 80 | (Suba et Essington, 1999) |
| | CT | 0-8 | 100 | 14,2 | 5,2 [‡] | 1,3 | - | 92 | |
| Fluométron | NT | 0-2 | - | 13,9 | 6,7 | 2,4 | - | - | (Locke et al., 2005) |
| | NT | 2-10 | - | 6,1 | 5,9 | 1,6 | - | - | |
| | NT+Rg [‡] | 0-2 | - | 19,8 | 6,0 | 5,0 | - | - | |
| | NT+Rg | 2-10 | - | 6,9 | 5,7 | 1,4 | - | - | |
| | CT | 0-2 | - | 8,0 | 6,5 | 1,7 | - | - | |
| | CT | 2-10 | - | 6,0 | 5,8 | 1,6 | - | - | |
| | CT+Rg | 0-2 | - | 9,5 | 6,4 | 2,1 | - | - | |
| | CT+Rg | 2-10 | - | 7,3 | 5,7 | 2,0 | - | - | |
| | RT | 0-2 | - | 12,2 | 6,5 | 0,6 | - | - | |
| | RT | 2-10 | - | 6,7 | 6,7 | 0,4 | - | - | |
| | RT+S [‡] | 0-2 | - | 12,6 | 6,6 | 0,7 | - | - | |
| | RT+S | 2-10 | - | 7,1 | 6,6 | 0,5 | - | - | |
| | CT | 0-2 | - | 6,4 | 6,1 | 0,4 | - | - | |
| | CT | 2-10 | - | 8,4 | 6,4 | 0,4 | - | - | |
| | CT+S | 0-2 | - | 6,8 | 6,1 | 0,4 | - | - | |
| | CT+S | 2-10 | - | 7,9 | 6,6 | 0,5 | - | - | |
| | RT | 0-2 | - | 10,3 | 5,5 | 0,5 | - | - | |
| | RT | 2-10 | - | 9,5 | 5,5 | 0,5 | - | - | |
| | RT+S | 0-2 | - | 8,8 | 5,5 | 0,4 | - | - | |
| | RT+S | 2-10 | - | 8,5 | 5,9 | 0,5 | - | - | |
| CT | 0-2 | - | 9,0 | 5,6 | 0,4 | - | - | | |
| CT | 2-10 | - | 8,6 | 5,4 | 0,4 | - | - | | |
| CT+S | 0-2 | - | 8,7 | 5,7 | 0,4 | - | - | | |
| CT+S | 2-10 | - | 8,6 | 5,5 | 0,4 | - | - | | |
| MCPA | NT (9) | | 145 | 23,7 | 5,1 | 2,0 | - | 63 | (Shang et Arshad, 1998) |
| | CT | | 145 | 22,7 | 5,8 | 0,7 | - | 40 | |
| | NT (8) | 0-5 | 532 | 47,0 | 4,9 | 7,3 | - | 168 | |
| | CT | | 520 | 44,5 | 5,4 | 10,4 | - | 182 | |
| Métolachlore | NT | 0-5 | - | 15,4 | - | - | 3,5 | 230 | (Ding et al., 2002b) |
| | NT | 10-15 | - | 3,5 | - | - | 1,3 | 360 | |
| | CT | 0-5 | - | 8,5 | - | - | 2,0 | 240 | |
| | CT | 10-15 | - | 5,4 | - | - | 1,4 | 256 | |
| Norflurazon | NT | 0-8 | 130 | 24,5 | 5,1 [†] | 12,1 | - | 496 | (Suba et Essington, 1999) |
| | CT | 0-8 | 100 | 14,2 | 5,2 [‡] | 6,5 | - | 456 | |
| Norflurazon | NT | 0-2 | - | 13,9 | 6,7 | 2,2 | - | - | (Locke et al., 2005) |
| | NT | 2-10 | - | 6,1 | 5,9 | 1,6 | - | - | |
| | NT+Rg | 0-2 | - | 19,8 | 6,0 | 3,6 | - | - | |
| | NT+Rg | 2-10 | - | 6,9 | 5,7 | 1,6 | - | - | |
| | CT | 0-2 | - | 8,0 | 6,5 | 1,6 | - | - | |
| | CT | 2-10 | - | 6,0 | 5,8 | 1,8 | - | - | |
| | CT+Rg | 0-2 | - | 9,5 | 6,4 | 2,3 | - | - | |
| CT+Rg | 2-10 | - | 7,3 | 5,7 | 2,1 | - | - | | |
| Sulfentrazone | NT | | 280 | 30,6 | 6,6 [*] | 0,9 | 1,2 | 30 | (Reddy et Locke, 1998) |
| | CT | | 250 | 17,8 | 6,4 [*] | 0,8 | 1,0 | 47 | |
| | NT | 0-7,5 | 330 | 46,0 | 6,2 [*] | 3,2 | 3,4 | 71 | |
| | CT | | 260 | 19,2 | 4,5 [*] | 2,9 | 2,6 | 153 | |
| | NT | | 230 | 21,4 | 5,2 [*] | 2,3 | 3,3 | 96 | |
| CT | | 210 | 16,0 | 5,3 [*] | 1,5 | 1,8 | 106 | | |
| 2,4-Dichlorophénol | NT (9) | 0-3 | 188 | 27,0 | 6,6 | 4,2 | - | 155 | (Düring et al., 2002) |
| | NT | 3-10 | 177 | 16,7 | 6,6 [*] | 2,2 | - | 132 | |
| | NT | 10-25 | 168 | 10,3 | 6,4 [*] | 1,3 | - | 122 | |
| | CT | 0-3 | 132 | 11,3 | 6,1 [*] | 1,7 | - | 150 | |
| | CT | 3-10 | 155 | 11,6 | 6,1 [*] | 1,6 | - | 140 | |
| | CT | 10-25 | 143 | 11,3 | 6,2 [*] | 1,4 | - | 126 | |

[†] Adv : résidus de plantes adventives, B : résidus de blé, Rg : résidus de ray-grass, S : résidus de seigle, V : résidus de vesce.

[‡] Les chiffres entre parenthèses indiquent l'âge du système de travail du sol
pH CaCl₂

Selon la nature des résidus, la formulation des pesticides et l'intensité des pluies, un « lavage » des molécules interceptées par le mulch peut se produire. Ce lavage est négativement corrélé aux capacités d'adsorption des résidus (Gaston et al., 2001). A partir d'un mulch de résidus de maïs, les 5 premiers mm de pluies ont par exemple permis l'entraînement d'une quantité d'alachlore, d'atrazine, de cyanazine et de propachlore équivalente aux 30 mm de pluies suivants (représentant entre 30 à 60 % de la dose selon les molécules), et, au final, la quasi-totalité de la dose apportée a pu être lavée (Martin et al., 1978). Le délai entre l'application du traitement et l'apparition des premières pluies conditionnent également la récupération. Celle-ci est d'autant plus grande que des pluies abondantes arrivent dans les deux semaines suivants l'application (Sadeghi et Isensee, 1996, 1997). En fonction des pluies, entre 70 et 96 % de l'atrazine intercepté ont été libérés entre la 1^{ère} et la 3^{ème} semaine suivant l'application (Ghadiri et al., 1984 ; Isensee et Sadeghi, 1994). Cependant, ce rendement de récupération par lavage est variable selon le degré de rétention du pesticide par les résidus. Le métolachlore, une fois intercepté, semble notamment former des liaisons plus difficilement réversibles que l'acétochlore ou l'alachlore (Banks et Robinson, 1986). En libérant progressivement le pesticide, le lavage peut dans certains cas allonger la durée d'efficacité des molécules (Dao, 1991) mais peut également entraîner des problèmes de phytotoxicité sur la culture marchande (Barnes et al., 1989 ; Loux et al., 1989 ; Mills et Witt, 1991).

1.2.2. Effet du carbone organique

La modification principale liée à la mise en œuvre des TCS par rapport aux CT est la redistribution du carbone organique dans le sol (Balesdent et al., 1990 ; Tebrügge et Doring, 1999). Généralement, les teneurs augmentent en surface en lien avec la présence et la décomposition du mulch et diminuent graduellement avec la profondeur (Lal et al., 1994 ; Six et al., 1999 ; Pinheiro et al., 2004). Pour la plupart des pesticides, la teneur en carbone organique et l'adsorption sont corrélées positivement, ce qui se traduit par une meilleure adsorption en surface en TCS qu'en CT (Tableau 3). La forte stratification des teneurs en carbone en TCS, liée à l'interaction travail du sol – profondeur, entraîne le plus souvent une diminution des propriétés d'adsorption des molécules dans ces systèmes (Johnson et Sims, 1993 ; Novak et al., 1996). Pour des molécules possédant de faibles capacités d'adsorption, telles que la bentazone (Gaston et al., 1996b) ou le diclosulam (Lavorenti et al., 2003), l'effet du travail du sol n'est généralement pas mis en évidence.

Toutefois, la seule considération d'une augmentation quantitative des matières organiques en surface en TCS ne suffit pas à expliquer l'augmentation de la rétention (Novak et al., 1996 ; Zablutowicz et al., 2000 ; Ding et al., 2002a). Bien que les protocoles analytiques puissent induire des artefacts en modifiant les structures moléculaires (Salloum et al., 2001 ; Ding et al., 2002b), il apparaît que la nature des matières organiques et, par conséquent, leur réactivité, sont également modifiées par le travail du sol (Ding et al., 2002a ; Sleutel et al., 2007) et la nature des résidus de culture (Ding et al.,

2006). Dans les matières organiques prélevées en semis direct, Preston et al. (1994) observe un plus grand nombre de groupes fonctionnels réactifs par rapport à celles prélevées en technique conventionnelle. Les acides humiques et humine semblent contenir davantage de carbones aliphatiques et moins de carbones aromatiques qu'en CT (Ding et al., 2002b). Une plus grande quantité d'acides aminés sont liés à ces acides humiques en semis direct alors qu'ils sont davantage liés aux acides fulviques en techniques conventionnelles (Szajdak et al., 2003). De plus le ratio O/R (groupes fonctionnels comportant de l'oxygène / groupes aliphatique et aromatique) des acides humiques en semis direct est plus élevé qu'en techniques conventionnelles traduisant une activité biologique plus importante (Ding et al., 2002a). Avec la profondeur, la composition des matières organiques change. L'humification est plus intense, ce qui se manifeste par une augmentation du degré d'aromaticité et une diminution de la teneur en carbone aliphatique. Au niveau des résidus, le seigle va avoir tendance à former des acides humiques plus aromatiques et moins aliphatiques que le mélange vesce/seigle (Ding et al., 2006) ce qui peut expliquer les valeurs d'adsorption plus élevées obtenues avec des résidus de vesce (Reddy et al., 1995a ; Gaston et al., 2001). Cependant, peu de travaux traitent directement des incidences sur l'adsorption de modifications qualitatives des matières organiques dues au travail du sol. Ding et al. (2002b) mettent en évidence une plus forte adsorption du métolachlore par l'humine que par les acides humiques, l'humine étant présente en quantité plus importante en semis direct (Stearman et al., 1989). De plus, plus la matière organique est condensée (humine) et moins l'adsorption est linéaire ce qui se manifeste par une plus grande hétérogénéité en terme d'adsorption (Xing et Pignatello, 1997 ; Yuan et Xing, 1999). Au contraire, Stearman et al. (1989) observent une meilleure adsorption de la métribuzine et de l'oxyfluorfen sur les acides humiques et fulviques, qui sont abondants en techniques conventionnelles, que sur l'humine qui est abondante en techniques de conservation. La quantité de carbone organique dissout (COD) est le plus souvent plus importante en technique de conservation, sous forme de petites molécules du type des acides fulviques (Suba et Essington, 1999). Cette forme de carbone peut rentrer en compétition avec les autres fractions pour l'adsorption (Chin et al., 1990) et augmenter alors les possibilités d'entraînement des molécules par lessivage (Lafrance et al., 1994 ; Li et al., 2005). Concernant le fluométuron et le norflurazon, il semble que le COD formé en TCS n'ait que peu d'effet sur l'adsorption (Suba et Essington, 1999). Cependant, le manque de références sur la réactivité de cette fraction du carbone du sol vis-à-vis des pesticides ne permet pas de conclure quant à une éventuelle contribution au transport des pesticides par adsorption préférentielle des molécules. Sur ce volet de la caractérisation de la réactivité des matières organiques, de nombreuses perspectives de recherche peuvent être envisagées. Très peu de références sont en effet disponibles sur les évolutions différenciées des matières organiques selon les pratiques de travail du sol, les rotations de culture qui induisent une variabilité des résidus, les fertilisations organiques et leurs conséquences directes sur la rétention des pesticides.

En termes de cinétiques d'adsorption, les références sont peu nombreuses. Pour l'acifluorfen (Gaston et Locke, 2000), le chlorimuron (Reddy et al., 1995a) et la cyanazine (Reddy et al., 1997a),

aucun effet du travail du sol n'est observé sur les cinétiques d'adsorption, l'essentiel de l'adsorption se produisant au cours de la première heure d'agitation. En revanche, pour l'alachlore (Locke, 1992) et la sulfentrazone (Reddy et Locke, 1998), l'adsorption est plus rapide en TCS et est associée aux teneurs plus élevées de carbone organique.

Les travaux portant sur les phénomènes de désorption sont également peu abondants. Il apparaît cependant que le travail du sol modifie aussi ce mécanisme. Pour la sulfentrazone, la désorption est hystérétique en TCS et CT, mais une plus grande proportion, correspondant à environ 10 % de la dose apportée, demeure non désorbable en TCS (Reddy et Locke, 1998). De même pour la cyanazine (Reddy et al., 1997a), en l'absence de résidus de ray-grass, la désorption de la molécule est plus importante en CT qu'en TCS alors qu'aucune différence n'est observée lorsque des résidus de ray-grass sont ajoutés. Pour l'alachlore, Locke (1992) observe également une moins bonne désorption en NT. De plus, pour les deux systèmes de travail du sol, les phénomènes de rétention tendent à évoluer au cours du temps et la proportion d'herbicide non désorbable augmente. Les résidus réduisent la quantité d'herbicide désorbable à l'eau par rapport au sol seul mais accroissent la fraction extractible à l'aide de solvants organiques et forment finalement moins de résidus non extractibles d'herbicide (Reddy et al., 1995a). La réactivité des différentes fractions de matières organiques influe également sur les mécanismes de désorption. Le métolachlore est plus difficilement désorbable à partir des acides humiques en techniques conventionnelles qu'à partir des acides humiques en technique de conservation (Ding et al., 2002b). En CT, l'indice d'hystérésis¹, H , est plus faible pour les acides humiques traduisant le caractère plus difficilement désorbable, et peut être expliqué par une grande proportion de carbone aromatique (Xing, 2001 ; Ding et al., 2002b).

1.2.3. Effet du pH

Le pH du sol peut être modifié par les pratiques de travail du sol. Selon les études, les TCS entraînent soit une augmentation du pH (Reddy et Locke, 1998), soit aucun changement (Rasmussen, 1991 ; Comia et al., 1994), ou, le plus souvent, une diminution du pH en lien notamment avec l'accumulation des matières organiques (Doran, 1980 ; Levanon et al., 1994 ; Arshad et al., 1999). L'adsorption des pesticides est très dépendante du pH du sol et tend à augmenter lorsque le pH diminue (Barriuso et Calvet, 1992 ; Barriuso et al., 1992 ; Grey et al., 1997). Dans des sols sableux, des travaux ont montré que, pour des teneurs en C_{org} similaires entre les modalités de travail du sol, l'acidification en techniques de conservation permettait d'augmenter significativement l'adsorption de différentes molécules proportionnellement à leur constante d'acidité (pKa) (Shang et Arshad, 1998). Pour les s-triazines (bases faibles), telles que l'atrazine, la diminution du pH provoque leur protonation favorisant des liaisons avec les matières organiques (Senesi et Testini, 1982) mais leur faisant perdre

¹ *Hystérésis* : propriété d'un système dont l'état à un instant donné dépend de son évolution antérieure et pas seulement des variables externes.

leur activité herbicide. De même, la stabilité chimique de certains pesticides, en particulier des sulfonyle-urées, est diminuée par l'acidification en TCS aboutissant rapidement à leur dégradation (Chapman et Cole, 1982). Le pH peut également agir sur la solubilité de certains composés ce qui peut accroître les risques de transferts dans l'environnement (Li et al., 2003). Pour la sulfentrazone, la solubilité dans l'eau est multipliée par un facteur 16 lorsque le pH s'élève de 6 à 7,5 (Reddy et Locke, 1998).

1.2.4. Autres propriétés

Les pratiques de travail du sol affectent de nombreuses autres propriétés du sol (Figure 2) dont les effets sur les mécanismes de rétention restent encore mal connus. En lien avec la présence d'un mulch, la teneur en eau en techniques de conservation est généralement plus élevée qu'en techniques conventionnelles (Shelton et al., 1998 ; Drury et al., 1999). Cette augmentation de teneur en eau du sol peut être associée, dans certains cas, à une diminution de l'adsorption (Walker, 1971 ; Dao et Lavy, 1978). Dans d'autres cas, au contraire, elle est associée à une augmentation de l'adsorption pouvant s'expliquer par une diminution de l'hydrophobicité des matières organiques et un accès aux sites d'adsorption facilité par la présence d'eau (Berglof et al., 2000 ; Ochsner et al., 2006). Également associé à la présence du mulch qui intercepte l'énergie lumineuse, la température du sol est sensiblement plus faible, de 1 à 5 °C en surface, en techniques de conservation (Gupta et al., 1988 ; Bragagnolo et Mielniczuk, 1990 ; Grant et al., 1990). Des travaux ont montré que, lorsque la température du sol augmente, l'adsorption tend plutôt à diminuer (Berglof et al., 2000). Toutefois, à notre connaissance, aucun résultat s'appuyant sur des comparaisons de modalités de travail du sol et visant à expliciter les effets de la teneur en eau et de la température sur les mécanismes de rétention des pesticides n'a été publié.

1.2.5. Adsorption des métabolites

Concernant les effets du travail du sol sur l'adsorption des métabolites de pesticides, peu d'information est disponible. Selon leur composition moléculaire, ils vont pouvoir présenter des capacités d'adsorption inférieures, *i.e.* métabolites de la cyanazine (Reddy et al., 1997b), ou supérieures, *i.e.* métabolites de l'atrazine et de la bentazone (Clay et Koskinen, 1990 ; Gaston et al., 1996a), à celle de la molécule mère. Pour les métabolites de la cyanazine, l'effet du travail du sol sur l'adsorption est similaire à celui sur la molécule mère, *i.e.* des valeurs plus élevées en technique de conservation.

1.3. Dégradation

La compréhension des mécanismes de dégradation des pesticides dans les sols est une étape clé dans l'évaluation de la persistance des molécules et des risques de transferts dans l'environnement. Les études de dégradation peuvent être réalisées au champ, intégrant alors un ensemble de phénomènes non contrôlés tels que par exemple les fluctuations de température, de teneur en eau ou de rayonnement (Tableau 4), ou au laboratoire, sur des échantillons de terre placés en conditions contrôlées (Tableau 5). Dans tous les cas, la dégradation est conditionnée par un ensemble de facteurs (microflore, matières organiques, teneur en eau, température, pH) directement influencés par le travail du sol (Figure 2). La dégradation biologique des pesticides est le plus souvent considérée comme étant quantitativement plus importante que la dégradation abiotique. En techniques de conservation, la biomasse microbienne totale est généralement plus importante qu'en techniques conventionnelles (Doran, 1980 ; Dalal et al., 1991 ; Biederbeck et al., 1997), mais elle reste dépendante des conditions de température, souvent plus faible avec la présence d'un mulch, de teneur en eau, souvent plus élevée (Blevins et al., 1983) et de pH (Arshad et al., 1999). Les populations de champignons, efficaces dans la dégradation des pesticides (Barr et Aust, 1994), sont généralement plus importantes en TCS et augmentent en fonction du degré de réduction du travail du sol (Drijber et al., 2000 ; Kabir, 2005). Ces différenciations biologiques selon les techniques de travail du sol vont avoir des effets, parfois contradictoires, sur la dégradation des pesticides dans le mulch et dans le sol.

1.3.1. Dégradation dans le mulch

L'interception par le mulch en technique de conservation peut avoir des effets sur la persistance des molécules. Ces effets sont parfois négligeables (Banks et Robinson, 1982) mais le plus souvent, ils affectent significativement le devenir dans le sol des pesticides appliqués. Les résidus peuvent en effet posséder une activité microbienne et des capacités de dégradation plus élevées que le sol ce qui peut permettre de réduire les concentrations d'herbicide arrivant au contact du sol (Zablotowicz et al., 1998 ; Locke et al., 2005). Le mulch peut également avoir un rôle de régulateur dans les variations de teneur en eau et de température (Unger, 1987 ; Bragagnolo et Mielniczuk, 1990), limitant ainsi la variabilité de la dégradation par rapport aux techniques conventionnelles (Mills et Witt, 1991). De plus, suivant la nature du pesticide, l'interception par le mulch peut être associée à des phénomènes de photodégradation qui peuvent diminuer la persistance au champ des molécules (Selim et al., 2003). Dans d'autres travaux au contraire, par des phénomènes de compétition entre rétention et dégradation, les résidus vont accroître le temps de résidence des pesticides et générer un relargage progressif des molécules par désorption (Mazzoncini et al., 1998). Par un effet de protection physique de la surface

du sol, les résidus peuvent aussi limiter la circulation de l'air ralentissant alors l'activité de la microflore dégradante du sol (Sorenson et al., 1991).

Tableau 4. Dégradation au champ des pesticides en fonction des techniques de travail du sol.

| Pesticide | Modalité | Prof. cm | Sols | | | DT ₅₀ j | Référence |
|---------------------|---------------------|-------------|------------------------------|------------------|----------|-------------------------|----------------------------|
| | | | Argile g kg ⁻¹ | C _{org} | pH eau | | |
| Alachlore | NT | 0-30 | - | - | - | < 1 | (Weed et al., 1998) |
| | CT | 0-30 | - | - | - | < 1 | |
| Alachlore | NT | 0-110 | - | - | - | 8-41 | (Gish et al., 1994) |
| | CT | 0-110 | - | - | - | 8-41 | |
| Alachlore-encapsulé | NT | 0-110 | - | - | - | 4-20 | (Gish et al., 1994) |
| | CT | 0-110 | - | - | - | 4-20 | |
| Atrazine | NT | 0-10 | - | - | - | 50 | (Ghadiri et al., 1984) |
| | CT | 0-10 | - | - | - | 42 | |
| Atrazine | NT | 0-50 | - | - | - | 71 | (Gish et al., 1991) |
| | CT | 0-70 | - | - | - | 73 | |
| Atrazine | NT | 0-110 | - | - | - | 36 | (Gish et al., 1994) |
| | CT | 0-110 | - | - | - | 36 | |
| Atrazine-encapsulé | NT | 0-110 | - | - | - | 110 | (Gish et al., 1994) |
| | CT | 0-110 | - | - | - | 110 | |
| Atrazine | NT | 0-10 | - | - | - | 45, 36, 56 ² | (Gaynor et al., 2000) |
| | NT+Rg ¹ | 0-10 | - | - | - | 40, 33, 54 | |
| | CT | 0-10 | 390 | 14,5 | 5,4 | 46, 34, 54 | |
| | CT+Rg | 0-10 | - | - | - | 35, 59, 24 | |
| Atrazine | NT | 0-10 | - | - | - | 43, 56, 43, 35 | (Gaynor et al., 1998) |
| | RT crête | 0-10 | - | - | - | 33, 75, 53, 36 | |
| | RT vallée | 0-10 | - | - | - | 31, 47, 53, 35 | |
| | CT | 0-10 | - | - | - | 33, 62, 58, 47 | |
| Atrazine | NT | 0-50 | 17-26 | 11,0 | 6-6,5 | 35, 25, 12, 23 | (Isensee et Sadeghi, 1994) |
| | CT | 0-50 | 16-24 | 7,0 | 4,8-5 | 37, 21, 29, 18 | |
| Atrazine | NT | 0-150 | 55-166 | 0,1-9,7 | 5,3-6,1 | 149 | (Heatwole et al., 1997) |
| | CT | 0-150 | 59-179 | 1,2-4,4 | 5,5-6,7 | 215 | |
| Atrazine | NT (7) ³ | 0-50 | - | - | - | 12 | (Sadeghi et Isensee, 1996) |
| | CT | 0-50 | - | - | - | 22 | |
| | CT → NT | 0-50 | - | - | - | -, 21, 32 | |
| | NT (7) → CT | 0-50 | - | - | - | -, 17, 23 | |
| Clomazone | RT | 0-10 | 230 | 23,2 | 6,0 | 52, 91 | (Curran et al., 1992) |
| | CT | 0-10 | 230 | 23,2 | 6,0 | 58, 83 | |
| Chlorimuron | NT | - | 260 | 10,4 | 7,8 | 32, 14, 22 | (Baughman et al., 1996) |
| | CT | - | 260 | 10,4 | 7,8 | 44, 13, 18 | |
| | NT | - | 220 | 8,7 | 6,3 | 17, 82 | |
| | CT | - | 220 | 8,7 | 6,3 | 14, 22 | |
| Cyanazine | NT | 0-50 | - | - | - | 13 | (Gish et al., 1991) |
| | CT | 0-70 | - | - | - | 13 | |
| Fluométuron | NT, NT+Rg | 0-2 | - | - | - | 7-15 | (Locke et al., 2005) |
| | CT, CT+Rg | 0-2 | - | - | - | 7-15 | |
| Fluométuron | NT | 0-8 | 150 | 8,7 | 5,2 | 30, 23 | (Brown et al., 1996) |
| | NT+V ¹ | 0-8 | 150 | 10,4 | 4,8 | 38, 19 | |
| | CT | 0-8 | 130 | 7,6 | 5,6 | 24, 26 | |
| | CT+V | 0-8 | 140 | 8,7 | 5,0 | 30, 25 | |
| Imazapic | NT (3) | 0-10 | 780 | 20,3 | 4,7 | 66 | (Ulbrich et al., 2005) |
| | CT | 0-10 | 780 | 20,3 | 4,7 | 45 | |
| | NT | 0-10 | 280 | 27,3 | 5,8 | 35 | |
| | CT | 0-10 | 280 | 27,3 | 5,8 | 32 | |
| Imazapyr | NT (3) | 0-10 | 780 | 20,3 | 4,7 | 53 | (Ulbrich et al., 2005) |
| | CT | 0-10 | 780 | 20,3 | 4,7 | 50 | |
| | NT | 0-10 | 280 | 27,3 | 5,8 | 43 | |
| | CT | 0-10 | 280 | 27,3 | 5,8 | 45 | |
| Imazaquin | RT | 0-10 | 230 | 23,2 | 6,0 | 39, 144 | (Curran et al., 1992) |
| | CT | 0-10 | 230 | 23,2 | 6,0 | 41, 117 | |
| Imazaquin | NT | 0-20 | - | 16,9, 19,8 | 5,9, 6,4 | 27, 33 | (Mills et Witt, 1991) |
| | CT | 0-20 | - | 16,9, 19,8 | 5,9, 6,4 | 53, 22 | |
| Imazethapyr | RT | 0-10 | 230 | 23,2 | 6,0 | 82, 53 | (Curran et al., 1992) |
| | CT | 0-10 | 230 | 23,2 | 6,0 | 122, 56 | |
| Imazethapyr | NT | 0-20 | - | 16,9, 19,8 | 5,9, 6,4 | 36, 40 | (Mills et Witt, 1991) |
| | CT | 0-20 | - | 16,9, 19,8 | 5,9, 6,4 | 40, 12 | |
| Isoproturon | NT | 0-30 | 170 | 6,1 | - | 12 | (Otto et al., 1997) |
| | RT | 0-30 | 170 | 5,8 | - | 8 | |
| | CT | 0-30 | 170 | 4,5 | - | 15 | |

Fin du Tableau 4

| | | | | | | | |
|----------------|-----------|-------|--------|---------|---------|----------------|-------------------------|
| Métolachlore | NT | 0-30 | 170 | 6,1 | - | 9 | (Otto et al., 1997) |
| | RT | 0-30 | 170 | 5,8 | - | 26 | |
| | CT | 0-30 | 170 | 4,5 | - | 29 | |
| Métolachlore | NT | 0-150 | 55-166 | 0,1-9,7 | 5,3-6,1 | 45 | (Heatwole et al., 1997) |
| | CT | | 59-179 | 1,2-4,4 | 5,5-6,7 | 34 | |
| Métolachlore | NT | 0-10 | - | - | - | 40, 65, 37, 30 | (Gaynor et al., 1998) |
| | RT crête | | - | - | - | 23, 87, 41, 35 | |
| | RT vallée | | - | - | - | 28, 42, 40, 28 | |
| | CT | | - | - | - | 32, 68, 43, 40 | |
| Métolachlore | NT | 0-10 | 390 | 14,5 | 5,4 | 46, 42, 72 | (Gaynor et al., 2000) |
| | NT+Rg | 0-10 | | | | 42, 40, 69 | |
| | CT | 0-10 | | | | 42, 45, 79 | |
| | CT+Rg | 0-10 | | | | 44, 44, 97 | |
| Métribuzine | NT | 0-10 | 390 | 14,5 | 5,4 | 24, 27, 34 | (Gaynor et al., 2000) |
| | NT+Rg | 0-10 | | | | 24, 26, 36 | |
| | CT | 0-10 | | | | 23, 29, 32 | |
| | CT+Rg | 0-10 | | | | 24, 29, 37 | |
| Métribuzine | NT | 0-5 | - | 13,3 | 5,7 | 12, 11 | (Sorenson et al., 1991) |
| | CT | 0-5 | | | | 5, 17 | |
| | NT | 0-5 | | | | 15, 15 | |
| | CT | 0-5 | | | | 18,0 | |
| Terbuthylazine | NT | 0-30 | 170 | 6,1 | - | 25 | (Otto et al., 1997) |
| | RT | 0-30 | 170 | 5,8 | - | 32 | |
| | CT | 0-30 | 170 | 4,5 | - | 22 | |

¹ Rg : résidus ray-grass, V : résidus de vesce

² Années de suivi successives

³ Les chiffres entre parenthèses indiquent l'âge du système de travail du sol

Selon la nature des résidus, la dégradation des molécules peut être affectée de façon contradictoire. En semis direct, la présence de résidus de vesce accélère de 1,5 à 3 fois la dégradation du métolachlore mais n'a pas d'effet sur la dégradation de l'atrazine (Teasdale et al., 2003). Au contraire, selon des travaux en laboratoire, les résidus de vesce semblent avoir tendance à ralentir la dégradation du fluométuron par rapport au sol seul (Brown et al., 1994 ; Zablotowicz et al., 1998) ou à d'autres résidus tels que les résidus de blé (Gaston et al., 2001), de seigle (Zablotowicz et al., 1998), ou de ray-grass (Locke et al., 1995). Ce ralentissement pourrait être dû à l'abondance de l'azote dans les résidus de légumineuses (Fabacées) qui serait préférentiellement utilisé par la microflore au détriment des sources contenues dans les molécules de pesticide. Dans ce sens, des travaux ont mis en évidence le ralentissement de la dégradation de l'atrazine après un ajout d'azote (Gan et al., 1996). Toutefois, des expérimentations sur colonnes non remaniées et pluies simulées, autorisant la lixiviation de l'azote et donc une diminution de la quantité biodisponible, nuancent ces résultats en concluant à une absence d'effet négatif des résidus de vesce sur la dégradation (Gaston et al., 2003). Ce résultat permet notamment d'apporter une explication sur la différence entre les résultats obtenus en laboratoire (Gaston et al., 2001) et au champ (Brown et al., 1996).

1.3.2. Dégradation dans le sol

Les effets des pratiques culturales sur la dégradation se manifestent principalement dans la partie superficielle des sols (0-15 cm), et n'ont apparemment pas d'incidence significative dans les horizons plus profonds (> 15 cm) (Gaston et Locke, 2000). En surface, ces effets sont très contrastés selon les études. Certains travaux concluent à une dégradation plus lente (Brown et al., 1994 ; Otto et al., 1997 ; Gaston et Locke, 2000 ; Ulbrich et al., 2005), équivalente (Monks et Banks, 1993 ; Reddy et al., 1995b

; Locke et al., 1996 ; Gaynor et al., 1998 ; Renner et al., 1998 ; Locke et al., 2005), ou plus rapide (Levanon et al., 1994 ; Sadeghi et Isensee, 1997 ; Gaston et al., 2001, 2003 ; Lavorenti et al., 2003) en techniques de conservation. Les raisons de ces différences sont multiples. Pour expliquer une dégradation plus faible en techniques de conservation, le phénomène le plus communément évoqué est la compétition entre rétention et dégradation. En techniques de conservation en effet, l'adsorption des pesticides dans les sols est généralement accrue ce qui peut entraîner une diminution de la disponibilité des molécules pour la dégradation biologique (Zablotowicz et al., 2000). Dans certains cas, l'activité microbiologique du sol peut être affectée par une température plus faible (Sorenson et al., 1991) ou une acidité du sol trop élevée (Brown et al., 1994) en technique de conservation, ces phénomènes provoquant de plus un accroissement de l'adsorption, donc d'une compétition. Pour certains auteurs, les apports répétés de fertilisants (Ghadiri et al., 1984 ; Gaynor et al., 1998), l'introduction de légumineuses en couvert végétal (Brown et al., 1994) et l'absence de chaulage peuvent aboutir à une acidification des sols qui viendrait masquer les effets des pratiques culturales, en particulier pour les molécules de la famille des s-triazines très sensibles à l'acidité. L'activité microbiologique totale des sols est parfois corrélée à la minéralisation des molécules (Lavorenti et al., 2003) mais ce n'est pas systématique (Reddy et Locke, 1998). En effet, bien que celle-ci soit généralement supérieure en techniques de conservation, les populations microbiennes spécifiques à la dégradation d'une molécule ne sont pas nécessairement plus abondantes ce qui peut expliquer des dégradations parfois moins bonnes qu'en techniques conventionnelles (Gaston et Locke, 2000). Les résidus végétaux présents en surface en TCS semblent, dans certains cas, perturber l'activité des microorganismes du sol (Locke et Harper, 1991b ; Sorenson et al., 1991) et, comparativement aux CT, des délais dans l'activation de la minéralisation peuvent apparaître (Seifert et al., 2001b). De plus, une plus grande disponibilité du carbone en TCS par rapport aux CT peut permettre de différer l'utilisation, donc la décomposition, des pesticides comme source de carbone (Locke et Harper, 1991b). La minéralisation est considérée comme l'étape correspondant à la dégradation complète des molécules. Les valeurs de minéralisation de différentes molécules sont présentées dans le Tableau 5. Ces résultats, contrastés suivant les pesticides, ne permettent pas de conclure sur un accroissement ou une limitation de la minéralisation en techniques de conservation. De même, les proportions de résidus non extractibles sont très variables selon les pesticides, les techniques et les sols. Toutefois, la formation de résidus non extractibles est le plus souvent corrélée à la demi-vie de dégradation des molécules (Gaston et Locke, 2000 ; Zablotowicz et al., 2000 ; Lavorenti et al., 2003). Locke et Harper (1991b) ont également montré que la différence de résidus non extractibles de métribuzine entre CT et TCS était essentiellement due à la fraction grossière de matière organique (résidus). La formation de résidus non extractibles est souvent considérée comme un des mécanismes contribuant à la dissipation des pesticides alors que la pérennité des liaisons formées est encore peu connue (Gevao et al., 2001 ; Loiseau et Barriuso, 2002).

Tableau 5. Dégradation des pesticides en conditions contrôlées de laboratoire en fonction des techniques de travail du sol.

| Pesticide | Modalité | Prof. cm | Sols | | | Eau g g ⁻¹ | Température °C | Durée incubation j | DT ₅₀ ¹ | CO ₂ ¹ | RNE ¹ | Référence |
|----------------------|---------------------|-------------|------------------------------|------------------|------------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------|----------------------------|
| | | | Argile g kg ⁻¹ | C _{org} | pH | | | | | | | |
| Acifluorfen | NT | 0-10 | - | 10,2 | 5,6 ^a | 0,35 | 25 | 49 | 108 | 5 | 9 | (Gaston et Locke, 2000) |
| | NT | 20-30 | - | 4,4 | 5,7 ^a | | | | 165 | 4 | 5 | |
| | CT | 0-10 | - | 8,7 | 5,8 ^a | | | | 74 | 6 | 12 | |
| | CT | 20-30 | - | 4,9 | 5,8 ^a | | | | 169 | 5 | 3 | |
| Alachlore | NT (7) ² | 0-5 | - | 22,0 | 5,3 ^a | 0,35 | 25 | 54 | 6,5 | 13 | 54 | (Locke et al., 1996) |
| | CT | 0-5 | - | 11,6 | 5,1 ^a | | | | 6,5 | 7 | 43 | |
| Alachlore | NT | 0-30 | - | - | - | - | - | - | ≈ 3 | - | - | (Weed et al., 1998) |
| | CT | 0-30 | - | - | - | - | - | - | ≈ 3 | - | - | |
| Bentazone | NT | 0-10 | - | 10,2 | 5,6 ^a | 0,30 | 25 | 22 | 50 | 2 | 15 | (Gaston et al., 1996b) |
| | NT | 20-30 | - | 4,4 | 5,7 ^a | | | | 87 | 2 | 8 | |
| | CT | 0-10 | - | 8,7 | 5,8 ^a | | | | 39 | 3 | 20 | |
| | CT | 20-30 | - | 4,9 | 5,8 ^a | | | | 77 | 2 | 9 | |
| Bentazone (colonnes) | NT | 0-10 | - | - | - | - | - | - | 17-23 ³ | 0,1 | 15-17 | (Gaston et Locke, 1996) |
| | NT | 10-20 | - | - | - | - | - | - | 69 | - | - | |
| | CT | 0-10 | - | - | - | - | - | - | 12-14 | 0,1 | 8-12 | |
| | CT | 10-20 | - | - | - | - | - | - | 23-35 | - | - | |
| Bentazone | NT (9) | - | - | 15,3 | 5,4 ^a | 0,33 | 25 | 48 | 7 | 12 | 63 | (Wagner et al., 1996) |
| | CT | - | - | 13,1 | 5,7 ^a | | | | 9 | 17 | 65 | |
| | NT (16) | - | - | 48,0 | 6,3 ^a | | | | 9 | 18 | 60 | |
| | CT | - | - | 18,9 | 4,5 ^a | | | | 15 | 14 | 53 | |
| | NT (18) | 0-7,5 | - | 30,6 | 6,8 ^a | | | | 9 | 14 | 61 | |
| | CT | - | - | 17,8 | 6,4 ^a | | | | 8 | 14 | 62 | |
| | NT (4) | - | - | 20,4 | 6,3 ^a | | | | 11 | 15 | 59 | |
| | CT | - | - | 17,7 | 5,0 ^a | | | | 11 | 14 | 59 | |
| | NT (3) | - | - | 10,2 | 5,6 ^a | | | | 50 | 2 | 15 | |
| CT | - | - | 8,7 | 5,8 ^a | 39 | 3 | 20 | | | | | |
| Chlorimuron | NT | - | 280 | 30,6 | 6,6 | 0,31 | - | 63 | - | 10 | 22 | (Reddy et al., 1995b) |
| | CT | - | 250 | 17,8 | 6,4 ^a | | | | - | 12 | 18 | |
| | NT | 0-7,5 | 330 | 46,0 | 6,2 ^a | | | | - | 11 | 24 | |
| | CT | - | 260 | 19,2 | 4,5 ^a | | | | - | 14 | 15 | |
| | NT | - | - | 15,3 | 5,4 ^a | | | | - | 16 | 24 | |
| | CT | - | - | 13,1 | 5,7 ^a | | | | - | 16 | 24 | |
| Diclosulam | NT | 0-10 | 355 | 19,9 | 5,0 ^a | 60 %CC ⁴ | 25 | 119 | 67 | 14 | 29 | (Lavorenti et al., 2003) |
| | CT | 0-10 | 341 | 12,8 | 4,4 ^a | | | | 87 | 11 | 24 | |
| Fluométuron | NT (11) | 0-2 | - | 30,1 | - | 0,33 | 28 | 25 | 20 | - | 24 | (Zablutowicz et al., 2000) |
| | NT | 2-5 | - | 11,8 | - | | | | 19 | - | 25 | |
| | NT | 5-10 | - | 5,9 | - | | | | 48 | - | 13 | |
| | NT | 10-25 | - | 3,3 | - | | | | 50 | - | 9 | |
| | CT | 0-2 | - | 20,3 | - | | | | 9 | - | 43 | |
| | CT | 2-5 | - | 11,2 | - | | | | 11 | - | 31 | |
| | CT | 5-10 | - | 6,9 | - | | | | 25 | - | 23 | |
| CT | 10-25 | - | 4,4 | - | 94 | - | 7 | | | | | |
| Fluométuron | NT+Adv ⁵ | 0-3 | - | 7,2 | 5,2 | 0,3 bar ⁶ | 25 | 60 | 6 | - | - | (Gaston et al., 2001) |
| | NT+V ⁵ | 0-3 | - | 9,1 | 5,5 | | | | 44 | - | - | |
| | NT+B ⁵ | 0-3 | - | 9,2 | 6,1 | | | | 9 | - | - | |
| | CT+Adv | 0-3 | - | 3,4 | 5,7 | | | | 44 | - | - | |
| | CT+V | 0-3 | - | 4,6 | 5,5 | | | | 74 | - | - | |
| | CT+B | 0-3 | - | 4,9 | 5,8 | | | | 23 | - | - | |
| Fluométuron | NT+Adv | 0-7,5 | - | 13,9 | 5,2 | PS | 25 | 109 | 9 | - | - | (Gaston et al., 2003) |
| | NT+V | 0-7,5 | - | 15,6 | 5,5 | | | | 9 | - | - | |
| | NT+B | 0-7,5 | - | 11,2 | 6,1 | | | | 9 | - | - | |
| | CT+Adv | 0-7,5 | - | 7,4 | 5,7 | | | | 19 | - | - | |
| | CT+V | 0-7,5 | - | 7,4 | 5,5 | | | | 12 | - | - | |
| | CT+B | 0-7,5 | - | 7,8 | 5,8 | | | | 9 | - | - | |
| Fluométuron | NT (11) | 0-4 | 150 | 20,0 | 5,1 | 0,25 | 30 | 84 | 57 | - | - | (Brown et al., 1994) |
| | NT | 4-8 | 150 | 10,0 | 5,5 | | | | 79 | - | - | |
| | NT | 8-15 | 160 | 9,0 | 6,5 | | | | 49 | - | - | |
| | CT | 0-4 | 130 | 13,0 | 5,5 | | | | 49 | - | - | |
| | CT | 4-8 | 140 | 13,0 | 5,7 | | | | 55 | - | - | |
| | CT | 8-15 | 150 | 11,0 | 6,3 | | | | 52 | - | - | |
| | NT+V (11) | 0-4 | 150 | 25,0 | 4,7 | | | | 78 | - | - | |
| | NT+V | 4-8 | 150 | 11,0 | 4,9 | | | | 90 | - | - | |
| | NT+V | 8-15 | 150 | 9,0 | 5,7 | | | | 83 | - | - | |
| | CT+V | 0-4 | 140 | 15,0 | 5,0 | | | | 71 | - | - | |
| | CT+V | 4-8 | 150 | 15,0 | 5,0 | | | | 68 | - | - | |
| CT+V | 8-15 | 150 | 11,0 | 5,6 | 52 | - | - | | | | | |
| Imazaquin | SS (3) | - | - | 660 | 16,9 | 6,4 | 0,25-0,30 | 30-25 | 6 | 12-16 | - | (Seifert et al., 2001a) |
| | CT | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Sulfentrazone | NT | 0-7,5 | 230 | 21,4 | - | 0,30 | - | 77 | - | 2 | 27 | (Reddy et Locke, 1998) |
| | CT | - | 210 | 16,0 | - | | | | - | 2 | 23 | |

¹ DT₅₀ : demi-vie des molécules, CO₂ : minéralisation, RNE : résidus non extractibles

² Les chiffres entre parenthèses indiquent l'âge du système de travail du sol

³ Trait d'union = intervalle de variation des valeurs

⁴ Teneur en eau exprimée en % de la capacité au champ (CC)

⁵ Adv : résidus de plantes adventices, B : résidus de blé, V : résidus de vesce

⁶ Teneur en eau exprimée en fonction du potentiel matriciel (Bar)

^a pH CaCl₂

D'autre part, et bien que cela ne soit pas nécessairement mentionné dans la littérature, l'ancienneté des systèmes mis en œuvre peut être une source d'explication importante des différences observées (Wagner et al., 1996). Dans leurs travaux, Sadeghi et Isensee (1996) ont inversé les conduites culturales de deux systèmes, l'un en semis direct depuis 7 années, l'autre en conduite conventionnelle. Ils ont ainsi montré qu'il était plus rapide de réobtenir les propriétés de dégradation similaires aux situations initiales en passant de pratiques de semis direct vers des pratiques conventionnelles que l'inverse. Enfin, en particulier pour les études menées au champ, la variabilité interannuelle des conditions climatiques est une source majeure de variabilité des résultats de dégradation pouvant complètement masquer ou annuler les effets du travail du sol et aboutir à des conclusions opposées selon les années (Mills et Witt, 1991 ; Sorenson et al., 1991 ; Baughman et al., 1996)

La dégradation des pesticides forment, dans la plupart des cas, des produits de dégradation. De la même façon que pour les molécules mères, des différences de capacités de dégradation peuvent être créées par le travail du sol, mais les mécanismes aboutissant à ces différences sont encore mal connus. Ainsi, en semis direct, des métabolites polaires issus de la dégradation de la métribuzine s'accumulent alors qu'ils sont dégradés en techniques conventionnelles (Locke et Harper, 1991b, 1991a). Au contraire, en CT, la formation de métabolites issus de l'alachlore est plus rapide et leur dégradation plus lente (Locke et al., 1996). De même, un des métabolites du fluométuron, le trifluorométhylphénylurée (TFMPU), s'accumule principalement en CT (Zablotowicz et al., 2000) et un autre de ses métabolites, le diméthylfluométuron, semble se former lorsque les conditions d'aération, liées notamment au travail du sol, sont favorables (Locke et al., 2005).

Enfin, la formulation des pesticides va également avoir des conséquences importantes sur la persistance des molécules. Par exemple, l'encapsulation de l'atrazine et de l'alachlore par de l'amidon tend à accroître la persistance au champ des molécules, quel que soit le système de travail du sol (Gish et al., 1994).

1.4. Transferts des pesticides

En fonction de leur mobilité et de leur persistance, les pesticides vont pouvoir migrer dans et hors du sol et aller ainsi contaminer d'autres compartiments de l'environnement, notamment l'eau et l'air. Les voies principales de transferts sont la volatilisation, la lixiviation et le ruissellement. L'importance relative de chacune de ces voies dépend notamment des conditions de traitement, des propriétés des pesticides, des conditions climatiques et des propriétés du sol en partie gouvernées par les pratiques culturales. Les effets de ces pratiques se manifestent qualitativement sur la présence de solutés dans les eaux et quantitativement sur les volumes d'eau transférés et sur les concentrations en solutés.

Tableau 6. Études au champ de la lixiviation des pesticides (% dose appliquée) en fonction des techniques de travail du sol.

| Pesticide | Dose kg a.i. ha ⁻¹ | Modalité | Prof. cm | Système | Sols | | | Lixiviation % dose appliquée | Référence | | | |
|------------------------------------|----------------------------------|----------------------------|-------------|----------------|--------------------|----------------------|--------------|---|--------------------------|------------------------|--------------------|--|
| | | | | | Argile | C _{org} | pH eau | | | | | |
| | | | | | g kg ⁻¹ | | | | | | | |
| Alachlore | 2,2 | NT | 0-120 | - | - | 17,3-21,4 | 5,7-7,0 | 0,0002-0,10 ¹ | (Weed et al., 1995) | | | |
| | | RT | | | - | 17,6-20,8 | 5,9-6,7 | | | | | |
| | | MT _{Ch} | | | - | 18,6-21,3 | 5,7-6,8 | | | | | |
| | | CT | | | - | 19,7-20,4 | 6,3-6,6 | | | | | |
| Atrazine Dééthylatrazine | 2,2, 1,5, 1,8, 1,9 ² | NT | 0-100 | D ³ | - | - | - | 0,09, 0,08, 0,15, 0,05 ² | (Masse et al., 1996) | | | |
| | | CT | | | - | - | - | | | | | |
| | | NT | | | - | - | - | | | | | |
| | | CT | | | - | - | - | | | | | |
| Atrazine | 2,8 | NT | 0-120 | - | - | 17,3-21,4 | 5,7-7,0 | 0,02-0,35 | (Weed et al., 1995) | | | |
| | | RT | | | - | 17,6-20,8 | 5,9-6,7 | | | | | |
| | | MT _{Ch} | | | - | 18,6-21,3 | 5,7-6,8 | | | | | |
| | | CT | | | - | 19,7-20,4 | 6,3-6,6 | | | | | |
| Atrazine | 1,3 | MT _{Ch} | - | - | 120-300 | 15,4-24,2 | 5,4-4,9 | 0,07-0,11, 0,08-0,22 | (Fortin et al., 2002) | | | |
| | | CT | | | 120-300 | 15,7-23,5 | 5,3-5,8 | | | 0,03-0,07, 0,11-0,12 | | |
| Atrazine | 1,7 | NT CT | 0-120 | L | 324-421 | 2,0-12,0 | 5,5-6,7 | 0,15-0,86, 0,21-9,60 <0,01-0,19, 0,75-0,85 | (Hall et al., 1989) | | | |
| Atrazine, Cyanazine Simazine | 1,7, 2,2, 1,7 | MT mulch CT | 0-120 | L | - - | - - | - - | 3,0-5,1 0,69-0,93 | (Watts et Hall, 1996) | | | |
| Cyanazine | 2,2 | NT | 0-120 | L | 324-421 | 2,0-12,0 | 5,5-6,7 | 0,03-0,23, <0,10-4,73 | (Hall et al., 1989) | | | |
| | | CT | | | | | | <0,01-0,15, 0,32-0,56 | | | | |
| Dicamba | 0,56 | NT | - | - | - | 2,0-12,0 | 5,5-6,7 | 1,99, 0,39, 5,56, 1,05, 2,45 | (Hall et Mumma, 1994) | | | |
| | | CT | | | | | | <0,01, 0,20, 0,20, 0,0, 0,58 | | | | |
| Fluométuron | 1,6 | NT CT | 0-90 | L ³ | 130 | 1,3-17,7 1,1-10,2 | 5,61 5,85 | 29,9-37,4, 37,9-50,8,0-10,3, 0,8-54,7 11,9-69,3, 30,0-79,5, 6,1-28,7, 3,4-73,3 | (Essington et al., 1995) | | | |
| Glyphosate AMPA | 0,8 | NT (20) ⁴ | 0-110 | L | 134-227 | 1,1-19,2 | 5,9-7,6 | 0,022 | (Fomsgaard et al., 2003) | | | |
| Glyphosate | | 0,018 | | | | | | | | | | |
| Glyphosate | | 0,0305 | | | | | | | | | | |
| AMPA | | 0,0205 | | | | | | | | | | |
| Métolachlore | 2,6, 2,6, 2,6, 2,4 | NT | 0-100 | D | - | - | - | 0,00, 0,02, 0,02, 0,04 | (Masse et al., 1996) | | | |
| | | CT | | | | | | 0,00, 0,00, 0,02, 0,01 | | | | |
| Métolachlore | 2,2 | MT mulch CT | 0-120 | L | - | - | - | 2,46 0,37 | (Watts et Hall, 1996) | | | |
| | | MT _{Ch} CT | | | | | | 120-300 120-300 | | 15,4-24,2 15,7-23,5 | 5,4-4,9 5,3-5,8 | 0,02-0,04, 0,06-0,12 0,01-0,03, 0,07-0,10 |
| Métolachlore | 4,48 | NT (10) ⁴ CT | 0-97 | L | 60-290 | 3,0-6,4 | 4,4-6,1 | 1,4, 6,7 0,7, 4,4 | (Weber et al., 2006) | | | |
| | | NT CT | | | | | | 0-120 | | L | 324-421 | 2,0-12,0 |
| Métribuzine | 0,45 | NT | 0-120 | - | - | 17,3-21,4 | 5,7-7,0 | 0,14-0,87 | (Weed et al., 1995) | | | |
| | | RT | | | | | | | | - | 17,6-20,8 | 5,9-6,7 |
| | | MT _{Ch} | | | | | | | | - | 18,6-21,3 | 5,7-6,8 |
| | | CT | | | | | | | | - | 19,7-20,4 | 6,3-6,6 |
| Simazine | 1,7 | NT | 0-120 | L | 324-421 | 2,0-12,0 | 5,5-6,7 | 0,06-1,76, 0,18-8,36 | (Hall et al., 1989) | | | |
| | | CT | | | | | | 0,01-0,18, 1,50-1,63 | | | | |

¹ Trait d'union = intervalle de variation des valeurs

² Virgule = années de suivi successives

³ D : collecte d'eau dans les drains, L : collecte d'eau dans des lysimètres

⁴ Les chiffres entre parenthèses indiquent l'âge du système de travail du sol

1.4.1. Volatilisation

Les phénomènes de volatilisation sont contrôlés par les propriétés physico-chimiques des pesticides (pression de vapeur saturante, constante de Henry, K_{OC}), les propriétés physico-chimiques du sol (température, teneur en eau, teneur en carbone organique), les pratiques culturales (mode d'application, enfouissement, présence d'un mulch) et les conditions climatiques (vent, radiations solaires, température) (Bedos et al., 2002). Bien que la volatilisation soit souvent évoquée pour expliquer des différences de persistance dans les études concernant les effets du travail du sol sur les pesticides (Banks et Robinson, 1982 ; Curran et al., 1992 ; Sadeghi et Isensee, 1997 ; Gaynor et al., 2000), en tant que tel, ce phénomène reste peu étudié. Whang et al. (1993) mettaient en évidence une plus forte volatilisation en TCS qu'en CT lié notamment à la présence du mulch. Quatre jours après

traitement, les transferts par volatilisation représentaient 48 et 18 % du fonofos appliqué, 23 et 7 % du chlorpyrifos appliqué et 0,9 et 0,7 % de l'atrazine appliquée en semis direct et en labour respectivement. Wienhold et Gish (1994) observent également une volatilisation de l'alachlore et de l'atrazine plus importante en semis direct mais jusqu'à l'arrivée des premières pluies (5 jours après traitement, JAT). Suite à ces pluies, la volatilisation en TCS est très fortement ralentie ce qui peut être expliqué par une migration du pesticide du mulch vers le sol. Après 35 j, les quantités volatilisées cumulées représentent 9 et 14 % de l'alachlore appliqué et 4 et 9 % de l'atrazine appliquée en TCS et CT respectivement. De plus, cette étude fait ressortir un effet important de la formulation des pesticides sur la volatilisation. L'alachlore enrobé d'amidon est moins volatilisé en TCS que la formulation commerciale, de même pour l'atrazine avec une diminution importante de la volatilisation dans les deux systèmes de travail du sol. La volatilisation dépend directement des conditions du milieu et est favorisée par des conditions humides de sol, maintenant les molécules disponibles, et des températures élevées (Glotfelty, 1987), avec toutefois un effet prépondérant de la température (Weber et al., 2002). Récemment, Weber et al. (2006) observaient, au cours d'une année de suivi, une volatilisation représentant 22 et 32 % du métolachlore appliqué en techniques de conservation et en techniques conventionnelles respectivement. Le maintien par le mulch de conditions humides à la surface du sol en TCS pourrait avoir ralenti le réchauffement du sol et ainsi réduit les quantités d'herbicide volatilisées.

1.4.2. Lixiviation des pesticides

La lixiviation des pesticides est associée aux propriétés hydriques des sols, notamment à la capacité d'infiltration qui est directement reliée à l'état structural du sol. De nombreux travaux portent sur les transferts par lixiviation et ont été conduits soit directement au champ sur des parcelles équipées de bougies poreuses, lysimètres, ou drains (Tableau 6), soit sur des colonnes de sol non remanié sur lesquelles des simulations de pluies sont réalisées (Tableau 7). Bien que la plupart de ces travaux indiquent des pertes plus importantes en TCS (Isensee et al., 1990 ; Isensee et Sadeghi, 1997 ; Masse et al., 1998 ; Singh et al., 2002 ; Weber et al., 2006), les résultats restent contrastés, certains concluant à une absence d'effet du travail du sol (Granovsky et al., 1993 ; Weed et al., 1995 ; Clay et al., 1998 ; Gaynor et al., 2000 ; Fomsgaard et al., 2003), voire à des pertes plus importantes en CT (Düring et Hummel, 1993 ; Levanon et al., 1993 ; Gish et al., 1995). L'analyse des effets liés au mulch en surface, aux modifications de la porosité, aux conditions climatiques et aux propriétés des pesticides permet d'apporter des éléments d'explication de ces apparentes contradictions et de proposer une représentation schématique des mécanismes impliqués (Figure 3).

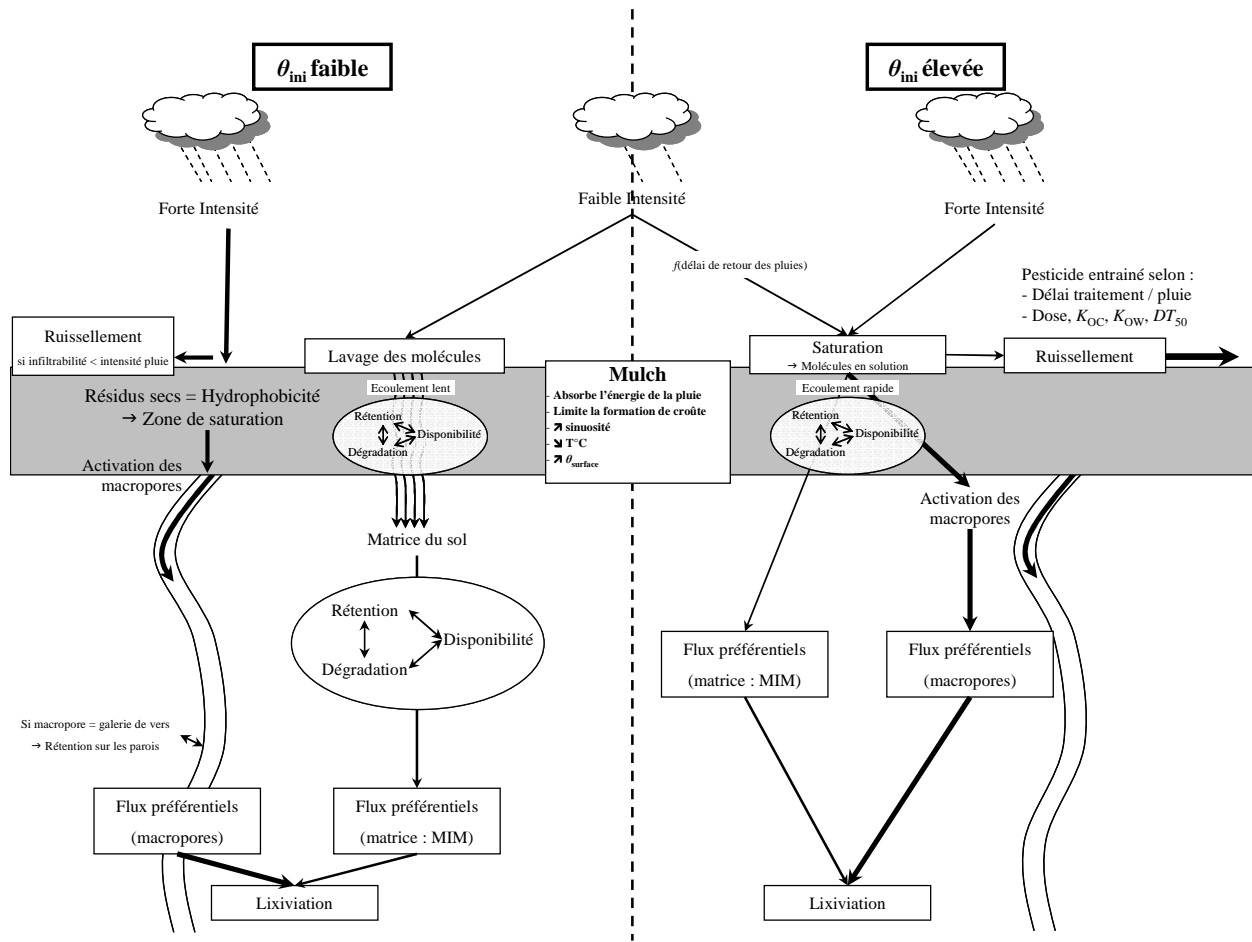


Figure 3. Représentation schématique des conditions de déclenchement des mécanismes de lixiviation et de ruissellement en techniques de conservation des sols en fonction de la teneur en eau initiale du sol (θ_{ini}) et du régime de pluies.

Le mulch de résidus à la surface du sol permet, d’une part, d’absorber l’énergie de la pluie évitant la formation d’une croûte (Blevins et Frye, 1993 ; Baumhardt et Lascano, 1996) et l’obturation des pores (Ela et al., 1992). Il permet, d’autre part, de stimuler les populations anéciques² de lombriciens qui, en venant chercher leur nourriture, augmentent le nombre de macropores débouchant en surface (Bouché, 1972 ; Satchell, 1983 ; Rovira et al., 1987 ; Edwards et al., 1988). En TCS, plus particulièrement en semis direct, le maintien du réseau poral, notamment des macropores créés par l’activité lombricienne, les racines et la fissuration, peut permettre la circulation de l’eau à des vitesses importantes dès lors que des conditions de quasi-saturation sont atteintes. Cette circulation est appelée flux préférentiel dans la macroporosité car elle vient court-circuiter la circulation via la matrice du sol. Dans la matrice, les mouvements se font principalement par convection-dispersion et, par un contact plus important entre les fractions liquide et solide, les possibilités de rétention des pesticides sont importantes. Le travail du sol, en détruisant la connectivité des pores, peut permettre de privilégier les écoulements matriciels (Ogden et al., 1999).

² Vers de grande taille (> 10 cm) creusant des galeries de diamètre millimétrique débouchant à la surface du sol et de direction verticale à sub-v verticale leur conférant une bonne résistance à la compression (roulage) et un rôle important dans le fonctionnement hydrodynamique des sols (Bouché, 1972; Satchell, 1983).

Proportionnellement à leur quantité, les résidus permettent de réduire les pertes par lixiviation. En diminuant la vitesse d'infiltration à la surface du sol (*i.e.* à l'interface résidus/sol), le mulch favorise le passage des pesticides dans la matrice du sol, évitant ainsi les flux préférentiels au travers des macropores (Sigua et al., 1993). D'un autre côté, à l'interface résidus/sol ou lorsque les résidus sont mélangés au sol, la présence de ces deux compartiments, possédant des capacités de rétention en eau et de conductivité hydraulique différentes, génèrent une circulation de l'eau et des solutés par flux préférentiels (Ma et Selim, 2005 ; Kasteel et al., 2007).

Tableau 7. Études sur colonnes de sol de la lixiviation des pesticides (% dose appliquée) en fonction des techniques de travail du sol.

| Pesticide | Dose kg a.i. ha ⁻¹ | Modalité | Prof. cm | Sols | | | Intensité pluie mm h ⁻¹ | Lixiviation % application | Référence | | | |
|----------------|----------------------------------|----------------------|-------------|---------|--|---------|---------------------------------------|------------------------------|--------------------------|----------|---|------|
| | | | | Argile | C _{org} g kg ⁻¹ | pH eau | | | | | | |
| Alachlore | 2,2 | NT (16) ¹ | 0-30 | - | - | - | 50 | 1,6 | (Weed et al., 1998) | | | |
| | | CT | | - | - | - | | 0,4 | | | | |
| Alachlore | 3,3 | NT (8) | 0-10 | - | - | - | 50 | 29,7 | (Clay et al., 1991) | | | |
| | | CT | | - | - | - | | 14,4 | | | | |
| Atrazine | 2,8 | NT | 0-18 | 170 | 10,2-15,3 ² | 6,4-5,9 | - | 14,7 | (Levanon et al., 1993) | | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 19,3 | | |
| | | NT | | | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | | - | | 12,9 | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 20,4 | | |
| Atrazine | 1,3 | NT | 0-10 | - | NT : 7,5 - 24,4 | - | 9 | 58,4 | (Sigua et al., 1995) | | | |
| | | CT | | | | | | - | | - | 9 | 42,7 |
| | | NT | | | | | | - | | - | 9 | 47,2 |
| | | CT | | | | | | - | | - | 9 | 33,2 |
| | | NT | | | | | | - | | - | 9 | 31,6 |
| | | CT | | | | | | - | | CT : 7,0 | 9 | 29,4 |
| | | NT | | | | | | - | | - | 9 | 26,7 |
| CT | - | - | 9 | 20,1 | | | | | | | | |
| Atrazine | 1,3 | NT | 0-10 | - | NT : 24,4 – 7,5 | - | 9 | 50,7 | (Sigua et al., 1995) | | | |
| | | NT | | | | | | - | | - | 9 | 35,7 |
| | | NT | | | | | | - | | - | 9 | 34,9 |
| | | NT | | | | | | - | | - | 9 | 35,9 |
| | | CT | | | | | | - | | CT : 7,0 | 9 | 40,3 |
| | | CT | | | | | | - | | - | 9 | 40,1 |
| | | CT | | | | | | - | | - | 9 | 38,2 |
| CT | - | - | 9 | 37,0 | | | | | | | | |
| Carbofuran | 1,9 | NT | 0-18 | 170 | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | - | 4,5 | (Levanon et al., 1993) | | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 18,7 | | |
| | | NT | | | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | | - | | 4,2 | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 7,7 | | |
| Diazinon | 2,5 | NT | 0-18 | 170 | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | - | 0,25 | (Levanon et al., 1993) | | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 0,35 | | |
| | | NT | | | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | | - | | 0,0 | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 0,0 | | |
| Métamitron | 4 | NT (20) | 0-30/40 | 112-210 | 9,0-18,0 | - | 0,16, 0,38, 0,46 | 0,03, 3,0, 10,1 | (Düring et Hummel, 1999) | | | |
| | | CT | | 151-217 | 9,0-1,0 | | | 0,3, 5,0, 12,2 | | | | |
| Métolachlore | 2,25 | NT | 0-18 | 170 | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | - | 8,2 | (Levanon et al., 1993) | | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 10,2 | | |
| | | NT | | | 10,2-15,3 | 6,4-5,9 | | - | | 6,5 | | |
| | | CT | | | 11,8-12,6 | 6,4-6,7 | | - | | 9,3 | | |
| Métolachlore | 10 | NT (20) | 0-30/40 | 112-210 | 9,0-18,0 | - | 0,25, 0,42 | 1,8, 5,7 | (Düring et Hummel, 1999) | | | |
| | | CT | | 151-217 | 9,0-1,0 | | | 3,6, 12,4 | | | | |
| Métolachlore | 20 | NT | 0-15 | 280 | 19,0 | 7,3 | saturation | 38 | (Singh et al., 2002) | | | |
| | | CT | | - | - | 27 | | | | | | |
| Terbuthylazine | 5 | NT (20) | 0-30/40 | 112-210 | 9,0-18,0 | - | 0,25, 0,42 | 3,5, 9,7 | (Düring et Hummel, 1999) | | | |
| | | CT | | 151-217 | 9,0-1,0 | | | 5,2, 12,2 | | | | |
| Terbuthylazine | 10 | NT | 0-15 | 280 | 19,0 | 7,3 | saturation | 11 | (Singh et al., 2002) | | | |
| | | CT | | - | - | 6 | | | | | | |

¹ Les chiffres entre parenthèses indiquent l'âge du système de travail du sol

² Trait d'union = intervalle de variation des valeurs

La relation entre le nombre de macropores et l'activation de ces flux préférentiels n'est pas directe, certains macropores ne participant pas à la conduction de l'eau (Shipitalo et al., 1990), et dépend, en particulier, de la teneur en eau initiale du milieu (Granovsky et al., 1993). Bien que les flux préférentiels par les macropores se manifestent à la fois en TCS et en CT (Andreini et Steenhuis, 1990 ; Gish et al., 1991 ; Granovsky et al., 1993 ; Essington et al., 1995), la dépendance de ces flux vis-à-vis

de la teneur en eau est plus clairement observée en techniques de conservation (Flury et al., 1995 ; Sigua et al., 1995). Des travaux ont montré que lorsque la teneur en eau du sol est faible, l'hydrophobicité des matières organiques en surface semble limiter l'entrée de l'eau dans la matrice du sol, créant localement et temporairement des conditions de saturation favorisant ainsi la circulation dans les macropores (Edwards et al., 1989 ; Phillips et al., 1989 ; Shipitalo et al., 1990 ; Edwards et al., 1992a). Bien que les galeries de vers de terre possèdent des capacités d'adsorption des pesticides importantes liées au recouvrement des parois par les matières organiques entraînées par la macrofaune (Edwards et al., 1992b ; Stehouwer et al., 1993), les volumes d'eau et les quantités de pesticides transférés sont, en général, plus élevés que lorsque le flux passe à travers la matrice du sol (Shipitalo et Edwards, 1996). D'autres études montrent, au contraire, une plus forte lixiviation de l'atrazine (Seyfried et Rao, 1987 ; Sigua et al., 1995 ; Kitchen et al., 1998) et du fluométuron (Essington et al., 1995) en conditions humides. Une des clés de contrôle des mécanismes de pertes par lixiviation via les macropores en TCS réside donc, en partie, dans la compréhension des seuils de teneur en eau du sol permettant soit l'activation des flux préférentiels soit le passage dans la matrice. Sigua et al. (1995) ont montré qu'une diminution de la teneur en eau de -1 kPa (voisinage de la saturation) à -33 kPa permettait de réduire de 15 % la lixiviation de l'atrazine.

Une difficulté supplémentaire réside dans la nécessité de prendre en compte la variabilité temporelle des flux préférentiels dans les macropores. En effet, au cours de la réhumectation, le nombre de macropores hydrologiquement actifs tend à augmenter, accroissant ainsi les possibilités de flux préférentiels (Kung et al., 2000b ; Jaynes et al., 2001 ; Malone et al., 2001). Toutefois, en conditions de non saturation en eau, les macropores sont inactifs alors que les mouvements observés de solutés sont souvent plus rapides que ne le laisse prévoir l'équation de convection-dispersion. Au sein de la matrice du sol, un autre mécanisme de transport préférentiel, appelé transport de type eau mobile – eau immobile (MIM), considère que toute la porosité n'est pas active hydrologiquement mais que le domaine poral est divisé en une fraction dans laquelle l'eau et les solutés circulent par convection-dispersion et une autre dans laquelle l'eau stagne et les mouvements de solutés se font par diffusion (Coats et Smith, 1964 ; van Genuchten et Wierenga, 1976). Dans ce modèle, il est possible de distinguer différentes cinétiques de dégradation et de rétention entre les deux domaines (van Genuchten et Wagenet, 1989) permettant une bonne description des flux préférentiels en conditions non saturées (Gaston et Locke, 1996, 2000). Ce type de fonctionnement semble se manifester à la fois en TCS et en CT (Gaston et Locke, 1996, 2000 ; Singh et al., 2002). Cependant, des travaux en laboratoire ont mesuré des fractions d'eau immobile plus importantes en TCS qu'en CT, 56 vs. 49 % (Singh et Kanwar, 1991), 56 vs. 35 % (Singh et al., 2002). De la même manière que pour les flux macroporaux, les flux matriciels augmentent avec la réhumectation (Shipitalo et Edwards, 1996). Les études sur l'occurrence de ces mécanismes selon le travail du sol sont toutefois encore peu abondantes et nécessitent des compléments notamment sur les effets de la texture du sol, du type de travail du sol

(notamment de la structure du sol générée par ce travail) et la variabilité temporelle de ces mécanismes.

L'intensité, la hauteur et l'arrivée des premières pluies après un traitement sont des facteurs majeurs conditionnant le risque de lixiviation en TCS (Granovsky et al., 1993 ; Isensee et Sadeghi, 1994 ; Masse et al., 1996 ; Heatwole et al., 1997) et dont les effets sur les transferts peuvent être supérieurs à ceux générés par le travail du sol (Granovsky et al., 1993 ; Gaynor et al., 1995 ; Otto et al., 1997). Dans le mulch, lors de pluies de faible intensité, les molécules interceptées vont être lavées et vont pouvoir pénétrer lentement dans la matrice du sol favorisant alors leur rétention. Au contraire, lors de pluies de forte intensité, le lavage est important et l'hydrophobicité du mulch peut ralentir l'infiltration et activer des flux préférentiels dans les macropores (Isensee et Sadeghi, 1994). En retirant le mulch, les capacités d'adsorption élevées à la surface du sol en TCS permettent de réduire les pertes par lixiviation et peuvent conduire à des migrations moins élevées qu'en CT (Sadeghi et Isensee, 1997). Le rôle du mulch sur les mécanismes de lixiviation des pesticides apparaît donc ambigu et clairement dépendant des conditions climatiques.

Dans le sol, les précipitations vont également conditionner le transport et les pertes de pesticides. Des pluies de forte intensité conduisent généralement à des flux d'eau et de solutés plus importants que des pluies de faibles intensités (Trojan et Linden, 1992 ; Quisenberry et al., 1994), l'essentiel des transferts de pesticides se produisant au cours des 2-3 premières pluies (Fortin et al., 2002). Pour l'atrazine, Sigua et al. (1993) mettent en évidence sur des colonnes non remaniées prélevées en semis direct que l'intensité des pluies conditionne le pourcentage de pertes, 33 % de la dose apportée à 3 mm h⁻¹ et 52 % à 9 mm h⁻¹. De même, lorsqu'une pluie de faible hauteur et intensité, 1,5 mm (Sadeghi et Isensee, 1997) ou 5 mm (Shipitalo et al., 1990), est apportée sur un sol après un traitement, le transport du pesticide par le premier événement drainant peut être réduit de 50 % comparativement à une zone n'ayant pas reçu cette pluie. En outre, ces travaux montrent qu'entre des pluies survenant 1 ou 14 j après le traitement, la quantité totale de pesticide percolée est réduite de 50 %.

Des interrogations subsistent sur la vitesse d'évolution des propriétés hydriques et l'apparition des mécanismes de flux préférentiels lorsque l'on passe de CT à des TCS. En retravaillant un sol en semis direct depuis 7 années et dont le fonctionnement hydrique avec flux préférentiels avait été mis en évidence (Isensee et al., 1990 ; Sadeghi et Isensee, 1992 ; Isensee et Sadeghi, 1994), Isensee et Sadeghi (1996) observent la disparition des flux préférentiels d'atrazine trois mois après le travail du sol. Après une année sans travail du sol, les concentrations en atrazine sous la nouvelle modalité en semis direct tendent, à nouveau, à être plus élevées qu'en CT. Elles restent toutefois inférieures à celles mesurées après 7 années sans travail. Cette étude donne une indication intéressante sur les délais d'installation des édifices macroporeux contribuant aux transferts préférentiels de pesticides. De plus, dans l'ancienne modalité en semis direct, les réseaux de pores sous l'horizon nouvellement travaillé semblent toujours fonctionnels et peuvent permettre un maintien des flux préférentiels (Isensee et Sadeghi, 1997). Des travaux complémentaires sur ce même dispositif de modalités inversées ont

permis d'observer une homogénéisation de la distribution de l'atrazine dans le profil sous l'ancienne modalité en semis direct, certainement liée au mélange des matières organiques, indiquant une homogénéisation des propriétés de rétention (Sadeghi et Isensee, 1996). Par ailleurs, la stabilité structurale liée à la texture des sols entre également en considération dans l'acquisition et l'activation des mécanismes de transport par flux préférentiels (Singh et al., 2002). Ainsi, pour des modalités de travail du sol similaires (4 années de semis direct), un taux d'argile plus important dans un sol permet une meilleure stabilité des macropores et, finalement une lixiviation des pesticides plus importante de 40 % par rapport à un sol sableux (Sadeghi et al., 2000).

Selon les propriétés des pesticides, la lixiviation peut être modifiée en fonction du travail du sol. Les capacités d'adsorption, tout d'abord, conditionnent la mobilité des molécules (Singh et al., 2002) et influencent directement leur entraînement vers les aquifères. Ainsi, alors que l'atrazine et la dééthylatrazine apparaissent en concentrations plus élevées dans les nappes sous TCS, le métolachlore, s'adsorbant davantage, est beaucoup moins présent et sa migration n'est pas associée au travail du sol (Masse et al., 1998). La solubilité dans l'eau joue également un rôle dans l'entraînement des molécules. La migration de l'alachlore et de la cyanazine est directement liée à l'interaction travail du sol – solubilité (Sadeghi et Isensee, 1997). En semis direct, l'alachlore migre moins que la cyanazine alors que l'inverse est observé en CT. La solubilité plus élevée de l'alachlore par rapport à celle de la cyanazine, lui permet de circuler via la matrice du sol, augmentant ainsi les possibilités d'adsorption, alors que la cyanazine circule davantage via les macropores (Sadeghi et Isensee, 1997). D'autres travaux ont mis en évidence une corrélation positive entre la demi-vie de différentes molécules (alachlore, atrazine, cyanazine, métolachlore, métribuzine et simazine) et les concentrations mesurées dans les drains sans que le travail du sol n'affecte cette corrélation (Logan et al., 1994 ; Ritter et al., 1996). La formulation des pesticides, en agissant sur leur solubilité, leur persistance et leur rétention, agit significativement sur leur transport. Ainsi, la micro-encapsulation de l'alachlore augmente sa solubilité et son transport dans la matrice du sol (Sadeghi et al., 1998) et l'enrobage d'amidon de l'atrazine en limite les pertes à la fois en NT et CT (Gish et al., 1994 ; Gish et al., 1995). Hall et al. (1998) ont également montré une bonne efficacité de l'enrobage de l'atrazine par de l'amidon, permettant de réduire de 2 à 4 fois les pertes par rapport à la formulation commerciale selon les années et les doses appliquées. De même pour le métolachlore, l'enrobage à l'aide d'un polymère polyuréique permet de réduire les pertes par un facteur 2 par rapport à la formulation commerciale. Les résultats obtenus à l'aide de différentes formulations des pesticides laissent donc entrevoir des possibilités de contrôle des pertes par lixiviation.

Dans les études menées sur les effets du travail du sol sur la lixiviation, la plupart compare des techniques très contrastées comme le labour et le semis direct. Les techniques de mulchage (MT) ou de cultures sur billons (RT) répondent le plus souvent aux critères de couverture du sol des techniques de conservation mais restent finalement peu étudiées en termes de transferts des pesticides. En MT, des transferts plus importants d'atrazine, cyanazine, simazine et métolachlore sont mesurés par rapport

aux modalités labourées (Watts et Hall, 1996). D'autres travaux montrent au contraire une absence d'effet sur les transferts d'atrazine et métolachlore, concluant à une différenciation des systèmes trop faibles (Fortin et al., 2002). Entre MT et RT, les différences dans la migration de l'atrazine sont peu marquées (Kitchen et al., 1998). La réduction de dose liée au traitement localisé en RT peut toutefois diminuer significativement les pertes par lixiviation (Lamb et al., 1998 ; Lowery et al., 1998). Mazzoncini et al. (1998) observent une migration entre 10 et 30 cm du diclofop-méthyl en semis direct après une forte pluie alors que le pesticide se retrouve principalement entre 0 et 5 cm en CT et MT.

1.4.3. Ruissellement des pesticides

L'objectif principal des techniques de conservation est de lutter contre le ruissellement et l'érosion des sols (Gebhardt et al., 1985). L'augmentation des teneurs en matières organiques en surface permet une meilleure stabilité et cohésion des agrégats ce qui se traduit par des réductions importantes des pertes en terre (Rhoton et al., 2002). Il apparaît cependant que les résultats obtenus sur les transferts de pesticides par ruissellement ou érosion sont très contrastés (Tableau 8). De nombreux travaux soulignent la réduction des pertes de différentes molécules en TCS, essentiellement par des réductions des volumes ruisselés proportionnellement au degré de simplification du travail du sol (Seta et al., 1993 ; Watts et Hall, 1996 ; Webster et Shaw, 1996 ; Tebrügge et During, 1999). D'autres au contraire indiquent que les concentrations en TCS, en particulier en semis direct, sont plus élevées, ce qui peut, malgré des volumes ruisselés plus faibles, générer des pertes plus importantes (Kenimer et al., 1987 ; Webster et Shaw, 1996 ; Heatwole et al., 1997 ; Shipitalo et Owens, 2006). D'autres enfin mesurent des volumes ruisselés plus importants en techniques de conservation (Gaynor et al., 1995 ; Myers et al., 1995). Fawcett et al. (1994) ont proposé une synthèse des études concernant le transfert des pesticides par ruissellement et érosion en lien avec les pratiques de travail du sol. Sous pluies naturelles, ils concluaient à une efficacité importante des TCS réduisant le ruissellement, l'érosion et l'entraînement des pesticides associés. En pluies simulées, les intensités et les doses d'eau apportées peu de temps après le traitement aboutissaient à des résultats très contrastés en techniques de conservation. Pour Fawcett et al. (1994), ce type de travaux permettait davantage de définir les limites d'efficacité des TCS que d'obtenir une représentation fidèle des conditions climatiques. Plus récemment, des travaux visant à évaluer par modélisation les pratiques les plus efficaces en termes de lutte contre le ruissellement de l'atrazine indiquaient que les techniques de conservation n'étaient finalement que marginalement efficaces (Harman et al., 2004). Les premières actions à mener apparaissent être la construction de bassin de décantation en bas de versant, l'implantation judicieuse de bandes enherbées, la pratique de traitements localisés à 25 % de la dose et le maintien et la construction de zones humides. Il convient donc d'éclaircir les conditions et mécanismes majeurs impliqués dans les transferts par ruissellement et conditionnant l'efficacité ou au contraire l'inefficacité des techniques de conservation des sols.

Tableau 8. Études au champ sous pluies naturelles ou simulées du ruissellement de l'eau et des pesticides en fonction des techniques de travail du sol.

| Pesticide | Dose kg a.i. ha ⁻¹ | Modalité | Sols | | pH eau | Pente % | Pluies mm | Type | Ruissellement | | Référence |
|---------------------------|--|----------------------|-------------------------|--|--------|--------------------|---------------------------------|----------------|---------------------------|----------------------------------|----------------------------|
| | | | A g kg ⁻¹ | C _{org} g kg ⁻¹ | | | | | eau % dose | pesticide % dose | |
| Alachlore | 2,24 | NT | - | - | - | - | - | - | 13, 4, 12, 8 ² | 7,1, 0,45, 1,8, 0,1 ² | (Baker et Johnson, 1979) |
| | | RT | - | 5,8-17,4 ¹ | - | 12-18 ¹ | 657, 487, 463, 425 ² | N ³ | 17, 4, 8, 8 | 8,0, 0,8, 0,45, <0,1 | |
| | | CT | - | - | - | - | - | - | 17, 8, 18, 9 | 14,3, 0,7, 4,1, 0,2 | |
| Alachlore | 2,80 | NT | - | - | - | - | - | - | 34, 41 | 0,32, 4,8 | (Sauer et Daniel, 1987) |
| | | MT _{Ch} | 220 | 17,4 | - | 6 | 136 | N | 28, 54 | 0,25, 2,1 | |
| | | RT | - | - | - | - | - | - | 35, 54 | 0,36, 6,0 | |
| | | CT | - | - | - | - | - | - | 44, 48 | 0,29, 3,0 | |
| Alachlore | 1,79 | NT | - | 7,4-23,7 | - | 3-5 | - | - | 4-6, 3-4 ¹ | 0,22-0,24, 0,15-0,24 | (Isensee et Sadeghi, 1993) |
| | | CT | - | 6,6-6,9 | - | - | - | - | 5-6, 3-5 | 0,48-0,57, 0,15-0,28 | |
| Alachlore | 3,36 | NT C ⁴ | - | - | - | - | 67 | - | 19 | 0,06 | (Felsot et al., 1990) |
| | | NT H/B ⁴ | - | 12,8 | - | 7-11 | 66 | S ³ | 34 | 0,08 | |
| | | CT C | - | - | - | - | 67 | - | 27 | 0,1 | |
| | | CT H/B | - | - | - | - | 56 | - | 58 | 0,2 | |
| | | NT C | - | - | - | 8 | 63 | - | 6 | 0,09 | |
| | | NT H/B | - | - | - | 8 | 64 | - | 23 | 2,1 | |
| | | ST C | - | - | - | 9 | 64 | - | 4 | 0,06 | |
| | | ST H/B | - | - | - | 9 | 63 | - | 10 | 0,6 | |
| | | RT C | - | 12,8 | - | 10 | 64 | S | 24 | 0,75 | |
| | | RT H/B | - | - | - | 10 | 63 | - | 29 | 1,3 | |
| Alachlore | 3,36 | MT _{Ch} C | - | - | - | 8 | 64 | - | 33 | 1,7 | (Felsot et al., 1990) |
| | | MT _{Ch} H/B | - | - | - | 8 | 64 | - | 32 | 1,2 | |
| | | CT C | - | - | - | 10 | 63 | - | 33 | 2,3 | |
| | | CT H/B | - | - | - | 10 | 64 | - | 43 | 6,5 | |
| | | NT 1 | - | - | - | 11 | 629-1012 | N | 1-10 | Tr-0,23 | |
| | | NT 2 | - | - | - | 10 | 686-1025 | - | 2-14 | 0,01-0,19 | |
| | | MT _{Ch} 1 | - | - | - | 13 | 609-981 | - | <0,01-1 | Tr-<0,01 | |
| | | MT _{Ch} 2 | - | - | - | 7 | 663-1007 | - | 1-15 | Tr-0,22 | |
| | | MT _{Ch} | - | 14,0 | - | - | - | - | - | 0,4, 0,2 | |
| | | RT | - | 17,4 | - | - | - | - | - | 0,1, 0,1 | |
| Alachlore | 2,2 0,7 Loc ⁵ 0,7 Loc 0,7 Loc | CT | - | 13,4 | 7,1 | 8-10 | 240, 480 | N | - | 1,0, 0,6 | (Hansen et al., 2001) |
| | | MT _{Ch} | - | 14,0 | - | - | - | - | - | 0,1, 0,06 | |
| | | RT | - | 17,4 | - | - | - | - | - | 0,1, 0,06 | |
| | | MT _{Ch} | - | 14,0 | - | - | - | - | - | 0,2, 0,06 | |
| | | CT | - | 13,4 | - | - | - | - | - | - | |
| Alachlore ⁶ | 1,68 3,36 | NT | - | - | - | 10-11 | 976 | N | 8 | 0,28 | (Shipitalo et Owens, 2006) |
| | | MT _{Ch} | - | - | - | 7-13 | 953 | - | 7 | 0,11 | |
| | | MT _{Dk} | - | - | - | 6-9 | 960 | - | 11 | 0,12 | |
| Atrazine, | 1,7 | NT | - | - | - | - | - | - | - | 0,06, - | (Watts et Hall, 1996) |
| | | MT mulch | - | - | - | 3-5 | - | - | - | -, 0,28 | |
| | | CT | - | - | - | - | - | - | - | 0,18, 0,77 | |
| Atrazine | 1,68 | NT | 67 | 9,7 | 5,64 | 2 | - | - | - | 0,7 | (Heatwole et al., 1997) |
| | | CT | 59 | 4,4 | 5,91 | - | - | - | - | 1,5 | |
| Atrazine (+ DEA + DIA) | 2,24 2,24 2,24 2,24 1,12 1,12 1,12 | NT 1 | - | - | - | 13 | - | - | 4-7 | 0,027-0,82 | (Shipitalo et Owens, 2003) |
| | | NT 2 | - | - | - | 7 | - | - | 6-15 | 0,049-4,95 | |
| | | MT _{Ch} 1 | - | - | - | 11 | - | - | 0,1-2 | Tr-0,011 | |
| | | MT _{Ch} 2 | - | - | - | 10 | - | - | 9-18 | 0,0045-2,62 | |
| | | MT _{Dk} 3 | - | - | - | 6 | - | - | 7-17 | 0,034-0,64 | |
| | | MT _{Dk} 4 | - | - | - | 7 | - | - | 4-8 | 0,0010-0,59 | |
| | | MT _{Dk} 5 | - | - | - | 9 | - | - | 10-22 | 0,0043-6,37 | |
| Atrazine | 2,24 | NT | - | - | - | - | - | - | 13, 4 | 7,1, 0,75 | (Baker et Johnson, 1979) |
| | | RT | - | 5,8-17,4 | - | 12-18 | 657, 487 | N | 17, 4 | 19,2, 1,8 | |
| | | CT | - | - | - | - | - | - | 18, 8 | 20,1, 0,09 | |
| Atrazine | 2,80 | NT | - | - | - | - | - | - | 34, 41 | 0,32, 7,3 | (Sauer et Daniel, 1987) |
| | | MT _{Ch} | 220 | 17,4 | - | 6 | 136 | - | 28, 54 | 0,21, 3,0 | |
| | | RT | - | - | - | - | - | - | 35, 54 | 0,34, 8,7 | |
| | | CT | - | - | - | - | - | - | 44, 48 | 0,25, 4,3 | |

Suite du Tableau 8

| | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|---|--|----------------------------|--|--------------------|----------------------|---|-------------|--|---|----------------------------|
| Atrazine | 2,24 | NT MT | - - | - - | - - | - - | 941, 1158, 824, 926, 1029, 860 | | 5, 6, 7, 18, -, 1 1, 4, 7, 18, 18, 1 | 2,5, 1,9, 1,0, 5,1, -, 2,0 1,1, 0,3, 0,6, 1,5, 4,0, 2,1 | (Ghidey et al., 2005) |
| Atrazine | 1,34 | NT CT | - - | 7,4-23,7 6,6-6,9 | - - | 3-5 - | - - | - - | 4-6, 3-4 5-6, 3-5 | 1,39-1,51, 0,56-0,90 0,81-0,97, 0,21-0,47 | (Isensee et Sadeghi, 1993) |
| Atrazine | 1,7 | NT CT | - - | 12,0 | 6,7 | 3-5 3-4 | - - | - - | -, 0,1, <0,01, 0,02 0,3, 0,3, 0,03, 0,04 | -, 0,10, <0,01, <0,01 0,36, 0,33, 0,02, <0,01 | (Hall et al., 1991) |
| Atrazine | 2,24 | NT MT CT | - - - | - - - | - - - | - 9 - | - 132 - | - S - | 6 22 34 | 0,7 1,3 1,8 | (Seta et al., 1993) |
| Atrazine | 2,24 | NT CT | - 232 | 21,5 | - | 10,3 10,6 | 100 | S | 0,2 3 | 0,28 2,85 | (Kenimer et al., 1987) |
| Atrazine | 0,56 | NT (1) MT _{Ch} MT _{Dk} | - - - | 9,5 | 4,9 | 4 | 80 | S | - - - | 7,9 10,5 7,5 | (Basta et al., 1997) |
| Atrazine | 2,24 | NT 1 NT 2 MT _{Ch} 1 MT _{Ch} 2 | - - - - | - - - - | - - - - | 11 10 13 7 | 629-1012 686-1025 609-981 663-1007 | N | 1-10 2-14 <0,01-1 1-15 | <0,01-0,08 <0,01-1,10 <0,01 <0,01-0,91 | (Shipitalo et al., 1997) |
| Atrazine | 1,6 | NT (2) – MG ⁸ NT – ME ⁸ CT | 210 | 9,1 | 5,9 | 2-6 | 31,7-50,8 | S | 31-50, 35-38 31-56, 35-48 16-24, 34-47 | 2,2-9,4, 2,1-4,7 1,7-8,1, 1,9-2,5 0,5-1,6, 1,7-3,0 | (Myers et al., 1995) |
| Atrazine | 0,9 0,9 E ⁹ 0,9 1,8 | NT (4) CT CT NT (4) | - - - - | 13,4 | 6,0 | 1-2 | - - - | N / N+S | - - - | 4,99 / 10,51 1,26 / 2,73 2,48 / 7,72 2,64 / 7,52 | (Rector et al., 2003) |
| Atrazine | 0,55 | MT _{Ch} + IC ¹⁰ MT _{Ch} CT + IC CT | - - - - | 14,5 | - | < 1 | 995, 688 | N | 8, 7 14, 9 8, 6 12, 7 | 0,1, 1,8 0,4, 1,5 0,4, 0,7 0,6, 1,8 | (Gaynor et al., 2001) |
| Atrazine ⁶ | 2,24 | NT MT _{Ch} MT _{Dk} | - - - | - - - | - - - | 10-11 7-13 6-9 | 976 953 960 | N | 8 7 11 | 1,29 0,66 0,92 | (Shipitalo et Owens, 2006) |
| Carbofuran | 1,12 | NT C NT H/B CT C CT H/B | - - - - | 12,8 | - | 7-11 | 67 66 67 56 | S | 19 34 27 58 | 0,2 0,6 0,1 1,21 | (Felsot et al., 1990) |
| Chlorimuron | 0,014 | NT CT | 80 | 5,3 | 5,9 | 0-1 | - | - | - - | 2,0 1,3 | (Afyuni et al., 1997) |
| Chlorpyrifos | 1,34 | NT MT _{Ch} RT CT | 220 | 17,4 | - | 6 | 136 | - | 34, 41 28, 54 35, 54 44, 48 | 0,04, 0,10 0,05, 0,29 0,06, 0,28 0,08, 0,20 | (Sauer et Daniel, 1987) |
| Cyanazine | 2,24 | NT RT CT | - | 5,8-17,4 | - | 12-18 | 463, 425 | N | 12, 8 8, 8 18, 9 | 4,5, 0,2 2,0, 0,1 8,0, 0,3 | (Baker et Johnson, 1979) |
| Cyanazine | 1,34 | NT CT | - - | 7,4-23,7 6,6-6,9 | - - | 3-5 - | - - | - - | 4-6, 3-4 5-6, 3-5 | 1,30-1,91, 0,50-0,68 0,52-0,84, 0,15-0,27 | (Isensee et Sadeghi, 1993) |
| Cyanazine | 2,2 | NT CT | - - | 12,0 | 6,7 | 3-5 3-4 | - - | - - | -, 0,1, <0,01, 0,02 0,3, 0,3, 0,03, 0,04 | -, 0,06, <0,01, <0,01 0,13, 0,30, 0,01, <0,01 | (Hall et al., 1991) |
| Cyanazine | 2,1 2,1 2,1 0,7 Loc ⁵ 0,7 Loc 0,4 Loc | MT _{Ch} RT CT MT _{Ch} RT CT | - - - - - - | 14,0 17,4 13,4 14,0 17,4 13,4 | - - - 7,1 | 8-10 | 240, 480 | - | - - - - - - | 2,0, 0,9 0,38, 0,8 4,4, 1,0 0,8, 0,2 0,6, 0,2 0,8, 0,2 | (Hansen et al., 2001) |
| Cyanazine, | 2,2 | NT MT mulch CT | - - - | - - - | - - - | 3-5 | - | - | - - - | 0,02, - -, 0,17 0,11, 0,39 | (Watts et Hall, 1996) |

Suite du Tableau 8

| | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|--|----------|------------|--------------|----------------------|---|--|--|--|---|--|----------------------------|
| Dicamba | 0,56 | NT CT | - | 12,0 | 6,7 | 3-5 3-4 | - | - | - | 0,1, <0,01, 0,02 0,3, 0,3, 0,03, 0,04 | - | 0,12, <0,01, <0,01 0,46, 0,81, <0,01, <0,01 | (Hall et Mumma, 1994) |
| Diméthipin | 0,35 | ST (1) CT | 32 | 5,1 | 6,5 | 3-4 | - | S | 23 23 | 5,0 1,6 | - | 5,0 1,6 | (Potter et al., 2003) |
| Fluométuron | 1,7 | NT RT CT | - | 18,6 | 6,4 | 3 | 376, 480 | N+S | 6 5 6 | 8,0, 5,3 8,2, 3,2 9,9, 4,4 | - | 8,0, 5,3 8,2, 3,2 9,9, 4,4 | (Baughman et al., 2001) |
| Fluométuron | 2,0 | ST ST CT CT | 32 | 5,1 | 6,5 | 3-4 | 63,8 64,3 62,7 60,0 | S-I _{Var} ¹¹ S-I _{cons} ¹¹ S-I _{Var} S-I _{cons} | 20 23 45 50 | 1,4 1,9 0,8 0,6 | - | 1,4 1,9 0,8 0,6 | (Potter et al., 2006) |
| Fonofos | 1,12 | NT RT CT | - | 5,8-17,4 | - | 12-18 | 487, 463, 425 | - | 4, 12, 8 4, 8, 8 8, 18, 9 | 0,18, 1,3, 0,05 0,09, 0,25, nd 0,36, 1,0, 0,07 | - | 0,18, 1,3, 0,05 0,09, 0,25, nd 0,36, 1,0, 0,07 | (Baker et Johnson, 1979) |
| Imazaquin | 0,14 | SS (3) CT | 660 | 16,9 | 6,4 | NA | - | - | - | 1,22, 3,39 1,53, 3,63 | - | 1,22, 3,39 1,53, 3,63 | (Seifert et al., 2001a) |
| Isoxaflutole/ diketonitrile | 0,11 0,11 E ⁹ 0,11 0,05 | NT (4) CT CT NT (4) | - | 13,4 | 6,0 | 1-2 | - | N / N+S | - - - - | 2,82 / 9,24 0,93 / 3,35 1,63 / 6,75 2,35 / 6,84 | - | 2,82 / 9,24 0,93 / 3,35 1,63 / 6,75 2,35 / 6,84 | (Rector et al., 2003) |
| Linuron | 1,12 | NT 1 NT 2 MT _{Ch} 1 MT _{Ch} 2 | - | - | - | 11 10 13 7 | 629-1012 686-1025 609-981 663-1007 | N | 1-10 2-14 <0,01-1 1-15 | <0,01-0,01 <0,01-1,04 <0,01 <0,01-0,46 | - | <0,01-0,01 <0,01-1,04 <0,01 <0,01-0,46 | (Shipitalo et al., 1997) |
| Linuron ⁶ | 1,12 | NT MT _{Ch} MT _{Dk} | - | - | - | 10-11 7-13 6-9 | 976 953 960 | N | 8 7 11 | 0,70 0,29 0,21 | - | 0,70 0,29 0,21 | (Shipitalo et Owens, 2006) |
| Métolachlore | 3,4 | NT - S/B ¹² NT - S ¹² CT - S/B CT - S | - | 18,6 | 6,4 | 3 | 213, 191, 188 | N+S | 8, 7, 9 -, 14, 18 9, 9, 15 9, 5, 10 | 0,4, 0,2, 0,6 -, 1,4, 0,3 0,8, 1,1, 0,6 0,4, 0,5, 0,8 | - | 0,4, 0,2, 0,6 -, 1,4, 0,3 0,8, 1,1, 0,6 0,4, 0,5, 0,8 | (Webster et Shaw, 1996) |
| Métolachlore | 1,9 | NT (2) - MG ¹³ NT - ME ¹³ CT | 210 | 9,1 | 5,9 | 2-6 | 31,7-50,8 | S | 31-50, 35-38 31-56, 35-48 16-24, 34-47 | 1,2-9,0, 0,9-4,3 1,4-8,0, 0,8-1,8 0,4-1,5, 1,1-2,7 | - | 1,2-9,0, 0,9-4,3 1,4-8,0, 0,8-1,8 0,4-1,5, 1,1-2,7 | (Myers et al., 1995) |
| Métolachlore | 2,2 | NT CT | - | 12,0 | 6,7 | 3-5 3-4 | - | - | - | 0,1, <0,01, 0,02 0,3, 0,3, 0,03, 0,04 | - | 0,06, <0,01, <0,01 0,16, 0,25, 0,01, <0,01 | (Hall et al., 1991) |
| Métolachlore | 2,2 | NT MT mulch CT | - | - | - | 3-5 | 585, 748, 486, 562 | N | - - - | 0,03, - -, 0,22 0,29, 0,55 | - | 0,03, - -, 0,22 0,29, 0,55 | (Watts et Hall, 1996) |
| Métolachlore | 2,24 | NT CT | 67 59 | 9,7 4,4 | 5,64 5,91 | 2 | - | - | - | 0,5 1,2 | - | 0,5 1,2 | (Heatwole et al., 1997) |
| Métolachlore | 1,12-1,87 | NT MT | - | - | - | - | 941, 1158, 824, 926, 1029, 860 | N | 5, 6, 7, 18, -, 1 1, 4, 7, 18, 18, 1 | 5,5, 1,0, 0,9, 2,1, -, 0,3 2,0, 0,4, 1,2, 1,6, 5,4, 0,4 | - | 5,5, 1,0, 0,9, 2,1, -, 0,3 2,0, 0,4, 1,2, 1,6, 5,4, 0,4 | (Ghidey et al., 2005) |
| Métolachlore | 0,84 | MT _{Ch} + IC ¹⁰ MT _{Ch} CT + IC CT | - | 14,5 | - | < 1 | 995, 688 | N | 8, 7 14, 9 8, 6 12, 7 | 0,06, 0,8 0,2, 1,0 0,3, 0,5 0,4, 1,4 | - | 0,06, 0,8 0,2, 1,0 0,3, 0,5 0,4, 1,4 | (Gaynor et al., 2001) |
| Métolachlore | 0,7 0,7 E ⁹ 0,7 1,4 | NT (4) CT CT NT (4) | - | 13,4 | 6,0 | 1-2 | - | N / N+S | - - - | 4,22 / 8,28 1,01 / 1,97 2,22 / 5,98 2,44 / 6,01 | - | 4,22 / 8,28 1,01 / 1,97 2,22 / 5,98 2,44 / 6,01 | (Rector et al., 2003) |
| Métribuzine | 0,38 | NT 1 NT 2 MT _{Ch} 1 MT _{Ch} 2 | - | - | - | 11 10 13 7 | 629-1012 686-1025 609-981 663-1007 | N | 1-10 2-14 <0,01-1 1-15 | <0,01-0,79 0,08-0,22 <0,01-0,02 <0,01-0,01 | - | <0,01-0,79 0,08-0,22 <0,01-0,02 <0,01-0,01 | (Shipitalo et al., 1997) |

Fin du Tableau 8

| | | | | | | | | | | | | |
|---|-------|-------------------------------------|-----|------|-----|-------|---------------|-------------------------------------|-----------|----------------------|----------------------------|------------------------|
| Métribuzine ⁶ | 0,38 | NT | - | - | - | 10-11 | 976 | | 8 | 0,83 | (Shipitalo et Owens, 2006) | |
| | | MT _{Ch} | - | - | - | 7-13 | 953 | N | 7 | 0,04 | | |
| | | MT _{Dk} | - | - | - | 6-9 | 960 | | 11 | 0,55 | | |
| Métribuzine | 0,25 | MT _{Ch} + IC ¹⁰ | - | - | - | < 1 | 995, 688 | | 8, 7 | 0,04, 1,1 | (Gaynor et al., 2001) | |
| | | MT _{Ch} | - | 14,5 | - | | | N | 14, 9 | 0,3, 1,4 | | |
| | | CT + IC | | | | | | | 8, 6 | 0,3, 0,6 | | |
| | | CT | | | | | | | 12, 7 | 0,3, 1,7 | | |
| Métribuzine | 0,4 | NT - S/B | - | - | - | | | | 8, 7, 9 | 0,7, 0,5, 0,7 | (Webster et Shaw, 1996) | |
| | | NT - S | - | 18,6 | 6,4 | 3 | 213, 191, 188 | N+S | -, 14, 18 | -, 1,9, 0,6 | | |
| | | CT - S/B | | | | | | | 9, 9, 15 | 1,7, 1,6, 0,9 | | |
| | | CT - S | | | | | | | 9, 5, 10 | 0,9, 0,8, 1,4 | | |
| Métribuzine | 0,816 | NT | 120 | 13,0 | - | 10 | 294 | | 0,2 | 0,01 | (Malone et al., 1996) | |
| | | CT | | | | | | N | 15 | 0,64 | | |
| Nicosulfuron | 0,014 | NT | 80 | 5,3 | 5,9 | 0-1 | - | | - | 2,3 | (Afyuni et al., 1997) | |
| | | CT | | | | | | - | - | 1,1 | | |
| Norflurazon | 1,7 | NT | - | - | - | | | | 6 | 4,2, 4,2 | (Baughman et al., 2001) | |
| | | RT | - | 18,6 | 6,4 | 3 | 376, 480 | N+S | 5 | 4,2, 2,5 | | |
| | | CT | | | | | | | 6 | 4,8, 3,6 | | |
| Pendiméthaline | 1,0 | ST | | | | | 63,8 | S - I _{Var} ¹¹ | 20 | 0,4 | (Potter et al., 2006) | |
| | | ST | 32 | 5,1 | 6,5 | 3-4 | 64,3 | S - I _{cons} ¹¹ | 23 | 0,4 | | |
| | | CT | | | | | 62,7 | S - I _{Var} | 45 | 5,0 | | |
| | | CT | | | | | 60,0 | S - I _{cons} | 50 | 4,1 | | |
| Simazine | 1,7 | NT | - | - | - | | | | - | 0,1, <0,01, 0,02 | (Hall et al., 1991) | |
| | | CT | - | 12,0 | 6,7 | 3-5 | - | - | - | 0,3, 0,3, 0,03, 0,04 | | 0,18, <0,01, <0,01 |
| Simazine | 1,7 | NT | - | - | - | | | | - | 0,02, - | (Watts et Hall, 1996) | |
| | | MT mulch | - | - | - | 3-5 | - | - | - | - | | 0,13 |
| | | CT | | | | | | | - | - | | 0,11, 0,35 |
| Terbufos + Métabolite du Terbufos | 1,12 | NT C | | | | | 8 | | 6 | 0,03 | (Felsot et al., 1990) | |
| | | NT H/B | | | | | 8 | | 23 | 0,3 | | |
| | | ST C | | | | | 9 | | 4 | 0,03 | | |
| | | ST H/B | | | | | 9 | | 10 | 0,2 | | |
| | | RT C | - | 12,8 | - | | 10 | | 24 | 0,4 | | |
| | | RT H/B | | | | | 10 | S | 29 | 2,3 | | |
| | | MT _{Ch} C | | | | | 8 | | 33 | 1,4 | | |
| | | MT _{Ch} H/B | | | | | 8 | | 32 | 1,3 | | |
| | | CT C | | | | | 10 | | 33 | 1,6 | | |
| CT H/B | | | | | 10 | | 43 | 7,5 | | | | |
| Thidiazuron | 0,05 | ST (1) ⁷ | 32 | 5,1 | 6,5 | 3-4 | - | | S | 23 | 13,7 | (Potter et al., 2003) |
| | | CT | | | | | | | | 23 | 12,2 | |
| Tribufos | 0,30 | ST (1) | 32 | 5,1 | 6,5 | 3-4 | - | | S | 23 | 12,8 | (Potter et al., 2003) |
| | | CT | | | | | | | | 23 | 14,5 | |
| 2,4-D | 0,56 | NT | 232 | 21,5 | | 10 | 100 | | S | 0,2 | 0,02 | (Kenimer et al., 1987) |
| | | CT | | | | | | | | 3 | 0,27 | |

¹ Trait d'union = intervalle de variation des valeurs

² Virgule = années de suivi successives

³ N : pluies naturelles, S : pluies simulées

⁴ C : travail du sol selon courbes de niveau ; H/B : travail du sol dans le sens de la pente

⁵ Loc : traitement localisé sur la ligne de semis (bandes)

⁶ Résultats moyens sur 9 années de suivi

⁷ Les chiffres entre parenthèses indiquent l'âge du système de travail du sol

⁸ MG : maïs grain = résidus en surface, ME : maïs ensilage = exportation plante entière

⁹ E : Traitement enfoui

¹⁰ IC : culture intermédiaire

¹¹ I_{Var} : Intensité variable des pluies, I_{cons} : Intensité constante des pluies

¹² S : monoculture de soja, S/B : rotation soja/blé

¹³ MG : maïs grain = résidus en surface, ME : maïs ensilage = exportation plante entière

La pluie est le paramètre principal conditionnant les risques de ruissellement, d'érosion et d'entraînement des pesticides. En fonction de son délai d'arrivée après un traitement, de son intensité et de l'intervalle entre deux retours, la pluie peut induire des résultats très contradictoires pour un même site d'étude, une même molécule ou une même pratique (Baker et Johnson, 1979). L'intervalle entre le traitement et les premières pluies apparaît comme un des facteurs majeurs conditionnant l'apparition et l'intensité des phénomènes d'entraînement de pesticides par ruissellement (Baker et Johnson, 1979 ; Shipitalo et Owens, 2003 ; Potter et al., 2004). Il conditionne notamment les possibilités de dissipation des molécules et donc leur disponibilité pour le transport. Plusieurs études soulignent l'inefficacité du travail du sol lorsque des pluies de forte intensité surviennent rapidement après un traitement (Rector et al., 2003 ; Shipitalo et Owens, 2003, 2006). De plus, les premiers événements ruisselants sont responsables de la majeure partie des transferts de pesticide (Seifert et al., 2001a). Sur une étude de 9 années comparant trois techniques de conservation (NT, MT chisel et MT disques), Shipitalo et Owens (2006) indiquent que 60 à 99 % des pertes de différentes molécules par ruissellement sont occasionnées au cours des cinq premiers événements ruisselants. Après une pluie représentant 3 % des pluies annuelles et survenant 2 JAT, les pertes en atrazine s'élevaient à 4,7 % de la dose appliquée (Shipitalo et Owens, 2003). Triplett et al. (1978) proposait une relation permettant de prédire les concentrations en atrazine dans le ruissellement ($[atrazine]$) en fonction du nombre de jours après traitement (JAT) ($\ln([atrazine])=a+b \ln(JAT)$). Par la suite, cette relation a pu être vérifiée pour l'alachlore (Shipitalo et al., 1997), l'atrazine et ses métabolites (dééthylatrazine et déisopropylatrazine) (Gaynor et al., 1995 ; Shipitalo et al., 1997 ; Shipitalo et Owens, 2003), la cyanazine (Franti et al., 1998), le linuron (Shipitalo et al., 1997), le diméthipin (Potter et al., 2003), le métolachlore (Gaynor et al., 1995 ; Webster et Shaw, 1996 ; Ghidey et al., 2005), la métribuzine (Shipitalo et al., 1997), le thidiazuron et tribufos (Potter et al., 2003). Toutefois, la sensibilité de cette relation à la variabilité interannuelle ne permet pas de comparaison pluriannuelle. Hansen et al. (2001) proposent de remplacer les JAT par le cumul des pluies, $\ln[pesticide]=a+b \ln(\text{pluies cumulées})$ ce qui permet de s'affranchir de la variabilité interannuelle. L'intensité des premières pluies influence également le devenir des molécules appliquées. Une pluie de faibles hauteur et intensité quelques jours après un traitement permet l'incorporation de la molécule dans le sol diminuant, par la suite, les pertes au cours des épisodes ruisselants (Gaynor et al., 1995 ; Afyuni et al., 1997 ; Olson et al., 1998).

Comme mentionné pour les mécanismes de lixiviation, la teneur en eau initiale du sol est un facteur déclencheur des mécanismes de ruissellement. Le ruissellement apparaît plus rapidement lorsque le sol se situe dans des conditions proches de la saturation (Isensee et Sadeghi, 1993 ; Sadeghi et Isensee, 2001 ; Rector et al., 2003) lesquelles surviennent plus tôt en semis direct (Isensee et Sadeghi, 1993). Le travail du sol, même superficiel, permet d'assécher le profil et d'accroître les capacités d'infiltration ce qui peut limiter le ruissellement (Olson et al., 1998). Dans certains sols hydromorphes présentant un horizon argileux, la saturation du profil est plus rapidement atteinte en semis direct et le ruissellement est alors plus important (Ghidey et al., 2005). Dès lors, l'intervalle de

retour entre deux pluies peut significativement influencer sur les volumes ruisselés en semis direct. Isensee et Sadeghi (1993) indiquent que pour un délai inférieur à 7 jours entre deux pluies, la teneur en eau du sol en semis direct, maintenue par le mulch, entraîne des ruissellements plus importants qu'en techniques conventionnelles.

Les propriétés des pesticides vont également conditionner les mécanismes de ruissellement. Les propriétés d'adsorption tout d'abord conditionnent directement le mode de transport des molécules. Pour des pesticides possédant une forte capacité d'adsorption sur les particules organo-minérales, tels que le glyphosate, la trifluraline, le paraquat, les insecticides organochlorés, le transport est associé aux mécanismes d'érosion (Wauchope, 1978). Potter et al. (2004) indiquent que 55 % des pertes de pendiméthaline (K_{oc} de 5000 L kg⁻¹) se font par érosion. Sur un raisonnement en masse, ce type de transport est généralement nettement plus important que le transport en solution dans l'eau (Hansen et al., 2001). Pour la majeure partie des pesticides, moyennement ou faiblement adsorbés, le transport se fait par ruissellement en solution dans l'eau (Wauchope, 1978). Les pertes en solution peuvent représenter 88 à 97 % des pertes totales d'alachlore et de cyanazine (Hansen et al., 2001), 99,8% des pertes d'atrazine (Basta et al., 1997) et, selon les pratiques, 89 à 98 % des pertes de fluométuron (Potter et al., 2004). Pour des molécules uniquement transportées dans l'eau, telles que le chlorimuron et le nicosulfuron, l'intérêt des techniques de conservation, en particulier de semis direct permettant de contrôler l'érosion, est très limité (Afyuni et al., 1997). Certains auteurs émettent toutefois l'hypothèse d'une possible surévaluation de la concentration dans la phase aqueuse liée à une désorption des molécules de la phase solide en suspension (Hansen et al., 2001). Logan et al. (1994) ont étudié le ruissellement de l'atrazine, de l'alachlore, du métolachlore et de la métribuzine sur une parcelle en faible pente (< 1 %) après un labour d'automne ou en semis direct. Ils n'observent pas de différence entre les différentes techniques de travail du sol mais notent une corrélation positive du ruissellement avec la DT_{50} des molécules. Dans d'autres travaux, la solubilité dans l'eau conditionne directement l'entraînement par ruissellement des molécules et permet d'expliquer des différences de comportement entre l'alachlore et la cyanazine (Hansen et al., 2001) ou entre l'atrazine et la métribuzine (Gaynor et al., 2001). L'isoxaflutole présente une faible solubilité dans l'eau mais son hydrolyse forme le dicétonitrile (principe actif) qui est 50 fois plus soluble et qui va pouvoir être entraîné par ruissellement (Rector et al., 2003). Le suivi des métabolites dans le ruissellement n'est pas systématique dans les études. Pour le fluométuron, Potter et al. (2004) indiquaient pourtant que 50 % des pertes étaient sous forme de desméthylfluométuron. Certaines molécules, telles que l'atrazine ou le fluométuron, donnent des résultats souvent contrastés en TCS et possèdent des valeurs de solubilité et de rétention sur les composés organiques similaires. Potter et al. (2003) proposent une relation permettant de prédire le mode de transport des pesticides (en solution ou adsorbé) en fonction de leur K_{oc} et de leur solubilité. Cette solubilité peut toutefois varier notamment en fonction de la formulation des pesticides. Ainsi, l'alachlore micro-encapsulé devient plus soluble et migre plus rapidement dans la matrice du sol réduisant son ruissellement (Isensee et Sadeghi, 1993). La solubilité du métolachlore,

plus élevée que celle de l'atrazine, peut être réduite par sa formulation ce qui limite son entraînement par ruissellement comparativement à l'atrazine (Sadeghi et Isensee, 2001).

Le mulch de résidus en technique de conservation protège physiquement les agrégats contre l'action des pluies ce qui accroît leur stabilité et limite la formation de terre érodible. Il permet également d'augmenter la sinuosité de la surface ce qui tend à ralentir la vitesse de ruissellement lorsque les pluies sont de faible intensité (Isensee et Sadeghi, 1993 ; Selim et al., 2003). La quantité de résidus conditionne toutefois l'efficacité du mulch. Après une culture de soja par exemple, le taux de couverture du sol est trop faible et les volumes ruisselés peuvent être plus importants en semis direct qu'en modalité disquée (Olson et al., 1998). Pour des quantités de résidus passant de 0 à 1,5 t ha⁻¹ en surface en semis direct ou mélangés dans l'horizon travaillé en technique conventionnelle, le ruissellement est réduit de 96 et 40 % respectivement sur chacune de ces pratiques (Kenimer et al., 1987). En technique de mulchage avec culture intermédiaire de ray-grass, le ruissellement des herbicides a été réduit de 25 % (Gaynor et al., 2001). Les résidus de vesce semblent permettre de diminuer le ruissellement au champ mais aucun effet n'est toutefois identifié au laboratoire (Sadeghi et Isensee, 2001).

Selon les diverses techniques de conservation des sols, les résultats obtenus sont assez hétérogènes en termes de contrôle des pertes de pesticides par ruissellement. Les pratiques de travail du sol en bandes (ST, Strip tillage), très peu développées en Europe, permettent de réduire le ruissellement par rapport aux techniques conventionnelles mais augmentent en contrepartie les écoulements latéraux de subsurface (Bosch et al., 2005). Avec une antériorité de seulement une année, ces techniques ne présentaient pas d'effet sur les volumes ruisselés mais tendaient à diminuer l'érosion (Potter et al., 2003). Sur le même site, quelques années plus tard, les volumes ruisselés sont divisés par quatre par rapport aux CT (Potter et al., 2004). Au niveau des pertes de pesticides, le fluométuron est 2 à 3 fois plus entraîné par ruissellement en ST mais la pendiméthaline l'est 12 fois moins (Potter et al., 2006). De plus, ces pratiques de travail du sol en bandes permettent de localiser les traitements pesticides sur 1/3 des surfaces, donc de réduire les doses à l'hectare. Les inter-bandes (2/3 de la surface) étant maintenues couvertes par des plantes, elles participent efficacement à la réduction des risques de ruissellement (Hansen et al., 2001). Dans certains travaux, sous culture de soja, l'application à pleine dose du pesticide (alachlore) localisée sur la bande de semis donne des résultats équivalents à un traitement à 50 % de la dose sur la totalité de la surface (Shipitalo et Owens, 2006). Les pratiques de culture sur billons (RT, Ridge-till) peuvent également limiter les transferts par ruissellement mais les molécules peuvent parfois migrer de la crête du billon vers l'inter-rang roulé et être entraînées par ruissellement (Olson et al., 1998). L'enfouissement des molécules au moyen d'un travail du sol superficiel (disques, chisel, herse) est un moyen de lutte efficace contre le ruissellement (Franti et al., 1998 ; Olson et al., 1998) permettant de réduire jusqu'à 63 % les pertes d'atrazine sous pluies naturelles (Rector et al., 2003). Les pratiques de sous-solage ne semblent par contre pas avoir d'effet sur le ruissellement et les pertes de pesticides (Seifert et al., 2001a). Enfin, pour une même pratique, le

travail du sol selon les courbes de niveau plutôt que dans le sens de la pente permet de réduire très efficacement les transferts (Felsot et al., 1990).

1.5. Conclusion du chapitre 1 et objectifs spécifiques de la thèse

Les résultats des travaux synthétisés dans cette revue mettent en évidence les effets contrastés des techniques de travail du sol sur le devenir des pesticides qui s'expliquent notamment par le degré de complexité des modifications du milieu induit par les différents systèmes de culture. Concernant les mécanismes de rétention, la tendance en techniques de conservation est à une meilleure adsorption, avec une stratification verticale, liée principalement à la localisation et à l'accumulation du carbone organique en surface du sol. Les résultats sont cependant fortement liés aux pesticides étudiés (propriétés, formulation), au pH et à la teneur en eau du sol, au taux de couverture du sol ainsi qu'à la nature et à l'âge des résidus, et, pour un même facteur, les conclusions obtenues dans la littérature sont souvent contradictoires. Des travaux développés depuis quelques années sur la caractérisation des fractions de matières organiques et leur réactivité vis-à-vis de la rétention des pesticides montrent en effet des modifications importantes selon le type de travail du sol et la nature des résidus de culture. En surface en semis direct, par exemple, une plus forte proportion de carbone aliphatique par rapport aux techniques conventionnelles peut expliquer les différences de rétention observées pour certaines molécules. Avec la profondeur et sans perturbation mécanique du sol, cette teneur en carbone aliphatique diminue au profit du carbone aromatique moins réactif en terme d'adsorption.

Les effets du travail du sol sur les mécanismes de dégradation des pesticides sont encore moins clairs. Malgré une activité biologique le plus souvent accrue en TCS, la dégradation des pesticides ne s'en trouve pas nécessairement accélérée, les populations présentes n'étant pas toujours aptes à les dégrader. De plus, les pratiques culturales modifient certaines propriétés du sol, telles que la teneur en eau, le pH ou la température, ce qui a des incidences sur le milieu de vie des microorganismes. L'accroissement des capacités d'adsorption en TCS peut également s'accompagner d'une diminution des quantités de pesticides disponibles pour les microorganismes (phénomène de 'compétition') et donc ralentir leur dégradation. Les voies métaboliques peuvent être modifiées en fonction du travail du sol aboutissant, par exemple, à des accumulations de certains composés (métabolites) ou encore, à une formation importante de résidus non extractibles.

Concernant les mécanismes de transferts, il ressort que les conditions initiales du milieu (teneur en eau et température), et les conditions climatiques (délai entre traitement et apparition des pluies, intensité des pluies) déterminent la dynamique de l'eau et des solutés et peuvent expliquer les contrastes importants observés sur les effets des pratiques de travail du sol. La volatilisation est associée à l'interception du traitement par les résidus et peut être fortement atténuée si une pluie

entraîne les molécules au travers du mulch. La part des transferts par lixiviation ou par ruissellement est principalement influencée par les propriétés physiques et l'état hydrique des sols lesquels dépendent des opérations culturales mises en œuvre. De façon générale, le ruissellement des pesticides tend à diminuer en techniques de conservation grâce notamment à l'augmentation de la sinuosité de la surface du sol par les résidus et l'amélioration de la stabilité structurale du sol alors que le maintien de la continuité du réseau poral (en particulier macroporal) tend à accroître la lixiviation des molécules sous des systèmes en semis direct.

Cette synthèse souligne clairement la multitude et la diversité des questions de recherche concernant les effets d'un changement de pratiques culturales sur le comportement de molécules phytosanitaires dans les sols. Il ressort manifestement que la forte hétérogénéité des résultats rend difficile, voire vaine, toute tentative de généralisation des processus. Il apparaît cependant un certain nombre de limites à ces travaux dont les plus importantes sont le manque de description détaillée des systèmes étudiés, empêchant par exemple des comparaisons intersites ou interannuelles, et la faible évaluation des sources et des amplitudes de variabilité des différentes propriétés mesurées au sein de chaque système, ce qui peut expliquer une part des résultats contradictoires observés. Une meilleure compréhension et comparaison du comportement des pesticides dans des conduites culturales contrastées passe donc par une meilleure détermination de la variabilité des propriétés du sol sous ces pratiques. Il s'agit de l'enjeu principal auquel ce travail de thèse vise à contribuer.

Ainsi, notre premier objectif scientifique est de **comprendre l'influence de pratiques culturales sur la dynamique de l'eau dans le sol** (quantité, disponibilité, transport), **et sur les propriétés physiques du sol qui lui sont associées**. Notre second objectif scientifique est de **caractériser les effets de ces pratiques culturales sur le devenir de molécules herbicides**. Pour cela, la démarche engagée s'appuie de façon originale sur une caractérisation morphologique des compartiments de sol (organisation de la structure du sol, localisation et teneur en matières organiques, ...) créés lors des opérations culturales dans les systèmes de culture étudiés. L'hypothèse de travail est que cette caractérisation morphologique permet de comprendre et de cerner la variabilité des propriétés physiques du sol et de ses propriétés de rétention et de dégradation des molécules herbicides. Cette approche fine de la variabilité spatiale de ces propriétés est complétée par une évaluation plus 'globale' des mécanismes, notamment de dégradation et de transport. Cette deuxième approche s'appuie sur un dispositif expérimental installé sur une parcelle agricole permettant un suivi des mouvements de l'eau et de la lixiviation des solutés dans les systèmes de culture étudiés.

Le cheminement proposé dans ce mémoire en trois parties débute par une appréciation globale des dynamiques de l'eau, de la température et des cultures en place sur chaque système, puis s'intéresse à la variabilité de certaines propriétés physiques conditionnant le transport des solutés (conductivité hydraulique notamment). Dans la seconde partie, l'effort de recherche porte tout d'abord sur la compréhension de la variabilité de la rétention et de la dégradation des pesticides au niveau du

compartiment de sol créé par les outils agricoles, puis sur un suivi du comportement des molécules herbicides à la parcelle, intégrant alors plusieurs facteurs non contrôlés (climat, plante...). Pour finir, une première approche de modélisation des mécanismes observés est proposée en troisième partie et permet d'intégrer certains des résultats obtenus.

Parmi les pratiques culturales envisagées, la mise en œuvre de techniques de conservation des sols, visant à abandonner le labour au profit d'un travail du sol superficiel, associée à l'utilisation de couverts végétaux durant les périodes d'interculture (alors que les sols demeurent nus en pratique conventionnelle) apparaissaient comme des propositions opérationnelles et économiquement acceptables par les agriculteurs, permettant d'envisager des démarches réalistes de transfert de technologie. Le choix de la molécule herbicide étudiée a été réalisé à partir d'informations issues de la profession agricole et des instituts techniques de la région. L'isoxaflutole, proherbicide de la famille des isoxazoles commercialisé par la société Bayer CropScience, a été retenu à cause de son utilisation croissante et de son potentiel de développement important dans les prochaines années en stratégie herbicide de prélevée du maïs venant en remplacement de l'atrazine (Lin et al., 2007) ou en perspectives d'une utilisation sur soja génétiquement modifié (Aventis CropScience, 2002), et en raison du faible niveau actuel de connaissance sur son devenir dans l'environnement.

PARTIE I.

ÉTUDE DE LA VARIABILITÉ DES PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU SOL À L'INTÉRIEUR DE LA PARCELLE EXPÉRIMENTALE

INTRODUCTION – PRÉSENTATION DU SITE EXPÉRIMENTAL

i. Éléments de géomorphologie

Depuis le piémont nord-pyrénéen partent de grands couloirs alluviaux généralement constitués de cinq terrasses étagées désignées selon leur altitude relative et datant de la fin du Tertiaire et du début du Quaternaire.

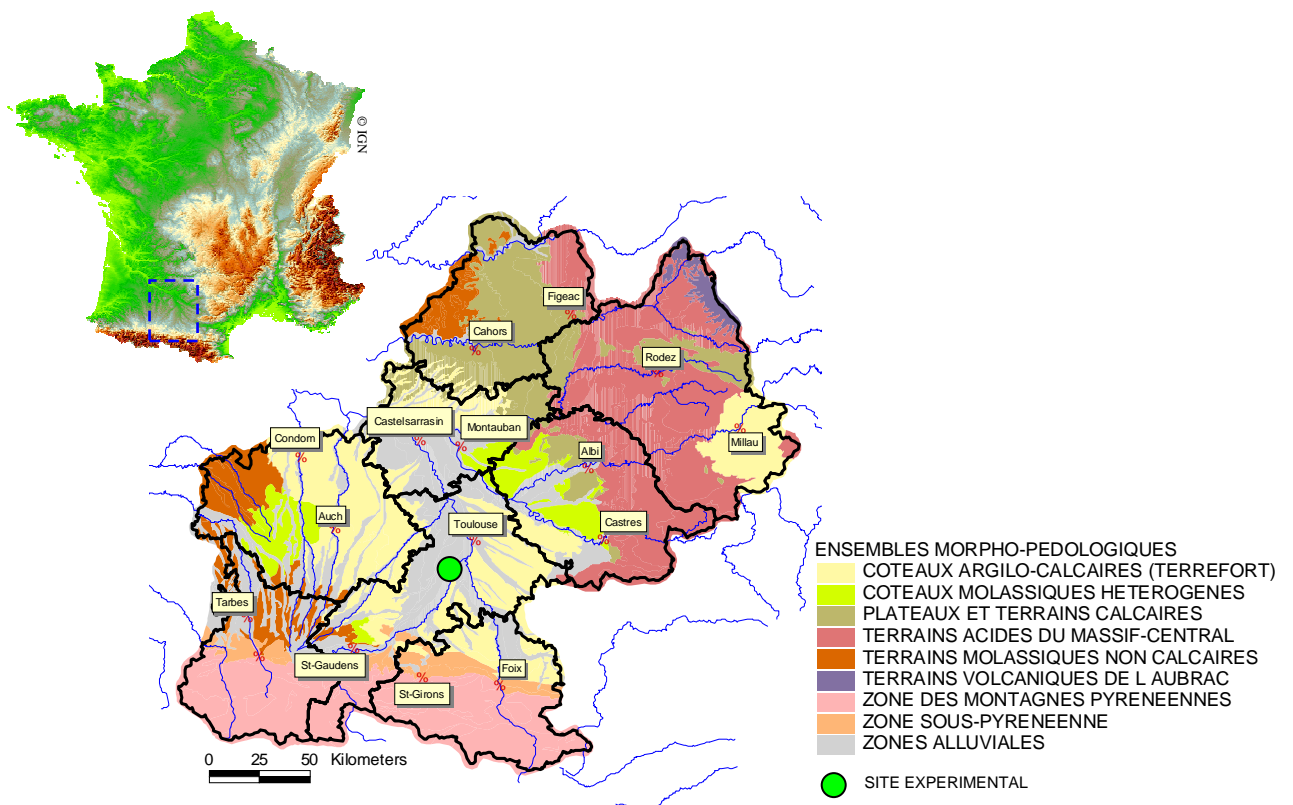


Figure 4. Localisation et grands ensembles morpho-pédologiques de la région Midi-Pyrénées (CRAMP, 1995).

La plus haute de ces terrasses est appelée Haut niveau ou nappe culminante (≈ 150 m d'altitude). Elle date de la période glaciaire du Donau et est symbolisée F_v sur la carte géologique à 1/50 000. Elle

n'existe plus aujourd'hui qu'en de rares points le long de la Garonne (Figure 5). La Haute terrasse (≈ 90 m d'altitude), datant de la période glaciaire du Günz et symbolisée F_w , est également fortement dégradée et se distribue par bandes étroites autour des rivières. La terrasse moyenne (≈ 60 m d'altitude), datant de la période glaciaire du Mindel et symbolisée F_x , est largement étendue dans les différentes vallées. La parcelle agricole sur laquelle s'effectue le travail de recherche est située sur cette terrasse. Enfin les basse terrasse (période glaciaire du Riss, symbolisé F_y) et basse plaine (période glaciaire du Würm, symbolisée F_{z1}) sont réparties autour du lit majeur, symbolisé F_{z2} (Hubschman, 1974).

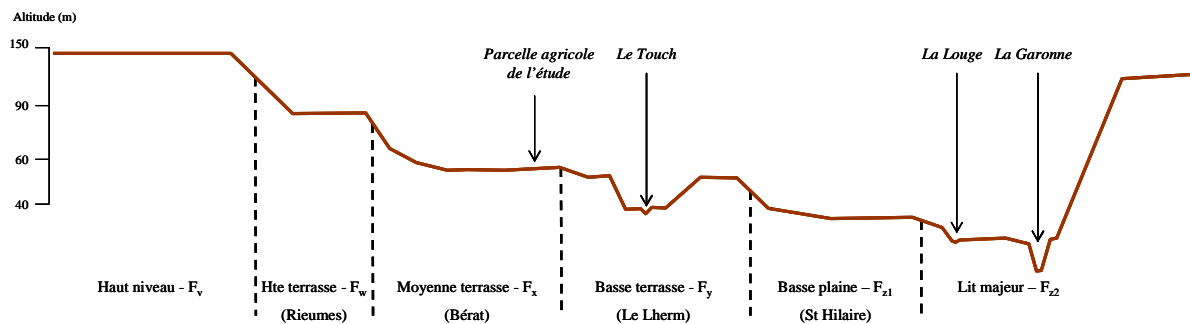


Figure 5. Coupe schématique des terrasses alluviales de la Garonne en amont de Muret (CRAMP, 1995).

Toutes ces terrasses sont formées de la superposition d'une couverture limoneuse sur une alluvion caillouteuse ayant donné naissance aux sols de Boulbènes. Cette terminologie vernaculaire désigne, dans le Sud-Ouest, des terres légères, plus ou moins battantes (Pedro, 1984) par opposition aux Terreforts, terres lourdes et compactes, formées de la superposition d'une couverture argileuse (argiles de décarbonatation) sur des croupes molassiques.

ii. Éléments d'agro-pédologie

Selon la classification internationale, les sols de Boulbènes sont appelés Gleyic Luvisol (ISSS-ISRIC-FAO, 1998), ou dans le référentiel pédologique français, Luvisol Rédoxisol dégradé (Baize et Girard, 1995).

D'un point de vue pédologique, les Boulbènes correspondent à l'horizon superficiel d'un sol formé à partir de la couverture limoneuse des terrasses alluviales quaternaires et ayant subi un long processus d'altération et d'appauvrissement (Begon, 1979).

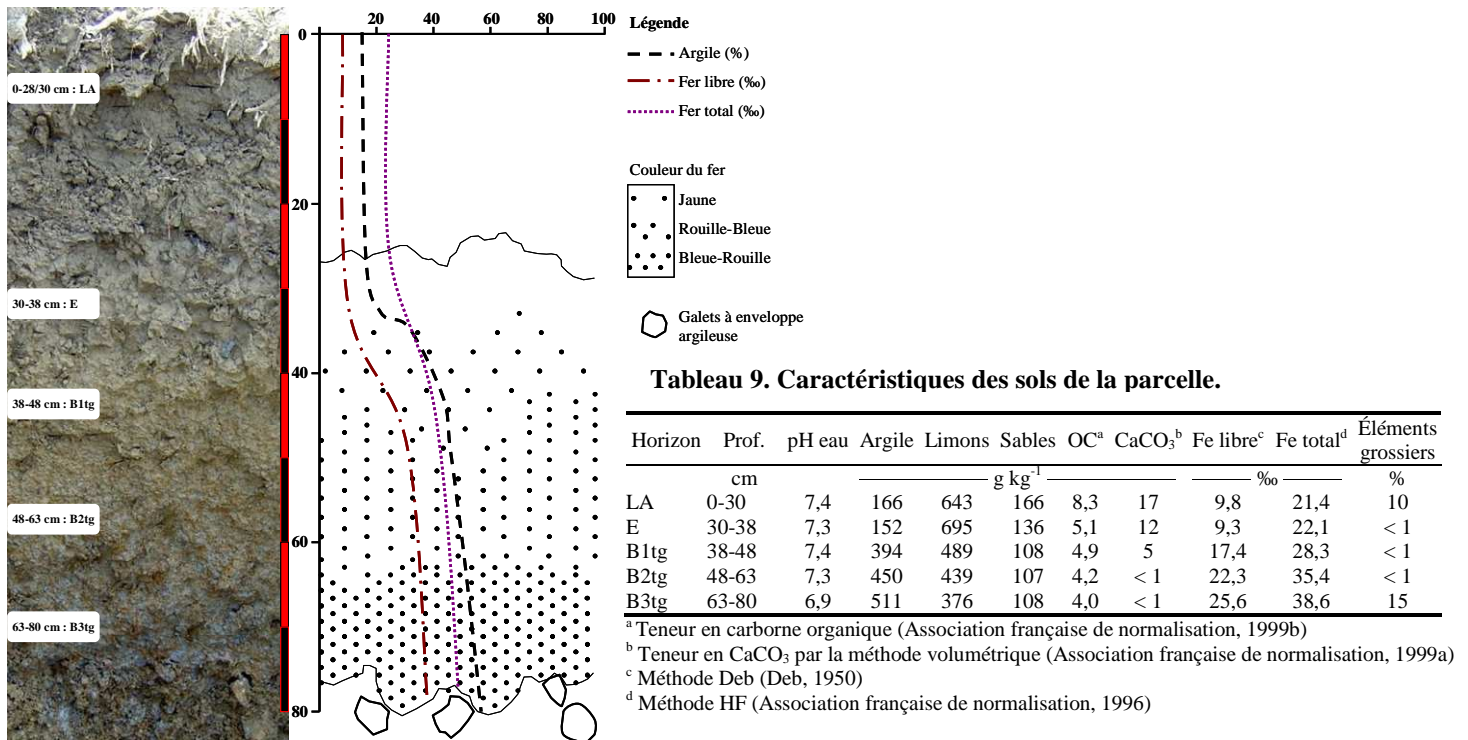


Figure 6. Profil de sol de Boulbènes de la parcelle agricole de l'étude et schéma descriptif.

Sur la moyenne terrasse de la Garonne, l'ancienneté de la formation se traduit par une altération poussée de l'alluvion caillouteuse, également dénommée « grave » (Begon, 1990). Cette altération s'accompagne d'une solubilisation d'éléments chimiques des minéraux et de leur migration en profondeur. Les argiles sont également lessivées et s'accumulent, à une profondeur variant selon les zones, pour former un ventre d'argile, l'horizon Bt (Tableau 9). L'horizon elluvié (E) n'est cependant pas toujours clairement observé car, suivant sa profondeur d'apparition, il peut être mélangé à l'horizon de surface par les opérations de travail du sol (labour). Le fer est un des éléments libérés permettant la nette visualisation de cet entraînement en profondeur par un bariolage bleu-rouille traduisant de la présence de conditions d'oxydo-réduction (Figure 6). Des concrétions ferromanganiques sont également abondamment distribuées et peuvent dépasser le centimètre de diamètre. Plus profondément dans le profil, les galets sont emballés dans une argile bleutée, compacte, imperméable, pouvant former le « grep », véritable dalle de ciment (Hubschman, 1974). La distribution spatiale et verticale des cailloux (> 5 cm) est très hétérogène au sein d'une même terrasse ou d'une même parcelle. Une forte proportion de cailloux dès la surface est généralement un bon indicateur de la présence du grep.

La forte limitation de l'infiltration constitue une des contraintes majeures à l'utilisation agricole de ces sols, notamment en période hivernale. La traficabilité des parcelles est fortement conditionnée par les capacités de ressuyage d'où d'importantes campagnes de drainage entreprises dès les années 1980 par les organismes en charge du développement agricole (Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne, Chambres d'agriculture).

Paradoxalement, la réserve utile de ces sols est faible, de l'ordre de 40 à 60 mm (à cause notamment de faibles teneurs en matière organique et en argile en surface), d'où la nécessité d'irriguer durant la période estivale (Blazy et al., 1990). Depuis les années 1970, des aménagements permettent une distribution performante et relativement abondante de l'eau, issue principalement du réservoir formé par la chaîne de montagnes des Pyrénées. Aujourd'hui, les cultures de printemps sont majoritaires. En Haute-Garonne, la culture du maïs représente environ 20 % de la surface agricole arable (= surface agricole utile – surface en cultures pérennes). Elle est principalement localisée dans les vallées alluviales de la Garonne et de l'Ariège où sont également cultivés du soja, du tournesol et du sorgho. L'irrigation est possible sur près de 15 % de la surface agricole utile du département (soit environ 51 000 ha) dont plus de 60 % destinés à la culture de maïs.

iii. Présentation du site expérimental

Le climat de la zone est océanique avec des influences atlantique et méditerranéenne. La température moyenne annuelle est de 13,2 °C, les extrema journaliers mesurés au cours de la période 1995 – 2005 étant de -11,2 et 40,9 °C. Les précipitations moyennes annuelles sont de 650 mm allant de 598 mm en 1998 à 1174 mm en 2004. Les précipitations journalières maximales enregistrées sur la période 1995 – 2005 sont de 67 mm.

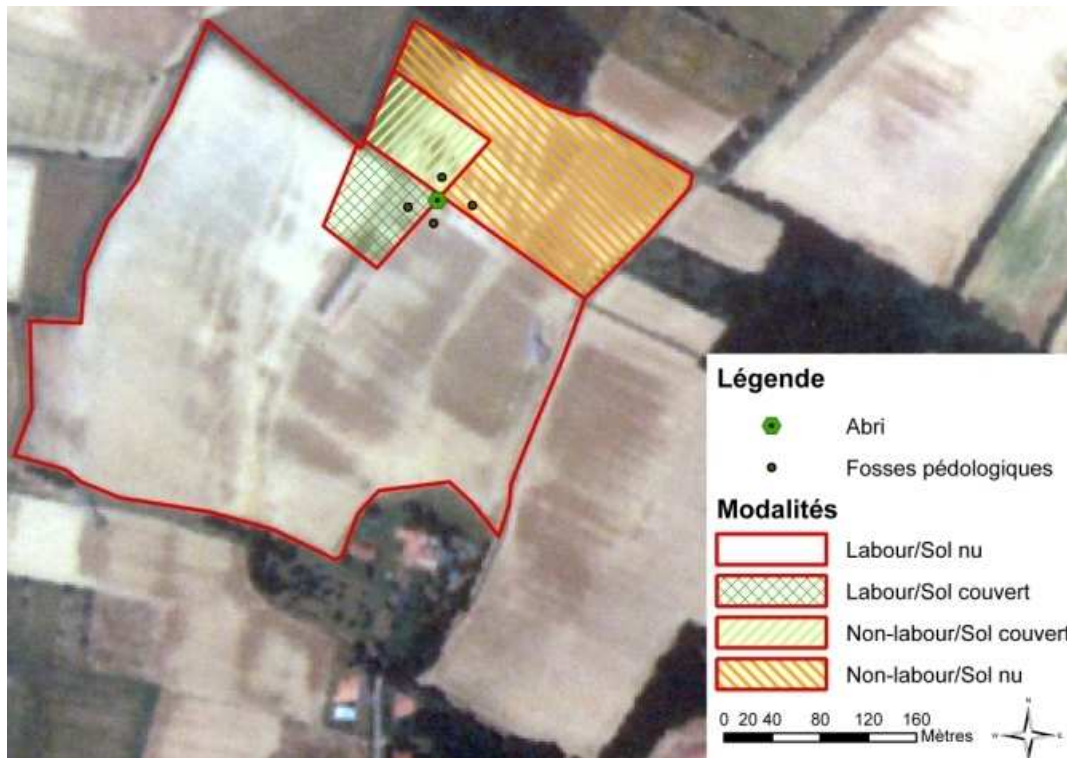


Figure 7. Photographie aérienne de la parcelle agricole et découpage des différentes modalités.

La parcelle agricole, d'une surface de 15 ha (Figure 7), est située sur la commune de Bérat à 35 km au Sud-Ouest de Toulouse (Haute-Garonne, France, [E 508 350 m ; N 3 122 625 m Lambert III étendu]). Elle appartient à Philippe Martino, maïsiculteur installé sur 60 ha de surface agricole utile. Sur sa connaissance de la parcelle, et par des sondages à la tarière, nous avons délimité trois grands ensembles de texture de sol afin de pouvoir par la suite choisir une zone homogène entre modalité avec labour et modalité sans labour et assez facilement instrumentable.

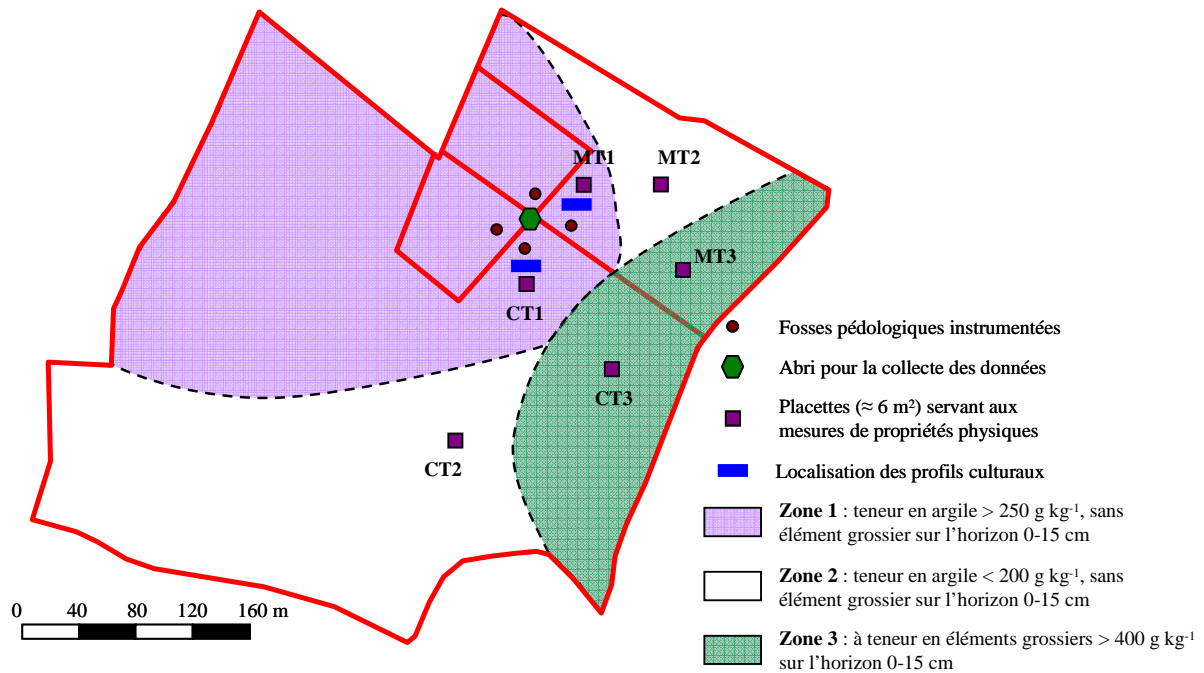


Figure 8. Représentation des grands ensembles texturaux en surface du sol de la parcelle agricole et localisation des sites de mesures.

L'ensemble de la parcelle est drainé à 80 cm de profondeur avec un espacement des drains de 12 m. La pente de la parcelle est inférieure à 1 %.

Depuis plus de 20 ans, la parcelle est cultivée en monoculture de maïs (*Zea mays* L.) irrigué. Le système d'irrigation est une rampe pivotante à sprinklers terminée par un canon. L'eau est pompée dans un réseau de petits canaux alimentés en période estivale par la fonte des neiges sur le massif pyrénéen.

iv. Les conduites culturales

Traditionnellement dans les sols de Brouillets de la région Midi-Pyrénées, après la récolte du maïs, le sol est laissé en l'état durant tout l'hiver (Figure 9a). Les résidus sont en surface, les cannes de maïs demeurent verticales (quelquefois broyées afin de réduire les abris d'hiver des ravageurs), et aucun couvert végétal n'est implanté (sauf dans le cas d'engagements des agriculteurs dans des mesures agro-environnementales).

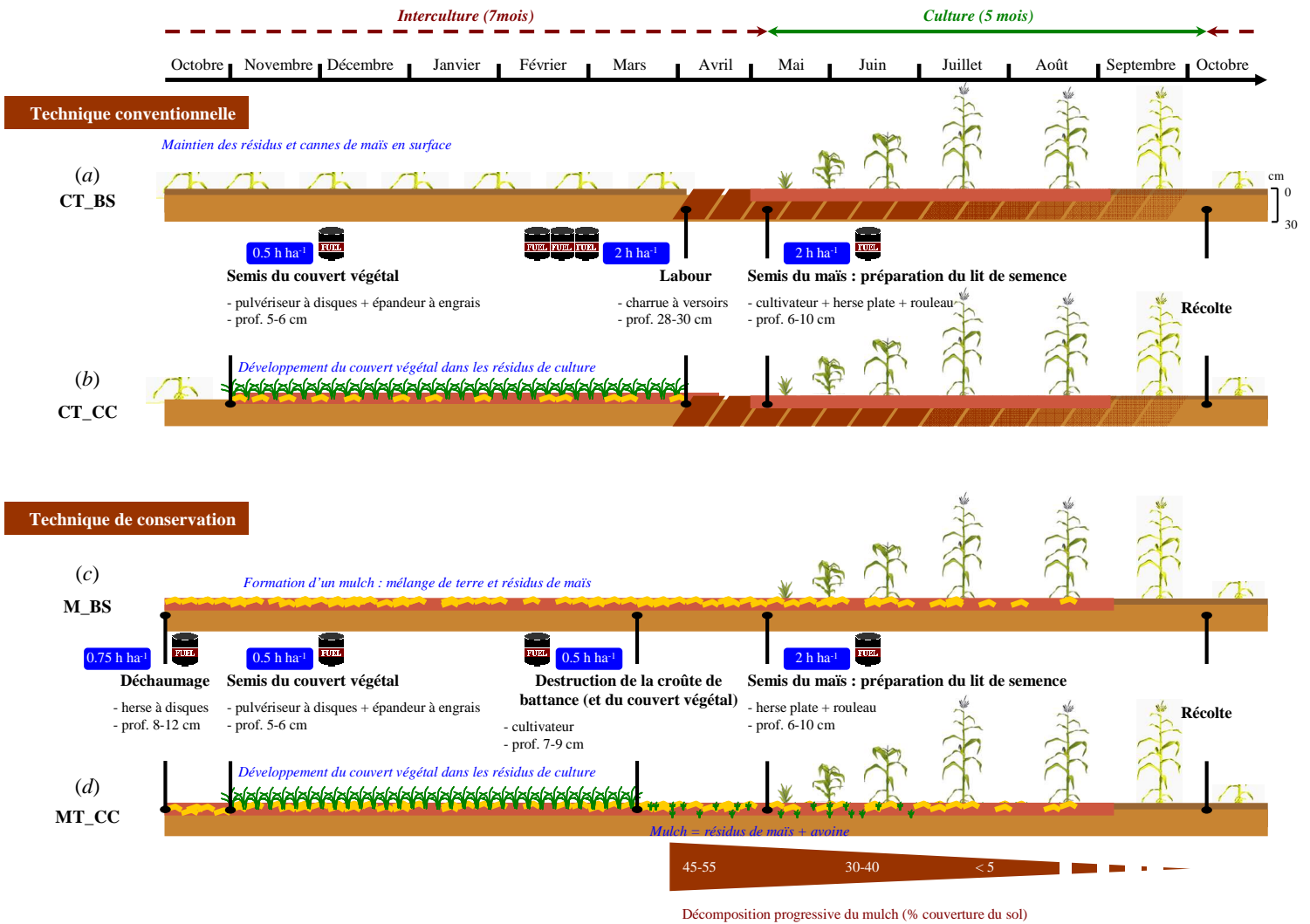


Figure 9. Itinéraires de travail du sol et de gestion de l'interculture mis en œuvre sur la parcelle agricole en pratique conventionnelle (CT) et pratique de conservation (MT).

Sur la parcelle agricole de l'étude, le labour est réalisé au printemps à l'aide d'une charrue à versoirs (5 socs espacés de 16 pouces) sur une profondeur variant de 28 à 30 cm. Cette opération est réalisée environ un mois avant le semis du maïs. Ce travail du sol tardif est caractéristique des sols de Boulbènes. Il vise à limiter la formation d'une croûte de battance durant l'hiver due à la désagrégation des mottes créées par le labour. En effet, les faibles teneurs en carbone organique et les fortes teneurs en limons rendent la structure des sols de Boulbènes particulièrement instable, ceci pouvant avoir des incidences agronomiques importantes (écroulage souvent nécessaire pour permettre la levée).

Après le labour, les résidus de maïs, laissés en surface en hiver, se retrouvent au fond du profil travaillé. Cette pratique conventionnelle est considérée comme la base de comparaison (témoin) de notre dispositif. Elle correspond à la zone Labour/sol nu (Figure 7) et est codée **CT_BS** pour « Conventional Tillage_Bare Soil » (Figure 9a).

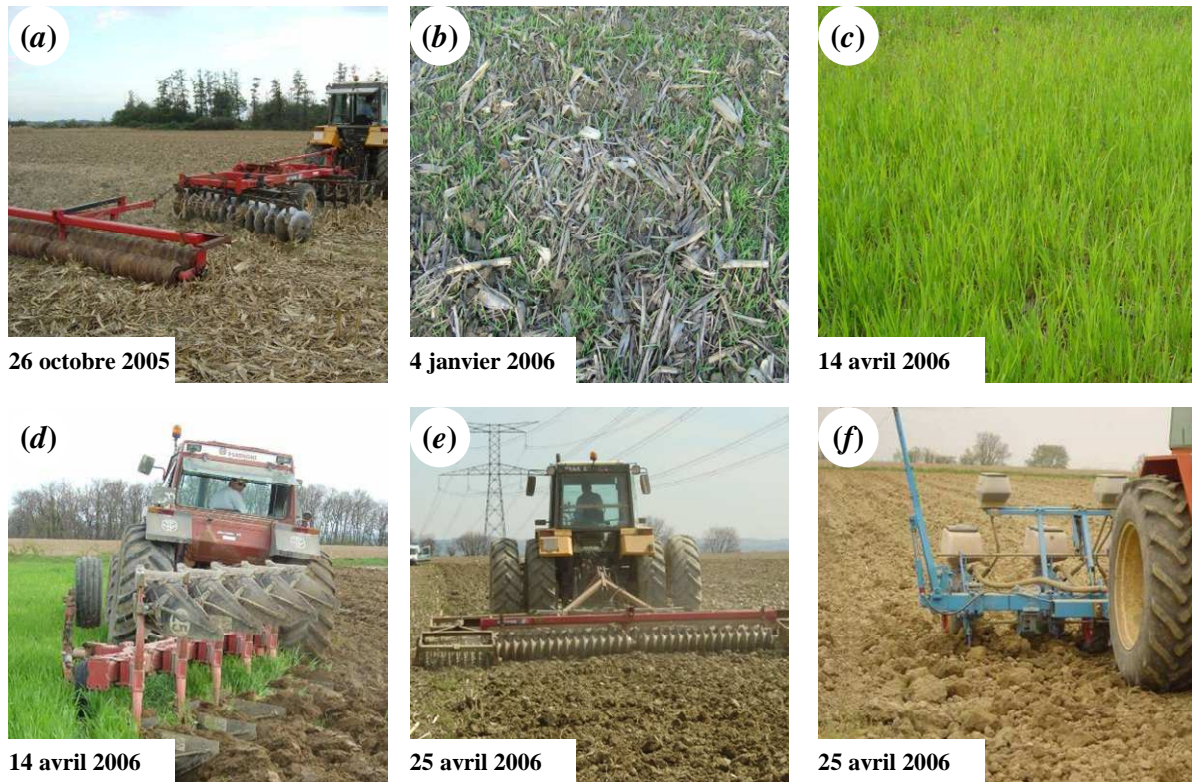


Figure 10. Illustrations des principaux travaux du sol pratiqués sur la parcelle agricole expérimentale. Passage du pulvérisateur à disques en technique de conservation (a), développement du couvert végétal dans les résidus de culture (b, c), labour à la charrue à versoirs en technique conventionnelle (d), préparation du lit de semence au cultivateur combiné à une herse plate et un rouleau (e), semis du maïs au semoir monograine (f).

Depuis 2000, sur la partie Nord-Est de la parcelle d'une surface de 3,2 ha (Figure 7), le labour est arrêté au profit d'un travail du sol réduit à l'aide d'un pulvérisateur à disques (ou déchaumeur à disques). La profondeur de travail est comprise entre 8 et 12 cm (Figure 10a). L'espacement des disques est de 20 cm. Alors que le labour intervient au printemps, le travail du sol sur la zone sans labour est réalisé 2 à 3 semaines après la récolte du maïs (début novembre). Après la récolte, les résidus sont répartis en surface (le pourcentage de couverture du sol variant de 60 à 100 % selon l'homogénéité de répartition des résidus broyés par la moissonneuse-batteuse), l'objectif de ce travail précoce du sol est d'amorcer la dégradation d'une partie de ces résidus afin qu'au moment du semis, la graine de maïs, sensible aux conditions de germination, puisse être en contact avec de la terre fine. De plus, les agriculteurs ont observé des capacités de ressuyage réduites en techniques sans labour. Afin d'obtenir de bonnes conditions de semis en avril-mai, le travail du sol en non-labour est donc réalisé au début de l'hiver. En termes d'organisation, ce travail du sol anticipé a l'avantage de permettre une meilleure répartition des charges d'activité sur l'année. Des indications de temps de travail et de consommation en carburant pour les opérations culturales pratiquées sont mentionnées sur la Figure 9³. A la mi-mars, un passage de cultivateur (7-9 cm de profondeur) permet la destruction de la croûte de battance.

³ Données acquises dans le cadre du Réseau d'Exploitations Agricoles de Références (programme de recherche en agroéconomie piloté par l'école d'ingénieurs de Purpan en collaboration avec la Chambre Régionale d'Agriculture de Midi-Pyrénées).

Au moment du semis, le pourcentage de couverture du sol sur la modalité sans labour est estimé sur 4 transects de 5 m orientés selon un angle de 45° par rapport aux lignes de semis. Sur ces transects, la présence ou l'absence de résidus est relevée tous les 10 cm et le pourcentage de couverture est calculé en multipliant par 2 les résultats obtenus (Lopez et al., 2003). Ces comptages ont été réalisés trois fois au cours de la saison culturale afin d'estimer la vitesse de dégradation des résidus. En complément, afin d'évaluer la masse de résidus présents à la surface du sol au moment du semis, les résidus ont été collectés sur une surface de 0,5 m x 1 m puis séchés à 70 °C durant 48 h et pesés. Les résultats sont présentés dans le Tableau 10. Au cours des années 2005 et 2006, le pourcentage de couverture était supérieur à 30 % après le semis du maïs (variant de 45 à 60 %) correspondant ainsi aux critères de classification en technique de conservation (Gebhardt et al., 1985). Cette pratique de conservation des sols comportant un travail superficiel (< 15 cm) et formant un mulch en surface est codée **MT_BS** pour « Mulch Tillage_Bare Soil » (Figure 9c).

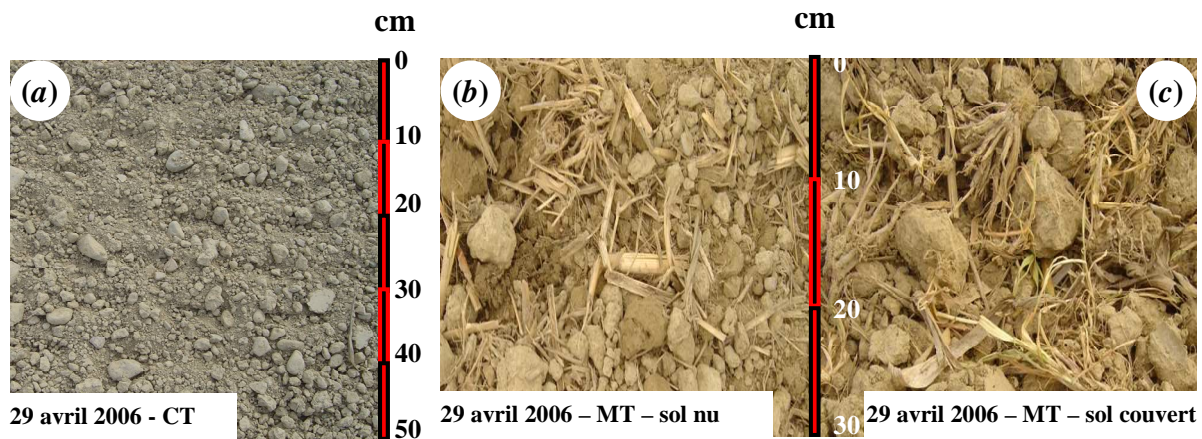


Figure 11. États de surface après semis du maïs en technique conventionnelle (a) et en technique de conservation des sols avec résidus de maïs seuls (b) et avec résidus de maïs et d'avoine (c).

Une variante de ces pratiques, mise en œuvre depuis l'hiver 2004 sur des zones de chacune des modalités de travail du sol (Figure 7), consiste à implanter un couvert végétal en interculture dès la fin de la récolte du maïs (novembre) (Figure 9b, d). Le premier intérêt lié à l'introduction d'une culture intermédiaire dans des systèmes de monoculture de maïs est de piéger les nitrates présents dans le sol afin d'en réduire les fuites vers les nappes (Justes et al., 1999 ; Dorsainvil et al., 2005). Dans cette étude, l'introduction d'un couvert végétal en interculture a été envisagée principalement dans un objectif d'augmentation de la quantité de résidus (Tableau 10) et, comme cela sera détaillé par la suite, d'assèchement du profil de sol. Ces zones recevant la culture intermédiaire constituent les modalités **CT_CC** et **MT_CC** pour « Conventional Tillage_Cover-Crop » et « Mulch Tillage_Cover-Crop » (Figure 9b,d). Ce couvert végétal était composé de triticale (*Triticosecale rimpaui* Wittm.) pour l'interculture 2004-2005, d'avoine (*Avena sativa* L.) en interculture 2005-2006 (Figure 10b,c) et de moutarde blanche (*Sinapis alba* L.) en interculture 2006-2007. Il est semé à la même date sur les deux modalités de travail du sol, à la volée (avec un épandeur à engrais) après un travail superficiel avec un

pulvérisateur à disques (profondeur réglée à 5 cm). Ce travail minimum vise à concilier rapidité d'implantation et réduction des coûts pour cette culture intermédiaire non marchande. Selon les conditions climatiques et le développement du couvert végétal, la destruction peut se faire mécaniquement (par la charrue en technique conventionnelle, par le cultivateur en technique de conservation) ou chimiquement à l'aide de glyphosate (au cours des deux années présentées dans cette thèse, la destruction du couvert a toujours été mécanique, conformément à la nouvelle réglementation des mesures agro-environnementales). La date de destruction du couvert végétal influe fortement sur les conditions de germination du maïs (Unger et Vigil, 1998). Au mois de mars, le développement des plantes s'accélèrent, celles-ci puisent alors les ressources hydriques et nutritives qui pourront manquer par la suite au maïs. Les contraintes liées à la maîtrise de la destruction des couverts végétaux constituent un frein important à leur développement.

Tableau 10. Taux de couverture du sol et quantité de résidus présente en technique de conservation sans culture intermédiaire (MT_BS) et avec culture intermédiaire (MT_CC) sur l'année culturale 2006.

| Modalité | Semis | | mi-juin | | mi-juillet | |
|----------|--------------|--------------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | % couverture | Résidus (kg ha ⁻¹) | % couverture | % couverture | % couverture | % couverture |
| MT_BS | 53 ± 12 | 1736 ± 234 [†] | 28 ± 14 | | 8 ± 5 | |
| MT_CC | 58 ± 8 | 1788 ± 186 | 36 ± 7 | | 8 ± 9 | |

[†] Moyenne et écart-type de quatre répétitions prélevées sur des zones de répartition homogène des résidus par la moissonneuse-batteuse.

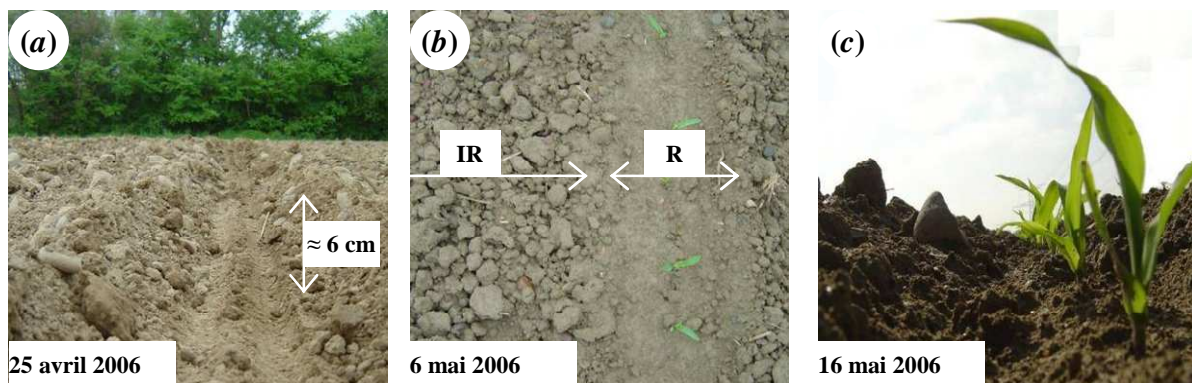


Figure 12. États de surface après semis du maïs. La ligne de semis, R (largeur 15 cm), est encaissée d'environ 6 cm (a) par rapport à l'inter-rang, IR (largeur 65 cm) (b).

Fin avril- début mai, la préparation du lit de semence se fait à l'aide d'un cultivateur (profondeur 6-8 cm) combiné à une herse plate et un rouleau (profondeur 6-10 cm) en CT (Figure 10e) et à la herse plate combinée à un rouleau en MT. Le semis est effectué à l'aide d'un semoir monograine équipé de coutres ('chasse-mottes') sur la ligne de semis visant à chasser et détruire les mottes et à favoriser le contact de la graine avec de la terre fine (Figure 10f). La largeur de la ligne de semis est d'environ 15 cm, deux roues positionnées derrière l'élément semeur rappuyant la terre. La ligne de semis (ou rang, R) est finalement encaissée d'environ 6 cm par rapport à l'inter-rang, IR (Figure 12). L'espacement entre les rangs est de 80 cm. La densité de semis est d'environ 75 000 grains ha⁻¹. Les itinéraires techniques détaillés des années 2005 et 2006 sont mentionnées dans le Tableau 11.

Tableau 11. Itinéraires techniques mis en œuvre sur la parcelle agricole en 2005 et 2006.

| TECHNIQUE CONVENTIONNELLE (CT) | | Date | TECHNIQUE DE CONSERVATION (MT) | |
|--|--|----------------------|--|--|
| <i>Sol nu (BS)</i> | <i>Sol couvert (CC)</i> | | <i>Sol nu (BS)</i> | <i>Sol couvert (CC)</i> |
| | | 2004 | | |
| | | 09/11 | Pulvériseur à disques (prof. 8-12 cm) | Pulvériseur à disques (prof. 8-12 cm) |
| | Pulvériseur à disques (prof. 5-7 cm) + Semis CC (Triticale) | 10/11 | | Semis CC (Triticale) |
| | | 2005 | | |
| | | 16/03 | | Cultivateur (prof. 7-9 cm) |
| | Charrue à versoirs (prof. 28-30 cm) | 01/04 | | |
| | Cultivateur + rouleau (prof. 8 cm) | 02/04 | | |
| | Cultivateur + herse plate + rouleau (prof. 8 cm) | 01/05 | | Herse plate + rouleau (prof. 5 cm) |
| | Semis maïs 2005 (variété : Paolis), densité : 75 000 grains ha ⁻¹ | | | Semis maïs 2005 (variété : Paolis), densité : 75 000 grains ha ⁻¹ |
| Traitement herbicide : [isoxaflutole (75 g L ⁻¹) + aclonifen (500 g L ⁻¹)] – dose : 1 L ha ⁻¹ | | 04/05 | Traitement herbicide : [isoxaflutole (75 g L ⁻¹) + aclonifen (500 g L ⁻¹)] – dose : 1 L ha ⁻¹ | |
| Fertilisation : Urée – dose : 120 kg ha ⁻¹ | | 16/05 | Fertilisation : Urée – dose : 120 kg ha ⁻¹ | |
| Fertilisation : Urée – dose : 400 kg ha ⁻¹ | | 22/06 | Fertilisation : Urée – dose : 400 kg ha ⁻¹ | |
| | Récolte | 10 /10 | | Récolte |
| | | 26/10 | Pulvériseur à disques (prof. 8-12 cm) | Pulvériseur à disques (prof. 8-12 cm) |
| | Pulvériseur à disques (prof. 5-7 cm) + Semis CC (Avoine) | 03/11 | | Semis CC (Avoine) |
| | | | | |
| Amendement CaO 32 MgO 3 – dose : 250 kg ha ⁻¹ (application une fois tous les 4 ans) | | 28/12 | Amendement CaO 32 MgO 3 – dose : 250 kg ha ⁻¹ (application une fois tous les 4 ans) ¹ | |
| | | 2006 | | |
| | Fertilisation P K (0-25-25) – dose : 100 kg ha ⁻¹ | 07/04 | | Fertilisation P K (0-25-25) – dose : 100 kg ha ⁻¹ |
| | Charrue à versoirs (prof. 28-30 cm) | 14/04 | | |
| | Cultivateur + rouleau (prof. 8 cm) | 21/04 | | Herse plate + rouleau (prof. 5 cm) |
| | Semis maïs 2006 – variété DKC 5784, densité : 75 000 grains ha ⁻¹ | 25/04 | | Semis maïs 2006 – variété DKC 5784, densité : 75 000 grains ha ⁻¹ |
| Traitement herbicide : [isoxaflutole (75 g L ⁻¹) + aclonifen (500 g L ⁻¹)] – dose : 1 L ha ⁻¹ | | 26/04 | Traitement herbicide : [isoxaflutole (75 g L ⁻¹) + aclonifen (500 g L ⁻¹)] – dose : 1 L ha ⁻¹ | |
| et [acétochlore (400g L ⁻¹)] – dose : 4 L ha ⁻¹ | | | et [acétochlore (400g L ⁻¹)] – dose : 4 L ha ⁻¹ | |
| Fertilisation : Urée – dose : 120 kg ha ⁻¹ | | 05/05 | Fertilisation : Urée – dose : 120 kg ha ⁻¹ | |
| Fertilisation : Urée – dose : 400 kg ha ⁻¹ | | 07/06 | Fertilisation : Urée – dose : 400 kg ha ⁻¹ | |
| | Récolte | 17/10 | | Récolte |
| | | 20/10 | Pulvériseur à disques (prof. 8-12 cm) | |
| | Pulvériseur à disques (prof. 8-12 cm) + Semis CC (Moutarde) | 08/11 | | Semis CC (Moutarde) |
| | | | | |
| | Charrue à versoirs (prof. 28-30 cm) | 2007 | | |
| | | 16/03 | | |
| | | 26/03 | | Cultivateur (prof. 7-9 cm) |
| | Cultivateur (prof. 7-9 cm) + Herse plate | 30/04 | | Cultivateur (prof. 7-9 cm) + Herse plate |
| Semis maïs 2007 – DKC 5784, densité : 80 000 grains ha ⁻¹ | | | | Semis maïs 2007 – DKC 5784, densité : 80 000 grains ha ⁻¹ |

v. Objectifs et organisation de la partie I

Les différentes conduites culturales mises en œuvre sur la parcelle vont être à l'origine d'une variabilité des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Elles vont notamment créer des états structuraux différenciés qui vont avoir des effets sur la dynamique de l'eau et sur les propriétés de transport du sol. Ce travail de recherche s'intéresse à la caractérisation de cette hétérogénéité intraparcellaire en considérant plusieurs niveaux ou « échelles » d'observation qui sont définis par trois grandeurs de base que sont l'étendue du domaine spatial étudié, la résolution, correspondant à la densité d'observation et le support de la mesure (McBratney et al., 2003). Ainsi, dans cette première partie, nos objectifs scientifiques sont de comprendre :

- (1) Comment les pratiques culturales mises en œuvre modifient le fonctionnement thermique (réchauffement) et hydrique du sol (quantité et disponibilité de l'eau) et quelles en sont les conséquences sur les résultats agronomiques ? Pour répondre à ces questions, une zone de la parcelle jugée homogène d'un point de vue textural entre les différentes modalités étudiées a été instrumentée (Zone 1, Figure 8). La résolution des mesures correspond au profil pédologique instrumenté, soit une résolution pluri-décimétrique, le support de la mesure correspond au volume de sol exploré par les instruments installés, soit une dimension pluri-centimétrique, et l'étendue concernée par ce travail est de l'ordre de 6 ha (le comportement du sol étant extrapolé à partir des mesures dans les profils sur l'ensemble de cette zone) (Chapitre 2),
- (2) Comment les techniques de travail du sol étudiées influencent les propriétés physiques et les propriétés de transport des solutés en surface du sol au moment du traitement herbicide et comment ces propriétés vont évoluer au cours de la saison culturale ? Ce volet de l'étude s'appuie sur des placettes de 6 m² identifiées sur chacune des zones de texture contrastée sur la parcelle (Zones 1, 2, 3, Figure 8). Les mesures réalisées sur chaque placette de 6 m² ont une surface décimétrique (mesure d'infiltration, masse volumique apparente). Dans l'interprétation, nous considérons que le comportement mesuré sur la placette est représentatif de la zone de texture à laquelle elle appartient. (Chapitre 3),
- (3) Comment sont distribuées les propriétés physiques du sol dans les profils culturaux créés suite aux passages successifs des outils de travail du sol ? Peut-on identifier des compartiments structuraux dans lesquels les mécanismes de transport préférentiel (de type macroporal ou de type eau mobile – eau immobile) pourraient permettre des circulations importantes et/ou rapides de polluants ? A proximité de la zone instrumentée de la parcelle (Zone 1), des profils culturaux ont été ouverts sur les modalités sans culture intermédiaire (Figure 8). Les propriétés physiques ont été étudiées à une résolution pluri-décimétrique à partir de mesures ayant une surface décimétrique (Chapitre 4).

CHAPITRE 2.

Effets du travail du sol et du mode de gestion de l'interculture sur la température du sol et la distribution de l'eau dans le sol au cours du temps.

CHAPITRE 2.

Effets du travail du sol et du mode de gestion de l'interculture sur la température du sol et la distribution de l'eau dans le sol au cours du temps.

2.1. Introduction

Les propriétés physiques des sols, en particulier leurs propriétés hydrodynamiques, sont affectées par les pratiques culturales. En technique de conservation, la présence de résidus en surface limite l'évaporation (Drury et al., 1999), l'érosion (Rhoton et al., 2002) et les fluctuations de température (Wahl et Stobbe, 1984). Le réchauffement du sol est généralement plus lent qu'en pratique conventionnelle (Gupta et al., 1988 ; Drury et al., 1999) ce qui peut décaler la germination et la levée des graines (Schneider et Gupta, 1985). La limitation de l'évaporation par le couvert de résidus et la réduction du travail du sol entraînent le plus souvent une augmentation de la teneur en eau en surface (Fortin, 1993). Pour le maïs, le taux de levée et la densité finale du peuplement sont directement dépendants des conditions thermiques et hydriques du lit de semence (Dwyer et al., 2000 ; Dwyer et al., 2005). De faibles températures associées à une forte teneur en eau peuvent réduire significativement la levée.

Le travail du sol influe également sur la quantité et la distribution de l'eau dans le profil. D'une manière générale, il provoque un assèchement dans l'horizon travaillé (Miyamoto et al., 2001) permettant ainsi d'éviter un excès d'eau pour la préparation du lit de semence. Au cours de son développement, le maïs est très sensible au stress hydrique notamment durant les périodes encadrant la floraison (Robins et Domingo, 1953 ; Calvino et al., 2003) et lors du remplissage des grains (Cakir, 2004). La réduction du travail du sol permet d'accroître la capacité de rétention en eau (Miyamoto et al., 2001 ; Xu et Mermoud, 2001 ; Bescansa et al., 2006) et de maintenir une plus forte humidité

durant la période de culture (Tan et al., 2002a). Le développement racinaire de la plante conditionne sa capacité d'absorption d'eau et sa résistance au stress hydrique. Il est influencé par le travail du sol mais de façon contradictoire selon les conditions pédoclimatiques (Qin et al., 2005).

En complément des effets du travail du sol, le semis d'un couvert végétal en interculture peut également modifier les conditions de développement de la culture marchande. En premier lieu, le couvert permet de réduire les fuites d'éléments nutritifs (NO_3^-) et, selon les espèces, d'en restituer à la culture suivante (Kuo et al., 1997 ; Wang et al., 2005) ce qui peut accroître le rendement (Sainju et al., 2006). Il peut améliorer la structure du sol grâce à son système racinaire, facilitant par la suite les conditions de développement de la culture marchande (Hermawan et Bomke, 1997). Le couvert végétal va également absorber de l'eau ce qui pourra, dans certains cas, diminuer la disponibilité en eau pour la culture (Unger et Vigil, 1998 ; Currie et Klocke, 2005). Dans le cas de sols hydromorphes, la réduction du travail du sol limitant fortement l'évaporation, l'implantation d'un couvert peut assécher le profil améliorant ainsi les conditions de développement de la culture (Unger et Vigil, 1998).

La combinaison des effets du travail du sol et d'un couvert végétal en interculture sur la dynamique de distribution de l'eau et sa disponibilité pour la plante sont toutefois peu connus. La dégradation de la plupart des molécules phytosanitaires intervenant principalement dans l'horizon de surface, en particulier au niveau de la rhizosphère⁴, le temps de résidence des molécules dans cette zone conditionne leur devenir. Celui-ci est étroitement lié à la dynamique hydrique au moment du traitement et durant le développement de la plante. Les objectifs de ce volet d'étude sont (a) de comprendre les conséquences du travail du sol et de la présence d'un couvert végétal en interculture sur les évolutions de la température, de la teneur en eau et du potentiel matriciel au cours de deux saisons culturales du maïs (2005 et 2006), (b) de mettre en lien les mesures réalisées dans les profils de sol avec les stades de développement du maïs, et (c) de caractériser le fonctionnement hydrique et la recharge en eau du sol selon les modalités en période d'interculture.

2.2. Matériels et méthodes

2.2.1. Choix de la zone d'étude dans la parcelle

Les dépôts alluvionnaires induisent une forte variabilité spatiale des sols. Sur la parcelle agricole (dont les caractéristiques ont été détaillées précédemment), une première prospection à la tarière, débutée en

⁴ Volume de sol directement soumis à l'action des racines dans lequel s'effectue des échanges de matière et d'énergie entre le sol et son couvert végétal.

août 2004, et les conseils de l'agriculteur ont permis de repérer une zone homogène d'un point de vue pédologique entre technique conventionnelle et technique de conservation présentant peu de galets sur l'ensemble du profil (Zone 1, Figure 8). Ce choix d'une zone pauvre en éléments grossiers répondait à des objectifs d'instrumentation lourde peu compatibles avec les sols caillouteux. Sur cette zone, la profondeur du sol, déterminée par l'apparition du substrat à galets, est de 80 cm.

2.2.2. *Suivi du développement du maïs*

Les suivis agronomiques ont été effectués au cours des années 2005 et 2006. Les taux de levée ont été mesurés sur 3 longueurs de rang de 2 m identifiées dès le semis sur chacune des modalités. Les relevés ont été effectués tous les jours durant 3 semaines après le semis. Le développement végétatif a été évalué au stade 6 feuilles développées (V6) et le développement reproductif à l'apparition des soies (fleurs ♀). Un stade de développement a été considéré comme atteint lorsque, sur les transects délimités, 50 % des pieds de maïs parvenaient au stade recherché. Au moment de la récolte, les épis de pieds de maïs consécutifs ont été collectés sur une longueur de 5 m (3 répétitions par modalité). Les épis ont été séchés 3 jours en étuve à 70 °C puis égrainés et pesés. Le pourcentage d'humidité à la récolte a été calculé et les rendements en grains ajustés à la norme d'humidité de 15 %.

2.2.3. *Instrumentation de la parcelle*

Le suivi de la dynamique hydrique sous les différentes modalités a nécessité l'instrumentation de la parcelle agricole à différentes profondeurs. Les travaux d'équipement ont débuté en décembre 2004 par l'ouverture d'une fosse pédologique sur chacune des modalités et se sont achevés fin février 2005.

Dans chaque fosse pédologique ouverte sur chacune des modalités, des prélèvements volumiques de sol ont été réalisés tous les 10 cm depuis la surface jusqu'à 80 cm à l'aide de cylindres de 250 cm³ (8 cm de diamètre, 5 cm de hauteur, 4 répétitions par profondeur). Au laboratoire, les échantillons ont été séchés à l'étuve (105 °C, 48 h) et la masse volumique apparente, ρ_b (g cm⁻³), a été calculée.

Les horizons situés sous l'horizon travaillé (prof. < 30 cm) sont équipés de manière permanente sur la durée du travail de recherche. Dans la zone travaillée, les instruments de mesure sont installés et retirés à chaque passage d'outil de travail du sol et à la récolte.

Afin de limiter les perturbations des activités agricoles par l'instrumentation et faciliter la collecte des données, l'ensemble des câbles, gaines, tuyaux, capillaires convergent vers un point central sur lequel un abri a été construit (Figure 13). La distance entre les fosses et l'abri est comprise entre 17 et 20 m (Figure 7).

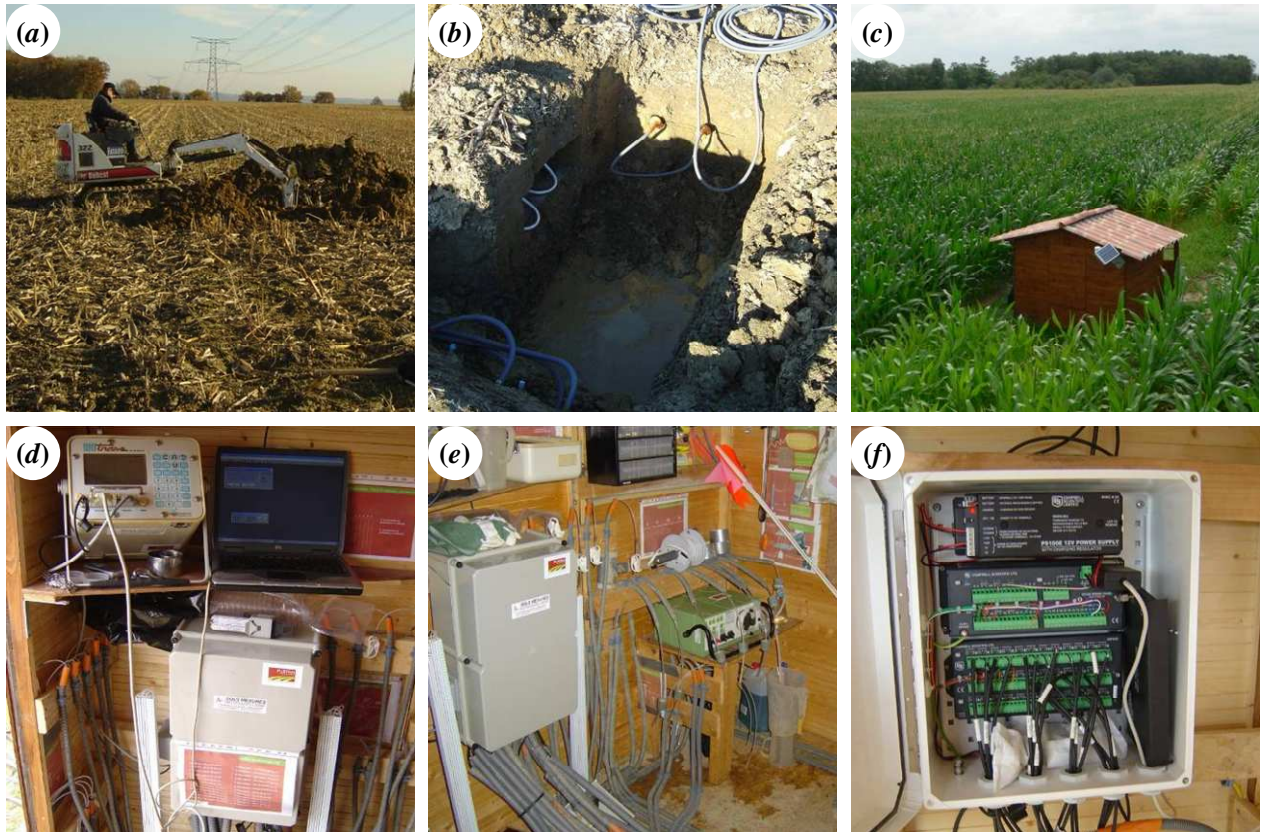


Figure 13. Illustrations de l'instrumentation de la parcelle agricole : ouverture des fosses pédologiques (a), instrumentation des fosses (b), l'abri de collecte des données (c), système de suivi des teneurs en eau volumiques (Trase, Soil Moisture Equipment, Santa Barbara, USA) (d), système de vidange des lysimètres à mèche (e) et système de collecte des données de température et de précipitations (Campbell Sci., Courtaboeuf, France) (f).

2.2.3.1. Suivi du potentiel matriciel

Le suivi du potentiel matriciel se fait à l'aide de tensiomètres à échelle de mercure dans l'horizon travaillé à 20 cm de profondeur (4 tensiomètres/modalité) et dans les horizons non travaillés à 40 et 60 cm de profondeur (2 tensiomètres/profondeur/modalité). Dans les horizons non travaillés (40 et 60 cm), les tensiomètres sont installés quasi-horizontalement afin de pouvoir les recharger en eau tout en permettant le travail profond du sol à la charrue. Dans l'horizon de surface, l'installation des tensiomètres est verticale. Le remplissage des tensiomètres et la collecte des données sur les échelles à mercure s'effectuent depuis l'abri. Afin de limiter la formation de bulles d'air dans les capillaires, l'eau était préalablement dégazée à l'azote puis injectée dans les tensiomètres. La prise de mesure tensiométrique a été journalière durant les saisons culturales du maïs 2005 et 2006. Durant les périodes d'interculture 2005-2006 et 2006-2007, le suivi a été réduit à deux prises de mesure en moyenne par semaine.

2.2.3.2. Suivi de la teneur en eau volumique

Aux mêmes profondeurs que les tensiomètres (20, 40 et 60 cm), situés à proximité de ces derniers (≈ 15 cm), des sondes TDR (Time Domain Reflectometry) de 20 cm (type buriable 6005L2, Soil Moisture Equipment, Santa Barbara, USA) ont été installées horizontalement (2 sondes par profondeur). Elles permettent la mesure de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), par la détermination de la constante diélectrique du sol. A l'exception de milieux fortement organiques, cette mesure est faiblement influencée par la texture du sol ou par la masse volumique apparente (Roth et al., 1992 ; Young et al., 1997). Les sondes sont connectées à un boîtier de multiplexage lui-même relié à une centrale d'émission/réception du signal électromagnétique, système Trase (Soil Moisture Equipment, Santa Barbara, USA). La prise de mesures se faisait toutes les 4 heures pendant les saisons culturales du maïs puis toutes les 8 heures en périodes d'interculture.

2.2.3.3. Suivi de la température

Des sondes 107L (Campbell Sci., Courtaboeuf, France) permettant la mesure de la température ont été installées à 20, 40 et 60 cm sur chaque modalité (1 sonde par profondeur). Elles sont reliées à un multiplexeur AM16/32 connecté à une centrale d'acquisition CR10X. L'ensemble est alimenté par une batterie rechargée par un panneau photovoltaïque. Les données sont collectées toutes les heures et une moyenne est calculée et conservée toutes les 4 heures. Durant la saison culturale 2006, des sondes ont été ajoutées à 5 cm de profondeur sur chacune des modalités afin de mieux cerner un effet éventuel du mulch de résidus sur la dynamique de réchauffement du sol.

2.2.3.4. Suivi des volumes d'eau percolés

Dans chaque fosse, à une profondeur de 40 cm, deux lysimètres à mèche ont été installés afin de quantifier les flux d'eau percolant au travers de la couche travaillée. Les solutions collectées servent également au dosage du traceur anionique appliqué (Br^-), de la molécule herbicide étudiée, l'isoxaflutole, et de son premier métabolite, le dicétonitrile (Chapitre 6).

L'intérêt des lysimètres à mèche en fibre de verre est de permettre la collecte de flux d'eau en conditions saturée et non saturée (Boll et al., 1992) en limitant les phénomènes d'adsorption des composés organiques et ioniques sur les matériaux du lysimètre (Biddle et al., 1995).



Figure 14. Photographies des lysimètres à mèche installés sur les modalités de la parcelle agricole.

Le potentiel de succion est contrôlé par la longueur de la mèche installée (Siemens et Kaupenjohann, 2004). Celle-ci est maintenue appliquée contre l'horizon sus-jacent alors que son extrémité inférieure aboutit dans une bonbonne de collecte maintenue à la pression atmosphérique. La taille des plaques, la longueur et les propriétés de la mèche conditionnent le fonctionnement des lysimètres (Holder et al., 1991 ; Knutson et Selker, 1994 ; Rimmer et al., 1995). Pour le dimensionnement des lysimètres et le choix de la mèche en fibre de verre, les travaux de Lacas (2005) ont été utilisés. La mèche choisie, de diamètre 1,27 cm (no. 1381, Pepperell Braiding Co., Pepperell, MA) possède une conductivité hydraulique à saturation d'environ 36 cm h^{-1} (Holder et al., 1991). Les plaques en acier inoxydable, de $0,0625 \text{ m}^2$ de surface ($0,25 \times 0,25 \text{ m}$), viennent au contact de l'horizon sus-jacent et sont tapissées de fibres de verre se prolongeant par la mèche d'une hauteur de 70 cm (Figure 14) permettant de collecter l'eau des pores de diamètre équivalent $> 0,04 \text{ mm}$.

2.2.3.5. Mesure du niveau de la nappe

Le suivi de la hauteur de la nappe dans la zone instrumentée est assuré par 6 piézomètres de 1 m installés depuis la surface (suivi sur 0 – 1 m de profondeur) après chaque opération culturale et 3 piézomètres permanents en bordure de parcelle. L'objectif de ce suivi est de s'assurer de l'absence de la nappe dans la zone de mesure, notamment au niveau des plaques des lysimètres à mèche afin de garantir que les volumes d'eau collectés proviennent bien d'un écoulement vers le lysimètre et non d'une remontée de la nappe.

2.2.3.6. Suivi des précipitations

Durant la saison 2005 et l'interculture 2005-2006, un pluviographe installé sur la parcelle a permis le suivi des pluies et des irrigations. L'enregistrement en continu permet de connaître les intensités des précipitations. En 2006, un pluviomètre électronique à auget basculeur ARG 100 (Campbell Sci., France) connecté à la centrale d'acquisition CR10X a permis l'automatisation des enregistrements.

2.3. Résultats

En 2005, la période culturale du maïs a duré 163 jours (du semis à la récolte) suivi de 197 jours d'interculture. En 2006, la période culturale du maïs a duré 176 jours (du semis à la récolte) suivi de 196 jours d'interculture.

2.3.1. Données climatiques et piézométriques

Le total des précipitations hors irrigation relevées sur la parcelle est de 537 mm en 2005 et de 454 mm en 2006 (Figure 15). Les irrigations durant la saison culturale du maïs représentent 344 mm en 2005 et 406 mm en 2006 (soit 60 % des apports d'eau durant la période de culture). La température moyenne annuelle en 2005 a été de 13,7 °C et de 15,1 °C en 2006. Au cours des saisons culturales 2005 et 2006, la température moyenne a été de 22,1 °C. La nappe phréatique remonte progressivement durant l'hiver et arrive à environ 40 cm de la surface du sol en février et mars (à l'exception de 2007 dont la période hivernale a été particulièrement sèche). Elle redescend ensuite durant le mois de mai et dépasse les 80 cm de profondeur en juin.

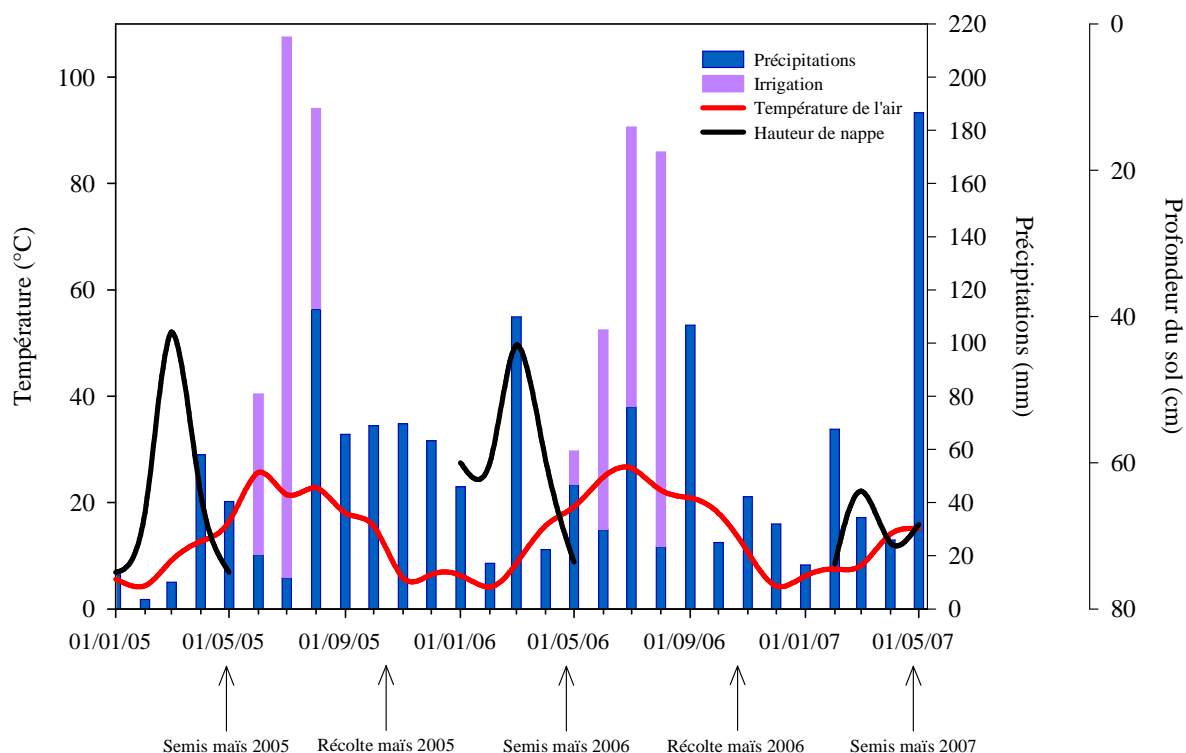


Figure 15. Diagramme ombrothermique et profondeur de la nappe phréatique au cours des années 2005, 2006 et début 2007 sur la parcelle agricole expérimentale.

2.3.2. Profils de masse volumique apparente dans les fosses pédologiques

La masse volumique apparente (ρ_b) varie de 1,32 à 1,65 g cm^{-3} en technique conventionnelle et de 1,34 à 1,46 g cm^{-3} en technique de conservation (Figure 16).

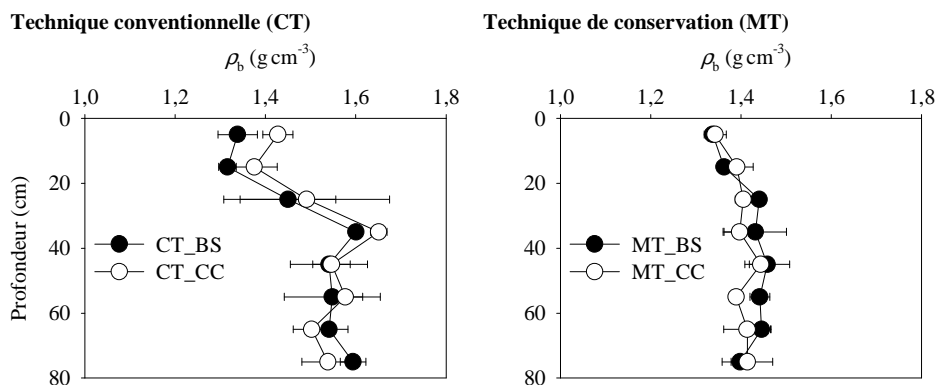


Figure 16. Profils de masse volumique apparente (ρ_b) dans les fosses pédologiques en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC). Les barres horizontales représentent les écarts-types.

Les mesures ont été réalisées en décembre 2004, soit près de 9 mois après le précédent travail du sol dans les modalités en CT ce qui explique des valeurs relativement élevées dans l'horizon labouré de surface (0-30 cm). Les valeurs les plus élevées en CT sont mesurées entre 30 et 40 cm de profondeur et indiquent très nettement la présence d'une semelle de labour compacte. En technique de conservation en revanche, les valeurs de ρ_b sont assez homogènes sur l'ensemble du profil (voisines de 1,4 g cm^{-3}) et nous n'observons plus de trace de l'ancienne semelle de labour à cette date, soit après quatre années sans labour (en faisant l'hypothèse que cette semelle en CT ne se soit pas formée depuis l'année 2000).

Dans les horizons du sous-sol (profondeur > 30 cm), les valeurs de ρ_b sont supérieures sous les modalités en technique conventionnelle et sont probablement liées à un tassement du sous-sol lors des opérations culturales (Pagliai et al., 2004). En CT_BS, les valeurs mesurées en fond de profil sont sensiblement plus élevées qu'en CT_CC du fait de la présence en plus grande quantité d'éléments grossiers de taille comprise entre 0,5 et 1 cm de diamètre.

2.3.3. Suivi du développement du maïs en 2005 et 2006

Le développement du maïs a été suivi au cours des saisons 2005 et 2006. Toutefois, les variétés semées étant différentes sur ces deux années, les comparaisons ne porteront que sur les effets des conduites culturales (pas de comparaison interannuelle). La germination du maïs a été évaluée sur

l'ensemble des modalités étudiées (Figure 17). En 2005, sur les modalités labourées, la levée a été plus hétérogène et l'amplitude de variation du taux de levée plus importante qu'en MT. Le taux de levée final en CT varie en effet de 90 à 97 % alors qu'il ne varie que de 92 à 94 % en MT. En 2006, les résultats sont similaires avec un délai de germination plus long après le semis (apparition des premières plantules 13 jours après semis en 2006 contre 10 jours en 2005).

En 2005, le stade 6 feuilles (V6) est atteint entre 44 et 46 jours après le semis en technique conventionnelle et entre 43 et 44 jours en technique de conservation (Figure 17). En 2006, ce stade est atteint entre 50 et 52 jours après semis en CT et entre 49 et 52 jours en MT. Le développement le plus rapide est relevé sur la modalité MT_CC.

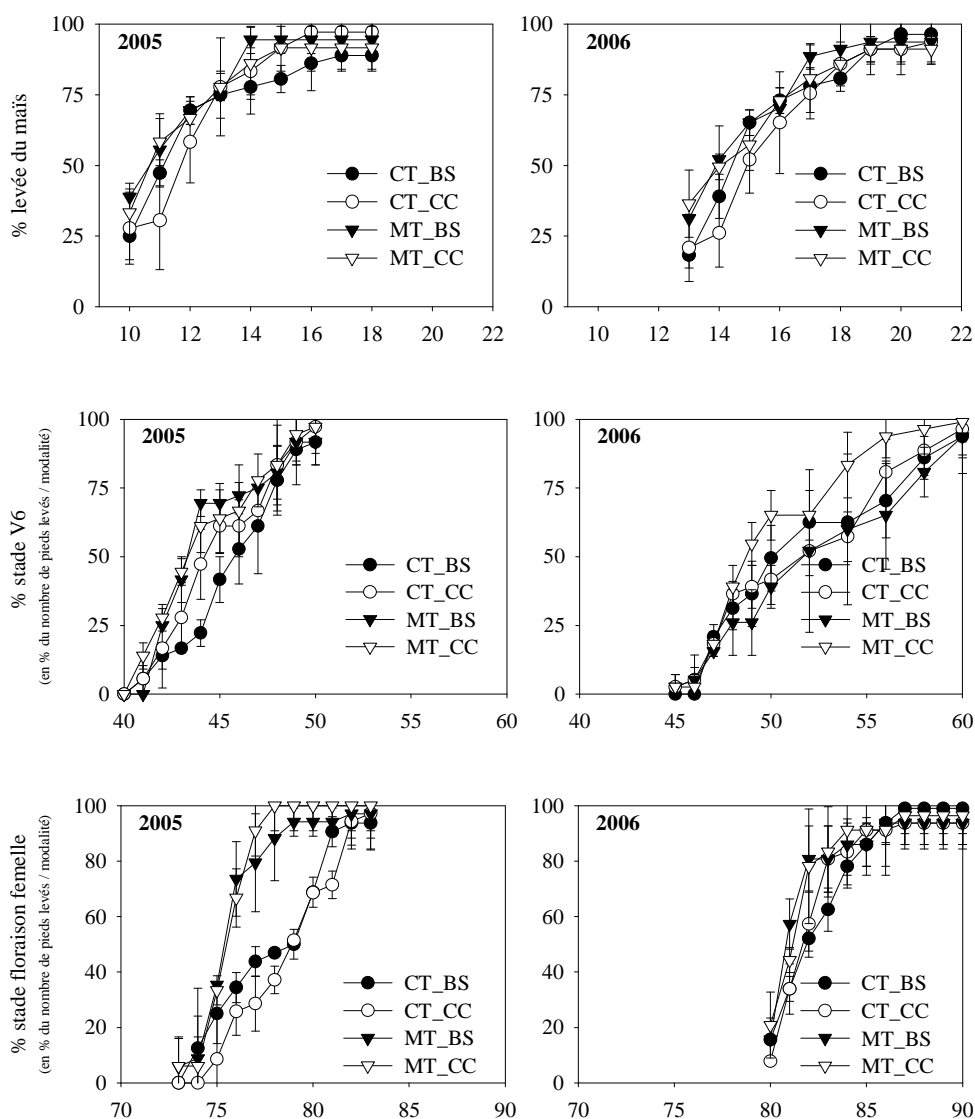


Figure 17. Taux de levée du maïs, atteinte du stade végétatif 6 feuilles (V6) et du stade reproductif floraison ♀ en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC) au cours des années 2005 et 2006. Les barres verticales représentent les écart-types.

En 2005, la floraison femelle survient 79 jours après le semis en CT et 76 jours en MT (les différences étant significatives à $p < 0,05$). En 2006, le stade floraison ♀ est atteint entre 81 et 82 jours après semis pour les deux modalités de travail du sol avec toutefois une plus grande homogénéité de développement en MT. Au cours de ces deux années, sur une même modalité de travail du sol, aucun effet significatif du mode de gestion de l'interculture sur le développement du maïs n'a été observé.

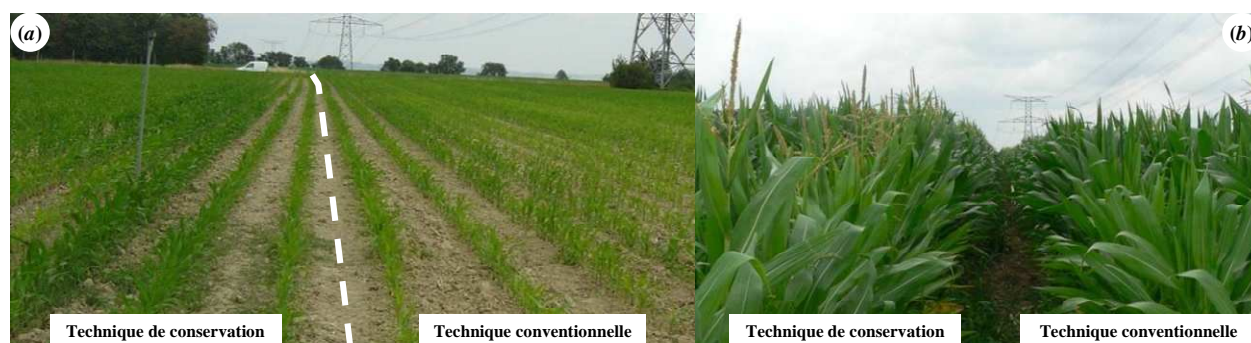


Figure 18. Développement végétatif du maïs au stade 6 feuilles, V6, le 13 juin 2005 (a), et à la floraison le 15 juillet 2005 (b) en techniques de travail du sol conventionnelle (droite des photographies) et de conservation (gauche des photographies).

En 2005, les rendements en maïs grain ont été significativement plus élevés en technique de conservation avec les valeurs les plus élevées mesurées en MT_CC et les plus faibles en CT_CC (Tableau 12). En 2006, les rendements ont été supérieurs à ceux de 2005 (variété plus productive) et équivalents sur les différentes modalités. Le pourcentage d'humidité à la récolte a été globalement plus faible en MT en 2005 et significativement plus faible en MT_BS en 2006 traduisant une maturité plus avancée des grains.

Tableau 12. Rendement en maïs et humidité à la récolte en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC) pour les années 2005 et 2006.

| Modalité | 2005 | | 2006 | |
|----------|--|------------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| | Rendement grain [†] t ha ⁻¹ | Humidité [‡] (%) | Rendement grain t ha ⁻¹ | Humidité (%) |
| CT_BS | 10,8 ± 0,2 ^{a§} | 29,5 ± 2,2 ^{NS} | 13,1 ± 0,3 ^{NS} | 28,0 ± 0,9 ^{ab} |
| CT_CC | 10,7 ± 0,9 ^a | 29,3 ± 2,9 ^{NS} | 12,8 ± 0,9 ^{NS} | 28,3 ± 2,6 ^a |
| MT_BS | 11,8 ± 0,2 ^b | 26,3 ± 3,5 ^{NS} | 12,9 ± 0,5 ^{NS} | 24,2 ± 0,4 ^b |
| MT_CC | 12,1 ± 0,2 ^b | 25,4 ± 2,1 ^{NS} | 13,1 ± 0,4 ^{NS} | 25,4 ± 0,2 ^{ab} |

[†] Rendement ajusté à la norme d'humidité de 15 %

[‡] Humidité du grain à la récolte

[§] Groupe homogène selon un test de différence significative minimale (LSD) à 0,05, ^{NS} = non significatif.

2.3.4. Suivi des dynamiques thermique et hydrique

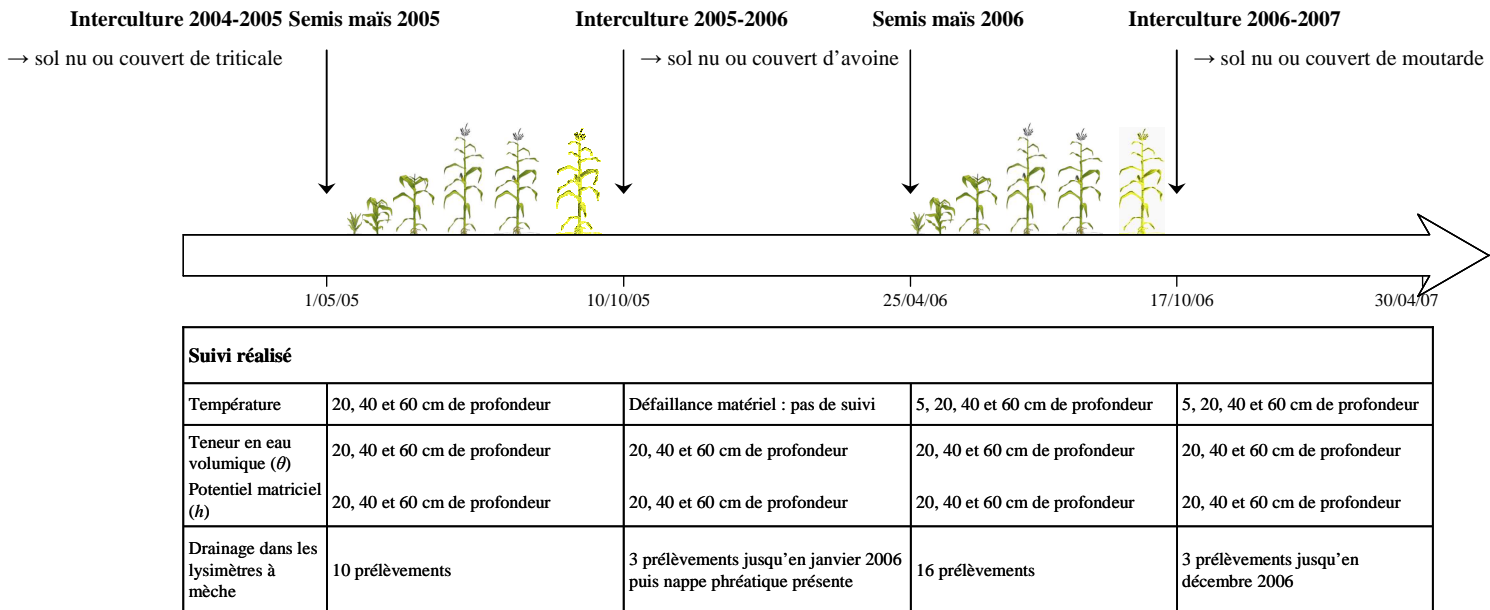


Figure 19. Déroulement des suivis des dynamiques thermique et hydrique au cours des années 2005, 2006 et début 2007.

2.3.4.1. Suivi de la température du sol

2.3.4.1.1. Période culturale du maïs 2005

Sur l'année de culture 2005, au moment du semis (le 1^{er} mai), les températures sont identiques dans l'horizon de surface (20 cm) des quatre modalités ($\approx 13,4$ °C) (Figure 20a,b). D'une manière générale, les variations de température dans cet horizon sont liées aux variations mesurées dans l'air, avec une certaine inertie dans le réchauffement et le refroidissement.

Des différences de température entre les modalités de travail du sol apparaissent en surface à la fin du mois de mai et jusqu'à la mi-juin. Les températures relevées dans les modalités en technique conventionnelle sont en moyenne plus élevées de 3 °C qu'en MT (Figure 20a,b), indiquant un ralentissement de la cinétique de réchauffement en technique de conservation. Ces différences de température se manifestent également à 40 cm de profondeur durant le mois de juin sur les modalités sans culture intermédiaire (CT_BS et MT_BS, Figure 20c), et de façon sensiblement moins nette sur les modalités avec culture intermédiaire (CT_CC et MT_CC, Figure 20d). Aucune différence n'est observée à 60 cm entre les différentes modalités.

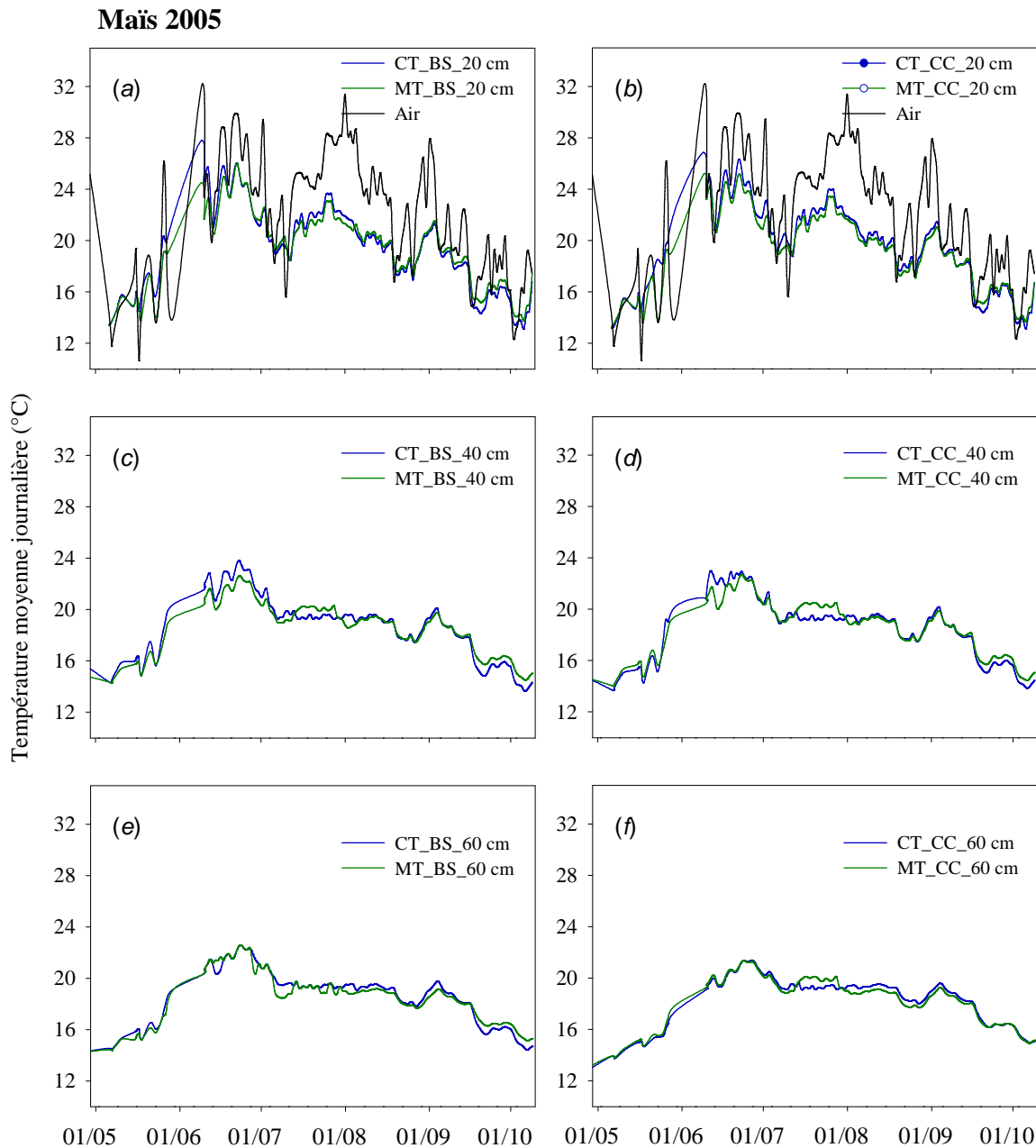


Figure 20. Évolution de la température à 20, 40 et 60 cm de profondeur durant la période du maïs 2005 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire.

Sur une même modalité de travail du sol, aucun effet lié à l'implantation d'une culture intermédiaire n'est observé.

Après la mi-juin et jusqu'à la récolte (le 10 octobre 2005), les températures restent similaires pour l'ensemble des modalités.

2.3.4.1.2. Interculture 2005-2006

Sur la période d'interculture 2005 – 2006, suite à une défaillance du système d'enregistrement, le suivi de température n'a pas pu être réalisé.

2.3.4.1.3. Période culturale du maïs 2006

En 2006, les mesures à 5 cm font apparaître des différences entre les modalités de travail du sol dès le semis du maïs (Figure 21 et Figure 22a,b). En moyenne, la température est inférieure de 1 °C en MT par rapport à celle mesurée en CT au début du cycle (Figure 21). L'écart devient plus important au bout d'un mois (à partir du 25 mai) avec des valeurs inférieures de 1,6 à 2,2 °C en MT. Les valeurs mesurées à 5 cm en MT sont alors proches de celles mesurées à 20 cm en CT. A partir de la mi-juin, les valeurs mesurées en surface sous les deux modalités de travail du sol sont identiques et le restent ensuite jusqu'à la récolte (Figure 22a,b).

A la différence de 2005, aucun effet sur la température lié au travail du sol n'est observé à 40 cm sur l'année 2006 (Figure 22e,f).

Au cours des deux années de suivi, les températures mesurées à 40 et 60 cm sont finalement relativement stables à une même période et varient, sur l'ensemble de la saison culturale, de 13,1 à 24,1 °C en 2005 et de 12,9 à 22,7 °C en 2006.

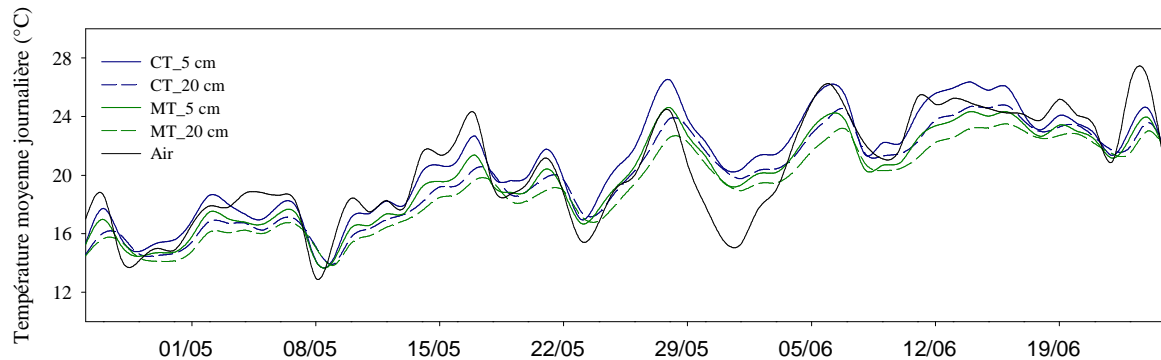


Figure 21. Évolution de la température au début de la saison culturale du maïs 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) à 5 et 20 cm de profondeur. Chaque courbe représente la moyenne des valeurs de température mesurées sur les modalités de travail du sol sans distinction du mode de gestion de l'interculture.

2.3.4.1.4. Interculture 2006-2007

Au cours de la période d'interculture 2006 – 2007, durant le mois qui suit le travail du sol au pulvérisateur à disques (réalisé le 20 octobre 2006), les températures à 5 et 20 cm de profondeur en MT sont plus variables et suivent davantage les changements de température de l'air qu'en CT (Figure 23a,c).

Sur la modalité CT_CC, à 5 et 20 cm de profondeur (Figure 23b,d), la période d'interruption d'enregistrement des températures (du 8 novembre au 8 décembre 2006) est due à des dégâts sur le matériel de surface lié au passage du pulvérisateur à disques pour le semis de la culture intermédiaire. A partir du début du mois de décembre et jusqu'à la fin de la période d'interculture, aucune différence n'est observée entre les différentes modalités.

En profondeur, la température du sol diminue progressivement pour atteindre fin décembre un minimum d'environ 4 °C à 60 cm sous les différentes modalités.

Mais 2006

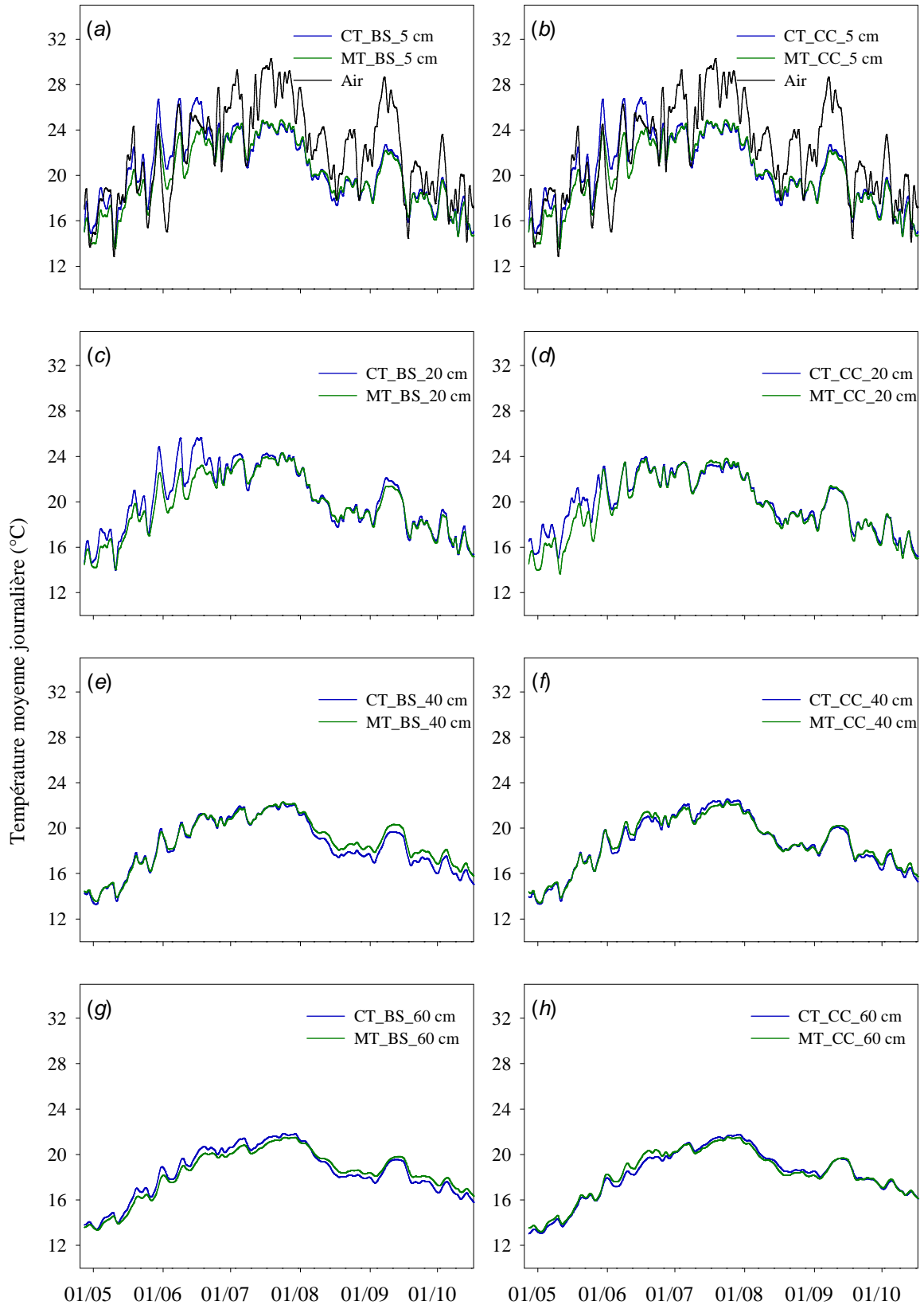


Figure 22. Évolution de la température à 20, 40 et 60 cm de profondeur durant la période du maïs 2006 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire.

Moutarde 2006-2007

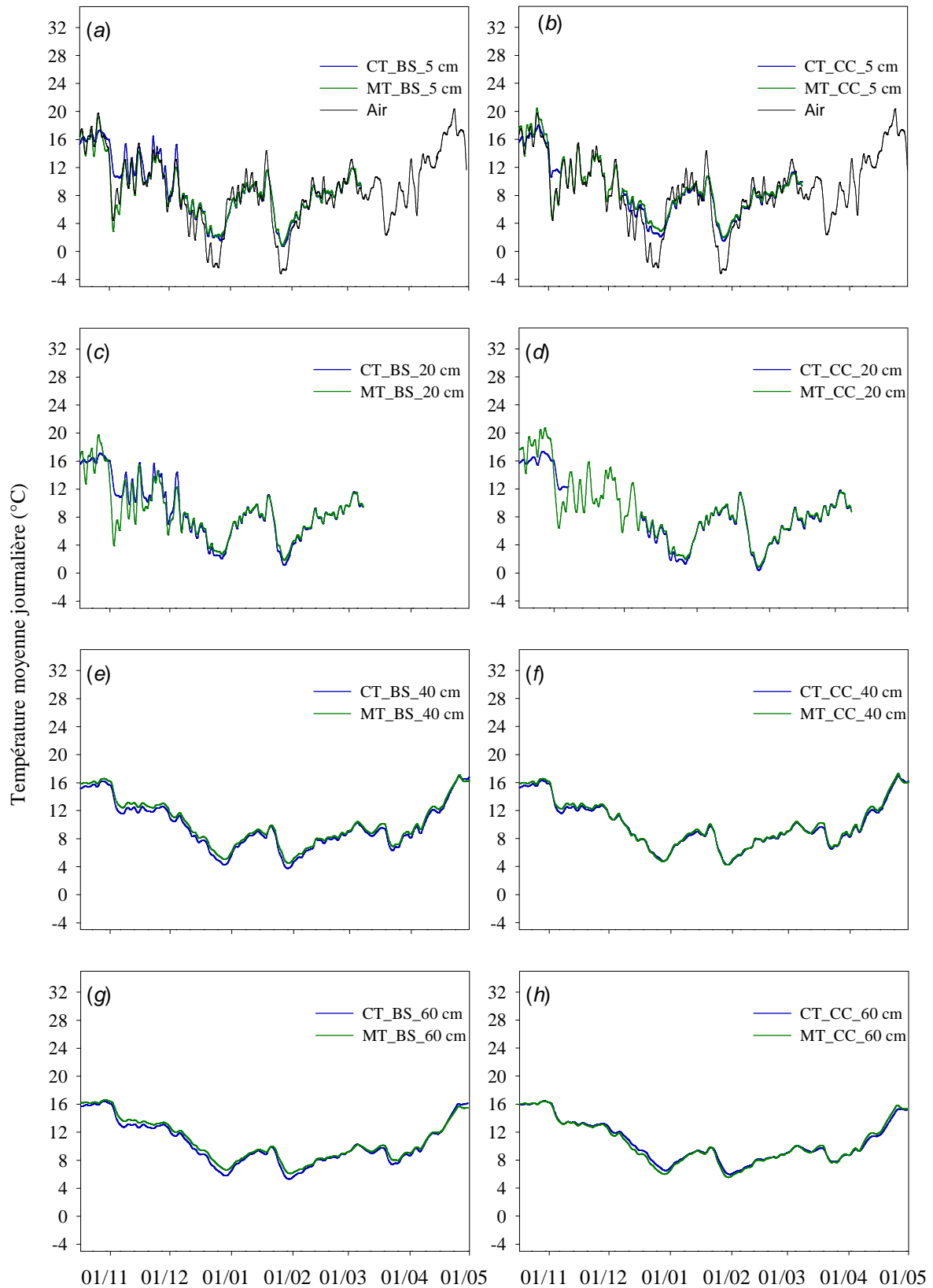


Figure 23. Évolution de la température durant la période d'interculture 2006-2007 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire.

2.3.4.2. Suivi de la dynamique hydrique du sol

La quantité d'eau dans le profil est obtenue par les mesures de teneur en eau volumique (TDR) et la disponibilité de l'eau est approchée par les valeurs de potentiel matriciel (h). Les mesures de h sont présentées en valeurs absolues (succions).

2.3.4.2.1. Période culturale du maïs 2005

En 2005, les valeurs de potentiel matriciel (h) à 20 cm mesuré au semis sont comprises entre -70 et -100 hPa (pF 2) en technique conventionnelle (CT) et sont proches de -50 hPa (pF 1,7) en technique de conservation (MT), avec des teneurs en eau de 0,265 cm³ cm⁻³ en CT_BS, 0,235 cm³ cm⁻³ en CT_CC, 0,297 cm³ cm⁻³ en MT_BS et 0,293 cm³ cm⁻³ en MT_CC (Figure 24 et Figure 25). Les valeurs de potentiel matriciel mesurées à 20 cm de profondeur au moment du semis ne permettent pas de mettre en évidence un effet du couvert végétal de triticale en interculture 2004-2005, mais la teneur en eau en CT_CC est significativement plus faible que celles des autres modalités ($p < 0,05$). En profondeur en revanche, les valeurs de h à 40 cm sont plus élevées sous les modalités ayant reçu une culture intermédiaire ce qui se traduit par des teneurs en eau plus faibles d'environ 2 % pour les deux systèmes de travail du sol (0,384 en CT_BS vs. 0,367 cm³ cm⁻³ en CT_CC et 0,368 en MT_BS vs. 0,340 cm³ cm⁻³ en MT_CC).

A la fin du mois de mai, en labour, une augmentation de h est observée dans l'horizon de surface (Figure 24a, c). Cette augmentation apparaît également en MT mais elle est moins rapide et retardée de 5 jours (Figure 25a, c). Cette période correspond au stade 4 feuilles (V4) du maïs. La plante commence alors à absorber de l'eau de façon significative alors que les précipitations sont faibles (40 mm sur l'ensemble de mois de mai). Sur les quatre modalités, les valeurs maximales de potentiel matriciel sont mesurées le 13 juin dans l'horizon de surface (environ -600 hPa soit pF 2,8). Par un gradient de potentiel (dû à l'évaporation et aux prélèvements racinaires principalement dans l'horizon de surface à ce stade de développement du maïs), l'eau remonte des horizons profonds, l'assèchement du sol se manifeste alors à 40 cm et, dans une moindre mesure, à 60 cm.

Avec le déclenchement des irrigations, le potentiel matriciel est systématiquement rabattu et il est maintenu sur l'ensemble de la saison entre -50 (pF 1,7) et un maximum de -540 hPa mesuré sur un des tensiomètres en surface (pF 2,7) le 22/07/05 en CT_BS (Figure 24a).

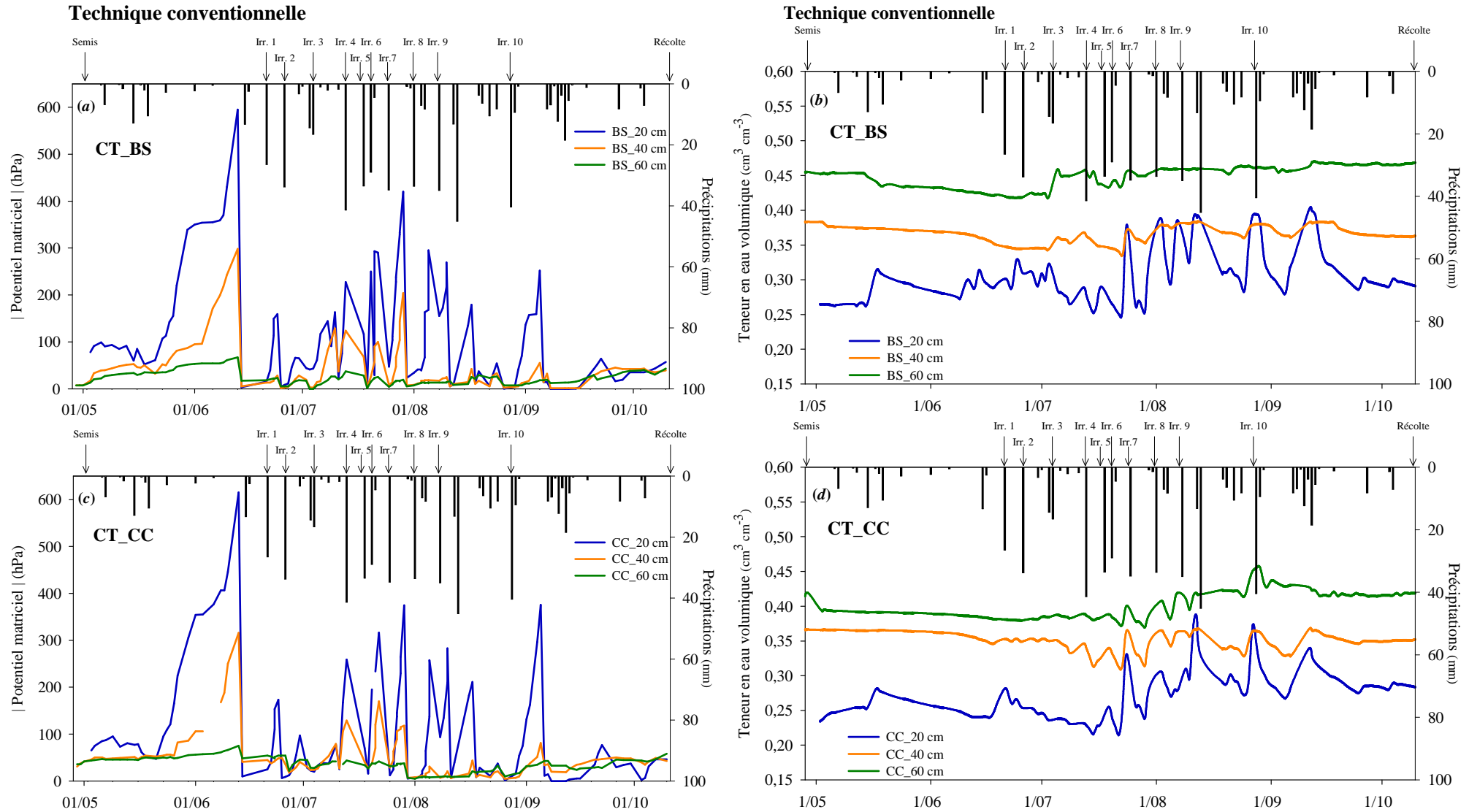


Figure 24. Évolution du potentiel matriciel, $|h|$ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2005 en technique conventionnelle (CT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d).

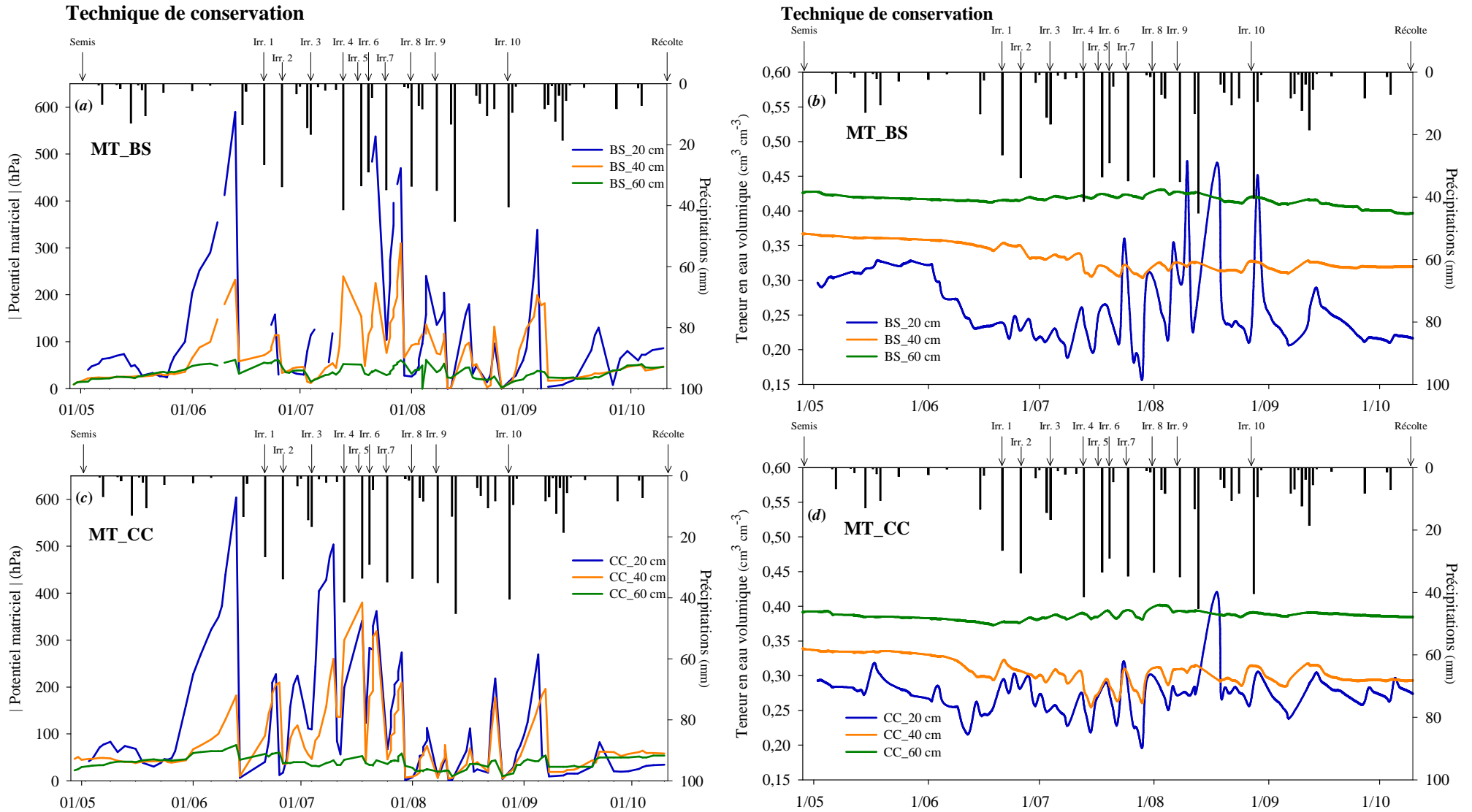


Figure 25. Évolution du potentiel matriciel, $|h|$ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2005 en technique de conservation (MT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d).

A partir de la mi-juillet (période de floraison), la dynamique hydrique sous les deux modalités de travail du sol va se différencier de façon significative. En technique conventionnelle (CT_BS et CT_CC), le potentiel matriciel et la teneur en eau volumique varient essentiellement dans l'horizon de surface (20 cm). En technique de conservation, les variations de h et de θ sont mesurées en surface mais également très nettement à 40 cm avec des valeurs de h dépassant par moment les valeurs de surface. A 60 cm en MT, des variations, plus faibles, sont également mesurées, alors que cet horizon se maintient au voisinage de la saturation en CT.

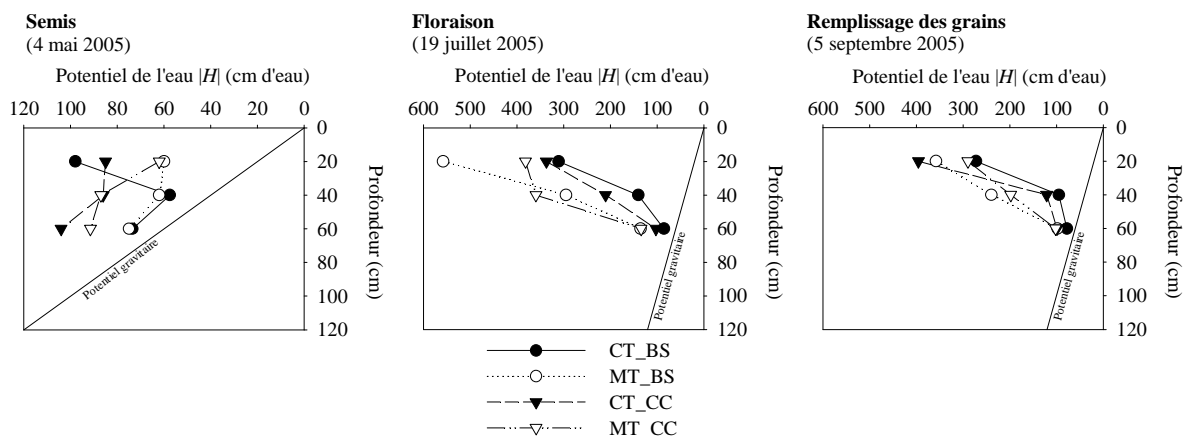


Figure 26. Profils de potentiel de l'eau $|H|$ au semis, à la floraison et au remplissage des grains de maïs en 2005 en technique conventionnelle (CT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire et en technique de conservation (MT) sans (BS) ou avec (CC) culture intermédiaire.

La représentation des profils de potentiel de l'eau (H , avec $H=h+z$, h le potentiel matriciel et z le potentiel gravitaire) met en évidence les différences de fonctionnement hydrique énoncées précédemment entre les modalités. Au semis, les modalités en labour sont plus sèches en surface et les flux d'eau sont ascendants, alors qu'en non-labour les mouvements de l'eau sont plutôt descendants (ou quasiment nuls en MT_BS). À la floraison et au moment du remplissage des grains, les mouvements sont ascendants pour toutes les modalités, mais avec un gradient plus important sous les modalités en non-labour entre 40 et 60 cm de profondeur.

Ces différences se maintiennent jusqu'à la fin de la saison culturale. A partir d'août (période de remplissage des grains), les valeurs de h à 40 cm en CT n'évoluent plus et se maintiennent à des valeurs proches de la saturation alors que des variations en profondeur en MT sont toujours mesurées. Les mesures de teneur en eau volumique dans les modalités en technique conventionnelle font apparaître une augmentation progressive de la quantité d'eau dans les horizons profonds (augmentation à 60 cm de 0,423 à 0,469 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ en CT_BS et de 0,385 à 0,419 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ en CT_CC entre le 01/07/05 et le 10/10/05) alors que la tendance est à une stagnation voire une diminution du stock d'eau en profondeur en non-labour (diminution de 0,417 à 0,397 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ en MT_BS et stabilité des valeurs en MT_CC à environ 0,380 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ entre le 01/07/05 et le 10/10/05).

2.3.4.2.2. Interculture 2005-2006

Sur l'ensemble de la période d'interculture 2005-2006, les valeurs de potentiel matriciel sont comprises entre pF 1,7 et la quasi-saturation en eau (Figure 28). Les teneurs en eau varient en fonction des précipitations et se maintiennent à partir de décembre au dessus de $0,30 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. En profondeur, les teneurs en eau fluctuent peu sous l'ensemble des différentes modalités.

A partir de mi-janvier en CT et début à mi-février en MT, des différences de teneur en eau et de potentiel matriciel apparaissent à 20 cm entre les modalités avec et sans culture intermédiaire. L'avoine en se développant absorbe de l'eau et assèche assez nettement l'horizon de surface. Aucune manifestation de cette absorption n'est visible en profondeur au niveau des teneurs en eau volumique mais une augmentation sensible du potentiel matriciel est mesurée à 40 cm de profondeur dans les modalités avec culture intermédiaire. Au moment de sa destruction, le couvert d'avoine était très bien développé et couvrait parfaitement le sol (Figure 27a).

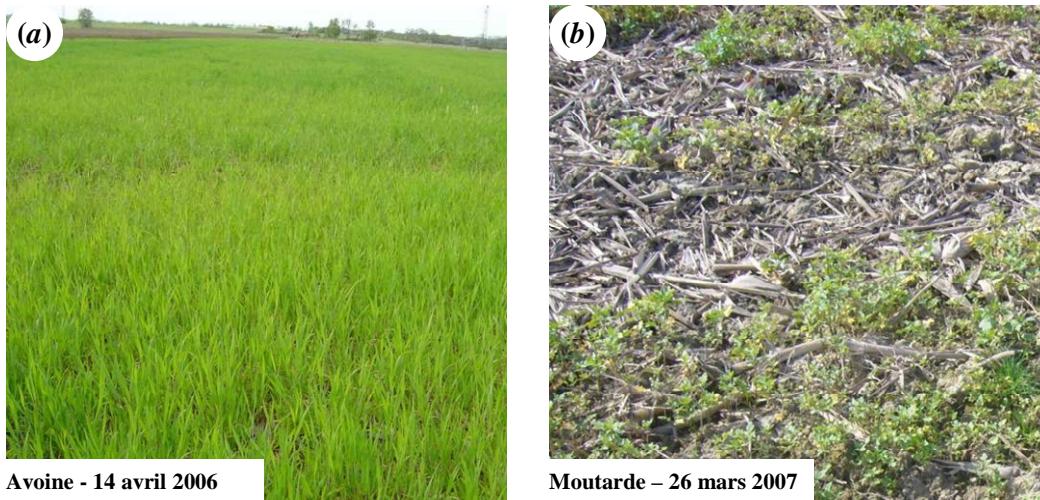


Figure 27. Illustration du développement des cultures intermédiaires en 2006 (avoine) et 2007 (moutarde) au moment de leur destruction.

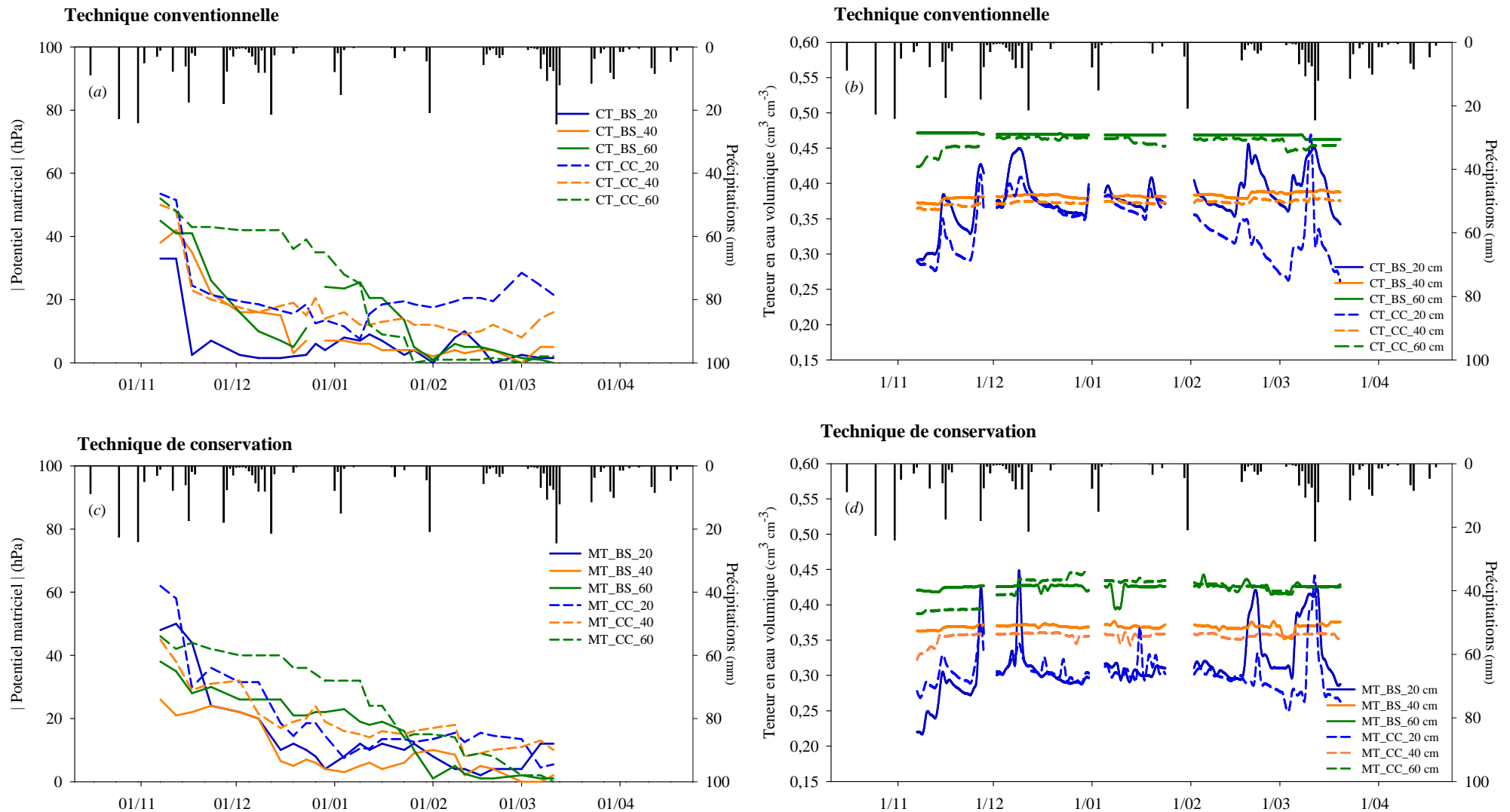


Figure 28. Évolution du potentiel matriciel, $|h|$ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) au cours de la période d'interculture 2005-2006 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC).

2.3.4.2.3. Suivi du drainage dans les lysimètres à mèche durant la saison culturale 2005 et l'interculture 2005-2006.

En 2005, les lysimètres à mèche ont été vidangés au semis du maïs (1^{er} mai) puis, durant la saison culturale, 10 prélèvements ont été effectués à partir du 27 mai et jusqu'au 10 octobre. En interculture, 3 prélèvements ont été réalisés entre le 3 novembre et le 30 janvier 2006. Au-delà de cette date, la présence de la nappe phréatique à proximité des plaques ne permettait pas de garantir l'origine de l'eau collectée.

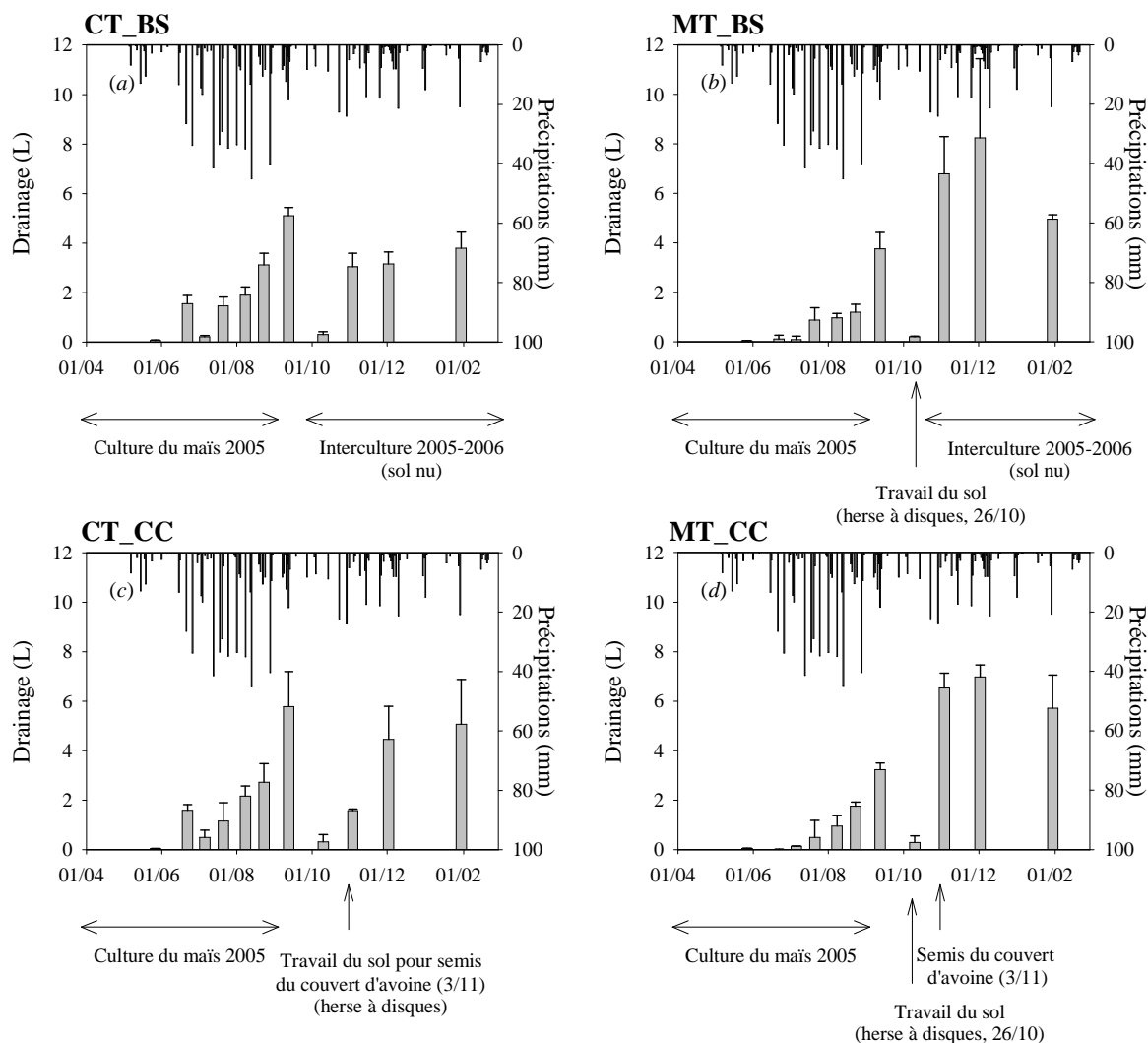


Figure 29. Volumes collectés dans les lysimètres à mèche en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) (a) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) (c) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) (b) / avec culture intermédiaire (MT_CC) (d) au cours de la saison culturale 2005 (10 prélèvements) et au début de la saison d'interculture 2005-2006 (3 prélèvements). Les barres verticales représentent les écart-types.

Dès 28 jours après le semis (soit après 38 mm de précipitations), des échantillons d'eau variant de 30 à 75 mL sont collectés sous les différentes modalités (Figure 29). Des différences significatives de drainage apparaissent dès la fin juin (stade V7-V9 du maïs) entre les deux techniques de travail du sol avec des volumes 25 fois plus faibles en MT lors du prélèvement survenant 54 JAS (jours après semis)

(Tableau 13). Ces différences sont moins marquées dans les prélèvements suivants mais la tendance reste à des volumes collectés en MT inférieurs à ceux en CT. Durant la période de floraison ♀ (du 10 au 20 juillet), les volumes percolés atteignent au maximum 2 L alors qu'à partir du mois d'août (101 JAS), les volumes augmentent pour des apports d'eau équivalents (de l'ordre de 100 à 120 mm entre chaque prélèvement) et dépassent 4 L en CT.

Tableau 13. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance du drainage cumulé au cours du suivi 2005.

| Effet | Date de prélèvement (en JAS) | | | | | | | | | | |
|---------|------------------------------|------------------|-----------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|
| | 28 (27/05/05) | 54 (22/06/05) | 68 (6/07/05) | 83 (21/07/05) | 101 (8/08/05) | 116 (23/08/05) | 136 (12/09/05) | 163 (10/10/05) | 187 (3/11/05) | 216 (2/12/05) | 275 (30/01/06) |
| TS | NS [†] | *** | ** | * | ** | *** | *** | *** | NS | NS | NS |
| GI | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| TS x GI | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |

[†] Non significatif
 *** significatif à 0,001 de niveau de probabilité
 ** significatif à 0,01 de niveau de probabilité
 * significatif à 0,05 de niveau de probabilité

Le comportement différencié des modalités de travail du sol est clairement mis en évidence en comparant les volumes drainés moyens aux pluies cumulées (Figure 30). Au final, durant la saison culturale du maïs 2005, le cumul d'eau collecté en technique conventionnelle a été en moyenne 2 fois supérieur à celui collecté en technique de conservation (≈ 14 L en CT vs. ≈ 7 L en MT) et aucun effet sur les volumes percolés lié à la présence d'une culture intermédiaire en interculture précédent le maïs 2005 n'a été observé.

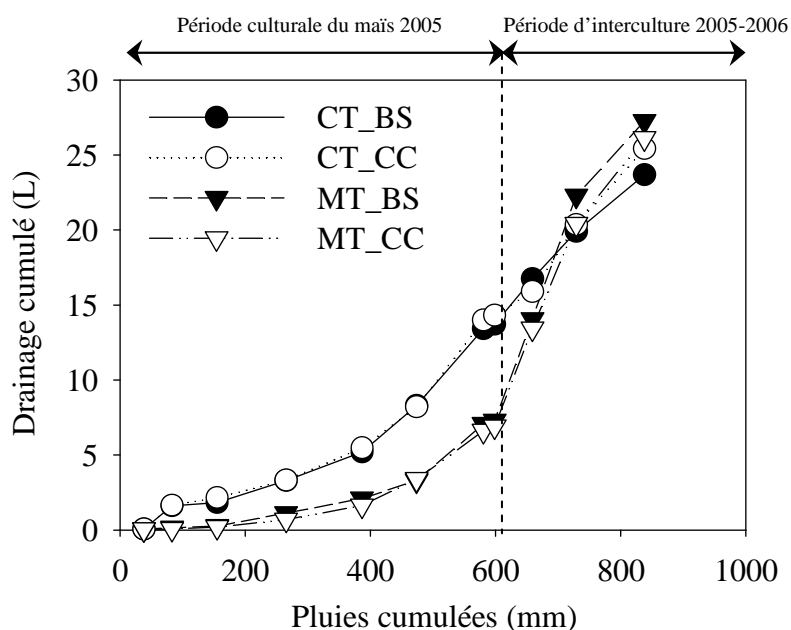


Figure 30. Volumes drainés cumulés et pluies cumulées au cours de la période du 4 mai 2005 au 30 janvier 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture.

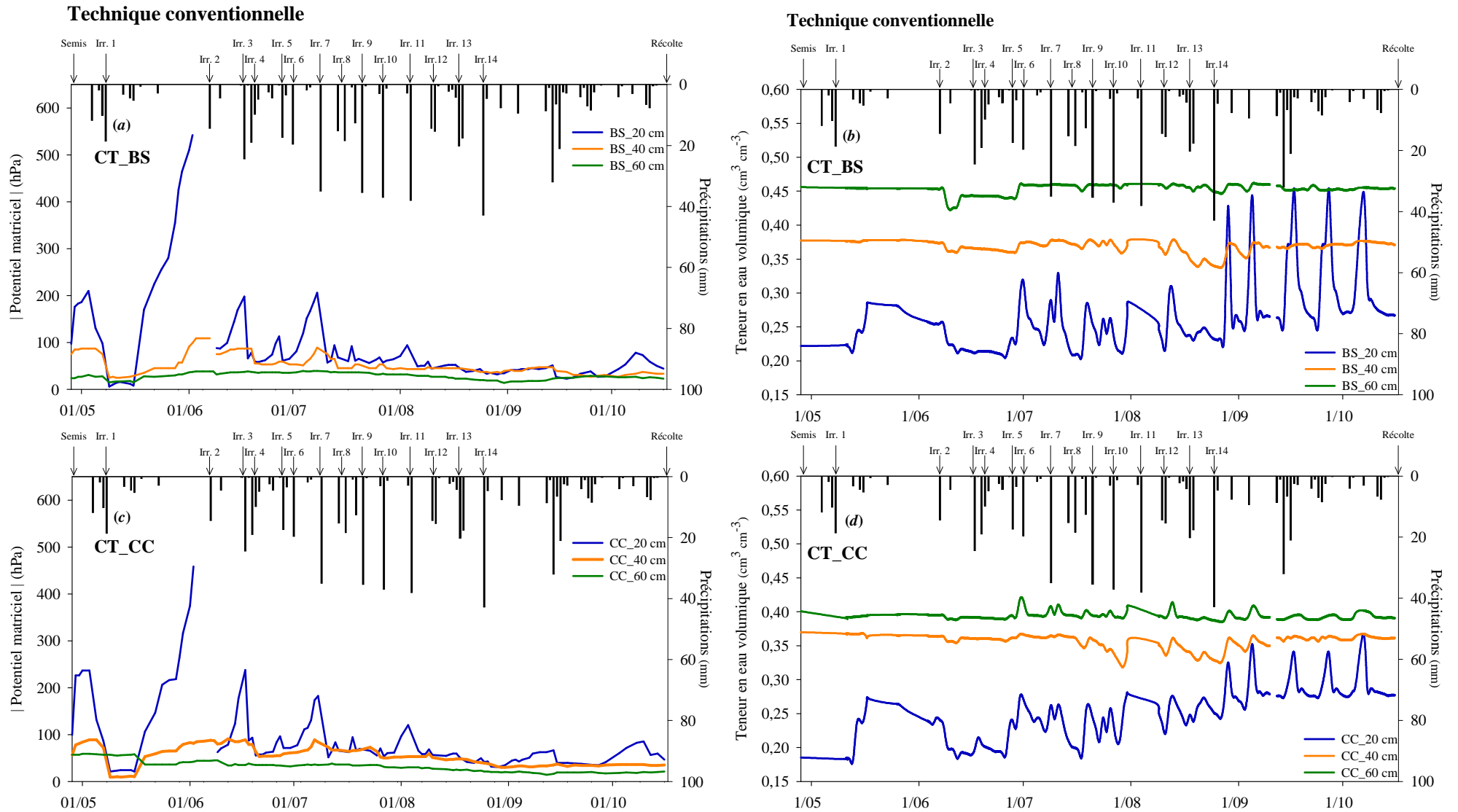


Figure 31. Évolution du potentiel matriciel, $|h|$ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2006 en technique conventionnelle (CT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d).

Technique de conservation

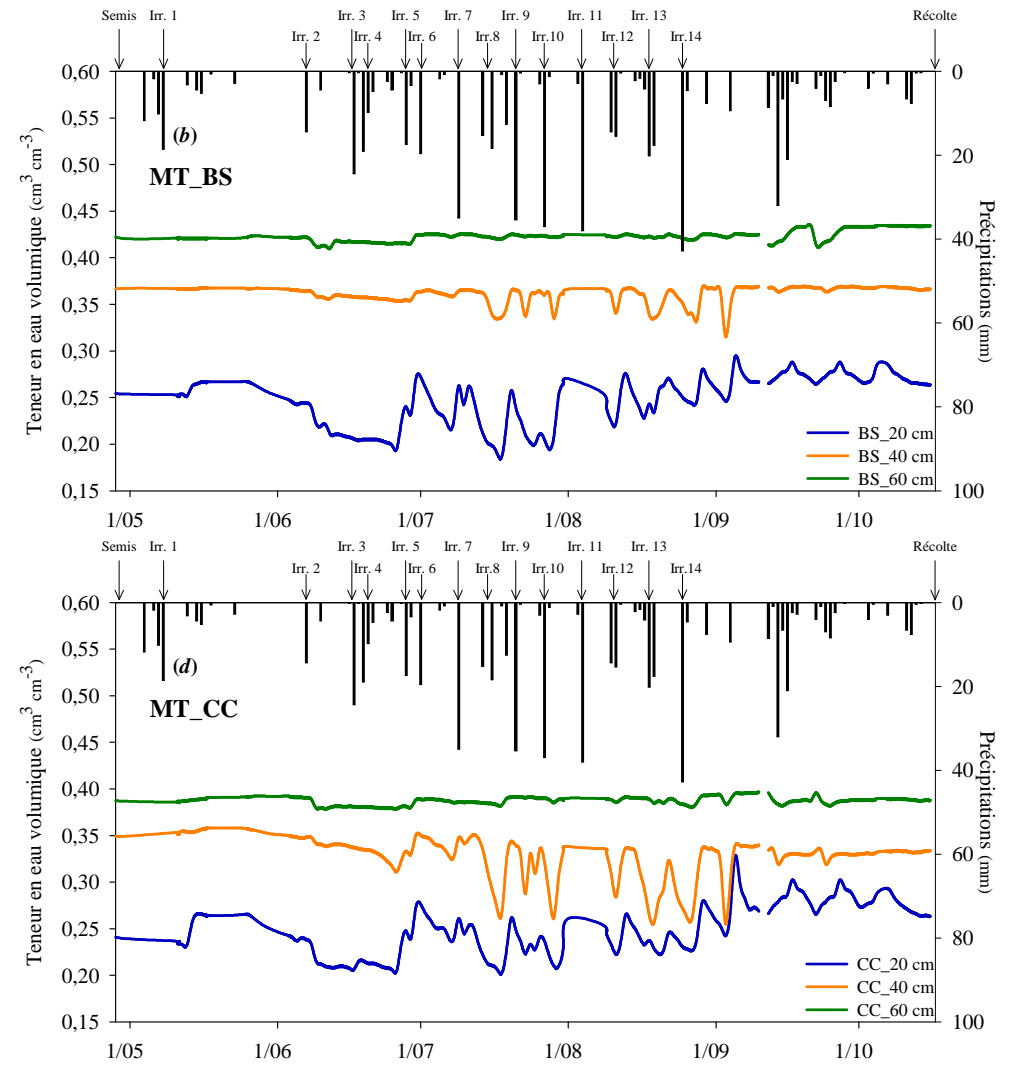
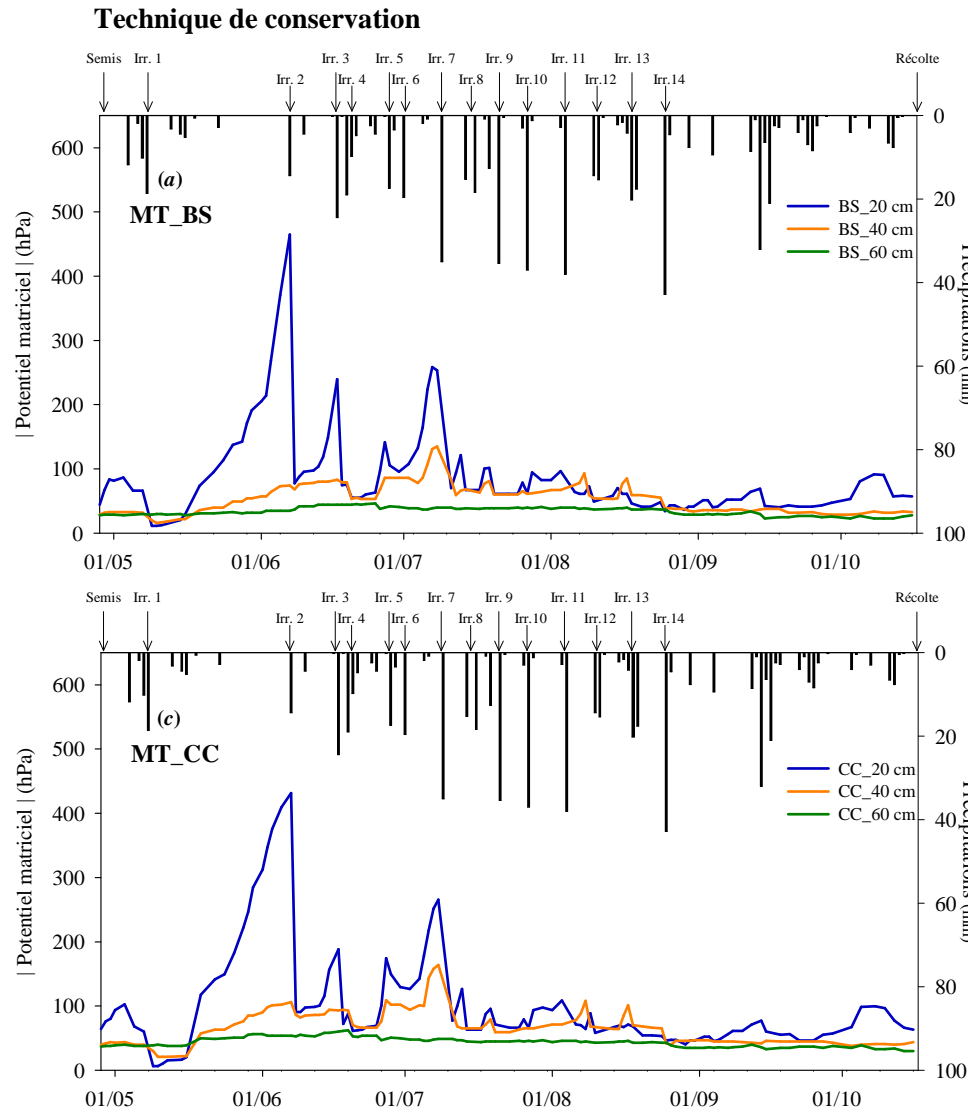


Figure 32. Évolution du potentiel matriciel, $|h|$ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), au cours de la saison culturale du maïs 2006 en technique de conservation (MT) / sol nu (BS) (a, b) ou avec culture intermédiaire (CC) (c, d).

En période d'interculture en non-labour, lors du premier prélèvement (du 3/11/05), réalisé après le travail du sol au pulvérisateur à disques, les volumes collectés sont 2 à 3 fois grands que ceux observés en CT (Figure 29). Lors du deuxième prélèvement (du 2/12/05), survenant après le semis du couvert d'avoine, donc après un travail du sol au pulvérisateur à disques sur la modalité CT_CC, les volumes collectés en CT_BS sont 1,5 fois moins élevés qu'en CT_CC. Le travail du sol, en favorisant l'infiltration, génère une forte augmentation des volumes drainés. En labour, le travail du sol se faisant peu de temps avant le semis du maïs, ce mécanisme peut expliquer les volumes d'eau plus importants collectés dans les lysimètres au cours de la saison culturale. En intégrant les volumes drainés sur une période plus longue, incluant la période en maïs et l'interculture (ici max 275 j), aucune différence significative des volumes cumulés d'eau percolée n'est relevée entre les différentes modalités étudiées (Tableau 13, Figure 30).

2.3.4.2.4. Période culturale du maïs 2006

En 2006, les valeurs de potentiel matriciel (h) en surface mesurées au semis sont identiques à celles de 2005 (environ -100 hPa (pF 2) en CT et -50 hPa (pF 1,7) en MT). A 40 et 60 cm de profondeur, des valeurs plus faibles de teneur en eau sont mesurées sous les modalités ayant reçu la culture intermédiaire d'avoine (2 à 5 % de différence de θ). Ces résultats sont globalement similaires à ceux de 2005.

En l'absence de pluie, le sol s'assèche plus fortement dans les modalités en technique conventionnelle que dans les modalités en technique de conservation, et, début mai, le potentiel matriciel s'élève pour atteindre 210 hPa en CT_BS (pF 2,3), 236 hPa en CT_CC (pF 2,4), 86 hPa en MT_BS (pF 1,9) et 102 hPa en MT_CC (pF 2). La tendance, déjà observée en 2005, d'un horizon de surface avec une teneur en eau plus faible au moment du semis en labour est également observée en 2006 avec des teneurs en eau volumique en surface de $0,213 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en CT_BS, $0,184 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en CT_CC, contre $0,257 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en MT_BS et $0,246 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ en MT_CC. Une première irrigation a été réalisée 10 jours après le semis afin de permettre la germination des graines et l'activation de l'herbicide appliqué (Chapitre 6).

Comme ce fut le cas en 2005, $|h|$ à 20 cm augmente traduisant de l'assèchement du sol. Sur les deux modalités labourées, les valeurs maximales sont atteintes le 2 juin (\approx pF 2,8) et ont très probablement continué à augmenter jusqu'à l'irrigation du 7 juin (franchissant certainement pF 3, les tensiomètres ayant décroché le 3 juin). En MT en revanche, le suivi a pu être continu et le pic de potentiel matriciel, mesuré le 7 juin (avant irrigation), atteint environ -450 hPa (pF 2,6) sur les deux modalités.

Après mi-juin, le potentiel matriciel évolue relativement peu en surface et en profondeur. La période de floraison (du 10 au 20 juillet) est à nouveau identifiée principalement par des variations en surface de h . Les teneurs en eau varient en revanche davantage à partir de cette période et jusqu'à la

fin de la saison culturale. Comme ce fut le cas en 2005, des variations de h et de θ sont mesurées à 40 cm en non-labour mais essentiellement sous la modalité MT_CC. Notons qu'à partir de septembre en surface en labour, les amplitudes de variation de θ consécutives à un apport d'eau sont très importantes. Une hypothèse à ces variations importantes est que le retrait du sol lors de son assèchement se réalise préférentiellement autour des guides d'onde des sondes TDR formant alors une cavité qui pourra se remplir temporairement d'eau lors de pluies biaisant ainsi la mesure.

Au cours de cette saison culturale, à la différence de 2005, les mouvements d'eau sont essentiellement ascendants sur l'ensemble des modalités. Sur la même période que celle observée en 2005, *i.e.* du 1/07/06 au 10/10/06, une augmentation générale des teneurs en eau dans les horizons de surface est mesurée avec une stabilité des teneurs en profondeur.

2.3.4.2.5. Interculture 2006-2007

Au cours de la période d'interculture 2006-2007, les valeurs de potentiel matriciel restent inférieures à pF 1,8 correspondant à des teneurs en eau supérieures à $0,28 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Au début de la période d'interculture, les valeurs de $|h/|$ à 20 cm sont plus élevées en technique de conservation indiquant un assèchement de l'horizon consécutif au travail du sol au pulvérisateur à disques (Figure 33). L'absence de pluie au cours du mois de janvier entraîne une augmentation de h à 20 cm sous toutes les modalités.

A la différence de la période d'interculture précédente, nous n'observons pas d'effet lié au couvert végétal et, en profondeur, les valeurs de h et θ restent stables sur l'ensemble de la période. En technique de conservation, les valeurs de $|h/|$ cm sont sensiblement supérieures sous la modalité avec couvert végétal mais cette différence est observée dès le début de la période d'interculture (Figure 33c) et ne traduit donc pas un effet lié à l'implantation du couvert.

La moutarde, semée après la récolte du maïs, a été fortement affectée par les basses températures de décembre, et plus de 75 % des plantules ont gelé. Pour celles ayant survécu, le développement a été très lent et finalement, la couverture du sol très limitée (Figure 27b).

2.3.4.2.6. Suivi du drainage dans les lysimètres à mèche durant la saison culturale 2006 et l'interculture 2006-2007

En 2006, les prélèvements dans les lysimètres ont été réalisés avec une fréquence plus grande qu'en 2005. Durant la saison culturale, 16 prélèvements ont été réalisés et 3 durant la période d'interculture (Figure 34). Les premiers échantillons d'eau sont collectés 21 jours après le semis (JAS) (soit après 56 mm de pluie) et varient entre 230 et 580 mL en CT et entre 430 et 960 mL en MT. Au cours des prélèvements suivants, aucune différence significative entre modalité de travail du sol n'est observée (Tableau 14) et les volumes collectés sont supérieurs à ceux de 2005 pour des périodes de temps équivalentes.

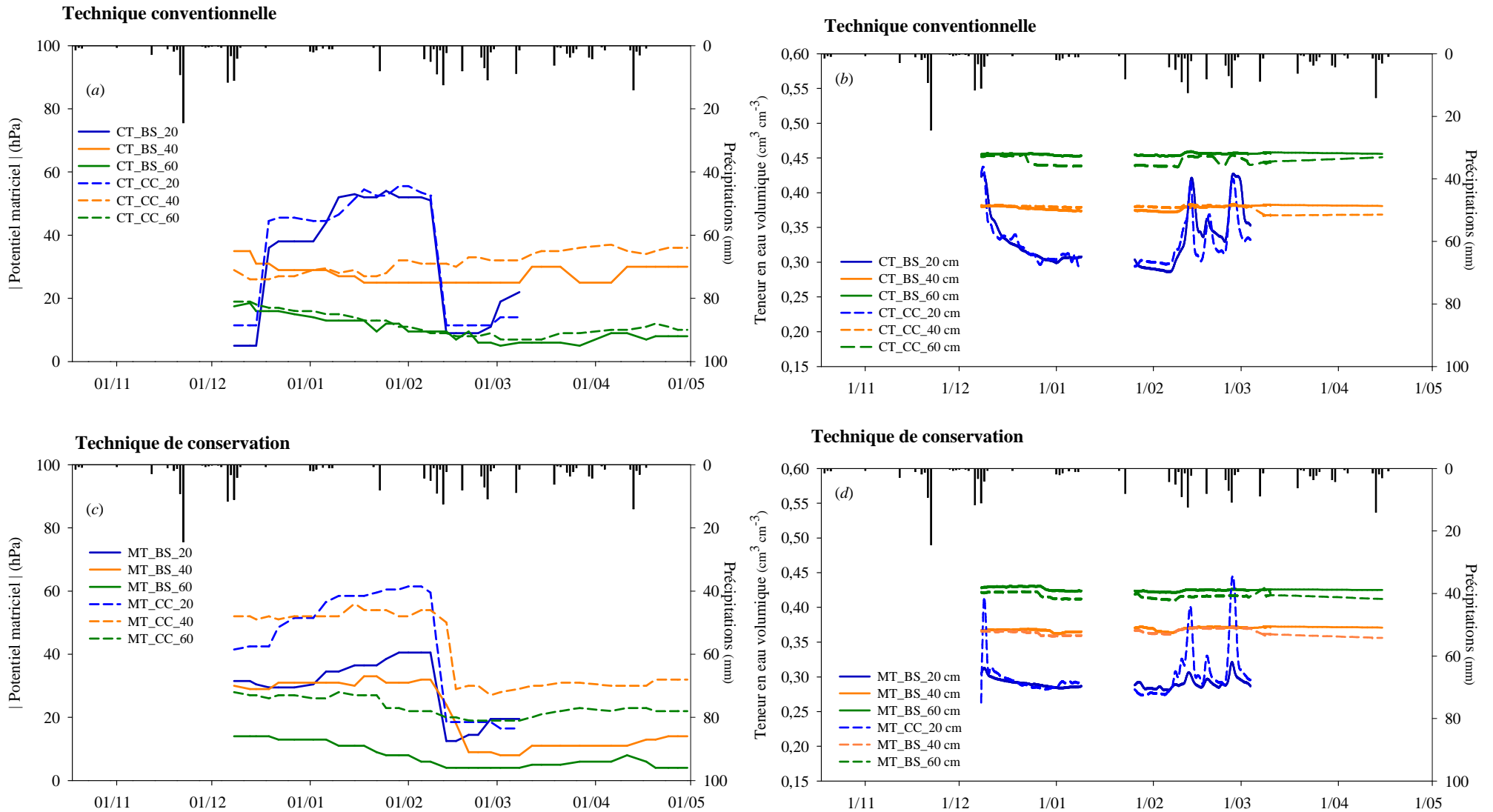


Figure 33. Évolution du potentiel matriciel, $|h|$ (hPa) et de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) au cours de la période d'interculture 2006-2007 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) ou avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) ou avec culture intermédiaire (MT_CC).

Les modalités ayant reçu un couvert végétal d'avoine en interculture 2005-2006 présentent des quantités d'eau percolée significativement moins élevées que les modalités en sol nu et cette différence se marque davantage durant la saison culturale (Figure 35, Tableau 14). A la fin de la période culturale du maïs, les pertes moyennes en CT_BS, CT_CC, MT_BS et MT_CC atteignent respectivement 27 ± 3 , $19 \pm 0,5$, 28 ± 2 et 17 ± 3 L, la présence du couvert entraînant une réduction des volumes percolés d'un facteur 1,5.

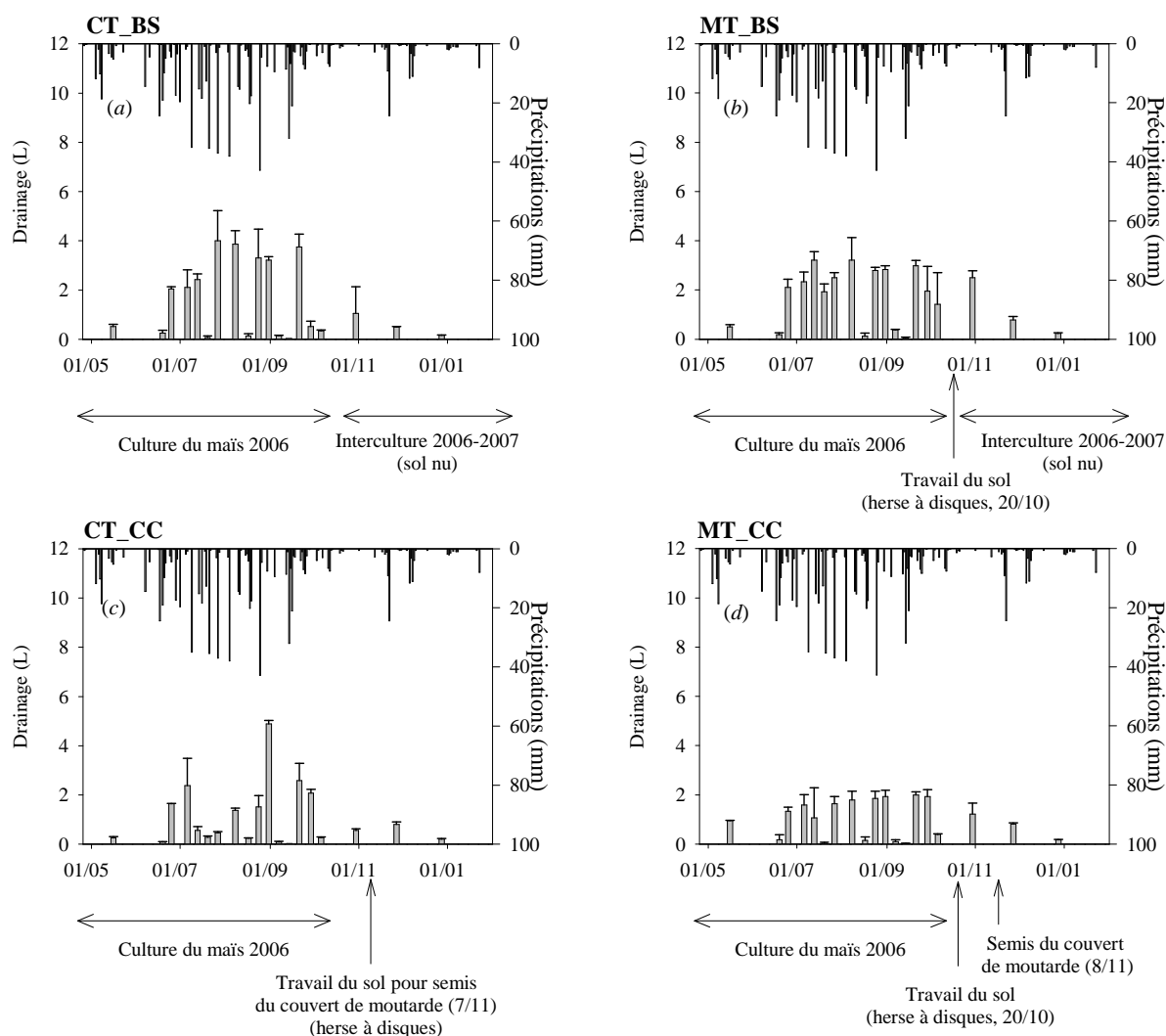


Figure 34. Volumes collectés dans les lysimètres à mèche en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) (a) / avec culture intermédiaire (CT_CC) (c) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) (b) / avec culture intermédiaire (MT_CC) (d) au cours de la saison culturale 2006 (19 prélèvements) et au début de la saison d'interculture 2006-2007 (3 prélèvements). Les barres verticales représentent les écart-types.

Tableau 14. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance du drainage cumulé au cours du suivi 2006.

| Effet | Date de prélèvement (en JAS) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------|------------------------------|-----------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----|
| | 21 (16/05) | 55 (19/06) | 61 (25/06) | 72 (6/07) | 79 (13/07) | 86 (20/07) | 93 (27/07) | 105 (8/08) | 114 (17/08) | 121 (24/08) | 128 (31/08) | 135 (7/09) | 142 (14/09) | 149 (21/09) | 157 (29/09) | 164 (6/10) | 188 (30/10) | 216 (27/11) | 247 (28/12) | |
| TS | ** | NS [†] | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| GI | NS | NS | NS | NS | * | * | ** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | *** | ** | ** | ** | ** | ** | ** |
| TS x GI | ** | * | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |

† Non significatif
 *** significatif à 0,001 de niveau de probabilité
 ** significatif à 0,01 de niveau de probabilité
 * significatif à 0,05 de niveau de probabilité

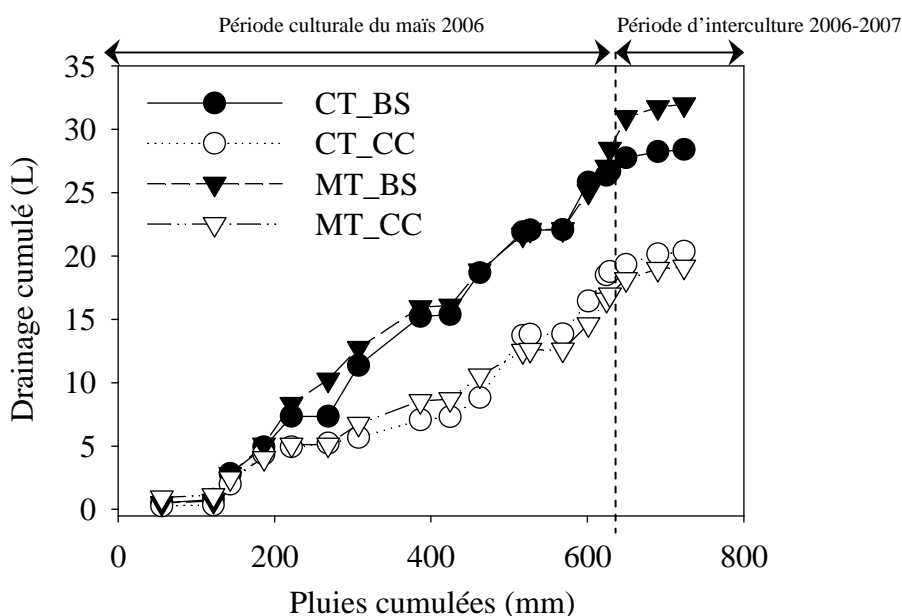


Figure 35. Volumes drainés cumulés et pluies cumulées au cours de la période du 26 avril 2006 au 28 décembre 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture.

A la différence de l'année 2005 au cours de laquelle le comportement hydrique du sol était principalement influencé par les pratiques de travail du sol, l'année culturale 2006 fait ressortir très clairement un effet lié à la présence d'un couvert végétal au cours de la période d'interculture.

2.4. Discussion

Les conditions de température et de teneur en eau au moment de la germination et des premiers stades de développement du maïs sont déterminantes dans l'élaboration du rendement. Dans cette étude, la température du sol en surface en technique de conservation était généralement plus faible qu'en technique conventionnelle au moment du semis et cet écart se conservait au cours des premiers stades

de développement de la plante. Au contraire, la teneur en eau et la disponibilité de celle-ci au cours de cette même période étaient généralement inférieures sous les modalités labourées. Cette différence de comportements thermique et hydrique, largement détaillée dans la littérature, est due à la présence de résidus qui limitent la pénétration des radiations solaires et donc le réchauffement du sol, et l'évaporation d'eau à sa surface. Suivant la nature des résidus présents, les écarts sont plus ou moins importants. Sous climat tempéré, Drury et al. (1999) rapportent des différences de 1 à 2 °C sous des résidus de blé, et Kaspar et al. (1990) des différences de 5 à 9 °C pour des résidus de maïs. Les écarts de température à 20 cm mesurés en 2005 et 2006 dans ce travail sont de l'ordre de 1 °C au début du cycle et jusqu'à 3 °C après 1,5 mois de développement. Beyaert et al. (2002) indiquent également un accroissement de la différence de température au cours de la saison culturale, cette différence pouvant s'estomper au stade 6 feuilles du maïs (Fortin, 1993) comme nous avons pu l'observer. Le fait que ces différences disparaissent avec le temps peut être directement attribué à l'interception de la lumière par la culture à laquelle vient s'ajouter la décomposition du mulch qui perd alors son rôle de protection contre les radiations solaires.

D'une manière générale, en technique de conservation, l'association d'une faible température et d'une teneur en eau plus importante au moment du semis induisent des retards à la levée (Gupta et al., 1988 ; Fortin, 1993 ; Dam et al., 2005), dans le taux de germination (Drury et al., 1999) et peuvent également diminuer le développement des racines et des feuilles (Chassot et al., 2001). Schneider et Gupta (1985) précisent que la température du sol affecte significativement la levée pour des teneurs en eau proches de la capacité au champ (pF 2), donc lorsque l'eau n'est pas le facteur limitant. Dans cette étude, les taux de germination entre les différentes modalités étaient similaires et l'homogénéité dans la levée était meilleure en technique de conservation, notamment en 2005, et ce malgré les mesures d'une plus faible température et d'une plus forte teneur en eau (Figure 17). Le décalage de développement en technique conventionnelle observé dès le début du cycle cultural n'a pas pu être compensé et s'accroît même au moment de la floraison. Le travail du sol à la charrue, réalisé un mois avant le semis, crée une forte porosité qui, en favorisant la circulation de l'air, augmente la vitesse d'assèchement du sol pouvant alors pénaliser la germination. Dans notre travail, le potentiel hydrique n'est mesuré qu'à partir de 20 cm ce qui ne permet pas de connaître les conditions physiques autour de la graine. Il serait donc intéressant d'étudier plus finement la disponibilité en eau dans le lit de semence (0-5 cm), qui influence fortement la germination (les plus fortes températures à 5 cm en CT peuvent être indicatrices d'une plus forte évaporation et vraisemblablement de conditions plus sèches qu'en MT autour de la plantule). En 2006, les conditions thermique et hydrique du sol sous les différentes modalités étaient comparables à celles de 2005 (plus forte température et plus faible quantité et disponibilité de l'eau en CT), pour autant, la germination a été similaire entre CT et MT. Il est probable que l'irrigation, appliquée début mai, ait fait disparaître les différences entre les modalités.

Les rendements en grain ont été supérieurs en technique de conservation en 2005, équivalents en 2006 avec toutefois une humidité à la récolte tendant à être plus faibles en MT (dans le cas d'une conduite agronomique totalement différenciée, l'agriculteur aurait probablement choisi de différer la récolte sur les modalités labourées). La plupart des résultats de la littérature sur les sols de texture fine, à tendance hydromorphe, font état au mieux d'une absence d'effet (Fortin, 1993 ; Licht et Al-Kaisi, 2005) mais le plus souvent d'une réduction du rendement en techniques de conservation en lien avec les conditions de germination (Vyn et Raimbault, 1993 ; Drury et al., 1999 ; Hussain et al., 1999). Dans certaines études, il apparaît toutefois que le maintien d'une plus grande quantité d'eau disponible pour le maïs en technique de conservation aboutisse à de meilleurs rendements qu'en technique conventionnelle (Ghaffarzadeh et al., 1997 ; Dam et al., 2005).

Dans notre cas, la dynamique de l'eau a été très contrastée entre les modalités de travail du sol au cours de l'année 2005 et entre les années d'étude. En technique conventionnelle, le suivi du potentiel hydrique indique un assèchement plus rapide en surface au début du cycle cultural (avant le déclenchement des irrigations) sur les deux campagnes de mesure. En technique de conservation, sur l'année 2005, des variations significatives de quantité d'eau ont été mesurées au cours du temps en profondeur, en particulier à 40 cm à partir de mi-juillet (période à laquelle le maïs a atteint son stade de développement maximal), alors qu'en technique conventionnelle, les variations sont essentiellement mesurées en surface (20 cm). Peu de travaux comparant différentes techniques de travail du sol proposent des suivis journaliers de h et θ permettant de bien cerner la dynamique hydrique tout au long de la saison culturale. Parmi eux, la plupart indiquent que les effets du travail du sol sur la dynamique de l'eau se manifestent principalement dans l'horizon de surface jusqu'à 20-30 cm de profondeur, ce qui correspond à la zone de densité racinaire maximale (Erbach et al., 1992 ; Licht et Al-Kaisi, 2005). Dans notre travail, le drainage en 2005 a été significativement plus faible sous les modalités en technique de conservation, ce qui écarte l'hypothèse de pertes plus importantes pour expliquer les variations d'eau dans le sol. De plus, ces variations en profondeur coïncident parfaitement avec des stades de développement du maïs consommateurs en eau (floraison, remplissage). Les différences de fonctionnement hydrique que nous observons au-delà de 30 cm semblent donc pouvoir être attribuées à des différences d'exploration racinaire entre modalités de travail du sol (cette hypothèse sera confirmée par la suite lors de l'ouverture des profils culturaux, Chapitre 4). En technique de conservation, les pores biologiques, d'origine animale ou végétale, sont maintenus et peuvent constituer des voies de développement préférentiel pour les racines (Wang et al., 1986 ; Rasse et Smucker, 1998). En revanche, dans les modalités en technique conventionnelle, les labours successifs ont abouti à la formation d'une semelle compacte située à 30 cm de profondeur qui limite très fortement le développement des racines. En 2006, quelle que soit la modalité, nous observons une quasi-absence de variation des quantités d'eau en profondeur. Cette différence de fonctionnement hydrique par rapport à 2005 pourrait être attribué au démarrage de l'irrigation plus tôt dans la saison (au 19 juin 2006, 4 irrigations avaient été réalisées, représentant 70 mm d'eau, contre

une seule au 19 juin 2005, représentant 26 mm d'eau), ce qui peut avoir comme conséquence de favoriser un développement des racines du maïs principalement dans l'horizon de surface (Kovar et al., 1992 ; Dwyer et al., 1996). Cette stratégie de développement superficiel des racines du maïs lorsque l'eau est abondante est connue des agriculteurs. De par la faible réserve utile de ces sols, elle peut poser des problèmes dans le cas d'une restriction de l'utilisation de l'eau, comme couramment pratiquée en France en période estivale. Cependant, dans cette zone de production, la ressource est abondante et la gestion peu économe (comme en témoigne le maintien du sol dans un état hydrique proche de la capacité au champ, pF 2). Dans une stratégie de gestion durable de l'eau, il serait intéressant de pouvoir piloter l'irrigation de manière indépendante sous les différents systèmes étudiés (à l'aide des outils tensiométriques ou TDR), afin de mieux évaluer lesquels sont les plus économes en eau (tout en maintenant de bons niveaux de productivité). Sur notre dispositif, l'irrigation de l'intégralité de la parcelle par une rampe pivotante ne permettait malheureusement pas une telle gestion différenciée de l'eau.

L'implantation d'un couvert végétal en interculture peut également avoir des effets sur la quantité et la distribution de l'eau pour la culture marchande et par conséquent avoir une incidence, positive ou négative, sur les rendements (Currie et Klocke, 2005). Dans notre étude, aucun effet significatif sur le développement de la plante ou sur le rendement de la culture lié à la présence du couvert végétal n'a été mis en évidence. Les effets éventuels liés à une culture intermédiaire sont toutefois dépendants des espèces ou des familles utilisées. Dans le cas de l'utilisation de légumineuses en couvert végétal, Drury et al. (1999) ont, par exemple, identifié un effet de structuration du sol qui semble avoir amélioré les conditions de germination des graines. Au cours de nos deux années d'étude sous culture de maïs, au moment du semis, les différences de quantité d'eau observées en profondeur en modalités BS et CC peuvent être attribuées à la présence de la culture intermédiaire (de triticales en 2004-2005, non suivies dans notre étude, et d'avoine en 2005-2006). Après destruction du couvert, les galeries racinaires établies peuvent être empruntées par les racines du maïs, facilitant ainsi leur développement (Rasse et Smucker, 1998). De plus, le mâat racinaire dense des Poacées (triticale et avoine) peut permettre d'améliorer la stabilité des agrégats (Drury et al., 1991), ce qui est un facteur important pour les sols instables tels que les Boubènes. En 2006, alors que le travail du sol n'a pas eu d'effet significatif sur le drainage, la présence d'un couvert végétal en interculture 2005-2006 a permis de réduire les quantités d'eau percolée sous le maïs implanté par la suite. Cette diminution du drainage peut être associée à la diminution de la réserve hydrique (ou stock d'eau, S) dans les profils des modalités avec culture intermédiaire observée dès le semis du maïs (le 28 avril 2006, $S = 16$ et 17 cm en CT_CC et MT_CC respectivement vs. 20 et 21 cm en CT_BS et MT_BS respectivement sur une épaisseur de 60 cm de sol) et se maintenant quasiment tout au long de la saison culturale.

Enfin, comme le soulignent Hughes-Games et Bertrand (1991), l'efficacité d'une culture intermédiaire dans la couverture du sol dépend du choix de l'espèce implantée qui doit se faire en fonction des conditions climatiques. Ainsi, la moutarde blanche, utilisée en interculture 2006 – 2007

n'a pas eu suffisamment de temps pour se développer après la récolte du maïs et avant l'arrivée du gel. Lorsque le semis de la moutarde est réalisé plus tôt dans la saison (à une température optimale de 27 °C), sa vitesse de développement est importante conférant à cette plante un fort pouvoir fixateur de l'azote et une forte capacité de couverture du sol (Dorsainvil et al., 2005). Dans notre étude, l'action de couverture du sol de la moutarde a été finalement très limitée et les mesures de teneurs en eau volumique et de potentiels matriciels au début de la saison culturale du maïs 2007 (non présentées dans ce document) ne font pas apparaître d'effet.

2.5. Conclusion du chapitre 2

Nous avons montré que le travail du sol joue un rôle important dans le fonctionnement thermique et hydrique des sols. La présence de résidus en surface et l'arrêt du travail profond entraînent des températures et un réchauffement du sol plus faibles que dans les systèmes conventionnels avec labour. Cette étude a également permis de mettre en évidence des dynamiques de l'eau contrastées entre les techniques de travail du sol se traduisant, en 2005, par une efficacité accrue dans l'utilisation de l'eau par le maïs en technique de conservation des sols. Cette même année, des différences de développement du maïs ont été observées dès la levée et se sont maintenues jusqu'à la récolte aboutissant à de meilleurs rendements en technique de conservation. En 2006, une irrigation précoce a certainement été à l'origine d'une absence de différence entre les modalités de travail du sol alors que des conditions thermique et hydrique similaires à celles de 2005 étaient mesurées au semis. Il convient toutefois de préciser que les printemps des deux années d'étude ont été relativement secs comparés à ceux des dix années précédentes. Cela a ainsi permis un ressuyage convenable des modalités sans labour et d'éviter des conditions de semis trop humides qui constituent les principales causes d'échec des cultures de printemps en techniques de conservation. La gestion de la période d'interculture à l'aide d'un couvert végétal à base de graminées (Poacées) a permis d'assécher le sol sans incidence négative sur le développement du maïs. En 2006, la présence d'un couvert à l'interculture précédente a de plus permis de limiter les pertes d'eau par drainage sous le maïs. Cette stratégie de gestion de l'interculture pourrait donc représenter une solution au problème de ressuyage hivernal des sols en systèmes sans labour. Le choix de la culture intermédiaire apparaît cependant comme déterminant dans la vitesse de développement du couvert et par conséquent dans son efficacité de couverture du sol. Dans notre étude, la moutarde, réputée comme ayant un fort développement végétatif, a été semée après la récolte et n'a pas disposé de suffisamment de chaleur pour se développer convenablement et a finalement conduit à un échec de l'objectif de couverture du sol.

CHAPITRE 3.

Variabilités temporelle et spatiale de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation sur la parcelle expérimentale.

CHAPITRE 3.

Variabilités temporelle et spatiale de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation sur la parcelle expérimentale.

3.1. Introduction

Les propriétés hydriques des sols sont des facteurs clés dans le contrôle des mouvements des solutés. Ces propriétés présentent de fortes variabilités spatiale et temporelle dont l'importance dépend de l'échelle à laquelle ces propriétés sont observées (Starr, 1990 ; van Es et al., 1999 ; Horn, 2004). Pour autant, dans les travaux de modélisation, les caractéristiques hydrauliques sont communément considérées comme invariantes principalement parce que leur mesure est coûteuse et longue à réaliser, ce qui limite les possibilités d'exploration de leur variabilité (Angulo-Jaramillo et al., 1997).

Dans une parcelle agricole, le travail du sol est une source de variabilité des propriétés hydrauliques dans l'horizon de surface, à la fois dans l'espace et dans le temps (Messing et Jarvis, 1993 ; Prieksat et al., 1994 ; Coutadeur et al., 2002). L'action mécanique du travail du sol modifie notamment la structure du sol, son état d'agrégation, sa porosité, la distribution des résidus de culture et la rugosité de surface. Généralement, sous les systèmes incluant un labour à la charrue à versoirs (pratique conventionnelle en Europe), la conductivité hydraulique (K) augmente immédiatement après le travail du sol puis décroît au cours de la saison culturale par affaissement et réorganisation de la porosité créée par le travail du sol et réagencement des particules organo-minérales (Angulo-Jaramillo et al., 1997 ; Azevedo et al., 1998). Coquet et al. (2005b) ont montré que le travail du sol, plus particulièrement le labour, crée de la macroporosité qui accroît temporairement la conductivité hydraulique à saturation et au voisinage de la saturation. En techniques de conservation, qui

maintiennent plus de 30 % de la surface du sol couverte par des résidus de culture (Gebhardt et al., 1985), les perturbations du sol par les opérations culturales sont minimisées mais la structure de surface du sol est affectée par la présence de résidus organiques qui, en augmentant la sinuosité et la rugosité, peuvent accroître les capacités d'infiltration (Findeling et al., 2003). Les résidus de culture absorbent l'énergie de la pluie et protègent la surface du sol de la battance (Blevins et Frye, 1993 ; Baumhardt et Lascano, 1996). L'effet « splash » de la pluie est réduit et la stabilité des agrégats est généralement améliorée (Mamedov et al., 2000 ; Six et al., 2000 ; Baumhardt et al., 2004 ; Pinheiro et al., 2004). Toutefois, malgré de nombreuses références sur le sujet, les effets du travail du sol sur la conductivité hydraulique ne sont toujours pas clairement établis (Green et al., 2003). La comparaison des valeurs de K en technique conventionnelle et en technique de conservation montre des résultats contradictoires (Heard et al., 1988 ; Arshad et al., 1999) et ces résultats peuvent s'inverser selon que les mesures sont réalisées au début ou à la fin de la période de culture (Lampurlanés et Cantero-Martinez, 2006).

Afin de clarifier les principales sources de variabilité de la conductivité hydraulique à l'intérieur d'une parcelle agricole en surface et à 15 cm de profondeur, des infiltromètres à disques ont été utilisés. Sur chacune des modalités de travail du sol mise en œuvre sur la parcelle (techniques conventionnelle et de conservation), nous avons étudié les variations spatiales sur trois sites de mesure présentant des textures de sol contrastées (Figure 8) et, pour chacun des trois sites, entre des positions sur la ligne de semis (rang) ou en inter-rang. Les variations temporelles ont été estimées par six dates de mesures réparties durant la saison culturale du maïs 2005.

3.2. Matériels et méthodes

3.2.1. La parcelle d'étude

Les caractéristiques générales de la parcelle d'étude ont été précédemment décrites (Introduction de la Partie I, Chapitre 2). Sur la parcelle, trois sites ont été choisis afin de prendre en compte la variabilité de la texture du sol dans l'horizon de surface (Tableau 15, Figure 8). Le site 1, comprenant les placettes CT1 et MT1, correspond à une zone de teneur en argile $> 250 \text{ g kg}^{-1}$ en surface et une faible teneur en éléments grossiers (Zone 1 = zone instrumentée). Le site 2 (CT2 et MT2) correspond à des zones de la parcelle avec une teneur en argile $< 200 \text{ g kg}^{-1}$ (Zone 2, sol comportant davantage de limons en CT2 et davantage de limons et de sables en MT2) avec toujours une faible teneur en éléments grossiers. Enfin, le site 3 (CT3 et MT3) correspond à une zone de la parcelle avec une forte quantité d'éléments grossiers ($> 400 \text{ g kg}^{-1}$, Zone 3, Figure 8). Pour l'analyse granulométrique, chaque échantillon a été caractérisé après destruction de la matière organique à l'eau oxygénée et

décarbonatation à l'acide chlorhydrique (AFNOR, 1983), la détermination de la teneur en carbone organique est réalisée par oxydation sulfochromique (AFNOR, 1999b), le pH est mesuré dans l'eau et la teneur en carbonates est déterminée par la méthode volumétrique (AFNOR, 1999a).

3.2.2. Itinéraires techniques

Les itinéraires techniques suivis sur chacune des modalités sont indiqués dans le Tableau 11. Brièvement, en 2005, chaque modalité de travail du sol a été semée le 1^{er} mai à l'aide d'un semoir monograin à six rangs à la densité de 75 000 pieds ha⁻¹. Sur la ligne de semis, d'une largeur de 15 cm, les mottes ont été poussées ou détruites par un coutre situé sur le semoir en amont du disque de distribution de la graine. Dans ce chapitre, nous appelons « rang » (R) la ligne de semis de 15 cm de large et « inter-rang » (IR) la zone de 65 cm de large entre deux rangs consécutifs. Sur chaque site, nous avons concentré nos mesures durant la saison culturale sur des zones non roulées d'une surface d'environ 6 m² (placette).

Tableau 15. Caractéristiques des horizons de surface des trois sites en technique conventionnelle (CT) et de conservation (MT).

| Site | Profondeur (cm) | pH | Argile (0 – 2 µm) | Limons (2 – 50 µm) | Sable (50 – 2000 µm) | Éléments grosiers (2 – 100 mm) | C _{org} ^a | CaCO ₃ ^b |
|------|--------------------|-----|----------------------|-----------------------|-------------------------|--------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| | | | (% masse) | | | | | |
| CT1 | 0-15 | 7,3 | 32,0 | 50,2 | 10,9 | <1 | 1,0 | 5,9 |
| CT2 | 0-15 | 7,4 | 16,6 | 62,3 | 14,6 | <1 | 0,8 | 5,7 |
| CT3 | 0-15 | 6,6 | 10,4 | 37,4 | 10,9 | 40 | 1,3 | <1 |
| MT1 | 0-15 | 7,3 | 33,1 | 51,6 | 12,5 | <1 | 1,3 | 1,5 |
| MT2 | 0-15 | 7,3 | 15,2 | 58,0 | 24,3 | <1 | 1,2 | 1,3 |
| MT3 | 0-15 | 7,6 | 10,8 | 30,2 | 12,7 | 45 | 1,3 | <1 |

^a C_{org}, teneur en carbone organique (AFNOR, 1999a)

^b CaCO₃, teneur en carbonates par la méthode volumétrique (AFNOR, 1999b)

3.2.3. Suivi des précipitations

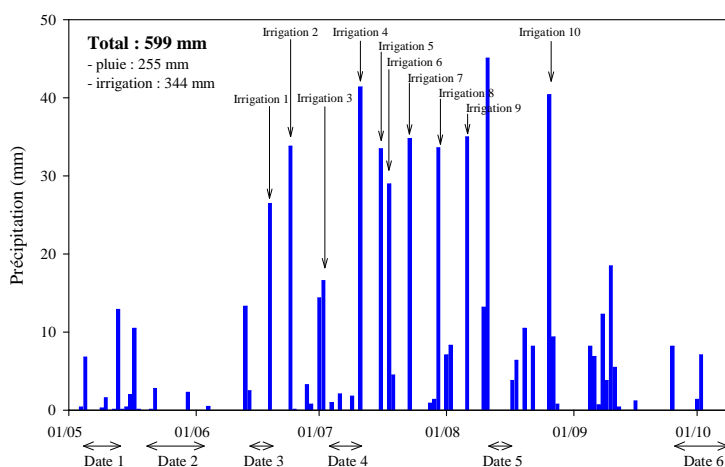


Figure 36. Distribution des pluies et des irrigations au cours de la période culturale du maïs en 2005. Les flèches horizontales matérialisent la répartition des six campagnes de mesures de la conductivité hydraulique.

Durant la saison culturale (du 1^{er} mai au 10 octobre 2005), le maïs a reçu dix irrigations à l'aide d'une rampe pivotante représentant 344 mm (34 mm pour chaque irrigation) avec une intensité moyenne de 17 mm h⁻¹. Sur la même période, les pluies cumulées ont représenté 255 mm (Figure 36).

3.2.4. Mesure de la masse volumique apparente

Nous avons utilisé des cylindres de 250 cm³ ($\varnothing = 8$ cm, hauteur = 5 cm) pour prélever des échantillons de sol non perturbés. Les prélèvements ont été réalisés à proximité des sites de mesure de conductivité hydraulique. Les échantillons de sol ont été séchés en étuve (105 °C, 48h) et leur masse volumique apparente ρ_b (g cm⁻³) a été déterminée. Durant la saison culturale du maïs, en surface du sol (0-5 cm), nous avons réalisé trois campagnes de mesures de ρ_b dans les rangs et inter-rangs avec de 3 à 4 répétitions sur chacun des trois sites (pour un total de 120 mesures). A 15 cm de profondeur, nous avons réalisés trois campagnes de mesures avec de 2 à 3 répétitions sur chacun des trois sites mais uniquement en position d'inter-rang (pour un total de 42 mesures).

3.2.5. Mesure de la conductivité hydraulique

Les mesures de conductivité hydraulique ont été réalisées à la surface du sol et à 15 cm de profondeur à l'aide d'infiltromètres à disques à des potentiels matriciels compris entre -1,5 kPa à -0,1 kPa (Perroux et White, 1988 ; Ankeny et al., 1991). Un disque de 8 cm de diamètre a été utilisé et son contact avec la surface du sol était assuré par une fine couche de sable de Fontainebleau (Coquet et al., 2005b). Les surfaces des zones d'infiltration étaient préparées en grattant le sol à l'aide de la lame d'un couteau afin de les rendre aussi planes que possible. Les infiltrations ont été effectuées successivement à -1,5, -1,0, -0,6, -0,3 et -0,1 kPa de potentiel matriciel. La conductivité hydraulique K a été estimée à partir des données d'infiltration en utilisant la solution de Wooding (1968) en régime d'écoulement permanent sous un potentiel matriciel constant :

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

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

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

$$K(h) = K_s \exp(\alpha h) \quad [2]$$

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

Durant la saison culturale du maïs 2005, à la surface du sol, nous avons réalisé six campagnes de mesure de la conductivité hydraulique dans les rangs et inter-rangs sur chacun des trois sites avec 4 répétitions (pour un total de 288 mesures). A 15 cm de profondeur (subsurface), trois campagnes de mesure de $K(h)$ ont été réalisées avec 4 répétitions sur chacun des trois sites mais uniquement en position d'inter-rang (pour un total de 72 mesures). Ces campagnes de mesure de subsurface correspondaient aux dates 1, 3 et 6 des mesures en surface (Figure 36).

3.2.6. Analyses statistiques

Les valeurs de $K(h)$ sont distribuées de façon exponentielle, nous avons donc utilisé les valeurs en log de base 10 de $K(h)$ pour les analyses statistiques. Une analyse de la variance (ANOVA) a été réalisée sur les valeurs de masse volumique apparente et de conductivité hydraulique afin de révéler des effets éventuels de la date de mesure (TIME), du type de travail du sol (TILL), de la position par rapport au rang de la culture (POST) et du site dans la parcelle (SITE). Le niveau de significativité des tests statistiques étaient de 0,01. Nous avons décomposé la variance totale afin de classer les différents facteurs selon leur importance dans l'explication de la variabilité. Les interactions entre facteurs étant souvent délicates à interpréter ; seules les interactions entre deux facteurs ont été étudiées.

3.3. Résultats et discussion

3.3.1. Masse volumique apparente

Trois campagnes de mesure de la masse volumique apparente, ρ_b ($g\ cm^{-3}$) ont été effectuées dans le rang et l'inter-rang sur les trois sites (Figure 37a, b) correspondant aux dates 1, 3 et 6 des mesures de $K(h)$. Les valeurs varient de 1,08 en IR à 1,49 $g\ cm^{-3}$ en R en CT et elles varient de 1,23 en IR à 1,44 $g\ cm^{-3}$ en R en MT. A 15 cm de profondeur (Figure 37c), les trois dates de mesure de ρ_b ont été réalisées en même temps que celles de $K(h)$. Les valeurs varient de 0,96 à 1,52 $g\ cm^{-3}$ en CT et de 1,24 à 1,43 $g\ cm^{-3}$ en MT. Pour l'ANOVA sur les valeurs de ρ_b , les mesures de surface ont été séparées de celles de subsurface (Tableau 16).

Clairement, la dynamique temporelle (TIME) est le facteur le plus important dans l'explication de la variabilité de ρ_b à la fois en surface et en subsurface. Comme le montre la Figure 37, la variation la

plus forte se déroule entre la première et la seconde date de mesure de ρ_b soit entre le 10 mai et le 20 juin, respectivement 10 et 51 jours après la préparation du lit de semence. En CT, la tendance générale, en surface et à 15 cm de profondeur, est à une augmentation de ρ_b au cours du cycle cultural, à l'exception des valeurs dans les rangs à la surface du sol pour lesquels les valeurs de ρ_b étaient élevées dès la première date de mesure (Figure 37b). La porosité créée par les opérations culturales successives est nettement instable. Suite aux effets cumulés de la gravité et des pluies, l'augmentation de la porosité du sol par le travail du sol est en grande partie perdue après seulement quelques semaines. En MT, les résultats sont similaires dans la zone travaillée en surface (0-12 cm) mais pas dans la zone non travaillée (mesures à 15 cm) pour laquelle la masse volumique apparente est restée assez stable durant la saison. Ce type de sol limoneux possède une faible stabilité structurale (Marty, 1969). La mise en évidence d'une différenciation de stabilité structurale en surface entre ces deux systèmes de travail du sol, perçue par un indicateur peu sensible tel que la masse volumique apparente, impliquerait des augmentations plus importantes de la teneur en carbone organique (Hermawan et Bomke, 1997 ; Eynard et al., 2004 ; Pinheiro et al., 2004).

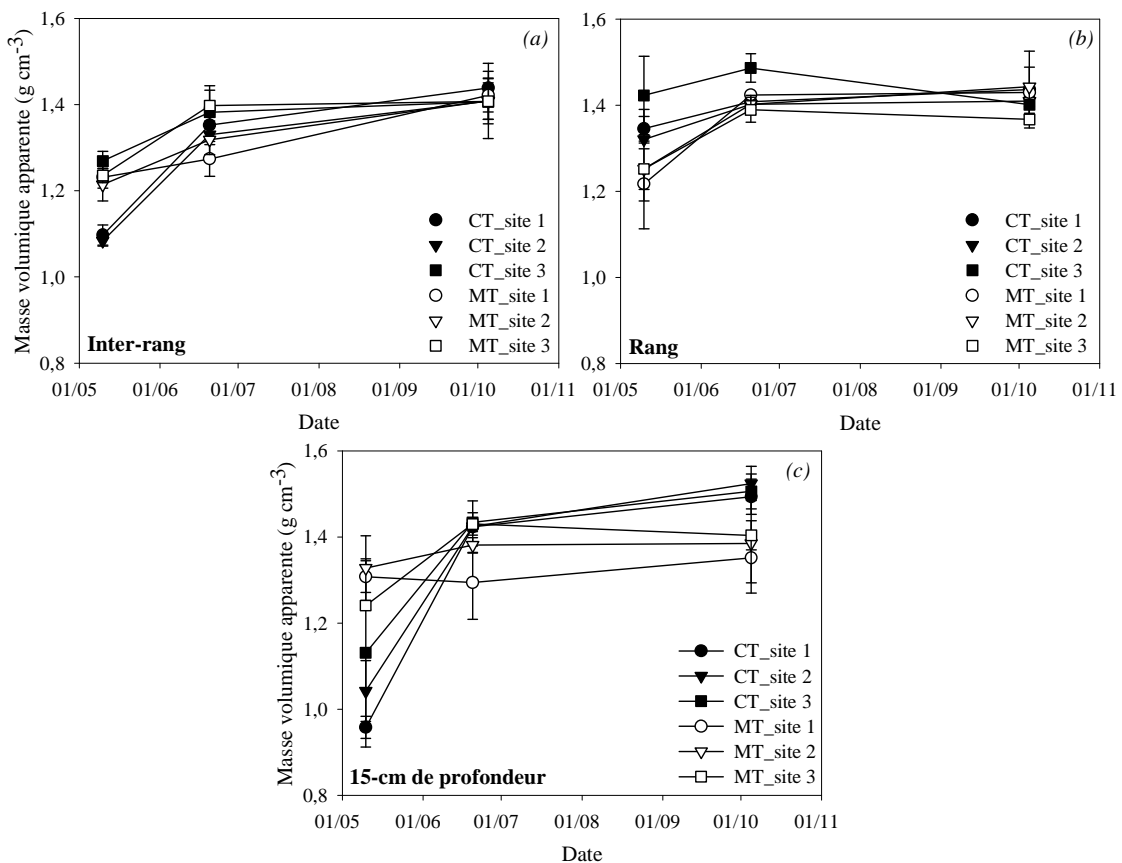


Figure 37. Évolution de la masse volumique apparente (g cm^{-3}) à la surface du sol (0-5 cm) en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) en inter-rang (a) et sur le rang (b) et à 15 cm de profondeur (c) sur les trois sites de la parcelle agricole. Les barres verticales représentent les écarts-types.

Pour les mesures de surface, la localisation dans le rang ou l'inter-rang (POST) apparaît être le second facteur d'explication de la variabilité de ρ_b , devant tout effet relatif au système de travail du sol. Des valeurs de ρ_b plus élevées dans le rang qu'en inter-rang ont été mesurées, notamment au début de la saison culturale, ce qui explique l'effet significatif de l'interaction TIME x POST (Figure 37a,b). Comparativement aux inter-rangs qui contiennent de nombreuses mottes, les rangs possèdent moins de vides et de macropores à cause de l'action mécanique des coutres situés sur le semoir qui ont tendance à fragmenter finement le sol. Ces derniers visent à former de la terre fine pour assurer de bonnes conditions de germination (contact) à la graine de maïs.

Tableau 16. Estimation des composantes de la variance de la masse volumique apparente (à un niveau de significativité de 0,01) : dynamique temporelle (TIME), de type de travail du sol (TILL), position relative au rang de maïs (POST), site de mesure (SITE) et interactions entre ces composantes. Les nombres indiquent le pourcentage d'explication de la variance totale de la masse volumique apparente.

| Effet | Masse volumique apparente | |
|-------------|---------------------------|----------|
| | 0-5 cm | 10-15 cm |
| TIME | 70 % | 65 % |
| TILL | 7 % | NS† |
| POST | 10 % | - |
| SITE | NS | NS |
| TIME x TILL | 3 % | 30 % |
| TIME x POST | 2 % | - |
| TIME x SITE | 2 % | NS |
| TILL x POST | NS | - |
| TILL x SITE | 3 % | NS |
| POST x SITE | NS | - |

† Non significatif

En surface, le travail du sol apparaît également avoir un effet sur la masse volumique apparente (Tableau 16). Par rapport à la quantité de résidus de culture, notamment lors de la 1^{ère} date de mesure, nous nous attendions à mesurer des valeurs de ρ_b plus faibles en MT qu'en CT (Lal et al., 1994). Cependant, la préparation du lit de semence en CT a été plus intensive qu'en MT avec notamment deux passages de cultivateur alors qu'un simple passage de herse a été réalisé en MT. Un plus fort degré de fragmentation du sol en CT peut donc expliquer cette différence de ρ_b au début de la saison culturale. A 15 cm de profondeur, l'interaction TIME x TILL est le second facteur expliquant la variance de ρ_b (Tableau 16) ce qui souligne une dynamique temporelle différente entre MT et CT. A la 1^{ère} date de mesure, en effet, les valeurs de ρ_b étaient significativement plus faibles en CT qu'en MT (1,01 vs. 1,30 g cm⁻³) illustrant l'action du labour. Toutefois, une forte augmentation de ρ_b a été mesurée entre la 1^{ère} et la 2^{nde} date aboutissant à des valeurs plus élevées en CT qu'en MT à la fin de la saison (1,51 vs. 1,38 g cm⁻³). Dans notre étude, le labour à la charrue à versoirs a finalement généré une augmentation très transitoire de la porosité du sol (inférieurs à deux mois) alors qu'en technique de conservation, dans cette zone non travaillée, la porosité est restée stable au cours du temps.

3.3.2. Conductivité hydraulique

Au cours de la saison culturale, dans les inter-rangs en surface, les valeurs de K varient de $0,7 \text{ mm h}^{-1}$ à $-1,5 \text{ kPa}$ à 241 mm h^{-1} à saturation en CT (Figure 38a, b, c) et de $0,9 \text{ mm h}^{-1}$ à $-1,5 \text{ kPa}$ à 215 mm h^{-1} à saturation en MT (Figure 38d, e, f). Dans les rangs, les valeurs varient de $0,6 \text{ mm h}^{-1}$ à $-1,5 \text{ kPa}$ à 79 mm h^{-1} à saturation en CT (Figure 39a, b, c) et de $0,6 \text{ mm h}^{-1}$ à $-1,5 \text{ kPa}$ à 49 mm h^{-1} à saturation en MT (Figure 39d, e, f). A 15 cm de profondeur, les valeurs varient de $0,1 \text{ mm h}^{-1}$ à $-1,5 \text{ kPa}$ à 937 mm h^{-1} à saturation en CT (Figure 40a, b, c) et de $0,2 \text{ mm h}^{-1}$ à $-1,5 \text{ kPa}$ à 297 mm h^{-1} à saturation en MT (Figure 40d, e, f). Nous avons analysé séparément les données de surface et de subsurface.

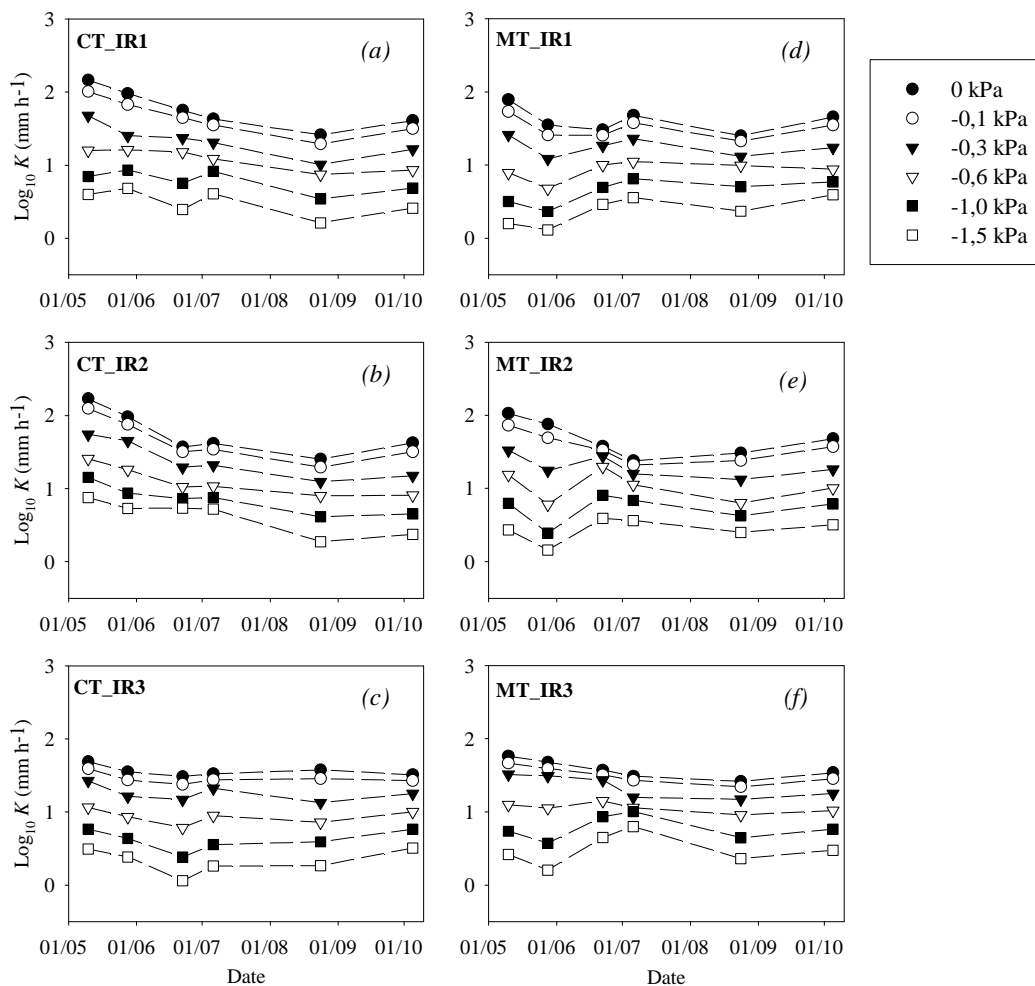


Figure 38. Moyenne géométrique de la conductivité hydraulique (mm h^{-1}) en surface du sol aux différents potentiels matriciels (kPa) pour les six campagnes de mesures sur les trois sites en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) en position d'inter-rang (IR).

3.3.2.1. Données de surface

Quel que soit le potentiel matriciel appliqué, l'analyse de la variance montre que seules la dynamique temporelle (TIME) et la position relative au rang de maïs (POST) sont des facteurs significatifs de la

variance de la conductivité hydraulique et que le site de mesure (SITE) n'a pas d'effet (Tableau 17). En d'autres termes, dans notre étude, la variabilité de la texture du sol n'est pas suffisante pour avoir un effet significatif sur la conductivité hydraulique à la surface du sol. Van Es et al. (1999) ont comparé les capacités d'infiltration de différents sols et ils ont observé que les effets liés à la texture du sol étaient moins importants que ceux produits par une variabilité temporelle intra-saisonnière ou par le type de travail du sol. Toutefois, selon notre estimation des composantes de la variance, les effets des facteurs significatifs dans l'explication de la variabilité de K sont dépendants du potentiel matriciel. Pour les potentiels supérieurs ou équivalents à $-0,6$ kPa, *i.e.* pour les pores ayant un diamètre équivalent ≥ 5 mm, POST est la source principale de variabilité de K immédiatement suivie par TIME (Tableau 17).

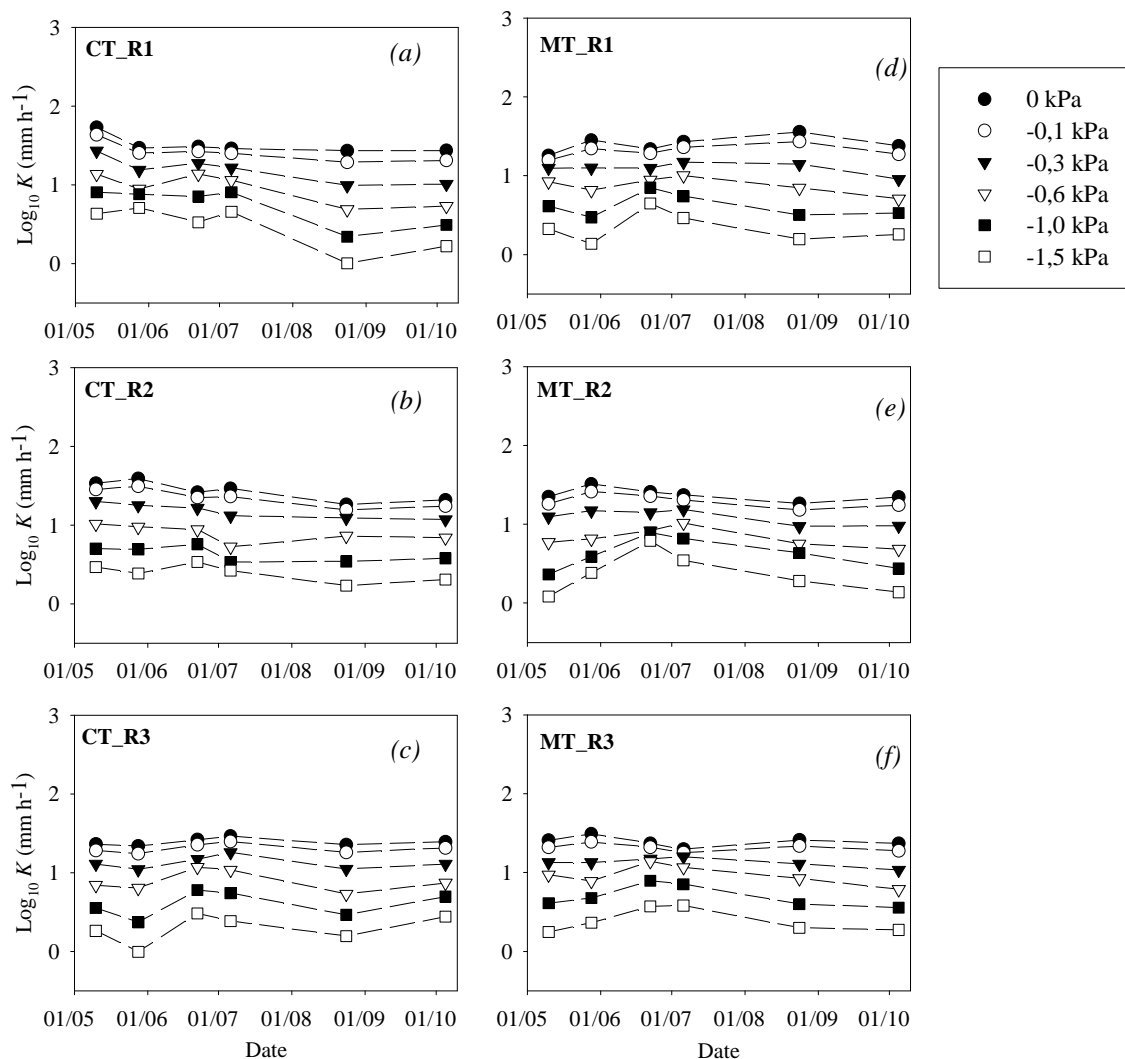


Figure 39. Moyenne géométrique de la conductivité hydraulique (mm h^{-1}) en surface du sol aux différents potentiels matriciels (kPa) pour les six campagnes de mesures sur les trois sites en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) sur le-rang (R) de maïs.

Nous avons mesuré des valeurs de K_S significativement plus faibles dans les rangs que dans les inter-rangs (Figure 38 et Figure 39). Dans la littérature, les résultats sont contrastés, avec dans certains

cas aucune différence entre les deux positions (Starr, 1990) et dans d'autres cas, des capacités d'infiltration plus importantes dans le rang que dans les inter-rangs correspondant (Paltineanu et Starr, 2000 ; Vervoort et al., 2001). Dans ce dernier cas, l'explication venait de l'effet lié au développement des racines qui permettait d'établir ou de maintenir la connectivité des pores (Butters et al., 2000).

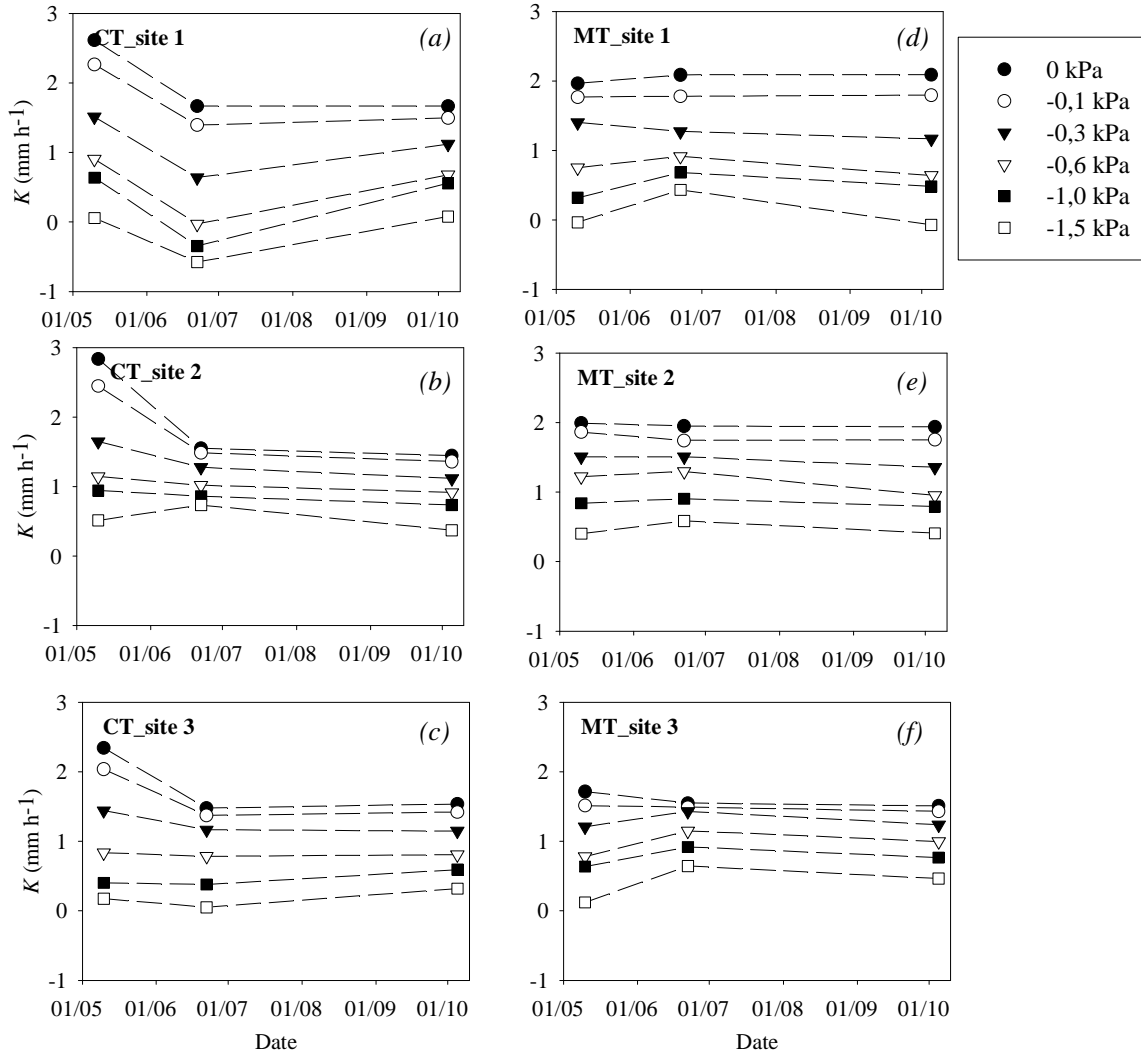


Figure 40. Moyenne géométrique de la conductivité hydraulique (mm h^{-1}) à 15 cm de profondeur aux différents potentiels matriciels (kPa) pour les trois campagnes de mesures sur les trois sites en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT).

Dans notre étude, quel que soit le système de travail du sol ou le site de mesure, les rangs ont des valeurs de K plus faibles au début de la saison culturale que les inter-rangs à -0,1 kPa et à saturation. De plus, ces valeurs demeurent constantes durant la saison à la différence de celles mesurées dans les inter-rangs (Figure 38, Figure 39). Après d'importantes pluies (durant un orage survenu le 13/08), des phénomènes de flaquage ont été observés et les rangs ont fini par former des chemins d'écoulement préférentiel pour le ruissellement malgré la faible pente sur la parcelle ($< 1\%$). Finalement, l'action mécanique liée au semoir, qui affecte près de 20 % de la surface du sol, apparaît avoir des effets importants sur la conductivité hydraulique du sol. Sous des systèmes de culture pour lesquels les

herbicides sont appliqués uniquement sur la ligne de semis, les faibles capacités d'infiltration pourraient aboutir à un ruissellement important des produits appliqués.

Tableau 17. Estimation des composantes de la variance de la conductivité hydraulique en surface du sol (à un niveau de significativité de 0,01) : dynamique temporelle (TIME), type de travail du sol (TILL), position relative au rang de maïs (POST), site de mesure (SITE) et interactions entre ces composantes. Les nombres indiquent le pourcentage dans l'explication de la variance totale de la conductivité hydraulique.

| Effet | Conductivité hydraulique à la surface du sol | | | | | |
|-------------|--|----------|----------|----------|----------|-------|
| | -1,5 kPa | -1,0 kPa | -0,6 kPa | -0,3 kPa | -0,1 kPa | 0 kPa |
| TIME | 26 % | 25 % | 20 % | 17 % | 10 % | 10 % |
| TILL | NS† | NS | NS | NS | 4 % | 4 % |
| POST | 21 % | 20 % | 45 % | 64 % | 67 % | 67 % |
| SITE | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| TIME x TILL | 17 % | 16 % | 7 % | NS | 2 % | NS |
| TIME x POST | NS | NS | NS | 5 % | 7 % | 7 % |
| TIME x SITE | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| TILL x POST | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| TILL x SITE | 14 % | 19 % | 14 % | 5 % | 3 % | NS |
| POST x SITE | NS | NS | NS | NS | NS | NS |

† Non significatif

En position d'inter-rang, une décroissance de K avec le temps a été mesurée illustrant la faible stabilité de la porosité créée par le travail du sol, ce qui a été bien décrit dans la littérature (Angulo-Jaramillo et al., 1997 ; Heddadj et Gascuel-Oudou, 1999 ; Kribaa et al., 2001 ; Osunbitan et al., 2005). A saturation, cette décroissance de K était négativement corrélée avec l'accroissement des valeurs de masse volumique apparente (coefficient de corrélation linéaire de Pearson $\rho = -0,89$, $p \leq 0,01$ en CT et $\rho = -0,34$, $p \leq 0,01$ en MT) comme cela était indiqué dans d'autres travaux (Chen et al., 1998 ; Blanco-Canqui et al., 2004). Nous avons ajusté les valeurs de K_s à l'aide de cinétiques d'ordre 1 afin d'en décrire la décroissance avec le temps ou les précipitations cumulées. Nous avons ainsi pu évaluer le nombre de jours et la quantité d'eau nécessaire pour atteindre la moitié de la valeur initiale de K_s , choisie arbitrairement comme étant celle mesurée lors de la 1^{ère} date. Ces valeurs peuvent être utilisées comme des indicateurs de la stabilité hydraulique afin de comparer les deux systèmes de travail du sol. En CT, sur les sites 1, 2 et 3 respectivement, nous avons trouvé que 53 ($r^2 = 0,98$), 38 ($r^2 = 0,94$) et 462 ($r^2 = 0,21$) mm de pluie, correspondant à 34, 24 et 301 jours, étaient nécessaires pour atteindre la moitié de la valeur de K_s initiale. En MT, sur les sites 1, 2 et 3 respectivement, nous avons trouvé que 100 ($r^2 = 0,56$), 53 ($r^2 = 0,91$) et 122 ($r^2 = 0,96$) mm de pluie, correspondant à 64, 34 et 79 jours, étaient nécessaires pour atteindre la moitié de la valeur de K_s initiale. A l'exception du site 3, il apparaît que les techniques de conservation permettent d'accroître la stabilité temporelle de la porosité du sol dont une illustration visuelle est apportée par les photographies ci-dessous (Figure 41). En effet, nous pouvons clairement distinguer un état structural motteux, avec des limites de mottes assez « saillantes », et la présence de résidus de culture, principalement des pieds de maïs, en technique de conservation 80 jours après le semis, alors qu'en technique conventionnelle, la surface du sol est davantage fermée

et les mottes présentes sont davantage délitées. Pour le site caillouteux (site 3), nous avons relevé un comportement particulier de $K(h)$ avec des valeurs plus faibles que sous les deux autres sites au début de la saison culturale sous les deux modalités de travail du sol (Figure 38). Si nous analysons séparément la variance de K pour ce site, nous trouvons que TIME n'est pas significatif. Sur un site caillouteux, Angulo-Jaramillo et al. (1997) ont également observé une variation non significative de la conductivité hydraulique durant la saison culturale. Leur hypothèse est que les éléments grossiers forment un squelette rigide supportant la fraction fine et conduisant à la formation d'un réseau poral moins connecté mais plus stable.

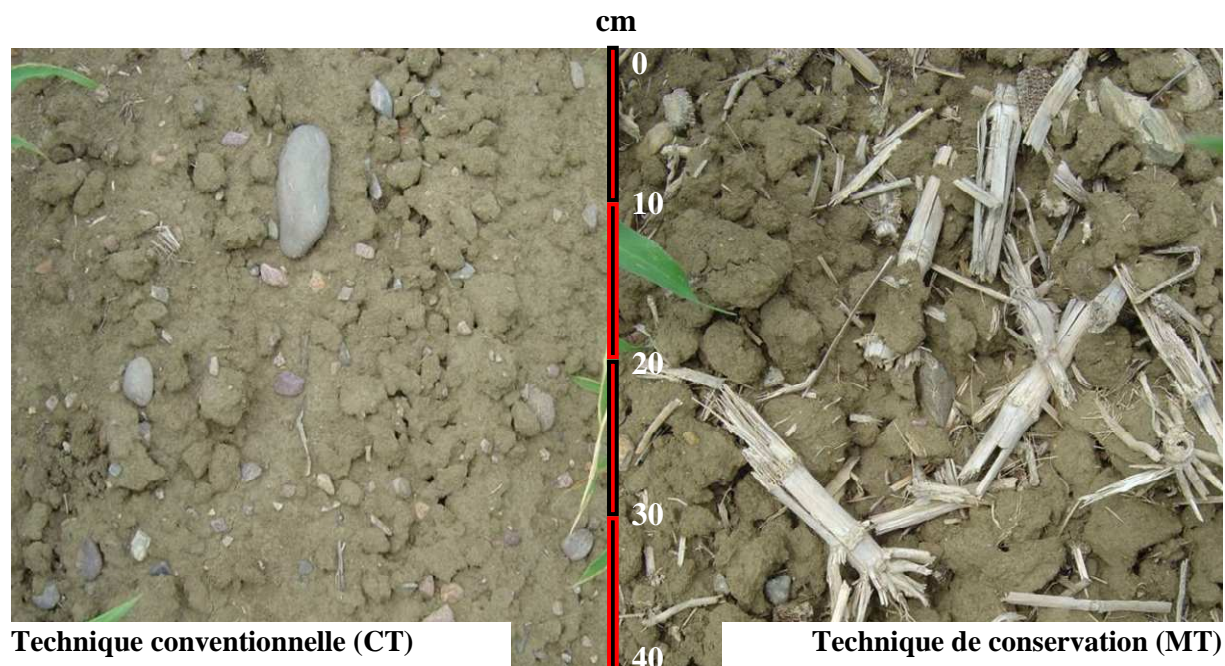


Figure 41. Photographies des états de surface prises à proximité du site 1 le 19 juillet 2005 (80 jours après le semis, 265 mm de précipitations) en techniques conventionnelle (CT) et de conservation des sols (MT).

Le travail du sol est également un facteur significatif de variabilité de K pour les potentiels matriciels les plus élevés ($\geq -0,1$ kPa) mais pas pour les potentiels les plus faibles, ce qui revient à dire que le travail du sol affecte principalement les macropores (Miller et al., 1998a ; Kribaa et al., 2001 ; Wahl et al., 2004). Cependant, dans notre étude, le travail du sol (TILL) n'est qu'une source mineure de variabilité de K alors que van Es et al. (1999) indiquaient qu'il s'agissait du principal facteur de variabilité de l'infiltration. Cette différence peut provenir du degré de simplification du travail du sol sur leur modalité en technique de conservation qui consistait en une pratique de semis direct (aucun travail du sol). A $-0,1$ kPa et en dessous de $-0,3$ kPa, l'interaction entre TIME et TILL est significative (Tableau 17). Ce résultat montre que l'effet du travail du sol dépend du temps. Les interprétations des effets du travail du sol ne doivent donc pas être dissociées des dynamiques temporelles, comme cela est souvent relevé dans la littérature, ce qui peut expliquer une part des contradictions déjà mentionnées concernant les effets du travail du sol sur les propriétés hydrauliques des sols. Lors de la 1^{ère} date de mesure, la moyenne géométrique globale de K_S dans les inter-rangs en CT était

sensiblement supérieure à celle en MT (101 mm h^{-1} , CV = 56 % vs. 73 mm h^{-1} , CV = 62 %), et en ne considérant que les deux sites de texture fine (sites 1 et 2), les différences de K_S entre les modalités de travail du sol étaient hautement significatives ($p < 0,001$). Dans notre étude, nous avons attribué ces valeurs plus élevées en CT au début de la saison culturale à la préparation plus intensive du lit de semence aboutissant à une fragmentation plus poussée du sol. Les valeurs de masse volumique apparente vont dans le sens de cette hypothèse. De plus, la première opération culturale a été réalisée en novembre en MT et elle a été effectuée plus tardivement (en avril) en CT. Comme cela a été indiqué par Miller et al. (1998a), le délai entre le travail du sol et la date de réalisation des mesures influence fortement les résultats de $K(h)$. Suivant sa longueur, ce délai peut complètement masquer les effets à court terme du travail du sol. En conséquence, les études sur la lixiviation des intrants agricoles doivent prêter une attention particulière à la période qui suit immédiatement les opérations de travail du sol et devraient, d'une façon générale, prendre en compte la dynamique temporelle de $K(h)$.

Comme cela a été indiqué dans d'autres études, la présence de résidus de culture à la surface du sol en MT aboutit souvent à une augmentation de la macroporosité du sol et des capacités d'infiltration (Martens et Frankenberger, 1992 ; Potter et al., 1995 ; Baumhardt et Lascano, 1996 ; Ahuja et al., 2006). Nous n'avons pas observé un tel effet. Dans notre cas, la forte teneur en résidus en MT lors des dates 1 et 2 (pour les autres dates, les résidus étaient pratiquement décomposés) n'était pas suffisante pour contrebalancer les effets sur la macroporosité des opérations culturales successives en CT, mais semble en avoir accru la stabilité. Nous pensons également que l'effet des résidus sur l'infiltration a été sous-estimé par l'utilisation des infiltromètres à disques qui ne permettent pas la prise en compte de la rugosité de surface créée par les résidus (Figure 41) car une surface plane est nécessaire pour les mesures.

A la fin de la saison (entre les dates 5 et 6), une légère augmentation de K_S sous les deux systèmes de travail du sol a été mesurée. Cameira et al. (2003) avait également observé une augmentation de la conductivité hydraulique après juillet et jusqu'en août qu'ils attribuaient au développement racinaire. Dans notre étude, l'augmentation de K_S se produit en septembre et est principalement mesurée en inter-rangs. Le développement racinaire peut avoir participé à ce changement de K , mais, en septembre, nous privilégions l'effet lié à l'activité de la macrofaune (vers de terre et carabes). Par ailleurs, nous observons une augmentation de 20 à 100 % des valeurs de $K_{-1,0}$ et $K_{-1,5}$ sur la plupart des sites de mesures. A ces dates, les adventices sont très développés dans le maïs (le traitement herbicide n'étant plus efficace après 4 mois), et nous avons notamment relevé la présence importante de panic pied de coq (*Echinochloa crus-galli* L.) dont le développement du système racinaire peut expliquer les différences d'infiltration dans cette gamme de pores.

3.3.2.2. Données de subsurface

Les résultats de la décomposition de la variance montrent que la dynamique temporelle (TIME) est la source principale de variabilité à -0,3, -0,1 kPa et à saturation suivie de l'interaction TIME x TILL. Lors de la 1^{ère} date, nous avons mesuré des valeurs de K_S supérieures en CT qu'en MT (Figure 40) et les valeurs de K_S en CT étaient supérieures à celles mesurées dans le lit de semence. Sur un sol limoneux, Coutadeur et al. (2002) avaient mesuré des valeurs de K plus élevées dans le lit de semence que dans la couche labourée mais leurs mesures avaient été réalisées six mois après le labour. Selon nos résultats, en un mois, les valeurs de K_S diminuent par un facteur 10 dans la couche labourée (Figure 40a, b, c) illustrant la faible stabilité de la porosité créée par le travail du sol. En MT, non travaillé à cette profondeur depuis 2000, nous avons mesuré lors de la première campagne des valeurs de K_S similaires à celles du lit de semence et ces valeurs sont restées relativement stables durant la saison (Figure 40d, e, f).

Tableau 18. Estimation des composantes de la variance de la conductivité hydraulique à 15 cm de profondeur (à un niveau de significativité de 0,01) : dynamique temporelle (TIME), travail du sol (TILL), site de mesure (SITE) et interactions entre ces composantes. Les nombres indiquent le pourcentage dans l'explication de la variance totale de la conductivité hydraulique.

| Effet | Conductivité hydraulique à 15 cm de profondeur | | | | | |
|-------------|--|----------|----------|----------|----------|-------|
| | -1,5 kPa | -1,0 kPa | -0,6 kPa | -0,3 kPa | -0,1 kPa | 0 kPa |
| TIME | NS† | NS | NS | 33 % | 46 % | 44 % |
| TILL | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| SITE | 52 % | 47 % | 42 % | NS | 10 % | 11 % |
| TIME x TILL | NS | NS | NS | 26 % | 38 % | 39 % |
| TIME x SITE | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| TILL x SITE | NS | NS | NS | NS | NS | NS |

† Non significatif

Pour des potentiels matriciels $\leq -0,6$ kPa, le site de mesure (SITE) est le seul facteur significatif de variabilité de K . La forte teneur en argile sur le site 1 peut être responsable des faibles capacités d'infiltration à ces potentiels. Sur le site 3, les valeurs de K sont comprises entre celles des sites 1 et 2 malgré une teneur en argile plus faible que sur le site 2. La quantité de terre fine sur ce site était limitée par la présence d'éléments grossiers lesquels, comme nous l'avons précédemment indiqué, peuvent limiter l'infiltration. Quel que soit le potentiel matriciel, le travail du sol n'est pas un facteur de variabilité de K malgré les fortes différences entre les deux traitements à cette profondeur (labour en CT vs. aucune perturbation en MT). Cependant, lorsque nous séparons chaque date de mesure et analysons la variance, le travail du sol est hautement significatif ($p < 0,0001$) à toutes les dates. Ceci suggère que si des mesures sont réalisées à une seule date spécifique durant une période de culture, les résultats peuvent surestimer les effets liés au travail du sol, les effets sur la conductivité hydraulique pouvant « changer de sens » (*i.e.* plus forte conductivité en labour à une date, et en non-labour à une autre date) et ainsi se compenser au cours du temps.

3.4. Conclusion du chapitre 3

La région de production de maïs du sud-ouest de la France est caractérisée par des systèmes de productions intensifs générant un risque fort de pollution de la ressource en eau. Il est donc important de bien comprendre les dynamiques de l'eau et des solutés dans ces systèmes. Dans ce chapitre, nous avons porté une attention particulière à l'étude des principales sources de variabilité de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique, en surface et à 15 cm de profondeur, sur une parcelle agricole cultivée selon des pratiques conventionnelles et des pratiques de conservation des sols. Les résultats expérimentaux ont permis de mettre en évidence les éléments suivants :

- (1) Dans notre sol limoneux avec une structure instable, quel que soit le travail du sol, les propriétés physiques sont fortement influencées par la position relative au rang de maïs. Les rangs possèdent des capacités d'infiltration plus faibles que les inter-rangs ce qui est contraire à ce qui est observé dans la plupart des cas. Cette différence s'explique par le travail du sol plus intense sur le rang afin de former une couche de terre fine autour de la graine. Ce motif de variabilité spatiale est reproduit sur l'ensemble de la parcelle et peut conduire à la formation de zones de concentration du ruissellement.
- (2) Le temps est l'une des sources majeures de variabilité de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation à la fois en surface et en subsurface. Le délai entre les opérations culturales et les mesures de ces propriétés a une forte influence et peut masquer les effets à court terme du travail du sol.
- (3) Le travail du sol a des effets transitoires sur la porosité et peut aboutir à des conditions physiques moins favorables qu'en système sans travail intensif du sol. A 15 cm de profondeur, en un mois, la masse volumique apparente a été augmentée par un facteur 1,4 et la conductivité hydraulique à saturation a été divisée par un facteur 10 sous la modalité en technique conventionnelle.
- (4) Le travail du sol affecte la conductivité hydraulique en surface mais seulement aux potentiels matriciels les plus élevés et n'a pas d'effet à 15 cm de profondeur lorsque l'on étudie la durée totale de la saison culturale. En revanche, plusieurs interactions, en particulier avec le temps, illustrent la nécessité d'évaluer simultanément ces deux sources de variabilité (travail du sol et temps) afin d'éviter une surestimation des conséquences du travail du sol (en ne considérant qu'une date de mesure).
- (5) Certains de nos résultats sont différents de ceux trouvés dans la littérature (*i.e.* le rang des différents facteurs dans l'explication de la variabilité de la conductivité hydraulique) indiquant que le type de sol doit également être pris en compte pour évaluer correctement les différentes sources de variation des propriétés physiques des sols.

CHAPITRE 4.

Variabilités verticale et latérale des propriétés de rétention en eau et de transport des solutés à l'échelle du profil cultural en technique conventionnelle et en technique de conservation des sols.

CHAPITRE 4.

Variabilités verticale et latérale des propriétés de rétention en eau et de transport des solutés à l'échelle du profil cultural en technique conventionnelle et en technique de conservation des sols.

4.1. Introduction

Les propriétés physiques, l'état structural et la distribution des matières organiques dans l'horizon de surface d'un sol agricole sont fortement conditionnées par les pratiques de travail du sol. La masse volumique apparente est généralement plus faible immédiatement après le travail du sol et augmente avec le temps sous l'influence des précipitations et du réagencement des particules organo-minérales (Fohrer et al., 1999 ; Leij et al., 2002 ; Osunbitan et al., 2005). La conductivité hydraulique, une des principales propriétés du sol contrôlant les mouvements de l'eau et des solutés, est dépendante de la structure du sol, par conséquent des techniques de travail du sol. Cependant, selon les sources, le travail du sol génère des effets contrastés voire contradictoires sur la masse volumique apparente et sur la conductivité hydraulique. Comparées aux techniques de travail du sol conventionnelles (CT) incluant un labour à l'aide d'une charrue à versoirs, les techniques de conservation (MT) et de semis direct peuvent présenter des valeurs de masse volumique apparente plus élevées (Hussain et al., 1998 ; Miller et al., 1998b), identiques (Logsdon et al., 1999 ; Miller et al., 1999) ou plus faibles (Lal et al., 1994 ; Miller et al., 1998a), et une capacité d'infiltration plus forte (Arshad et al., 1999 ; Dexter et Birkas, 2004), équivalente (Blanco-Canqui et al., 2004 ; Fuentes et al., 2004) ou plus faible (Heard et al., 1988 ; Gomez et al., 1999). D'un côté, le travail du sol, plus particulièrement le labour, crée de la macroporosité qui accroît temporairement la conductivité hydraulique à saturation ou au voisinage de la saturation (Lin et al., 1999 ; Coquet et al., 2005b). D'un autre côté, il détruit la continuité de la

porosité notamment de la bioporosité (Logsdon, 1993) réduisant ainsi la conductivité hydraulique entre les couches travaillées et les couches non travaillées (Andreini et Steenhuis, 1990 ; Bouma, 1991 ; Gjettermann et al., 1997). En techniques de conservation, le maintien du réseau macroporal, créé notamment par l'activité de la macrofaune, peut être à l'origine d'un mécanisme de transport préférentiel de l'eau et des solutés, appelé « flux macroporal », venant court-circuiter la circulation utilisant la matrice du sol (Kung, 1990 ; Flury et al., 1995 ; Sigua et al., 1995), et aboutissant à des migrations rapides de l'eau et des solutés vers la profondeur. En conditions insaturées, les macropores, d'origine mécanique ou biologique, sont inactifs. Pour expliquer les migrations de solutés à des profondeurs plus importantes que celles prévues par l'équation de convection-dispersion, un autre mécanisme de flux préférentiel, appelé « transport de type eau mobile – eau immobile » (MIM), est utilisé. Ce modèle considère que la porosité de la matrice du sol est divisée en deux domaines, un domaine mobile, dans lequel l'eau et les solutés se déplacent par convection-dispersion, et un domaine immobile dans lequel l'eau stagne et les solutés se déplacent par diffusion (Coats et Smith, 1964 ; van Genuchten et Wierenga, 1976). La plupart des travaux au champ portant sur ce mécanisme se sont intéressés aux horizons de surface, principalement dans le lit de semence (Casey et al., 1997 ; Lee et al., 2000 ; Al-Jabri et al., 2002). Plus récemment, Alletto et al. (2006b) se sont intéressés à la fraction d'eau immobile dans un horizon labouré et dans les horizons du sous-sol et ont notamment observé un lien entre la fraction d'eau immobile et la structure du sol créée soit par le travail du sol, soit par les processus pédogénétiques. Les effets de techniques de travail du sol contrastées sur ce mécanisme de transport préférentiel restent, à notre connaissance, peu étudiés. Des études en laboratoire indiquent que la fraction d'eau immobile est plus élevée sur des colonnes prélevées en techniques de conservation des sols que sur celles prélevées en techniques conventionnelles (Singh et Kanwar, 1991 ; Singh et al., 2002).

Une autre source de variabilité spatiale des propriétés physiques est due à la compaction du sol principalement créée par le passage des roues des engins agricoles. Le roulage détruit les macropores accroissant ainsi la masse volumique apparente (Heddadj et Gascuel-Oudou, 1999 ; Vervoort et al., 2001 ; Servadio et al., 2005) et réduisant la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation (Ankeny et al., 1990 ; Mooney et Nipattasuk, 2003). La distribution spatiale de ce phénomène est reproduite sur l'intégralité du champ (Mohanty et al., 1994) et semble être davantage limitée en techniques de conservation qui présentent une meilleure résistance à la compaction (Tebrügge et During, 1999).

En parallèle à ces effets mécaniques sur les propriétés physiques, le travail du sol va également conditionner la distribution des matières organiques dans le profil (Rasmussen, 1999 ; Balesdent et al., 2000 ; Guérif et al., 2001). Les matières organiques accroissent la stabilité structurale des agrégats (Six et al., 2000 ; Pinheiro et al., 2004). Elles agissent directement sur les propriétés physiques du sol (Rhoton et al., 2002) et permettent d'en augmenter les capacités de rétention et d'infiltration (Findeling et al., 2003 ; Fuentes et al., 2004). Plusieurs études indiquent une augmentation de la teneur

en matières organiques en surface du sol en techniques de conservation alors qu'elles étaient mélangées et diluées sur l'ensemble de l'horizon travaillé en techniques conventionnelles (Balesdent et al., 2000 ; Rhoton, 2000 ; Blanco-Canqui et al., 2004).

Dans une étude antérieure portant sur la variabilité verticale et latérale de la conductivité hydraulique du sol, Coutadeur et al. (2002) ont utilisé la méthode de Manichon (1982) pour décrire un profil de sol en technique conventionnelle avec labour. Cette méthode, basée sur la description morphologique d'un profil cultural creusé perpendiculairement à la direction du travail du sol, a permis de montrer que la variabilité spatiale de la conductivité hydraulique n'est pas aléatoire mais peut être associée aux variabilités verticale et latérale de la structure du sol créées par les outils de travail du sol (Coutadeur et al., 2002 ; Roger-Estrade et al., 2004).

Dans ce travail, nous avons utilisé cette méthode de description morphologique dans les deux modalités de travail du sol, labour et non-labour, afin de mieux comprendre les origines de la variabilité des mécanismes de transport des solutés en s'intéressant plus particulièrement aux relations entre structure et propriétés hydriques. La variabilité de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation ont été étudiées. Nous avons également caractérisé la variabilité de la fraction d'eau immobile contrôlant les mécanismes de flux préférentiels dans la matrice du sol et les propriétés de rétention en eau des différents compartiments structuraux créés par le travail du sol.

4.2. Matériels et méthodes

4.2.1. Le site d'étude

Le site d'étude est la parcelle agricole située sur la commune de Bérat. Les informations détaillées concernant le site sont données dans l'introduction générale de la partie I. Les caractéristiques principales des horizons de sol en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) sont rappelées dans le Tableau 19, et les principales opérations culturales mises en œuvre sur chacune des modalités sont reportées dans le Tableau 20.

4.2.2. Description morphologique du profil cultural

Nous avons utilisé la technique formalisée par Manichon (1982) et détaillée par Roger-Estrade et al. (2004) pour décrire la structure du sol en techniques conventionnelle et de conservation. Cette

méthode est basée sur l'observation d'une face verticale d'une large fosse pédologique. Sur chaque modalité de travail du sol ne recevant pas de couvert végétal en interculture (CT_BS et MT_BS), une fosse de 3,5 m de largeur et 0,7 m de profondeur, localisée sur la zone à teneur en argile > 250 g kg⁻¹ et sans élément grossier (Zone 1, Figure 8), a été ouverte la première semaine de juillet 2005. La face utilisée pour la description morphologique était orientée perpendiculairement au travail du sol, comme cela est illustré sur la Figure 42, et intègre un motif complet créé par les opérations culturales. Les fosses ont été protégées de l'eau (pluie et irrigation) durant la saison culturale. Dans chacune, des compartimentations verticale et latérale ont été réalisées.

Tableau 19. Caractéristiques des horizons de surface et de subsurface en technique conventionnelle (CT) et technique de conservation (MT).

| Modalité | Horizon | Profondeur (m) | pH | Argile (0 – 2 µm) | Limons (2 – 50 µm) | Sable (50 – 2000 µm) (g kg ⁻¹) | OC [†] | CaCO ₃ [‡] |
|----------|---------|------------------------|-----|----------------------|-----------------------|--|-----------------|--------------------------------|
| CT | LA1 | 0-0,10 | 7,2 | 282 | 538 | 166 | 8,18 | 9 |
| | LA2 | 0,10-0,28 | 7,2 | 279 | 560 | 144 | 8,91 | 12 |
| | Btg1 | 0,28-0,55 | 7,5 | 394 | 489 | 108 | 3,64 | 18 |
| MT | Btg2 | 0,55-0,70 [§] | 6,9 | 450 | 439 | 103 | 3,11 | <1 |
| | LA1 | 0-0,10 | 7,3 | 265 | 569 | 145 | 8,72 | 15 |
| | “LA2” | 0,10-0,28 | 7,2 | 276 | 559 | 149 | 8,35 | 9 |
| | Btg1 | 0,28-0,55 | 7,2 | 387 | 476 | 123 | 4,72 | 13 |
| | Btg2 | 0,55-0,70 [§] | 6,7 | 447 | 402 | 144 | 4,39 | <1 |

[†] OC, teneur en carbone organique (Association française de normalisation, 1999b)

[‡] Teneur en CaCO₃ par la méthode volumétrique (Association française de normalisation, 1999a)

[§] Profondeur maximale de l'excavation

Tableau 20. Principales opérations de travail du sol en technique conventionnelle (CT) et technique de conservation (MT) en 2004-2005.

| Mois | Système de travail du sol et outil utilisé | | | |
|----------|---|----------------------------------|---|----------------------------------|
| | Technique conventionnelle (CT) | Profondeur de travail (cm) | Technique de conservation (MT) | Profondeur de travail (cm) |
| Novembre | - | | 09/11 Pulvérisateur à disques | 8-12 |
| Avril | 01/04 Labour avec charrue à versoirs | 28-30 | | |
| | 02/04 Cultivateur + rouleau | 8 | | |
| Mai | 01/05 Cultivateur + herse plate + rouleau | 8 | 01/05 Cultivateur + herse plate + rouleau | 8 |
| | 01/05 Semis avec travail du sol sur la ligne de semis (coutre) | 5 | 01/05 Semis avec travail du sol sur la ligne de semis (coutre) | 5 |
| | 10/10 Récolte | | 10/10 Récolte | |

4.2.2.1. Technique conventionnelle

En technique conventionnelle (Figure 42a), nous avons distingué verticalement le lit de semence H1 (0-8 cm) créé par le cultivateur, l'horizon labouré H5 (8-30 cm) et la semelle de labour H6 (30-35 cm). Horizontalement en H1, nous avons distingué les lignes de semis (15 cm de large), appelées 'rangs' (R), et l'espace entre les lignes de semis (65 cm de large), appelé 'inter-rang' (IR). Le profil cultural

couvre quatre inter-rangs (IR1, IR2, IR3 et IR4). Les inter-rangs 1 et 3 ont été roulés au moment du semis (traces de roue visible en surface) et l'inter-rang 2 a servi au passage d'un engin pour la préparation du lit de semence (tassement observé sous le lit de semence). L'horizon labouré H5 (8-30 cm) est divisé en bandes et inter-bandes. Les inter-bandes de labour (H5_IF) sont orientées obliquement et contiennent un mélange organo-minéral avec une forte proportion de résidus de la culture précédente. A l'intérieur des bandes, deux types de structures de sol définies sur la base de l'importance et de l'origine de leur macroporosité sont distinguées (Manichon, 1982 ; Roger-Estrade et al., 2004) : les mottes Δ (H5_ Δ) créées par la compaction du sol et ne possédant pas de porosité visible à l'œil nu, et les mottes Γ (H5_ Γ) possédant une porosité clairement visible entre les agrégats constitutifs. Entre les mottes, la terre fine (H5_FS) est composée de petits agrégats ($\varnothing < 2$ cm) de structure polyédrique subangulaire.

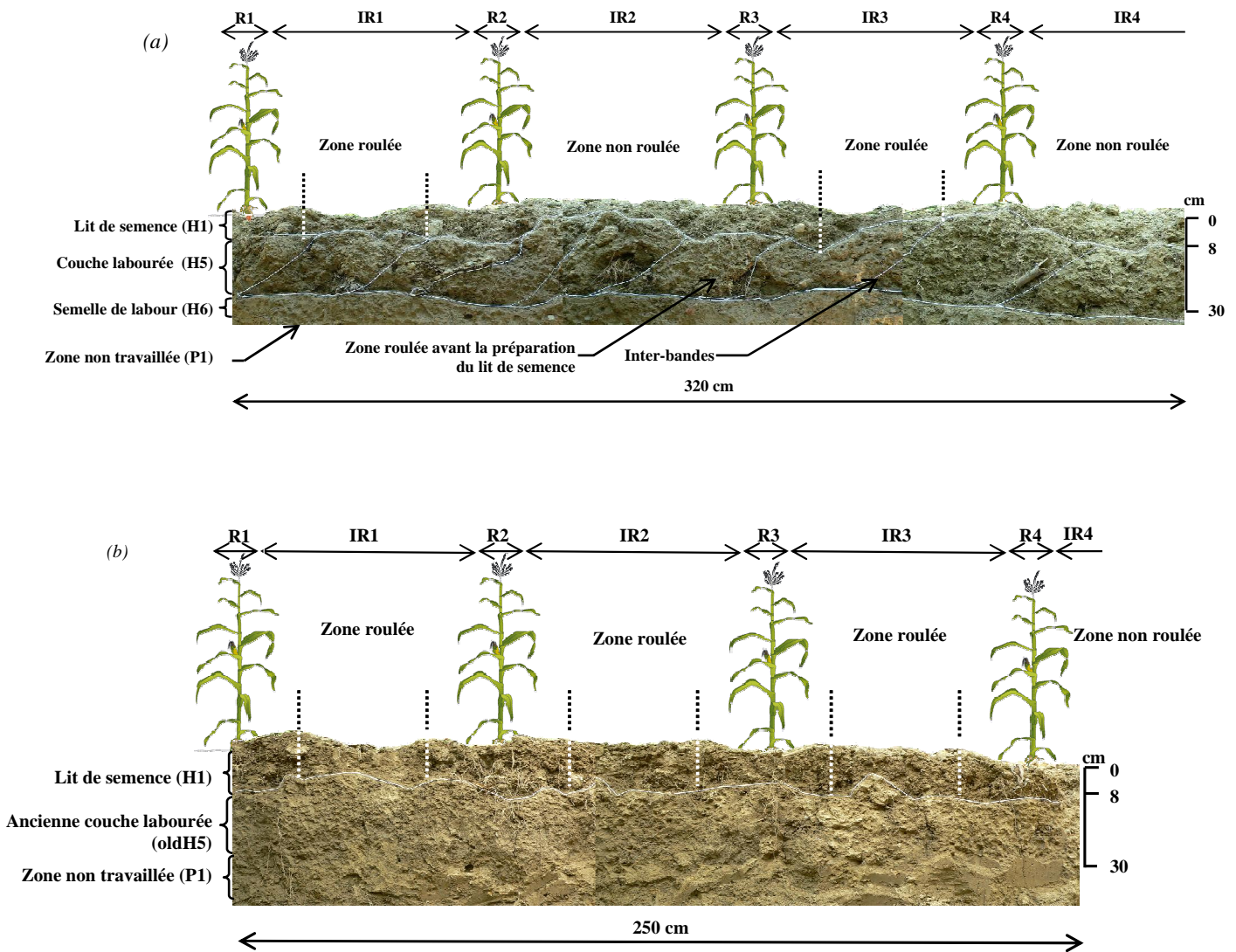


Figure 42. Compartimentation morphologique des profils culturaux en technique conventionnelle CT (a) et technique de conservation des sols MT (b).

4.2.2.2. Technique de conservation

Verticalement en technique de conservation, la limite entre le lit de semence et la couche travaillée par le pulvérisateur à disques n'a pas été identifiée (Figure 42b). Nous avons considéré que l'ensemble de la couche disquée était le lit de semence H1. La profondeur de la limite basse de cette couche fluctuait entre 9 et 12 cm selon les ondulations liées à l'utilisation du pulvérisateur à disques. Sous cette couche, l'ancienne zone labourée ('oldH5') a été identifiée.

Horizontalement, le profil cultural couvre également quatre inter-rangs (IR1, IR2, IR3 et IR4) avec IR1 et IR3 roulés au moment du semis et IR2 roulé lors d'un apport d'azote sur la parcelle, les traces de roue étant visibles en surface dans les deux types d'inter-rangs. La photographie présentée en Figure 42b ne montre qu'une partie de l'inter-rang 4 non roulé. Dans l'ancienne zone labourée, à partir de la description morphologique réalisée, deux types de zones ont pu être distinguées : la 1^{ère} possède une porosité similaire à celle observée sur les mottes Γ ('oldH5_ Γ like') et la 2^{nde}, compactée, est comparable aux mottes Δ en labour ('oldH5_ Δ like'). La terre fine dans l'ancienne zone labourée est codée 'oldH5_FS'.

Sous les deux modalités de travail du sol, au-delà de 35 cm de profondeur, se trouve une couche non perturbée, P1. Nous n'avons pas différencié horizontalement la semelle de labour (H6) en CT et les zones P1 en CT et MT car elles semblaient homogènes du point de vue de la description morphologique. Par la suite, le référencement des mesures est établi tout d'abord par la position horizontale, puis par la position verticale et enfin par le type de structure (*i.e.* IR1_H5_ Δ).

4.2.3. Mesure de la masse volumique apparente

Des cylindres de 250 cm³ (8 cm de diamètre, 5 cm de hauteur) et de 50 cm³ (5 cm de diamètre, 2,5 cm de hauteur) ont été utilisés pour collecter des échantillons de sol non remaniés. Les cylindres de 250 cm³ ont permis de prélever le lit de semence, la terre fine de la couche labourée et la semelle de labour. Les cylindres de 50 cm³ ont permis d'échantillonner les mottes et les inter-bandes de labour. Les sites de prélèvements étaient localisés à proximité des zones de mesures de conductivité hydraulique. Au laboratoire, les échantillons ont été séchés à l'étuve (105 °C, 48 h). La teneur en eau volumique, θ (cm³ cm⁻³), et la masse volumique apparente, ρ_b (g cm⁻³), ont été déterminées.

4.2.4. Mesure de la conductivité hydraulique à différents potentiels

La campagne de mesures s'est déroulée de mi-juillet à mi-septembre 2005. Des infiltromètres (Perroux et White, 1988) équipés de disques de 8 ou 4 cm de diamètre ont été utilisés pour mesurer la conductivité hydraulique K [$L T^{-1}$] à des potentiels matriciels h compris entre -10 et -1 cm. Le contact entre les disques et la surface du sol a été effectué à l'aide d'une fine couche de sable de Fontainebleau (Coquet et al., 2005b). Les infiltrations ont été réalisées successivement aux potentiels matriciels de -10, -6, -3 et -1 cm. La conductivité hydraulique au voisinage de la saturation a été estimée en utilisant la solution de Wooding (1968) pour une infiltration en régime permanent sous charge constante :

$$q_{\infty}(h) = K_s \exp(\alpha h) \left(1 + \frac{4}{\pi r \alpha} \right) \quad [3]$$

avec q_{∞} la densité de flux d'infiltration en régime permanent [$L T^{-1}$] correspondant au potentiel matriciel h , r est le rayon du disque de l'infiltromètre [L], K_s la conductivité hydraulique à saturation [$L T^{-1}$] et α une constante [L^{-1}] caractéristique du sol.

Le Tableau 22 indique les différentes zones dans les deux profils culturaux où les mesures de conductivité hydraulique ont été réalisées ainsi que le nombre de répétition (N) dans chacune des zones.

4.2.5. Mesure de la teneur en eau immobile

4.2.5.1. Le modèle eau mobile – eau immobile : concepts et hypothèses

Selon le modèle proposé par Coats et Smith (1964), le transport monodirectionnel d'un soluté conservatif et inerte en régime d'écoulement permanent peut s'écrire :

$$\theta_m \frac{\partial C_m}{\partial t} + \theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \theta_m D_m \frac{\partial^2 C_m}{\partial z^2} - q \frac{\partial C_m}{\partial z} \quad [4]$$

avec θ_m et θ_{im} [$L^3 L^{-3}$] les teneurs en eau volumique mobile et immobile, C_m et C_{im} [$M L^{-3}$] les concentrations en soluté dans les domaines mobile et immobile, t [T] le temps, D_m [$L^2 T^{-1}$] le coefficient de dispersion hydrodynamique du domaine mobile, q [$L T^{-1}$] le flux de Darcy et z [L] la profondeur. Les échanges entre les deux domaines sont décrits par la relation :

$$\theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \alpha(C_m - C_{im}) \quad [5]$$

avec α [T^{-1}] le coefficient de transfert de masse entre la phase mobile et la phase immobile. La teneur en eau volumique, θ , et la concentration en soluté dans la solution du sol, C , se répartissent entre les phases mobile et immobile :

$$\theta C = \theta_m C_m + \theta_{im} C_{im} \quad [6]$$

A partir de ces équations, une méthode de mesure au champ de la teneur en eau immobile a été proposée par Clothier et al. (1992). Elle utilise un traceur de l'eau, conservatif et inerte dans le sol, tel que du bromure (Br^-). Dans cette méthode, valide en régime d'écoulement permanent, les hypothèses sont que (1) la dispersion hydrodynamique est négligeable, (2) C_{im} initiale est nulle, (3) α est considéré nul, et (4) l'équation est valide à $z = 0$. Sous ces hypothèses,

$$\theta_{im} = \theta \left(1 - \frac{C}{C_0} \right) \quad [7]$$

avec C_0 [ML^{-3}], la concentration en soluté initiale appliquée.

Le fait de considérer α nul (ou négligeable) signifie qu'aucun échange par diffusion n'a lieu entre les phases mobile et immobile durant la durée de l'expérimentation. Une autre méthode de mesure des paramètres du modèle MIM, proposée par Jaynes et al. (1995), permet d'accéder aux valeurs du paramètre α par des infiltrations séquentielles de différents traceurs. Cette méthode est plus lourde à mettre en œuvre expérimentalement ce qui réduit fortement les possibilités de répétition des mesures. Plusieurs études utilisant cette méthode dans différents types de sol ont montré que les valeurs de α étaient très proches de 0 ou suffisamment faibles pour autoriser l'approximation réalisée par la méthode de Clothier et al. (1992) sur la durée de la mesure (Casey et al., 1998 ; Al-Jabri et al., 2002 ; Ilsemann et al., 2002 ; Alletto et al., 2006b).

4.2.5.2. Expérimentations à la parcelle

Les mesures sont conduites sur les différents compartiments morphologiques distingués dans les deux profils culturaux précédemment décrits. Un infiltromètre à disques est utilisé pour établir le régime d'écoulement permanent à -1 cm de potentiel matriciel (Clothier et White, 1981 ; Perroux et White,

1988 ; Clothier et Smettem, 1993). L'infiltration cumulée I [L] peut être exprimée selon une équation à deux termes (Haverkamp et al., 1994 ; Vandervaere et al., 2000a) :

$$I = S(\theta_i, \theta_f) \sqrt{t} + At \quad [8]$$

où $S(\theta_i, \theta_f)$ [$L T^{-0.5}$] est la sorptivité⁵, θ_i , et θ_f les teneurs en eau volumique initiale et finale, A [$L T^{-1}$] est un paramètre décrivant les effets de la gravité et de l'absorption latérale par le sol sur l'infiltration, et t [T] est la durée de l'infiltration.

La conductivité hydraulique à -1 cm de potentiel matriciel, K_{-1} [$L T^{-1}$] peut être obtenue à partir de l'équation suivante (Haverkamp et al., 1994) :

$$A = \frac{\gamma S^2}{r(\theta_f - \theta_i)} + \frac{2 - \beta}{3} K_{(-1)} \quad [9]$$

où β est une constante dans l'intervalle (0, 1) choisie égale à 0,6 (Vandervaere et al., 2000b), r est le rayon de l'infiltromètre [L], et γ est une constante égale à 0,7 dans la plupart des sols.

Une fois le régime permanent atteint, l'infiltromètre contenant de l'eau est remplacé par un autre également réglé à -1 cm de potentiel matriciel contenant une solution de bromure de potassium (KBr) à une concentration en Br⁻ de 200 mg L⁻¹. Pour chaque mesure, les quantités de solution infiltrées sont suffisamment importantes pour déplacer le front de dispersion au-delà de 1 cm de profondeur (Snow, 1999). L'infiltromètre est alors retiré et la surface légèrement grattée pour retirer le sable de Fontainebleau assurant le contact entre la membrane de l'infiltromètre et le sol. Un prélèvement de 1 cm de profondeur est effectué au centre de la surface d'infiltration à l'aide d'une gouge en acier inoxydable (\varnothing 2,8 cm). Les échantillons sont transportés au laboratoire dans des flacons hermétiques. La localisation des zones de mesures et le nombre de répétitions (N) sont indiqués dans le Tableau 25.

4.2.5.3. Analyses en laboratoire

Les échantillons sont pesés et séchés à l'étuve (105 °C, 48 h). La masse volumique apparente et la teneur en eau volumique des échantillons sont calculées. L'extraction des anions bromure se fait dans de l'eau osmosée (rapport 1 g de sol / 5 g d'eau) par agitation avec retournement durant 24 h. Les extraits sont ensuite décantés en chambre froide (4 °C) durant 48 h puis filtrés à l'aide de filtres nylon (0,45 μ m, AIT France). Les bromures sont ensuite quantifiés par chromatographie liquide à haute performance (HPLC) (chaîne Alliance Waters) à l'aide d'une colonne échangeuse d'anions (A-2 anion

⁵ Capacité du sol à absorber de l'eau lorsque l'infiltration dépend uniquement du gradient de pression.

7u 100 mm x 4,6 mm, Alltech). L'injection est de 25 μL . La phase mobile est composée d'une solution de sels de carbonate (Na_2CO_3 à 2,2 mmol L^{-1} + NaHCO_3 à 2,8 mmol L^{-1}) injectée à un débit de 2 mL min^{-1} . La longueur d'onde de détection est de 205 nm. Dans ces conditions, les temps de rétention du Br^- et du NO_3^- sont respectivement de 5 et 6,5 min pour une durée totale de l'analyse de 10 min.

4.2.6. Mesure des propriétés de rétention en eau

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

Afin d'établir une relation continue de $\theta(h)$ utilisable dans les modèles, un ajustement des points de mesures a été réalisé à partir de l'expression proposée par van Genuchten (1980) :

$$S_e = \left(\frac{1}{1 + (\alpha h)^n} \right)^m, m = 1 - \frac{1}{n} \quad [10]$$

où α [L^{-1}] et n sont des paramètres à ajuster, S_e est le taux de saturation du sol qui s'exprime par :

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad [11]$$

avec θ_r la teneur en eau volumique résiduelle et θ_s la teneur en eau volumique à saturation.

Les ajustements des points expérimentaux ont été réalisés à l'aide du code RETC (van Genuchten et al., 1991). Les zones prélevés et le nombre de répétitions (N) sont indiqués dans le Tableau 21.

4.2.7. Analyses statistiques

Des analyses de variance (ANOVA) des valeurs de masse volumique apparente, de conductivité hydraulique, de teneur en eau immobile ont été réalisées afin d'étudier les effets de la structure du sol et des techniques de travail du sol sur ces propriétés. La distribution de K étant exponentielle, des valeurs transformées en Log_{10} ont été utilisées pour les analyses statistiques. Nous avons, dans un premier temps, testé l'effet du travail du sol en utilisant l'ensemble des données sans distinction de structure. Au sein d'un même travail du sol, les effets de la structure du sol sur les propriétés physiques ont été étudiés. Pour chaque séquence d'analyse, un test de Bonferroni a été utilisé pour grouper les valeurs similaires. Des coefficients de corrélation linéaire de Pearson ont été calculés entre les différentes propriétés physiques et hydriques étudiées et leur significativité testée à l'aide d'un test de Student. Concernant les données de rétention en eau, une analyse de variance a été réalisée en considérant les facteurs (i) travail du sol, (ii) localisation dans le profil et (iii) potentiel matriciel et en prenant en compte leurs interactions.

4.3. Résultats et discussion

4.3.1. Variabilité des propriétés de rétention en eau, de la masse volumique apparente et de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation

4.3.1.1. Variabilité des propriétés de rétention

Les mesures de teneur en eau volumique réalisées à l'aide des presses de Richards à des potentiels matriciels compris entre 0 et -16000 cm sont présentées sur la Figure 43 pour les échantillons en CT et sur la Figure 44 pour les échantillons en MT. Les courbes de rétention ($\theta(h)$) ont été ajustées à l'aide du modèle de van Genuchten (1980) et les paramètres du modèle (qui serviront par la suite lors de la modélisation) ont été reportés dans le Tableau 21 (les valeurs de θ_r étant laissées libres, le modèle les fait tendre vers 0). Nous avons choisi d'ajuster les courbes de rétention à l'aide d'un modèle à simple porosité (dans un objectif de modélisation) malgré l'allure souvent bimodale des courbes de rétention (Figure 43 et Figure 44). Une analyse de variance (ANOVA) a été réalisée sur les données expérimentales afin de mettre en évidence des effets liés au travail du sol, à la localisation dans le profil ou au potentiel matriciel sur la rétention en eau des échantillons. Pour cette analyse, les

échantillons R2_H1, R4_H1, H5_IF et H6 ont été écartés car absents de la modalité en MT. Le premier facteur explicatif de la variance ($p < 0,001$) est le potentiel matriciel (variance expliquée ≈ 80 %), suivi de l'interaction 'localisation dans le profil x potentiel matriciel' (variance expliquée ≈ 4 %). Le travail du sol seul et la localisation dans le profil sont également significatifs, mais expliquent chacun moins de 1,2 % de la variance de la teneur en eau volumique.

4.3.1.1.1. Lit de semence (H1)

En CT (Figure 43a), les valeurs de θ_s dans les deux inter-rangs non roulés (IR2 et IR4) sont plus élevées que celles des inter-rangs roulés (IR1 et IR3). Toutefois, ces différences disparaissent dès pF 1,5 et les courbes de rétention en IR1 et IR3 deviennent supérieures à celles des IR2 et IR4, ce qui est un effet caractéristique du tassement (Sillon et al., 2003). En MT (Figure 44a), les résultats sont similaires, avec toutefois une forte capacité de rétention pour l'IR2 bien que celui-ci ait été roulé au cours d'un épandage d'engrais. Lors de la compaction du sol par le roulage, les macropores sont principalement affectés ce qui réduit les capacités de rétention au voisinage de la saturation tout en augmentant en parallèle la porosité hydrauliquement active à des potentiels matriciels inférieurs à -33 cm (pF 1,5). Ces résultats sont cohérents avec ceux des mesures de conductivité hydraulique présentés par la suite. Dans les rangs, les mesures ont été faites uniquement sur des échantillons en CT (R2 et R4). Les valeurs de θ_s sont proches de celles mesurées en inter-rangs roulés (Figure 43b).

Dans les inter-rangs du lit de semence, les effets sur la rétention en eau lié au travail du sol et à l'interaction travail du sol x potentiel matriciel sont significatifs ($p < 0,001$), les valeurs de rétention les plus élevées étant mesurées en MT. Cette amélioration des propriétés de rétention en surface en techniques de conservation est couramment observée et est liée à l'accroissement des teneurs en matières organiques (Xu et Mermoud, 2001 ; Bescansa et al., 2006).

4.3.1.1.2. Couche labourée (H5) – couche anciennement labourée (oldH5)

En CT, les différences dans les zones de terre fine sont peu marquées (Figure 43c). En revanche, les inter-bandes de labour (H5_IF) possèdent une forte capacité de rétention très probablement due à leurs teneurs en matières organiques (Figure 43d). Sur les mottes, des différences significatives sont relevées entre mottes Γ et mottes Δ pour θ_s et ces différences restent perceptibles mais non significatives jusqu'à pF 2,5 (Figure 43e). Au-delà de pF 3, les courbes de rétention des mottes Γ et Δ sont similaires ce qui rejoint les observations de Curmi et al. (1996). Coutadeur (2002) observait également des différences entre les différents types de mottes mais qui restaient, en revanche, significatives jusqu'à pF 4,2.

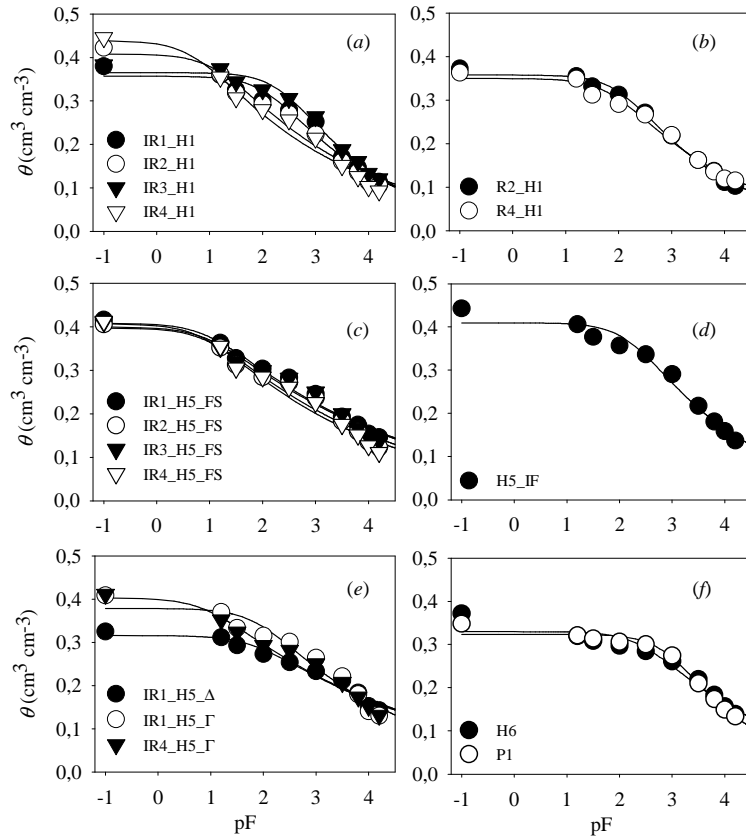


Figure 43. Courbes $\theta(h)$ ajustées à partir des données expérimentales obtenues dans les horizons du lit de semence (H1) en inter-rang (IR) et rang (R), dans la terre fine de la couche labourée (H5_FS), dans les inter-bandes de labour (H5_IF), dans les mottes Δ (H5_Δ) et Γ (H5_Γ), dans la semelle de labour (H6) et dans la zone non travaillé (P1) sous la modalité en technique conventionnelle (CT). Les valeurs à $pF = -1$ représentent θ_s .

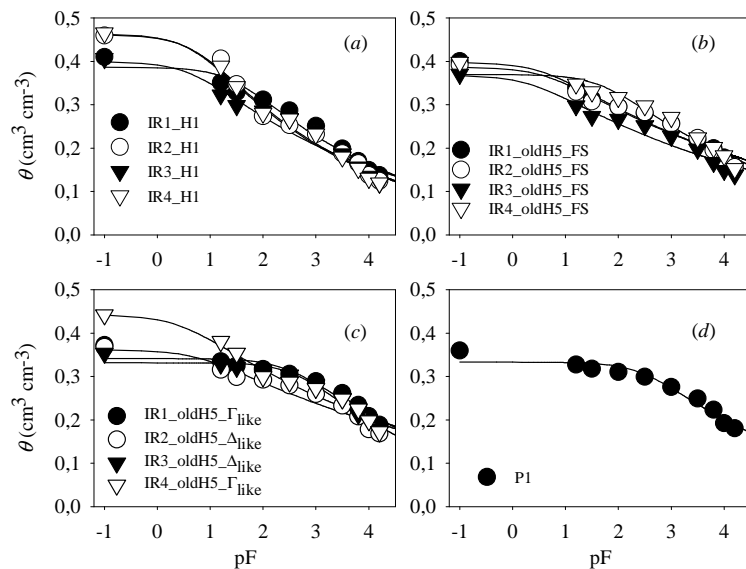


Figure 44. Courbes $\theta(h)$ ajustées à partir des données expérimentales obtenues dans les horizons du lit de semence (H1) en inter-rang (IR), dans la terre fine de l'ancienne couche labourée (oldH5_FS), dans les zones de type Δ (oldH5_Δlike) et Γ (oldH5_Γlike) et dans la zone non travaillé (P1) sous la modalité en technique de conservation des sols (MT). Les valeurs à $pF = -1$ représentent θ_s .

Tableau 21. Ajustement des courbes de rétention à l'aide du modèle de van Genuchten.

| Codification | Couche / Structure | N [†] | Paramètres ajustés de van Genuchten | | |
|---------------------------------------|-----------------------------------|----------------|-------------------------------------|----------|-------|
| | | | θ_s | α | n |
| Technique conventionnelle (CT) | | | | | |
| IR1_H1 | Lit de semence | 4 | 0,357 | 0,007 | 1,230 |
| IR2_H1 | Lit de semence | 4 | 0,408 | 0,069 | 1,172 |
| IR3_H1 | Lit de semence | 4 | 0,365 | 0,004 | 1,261 |
| IR4_H1 | Lit de semence | 4 | 0,439 | 0,183 | 1,166 |
| R2_H1 | Lit de semence | 4 | 0,358 | 0,008 | 1,249 |
| R4_H1 | Lit de semence | 4 | 0,350 | 0,013 | 1,207 |
| IR1_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,408 | 0,103 | 1,128 |
| IR2_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,397 | 0,101 | 1,139 |
| IR3_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,399 | 0,098 | 1,128 |
| IR4_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,407 | 0,126 | 1,146 |
| IR1_H5_Γ | Motte Γ | 1 | 0,378 | 0,012 | 1,177 |
| IR4_H5_Γ | Motte Γ | 4 | 0,403 | 0,115 | 1,124 |
| IR1_H5_Δ | Motte Δ | 2 | 0,316 | 0,015 | 1,128 |
| H5_IF | Inter-bandes | 4 | 0,410 | 0,006 | 1,226 |
| H6 | Semelle de labour | 4 | 0,330 | 0,003 | 1,197 |
| P1 | Zone non travaillée | 4 | 0,323 | 0,001 | 1,304 |
| Technique de conservation (MT) | | | | | |
| IR1_H1 | Lit de semence | 4 | 0,386 | 0,035 | 1,147 |
| IR2_H1 | Lit de semence | 4 | 0,461 | 0,180 | 1,151 |
| IR3_H1 | Lit de semence | 4 | 0,399 | 0,223 | 1,122 |
| IR4_H1 | Lit de semence | 4 | 0,463 | 0,199 | 1,152 |
| IR1_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,397 | 0,261 | 1,095 |
| IR2_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,387 | 0,227 | 1,093 |
| IR3_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,368 | 0,458 | 1,094 |
| IR4_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,370 | 0,019 | 1,131 |
| IR1_oldH5_Γ _{like} | Structure type Γ _{like} | 2 | 0,341 | 0,003 | 1,135 |
| IR4_oldH5_Γ _{like} | Structure type Γ _{like} | 2 | 0,442 | 0,372 | 1,092 |
| IR2_oldH5_Δ _{like} | Structure type Δ _{like} | 2 | 0,361 | 0,170 | 1,081 |
| IR3_oldH5_Δ _{like} | Structure type Δ _{like} | 2 | 0,332 | 0,002 | 1,166 |
| P1 | Zone non travaillée | 4 | 0,333 | 0,003 | 1,145 |

[†] Nombre de cylindres prélevés

En MT, les capacités de rétention de la terre fine entre pF 1,5 et 3,5 varient selon la localisation dans le profil avec des valeurs de teneur en eau sensiblement plus élevées dans l'inter-rang non roulé en surface (IR4_oldH5_FS) (Figure 44b). Dans les structures motteuses, seule la zone IR4_oldH5_Γ_{like} se différencie des autres zones jusqu'à pF 1,5 (Figure 44c).

4.3.1.1.3. Semelle de labour (H6) et zone non travaillée (P1)

Les courbes de rétention dans la semelle de labour et dans la zone non travaillée en CT sont similaires (Figure 43f). Elles se différencient des valeurs de teneur en eau des mottes Δ pour des états hydriques compris entre la saturation et pF 3 ce qui indique la présence d'une plus forte macroporosité dans ces zones. Cette macroporosité n'a pas été identifiée lors des mesures de conductivité hydraulique (cf. § 4.3.1.3.3 et 4.3.1.3.4.) et pourrait donc être non conductive.

4.3.1.2. Masse volumique apparente

Nous avons réalisé 57 mesures de masse volumique apparente, ρ_b , en technique conventionnelle et 36 mesures en technique de conservation (Tableau 22). En CT, la moyenne arithmétique et la médiane de ρ_b sont de $1,38 \text{ g cm}^{-3}$ avec un coefficient de variation (CV) de 12 %. La valeur minimale en CT ($1,10 \text{ g cm}^{-3}$) est obtenue dans le lit de semence non roulé en inter-rang 2 (IR2_H1, Figure 42a). La valeur maximale ($1,68 \text{ g cm}^{-3}$) est obtenue sur des mottes Δ de la couche labourée dans l'inter-rang 3 (IR3_H5_Δ) illustrant l'état de compaction de ce type de motte. En MT, la moyenne arithmétique de ρ_b est de $1,42 \text{ g cm}^{-3}$ avec une médiane de $1,43 \text{ g cm}^{-3}$ et un CV de 6 %. Les valeurs minimale ($1,22 \text{ g cm}^{-3}$) et maximale ($1,53 \text{ g cm}^{-3}$) sont obtenues respectivement dans le lit de semence non roulé de l'inter-rang 4 (IR4_H1, Figure 42b) et dans la terre fine de l'ancienne zone labourée sous l'inter-rang 2 (IR2_oldH5_FS). Les valeurs de masse volumique apparente sont en moyenne plus élevées et moins variables en MT qu'en CT ce qui est en accord avec les résultats d'études antérieures (Hussain et al., 1998 ; Miller et al., 1998b ; Blanco-Canqui et al., 2004 ; Osunbitan et al., 2005).

Un effet très significatif ($p < 0,001$) du tassement par passage d'engins sur la masse volumique apparente est relevé, avec les valeurs les plus élevées obtenues sous le passage de roues tel que cela est reporté dans la littérature (Vervoort et al., 2001 ; Blanco-Canqui et al., 2004). Certaines études indiquent que la traficabilité en techniques de conservation est accrue et que l'impact du roulage sur la compaction du sol est limité comparativement aux pratiques conventionnelles (Tebrügge et During, 1999 ; Li et al., 2001 ; Yavuzcan et al., 2005). Nous n'observons toutefois pas de différence dans la compaction générée par le passage d'engins entre les deux modalités de travail du sol. Dans les deux cas, l'augmentation de ρ_b due aux engins agricoles est d'environ 15 %.

L'analyse de la variance (ANOVA) de la masse volumique apparente en CT révèle un effet hautement significatif de la structure ($p < 0,0001$). Un test de Bonferroni ($\alpha = 0,05$) permet de grouper les structures et couches ayant des valeurs comparables de ρ_b . Un premier groupe est obtenu avec les valeurs de ρ_b les plus faibles, composé par les deux zones du lit de semence non roulées (IR2_H1 et IR4_H1), leurs deux zones sous-jacentes dans la couche labourée (IR2_H5_FS et IR4_H5_FS), les inter-bandes de labour (H5_IF) et les mottes Γ de l'inter-rang 4 (IR4_H5_Γ). A l'opposé, le groupe avec les valeurs les plus élevées est formé par les mottes Δ de l'inter-rang 1 (IR1_H5_Δ), de la semelle de labour (H6), de la zone non travaillée (P1) et des deux lignes de semis (R2 et R4). Ces résultats sont cohérents avec la description morphologique et illustrent les effets du travail du sol sur la masse volumique apparente. Au moment du semis du maïs, l'agriculteur utilise un semoir de précision

équipé de coutres travaillant la ligne de semis sur une largeur de 15 cm. Ce travail détruit les grosses mottes et crée une couche de terre fine qui possède, après pluies et irrigations (≈ 200 mm entre le semis et la campagne de mesures d'infiltrométrie), une masse volumique apparente supérieure à celle des inter-rangs (Chapitre 3). Dans la zone labourée (H5), les inter-bandes possèdent une faible ρ_b due à leur forte teneur en résidus de culture. Ces résidus permettent de maintenir des vides entre les agrégats et les mottes réduisant ainsi la masse volumique apparente (Guérif et al., 2001).

En technique de conservation, l'ANOVA révèle également un effet de la structure du sol sur la masse volumique apparente ($p < 0,0001$). Toutefois, de par la plus faible variabilité de ρ_b en MT, selon un test de Bonferroni ($\alpha = 0,05$), seul le lit de semence dans l'inter-rang non roulé (IR4_H1, $\rho_b = 1,22$ g cm⁻³) se différencie du lit de semence en inter-rang 3 (IR3_H1), de la terre fine dans l'ancienne zone labourée en inter-rangs 1 et 2 (IR1_oldH5_FS, IR2_oldH5_FS) et de la structure de type Γ en inter-rang 1 (IR1_oldH5_ Γ_{like}), pour lesquels $\rho_b > 1,45$ g cm⁻³. Lors de la description du profil en MT, une zone dans l'ancienne couche labourée en inter-rang 1 a été décrite comme possédant les propriétés d'une motte Γ (IR1_oldH5_ Γ_{like}). Finalement, cette structure possède une masse volumique apparente supérieure à celle de structures décrites comme des mottes Δ (Δ_{like}) lesquelles n'étaient pas différentes au niveau statistique du lit de semence non roulé IR4_H1 (Tableau 22). Selon la masse volumique apparente, les distinctions réalisées par l'étude de l'état interne des zones Δ_{like} et Γ_{like} (méthode de Manichon) n'apparaissent donc pas pertinente en technique de conservation des sols.

Tableau 22. Masse volumique apparente (ρ_b), moyenne arithmétique (M), moyenne géométrique (G), et coefficient de variation (CV) de la conductivité hydraulique à différents potentiels matriciels des différentes structures et couches de sol dans les profils culturaux en techniques culturales conventionnelle (CT) et de conservation (MT).

| Codification | Couche / Structure | ρ_b | N^\dagger | Potentiel matriciel h (cm) | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|-------------|------------------------------|-----|-----|--------------------|-----|-----|--------------------|-----|-----|--------------------|-----|----|--------------------|-----|-----|
| | | | | -10 | | | -6 | | | -3 | | | -1 | | | 0 | | |
| | | | | M | G | CV | M | G | CV | M | G | CV | M | G | CV | M | G | CV |
| | | g cm ⁻³ | | mm h ⁻¹ | | | mm h ⁻¹ | | | mm h ⁻¹ | | | mm h ⁻¹ | | | mm h ⁻¹ | | |
| Technique conventionnelle (CT) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| IR1_H1 | Lit de semence | 1,35 (3 [‡]) | 5 | 1,0 | 0,8 | 64 | 2,5 | 2,1 | 54 | 11 | 9,8 | 40 | 40 | 38 | 33 | 73 | 67 | 38 |
| IR2_H1 | Lit de semence | 1,10 (3) | 5 | 1,2 | 1,1 | 45 | 3,6 | 3,3 | 42 | 19 | 17 | 52 | 137 | 124 | 48 | 327 | 296 | 51 |
| IR3_H1 | Lit de semence | 1,37 (3) | 4 | 1,0 | 0,9 | 44 | 2,0 | 1,8 | 45 | 7,1 | 6,8 | 35 | 35 | 35 | 16 | 67 | 66 | 12 |
| IR4_H1 | Lit de semence | 1,20 (3) | 5 | 3,0 | 1,4 | 131 | 8,1 | 3,8 | 134 | 37 | 21 | 125 | 120 | 109 | 45 | 233 | 220 | 32 |
| R2_H1 | Lit de semence | 1,48 (2) | 5 | 4,9 | 3,2 | 81 | 7,7 | 5,7 | 72 | 12 | 11 | 46 | 22 | 21 | 30 | 28 | 26 | 32 |
| R4_H1 | Lit de semence | 1,49 (3) | 4 | 2,9 | 2,3 | 69 | 5,2 | 4,4 | 60 | 9,2 | 8,5 | 45 | 17 | 17 | 11 | 23 | 23 | 9 |
| IR1_H5_FS | Terre fine couche labourée | 1,33 (3) | 4 | 0,7 | 0,5 | 77 | 1,5 | 1,3 | 62 | 5,8 | 5,1 | 46 | 34 | 25 | 77 | 81 | 48 | 92 |
| IR2_H5_FS | Terre fine couche labourée | 1,28 (3) | 4 | 1,0 | 1,0 | 26 | 2,4 | 2,4 | 14 | 9,7 | 9,6 | 15 | 49 | 43 | 59 | 104 | 84 | 82 |
| IR3_H5_FS | Terre fine couche labourée | 1,37 (3) | 4 | 0,9 | 0,9 | 8 | 2,3 | 2,3 | 18 | 9,3 | 9,2 | 20 | 37 | 35 | 43 | 75 | 63 | 66 |
| IR4_H5_FS | Terre fine couche labourée | 1,23 (3) | 4 | 1,1 | 1,1 | 31 | 3,0 | 2,9 | 30 | 13 | 13 | 26 | 66 | 64 | 29 | 136 | 130 | 37 |
| IR1_H5_Γ | Motte Γ | 1,44 (3) | 4 | 1,4 | 1,3 | 44 | 2,8 | 2,6 | 45 | 8,4 | 8,0 | 37 | 30 | 28 | 37 | 52 | 46 | 50 |
| IR2_H5_Γ | Motte Γ | 1,39 (3) | 4 | 4,9 | 3,1 | 116 | 8,5 | 6,7 | 76 | 20 | 18 | 53 | 55 | 48 | 54 | 81 | 72 | 53 |
| IR3_H5_Γ | Motte Γ | 1,41 (3) | 4 | 1,1 | 0,9 | 68 | 3,1 | 2,7 | 71 | 12 | 11 | 56 | 44 | 43 | 38 | 80 | 78 | 30 |
| IR4_H5_Γ | Motte Γ | 1,23 (3) | 4 | 6,5 | 5,7 | 58 | 13 | 12 | 31 | 40 | 40 | 11 | 147 | 146 | 13 | 257 | 255 | 17 |
| IR1_H5_Δ | Motte Δ | 1,65 (3) | 5 | 0,7 | 0,5 | 80 | 1,6 | 1,4 | 61 | 4,7 | 4,2 | 46 | 13 | 12 | 43 | 20 | 18 | 47 |
| IR3_H5_Δ | Motte Δ | 1,68 (1) | 5 | 1,8 | 1,6 | 68 | 4,3 | 3,8 | 63 | 8,6 | 8,6 | 13 | 13 | 13 | <1 | 16 | 16 | 8 |
| H5_IF | Inter-bandes | 1,20 (4) | 5 | 4,6 | 3,6 | 65 | 8,7 | 7,7 | 46 | 31 | 31 | 19 | 288 | 282 | 23 | 741 | 722 | 25 |
| H6 | Semelle de labour | 1,64 (4) | 5 | 0,5 | 0,5 | 38 | 1,2 | 1,1 | 32 | 3,6 | 3,5 | 33 | 11 | 10 | 34 | 18 | 16 | 40 |
| P1 | Zone non travaillée | 1,59 (4) | 5 | 2,0 | 1,6 | 73 | 3,8 | 3,5 | 51 | 8,2 | 7,8 | 30 | 17 | 16 | 31 | 23 | 22 | 34 |
| Technique de conservation (MT) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| IR1_H1 | Lit de semence | 1,40 (3) | 5 | 1,5 | 1,5 | 32 | 2,9 | 2,7 | 39 | 6,5 | 6,0 | 43 | 14 | 14 | 20 | 19 | 19 | 19 |
| IR2_H1 | Lit de semence | 1,40 (3) | 5 | 2,1 | 0,7 | 116 | 4,6 | 3,2 | 94 | 10,9 | 9,4 | 59 | 24 | 22 | 57 | 38 | 31 | 73 |
| IR3_H1 | Lit de semence | 1,48 (3) | 5 | 2,2 | 2,0 | 42 | 5,2 | 4,9 | 38 | 15,2 | 15 | 25 | 40 | 35 | 57 | 66 | 52 | 74 |
| IR4_H1 | Lit de semence | 1,22 (3) | 5 | 1,0 | 0,9 | 43 | 2,9 | 2,7 | 50 | 15,2 | 11 | 83 | 73 | 53 | 84 | 150 | 105 | 85 |
| R3_H1 | Lit de semence | - | 4 | 6,6 | 6,6 | 11 | 8,6 | 8,6 | 13 | 13,0 | 13 | 23 | 20 | 20 | 30 | 23 | 22 | 32 |
| IR1_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 1,51 (3) | 6 | 1,4 | 1,1 | 70 | 2,6 | 2,2 | 58 | 7,0 | 6,5 | 34 | 27 | 18 | 92 | 62 | 30 | 122 |
| IR2_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 1,53 (3) | 6 | 2,8 | 1,6 | 100 | 5,1 | 3,7 | 85 | 10,2 | 9,4 | 44 | 30 | 26 | 64 | 62 | 41 | 103 |
| IR3_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 1,40 (3) | 5 | 3,5 | 1,9 | 99 | 7,0 | 4,3 | 89 | 12,5 | 9,4 | 79 | 21 | 19 | 46 | 29 | 26 | 47 |
| IR4_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 1,41 (3) | 6 | 1,9 | 1,7 | 64 | 4,0 | 3,7 | 40 | 11,0 | 10 | 34 | 31 | 26 | 60 | 52 | 39 | 81 |
| IR1_oldH5_Γ _{like} | Structure type Γ _{like} | 1,46 (2) | 5 | 4,6 | 2,6 | 55 | 8,9 | 5,3 | 55 | 18,4 | 13 | 52 | 37 | 32 | 46 | 51 | 47 | 39 |
| IR4_oldH5_Γ _{like} | Structure type Γ _{like} | 1,36 (2) | 6 | 4,3 | 2,6 | 88 | 7,7 | 5,1 | 83 | 13,9 | 11 | 62 | 30 | 28 | 35 | 43 | 40 | 34 |
| IR2_oldH5_Δ _{like} | Structure type Δ _{like} | 1,43 (1) | 5 | 1,1 | 0,4 | 168 | 2,2 | 0,9 | 170 | 6,4 | 3,0 | 154 | 17 | 13 | 86 | 30 | 25 | 68 |
| IR3_oldH5_Δ _{like} | Structure type Δ _{like} | 1,43 (2) | 5 | 4,4 | 3,6 | 69 | 8,8 | 7,5 | 59 | 21,3 | 18 | 61 | 38 | 30 | 74 | 50 | 39 | 78 |
| oldH5_EB-C | Galeries - Fissures | - | 4 | 5,1 | 4,9 | 33 | 9,4 | 9,1 | 29 | 25,7 | 25 | 27 | 197 | 182 | 41 | 452 | 405 | 46 |
| P1 | Zone non travaillée | 1,40 (5) | 6 | 5,6 | 5,0 | 49 | 7,8 | 7,1 | 46 | 14,7 | 13 | 49 | 33 | 31 | 37 | 43 | 40 | 45 |

[†] Nombre de répétitions des mesures de conductivité hydraulique

[‡] Nombre de répétitions des mesures de masse volumique apparente (ρ_b)

Dans l'horizon 0-8 cm, la comparaison des deux modalités de travail du sol ne fait pas ressortir de différence. Nous aurions pu nous attendre à obtenir des valeurs de ρ_b plus faibles en MT qu'en CT du fait de la faible masse volumique apparente des résidus organiques du mulch (Lal et al., 1994). Nous avons débuté les mesures la seconde semaine de juillet, et nous avons commencé par l'étude de la modalité en CT. En conditions optimales de dégradation (humidité et chaleur), telles que celles de l'été durant lequel les mesures se sont déroulées, la majeure partie du mulch était dégradé lorsque nous avons réalisé nos mesures en MT. Ceci peut expliquer l'absence d'effet du mulch sur ρ_b . De plus, la préparation du lit de semence en CT a été plus intensive qu'en MT avec deux passages de cultivateur combiné à une herse et un rouleau alors que seuls la herse et le rouleau ont été utilisés en MT. Comme cela a été précédemment indiqué (Chapitre 3), un plus fort degré de fragmentation mécanique en CT peut avoir masqué les effets des résidus organiques sur ρ_b .

Entre 8 et 28 cm, la moyenne générale de ρ_b est supérieure dans l'ancienne couche labourée en MT ($1,45 \text{ g cm}^{-3}$) à celle de la couche labourée en CT ($1,34 \text{ g cm}^{-3}$). En CT, entre 28 et 35 cm de profondeur, les labours successifs ont entraîné la formation d'une semelle avec une valeur moyenne de ρ_b élevée ($1,64 \text{ g cm}^{-3}$). Au-delà de 35 cm de profondeur, dans la zone P1, les valeurs de ρ_b sont significativement plus faibles en MT qu'en CT ($1,40$ vs. $1,59 \text{ g cm}^{-3}$). Ces résultats concordent avec ceux de Bauder et al. (1981) sur sol limono-argileux. A long terme, les pratiques conventionnelles tendent à former une couche compactée sous l'horizon travaillé et également à générer un tassement dans l'horizon inférieur (Tebrügge et During, 1999 ; Pagliai et al., 2004). La réduction de ρ_b dans la zone P1 en MT peut être interprétée comme une amélioration des propriétés physiques du sol due à l'arrêt du labour quatre années auparavant. Enfin, du fait de valeurs de ρ_b plus homogènes en MT qu'en CT, la méthode de Manichon (1982) apparaît être moins adaptée pour distinguer les différents volumes structuraux du sol du point de vue de leur masse volumique apparente.

4.3.1.3. Conductivité hydraulique au voisinage de la saturation

Nous avons réalisé 82 mesures de conductivité hydraulique $K(h)$ en technique conventionnelle sur 19 compartiments de sol et 78 mesures sur 15 types de compartiments de sol en technique de conservation (Tableau 22). La moyenne géométrique générale de K en CT est de $1,3 \text{ mm h}^{-1}$ (médiane $1,2 \text{ mm h}^{-1}$) à -10 cm et 68 mm h^{-1} (médiane 66 mm h^{-1}) à saturation ($\text{CV } K_s = 140 \%$). En MT, la moyenne géométrique générale de K est de $1,9 \text{ mm h}^{-1}$ (médiane $2,6 \text{ mm h}^{-1}$) à -10 cm et 41 mm h^{-1} (médiane 37 mm h^{-1}) à saturation ($\text{CV } K_s = 150 \%$). Les valeurs plus élevées de K_s en CT sont attribuées à la plus forte macroporosité créée par le travail du sol (labour). Les valeurs de K_s plus faibles et les valeurs de K plus élevées à -10 cm en MT peuvent être due à une redistribution de la porosité passant d'une forte proportion de larges pores en labour vers davantage de petits pores lorsque le labour est arrêté (Coquet et al., 2005b).

Nous avons analysé la variance de l'ensemble des valeurs de $K(h)$ obtenues afin d'évaluer l'effet du travail du sol sur cette propriété hydrique. Nous avons trouvé un effet significatif du travail du sol ($p < 0,01$) à 0 et -1 cm de potentiel matriciel, avec des valeurs plus élevées en CT qu'en MT, et aucun effet aux autres valeurs testées. Le travail profond du sol à l'aide d'une charrue contribue à créer localement dans le profil de la macroporosité et aboutit à des valeurs plus élevées de K au voisinage de la saturation (Tebrügge et During, 1999 ; Cameira et al., 2003 ; Coquet et al., 2005b).

4.3.1.3.1. Lit de semence (H1)

En CT, les valeurs de conductivité hydraulique varient de $0,1 \text{ mm h}^{-1}$ à -10 cm à 574 mm h^{-1} à saturation. Dans les inter-rangs (Tableau 22), IR1, IR2 et IR3 ont des valeurs similaires de K au potentiel matriciel -10 cm correspondant à des pores de diamètre équivalent inférieur ou égal à $0,3 \text{ mm}$, alors que IR4 présente des valeurs en moyenne trois fois plus élevées.

Les différences entre les trois inter-rangs apparaissent avec l'augmentation de h (Figure 45a). Pour les valeurs proches de la saturation ($h \geq -1 \text{ cm}$), les deux inter-rangs non roulés (IR2 et IR4) ont des valeurs de K de 3 à 4 fois supérieures à celles en inter-rangs roulés (IR1 et IR3). Ces résultats sont concordants avec ceux de la littérature et illustrent les effets de la compaction par les engins agricoles (Ankeny et al., 1990 ; Heddadj et Gascuel-Oudou, 1999 ; Coutadeur et al., 2002 ; Servadio et al., 2005). Cette compaction affecte principalement les macropores de diamètre équivalent supérieur à $0,5 \text{ mm}$ et semble avoir une incidence limitée sur les pores de diamètre inférieur.

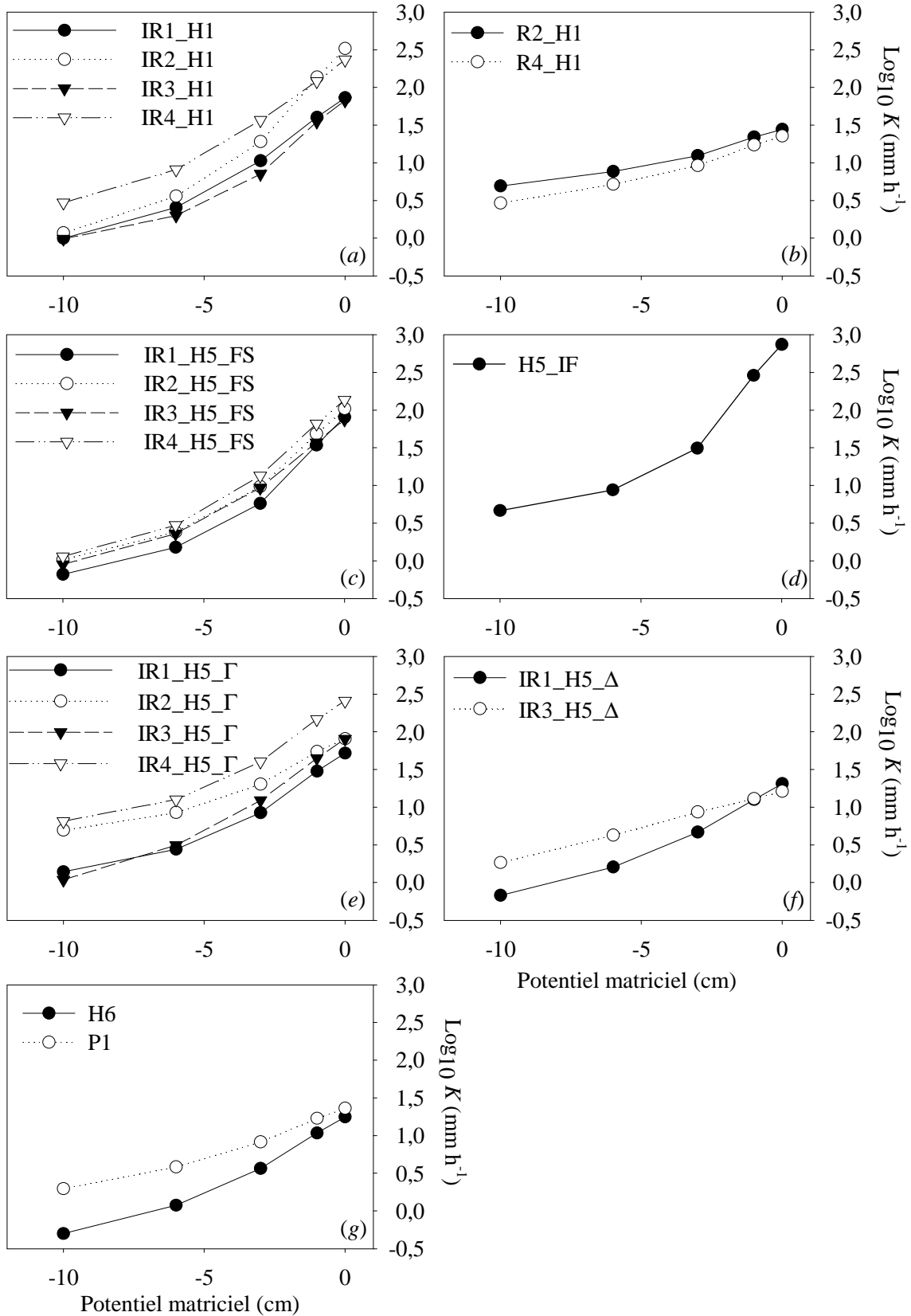


Figure 45. Valeurs de conductivité hydraulique ($\text{Log}_{10}K$) dans le lit de semence (H1), la zone labourée (H5), la semelle de labour (H6) et la zone non travaillée (P1) en technique conventionnelle (CT). En H1, les mesures ont été réalisées dans les quatre inter-rangs (IR, (a)) et dans deux rangs (R, (b)). En H5, les mesures ont été réalisées dans les inter-bandes de labour (IF, (d)), dans les mottes Γ (e) et Δ (f).

Nous observons que la relation $K(h)$ est différente entre les rangs et les inter-rangs (Figure 45a, b). Dans les deux rangs R2 et R4, les valeurs de K augmentent d'un facteur 4 dans la gamme de potentiels matriciels étudiée alors qu'elles augmentent d'un facteur 70 dans les inter-rangs roulés et d'un facteur de plus de 230 en inter-rangs non roulés (Tableau 22). Une analyse de la variance sur ces valeurs révèle les effets de la localisation dans le lit de semence ($p < 0,0001$) et un test de Bonferroni permet de regrouper les zones de valeurs de K similaires. A saturation, trois groupes sont formés ($\alpha = 0,05$) : R2 et R4 ; IR1 et IR3 ; IR2 et IR4. Ces groupes correspondent à ceux obtenus par la description morphologique. A -1 cm, les rangs R2 et R4 et inter-rangs roulés IR1 et IR3 ne sont plus différents au niveau statistique et en deçà de -3 cm, les six positions ne sont plus différenciées. Des études antérieures rapportent des valeurs de K plus élevées dans le rang qu'en inter-rang grâce notamment au développement racinaire de la culture (Vervoort et al., 2001). Dans notre étude, le travail du sol sur la ligne de semis à l'aide de coutres vise à détruire les mottes et à former de la terre fine afin d'obtenir de bonnes conditions de germination de la graine. Finalement, après plusieurs pluies et irrigation et compte-tenu de la faible stabilité structurale du sol étudié, les rangs ont une plus forte masse volumique apparente et une conductivité hydraulique plus faible que les inter-rangs. Au cours des irrigations, des phénomènes de flaquage se manifestent à l'endroit des rangs qui sont encaissés par rapport aux inter-rangs (Figure 12a) et conduisent à la formation d'une croûte de battance et à des écoulements préférentiels en surface le long des rangs en fonction de la pente de la parcelle. Ce phénomène est de plus accentué par le développement du maïs. Le feuillage agit comme un collecteur d'eau canalisant les précipitations vers le pied du maïs générant ponctuellement des flux importants (Paltineanu et Starr, 2000 ; Bussiere et al., 2002).

En MT, les valeurs de K_S varient de 14 à 290 mm h⁻¹ (Tableau 22). Sur la ligne de semis, nous avons réalisé les mesures de K uniquement dans le rang 3 (Figure 46b) et les valeurs étaient similaires à celles mesurées dans les rangs en CT. L'inter-rang roulé au moment du semis IR1 présente les valeurs de K_S les plus faibles. Comme cela a été observé en CT, les différences entre les inter-rangs apparaissent pour les potentiels matriciels les plus élevées (Figure 46a). Nous notons que les valeurs de K_S mesurées en H1 sont plus faibles en MT qu'en CT. Plusieurs travaux indiquent que la présence d'un mulch tend à développer et à renforcer la structure de l'horizon superficiel notamment par une protection physique des agrégats, un accroissement de l'activité de la macrofaune et une incorporation de la matière organique, ce qui favorise le plus souvent l'infiltration (Rao et al., 1998 ; Findeling et al., 2003). Comme nous l'avons précédemment indiqué, les mesures en MT ont été réalisées environ un mois après celles en CT. Bien que les fosses aient été protégées contre les apports d'eau, le mulch s'est dégradé et un tassement 'naturel' de l'horizon de surface s'est produit ce qui peut avoir masqué les différences entre les modalités de travail du sol. De plus, pour la préparation du lit de semence, deux passages de cultivateur ont été réalisés en CT alors qu'en MT, un seul passage de herse plate a été

effectué. Les valeurs plus faibles de ρ_b et les valeurs plus élevées de K en CT peuvent être attribuées à un plus fort degré de fragmentation.

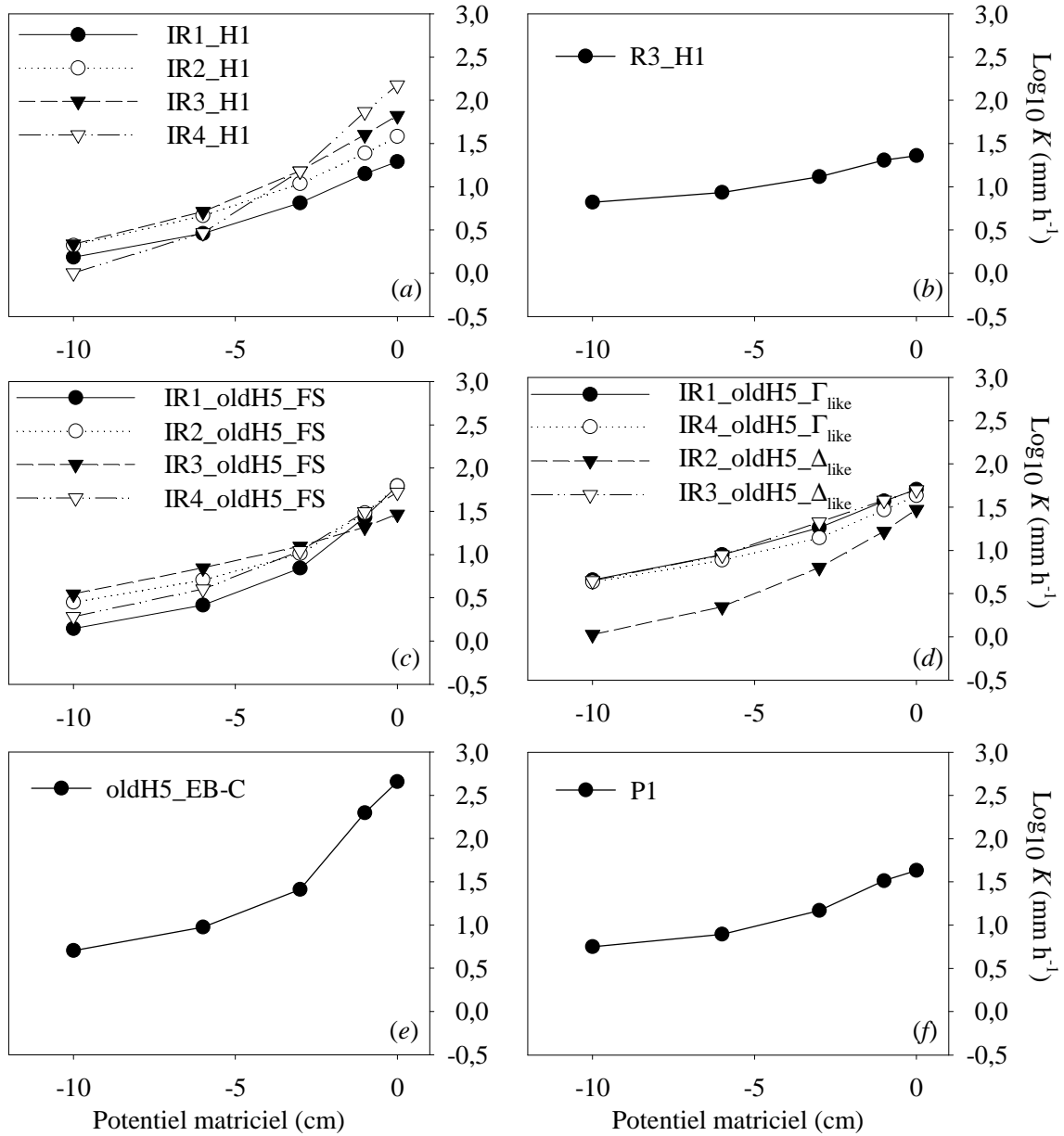


Figure 46. Valeurs de conductivité hydraulique ($\text{Log}_{10}K$) dans le lit de semence (H1), l'ancienne zone labourée (oldH5) et la zone non travaillée (P1) en technique de conservation (MT). En H1, les mesures ont été réalisées dans les quatre inter-rangs (IR, (a)) et dans un rang (R3, (b)). En oldH5, les mesures ont été réalisées dans les structures de type Γ et Δ (d) et sur des galeries et fissures.

4.3.1.3.2. Couche labourée (H5) – couche anciennement labourée (oldH5)

En CT, la moyenne géométrique de K_S est de 83 mm h^{-1} dans l'horizon H5 variant de 16 pour les mottes Δ à 722 mm h^{-1} en inter-bandes de labour (Tableau 22), avec un coefficient de variation de 276 %. Plusieurs études rapportent des coefficients de variation très élevés pour la conductivité hydraulique dans la couche labourée (Reynolds et al., 1995 ; Coquet et al., 2005b), cette variabilité pouvant être correctement appréciée par la description morphologique du profil cultural. Dans la terre fine de la couche labourée (Figure 45c), nous n'observons pas de différence significative entre les quatre positions mais le classement de K_S observé dans le lit de semence reste le même ($\text{IR4_H5_FS} > \text{IR2_H5_FS} > \text{IR1_H5_FS} > \text{IR3_H5_FS}$). Il est possible que l'effet du tassement lié au passage de roue en surface se manifeste dans cette couche sous-jacente. Les mottes Γ présentent des valeurs de conductivité hydraulique variables (Figure 45e). Dans le compartiment IR4_H5, qui est le seul à ne pas avoir été roulé au moment de la fabrication du lit de semence ou au moment du semis, ces mottes possèdent les valeurs de K_S les plus élevées (moyenne de 255 mm h^{-1}). Ces valeurs sont significativement différentes des autres mottes Γ ($p < 0,01$) à 0 et -1 cm mais, pour les autres valeurs de potentiel matriciel testées, les différences disparaissent. En inter-rang 2 (IR2), nous avons observé un tassement de la couche labourée due aux opérations culturales survenant avant la préparation du lit de semence. Ce tassement n'a pas d'effet sur la conductivité hydraulique de la terre fine (IR2_H5_FS) mais nous mesurons des valeurs assez faibles de K_S dans les mottes Γ du compartiment IR2_H5, comparables à celles mesurées dans les mottes Γ sous les zones récemment roulées (IR1 et IR3, Figure 45e). Les valeurs moyennes de K_S dans les mottes Δ en IR1 et IR3 (Figure 45f) varient de 16 à 18 mm h^{-1} , ce qui est de 3 à 16 fois plus faible que les valeurs mesurées dans les mottes Γ . A -10 cm de potentiel matriciel, les valeurs de K des mottes Δ en IR1 et IR3 ont des coefficients de variation de 80 et 68 % alors qu'ils étaient de 47 et 8 % à saturation. Ceci illustre la limite de discernement à l'œil nu de la porosité des mottes. Les valeurs les plus élevées de K_S (moyenne géométrique de 722 mm h^{-1} , CV de 26 %) sont mesurées dans les inter-bandes de labour (Figure 45d). Une forte augmentation de K est observée à partir de -3 cm de potentiel matriciel (pores de diamètre équivalent à 1 mm). Dans les inter-bandes, les résidus de culture forment un réseau de macropores bien connectés et possédant une forte capacité de conduction de l'eau (Kasteel et al., 2007). Débutant au dessous du lit de semence, ces inter-bandes traversent obliquement l'ensemble de l'horizon labouré et aboutissent sur la semelle de labour (Figure 42a).

En technique de conservation, dans la zone anciennement labourée (oldH5), les valeurs de K_S varient de 25 à 405 mm h^{-1} . La moyenne géométrique générale de K_S est de 43 mm h^{-1} ce qui est une valeur plus faible qu'en CT. Dans les zones de structures décrites comme Γ_{like} et Δ_{like} (Figure 46d), les valeurs de K_S varient de 25 mm h^{-1} dans la zone de type Δ à 47 mm h^{-1} dans la zone de type Γ avec des différences non significatives (à partir de -6 cm, $\text{IR2_oldH5_}\Delta_{\text{like}}$ sont significativement différentes des autres mottes, $p < 0,05$). Les valeurs de K_S les plus élevées (moyenne géométrique $> 400 \text{ mm h}^{-1}$)

sont obtenues sur des zones présentant une galerie de lombricien ou une fente de retrait (oldH5_EB-C, Figure 46e). Bien que nous n'ayons pas mesuré directement l'abondance de la macrofaune, nous avons observé que les vers de terre et leurs galeries étaient nettement plus abondants en technique de conservation qu'en technique conventionnelle. Ces observations sont en accord avec la littérature (Jordan et al., 1997 ; Brown et al., 2003). Dans le cas de sols hydromorphes avec une nappe pouvant remonter à 25 cm à la fin de l'hiver, il est intéressant de noter que des techniques de travail du sol superficielles peuvent tout de même générer des modifications au niveau de la macrofaune. Les valeurs de $K(h)$ sur les zones possédant une galerie ou une fente de retrait sont significativement différentes des autres valeurs de $K(h)$. Plusieurs études soulignent le rôle majeur des galeries de vers de terre sur la conduction de l'eau au voisinage de la saturation en technique de conservation (Shipitalo et al., 2000 ; Tan et al., 2002b). Pour l'ensemble des autres valeurs de $K(h)$, l'effet de la structure ou de la localisation est non significatif. Ce résultat peut être interprété comme une homogénéisation des caractéristiques de conductivité hydraulique en MT après quatre années sans travail profond alors qu'en technique conventionnelle, le labour maintient une hétérogénéité verticale et latérale de ces propriétés. En raison de cette homogénéité de la conductivité hydraulique en MT, l'utilisation de la méthode de Manichon (1982) est apparue moins discriminante en MT qu'en CT. En MT, des zones semblant avoir un état structural interne de type Δ ont une conductivité hydraulique similaire aux zones de type Γ . L'activité biologique (vers de terre, nématodes, racines) pourrait avoir en fait modifié les propriétés des zones initialement compactes rendant l'identification des zones réellement Δ plus difficile. L'utilisation d'indicateurs, tels que l'abondance des macropores comme le suggère Logsdon et al. (1993), pourrait donc être plus pertinente dans l'évaluation de la conductivité hydraulique en systèmes de conservation des sols.

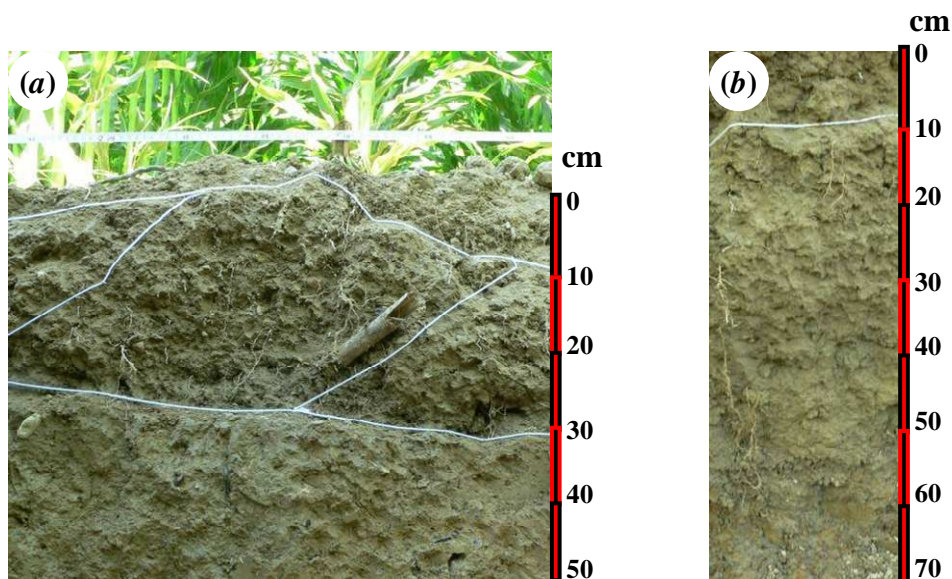


Figure 47. Détails du développement racinaire du maïs en 2005 en technique conventionnelle (a) et en technique de conservation des sols (b).

4.3.1.3.3. Semelle de labour (H6)

En technique conventionnelle, la semelle de labour présente de faibles valeurs de conductivité hydraulique (Figure 45g). La moyenne géométrique de K_S est de 16 mm h^{-1} et les valeurs varient de $8,6$ à 25 mm h^{-1} . Ces valeurs sont similaires à celles mesurées dans les mottes Δ . Créée par les passages successifs des roues du tracteur en fond de labour, la semelle est le résultat de plusieurs années de compaction. Les valeurs de masse volumique apparente sont élevées ($1,64 \text{ g cm}^{-3}$) et l'ensemble de l'espace poral semble être affecté. La présence d'une semelle réduit fortement le drainage de l'horizon travaillé et contribue à la formation d'une zone de saturation en eau quasi-permanente durant la saison culturale empêchant le développement racinaire du maïs vers les horizons plus profonds (Figure 47).

4.3.1.3.4. Zone non travaillée (P1)

Les mesures dans la zone non travaillée ont été réalisées à 45 cm de profondeur sous les deux modalités de travail du sol.

En technique conventionnelle, la moyenne géométrique de K_S est de 22 mm h^{-1} avec un CV de 34% (Tableau 22). Dans cette zone, les valeurs mesurées de K sont similaires à celles mesurées dans la semelle de labour pour les plus fortes valeurs de potentiel matriciel (-3 à 0 cm), mais sont plus élevées pour les potentiels matriciels inférieures à -3 cm indiquant une plus forte mésoporosité dans la zone non travaillée que dans la semelle (Figure 45g). Aucune augmentation de la conductivité n'a été observée pour les valeurs de K_S entre la couche labourée et la zone non travaillée comme l'indique certaines études (Coutadeur et al., 2002 ; Wahl et al., 2004).

Dans la zone P1 en technique de conservation, la moyenne géométrique de K_S est de 40 mm h^{-1} avec un CV de 45% (Tableau 22). Cette zone présente des valeurs de conductivité identiques à celles de l'ancienne couche labourée. Ce résultat peut à nouveau être interprété comme une homogénéisation du sol en techniques de conservation.

Dans la zone P1, les valeurs de $K(h)$ mesurées sont significativement supérieures en MT qu'en CT. Bien que cette zone soit saturée d'eau en période hivernale et une partie du printemps, il apparaît que le fait d'arrêter de travailler profondément le sol permette une augmentation des capacités d'infiltration. La traduction agronomique de cette amélioration physique est la possibilité pour les racines du maïs de se développer dans cette couche, en empruntant notamment les galeries de vers de terre et les fentes de retrait, alors qu'elles sont stoppées par la compacité de la semelle de labour et par le maintien d'une zone saturée en technique conventionnelle (Figure 47).

4.3.1.4. Études des corrélations

La significativité de la corrélation entre les valeurs de $\text{Log}_{10} K(h)$ et les valeurs de ρ_b a été testée (Tableau 23). Une corrélation négative significative est obtenue entre ρ_b et K en technique conventionnelle.

Tableau 23. Coefficients de corrélation linéaire de Pearson entre la masse volumique apparente (ρ_b) et les valeurs en Log_{10} de conductivité hydraulique aux différents potentiels matriciels en techniques conventionnelle et de conservation.

| | Potentiel matriciel h (cm- H_2O) | | | | |
|---------------------------------------|---|----------|----------|----------|----------|
| | -10 | -6 | -3 | -1 | 0 |
| Technique conventionnelle (CT) | | | | | |
| $\text{Log}_{10} K(h)$ vs. ρ_b | -0,237* | -0,349** | -0,713** | -0,918** | -0,935** |
| Technique de conservation (MT) | | | | | |
| $\text{Log}_{10} K(h)$ vs. ρ_b | 0,227 | 0,110 | -0,220 | -0,365* | -0,269 |

** significatif à 0,01 de niveau de probabilité
* significatif à 0,05 de niveau de probabilité

L'intensité de la corrélation et son niveau de significativité augmente avec le potentiel matriciel. En technique de conservation, la corrélation entre ρ_b et K n'est pas significative à l'exception des valeurs à -1 cm (au niveau de probabilité de 0,05). La masse volumique apparente est souvent utilisée comme indicateur de la conductivité hydraulique dans des fonctions de pédotransfert (Chen et al., 1998 ; Blanco-Canqui et al., 2004). Les résultats de ce travail rejoignent les observations faites par Chen et al. (1998) qui, en compilant les données de la littérature, montrent une relation entre K_s et ρ_b en technique de travail du sol conventionnelle et une absence de relation pour des techniques de travail du sol réduite. Cette déconnection de la mesure de ρ_b et de K_s en MT pourrait être due à la mauvaise appréciation de la connectivité des pores en non-labour avec la méthode au cylindre utilisée dans la mesure de ρ_b . Par ailleurs, plus les pores sont de diamètre élevé et plus le ratio entre leur contribution à la diminution de ρ_b et leur contribution à l'augmentation de K est petit. En techniques de conservation, les mesures de masse volumique apparente ne doivent donc pas être utilisées comme estimateur de la conductivité au voisinage de la saturation.

4.3.2. Variabilité des paramètres de transport de type « eau mobile – eau immobile »

4.3.2.1. Conductivité hydraulique

La méthode proposée par Clothier et al. (1992) n'est valide qu'en conditions de régime d'écoulement permanent ce qui nécessite une première phase d'infiltration d'eau au potentiel matriciel choisi. Nous avons utilisé cette première phase d'infiltration pour accéder à la conductivité hydraulique selon la méthode en régime transitoire proposée par Haverkamp et al. (1994) ce qui a permis de comparer les valeurs obtenues avec celles obtenues par la méthode multipotentiel.

Nous avons réalisé 63 mesures de conductivité hydraulique à -1 cm en technique conventionnelle sur 17 compartiments de sol (les mottes Γ en IR1 et IR3 n'ayant pas été étudiées dans ce volet de l'étude), et 55 mesures sur 14 compartiments de sol en technique de conservation (les zones possédant des galeries et/ou des fissures (oldH5_EB-C) n'ayant pas été étudiées) (Tableau 25). La moyenne géométrique générale en CT est de 70 mm h^{-1} (médiane 68 mm h^{-1} , CV de 143 %) et elle est de 43 mm h^{-1} en MT (médiane 40 mm h^{-1} , CV de 80 %). A ce même potentiel matriciel, les moyennes géométriques mesurées en CT et MT à l'aide de la méthode multipotentiel étaient respectivement de 39 mm h^{-1} (médiane 35 mm h^{-1}) et de 27 mm h^{-1} (médiane 26 mm h^{-1}). Dans les deux modalités de travail du sol, les valeurs mesurées selon la méthode monopotentiel sont environ deux fois plus élevées que celles mesurées en multipotentiel. Coquet et al. (2000) observaient au contraire une sous-estimation de K avec la méthode monopotentiel et ils indiquaient que la précision dans l'estimation de K était moins bonne avec la méthode en régime transitoire (incertitude estimée à 70 %). Il est intéressant de noter que la surestimation générale est équivalente entre CT et MT (le rapport K_{-1_CT}/K_{-1_MT} étant égal à 1,4 en multipotentiel et 1,6 en monopotentiel), les interprétations précédemment réalisées pour la méthode multipotentiel restent d'une manière générale valables et ne seront donc pas rappelées dans ce paragraphe. Les différentes valeurs mesurées de K_{-1} sont présentées dans la Figure 48 pour la modalité en CT et Figure 49 pour la modalité en MT.

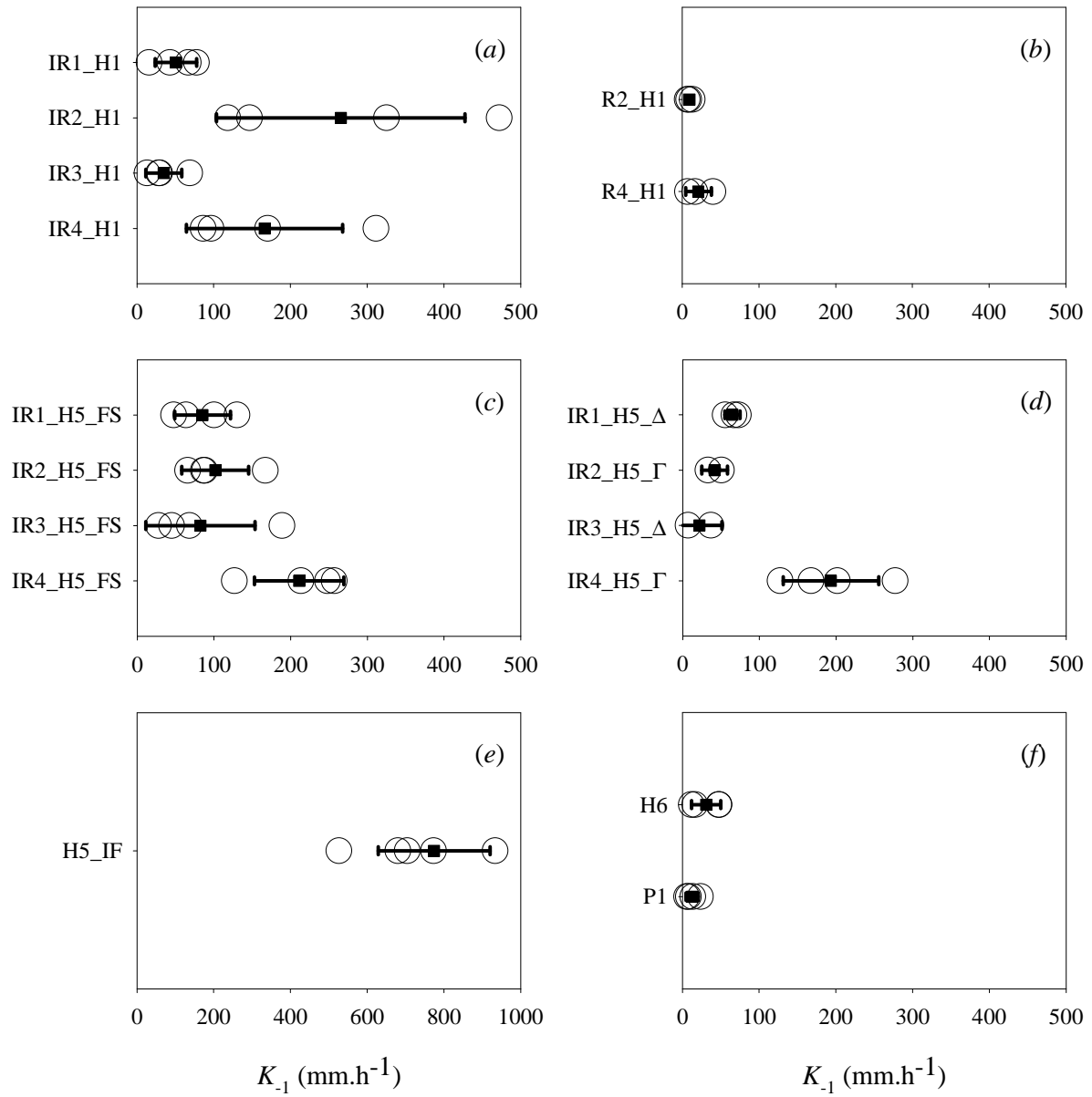


Figure 48. Valeurs de conductivité hydraulique à -1 cm (K_{-1}) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique conventionnelle (CT).

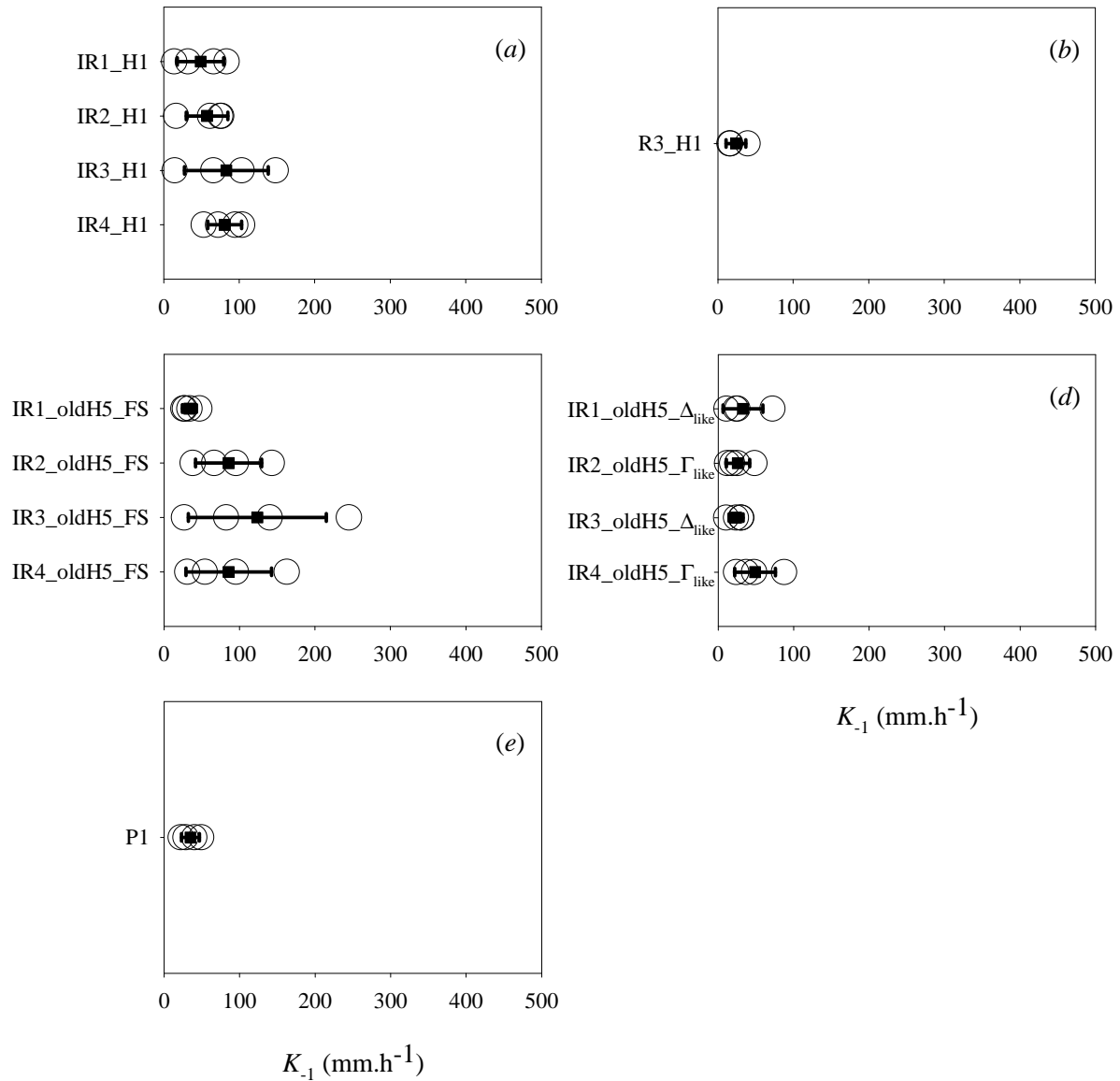


Figure 49. Valeurs de conductivité hydraulique à -1 cm (K_{-1}) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique de conservation (MT).

Les valeurs de K_{-1} sont positivement corrélées aux valeurs du flux en régime permanent q ($\rho = 0,886$, $p < 0,01$ en CT et $\rho = 0,633$, $p < 0,01$ en MT), et négativement corrélées aux valeurs de masse volumique apparente avec, cependant, des coefficients de corrélation moins bons que ceux obtenus en méthode multipotentiel ($\rho = -0,316$, $p < 0,05$ en CT et $\rho = -0,298$, $p < 0,05$ en MT).

4.3.2.2. Fraction d'eau immobile

Sur l'ensemble des mesures en CT, la moyenne de θ_{im}/θ est de 0,524 (médiane de 0,566) et les valeurs varient de 0,039 à 0,947 (CV = 55 %). En MT, la moyenne de θ_{im}/θ est de 0,631 (médiane de 0,595) et les valeurs varient de 0,216 à 0,882 (CV = 30 %). Ces amplitudes de variation sont cohérentes avec les résultats de la littérature, par exemple Al-Jabri et al. (2002) mesuraient des fractions d'eau immobile

comprises entre 0,36 et 0,88, Casey et al. (1998) des valeurs comprises entre 0,28 et 0,95. Sur chacune des modalités de travail du sol, des corrélations sont observées entre les différents paramètres mesurés (Tableau 24). Sous les deux systèmes de travail du sol, θ_{im} (ou θ_{im}/θ) diminue lorsque le flux en régime permanent (q) augmente, une plus forte proportion de la porosité participant au transport de l'eau et des solutés (cette relation n'ayant toutefois pas été observée lors de travaux précédents (Alletto et al., 2006b)). L'utilisation de q comme estimateur de θ_{im}/θ pourrait être intéressante de par la simplicité et la rapidité de mesure de ce paramètre. La masse volumique apparente influence également les paramètres de transport. Lorsque ρ_b augmente, la teneur en eau volumique diminue traduisant de la réduction de la porosité totale, mais la fraction d'eau immobile augmente, avec un effet plus marqué en CT. La compaction du sol modifie la distribution de la porosité en accroissant le nombre de micropores (Tarawally et al., 2004), ou en modifiant la connectivité des macropores (Richard et al., 2001), ce qui a une incidence importante sur les mécanismes de flux préférentiel de type MIM.

Tableau 24. Coefficients linéaires de Pearson entre la teneur en eau volumique (θ), la teneur en eau volumique immobile (θ_{im}), la fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ), le flux en régime permanent à -1 cm (q) et la masse volumique apparente (ρ_b).

| | Technique conventionnelle (CT) | Technique de conservation (MT) |
|---|--------------------------------|--------------------------------|
| θ vs. q | 0,420** | 0,252** |
| θ vs. θ_{im} | NS [†] | 0,388** |
| θ vs. θ_{im}/θ | -0,309** | NS |
| q vs. θ_{im}/θ | -0,494** | -0,447** |
| q vs. θ_{im} | -0,408** | -0,279** |
| ρ_b vs. θ | -0,440** | -0,597** |
| ρ_b vs. q | -0,376** | -0,479** |
| ρ_b vs. θ_{im}/θ | 0,439** | 0,205** |
| v^{\ddagger} vs. θ_{im}/θ | -0,498** | -0,432** |
| v vs. θ_{im} | -0,434** | -0,350** |

** significatif à 0,01 de niveau de probabilité

[†] Non significatif à 0,05 de niveau de probabilité

[‡] $v = q / \theta$ (cm h⁻¹), vitesse moyenne de l'eau

4.3.2.2.1. Lit de semence (H1)

En CT, la fraction d'eau immobile varie de 0,039 à 0,885 (CV = 71 %) dans les inter-rangs et de 0,596 à 0,778 (CV = 40 %) dans les rangs. Malgré les fortes variabilités entre les mesures (Figure 50a, b), les valeurs moyennes de θ_{im}/θ sont sensiblement plus élevées dans les inter-rangs roulés (IR1 et IR3). Il semble donc que le tassement entraîne une augmentation de θ_{im}/θ .

En MT, la fraction d'eau immobile varie de 0,243 à 0,826 (CV = 36 %) dans les inter-rangs avec des moyennes comprises entre 0,515 et 0,617 selon l'inter-rang (Tableau 25, Figure 51a). Dans le rang 3, la moyenne de θ_{im}/θ est de 0,778 avec une faible variabilité (Tableau 25, Figure 51b). Ces amplitudes de variation de la fraction d'eau immobile dans le lit de semence sont similaires à celles trouvées dans la littérature (Casey et al., 1997 ; Casey et al., 1998 ; Al-Jabri et al., 2002 ; Alletto et al., 2006b). Elles peuvent être attribuées à une variabilité à courte-distance de la structure du sol, de son

état d'agrégation, qui conditionnent fortement les processus de transport (Casey et al., 1997 ; Okom et al., 2000). Il apparaît également que la conductivité hydraulique et la fraction d'eau immobile pour cet horizon sont négativement corrélées ($\rho = -0,478$, $p < 0,01$) (Figure 48a vs. Figure 50a, Figure 49a vs. Figure 51a).

Tableau 25. Teneur en eau volumique (θ), fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ), conductivité hydraulique à -1 cm (K_{-1}) et flux à l'écoulement permanent (q) des différents compartiments et structures dans les profils culturaux en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation des sols (MT).

| Codification | Couche / Structure | N^\dagger | θ cm ³ cm ⁻³ | θ_{im}/θ | K_{-1} mm h ⁻¹ | q |
|---------------------------------------|-----------------------------------|-------------|--|----------------------------|--------------------------------|----------------------|
| Technique conventionnelle (CT) | | | | | | |
| IR1_H1 | Lit de semence | 4 | 0,447 ± 0,057 [‡] | 0,430 ± 0,182 [‡] | 51 ± 27 [‡] | 25 ± 13 [‡] |
| IR2_H1 | Lit de semence | 4 | 0,463 ± 0,039 | 0,164 ± 0,128 | 266 ± 165 | 235 ± 137 |
| IR3_H1 | Lit de semence | 4 | 0,499 ± 0,081 | 0,518 ± 0,348 | 35 ± 24 | 34 ± 7,6 |
| IR4_H1 | Lit de semence | 4 | 0,544 ± 0,089 | 0,242 ± 0,100 | 166 ± 104 | 139 ± 101 |
| R2_H1 | Lit de semence | 3 | 0,379 ± 0,050 | 0,596 ± 0,348 | 9,3 ± 3,4 | 9,6 ± 3,0 |
| R4_H1 | Lit de semence | 3 | 0,541 ± 0,050 | 0,778 ± 0,194 | 21 ± 17 | 9,8 ± 2,1 |
| IR1_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,479 ± 0,078 | 0,325 ± 0,264 | 85 ± 37 | 146 ± 50 |
| IR2_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,487 ± 0,104 | 0,662 ± 0,260 | 102 ± 45 | 69 ± 23 |
| IR3_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,430 ± 0,057 | 0,667 ± 0,257 | 82 ± 73 | 77 ± 37 |
| IR4_H5_FS | Terre fine couche labourée | 4 | 0,495 ± 0,076 | 0,548 ± 0,348 | 211 ± 59 | 111 ± 25 |
| IR2_H5_Γ | Motte Γ | 2 | 0,357 ± 0,023 | 0,767 ± 0,085 | 42 ± 12 | 38 ± 36 |
| IR4_H5_Γ | Motte Γ | 4 | 0,532 ± 0,054 | 0,480 ± 0,222 | 193 ± 64 | 193 ± 76 |
| IR1_H5_Δ | Motte Δ | 3 | 0,482 ± 0,104 | 0,843 ± 0,083 | 65 ± 8,7 | 37 ± 7,0 |
| IR3_H5_Δ | Motte Δ | 2 | 0,406 ± 0,023 | 0,749 ± 0,256 | 22 ± 21 | 25 ± 11 |
| H5_IF | Inter-bandes | 6 | 0,552 ± 0,062 | 0,240 ± 0,161 | 775 ± 182 | 533 ± 142 |
| H6 | Semelle de labour | 4 | 0,426 ± 0,064 | 0,816 ± 0,035 | 31 ± 19 | 18 ± 1,9 |
| P1 | Zone non travaillée | 4 | 0,394 ± 0,036 | 0,620 ± 0,221 | 13 ± 8,1 | 10 ± 4,5 |
| Technique de conservation (MT) | | | | | | |
| IR1_H1 | Lit de semence | 4 | 0,451 ± 0,057 | 0,532 ± 0,201 | 49 ± 31 | 110 ± 35 |
| IR2_H1 | Lit de semence | 4 | 0,524 ± 0,028 | 0,617 ± 0,256 | 57 ± 28 | 76 ± 39 |
| IR3_H1 | Lit de semence | 4 | 0,516 ± 0,074 | 0,515 ± 0,138 | 83 ± 57 | 79 ± 66 |
| IR4_H1 | Lit de semence | 4 | 0,495 ± 0,016 | 0,592 ± 0,271 | 81 ± 23 | 64 ± 32 |
| R3_H1 | Lit de semence | 3 | 0,433 ± 0,050 | 0,778 ± 0,028 | 24 ± 14 | 12 ± 2,0 |
| IR1_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,455 ± 0,116 | 0,696 ± 0,170 | 34 ± 9,5 | 40 ± 35 |
| IR2_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,443 ± 0,073 | 0,707 ± 0,170 | 86 ± 45 | 61 ± 28 |
| IR3_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,410 ± 0,028 | 0,383 ± 0,189 | 123 ± 93 | 117 ± 69 |
| IR4_oldH5_FS | Terre fine ancienne zone labourée | 4 | 0,418 ± 0,028 | 0,595 ± 0,198 | 86 ± 58 | 57 ± 37 |
| IR1_oldH5_Γ _{like} | Structure type Γ _{like} | 4 | 0,349 ± 0,039 | 0,718 ± 0,120 | 33 ± 27 | 20 ± 12 |
| IR4_oldH5_Γ _{like} | Structure type Γ _{like} | 4 | 0,346 ± 0,035 | 0,619 ± 0,236 | 49 ± 27 | 26 ± 13 |
| IR2_oldH5_Δ _{like} | Structure type Δ _{like} | 4 | 0,426 ± 0,078 | 0,700 ± 0,161 | 26 ± 16 | 15 ± 7,8 |
| IR3_oldH5_Δ _{like} | Structure type Δ _{like} | 4 | 0,384 ± 0,035 | 0,717 ± 0,187 | 24 ± 9,4 | 22 ± 11 |
| P1 | Zone non travaillée | 4 | 0,408 ± 0,050 | 0,706 ± 0,079 | 35 ± 12 | 28 ± 7,6 |

[†] Nombre de répétitions

[‡] Valeur moyenne et écart-type

4.3.2.2.2. Couche labourée (H5) – couche anciennement labourée (oldH5)

La fraction d'eau immobile moyenne dans la couche labourée en CT est de 0,537, les valeurs minimale et maximale étant de 0,048 et 0,930 (CV = 54 %). Sur les mottes Δ de l'inter-rang 1 (Figure 50d), la fraction d'eau immobile moyenne est de 0,843 ce qui est la valeur la plus élevée de l'ensemble du profil cultural (Tableau 25). Des travaux ont montré que la compaction du sol entraînait une occlusion des pores et la formation de pores « reliques » (Bruand et Cousin, 1994 ; Sillon et al., 2003).

La formation de ce type de pores dans les mottes Δ pourrait donc augmenter la teneur en eau immobile. Une corrélation positive est observée entre la masse volumique apparente des différentes mottes et leur fraction d'eau immobile ($\rho = 0,565$, $p < 0,01$). En revanche, dans les inter-bandes de labour (H5_IF), les valeurs sont moins élevées (moyenne de 0,240, Tableau 25) et moins variables (Figure 50e). Dans ces zones, la présence de résidus de culture associés à la fraction minérale permet la formation d'un réseau poral bien connecté, possédant une forte capacité de conduction de l'eau. Plusieurs travaux ont observé que lorsque la porosité d'un sol est bien connectée, la teneur en eau immobile est faible (Lin et al., 1996 ; Lin et al., 1997).

En MT, la fraction d'eau immobile moyenne dans l'ancienne zone labourée est de 0,641, les valeurs minimale et maximale étant de 0,216 et 0,882 (CV = 30 %). A la différence de la modalité en CT, aucun lien entre ρ_b et θ_{im}/θ n'est relevé.

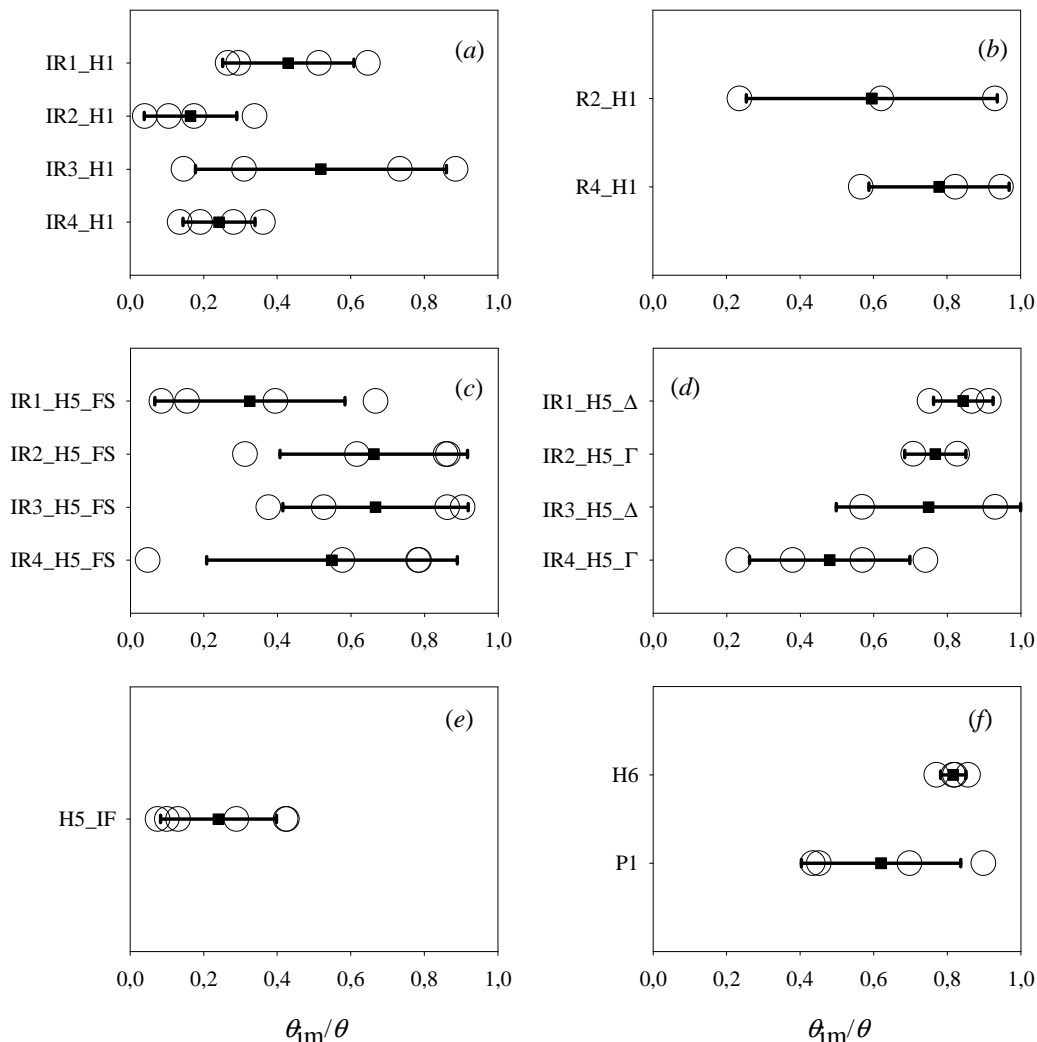


Figure 50. Fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique conventionnelle (CT). Les cercles vides représentent les différentes valeurs mesurées et les barres horizontales les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne.

4.3.2.2.3. Semelle de labour (H6) et zone non travaillée (P1)

Dans la semelle de labour en CT, la fraction d'eau immobile moyenne est de 0,816, les valeurs mesurées étant très peu variables (CV = 4 %) (Figure 50f). Les fractions d'eau immobile mesurées en H6 sont comparables à celles des mottes Δ situées dans l'horizon labouré. Ces similitudes des propriétés de transport rejoignent celles précédemment indiquées sur les valeurs de conductivité hydraulique au voisinage de la saturation. Dans la zone non travaillée, les valeurs de θ_{im}/θ varient de 0,434 à 0,898 (CV = 36 %) (Figure 50f). Une corrélation positive est observée entre ρ_b et θ_{im}/θ ($\rho = 0,582, p < 0,05$) sur l'ensemble des données de H6 et P1.

En MT, les valeurs obtenues en P1 sont plus homogènes (CV = 11 %) et sensiblement plus élevées qu'en CT (Figure 51e). Dans ces zones non travaillées, les teneurs en argile, plus élevées que dans les horizons de surface 0-30 cm (Tableau 19), peuvent favoriser la formation d'une porosité fine et peu interconnectée et ainsi augmenter la fraction d'eau immobile comparativement à des sols ou des horizons à texture grossière (Lee et al., 2000 ; Okom et al., 2000 ; Kjaergaard et al., 2004).

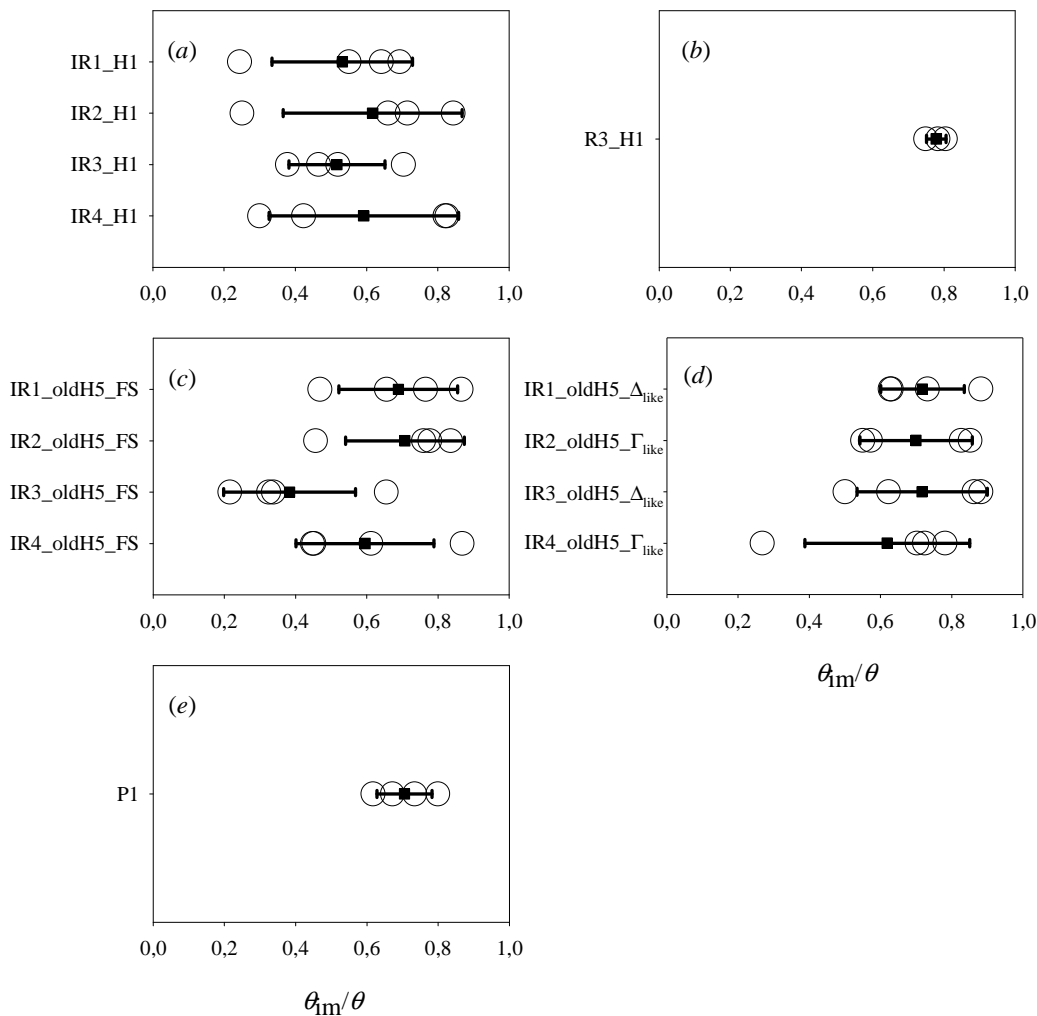


Figure 51. Fraction d'eau immobile (θ_{im}/θ) des différents compartiments et structures dans le profil cultural en technique de conservation (MT). Les cercles vides représentent les différentes valeurs mesurées et les barres horizontales les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne.

4.3.2.3. Analyses statistiques

L'analyse de la variance des valeurs de θ_{im}/θ fait ressortir un effet significatif du travail du sol ($p < 0,05$), les valeurs en MT étant plus élevées qu'en CT (63 vs. 52 %). D'autres études conduites en laboratoire indiquent également une fraction d'eau immobile plus élevée dans les colonnes de sol prélevées en technique de conservation, 56 vs. 49 % (Singh et Kanwar, 1991), 56 vs. 35 % (Singh et al., 2002). Au champ, Casey et al. (1998) évoquaient les effets probables du travail du sol pour expliquer les différences de θ_{im}/θ mesurées dans des lits de semence en CT et RT (travail superficiel) mais il n'existe pas, à notre connaissance, d'étude réalisée au champ sur la comparaison des fractions d'eau immobile entre différentes techniques de travail du sol. Dans notre étude, les valeurs plus élevées mesurées en technique de conservation peuvent être attribuées à une redistribution de la porosité, avec une diminution de la macroporosité et une augmentation des pores de plus petite taille. Les données de conductivité hydraulique à -10 cm, plus élevées en MT qu'en CT, vont dans le sens d'une redistribution de la porosité, avec un accroissement de la porosité fine (diamètre équivalent $\leq 0,3$ mm) après un arrêt du labour, ce qui est cohérent avec la littérature (Hill et al., 1985 ; Tebrügge et During, 1999 ; Bescansa et al., 2006 ; Lipiec et al., 2006). Cette porosité permet d'accroître les capacités de rétention en eau de ces systèmes (cf. §.4.3.1.1) (Pagliai et al., 2004).

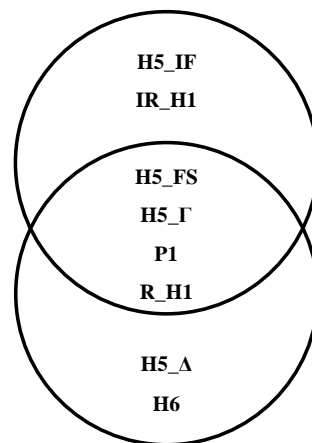


Figure 52. Groupes des horizons et structures de sol en technique conventionnelle possédant des fractions d'eau immobile équivalentes (Test de Bonferroni à un niveau de probabilité de 0,05).

En technique conventionnelle, l'ANOVA fait ressortir un effet hautement significatif de la localisation dans le profil sur la fraction d'eau immobile ($p < 0,0001$). A l'aide d'un test de Bonferroni, des groupes possédant des fractions d'eau immobile équivalentes peuvent être distingués (Figure 52). Ce résultat illustre une des origines possibles de la variabilité spatiale des flux préférentiels de type MIM liée au travail du sol par la charrue. En technique de conservation en revanche, aucune différence liée à la localisation dans le profil n'est observée. Cette absence de

différence peut être interprétée comme une homogénéisation des propriétés de transport lorsque les perturbations liées au travail du sol sont stoppées au même titre que les propriétés de conductivité hydraulique. Cette homogénéisation s'accompagne d'une augmentation de la fraction d'eau immobile qui accroît les risques de transport préférentiel de l'eau et des solutés.

4.4. Conclusion du chapitre 4

Les principaux résultats obtenus au cours des expérimentations présentées dans ce chapitre sont rappelés dans le Tableau 26. Ces résultats indiquent clairement que le travail du sol à la charrue à versoirs est à l'origine d'une importante variabilité spatiale (verticale et horizontale) des propriétés physiques des sols qui conditionne les dynamiques de l'eau et des solutés. Cette variabilité peut être convenablement caractérisée par une description morphologique des compartiments créés par les outils de travail du sol et les différentes propriétés mesurées peuvent être estimées au moyen d'indicateurs simples, tels que la masse volumique apparente pour la conductivité hydraulique ou le flux en régime permanent pour la fraction d'eau immobile. Nous avons également pu mettre en évidence qu'après quatre années de travail du sol réduit en technique de conservation, la distribution des différentes propriétés étudiées était plus homogène. Cette apparente homogénéité rendait peu efficace l'utilisation des indicateurs jugés pertinents en labour, tels que la méthode de description morphologique ou la masse volumique apparente.

Comparativement à la technique conventionnelle, les capacités de conduction de l'eau au voisinage de la saturation en technique de conservation sont réduites et les valeurs de masse volumique apparente augmentées, ces deux observations traduisant une diminution de la macroporosité du sol. Néanmoins, localement sous les deux systèmes de travail du sol, des zones de forte conduction de l'eau sont identifiées et peuvent conduire à des écoulements préférentiels lorsque le sol est proche de la saturation. En parallèle, une augmentation de la fraction de méso et micropores (diamètre équivalent $\leq 0,3$ mm) était mise en évidence par un accroissement de la conductivité hydraulique dans ces gammes de porosité. Les modifications de travail du sol sembleraient donc aboutir à une complète redistribution du système poral qui évoluerait d'une macroporosité d'origine mécanique en CT (travail du sol à la charrue) vers une porosité globalement plus fine en MT, avec localement des macropores d'origine biologique ou des fentes de retrait du sol. Cette porosité de faible diamètre pourrait être à l'origine de l'augmentation de la fraction d'eau immobile, responsable d'écoulements préférentiels, en technique de conservation.

Tableau 26. Synthèse des résultats obtenus sur l'étude des effets du travail du sol (technique conventionnelle, CT vs. technique de conservation, MT) sur les propriétés physiques d'un sol limoneux.

| | ρ_b | $K(h)$ | θ_{im}/θ | $\theta(h)$ |
|-----------|---|---|---|---|
| CT | <p>- <i>Lit de semence</i> : variabilité horizontale entre rang (R) et inter-rang (IR) : valeurs plus élevées en R (terre fine). En IR, roulage = $\nearrow \rho_b$ de 15 %.</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : forte variabilité verticale et latérale : mottes Δ et semelle compactes vs. inter-bandes de labour (peu denses).</p> <p>- <i>Couche non travaillée</i> : valeurs élevées de ρ_b (équivalentes à la semelle) indiquant un tassement du sous-sol créé par les labours successifs</p> | <p>- <i>Lit de semence</i> : variabilité horizontale entre R et IR : valeurs plus faibles en R notamment au voisinage de la saturation (macropores). En IR, roulage = \searrow par 3-4 de $K(h)$ pour $h \geq -3$ cm (macropores).</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : forte variabilité verticale et latérale dans la couche labourée bien cernée par la description morphologique : mottes Δ et semelle avec des valeurs faibles et équivalentes de K_S vs. inter-bandes avec des valeurs de K_S très élevées.</p> <p>- <i>Couche non travaillée</i> : valeurs de K_S similaires à celles de la semelle de labour mais plus forte mésoporosité ($h \leq -3$ cm)</p> | <p>- <i>Lit de semence</i> : forte variabilité des valeurs de θ_{im}/θ, effet sensible du roulage ($\nearrow \theta_{im}/\theta$).</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : effet lié à l'état de compaction : mottes Δ et semelle de labour avec fortes θ_{im}/θ, vs. inter-bandes de labour avec faibles θ_{im}/θ = connectivité \neq des pores, fraction \neq de micropores...</p> | <p>- <i>Lit de semence</i> : effet visible du roulage sur la rétention pour $h \geq -33$ cm.</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : variabilité de la rétention liée à l'état de compaction (mottes Δ) et à la quantité de résidus (inter-bandes).</p> |
| | <p>→ Travail du sol à la charrue génère de la variabilité spatiale des propriétés physiques et hydriques.</p> <p>→ Utilisation très pertinente de ρ_b comme outil de prédiction de $K(h)$.</p> <p>→ Corrélation négative entre le flux en régime permanent (q) et les valeurs de θ_{im}/θ : q plus simple et rapide à obtenir = indicateur intéressant de θ_{im}/θ.</p> <p>→ Corrélation positive entre ρ_b (due à la compaction ou à l'action des outils) et les valeurs de θ_{im}/θ = effet sur la microporosité = autre indicateur simple à mesurer.</p> <p>→ Bonne cohérence des résultats des différentes propriétés mesurées = méthode du profil cultural pertinente pour décrire la variabilité des propriétés dans les systèmes labourés.</p> | | | |
| MT | <p>- <i>Lit de semence</i> : variabilité horizontale entre R et IR : valeurs plus élevées en R (terre fine). En IR, roulage = $\nearrow \rho_b$ de 15 %.</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : pas de différence significative dans les valeurs de ρ_b</p> <p>- <i>Couche non travaillée</i> : valeurs équivalentes à celles de la couche 8-30 cm</p> | <p>- <i>Lit de semence</i> : variabilité horizontale entre R et IR : valeurs plus faibles en R notamment au voisinage de la saturation (macropores). En IR, roulage = \searrow par 2-3 de $K(h)$ pour $h \geq -3$ cm (macropores).</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : faible variabilité des valeurs, pas de différence entre les différentes structures décrites dans le profil sauf pour les zones comportant des galeries-fissures qui possèdent de fortes K_S</p> <p>- <i>Couche non travaillée</i> : valeurs similaires à celles de la couche 8-30 cm = connectivité des pores maintenue entre les deux couches</p> | <p>- <i>Lit de semence</i> : forte variabilité des valeurs de θ_{im}/θ.</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : variabilité de θ_{im}/θ non corrélée à l'état de compaction du sol.</p> | <p>- <i>Lit de semence</i> : effet visible du roulage sur la rétention pour $h \geq -33$ cm.</p> |
| | <p>→ Propriétés physiques et hydriques assez homogènes.</p> <p>→ Utilisation non pertinente de ρ_b comme outil de prédiction de $K(h)$ car ne permettant pas de prendre en compte la présence de macropores (= nécessité d'un comptage...).</p> <p>→ Valeurs de θ_{im}/θ élevées (moyenne générale > 63 %) et assez homogènes.</p> <p>→ Corrélation négative entre le flux en régime permanent (q) et les valeurs de θ_{im}/θ : q plus simple et rapide à obtenir = indicateur intéressant de θ_{im}/θ.</p> | | | |
| CT vs. MT | <p>- <i>Ensemble des données</i> : valeur moyenne plus faible en CT mais plus forte variabilité.</p> <p>- <i>Lit de semence</i> : pas de différence entre CT et MT.</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : valeur moyenne plus faible en CT mais plus forte variabilité.</p> <p>- <i>Couche non travaillée</i> : valeurs moins élevées en MT.</p> | <p>- <i>Ensemble des données</i> : K_S plus élevée en CT mais plus forte variabilité des valeurs.</p> <p>- <i>Lit de semence</i> : K_S plus faibles en IR en MT et équivalentes en R.</p> <p>- <i>Couche 8-30 cm</i> : K_S plus élevées en CT (macroporosité créée par le travail du sol). Valeurs de K dans la micro et mésoporosité sensiblement plus élevées en MT.</p> <p>- <i>Couche non travaillée</i> : valeurs plus élevées en MT = macroporosité plus élevée (qui se traduit par une meilleure exploration racinaire).</p> | <p>- <i>Ensemble des données</i> : valeurs de θ_{im}/θ plus faibles mais plus variables en CT. Dans les deux cas, bonne estimation de θ_{im}/θ à l'aide de q.</p> <p>- Valeurs de θ_{im}/θ supérieures en MT peuvent être attribuées à une augmentation de la microporosité.</p> | <p>- <i>Ensemble des données</i> : effet significatif du potentiel matriciel, du travail du sol et de la localisation sur la rétention. Tendance à un accroissement de la rétention en MT.</p> <p>- <i>Lit de semence</i> : capacité de rétention sensiblement plus élevée en MT = effet des matières organiques.</p> |

CONCLUSION DE LA PARTIE I

Dans des systèmes de monoculture de maïs irrigué, sur sol limoneux à faible teneur en matières organiques et à structure instable, nous venons de voir que la stratégie de travail du sol mise en œuvre a des conséquences importantes sur le fonctionnement hydrodynamique du sol à la fois dans l'espace et dans le temps. Dans notre étude, la pratique depuis cinq années de techniques de conservation, visant à maintenir un mulch de résidus de culture en surface tout en travaillant superficiellement le sol, a profondément modifié la dynamique de l'eau, l'organisation structurale du profil cultivé, et par conséquent, la distribution des propriétés physiques et des propriétés de transport par rapport au système conventionnel avec labour.

Au cours des deux campagnes étudiées, nous avons pu notamment observer que le réchauffement du sol en technique de conservation était ralenti, rejoignant ainsi les observations faites précédemment par plusieurs auteurs. En revanche, nous n'avons pas constaté d'effet pénalisant au niveau de la plante, les suivis de développement végétatif tendant même à montrer une plus forte homogénéité et une meilleure qualité de levée qu'en technique conventionnelle. La disponibilité de l'eau pour la graine pourrait être un facteur explicatif des différences de développement observées, davantage d'eau étant présente en surface au moment des semis en technique de conservation. Toutefois, l'absence de mesure dans l'environnement immédiat de la graine (lit de semence) ne nous a pas permis de conclure (les mesures débutant à 20 cm de profondeur) et demeure une perspective d'étude complémentaire à ce travail.

Par ailleurs, la réduction de l'intensité du travail du sol tend à diminuer les capacités d'infiltration en surface, mais principalement au début de la saison culturale. En système labouré, le travail du sol accroît en effet temporairement les capacités de conduction de l'eau par la création d'une forte macroporosité, mais, au regard d'une saison culturale complète, et de par la forte instabilité de la porosité créée, cet effet disparaît. La caractérisation de cette dynamique temporelle et des effets transitoires du travail du sol sur les capacités d'infiltration reste néanmoins capitale dans l'évaluation des périodes de risque de transfert des polluants, ceux-ci étant généralement appliqués au début de la saison culturale, tout au moins en ce qui concerne les herbicides. A ces mesures de capacité d'infiltration viennent s'ajouter des observations de la dynamique du potentiel matriciel, de la teneur en eau du sol et du drainage sous les différents systèmes. Ces observations confirment que le délai entre les opérations de travail du sol et l'arrivée des premières pluies ou irrigations est un facteur majeur dans l'activation du drainage. Nous avons notamment pu mesurer qu'entre nos systèmes en technique de conservation pour lesquels la principale opération culturale est réalisée en fin d'automne,

et nos systèmes en technique conventionnelle pour lesquels le labour a lieu au début du printemps et crée donc de bonnes conditions d'infiltration, les pertes d'eau par drainage au cours de la saison de culture du maïs pouvaient être doublées. En s'intéressant plus précisément aux compartiments de sol créés par les outils agricoles, une plus forte hétérogénéité verticale et latérale des propriétés physiques à une échelle décimétrique en technique conventionnelle a été mise en évidence. Après cinq années sans labour, les propriétés étudiées (masse volumique apparente, conductivité hydraulique, teneur en eau immobile) sont en effet plus homogènes en technique de conservation, et dépendent, pour certaines, d'autres facteurs tels que l'activité biologique ou le comportement de gonflement-retrait du sol.

De plus, l'introduction d'un couvert végétal durant la période d'interculture entraîne, au même titre que le travail du sol, des modifications dans la dynamique de l'eau dans la culture de maïs suivante. Ainsi, lorsque le couvert dispose de conditions de développement satisfaisantes, comme ce fut le cas avec le triticale en interculture 2004-2005 et l'avoine en interculture 2005-2006, le profil de sol lors du semis du maïs est sensiblement asséché en surface, mais également plus profondément avec des effets perçus sur notre site jusqu'à 60 cm. Pour des sols hydromorphes, tels que les Boulbènes, une réduction de la quantité d'eau présente dans le profil améliore les conditions de semis, particulièrement délicates en technique de conservation, dont les capacités de ressuyage sont restreintes comparativement aux techniques avec labour. Sur une des deux années de suivi, cet effet du couvert végétal s'est conclu par une réduction significative des volumes d'eau drainés tout au long de la saison culturale du maïs. Toutefois, de nombreuses questions concernant les effets du couvert sur le fonctionnement du sol restent en suspens. A titre d'exemple, il reste à étudier la variabilité verticale et latérale des propriétés physiques du sol dans les modalités recevant un couvert végétal en interculture. En effet, l'amélioration de la stabilité structurale des agrégats grâce aux racines des plantes de couverture, la formation et le maintien de galeries issues de la décomposition de ces racines, l'accroissement de la teneur en matières organiques du sol (en particulier à la surface en techniques de conservation), sont autant de facteurs susceptibles d'influencer les mouvements de l'eau et des solutés. En technique de conservation notamment, la non-destruction de ce réseau de galeries pourrait aboutir à des écoulements préférentiels de l'eau au travers de cette porosité induisant alors des effets similaires à l'accroissement de l'activité de la macrofaune dans ces systèmes (détaillés dans le chapitre 1 de cette thèse), et donc des risques importants de fuites de polluants par lixiviation.

Enfin, dans un objectif d'évaluation du risque environnemental lié à l'utilisation de pesticides, il est nécessaire de coupler l'étude des propriétés physiques du sol à des caractérisations du comportement et du devenir du pesticide étudié sur ce même sol. Compte tenu de l'effort de recherche apporté pour caractériser finement la variabilité des propriétés physiques en lien avec les opérations culturales, présenté dans cette première partie, nous avons souhaité conserver une démarche similaire en vue de la caractérisation des propriétés de dégradation et de rétention des molécules herbicides étudiées, l'isoxaflutole et son métabolite, le dicétonitrile. Cette approche originale des mécanismes conditionnant le devenir des pesticides dans l'environnement est présentée dans la partie II de cette thèse.

PARTIE II.

ÉTUDE DU DEVENIR DE L'ISOXAFLUTOLE ET DU DICÉTONITRILE

Objectifs et organisation de la partie II

La synthèse bibliographique du Chapitre 1 met en évidence des effets contrastés, voire contradictoires, du travail du sol sur les mécanismes de rétention, de dégradation et de transport des pesticides. Aux effets liés aux pratiques culturales s'ajoute une variabilité liée aux propriétés des molécules organiques étudiées rendant délicate des généralisations ou des extrapolations de résultats obtenus dans des conditions pédoclimatiques particulières avec une molécule donnée. Dans cette seconde partie du travail expérimental, les objectifs sont de mieux comprendre :

- (1) Quels sont les effets du travail du sol sur la rétention et la dégradation de deux molécules phytosanitaires aux propriétés très différentes, l'isoxaflutole et son métabolite herbicide le dicétonitrile ? Quelle est la variabilité de ces deux mécanismes au sein de chacun des différents compartiments de sol créés par les opérations culturales ? Pour répondre à ces questions, nous avons stratifié notre échantillonnage de sol (de taille centimétrique) à partir des descriptions morphologiques des profils culturaux sous les deux modalités de travail du sol étudiées, ce qui a permis de mieux cerner la variabilité (à une échelle décimétrique) de ces mécanismes en l'associant aux opérations culturales pratiquées (Chapitre 5),
- (2) Quelle est l'influence des facteurs du milieu (température et teneur en eau) sur la dégradation des molécules étudiées ? (Chapitre 5),
- (3) Comment se comportent ces deux molécules en conditions de plein champ sous les différentes modalités ? La persistance au champ de l'herbicide a été évaluée par des prélèvements d'échantillons de sol (de taille centimétrique) à l'intérieur de la zone recevant l'instrumentation (Zone 1, Figure 8). Le suivi de la migration de l'eau par traçage anionique a été réalisé par des prélèvements d'échantillons de sol sur quatre surfaces de 30 m² (une par modalité) sur cette même zone d'étude. Enfin, le suivi dans la solution du sol a été effectué à partir des lysimètres et céramiques poreuses installés dans les fosses pédologiques (Chapitre 6).

CHAPITRE 5.

Étude en laboratoire de la rétention et de la dégradation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile.

CHAPITRE 5.

Étude en laboratoire de la rétention et de la dégradation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile.

5.1. Introduction

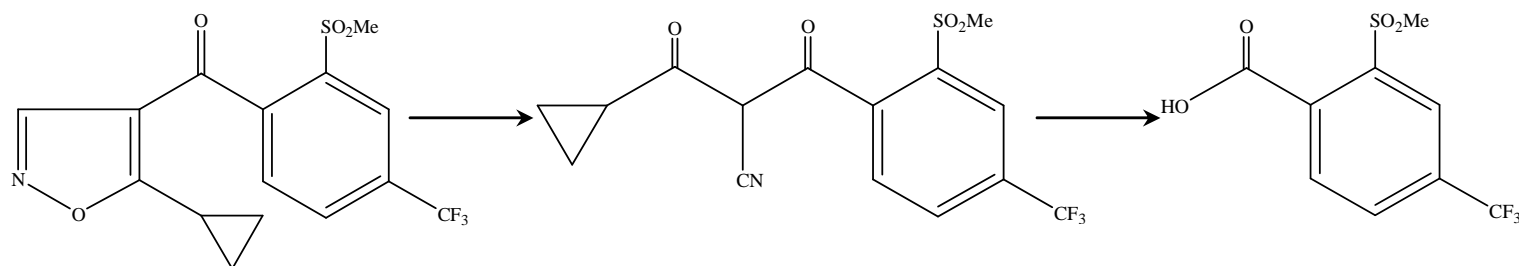
5.1.1. Données générales sur l'isoxaflutole

L'isoxaflutole, IFT [5-cyclopropyl-4-isoxazolyl-[2-(méthylsulfonyl-4-trifluorométhyl)phényl]-méthanone] est un proherbicide de prélevée utilisé à faible dose (75 à 150 g ha⁻¹) pour contrôler les dicotylédones et graminées dans le maïs et la canne à sucre (Figure 53). Cette matière active appartient à la famille récente des isoxazoles et constitue véritablement la première solution herbicide anti-dicotylédones de prélevée sur maïs. Il est peu soluble dans l'eau (6,2 mg L⁻¹) et présente un faible potentiel de volatilisation au champ (pression de vapeur de 10⁻⁶ Pa) (INRA, 2007). L'isoxaflutole est qualifié de proherbicide car cette molécule ne possède pas l'action herbicide. Après absorption foliaire ou racinaire par les plantes, le cycle isoxazole de l'isoxaflutole s'ouvre et forme un métabolite, le dicétonitrile, DKN [2-cyclopropyl-3-(2-mesy-4-trifluorométhylphényl)-3-oxopropanenitrile] qui possède l'action herbicide (Tableau 27). La découverte des propriétés herbicides des isoxazoles date du début des années 90. Après quelques années de synthèse moléculaire, la décision de développer l'isoxaflutole (sous le nom initial RPA 201096) fut prise en 1992 par la société Rhône-Poulenc, aujourd'hui Bayer CropScience (Pallett et al., 2001). En France, la matière active apparaît sur le marché en 1998 mais son prix élevé et la présence sur le marché de l'atrazine limite son utilisation par les agriculteurs. L'isoxaflutole est commercialisé seul dans les produits commerciaux Merlin et Emerode, en mélange avec de l'aclonifen (famille des diphenyl-éthers) dans les produits commerciaux

Lagon et Acajou, ou en mélange avec du flufénacet (famille des oxyacétamides) dans le produit commercial Boréal, tous proposés par la société Bayer CropScience.

5.1.2. Mode d'action, devenir dans la plante

Des études sur l'assimilabilité de la molécule mettent en évidence la plus forte absorption par les plantes de la forme isoxaflutole par rapport à la forme dicétonitrile, d'où l'intérêt d'utiliser ce précurseur de l'herbicide (Sprague et al., 1999b). Le faible pKa du dicétonitrile (1,1) indique en effet qu'il sera principalement sous forme anionique au pH du sol ce qui réduit son assimilabilité (Pallett et al., 2001). Dès son incorporation dans la plante, l'isoxaflutole est transformé en dicétonitrile qui migre alors dans l'ensemble du végétal. Il atteint les tissus jeunes et matures en circulant à la fois dans le xylème et le phloème (Pallett et al., 1998). Selon la tolérance de la plante, le dicétonitrile sera plus ou moins vite dégradé pour former un métabolite inactif d'un point de vue herbicide qui est un dérivé de l'acide benzoïque, BA [acide 2-méthanesulfonyl-4-trifluorométhylbenzoïque]. Dans le maïs, tolérant l'herbicide, Pallett et al. (1998) ont montré qu'en six jours, la proportion de DKN dans les jeunes organes végétatifs décroissait de 80 % à 29 % des formes moléculaires présentes en parallèle d'une augmentation de 13 à 59 % de la proportion d'acide benzoïque. Dans les plantes sensibles, le DKN demeure la principale forme moléculaire après 6 jours ce qui explique la sélectivité de la molécule.



| Isoxaflutole (IFT) | | Dicétonitrile (DKN) | | Dérivé d'acide benzoïque (BA) | |
|--------------------------------------|--|--------------------------------------|---|--------------------------------------|--|
| Nom | IUPAC : 5-cyclopropyl-4-isoxazolyl-[2-(méthanesulfonyl-4-trifluorométhyl)phényl]-méthanone | Nom | IUPAC : 2-cyclopropyl-3-(2-mesylyl-4-trifluorométhylphényl)-3-oxopropanenitrile | Nom | IUPAC : acide 2-méthanesulfonyl-4-trifluorométhylbenzoïque |
| Masse molaire : | 359,3 g mol ⁻¹ | Masse molaire : | 359,3 g mol ⁻¹ | Masse molaire : | 268,2 g mol ⁻¹ |
| S _{H₂O} (pH 5,5) | = 6,2 mg L ⁻¹ | S _{H₂O} (pH 5,5) | = 326 mg L ⁻¹ | S _{H₂O} (pH 5,5) | = 8 460 mg L ⁻¹ |
| pKa | = 4,3 | pKa | = 1,1 | pKa | = 2,4 |
| log K _{ow} | = 2,32 | log K _{ow} | = 0,4 | log K _{ow} | = -0,21 |

Figure 53. Structures moléculaires et principales propriétés de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA).

Le mode d'action du dicétonitrile consiste en une inhibition de la 4-hydroxyphénylpyruvate dioxygénase (HPPD), enzyme contrôlant la biosynthèse de l'homogentisate (HGA), un des précurseurs de la plastoquinone et de l' α -tocophérol (vitamine E) (Norris et al., 1998 ; Viviani et al., 1998). La plastoquinone est un co-enzyme transporteur d'électrons conditionnant la production des

caroténoïdes, lesquels protègent la plante d'une photo-oxydation (Norris et al., 1998). Les symptômes foliaires traduisant l'action de l'herbicide sur la plante se caractérisent par un blanchiment des jeunes tissus suivi d'un arrêt de la croissance et d'une nécrose des organes végétaux (Pallett et al., 1998 ; Aubert et Pallett, 2000 ; Pallett et al., 2001).

Des observations au champ ont montré que, dans le cas d'un traitement tardif ou de fortes pluies survenant après le traitement, des nécroses sur le maïs pouvaient apparaître (Sprague et al., 1999a ; Sprague et al., 1999b ; Nelson et Penner, 2007). Bien que le plus souvent sans conséquence sur le rendement (Sprague et al., 1999c), ces dégâts peuvent entraîner des diminutions significatives du développement végétatif du maïs et du poids des épis (Soukup et al., 2004). Afin d'éviter des problèmes de phytotoxicité sur la plantule de maïs, il est conseillé d'appliquer l'herbicide dans un délai de 8 jours maximum après le semis.

5.1.3. Propriétés de rétention

L'adsorption de l'IFT et du DKN dépend des conditions du sol telles que le pH, les teneurs en argile et en carbone organique, la température et la teneur en eau. De par la forte instabilité de l'isoxaflutole et sa rapide hydrolyse en dicétonitrile, l'évaluation des quantités adsorbées sous la forme d'IFT est délicate (Mitra et al., 1999 ; Taylor-Lovell et al., 2000 ; Bresnahan et al., 2004). L'adsorption de l'IFT, du DKN et du BA est généralement bien décrite par un ajustement non-linéaire du type de Freundlich (Mitra et al., 2000 ; Beltran et al., 2002). Dans les références étudiées (Tableau 27), les métabolites de l'IFT présentent des valeurs d'adsorption de 3 à 12 fois plus faibles que la molécule mère (Taylor-Lovell et al., 2000 ; Rice et al., 2004) à l'exception de valeurs obtenues sur un sol sableux par Beltran et al. (2002).

5.1.3.1. Effet du pH

Le pH du sol conditionne fortement la rétention de l'IFT et du DKN (Mitra et al., 1999 ; Rice et al., 2004). Pour une même teneur en argile, Rice et al. (2004) observent qu'une augmentation du pH de 5,7 à 7,1 entraîne une diminution du coefficient de Freundlich, K_F , de l'IFT de 2,19 à 0,90. L'étude de la corrélation entre les valeurs de K_F de l'IFT et le pH, réalisée sur l'ensemble des données disponibles dans la littérature, fait ressortir un effet négatif significatif ($\rho = -0,34$, $p < 0,01$). Pour le DKN, une corrélation négative est également relevée ($\rho = -0,51$, $p < 0,01$). La plus forte adsorption de la molécule à de faibles pH proviendrait de la faible basicité du cycle isoxazole. L'ionisation de la molécule permettrait la fixation de protons aux faibles pH du sol, ces protons formeraient alors des liaisons avec la fraction solide (Mitra et Bhowmik, 2000).

Tableau 27. Synthèse des données de la littérature des valeurs d'adsorption de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA).

| Référence | a.i. [†] | Sols | | | | | T °C | K_F $L^m mg^{(1-n_F)} kg^{-1}$ | n_F | K_D $L kg^{-1}$ | K_{OC} $L kg^{-1} C_{org}$ |
|------------------------------|-------------------|--------|-------------|--------|-----------|------|---------|-------------------------------------|-------|----------------------|---------------------------------|
| | | Argile | Limons % | Sables | C_{org} | pH | | | | | |
| (Mitra et al., 1999) | IFT | 8 | 65 | 27 | 1,1 | 6,2 | 25 | 0,65 | 0,930 | - | 59 |
| | | 34 | 36 | 30 | 1,4 | 6,5 | 25 | 1,03 | 0,978 | - | 74 |
| | | 30 | 52 | 18 | 2,1 | 7,0 | 25 | 2,66 | 0,998 | - | 126 |
| | | 10 | 15 | 75 | 1,0 | 6,7 | 25 | 0,55 | 0,967 | - | 55 |
| | | 43 | 41 | 16 | 33,4 | 5,3 | 25 | 50,00 | 0,954 | - | 150 |
| (Taylor-Lovell et al., 2000) | IFT | 20 | 55 | 25 | 1,0 | 7,1 | 5 | 1,17 | 0,926 | 1,24 | 124 |
| | | 34 | 53 | 13 | 1,8 | 7,3 | 5 | 2,37 | 0,938 | 2,59 | 144 |
| | | 32 | 53 | 15 | 2,2 | 7,0 | 5 | 3,00 | 0,909 | 3,52 | 160 |
| | | 40 | 44 | 16 | 2,5 | 7,0 | 5 | 3,30 | 0,913 | 3,95 | 158 |
| | | 40 | 44 | 16 | 2,5 | 7,0 | 25 | 3,11 | 0,949 | 3,59 | 144 |
| (Beltran et al., 2002) | IFT | 46 | 21 | 32 | 1,4 | 8,3 | - | 2,38 | 0,96 | - | 169 |
| | | 41 | 30 | 29 | 1,7 | 4,8 | - | 2,43 | 0,94 | - | 145 |
| | | 9 | 17 | 74 | 1,1 | 6,1 | - | 0,39 | 2,46 | - | 37 |
| | | 19 | 32 | 49 | 0,7 | 8,6 | - | 2,56 | 1,03 | - | 389 |
| | | 22 | 31 | 47 | 3,2 | 8,0 | - | 5,40 | 0,86 | - | 171 |
| | | 22 | 31 | 47 | 1,7 | 7,3 | - | 5,16 | 0,67 | - | 309 |
| | | 22 | 31 | 47 | 0,7 | 7,3 | - | 4,60 | 0,65 | - | 708 |
| (Rice et al., 2004) | IFT | 12 | - | - | 2,0 | 7,4 | 20 | 0,49 | 0,99 | - | 25 |
| | | 23 | - | - | 2,0 | 7,1 | 20 | 0,90 | 0,99 | - | 44 |
| | | 25 | - | - | 1,7 | 6,5 | 20 | 1,20 | 0,98 | - | 70 |
| | | 24 | - | - | 3,7 | 6,6 | 20 | 1,72 | 1,05 | - | 46 |
| | | 23 | - | - | 2,6 | 5,7 | 20 | 2,19 | 1,03 | - | 85 |
| (Taylor-Lovell et al., 2000) | DKN | 20 | 55 | 25 | 1,0 | 7,1 | 5 | 0,098 | 0,887 | 0,102 | 10 |
| | | 34 | 53 | 13 | 1,8 | 7,3 | 5 | 0,247 | 0,958 | 0,236 | 13 |
| | | 32 | 53 | 15 | 2,2 | 7,0 | 5 | 0,362 | 0,979 | 0,384 | 17 |
| | | 40 | 44 | 16 | 2,5 | 7,0 | 5 | 0,479 | 0,918 | 0,488 | 20 |
| | | 40 | 44 | 16 | 2,5 | 7,0 | 25 | 0,491 | 0,958 | 0,490 | 20 |
| (Rice et al., 2004) | DKN | 12 | - | - | 2,0 | 7,4 | 20 | 0,16 | 1,04 | - | 8 |
| | | 23 | - | - | 2,0 | 7,1 | 20 | 0,29 | 1,07 | - | 17 |
| | | 25 | - | - | 1,7 | 6,5 | 20 | 0,47 | 0,84 | - | 12 |
| | | 24 | - | - | 3,7 | 6,6 | 20 | 0,57 | 0,92 | - | 22 |
| | | 23 | - | - | 2,6 | 5,7 | 20 | 0,29 | 1,03 | - | 14 |
| (Mitra et al., 2000) | DKN | 8 | 65 | 27 | 1,1 | 6,2 | 25 | 0,10 | 0,902 | - | 9 |
| | | 34 | 36 | 30 | 1,4 | 6,5 | 25 | 0,15 | 0,985 | - | 11 |
| | | 30 | 52 | 18 | 2,1 | 7,0 | 25 | 0,17 | 0,922 | - | 8 |
| | | 15 | 35 | 50 | 4,1 | 4,7 | 25 | 3,03 | 0,881 | - | 74 |
| | | 43 | 41 | 16 | 33,4 | 5,3 | 25 | 6,44 | 0,911 | - | 19 |
| (Beltran et al., 2002) | DKN | 46 | 21 | 32 | 1,4 | 8,3 | - | 0,65 | 0,99 | - | 46 |
| | | 41 | 30 | 29 | 1,7 | 4,8 | - | 0,80 | 1,03 | - | 48 |
| | | 9 | 17 | 74 | 1,1 | 6,1 | - | 0,80 | 0,99 | - | 75 |
| | | 19 | 32 | 49 | 0,7 | 8,6 | - | 0,20 | 1,21 | - | 30 |
| | | 22 | 31 | 47 | 3,2 | 8,0 | - | 0,52 | 1,00 | - | 16 |
| | | 22 | 31 | 47 | 1,7 | 7,3 | - | 0,87 | 0,93 | - | 52 |
| | | 22 | 31 | 47 | 0,7 | 7,3 | - | 0,49 | 1,02 | - | 75 |
| (Koskinen et al., 2006) | DKN | 3,0 | - | - | 0,2 | 6,7 | 4 | - | - | 0,09 | 60 |
| | | 24 | - | - | 3,3 | 6,2 | 4 | - | - | 0,33 | 10 |
| (Beltran et al., 2002) | BA | 46 | 21 | 32 | 1,4 | 8,3 | - | 0,32 | 1,40 | - | 23 |
| | | 41 | 30 | 29 | 1,7 | 4,8 | - | 0,15 | 1,46 | - | 9 |
| | | 9 | 17 | 74 | 1,1 | 6,1 | - | 0,40 | 1,06 | - | 38 |
| | | 19 | 32 | 49 | 0,7 | 8,6 | - | 0,39 | 1,19 | - | 59 |
| | | 22 | 31 | 47 | 3,2 | 8,0 | - | 0,49 | 1,16 | - | 15 |
| | | 22 | 31 | 47 | 1,7 | 7,3 | - | 0,91 | 0,82 | - | 54 |
| 22 | 31 | 47 | 0,7 | 7,3 | - | 0,73 | 0,82 | - | 112 | | |

[†] composé actif

5.1.3.2. Effet de la teneur en carbone organique

L'adsorption de l'IFT augmente avec la teneur en matières organiques (Beltran et al., 2002 ; Rice et al., 2004). Mitra et al. (1999) relèvent une relation linéaire entre la teneur en carbone organique et l'adsorption de l'IFT pour des teneurs correspondant à des sols agricoles. Une relation similaire est observée entre le DKN et la teneur en carbone (Mitra et al., 2000) alors que Beltran et al. (2002) n'identifient pas d'effet des matières organiques sur l'adsorption du DKN et du BA. L'analyse des résultats de la littérature fait ressortir une corrélation positive significative ($\rho = 0,99, p < 0,0001$) entre les valeurs de K_F de l'IFT et la teneur en carbone organique, ainsi que pour le DKN ($\rho = 0,92, p < 0,0001$).

Les valeurs de K_{OC} de l'IFT varient de $25 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$ (Rice et al., 2004) à $708 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$ (Beltran et al., 2002) avec une moyenne et une médiane respectivement de 154 et $135 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$. Pour le DKN, les valeurs de K_{OC} varient de 0,6 à $57 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$ sur des assemblages organo-argileux (Carrizosa et al., 2004) et de 8 (Mitra et al., 2000 ; Rice et al., 2004) à $75 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$ (Beltran et al., 2002) sur des échantillons de sol avec une moyenne et une médiane de respectivement 28 et $18 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$. Concernant le dérivé d'acide benzoïque, seuls les travaux de Beltran et al. (2002) rapportent des valeurs d'adsorption. Ils n'observent pas de corrélation entre les valeurs de K_F et les teneurs en carbone organique mais indiquent tout de même des valeurs de K_{OC} comprises entre 9 et $112 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$.

Pour des sols à forte teneur en C_{org} (33 %), la non-linéarité de l'adsorption de l'IFT et du DKN peut être attribuée aux caractéristiques physico-chimiques des matières organiques (Mitra et al., 1999) qui influencent la capacité d'adsorption de composés hydrophobes (Xing et al., 1994). De plus, Mitra et al. (1999) montrent que l'énergie de fixation de l'isoxaflutole est d'autant plus grande que la teneur en C_{org} est élevée. Pour une teneur en carbone organique passant de $1,94 \text{ g kg}^{-1}$ à $57,4 \text{ g kg}^{-1}$, la variation d'énergie libre standard ΔG passe de 0,29 à $-10,10 \text{ kJ mol}^{-1}$. La tendance est identique pour le DKN (Mitra et al., 2000).

5.1.3.3. Effet de la teneur en argile

Les effets de la teneur en argile du sol sur l'adsorption de l'IFT et du DKN sont contrastés dans la littérature. Selon Rice et al. (2004), l'adsorption de l'IFT et du DKN croît avec l'augmentation de la teneur en argile. Pour une augmentation de 12,3 à 25,4 % d'argile (2,1 fois), les valeurs de K_F passent de 0,49 à 1,20 (2,5 fois) pour l'IFT et de 0,16 à 0,29 pour le DKN. Bresnahan et al. (2004), après avoir mesuré les K_D sur des matériaux avec et sans matières organiques, attribuent les différences d'adsorption du DKN des sols étudiés à la nature des argiles. Carrizosa et al. (2004) indiquent au

contraire qu'aucune adsorption de l'IFT et du DKN n'est observée en présence d'argiles pures et Mitra et al. (1999) ne relèvent pas d'effet des argiles sur l'adsorption de l'IFT et privilégient l'effet des matières organiques. Les données issues de la littérature permettent toutefois d'obtenir une corrélation positive entre les valeurs de K_F de l'IFT et la teneur en argile des sols ($\rho = 0,37, p < 0,01$).

De par l'intime relation entre les minéraux argileux et les composés organiques, il est difficile de distinguer l'effet adsorbant lié aux argiles de celui dû aux matières organiques. Des études d'adsorption de l'imidaclopride mettent en évidence une diminution de l'adsorption dans les sols argileux après destruction des matières organiques (Cox et al., 1998a). Dans le cas de l'IFT, sa forte hydrophobicité peut limiter son adsorption sur les minéraux argileux souvent entourés d'une sphère d'hydratation (Rütters et al., 1999).

5.1.3.4. Effet des ions bivalents

Pour un sol avec une teneur en carbone organique voisine de 2 %, Mitra et al. (1999) observent une augmentation de l'adsorption en parallèle d'une augmentation de la concentration en Ca^{2+} . Des ponts utilisant des cations bivalents peuvent permettre l'adsorption de molécules ionisées avec des surfaces chargées négativement telles que les matières organiques (Dubus et al., 2001). Pour de faibles pH (4,8), Beltran et al. (2003) émettent l'hypothèse d'une solubilisation des ions Fe^{2+} permettant une complexation du DKN et du BA sur les matériaux solides. Après introduction de cations organiques (alkylammonium) dans les feuillets argileux, Carrizosa et al. (2004) observent une augmentation de l'adsorption du DKN. La forte intensité de l'adsorption suggère la formation d'un chélate dans l'espace interfoliaire des argiles.

5.1.4. Dégradation

Plusieurs voies de dégradation biotique ou abiotique sont généralement décrites pour les pesticides : la dégradation physico-chimique (hydrolyse), photochimique et biologique. La minéralisation (dégagement de CO_2) constitue le degré ultime de dégradation et permet l'élimination complète des pesticides des milieux naturels (Calvet et al., 2005). Les données concernant la dégradation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile dans les sols sont peu abondantes dans la littérature.

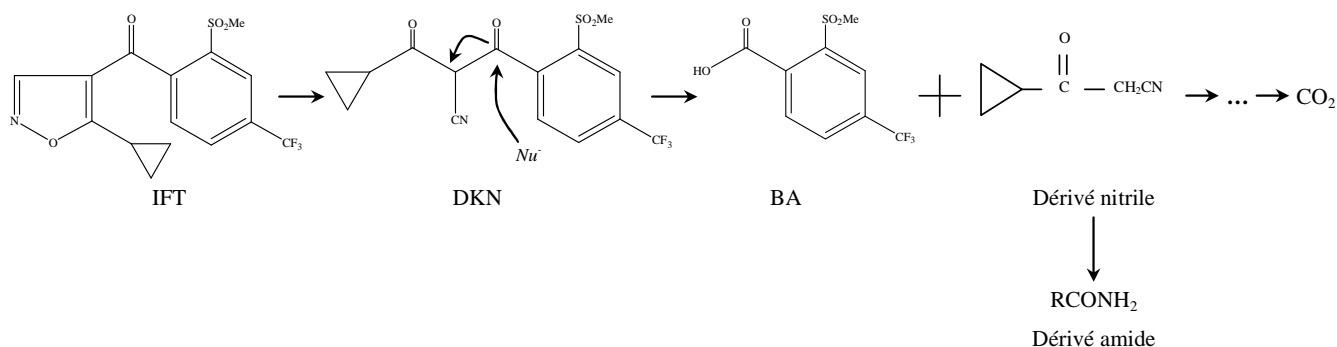


Figure 54. Schéma supposé de dégradation du DKN en BA (Beltran et al., 2003).

Selon le schéma de dégradation de l'isoxaflutole proposé par Beltran et al. (2003) (Figure 54), la minéralisation se produirait à partir de l'acide benzoïque ou de l'un de ses produits de dégradation. Taylor-Lovell et al. (2002) mettent en évidence une sensibilité de la minéralisation de l'IFT à la teneur en eau et à la température d'incubation. Ils ne détectent aucun dégagement de CO₂ après 56 j d'incubation pour des échantillons séchés à l'air alors que 27,6 % de la quantité apportée initialement sont minéralisés dans la même durée au potentiel hydrique de -100 kPa (Tableau 28). De plus, une augmentation de la température d'incubation entraîne une augmentation de la minéralisation : de 0,1 % à 5 °C après 56 j, elle passe à 16,2 % à 35 °C.

A 25 °C, la minéralisation du ¹⁴C-DKN apparaît dès 3 j d'incubation pour atteindre un maximum de 12,9 % après 56 j alors qu'à partir du ¹⁴C-IFT, elle n'apparaît qu'après 7 j et atteint 8,5 % après 56 j. Cette observation suggère que la transformation de l'IFT en DKN est une étape importante avant la minéralisation.

L'hydrolyse de l'IFT en DKN semble de plus être catalysée par une étape d'adsorption liée à la présence d'une fraction solide (Taylor-Lovell et al., 2002 ; Beltran et al., 2003 ; Rice et al., 2004). En solution, le ratio IFT/DKN passe de 11:1 après 2 h à 6:1 après 48 h. Dans des suspensions sol/eau, le ratio passe de 9:1 après 2 h à 1:1 après 24 h et à 1:7 après 48 h. Carrisoza et al. (2004) mettent également en évidence une augmentation de l'hydrolyse de l'IFT en présence de composés organo-argileux en solution.

La fraction extractible est dépendante de la teneur en eau et de la température d'incubation (Taylor-Lovell et al., 2002). Après 54 j d'incubation, entre des incubations à -100 kPa et des incubations dans du sol séché à l'air, la fraction extractible passe de 15 % à 2 % du ¹⁴C appliqué. La différence est principalement retrouvée sous forme de résidus non-extractibles représentant 58 % à -100 kPa et 98 % du ¹⁴C appliqué en séchage à l'air. La part de la fraction non-extractible semble augmenter d'autant plus vite que les conditions d'incubation sont sèches (Tableau 28). L'identification des formes moléculaires dans la fraction extractible fait ressortir que la dégradation de l'IFT en DKN puis en BA est conditionnée par la présence d'eau (Pallett et al., 1998 ; Taylor-Lovell et al., 2002 ; Bresnahan et al., 2004). En conditions sèches, la dégradation est lente et seulement du DKN est formé.

Lorsque la teneur en eau d'incubation augmente, la dégradation s'accélère et d'autres formes moléculaires, BA et plusieurs métabolites non identifiés, apparaissent (Taylor-Lovell et al., 2002). De plus, l'humectation d'incubations initialement conduites en conditions sèches déclenche rapidement la dégradation de la molécule. Une journée après l'apport d'eau, l'essentiel de l'IFT est dégradé en DKN simulant ainsi l'effet d'une pluie après le traitement herbicide.

Une augmentation de la température d'incubation tend à diminuer la fraction extractible et influence les formes moléculaires présentes dans cette fraction. La dégradation du DKN en BA et autres composés n'est mise en évidence qu'à partir d'une température de 15 °C (Taylor-Lovell et al., 2002). En présence ou non d'activité biologique, la cinétique de dégradation de l'IFT en DKN ne change pas, ce qui confirme que cette réaction est principalement abiotique (hydrolyse) (Taylor-Lovell et al., 2002).

La demi-vie (DT_{50}) de l'IFT est conditionnée par la texture, la teneur en eau, la température et le pH du milieu. Les données issues de la littérature indiquent des valeurs de DT_{50} obtenues en laboratoire comprises entre 6 h (Beltran et al., 2003) et 14 j (Taylor-Lovell et al., 2002). Sur l'ensemble des résultats issus de la bibliographie, une corrélation négative est relevée entre la DT_{50} de l'IFT et la température ($\rho = -0,53$, $p < 0,0001$). Concernant le DKN, aucune valeur de DT_{50} mesurée en laboratoire n'est, à notre connaissance, publiée. Taylor-Lovell et al. (2002) rapportent seulement que celle-ci semble être supérieure à 56 j à 25 °C et -100 kPa.

Tableau 28. Synthèse des données de la littérature sur la dégradation en laboratoire de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA) dans les sols.

| Référence | a.i. | Sols | | | | | T °C | Teneur en eau | CO ₂ % | Résidus liés % | Incubation j | DT_{50} j |
|------------------------------|------|-----------------|-------------|--------|------------------|-----|---------|-----------------------|----------------------|-------------------|-----------------|----------------|
| | | Argile | Limons % | Sables | C _{org} | pH | | | | | | |
| (Pallett et al., 2001) | IFT | Limons argileux | - | - | - | - | 25 | < 2 % | - | - | - | 6 |
| | | Limons sableux | - | - | - | - | 25 | 5 % | - | - | - | 1 |
| | | Limons sableux | - | - | - | - | 25 | 10 % | - | - | - | 1 |
| | | Limons argileux | - | - | - | - | 25 | 10 % | - | - | - | 1,4 |
| | | Limons sableux | - | - | - | - | 25 | 20 % | - | - | - | 0,9 |
| | | Limons argileux | - | - | - | - | 25 | 20 % | - | - | - | 0,8 |
| | | Limons sableux | - | - | - | - | 25 | 30 % | - | - | - | 0,8 |
| | | Limons argileux | - | - | - | - | 25 | 30 % | - | - | - | 0,5 |
| | | Limons argileux | - | - | - | - | 10 | - | - | - | - | 3 |
| (Taylor-Lovell et al., 2002) | IFT | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 25 | Séchage air | 0,0 | 93,4 | 56 | 9,6 |
| | | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 25 | -1500 kPa | 9,4 | 72,4 | 56 | 2,4 |
| | | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 25 | -100 kPa | 27,6 | 58,1 | 56 | 1,5 |
| | | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 25 | Séchage puis -100 kPa | 11,3 | 61,2 | 56 | - |
| | | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 5 | -100 kPa | 0,1 | 55,3 | 56 | 13,9 |
| | | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 15 | -100 kPa | 0,6 | 72,1 | 56 | 3,3 |
| | | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 25 | -100 kPa | 8,5 | 57,1 | 56 | 1,3 |
| (Beltran et al., 2003) | IFT | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 35 | -100 kPa | 16,2 | 58,8 | 56 | 0,8 |
| | | 9 | 17 | 74 | 1,1 | 6,1 | 30 | 17 % | - | - | - | 2,8 |
| | | 9 | 17 | 74 | 1,1 | 6,1 | 30 | 29 % | - | - | - | 2,0 |
| | | 9 | 17 | 74 | 1,1 | 6,1 | 30 | 45 % | - | - | - | 1,4 |
| | | 22 | 31 | 47 | 3,2 | 8,0 | 30 | 17 % | - | - | - | 0,25 |
| (Rice et al., 2004) | IFT | 12 | - | - | 2,0 | 7,4 | 20 | Saturation | - | - | - | 0,57 |
| | | 25 | - | - | 1,7 | 6,5 | 20 | Saturation | - | - | - | 0,72 |
| | | 24 | - | - | 3,7 | 6,6 | 20 | Saturation | - | - | - | 0,68 |
| (Taylor-Lovell et al., 2002) | DKN | - | - | - | 2,5 | 7,0 | 25 | -100 kPa | 12,9 | 57,8 | 56 | - |

A partir des valeurs de demi-vie de l'IFT obtenues à différentes températures, l'application de la loi d'Arrhenius permet de calculer l'énergie d'activation qui représente la quantité d'énergie minimale à fournir pour initier la réaction. Elle est de 67 kJ mol^{-1} dans le cas de l'étude de Taylor-Lovell et al. (2002), de $81,2 \text{ kJ mol}^{-1}$ dans l'étude de Beltran et al. (2003) sur des incubations de sol, et de $82,4 \text{ kJ mol}^{-1}$ en solution aqueuse stérile (Beltran et al., 2000). Selon Cupples et al. (2000), des valeurs supérieures à 60 kJ mol^{-1} indiquent que la réaction est gouvernée par des phénomènes chimiques plutôt que biologiques. Par ailleurs, de fortes températures d'incubation, suffisantes pour inhiber l'activité biologique, n'ont pas d'effet sur la dégradation de l'IFT en DKN (Beltran et al., 2003). La formation de BA est quant à elle nettement ralentie dès que l'activité biologique est perturbée. Ce composé représente 25 % de la fraction extractible en milieu non stérile contre 5 % en milieu stérile après 56 j. De même l'absence des deux autres métabolites dans le milieu stérile laisse penser qu'ils se forment soit en conditions biotiques, soit à partir du BA (de façon biotique ou abiotique). Les travaux de Beltran et al. (2003) montrent que de fortes températures d'incubation ($> 40 \text{ }^\circ\text{C}$) inhibent très fortement la formation de BA, une faible proportion pouvant toutefois se former par réaction chimique (Mougin et al., 2000). D'autres études indiquent au contraire que la dégradation du DKN serait également abiotique (hydrolyse) (Lin et al., 2003).

5.1.5. Effets du travail du sol sur la rétention et la dégradation des pesticides

Les pratiques culturales ont des effets importants sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol affectant ainsi le devenir des pesticides. Une synthèse détaillée des effets du travail du sol sur les mécanismes de rétention et de dégradation est proposée dans le Chapitre 1 de cette thèse. En résumé de cette synthèse, nous pouvons rappeler qu'en l'absence d'un mélange mécanique par les outils de travail du sol, les résidus de culture partiellement décomposés s'accumulent à la surface du sol aboutissant ainsi à une stratification verticale des matières organiques en technique de conservation (Lal et al., 1994 ; Six et al., 1999 ; Pinheiro et al., 2004). Cette stratification peut affecter de façon significative la disponibilité des herbicides et leur devenir dans les sols (Locke et Bryson, 1997 ; Reddy et al., 1997a). Le plus souvent, l'accroissement des teneurs en carbone organique à la surface du sol en techniques de conservation entraîne une augmentation des capacités d'adsorption des pesticides (Brown et al., 1994 ; Zablotowicz et al., 2000 ; Locke et al., 2005).

Les effets du travail du sol sur la dégradation des pesticides sont beaucoup plus contrastés. Certaines études montrent un ralentissement de la dégradation en technique de conservation (Brown et al., 1994 ; Gaston et Locke, 2000 ; Ulbrich et al., 2005) alors que d'autres observent au contraire une dégradation plus rapide des molécules (Levanon et al., 1994 ; Sadeghi et Isensee, 1997 ; Gaston et al., 2003). D'un côté, les phénomènes de compétition entre rétention et dégradation peuvent réduire la

disponibilité des herbicides pour les microorganismes accroissant ainsi leur persistance dans les sols (Zablotowicz et al., 2000), d'un autre côté, une plus forte activité microbiologique à la surface du sol en techniques de conservation peut accroître les processus de dégradation (Doran, 1980 ; Levanon et al., 1994). Toutefois, dans la littérature, la plupart des études portant sur les effets du travail du sol sur la dégradation des herbicides comparent des systèmes très contrastés tels que le labour à la charrue à versoirs et le semis direct. Peu de données sont disponibles pour d'autres techniques de conservation des sols, telles que par exemple les techniques de mulchage (pratiquées sur la parcelle agricole de l'étude) alors que celles-ci semblent parfois plus efficaces que les pratiques de semis direct dans la réduction des pertes de pesticides, notamment par ruissellement (Felsot et al., 1990 ; Shipitalo et Owens, 2003).

Le travail du sol est une source importante de variabilité verticale et latérale des propriétés physiques de sols (cf. Partie I). Des travaux ont montré que cette variabilité spatiale des propriétés physiques dans un horizon labouré n'était pas aléatoire mais liée aux variations verticales et latérales de la structure du sol (Coutadeur, 2002) lesquelles pouvaient être convenablement évaluées par une description morphologique des compartiments de sol créés par les outils de travail du sol successifs (Manichon, 1982 ; Roger-Estrade et al., 2004). En parallèle de cette variabilité des propriétés physiques, il est probable que le travail du sol affecte également la localisation des microorganismes, en agissant notamment sur la distribution des matières organiques (« hot-spot microbiens »), et donc la localisation des zones de dégradation des herbicides. Des travaux ont montré qu'au sein de l'horizon labouré, les propriétés de rétention et de dégradation n'étaient pas homogènes et variaient à différentes échelles spatiales et temporelles (Parkin et Shelton, 1992 ; Bending et al., 2001). La structuration du sol en agrégats est, par exemple, une source importante de variabilité de la dégradation des pesticides liée notamment aux conditions locales du milieu (*i.e.* anoxie, teneur en carbone, compaction) agissant sur les populations microbiennes à des échelles millimétrique (Vieublé-Gonod et al., 2003), centimétrique (motte) (Philippot et al., 1996) ou métrique (Stenrod et al., 2006). Les populations participant à la dégradation des pesticides sont affectées par la profondeur (Stenrod et al., 2006 ; Bending et Rodriguez-Cruz, 2007), le pH (Bending et al., 2001), la température et la teneur en eau du sol (Griffiths et al., 2003). Afin de mieux cerner cette variabilité des propriétés de dégradation, l'échantillonnage de sol ne doit donc pas être réalisé uniquement en fonction de la profondeur mais doit également prendre en compte les effets du travail du sol sur la structure des agrégats et la localisation des matières organiques.

L'objectif de ce volet du travail de recherche est de caractériser les mécanismes de rétention et de dégradation de l'IFT et du DKN en cherchant, en particulier, à évaluer leur variabilité dans les profils culturaux générés par les pratiques de travail du sol. Le travail vise également à évaluer les effets de certains facteurs du milieu (température et teneur en eau) sur la dégradation des molécules.

5.2. Matériels et méthodes

5.2.1. Stratégie d'échantillonnage

Afin de mieux cerner les impacts des outils de travail du sol sur la distribution spatiale (verticale et latérale) des propriétés de rétention et de dégradation, des échantillons de terre ont été collectés dans les différentes zones et compartiments détaillés au cours de la description morphologique des deux profils culturaux (Roger-Estrade et al., 2004) et dans lesquels les propriétés hydriques et de transport ont été étudiées (Chapitre 4). Chaque échantillon est composé d'un mélange de 5 à 10 prélèvements (selon les zones) afin d'obtenir environ 3 kg de terre par zone étudiée pour les expérimentations en laboratoire.

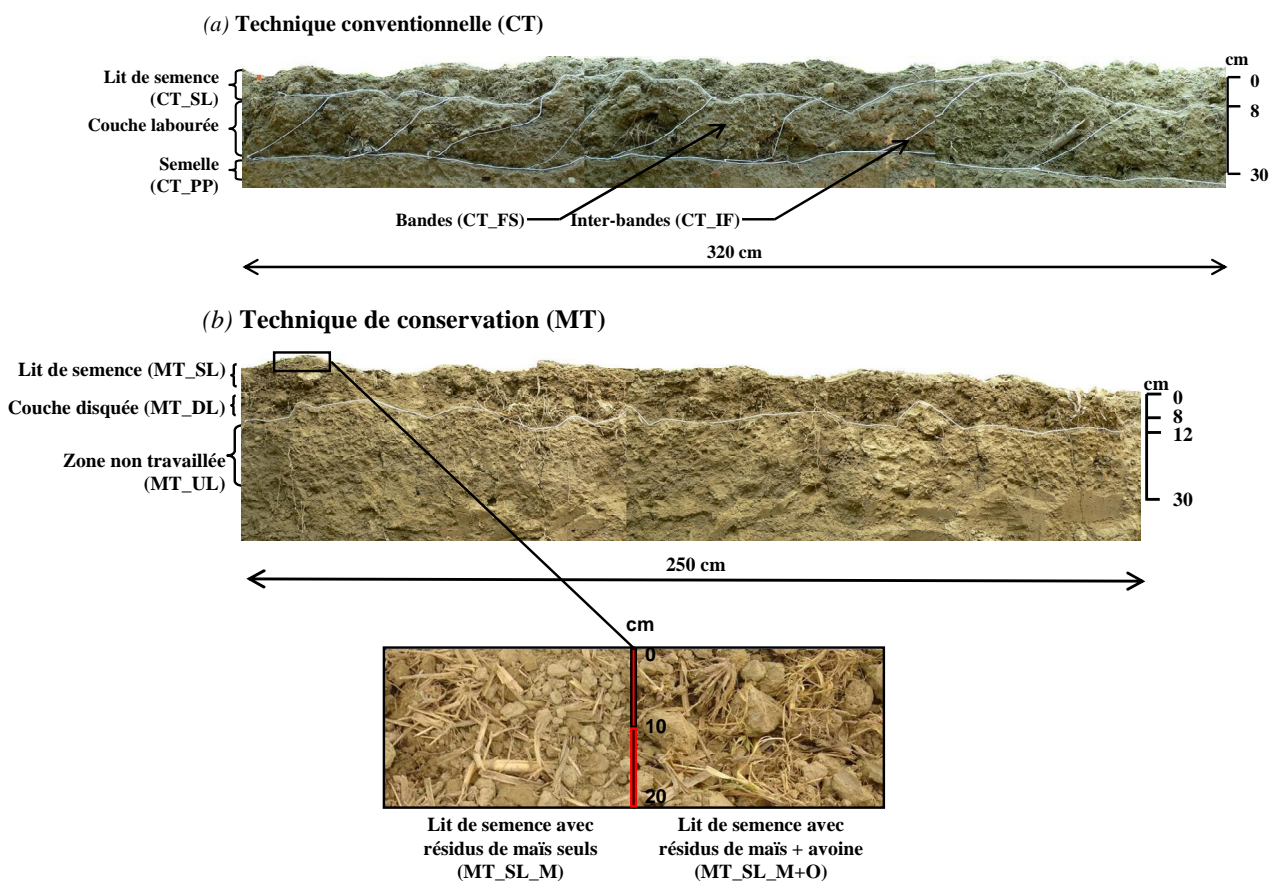


Figure 55. Compartimentation morphologique des profils culturaux (a) en technique conventionnelle (CT) et (b) en technique de conservation (MT) et localisation des échantillons de résidus et terre collectés pour les expérimentations en laboratoire à l'aide de ^{14}C -IFT et ^{14}C -DKN.

En technique conventionnelle (Figure 55a), les prélèvements ont été réalisés dans le lit de semence (CT_SL) entre 0-8 cm de profondeur. Dans la zone labourée (profondeur de 8 à 30 cm), les

prélèvements ont eu lieu dans la terre fine (CT_FS) et dans les inter-bandes de labour orientées obliquement et contenant une quantité importante de résidus (CT_IF). Nous avons également échantillonné la semelle de labour (CT_PP) considérée comme étant la limite basse du profil cultivé. En technique de conservation (Figure 55b), les échantillons ont été prélevés dans le lit de semence (0-8 cm de profondeur) en distinguant la modalité avec résidus de maïs seuls (MT_SL_M) et celle avec résidus de maïs et résidus d'avoine (MT_SL_M+O), dans la zone disquée (MT_DL) (8-12 cm de profondeur) et dans la zone non travaillée (MT_UL) mais anciennement labourée (12-30 cm de profondeur). Les résidus seuls (sans terre) ont également été prélevés à la surface du sol en MT en séparant les résidus de maïs et les résidus d'avoine. Dans les horizons sous-jacents (> 30 cm de profondeur), qualifiés dans ce travail « d'horizons du sous-sol », les prélèvements ont été réalisés dans les horizons B1tg et B2tg (Figure 6) entre 40 et 60 cm de profondeur (Sous-sol I) et dans l'horizon B3tg entre 60 et 80 cm de profondeur (Sous-sol II).

Les principales caractéristiques physico-chimiques des échantillons prélevés sont indiquées dans le Tableau 29. Pour l'analyse granulométrique, chaque échantillon a été caractérisé après destruction de la matière organique à l'eau oxygénée et décarbonatation à l'acide chlorhydrique (AFNOR, 1983), la détermination de la teneur en carbone organique est réalisée par oxydation sulfochromique (AFNOR, 1999b), le pH est mesuré dans l'eau et la teneur en carbonates est déterminée par la méthode volumétrique (AFNOR, 1999a). Les échantillons ont été stockés à 4 °C durant deux semaines avant que les expérimentations de laboratoire ne débutent.

Tableau 29. Caractéristiques physico-chimiques des échantillons utilisés pour les expérimentations de laboratoire prélevés dans les horizons de surface en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) et dans les horizons du sous-sol (40-80 cm).

| Modalité | Localisation | Profondeur | pH | Argile (0 – 2 µm) | Limon (2 – 50 µm) | Sable (50 – 2000 µm) | C _{org} ^a | CaCO ₃ ^b |
|-------------|----------------|-------------|-----------|----------------------|----------------------|-------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| | | m | | g kg ⁻¹ | | | | |
| CT | SL | 0 - 0,08 | 7,3 | 210 | 625 | 154 | 7,5 | 3,1 |
| | FS | 0,08- 0,28 | 7,3 | 207 | 613 | 172 | 8,1 | <1 |
| | IF | 0,08 - 0,28 | 7,3 | 216 | 593 | 181 | 9,7 | <1 |
| | PP | 0,28 - 0,30 | 7,6 | 191 | 604 | 198 | 4,5 | 2,2 |
| MT | SL_M | 0 - 0,08 | 7,2 | 245 | 589 | 151 | 13,0 | 2,0 |
| | SL_M+O | 0 - 0,08 | 7,2 | 232 | 601 | 151 | 12,9 | 3,0 |
| | DL | 0,08 - 0,12 | 7,3 | 233 | 592 | 155 | 10,2 | 9,1 |
| | UL | 0,12 - 0,30 | 7,5 | 268 | 543 | 173 | 8,7 | 7,2 |
| | Résidus maïs | Surface | - | - | - | - | 494 | - |
| | Résidus Avoine | Surface | - | - | - | - | 482 | - |
| B1tg & B2tg | Sous-sol I | 0,40-0,60 | 7,5 | 434 | 401 | 156 | 3,9 | 5,0 |
| | B3tg | Sous-sol II | 0,60-0,80 | 7,0 | 586 | 305 | 102 | 3,2 |

^a OC, teneur en carbone organique (AFNOR, 1999a)

^b Teneur en CaCO₃ (AFNOR, 1999b)

5.2.2. Produits chimiques

Les standards analytiques d'IFT, de DKN et de BA ont une pureté chimique > 99,9 % et le ¹⁴C-IFT et ¹⁴C-DKN, marqués uniformément sur leur cycle phénolique, ont une activité spécifique de 1550 MBq

mmol⁻¹ et une pureté radioactive > 99,1 %. Ces molécules ont été fournies par la société Bayer Cropscience (Monheim, Allemagne). Les solutions radioactives d'IFT et de DKN ont été préparées à l'aide d'eau milliQ et de CaCl₂ (0,01 M) par dilution isotopique d'herbicides non marqués et radiomarqués. Les solvants et l'acide formique proviennent de chez Carlo Erba (Val de Reuil, France).

5.2.3. Propriétés de rétention

Information préalable. Compte tenu de la rapide hydrolyse de l'IFT, une mise au point analytique a été nécessaire pour évaluer correctement les propriétés de rétention et de dégradation des échantillons. Les détails de cette mise au point sont indiqués en Annexe 1.

Tableau 30. Localisation des échantillons utilisés pour les expérimentations en laboratoire sur les mécanismes de rétention et de dégradation de l'IFT et du DKN et conditions expérimentales pour l'étude de la rétention et de la dégradation des molécules.

| Localisation | IFT | | | | | | | | | | DKN | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|-----------|--------|--------|-------------|------------------|-----|-----|-------|-----|-----|-----------|------|--------|-------------|------------------|-------|-----|-----|-------|-----|--|--|
| | Rétention | | | Dégradation | | | | | | | Rétention | | | Dégradation | | | | | | | | |
| | Cin. | Isoth. | Isoth. | T °C | 25 °C | | | 15 °C | | | | Cin. | Isoth. | Isoth. | T °C | 25 °C | | | 15 °C | | | |
| | Ads. | Ads. | Dés. | pF | 1,5 [†] | 2,5 | 3,5 | 1,5 | 2,5 | 3,5 | Ads. | Ads. | Dés. | pF | 1,5 [†] | 2,5 | 3,5 | 1,5 | 2,5 | 3,5 | | |
| CT_SL | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | X | X | - | | X | X | X | X | X | X | | |
| CT_FS | X | X | X | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | - | - | - | X | X | | |
| CT_IF | X | X | X | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | - | - | - | X | X | | |
| CT_PP | X | X | X | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | - | - | - | X | X | | |
| MT_SL_M | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | X | X | - | | X | X | X | X | X | X | | |
| MT_SL_M+O | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | X | X | - | | X | X | X | X | X | X | | |
| MT_DL | X | X | X | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | X | X | - | X | X | | |
| MT_UL | X | X | X | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | - | - | - | X | X | | |
| Résidus maïs | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | - | - | - | | X | - | X | X | - | X | | |
| Résidus avoine | X | X | X | | X | X | X | X | X | X | - | - | - | | X | - | X | X | - | X | | |
| Sous-sol I (40-60 cm) | - | - | - | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | - | - | X | - | X | | |
| Sous-sol II (60-80 cm) | - | - | - | | - | - | - | - | - | - | X | X | - | | - | - | - | X | - | X | | |

[†] Valeur du pF des incubations avec $pF = \log_{10} |h|$, h , potentiel matriciel (en cm)

5.2.3.1. Cinétique d'adsorption

Les échantillons concernés par l'étude cinétique de l'adsorption de l'IFT et du DKN sont indiqués dans le Tableau 30. Chaque échantillon a été préalablement séché à l'air durant 48 h, tamisé à 5 mm et sa teneur en eau déterminée. Les solutions d'IFT et de DKN utilisées ont une concentration de 5 mg L⁻¹ d'herbicides et contiennent 0,670 MBq L⁻¹. Dix millilitres de solution sont ajoutées à des échantillons de 2 g de terre (masse sèche) dans des tubes à centrifuger en verre (Corex). Les suspensions sont agitées par retournement à l'obscurité durant 1,5, 3, 6, 24, 48 et 96 h à 4 °C ± 0,5 °C pour les solutions d'IFT et 22 °C ± 2 °C pour les solutions de DKN. Des tubes témoins contenant 10 mL de chacune des

solutions sans sol sont également agitées afin d'évaluer l'adsorption des composés sur le verre. Les tubes sont ensuite centrifugés à 1800 g durant 15 min à $3\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ pour les solutions d'IFT et $22\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ pour les solutions de DKN. Deux répétitions ont été réalisées pour chaque échantillon de sol, herbicide et durée d'agitation. La radioactivité du surnageant de chaque tube est mesurée par comptage en scintillation liquide (Tri-Carb 2100 TR, Perkin Elmer Ins., Courtaboeuf, France) à l'aide de liquide scintillant (Ultima Gold XR, Packard). La forme moléculaire est contrôlée par des analyses en Chromatographie Liquide à Haute Performance (HPLC). L'isoxaflutole, de par sa forte instabilité dans l'eau, a nécessité des contrôles plus importants que le DKN, beaucoup plus stable. La quantité d'herbicide retenue par la phase solide a été déterminée par différence entre la concentration initiale en solution et la concentration en solution après agitation.

5.2.3.2. Isothermes d'adsorption et de désorption

Six solutions de concentration 0,01, 0,05, 0,1, 1, 2 et 5 mg L⁻¹ d'herbicides contenant 0,133 MBq L⁻¹ ont été utilisées pour établir les isothermes d'adsorption de l'IFT et du DKN. Dix millilitres de solution ont été ajoutées à des échantillons de 2 g de terre (masse sèche) dans des tubes à centrifuger en verre. Les suspensions sont agitées par retournement à l'obscurité durant 6 h à $4\text{ °C} \pm 0,5\text{ °C}$ pour les solutions d'IFT et 24 h à $22\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ pour les solutions de DKN. Les tubes sont ensuite centrifugés à 1800 g durant 15 min à $3\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ pour les solutions d'IFT et $22\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ pour les solutions de DKN. Deux répétitions ont été réalisées pour chaque échantillon de sol, herbicide et concentration initiale. La radioactivité du surnageant de chaque tube est mesurée par comptage en scintillation liquide (Tri-Carb 2100 TR, Perkin Elmer Ins., Courtaboeuf, France) à l'aide de liquide scintillant (Ultima Gold XR, Packard). La quantité d'herbicide retenue par la phase solide a été déterminée par différence entre la concentration initiale en solution et la concentration en solution après agitation. Les isothermes d'adsorption ont été décrites à l'aide du modèle de Freundlich :

$$Q_{\text{eq}} = K_{\text{F}} \cdot C_{\text{eq}}^{n_{\text{F}}} \quad (12)$$

avec Q_{eq} (mg kg⁻¹) la quantité d'herbicide adsorbée par le sol, C_{eq} (mg L⁻¹) la concentration à l'équilibre et K_{F} et n_{F} sont des coefficients empiriques. Lorsque n_{F} est égal à 1, l'isotherme d'adsorption se simplifie en une relation linéaire :

$$Q_{\text{eq}} = K_{\text{D}} \cdot C_{\text{eq}} \quad (13)$$

avec K_{D} (L kg⁻¹) le coefficient de partage (ou coefficient de distribution) entre la phase liquide et la phase solide. Une normalisation du K_{D} en fonction de la teneur en carbone organique des sols est fréquemment utilisée :

$$K_{OC} = \frac{K_D}{C_{org}} \cdot 100 \quad (14)$$

avec C_{org} la teneur en carbone organique du sol.

Pour l'isoxaflutole uniquement, immédiatement après les mesures d'adsorption, la désorption a été mesurée pour les six concentrations utilisées. Après obtention de l'équilibre d'adsorption (6 h), le surnageant a été retiré et remplacé par 10 mL d'une solution aqueuse de $CaCl_2$ (0,01 M) sans herbicide. Les tubes ont alors été placés en agitation par retournement durant 6 h à $4 \text{ °C} \pm 0,5 \text{ °C}$. Ils ont ensuite été centrifugés à 1800 g durant 15 min à $3 \text{ °C} \pm 1 \text{ °C}$ et le surnageant a à nouveau été remplacé par une solution sans herbicide. Cinq désorptions consécutives ont été réalisées pour l'ensemble des échantillons, et, uniquement pour les résidus de maïs ayant reçu une concentration initiale en IFT de 5 mg L^{-1} , deux désorptions complémentaires de 24 h ont été réalisées à $22 \text{ °C} \pm 1 \text{ °C}$. Pour chaque surnageant, la radioactivité a été comptée afin de quantifier les quantités d'herbicide désorbées. Des contrôles de la forme moléculaire ont été réalisés par HPLC. Les quantités d'herbicide toujours adsorbées sur le sol après chaque désorption ont été calculées par différence entre les quantités initialement adsorbées et les quantités désorbées. Les isothermes de désorption ont été décrites selon le modèle de Freundlich :

$$Q_{eq}^{des} = K_F^{des} \cdot C_{eq}^{n_F^{des}} \quad (15)$$

L'indice d'hystérésis H ($0 \leq H \leq 1$) permet d'évaluer la réversibilité des phénomènes d'adsorption. Lorsque H diminue, la réversibilité de l'adsorption diminue également. Cet indice est calculé par la relation :

$$H = \frac{n_F^{des}}{n_F^{ads}} \quad (16)$$

Dans la pratique, l'hystérésis n'est apparente que pour des valeurs de $H < 0,7$ (Barriuso et al., 1994b).

5.2.4. Propriétés de dégradation

5.2.4.1. Conditionnement des échantillons

Les échantillons concernés par l'étude de la dégradation de l'IFT et du DKN sont indiqués dans le Tableau 30. Les échantillons de terre ont été séchés à l'air durant 48 h et tamisés à 5 mm. Deux répétitions de 80 g de terre ont été séchées à l'étuve à 105 °C durant 48 h afin de déterminer la teneur en eau initiale. Pour les incubations, 20 g équivalent-terre-sèche ont été placés dans des piluliers de

100 mL et ajustés aux potentiels matriciels (h) de -32, -316 et -3162 cm correspondant aux pF 1,5, 2,5 et 3,5 respectivement (avec $pF = \log_{10}|h|$). Ces valeurs ont été choisies afin de couvrir la variabilité des teneurs en eau rencontrées dans un système de maïs irrigué. Pour chaque échantillon tamisé, les courbes de rétention ($\theta(h)$) avaient été précédemment établies sur des presses de Richards (Klute, 1986). Au cours des incubations, la teneur en eau des échantillons a été périodiquement contrôlée par des pesées et réajustée si nécessaire.

5.2.4.2. Étude de la dégradation

Les échantillons ont été pré-incubés durant 7 j avant le traitement herbicide puis des solutions de ^{14}C -IFT ou de ^{14}C -DKN de concentration $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ ($16\,670 \text{ Bq mL}^{-1}$) ont été appliquées sur les différents échantillons à une dose correspondant à une application de 75 g ha^{-1} . Les piluliers de terre ont été placés dans des bocaux hermétiques contenant un flacon de 10 mL d'eau visant à maintenir l'humidité ambiante constante et un flacon contenant 2,5 mL de NaOH (2 M) servant à piéger le CO_2 dégagé au cours des incubations. Le volume du bocal était suffisamment important pour empêcher le développement de conditions anoxiques. Les solutions de soude ont été périodiquement remplacées. Après une période (d'environ 12 h) à l'obscurité afin de réduire les phénomènes de chimioluminescence, la quantité de $^{14}\text{CO}_2$ piégée était déterminée par comptage en scintillation liquide (Tri-Carb 2100 TR, Perkin Elmer Ins., Courtaboeuf, France) à l'aide de 10 mL de liquide scintillant (Ultima Gold XR, Packard). La dégradation du ^{14}C -IFT a été suivie durant 21 j dans l'obscurité, à deux températures (25 et 15 °C) correspondant à celles mesurées au champ après un traitement. Deux répétitions de chaque modalité ont été extraites après 0, 1, 3, 7 et 21 jours d'incubation. La dégradation du ^{14}C -DKN a été suivie durant 84 j dans l'obscurité, également à deux températures (25 et 15 °C) pour les horizons de surface, et uniquement à 15 °C pour les horizons plus profonds (Tableau 30). Deux répétitions de chaque modalité ont été extraites après 0, 3, 7, 22 et 84 jours d'incubation. Pour les échantillons du sous-sol, la dégradation du ^{14}C -DKN a été suivie durant 106 j dans l'obscurité à 15 °C. Deux répétitions de chaque échantillon ont été extraites après 0, 3, 7, 21 et 106 jours d'incubation.

5.2.4.3. Analyses des herbicides

A chaque date d'extraction, les 20 g de terre des piluliers sont récupérés et placés dans des tubes à centrifuger en polypropylène (500 mL). Une séquence de quatre extractions par agitation par retournement est réalisée à 4 °C pour les extractions de ^{14}C -IFT et à température ambiante (≈ 20 °C) pour les extractions de ^{14}C -DKN. Pour obtenir la fraction extractible à l'eau, la première extraction se fait par un ajout de 60 mL d'une solution de CaCl_2 (0,01 M) et agitation durant 6 h pour l'IFT et 24 h

pour le DKN. Les tubes sont alors centrifugés à 9000 g durant 10 min à $3\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour les solutions d'IFT et $22\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour les solutions de DKN et la quantité de ^{14}C du surnageant est mesurée par comptage en scintillation liquide. Pour l'IFT seulement, le surnageant est aussitôt acidifié à l'aide de 1 % d'acide formique (99 %) afin de stabiliser la molécule. Il est ensuite remplacé par 60 mL de méthanol et les tubes sont à nouveau agités durant 8 h puis centrifugés. Trois extractions successives au méthanol sont réalisées. Après les extractions, les échantillons de terre contenant une fraction non-extractible de ^{14}C sont séchés à l'air. Leur quantité de radioactivité est ensuite mesurée par combustion (Sample Oxidizer 307, Packard, Meriden, CT, USA) et piégeage du $^{14}\text{CO}_2$ libéré par du Carbosorb (Packard) mélangé avec du Permafluor (Packard) utilisé comme liquide scintillant. Pour les analyses HPLC, la plupart des extraits aqueux étaient suffisamment radioactifs pour ne pas avoir à les concentrer à l'exception de quelques échantillons incubés durant 84 j. Ces derniers ont tout d'abord été filtrés à l'aide de filtres en papier (Whatman 90), passés au travers de cartouches Oasis HLB (Waters, St-Quentin-en-Yvelines, France) puis élués avec 5 mL d'acétonitrile. Pour se rapprocher de la composition de l'éluent HPLC, 5 mL d'eau milliQ ont été ajoutés. Le conditionnement des cartouches avait été réalisé au préalable à l'aide d'un mélange de 10 mL d'acétonitrile et d'eau milliQ (50/50 v/v). Le rendement moyen de récupération du ^{14}C de cette concentration sur cartouche est de 94,5 %. Les extraits méthanol sont concentrés par évaporation sous vide à $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ à l'aide d'un Rotavapor R-200 (Büchi, Champigny, France). Les solutions résiduelles ($\approx 1\text{-}2\text{ mL}$) sont passées au travers de filtres de cellulose régénérée ($0,45\text{ }\mu\text{m}$, Alltech France, Templemars) puis mélangées à de l'eau osmosée (50/50 v/v) afin de se rapprocher de la composition de la phase mobile HPLC. Les échantillons sont analysés sur une chaîne HPLC (600 E Multisolvant Delivery System, 717 Autosampler, Waters, Midfort, MA, USA) équipée d'un détecteur à barrette de diodes (996 Photodiode Array Detector, Waters) et d'un détecteur de radioactivité (Packard-Radiomatic Flo-One A550). La colonne utilisée est une Nova-Pak C18 (Waters, 250 mm x 4,6 mm ID, $4\text{ }\mu\text{m}$ de taille de particule, particules sphériques, taille de pore de 60 \AA). Les phases mobiles pour l'HPLC sont les suivantes : A, 89/10/1 et B, 9/90/1 (v/v/v) d'eau/méthanol/acide formique. A l'injection, la phase mobile est composée de 90 % de A et 10 % de B, puis, par un gradient progressif à un flux de $0,8\text{ mL min}^{-1}$ durant 30 min, la phase mobile passe à 100 % de B. La longueur d'onde de détection est 254 nm avec une durée d'analyse de 45 min. Les volumes d'injection sont compris entre 100 et 500 μL selon les concentrations en ^{14}C . Dans ces conditions, les temps de rétention de l'IFT, du DKN et du BA sont de 22,5, 17,2 et 15,2 min respectivement.

5.2.4.4. Calculs et analyses statistiques

La demi-vie de dégradation des molécules (DT_{50}) peut être obtenue à partir des résultats des incubations en conditions contrôlées de laboratoire (Beulke et Brown, 2001). La diminution des concentrations en molécules initialement appliquées (IFT ou DKN) est décrite par une cinétique

d'ordre 1 ajustée à des données non transformées, $C_{(t)} = C_0 e^{-kt}$ avec $C_{(t)}$ la concentration en IFT ou DKN estimée à partir des mesures HPLC au temps t , C_0 la concentration initiale mesurée immédiatement après l'application, et k est la constante de vitesse de dégradation (j^{-1}). Le temps auquel la concentration en molécule atteint la moitié de la concentration initiale est appelé demi-vie de dégradation DT_{50} (j), avec $DT_{50} = \ln 2/k$.

L'énergie d'activation, E_a ($J \text{ mol}^{-1}$), est la quantité minimale d'énergie à fournir pour initier une réaction. Elle peut être utilisée pour prédire la contribution relative à un mécanisme particulier de phénomènes physico-chimiques ou biologiques (Cupples et al., 2000). Elle est calculée à partir de la forme linéarisée de la loi d'Arrhenius :

$$\ln k = \ln A - \frac{E_a}{RT} \quad (17)$$

avec k la constante de vitesse de dégradation (j^{-1}), A une constante empirique (h^{-1}), R la constante universelle des gaz parfaits ($8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$) et T la température (K).

Des coefficients de corrélation linéaire de Pearson sont calculés entre les propriétés des échantillons du sol et les propriétés des pesticides et leur significativité testée à l'aide de tests de Student. Une analyse de la variance, ANOVA, est réalisée sur les valeurs de DT_{50} pour révéler les effets du travail du sol, de la température et de la teneur en eau. Un test de Student-Newman-Keuls a été utilisé pour distinguer les échantillons de sol ayant des DT_{50} significativement différente ($p < 0,05$).

5.3. Résultats et discussion

5.3.1. Propriétés de rétention

5.3.1.1. Cinétiques d'adsorption de l'IFT et du DKN

L'adsorption de l'IFT est rapide pour la plupart des échantillons avec la majeure partie du phénomène se déroulant au cours des trois premières heures de mise en contact (Figure 56). Toutefois, pour les échantillons prélevés dans la semelle de labour (CT_PP), l'adsorption est plus lente et n'atteint pas véritablement de palier au cours des 96 h d'agitation. La compaction importante de cet horizon ($\rho_b \approx 1,6 \text{ g cm}^{-3}$, Chapitre 4) peut avoir entraîné la disparition de toute macroporosité, au profit d'une microporosité dans laquelle la diffusion serait plus lente. Van Beinum et al. (2005) ont observé ce type de phénomène avec de l'azoxystrobine, du chlortoluron et de la cyanazine dans des échantillons de sols argileux.

Sur certains échantillons, nous observons une diminution de l'adsorption au cours du temps (ex. CT_SL) traduisant de l'hydrolyse de l'IFT en DKN, cette hydrolyse étant catalysée par une étape d'adsorption (Rice et al., 2004). Toutefois, les analyses HPLC des formes moléculaires en solution dans les surnageants indiquent une absence d'hydrolyse de l'IFT durant les premières 24 heures

d'agitation. Le déroulement des expérimentations en conditions froides (3-4 °C) a permis de considérablement ralentir cette réaction et ainsi de garantir une bonne fiabilité de la mesure d'adsorption (Annexe 1).

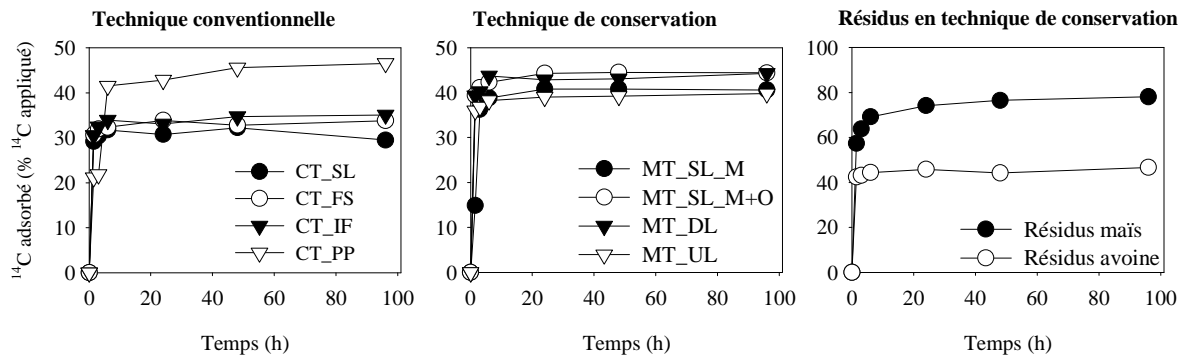


Figure 56. Cinétiques d'adsorption de l'isoxaflutole (IFT) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT.

Les quantités adsorbées (en % de la quantité appliquée) sont plus importantes en technique de conservation qu'en technique conventionnelle. En MT, l'adsorption se situe entre 38 et 45 % selon les zones échantillonnées et entre 29 et 35 % en CT (à l'exception des échantillons en CT_PP qui présentent des valeurs équivalentes à celles en MT). Les résidus de maïs adsorbent davantage l'IFT que les résidus d'avoine (80 vs. 45 % respectivement) et davantage que le mélange résidus/sol.

Pour le dicétonitrile, l'adsorption est également rapide (équilibre atteint dès 3 h) mais elle est très faible pour l'ensemble des échantillons, < 5 % de la quantité apportée, soit, en moyenne, 10 fois moins élevée que celle de l'IFT (Figure 57). Beltran et al. (2002) observaient également une atteinte rapide de l'équilibre (< 1,5 h) alors que Mitra et al. (2000) indiquaient un équilibre atteint après 7 j d'agitation, sans que les raisons d'un tel délai ne soient clairement exposées.

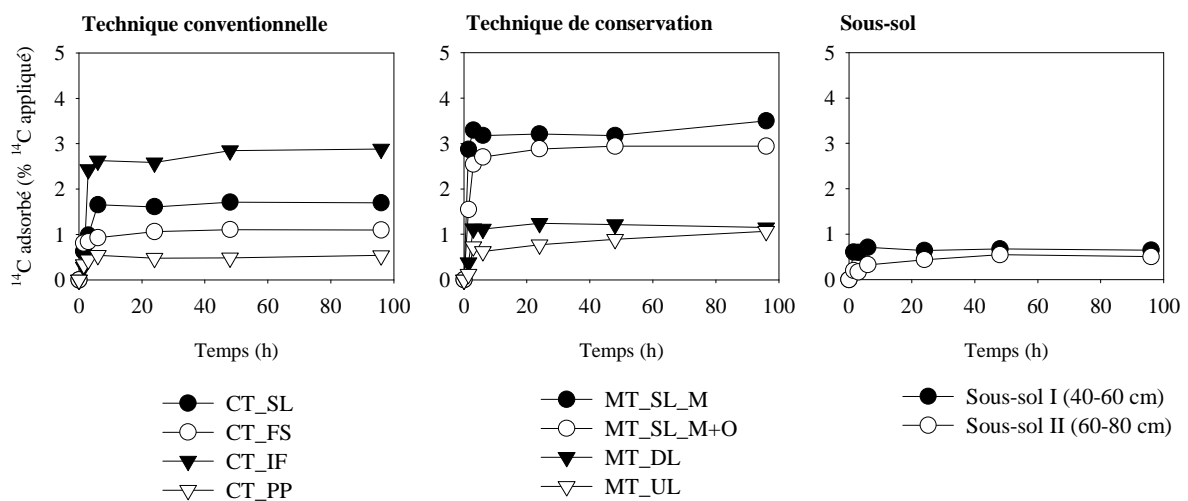


Figure 57. Cinétiques d'adsorption du dicétonitrile (DKN) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les horizons du sous-sol.

Les échantillons des inter-bandes de labour en CT (CT_IF) et de lit de semence en MT (MT_SL) présentent les valeurs d'adsorption les plus élevées, les valeurs les plus faibles (< 1%) étant mesurées dans les échantillons de la semelle de labour (CT_PP) et des horizons du sous-sol.

5.3.1.2. Isothermes d'adsorption de l'IFT et du DKN

Les isothermes d'adsorption de l'IFT et du DKN sont bien décrites par le modèle de Freundlich ($r^2 \geq 0,99$ et $0,98$ respectivement). Les valeurs du coefficient n_F sont comprises entre $0,93$ et $1,01$ pour l'IFT et entre $0,93$ et $1,71$ pour le DKN (Tableau 31). L'utilisation du coefficient linéaire, K_D , est donc autorisée, à l'exception des échantillons Sous-sol II pour lesquels $n_F \gg 1$.

Pour l'IFT, les valeurs de K_F dans les échantillons de sol varient de $1,3$ à $3,3 \text{ L kg}^{-1}$ et les valeurs de K_{OC} de 236 à $306 \text{ L kg}^{-1} C_{org}$. Ces valeurs sont cohérentes avec les résultats de la littérature (Tableau 27) (Taylor-Lovell et al., 2000 ; Rice et al., 2004). La teneur en carbone organique des échantillons est positivement corrélée à l'adsorption de l'IFT ($\rho = 0,949$, $p < 0,00001$) ce qui se traduit par une meilleure adsorption de la molécule dans les horizons de surface en MT. Cet accroissement de l'adsorption en technique de conservation a été largement décrit dans la littérature pour d'autres molécules telles que l'alachlore (Clay et al., 1991), le fluométuron (Gaston et al., 2001), la sulfentrazone (Reddy et Locke, 1998) (Tableau 3).

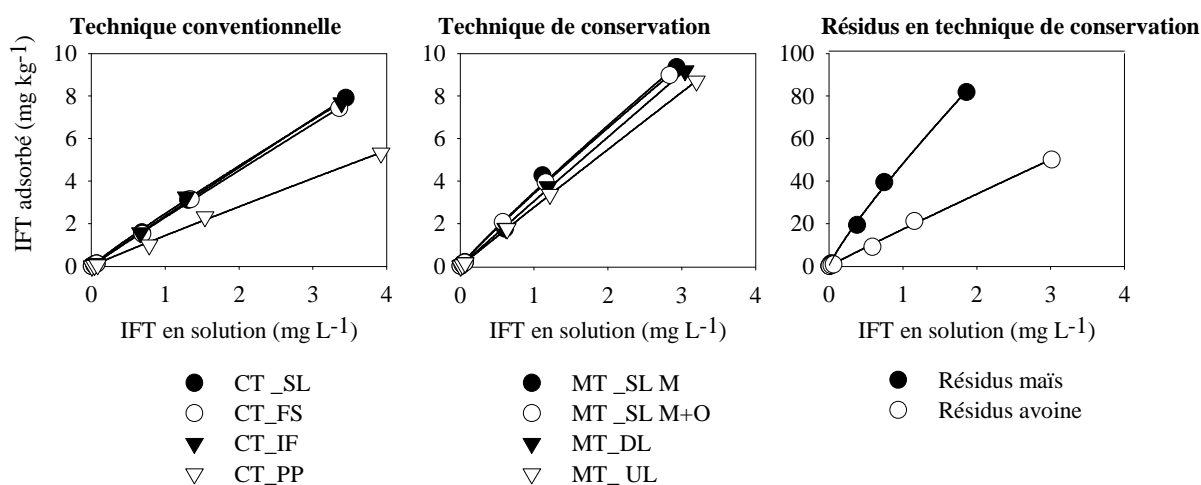


Figure 58. Isothermes d'adsorption de l'isoxaflutole (IFT) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT.

L'adsorption sur les résidus de culture est largement supérieure à celle sur les échantillons de sol mais dépend de la nature des résidus. Sur le maïs, le K_F est d'environ 48 L kg^{-1} , soit près de 15 fois supérieur à celui mesuré sur le lit de semence avec résidus de maïs (MT_SL_M). Sur l'avoine, le K_F est d'environ 16 L kg^{-1} , soit 5 fois supérieur à celle mesurée en MT_SL_M+O. D'autres études ont montré des différences dans les capacités d'adsorption du chlorimuron et du fluométuron selon la nature des résidus (Chapitre 1) (Reddy et al., 1995a ; Gaston et al., 2001).

Tableau 31. Valeurs des coefficients d'adsorption de Freundlich (K_F^{ads}), des coefficients de distribution (K_D et K_{OC}) de l'IFT et du DKN et des coefficients de désorption ($K_F^{\text{dés}}$) et de l'indice d'hystérésis H de l'IFT (pour la concentration initiale de 5 mg L^{-1}) mesurées sur les différents échantillons prélevés en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les horizons du sous-sol.

| Modalité | Isothermes de Freundlich | | | | Isothermes linéaires | | | | Isothermes de désorption pour $C_0(\text{IFT}) = 5 \text{ mg L}^{-1}$ | | |
|-------------|---|--------------------|---|--------------------|-----------------------------|---|-----------------------------|---|---|--------------------|------|
| | IFT | | DKN | | IFT | | DKN | | IFT | | |
| | K_F^{ads} $\text{L}^{n_F^{\text{ads}}} \text{mg}^{(1-n_F^{\text{ads}})} \text{kg}^{-1}$ | n_F^{ads} | K_F^{ads} $\text{L}^{n_F^{\text{ads}}} \text{mg}^{(1-n_F^{\text{ads}})} \text{kg}^{-1}$ | n_F^{ads} | K_D L kg^{-1} | K_{OC} $\text{L kg}^{-1} C_{\text{org}}$ | K_D L kg^{-1} | K_{OC} $\text{L kg}^{-1} C_{\text{org}}$ | $K_F^{\text{dés}}$ $\text{L}^{n_F^{\text{dés}}} \text{mg}^{(1-n_F^{\text{dés}})} \text{kg}^{-1}$ | $n_F^{\text{dés}}$ | H |
| CT_SL | $2,2 \pm 0,0$ | $0,96 \pm 0,01$ | $0,03 \pm 0,00$ | $1,08 \pm 0,09$ | $2,3 \pm 0,1$ | 306 ± 10 | $0,08 \pm 0,04$ | 10 ± 6 | $3,6 \pm 0,1$ | $0,33 \pm 0,00$ | 0,34 |
| CT_FS | $2,2 \pm 0,1$ | $0,96 \pm 0,01$ | $0,03 \pm 0,01$ | $0,95 \pm 0,03$ | $2,2 \pm 0,2$ | 276 ± 25 | $0,03 \pm 0,01$ | 4 ± 1 | $3,2 \pm 0,5$ | $0,35 \pm 0,02$ | 0,36 |
| CT_IF | $2,3 \pm 0,0$ | $0,97 \pm 0,02$ | $0,08 \pm 0,01$ | $1,19 \pm 0,04$ | $2,3 \pm 0,3$ | 236 ± 26 | $0,16 \pm 0,02$ | 19 ± 3 | $3,3 \pm 0,5$ | $0,31 \pm 0,09$ | 0,32 |
| CT_PP | $1,3 \pm 0,0$ | $0,93 \pm 0,00$ | $0,02 \pm 0,01$ | $1,01 \pm 0,16$ | $1,4 \pm 0,1$ | 306 ± 30 | $0,02 \pm 0,01$ | 4 ± 1 | $2,5 \pm 0,5$ | $0,31 \pm 0,14$ | 0,33 |
| MT_SL_M | $3,3 \pm 0,1$ | $0,99 \pm 0,00$ | $0,17 \pm 0,03$ | $1,03 \pm 0,01$ | $3,2 \pm 0,2$ | 249 ± 14 | $0,16 \pm 0,02$ | 12 ± 2 | $5,2 \pm 1,0$ | $0,25 \pm 0,06$ | 0,25 |
| MT_SL_M+O | $3,3 \pm 0,2$ | $0,97 \pm 0,01$ | $0,15 \pm 0,04$ | $1,12 \pm 0,01$ | $3,2 \pm 0,0$ | 246 ± 1 | $0,17 \pm 0,07$ | 13 ± 5 | $4,4 \pm 0,2$ | $0,29 \pm 0,01$ | 0,30 |
| MT_DL | $3,0 \pm 0,1$ | $0,98 \pm 0,01$ | $0,04 \pm 0,01$ | $0,93 \pm 0,01$ | $3,0 \pm 0,2$ | 296 ± 15 | $0,05 \pm 0,03$ | 5 ± 3 | $3,3 \pm 0,5$ | $0,39 \pm 0,26$ | 0,40 |
| MT_UL | $2,7 \pm 0,0$ | $0,97 \pm 0,00$ | $0,03 \pm 0,02$ | $0,93 \pm 0,19$ | $2,7 \pm 0,1$ | 314 ± 6 | $0,04 \pm 0,05$ | 4 ± 5 | $3,7 \pm 0,2$ | $0,31 \pm 0,01$ | 0,32 |
| MT_Maïs | $48,3 \pm 3,2$ | $1,01 \pm 0,02$ | - | - | $44,7 \pm 4,7$ | 90 ± 10 | - | - | $62,6 \pm 2,7$ | $0,19 \pm 0,10$ | 0,19 |
| MT_Avoine | $16,5 \pm 0,0$ | $0,97 \pm 0,00$ | - | - | $16,8 \pm 0,6$ | 35 ± 1 | - | - | $21,1 \pm 0,2$ | $0,51 \pm 0,03$ | 0,53 |
| Sous-sol I | - | - | $0,03 \pm 0,00$ | $0,96 \pm 0,06$ | - | - | $0,02 \pm 0,01$ | 5 ± 2 | - | - | - |
| Sous-sol II | - | - | $0,02 \pm 0,01$ | $1,71 \pm 0,08$ | - | - | Non linéaire | - | - | - | - |

Ces différences peuvent être dues aux formes moléculaires présentes sur les matières organiques et à leur réactivité (Ding et al., 2002b ; Ding et al., 2006). De plus, au moment du prélèvement des résidus, réalisée la veille du traitement herbicide, les résidus de maïs étaient plus âgés que les résidus d'avoine (198 j vs. 11 j). L'effet du vieillissement des résidus est encore contradictoire selon les molécules (Dao, 1991 ; Sigua et al., 1993) mais semble modifier leur réactivité vis-à-vis des phénomènes de rétention. L'adsorption de l'IFT est également positivement corrélée à la teneur en argile ($\rho = 0,742, p < 0,00001$) ce qui rejoint les observations de Rice et al. (2004) qui montrent, par ailleurs, un effet très important du pH sur l'adsorption de l'IFT. Dans notre travail, malgré les faibles variations de pH entre les échantillons ($7,2 \leq \text{pH} \leq 7,6$), une corrélation négative significative est aussi observée ($\rho = -0,739, p < 0,00001$). L'augmentation de l'adsorption lorsque le pH diminue pourrait être due à la formation de liaisons H^+ entre le cycle isoxazole et la fraction solide (Rouchaud et al., 1998 ; Mitra et Bhowmik, 2000).

Pour le DKN, les valeurs de K_F dans les échantillons de sol varient de 0,02 à 0,17 L kg^{-1} et les valeurs de K_{OC} de 4 à 19 $\text{L kg}^{-1} C_{\text{org}}$, ce qui est entre 20 et 90 fois moins que les valeurs de K_F de l'IFT pour un même horizon (Figure 59).

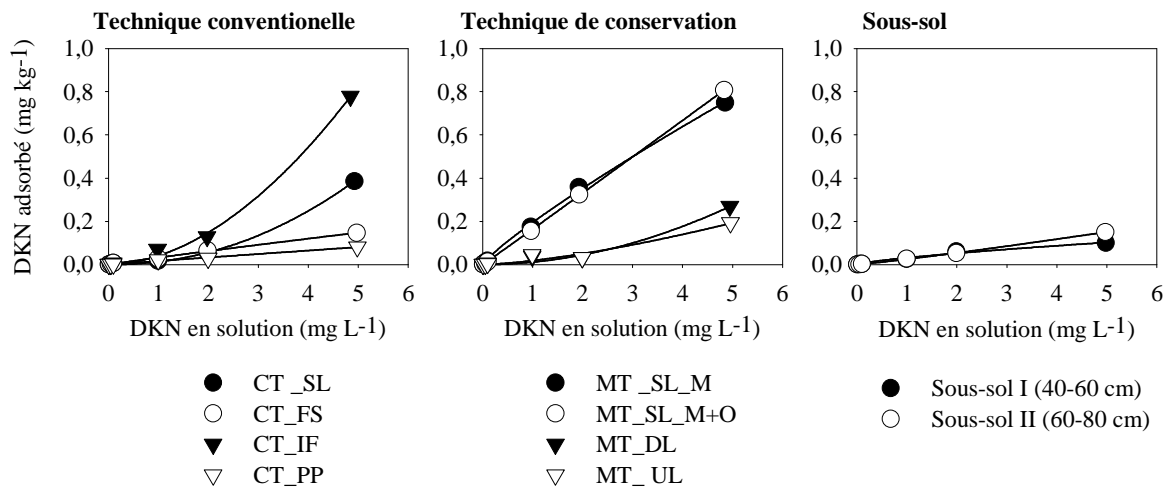


Figure 59. Isothermes d'adsorption du dicétonitrile (DKN) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les horizons du sous-sol.

En moyenne, l'adsorption du DKN est deux fois plus élevée en MT qu'en CT (0,08 vs. 0,04 L kg^{-1}), la valeur la plus élevée étant mesurée sur les échantillons MT_SL_M et MT_SL_M+O (Tableau 31). Ces valeurs sont cohérentes avec d'autres obtenues dans des sols ayant une teneur en carbone similaire (Mitra et al., 2000 ; Taylor-Lovell et al., 2000). Sur l'ensemble des échantillons, une

corrélation positive entre la teneur en C_{org} et l'adsorption est observée ($\rho = 0,832$, $p < 0,00001$), alors que Beltran et al. (2002) indiquaient une absence d'effet des matières organiques sur l'adsorption du DKN. Comme pour la molécule mère, lorsque le pH augmente, l'adsorption du DKN dans les horizons de surface diminue ($\rho = -0,690$, $p < 0,0001$). Cette relation n'est toutefois pas vérifiée pour les horizons du sous-sol. Dans l'horizon Sous-sol II, la valeur du coefficient n_F^{ads} est de 1,71 indiquant une forte non-linéarité de l'adsorption n'autorisant pas le calcul d'un coefficient d'adsorption. Cette non-linéarité peut être attribuée à la richesse en argile de cet horizon induisant une présence probable de sites d'adsorption d'accessibilité variable (van Beinum et al., 2005).

De par les faibles quantités de DKN adsorbées sur l'ensemble des échantillons, nous avons choisi de ne pas réaliser de mesure de désorption. Après quelques essais, il apparaissait en effet que l'erreur de mesure totale était du même ordre de grandeur que les quantités de ^{14}C désorbées.

5.3.1.3. Isothermes de désorption de l'IFT

Les analyses HPLC montrent que la proportion d'IFT dans les surnageants est > 95 % au cours des quatre premières désorptions. Pour la dernière désorption, les concentrations en ^{14}C -IFT étaient trop faibles pour permettre l'analyse HPLC. Ces résultats indiquent un bon contrôle de l'hydrolyse en conditions froides (4 °C) alors qu'à 20 °C, Rice et al. (2004) mentionnaient que l'hydrolyse de l'IFT avaient été trop importante, ne permettant pas une évaluation correcte de la désorption.

Les quantités cumulées désorbées (en % de la quantité d'IFT adsorbé) varient entre 83 et 86 % pour les échantillons de sol en CT, entre 72 et 89 % pour les échantillons de sol en MT et atteignent respectivement 50 et 89 % pour les résidus de maïs et d'avoine (Figure 60). Les quantités d'IFT adsorbées étant plus élevées en MT qu'en CT, une quantité plus élevée d'IFT demeure donc retenue en technique de conservation par rapport à la modalité en technique conventionnelle.

Les isothermes de désorption sont bien ajustées par le modèle de Freundlich ($r^2 > 0,95$). Les valeurs de $K_F^{dés}$ et de H présentées dans le Tableau 31 sont celles calculées à partir de la concentration initiale en IFT la plus élevée (5 mg L⁻¹). Pour l'ensemble des horizons, les valeurs de $K_F^{dés}$ sont supérieures à celles de K_F^{ads} et $n_F^{dés} \ll n_F^{ads}$ ce qui illustre le phénomène d'hystérésis (Figure 61). Les valeurs de H varient de 0,19 sur les résidus de maïs à 0,53 sur les résidus d'avoine. Les résidus de maïs sont capables d'adsorber des quantités importantes d'IFT et cette adsorption est peu réversible. Il faut toutefois nuancer ce résultat en ce sens où les expérimentations ont été réalisées à 4 °C ce qui a quasiment stoppé la réaction d'hydrolyse de l'IFT en DKN. En effet, à la concentration initiale en IFT la plus élevée (5 mg L⁻¹), deux désorptions supplémentaires ont été réalisées à 22 °C et une quantité importante de ¹⁴C, sous forme principalement de DKN, a été libérée indiquant la possibilité de désorption après hydrolyse de l'IFT (Figure 60). Certains travaux indiquent que l'étape d'adsorption servirait de catalyseur à l'hydrolyse de la molécule (Rice et al., 2004). Ce résultat est particulièrement intéressant car, le plus souvent, l'augmentation de l'adsorption en techniques de conservation des sols entraîne une diminution de l'efficacité des pesticides (Mills et al., 1989 ; Shelton et al., 1998). Dans le cas d'une application d'IFT en technique de conservation, l'augmentation de l'adsorption, notamment due à la présence de résidus, peut permettre un maintien de la molécule à la surface du sol sans toutefois réduire significativement son action herbicide, le DKN pouvant être libéré.

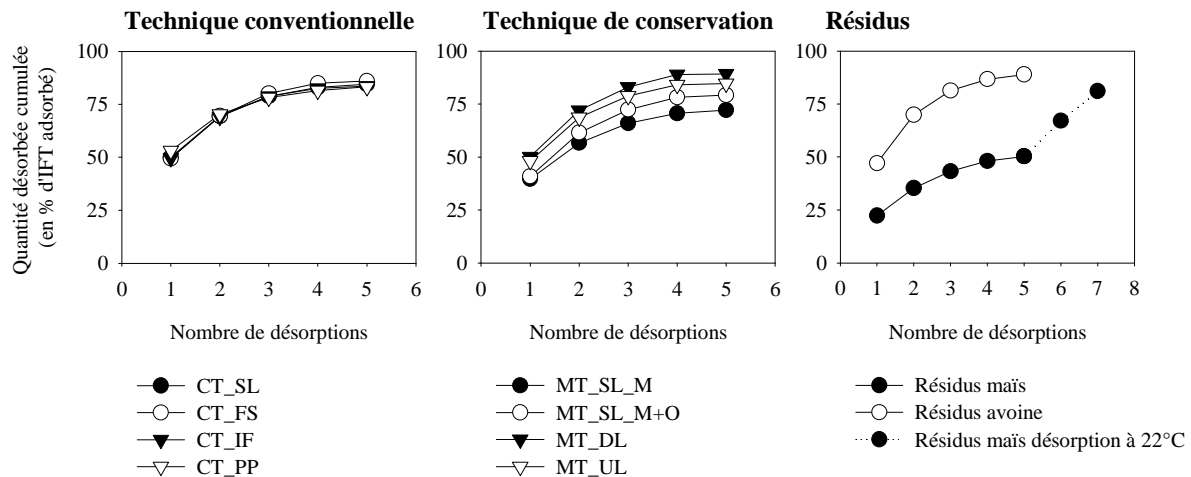


Figure 60. Quantités d'IFT désorbées cumulées au cours des cinq désorptions à partir de la concentration initiale en IFT de 5 mg L⁻¹ en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT.

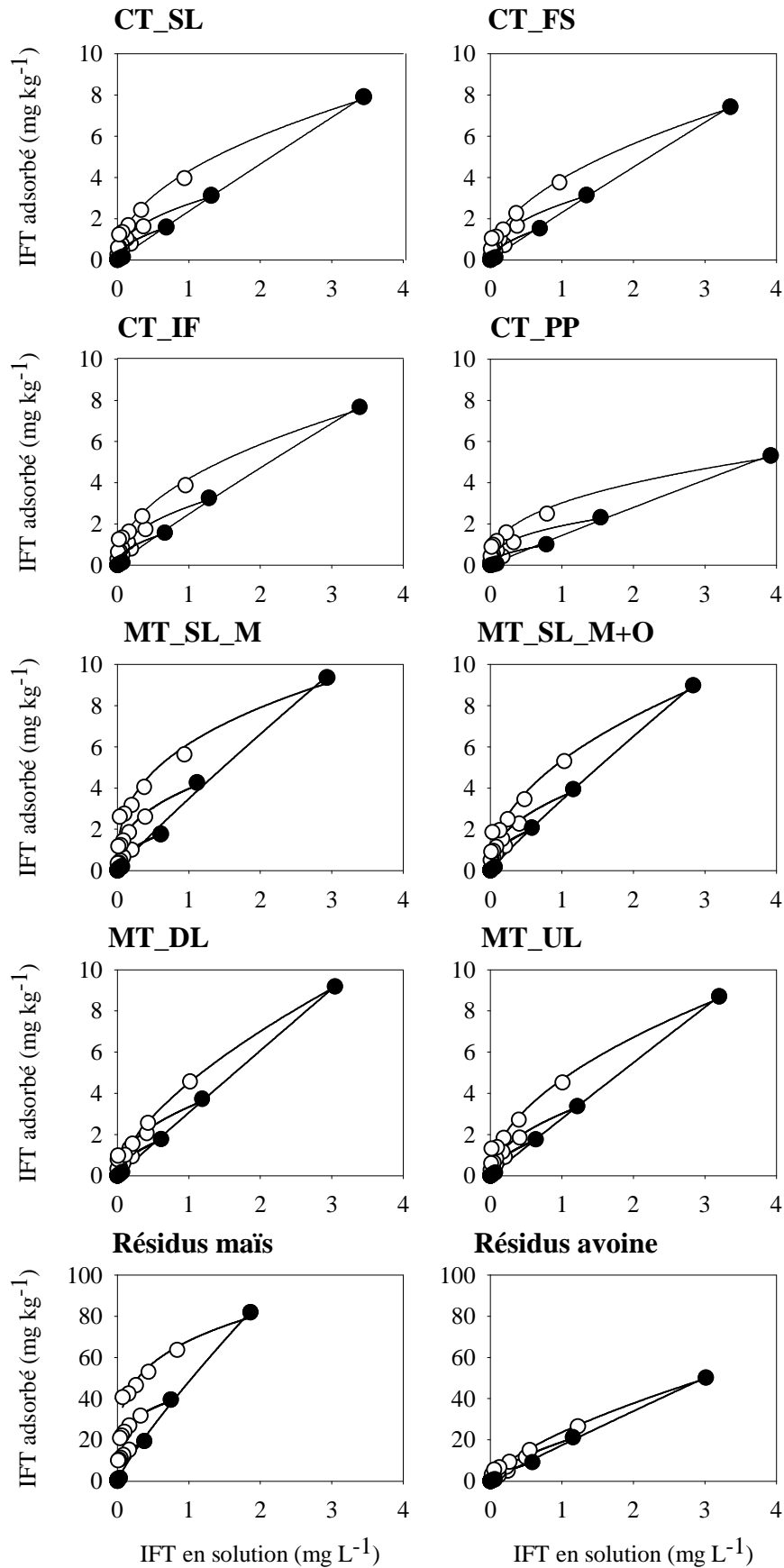


Figure 61. Isothermes d'adsorption (●) et de désorption (○) de l'isoxaflutole (IFT) en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et sur les résidus de cultures en MT.

5.1.3.4. Conclusion sur les propriétés de rétention

L'étude de la rétention de l'isoxaflutole et du dicétonitrile dans les différents échantillons de sol a permis de mettre en évidence une adsorption plus élevée de la molécule mère (IFT) que du métabolite herbicide (DKN). Pour ces deux molécules, sur l'ensemble des données obtenues, l'adsorption est corrélée positivement à la teneur en carbone organique et négativement au pH des échantillons de sol.

Le travail du sol, en modifiant la teneur et la distribution du carbone organique, a également un effet significatif sur la rétention des deux molécules avec des valeurs d'adsorption plus élevées sous la modalité en technique de conservation. Au sein de l'horizon labouré, malgré une variabilité de la distribution des résidus de culture clairement mise en évidence par la description morphologique du profil cultural, les valeurs d'adsorption de l'IFT sont relativement homogènes (sauf pour la semelle de labour où des valeurs plus faibles ont été mesurées) alors que des différences apparaissent plus nettement pour les valeurs d'adsorption du DKN. En technique de conservation, nous observons également une relative homogénéité de l'adsorption de l'IFT dans les différents compartiments du profil cultural, alors que la rétention du DKN est principalement localisée dans les lits de semence.

Les résidus de culture localisés à la surface du sol en technique de conservation jouent un rôle majeur dans la rétention de l'IFT avec des capacités d'adsorption entre 5 et 15 fois supérieures aux échantillons de sol (composés d'un mélange résidus – terre). La nature et l'âge des résidus semblent jouer un rôle important, avec des capacités d'adsorption des résidus de maïs supérieures à celles des résidus d'avoine. Toutefois le protocole utilisé dans cette expérimentation ne permet pas de clarifier lequel de ces deux facteurs est prépondérant.

La désorption de l'IFT est également influencée par le travail du sol avec des quantités désorbées sensiblement plus faibles en technique de conservation qu'en technique conventionnelle. En l'absence d'hydrolyse (contrôlée par la réalisation des expérimentations à basse température), la désorption à partir des résidus de maïs n'atteint que 50 % de la quantité d'IFT adsorbée. En réactivant l'hydrolyse de la molécule (par un passage des échantillons à la température ambiante), un relargage sous forme de DKN se produit permettant de maintenir l'activité herbicide de la molécule.

5.3.2. Propriétés de dégradation

5.3.2.1. Dégradation de l'isoxaflutole

5.3.2.1.1. Cinétique de minéralisation de l'isoxaflutole

La minéralisation de l'IFT débute après une période de latence variant de 7 à 11 jours selon les échantillons (Figure 62). Après 21 j d'incubation, entre 0,0 et 2,4 % de la quantité de ¹⁴C-IFT apportée sont minéralisés (Tableau 32), le maximum étant atteint dans les résidus de maïs à 25 °C - pF 3,5 (Figure 62, Tableau 32).

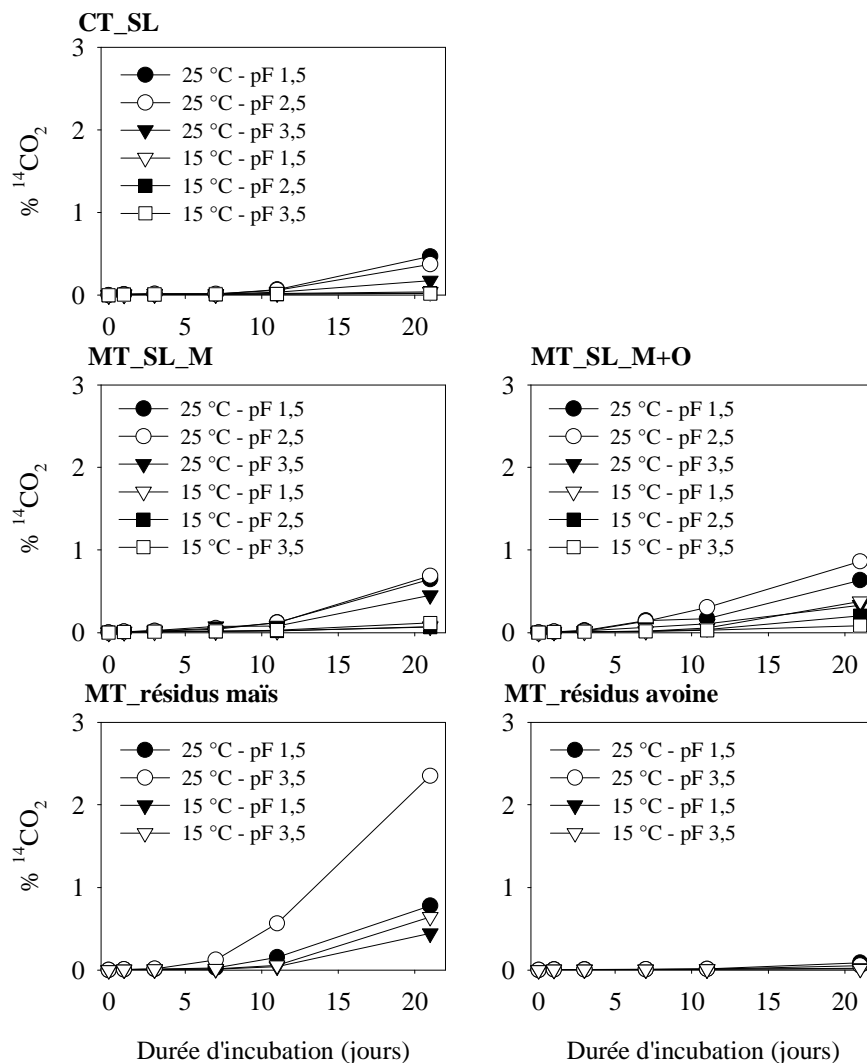


Figure 62. Minéralisation du ¹⁴C-IFT dans les lits de semence en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus en MT en fonction des conditions d'incubation.

Dans les échantillons de sol, aucune différence significative de minéralisation entre les modalités de travail du sol n'est observée. A 25 °C, les quantités minéralisées après 21 j varient entre 0,2 et 0,9 % du ¹⁴C appliqué en fonction de l'état hydrique (Tableau 32).

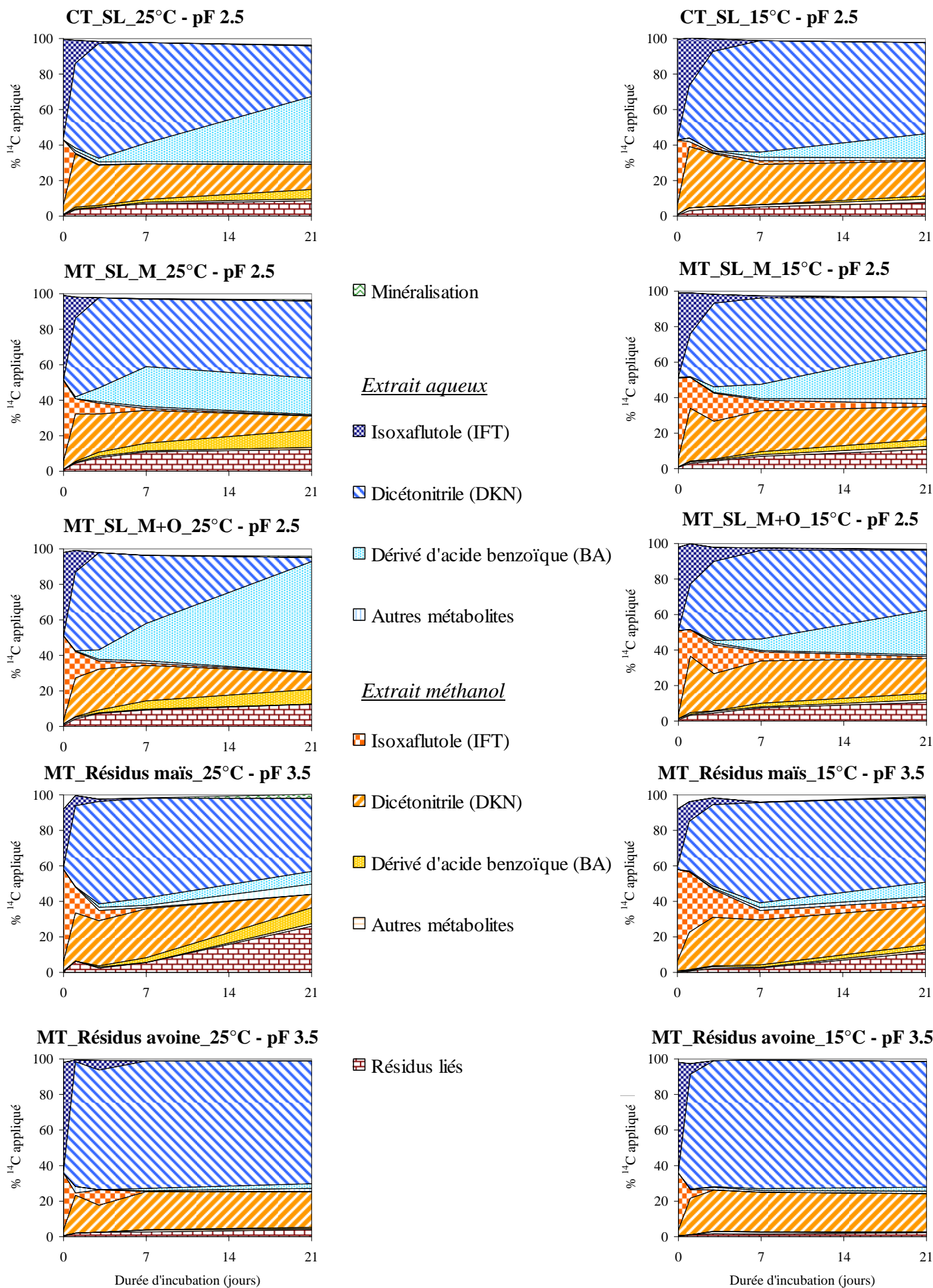


Figure 63. Effet de la température sur le devenir de l'isoxaflutole (IFT) en technique conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus de cultures en MT.

Tableau 32. Distribution du ¹⁴C appliqué sous forme de ¹⁴C-IFT après 21 j en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus pour les différentes conditions d'incubation. Les résultats sont présentés en % de ¹⁴C appliqué.

| Localisation | Conditions d'incubation | | ¹⁴ CO ₂ | Résidus liés | Extrait aqueux | Extrait méthanol | Total | DT ₅₀ ^a | r ² |
|--------------|-------------------------|-----|-------------------------------|--------------|----------------|------------------|-------------|-------------------------------|----------------|
| | Température | pF | | | | | | | |
| CT_SL | 25 °C | 1,5 | 0,5 ± 0,03 ^b | 7,9 ± 0,1 | 70,4 ± 0,03 | 20,3 ± 0,4 | 99,1 ± 0,3 | 10,3 ± 1,2 | 1,00 |
| | | 2,5 | 0,4 ± 0,1 | 8,6 ± 0,9 | 66,9 ± 0,8 | 20,8 ± 0,3 | 96,8 ± 1,9 | 8,5 ± 0,8 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,2 ± 0,03 | 10,5 ± 0,5 | 63,3 ± 0,9 | 23,6 ± 0,3 | 97,6 ± 0,1 | 10,0 ± 0,4 | 1,00 |
| CT_SL | 15 °C | 1,5 | 0,0 ± 0,03 | 6,9 ± 0,4 | 68,6 ± 1,1 | 22,6 ± 0,6 | 98,1 ± 0,9 | 16,0 ± 3,1 | 0,98 |
| | | 2,5 | 0,0 ± 0,02 | 7,7 ± 0,3 | 66,3 ± 0,03 | 23,9 ± 0,1 | 98,0 ± 0,5 | 15,2 ± 1,6 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,0 ± 0,01 | 8,0 ± 0,1 | 63,1 ± 1,1 | 26,2 ± 0,5 | 97,3 ± 0,6 | 15,3 ± 1,3 | 0,98 |
| MT_SL_M | 25 °C | 1,5 | 0,6 ± 0,02 | 12,6 ± 2,4 | 68,0 ± 0,7 | 16,9 ± 0,3 | 98,1 ± 2,9 | 12,2 ± 1,1 | 1,00 |
| | | 2,5 | 0,7 ± 0,03 | 12,3 ± 0,1 | 64,5 ± 0,7 | 19,2 ± 0,2 | 96,7 ± 0,9 | 11,4 ± 3,2 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,5 ± 0,02 | 12,1 ± 0,7 | 61,2 ± 0,3 | 21,3 ± 0,3 | 95,1 ± 0,8 | 11,0 ± 0,4 | 0,99 |
| MT_SL_M | 15 °C | 1,5 | 0,1 ± 0,02 | 8,4 ± 0,1 | 64,9 ± 0,2 | 23,4 ± 0,0 | 96,8 ± 0,3 | 16,6 ± 0,2 | 0,91 |
| | | 2,5 | 0,1 ± 0,02 | 10,8 ± 0,6 | 60,2 ± 1,7 | 25,7 ± 0,9 | 96,7 ± 0,2 | 26,3 ± 1,4 | 0,97 |
| | | 3,5 | 0,1 ± 0,1 | 12,1 ± 0,9 | 57,1 ± 1,5 | 27,9 ± 1,5 | 97,1 ± 0,8 | 21,7 ± 4,4 | 0,94 |
| MT_SL_M+O | 25 °C | 1,5 | 0,6 ± 0,2 | 11,1 ± 0,1 | 68,2 ± 0,3 | 15,7 ± 0,8 | 95,6 ± 0,8 | 11,7 ± 1,3 | 1,00 |
| | | 2,5 | 0,9 ± 0,2 | 12,5 ± 1,0 | 64,2 ± 0,5 | 18,2 ± 0,1 | 95,7 ± 1,4 | 13,5 ± 0,2 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,3 ± 0,1 | 13,9 ± 0,3 | 59,7 ± 0,3 | 22,6 ± 0,4 | 96,5 ± 0,5 | 11,9 ± 0,8 | 1,00 |
| MT_SL_M+O | 15 °C | 1,5 | 0,4 ± 0,03 | 9,8 ± 0,7 | 64,3 ± 0,5 | 21,4 ± 1,1 | 95,9 ± 2,3 | 22,1 ± 7,0 | 0,94 |
| | | 2,5 | 0,2 ± 0,2 | 10,5 ± 0,4 | 60,5 ± 0,1 | 25,7 ± 0,5 | 97,0 ± 0,2 | 23,6 ± 14,4 | 0,94 |
| | | 3,5 | 0,1 ± 0,01 | 10,9 ± 0,5 | 56,5 ± 0,9 | 28,1 ± 0,1 | 95,6 ± 1,6 | 24,9 ± 0,8 | 0,95 |
| MT_maïs | 25 °C | 1,5 | 0,8 ± 0,1 | 10,7 ± 1,9 | 58,6 ± 2,0 | 29,6 ± 0,1 | 99,7 ± 0,03 | 4,5 ± 1,0 | 0,98 |
| | | 3,5 | 2,4 ± 0,2 | 26,1 ± 3,6 | 54,1 ± 4,8 | 18,5 ± 2,3 | 100,9 ± 1,3 | 12,3 ± 2,2 | 0,99 |
| MT_maïs | 15 °C | 1,5 | 0,4 ± 0,1 | 7,2 ± 0,5 | 61,4 ± 0,8 | 26,9 ± 4,1 | 96,0 ± 5,5 | 13,5 ± 2,9 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,6 ± 0,2 | 11,4 ± 1,4 | 57,8 ± 0,0 | 29,4 ± 4,3 | 99,2 ± 2,7 | 31,4 ± 4,4 | 0,98 |
| MT_avoine | 25 °C | 1,5 | 0,1 ± 0,03 | 9,3 ± 0,6 | 72,6 ± 0,9 | 18,7 ± 1,3 | 100,7 ± 0,2 | 3,3 ± 0,3 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,1 ± 0,02 | 3,9 ± 0,8 | 73,6 ± 1,6 | 21,3 ± 1,9 | 98,9 ± 0,5 | 4,2 ± 1,4 | 1,00 |
| MT_avoine | 15 °C | 1,5 | 0,0 ± 0,01 | 3,5 ± 0,1 | 77,0 ± 0,8 | 19,6 ± 1,2 | 100,2 ± 0,6 | 7,0 ± 0,1 | 1,00 |
| | | 3,5 | 0,0 ± 0,01 | 2,3 ± 0,3 | 74,4 ± 1,4 | 21,9 ± 0,8 | 98,6 ± 0,4 | 7,8 ± 1,2 | 1,00 |

^a Demi-vie du 5-cyclopropyl-4-isoxazolyl-[2-(méthylsulfonyl-4-trifluorométhyl)phényl]-méthanone (IFT)^b Moyenne et écart-type des deux répétitions.

Les valeurs les plus faibles de minéralisation sont mesurées dans les résidus d'avoine. Après 21 j d'incubation, la minéralisation représentait moins de 0,1 % de la quantité de ¹⁴C-IFT appliquée indiquant une quasi-absence de la microflore adaptée à la dégradation complète de l'IFT.

Les conditions d'incubation influencent également la minéralisation. Elle est notamment sensible à la température d'incubation. A 15 °C, elle est quasiment stoppée en CT et elle est divisée par un facteur 1,5 à 7 en MT. La teneur en eau a des effets plus contrastés. Dans les échantillons de sol sans résidus (CT_SL), l'augmentation de la teneur en eau d'incubation à 25 °C entraîne un accroissement de la minéralisation. Dans les résidus de maïs, au contraire, nous observons que la minéralisation est ralentie lorsque la teneur en eau augmente. Dans des échantillons comportant un mélange sol-résidus (MT_SL_M, MT_SL_M+O), à 25 °C, un comportement intermédiaire est observé avec une plus forte minéralisation à pF 2,5. Les populations microbiennes présentes sur les résidus de culture et sur le sol et impliquées dans la minéralisation à partir d'isoxaflutole, ne répondent donc pas de la même façon à l'état hydrique d'incubation, ce qui nous amène à penser que les populations de ces deux milieux sont différentes.

5.3.2.1.2. Fraction extractible

La fraction de ¹⁴C extractible est comprise entre 91,8 et 99,4 % du ¹⁴C apporté à t₀ et tend à diminuer au cours du temps jusqu'à atteindre, après 21 j, un minimum de 72,5 % du ¹⁴C apporté dans les échantillons de résidus de maïs à 25 °C – pF 3,5 (Figure 63, Tableau 32). Cette fraction est principalement extraite à l'eau ce qui donne une indication de la disponibilité des molécules pour les transferts par lixiviation ou ruissellement.

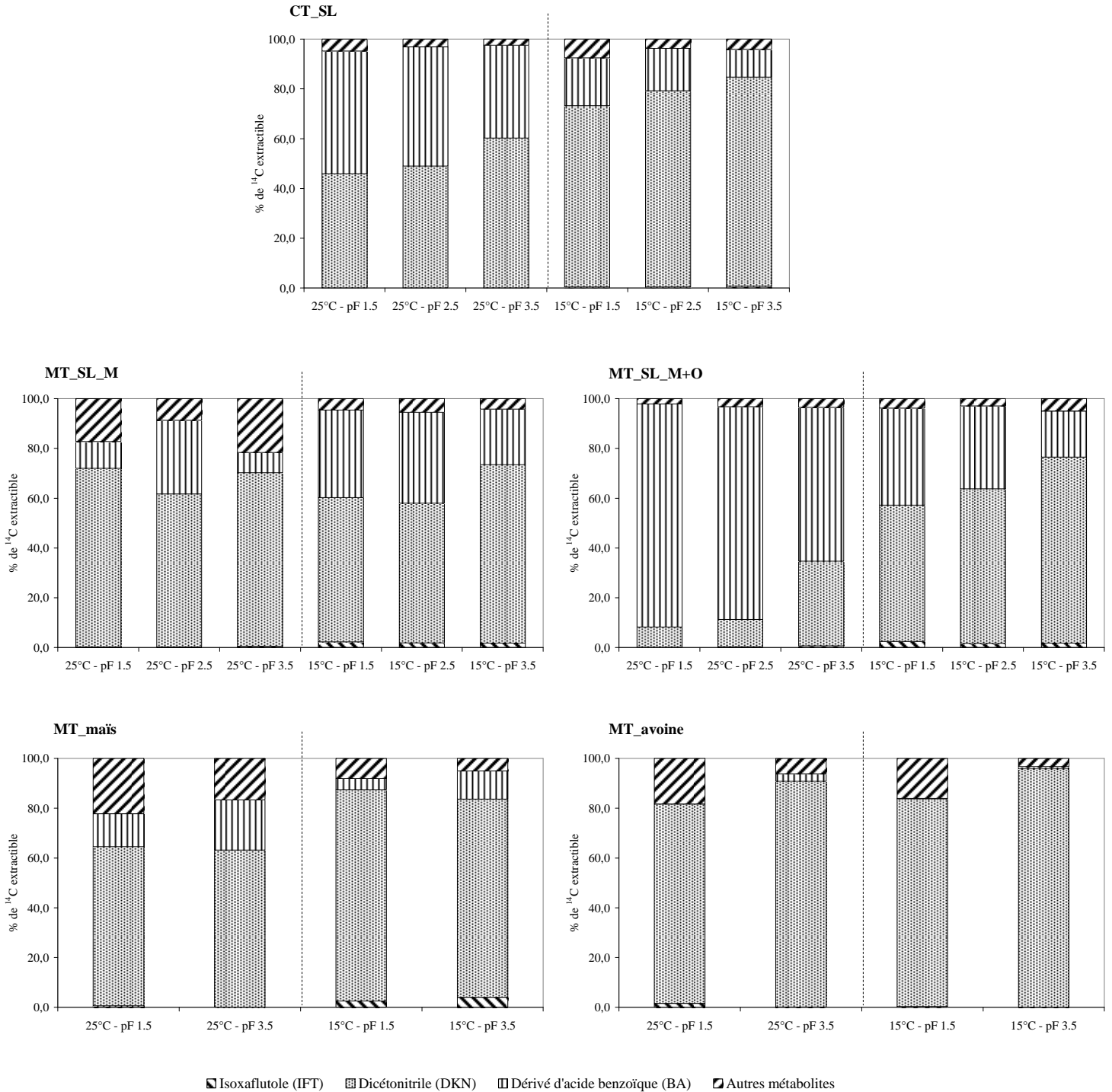


Figure 64. Composition de la fraction extractible (extraits eau + extraits méthanol) après 21 jours d'incubation dans le lit de semence en technique conventionnelle (CT_SL), dans les lits de semence en technique de conservation avec résidus de maïs (MT_SL_M), résidus de maïs et d'avoine (MT_SL_M+O) et dans les résidus de maïs seuls (MT_maïs) et résidus d'avoine seuls (MT_avoine).

Entre les différents échantillons de lits de semence, nous n'observons pas de différence significative dans les proportions extraites à l'eau ou au méthanol. Par contre, l'état hydrique lors de l'incubation influence l'extractibilité des molécules. Le plus souvent, lorsque le pF augmente, la fraction extractible à l'eau diminue et celle extractible au méthanol s'accroît (Tableau 32).

Le premier métabolite qui se forme dans tous les échantillons est le dicétonitrile (DKN), composé actif de l'herbicide. Il apparaît dès le 1^{er} jour d'incubation et atteint un maximum de 98 % du ¹⁴C extractible dans les résidus d'avoine à 25 °C – pF 3,5 après 7 jours d'incubation. Selon les conditions d'incubation, soit le DKN est toujours le composé majoritaire de la fraction extractible après 21 j, soit le dérivé d'acide benzoïque (BA) devient la forme moléculaire principale du ¹⁴C extrait (Figure 64). La composition de la fraction extractible est dépendante des conditions d'incubation, en particulier de la température. A l'exception des échantillons MT_SL_M, lorsque la température diminue, l'IFT est davantage présent dans les extraits, le DKN s'accumule et la formation de BA est limitée.

Dans les résidus, le BA est présent en faible proportion comparativement aux échantillons de sol dans les mêmes conditions d'incubation. D'autres formes moléculaires, non identifiées, apparaissent dans les extraits. Leur proportion varie, après 21 j, entre 1,8 % et 19,6 % du ¹⁴C extractible dont plus de 75 % d'un même composé. A pF 1,5, dans les résidus aussi bien de maïs que d'avoine, ces métabolites non identifiés sont souvent plus abondants que le BA (Figure 64). Plusieurs travaux indiquent que la minéralisation de l'IFT surviendrait après que le dérivé d'acide benzoïque se soit formé (Taylor-Lovell et al., 2002 ; Beltran et al., 2003). Nos observations d'accumulation de composés autres que le BA et la faible minéralisation dans les échantillons peuvent laisser penser que soit ces composés sont issus de modifications moléculaires du BA et peuvent être difficilement minéralisés, soit qu'une voie de dégradation à partir du DKN différente de celle proposée par Beltran et al. (2003) est en jeu et n'aboutisse pas à la formation de BA.

5.3.2.1.3. Formation de résidus non extractibles

La formation de résidus non extractibles (RNE) débute dès les premiers jours d'incubation, et, après 21 j, leur proportion varie de 2,3 (MT_résidus avoine 15 °C - pF 3,5) à 26,1 % (MT_résidus maïs 25 °C - pF 3,5) du ¹⁴C appliqué. Dans les échantillons de sol, les RNE représentent entre 6,9 et 13,9 % du ¹⁴C appliqué selon les conditions d'incubation (Tableau 32). Lorsque la température diminue, la quantité de RNE tend également à diminuer. Au contraire, la formation de RNE augmente lorsque la teneur en eau d'incubation diminue à l'exception des résidus d'avoine et MT_SL_M à 25 °C. Taylor-Lovell et al. (2002) faisaient la même observation entre des échantillons de sol à pF 3 et d'autres séchés à l'air libre. Une faible quantité d'eau dans les échantillons doit accroître le contact entre les molécules et la phase solide favorisant ainsi l'adsorption qui peut évoluer vers des liaisons plus fortes (Barriuso et al., 1996 ; Cox et al., 1998b ; Koskinen et al., 2001).

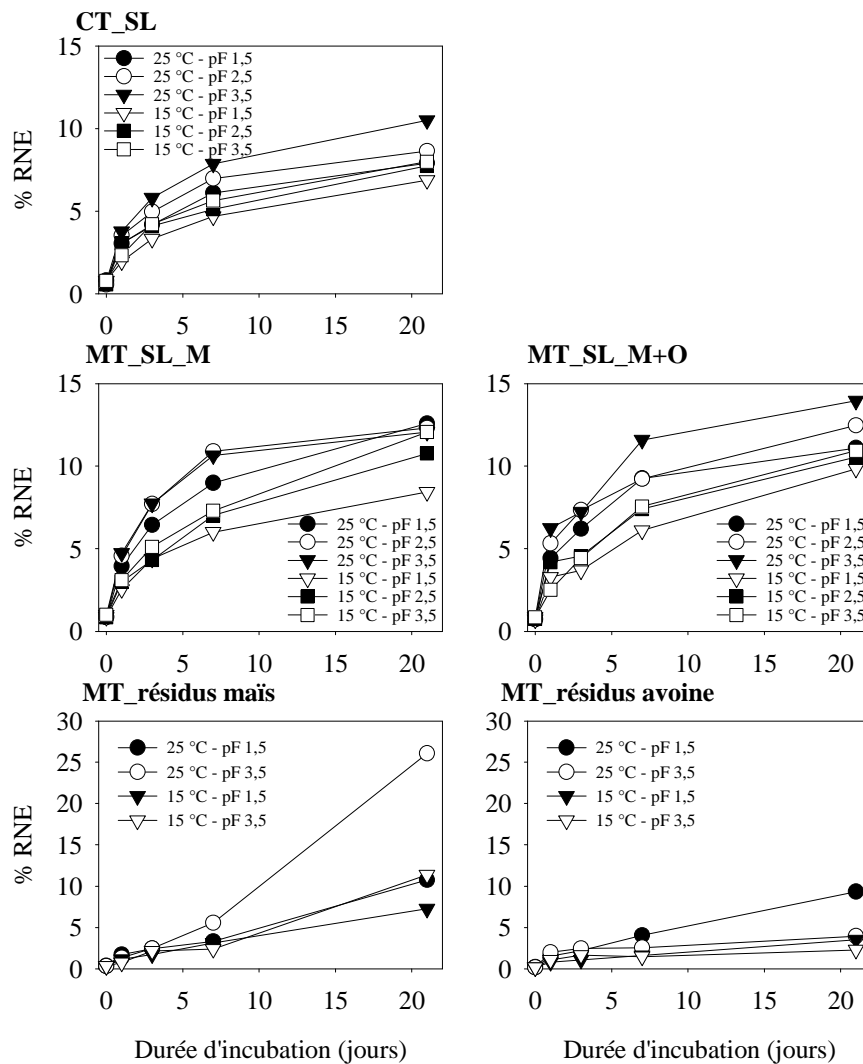


Figure 65. Cinétique de formation des résidus non extractibles (RNE) à partir du ¹⁴C-IFT dans les lits de semence en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus en MT en fonction des conditions d'incubation.

Dans les échantillons de lits de semence, la formation de RNE est plus rapide en MT et les proportions après 21 j sont supérieures à celles mesurées en CT (Figure 65, Tableau 32).

Dans les résidus de maïs, la forte proportion de résidus liés à pF 3,5 peut être associée à la forte adsorption mesurée dans ces résidus. Malgré les possibilités de désorption, notamment après hydrolyse de l'IFT, il semble que le contact prolongé de l'IFT avec les résidus de maïs aboutissent à la formation de liaisons fortes non extractibles au méthanol. Cox et al. (1998b) observaient ce changement dans la nature de la liaison au cours du temps pour l'imidaclopride. En revanche, dans les résidus d'avoine, malgré des valeurs de K_F^{ads} supérieures à celles des échantillons de sol (§ 5.3.1.2.), la quantité de RNE est faible. Pour ces résidus, nous avons observé pourtant qu'une fraction significative des quantités adsorbées demeurait non désorbable à l'eau (près de 20 %). L'utilisation du méthanol comme solvant

semble permettre d'extraire cette fraction retenue et indique qu'elle demeure donc potentiellement mobilisable, rejoignant ainsi les résultats de Reddy et al. (1995a) avec le chlorimuron.

Une corrélation positive est observée entre la minéralisation et la quantité de RNE après 21 j d'incubation (coefficient linéaire de Pearson $\rho = 0,83$, $p < 0,00001$). Cette relation est souvent observée dans la littérature pour d'autres molécules (Lehr et al., 1996 ; Benoit et Barriuso, 1997 ; Benoit et al., 1999b ; Scheunert et Reuter, 2000 ; Alletto et al., 2006a) et peut être interprétée comme une participation des microorganismes à la stabilisation des pesticides (Benoit et al., 1999a ; Charnay et al., 2004).

5.3.2.1.4. Cinétique de dégradation de l'isoxaflutole

La dégradation de l'IFT est bien ajustée par une cinétique d'ordre 1 ($r^2 \geq 0,94$, Tableau 32, Figure 66). Les valeurs de demi-vie, DT_{50} , de l'IFT sont courtes et varient entre 8,5 h et 26,3 h dans les échantillons de sol et entre 3,3 h et 31,4 h dans les résidus (Tableau 32). Ces valeurs sont proches de celles de la littérature (Pallett et al., 2001 ; Taylor-Lovell et al., 2002 ; Rice et al., 2004). Dans les échantillons de lits de semence, les différences de DT_{50} entre techniques de travail du sol sont significatives ($p < 0,05$), la moyenne en CT étant de 12,5 h contre 17,2 h en MT. Dans les échantillons en MT, nous avons mesuré des capacités d'adsorption de l'IFT supérieures à celles en CT. Or, selon Rice et al. (2004), l'hydrolyse de l'IFT est catalysée par une étape d'adsorption ce qui aurait dû entraîner une dégradation plus rapide en MT. Au contraire, Rouchaud et al. (2002) indiquent que l'adsorption de l'IFT sur des composés organiques accroît la persistance de la molécule. Les résultats obtenus au laboratoire vont dans le sens de cette seconde observation. De plus, malgré une plus forte minéralisation et une plus importante quantité de résidus non extractibles sur les résidus de maïs, les valeurs de DT_{50} sont plus élevées que celles mesurées sur les résidus d'avoine. Ce résultat illustre un comportement très différent de l'IFT sur ces deux types de résidus. Sur les résidus de maïs, l'IFT va en effet suivre l'intégralité du processus de dégradation, se transformant en DKN puis en BA et aboutissant à la minéralisation, sur les résidus d'avoine au contraire, seule l'hydrolyse de l'IFT se produit et ce, assez rapidement, expliquant les faibles DT_{50} calculées. Cette hydrolyse conduit à une accumulation de DKN sans que les étapes suivantes de dégradation ne soient clairement détectées. Cette différence de comportement pourrait venir du maintien dans les résidus de maïs de la capacité que possède la plante vivante à rapidement dégrader le DKN en BA, ce que l'avoine, sensible à cet herbicide, ne peut réaliser dans des délais équivalents.

La teneur en eau d'incubation n'a pas un effet très clair sur la durée de demi-vie mais une diminution de la température entraîne pour l'ensemble des échantillons une augmentation de la DT_{50} ce qui se traduit par un facteur $Q_{10}^{dég}$ ($= k_{25}/k_{15}$, avec k_{25} et k_{15} les constantes de dégradation de l'IFT à 25 et 15 °C) variant de 1,4 à 3 selon les échantillons.

L'application de la loi d'Arrhenius permet de calculer les énergies d'activation (E_a) de la réaction de dégradation de l'IFT. Les valeurs moyennes obtenues sont de 34 ± 6 kJ mol⁻¹ en CT_SL, 44 ± 20 kJ mol⁻¹ en MT_SL_M et 40 ± 14 kJ mol⁻¹ en MT_SL_M+O. Dans les résidus, les valeurs sont de 73 ± 8

kJ mol^{-1} pour le maïs et de $51 \pm 5 \text{ kJ mol}^{-1}$ pour l'avoine. Dans les échantillons de sol, les valeurs obtenues sont plus faibles que celles relevées dans la littérature qui varient de 67 à 81 kJ mol^{-1} (Taylor-Lovell et al., 2002 ; Beltran et al., 2003).

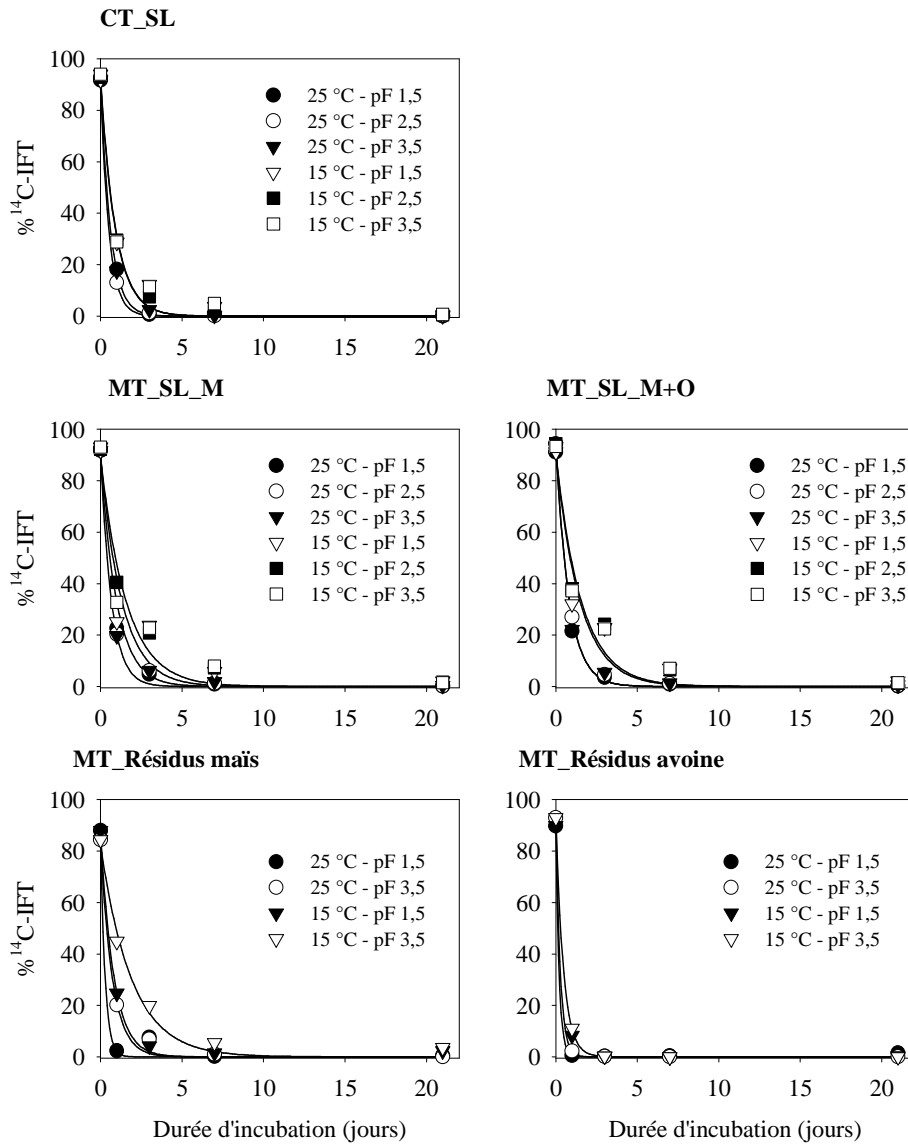


Figure 66. Cinétiques de dégradation de l'isoxaflutole (IFT) en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) et dans les résidus en MT en fonction des conditions d'incubation.

5.3.2.2. Dégradation du dicétonitrile

5.3.2.2.1. Cinétique de minéralisation du dicétonitrile

Pour l'ensemble des échantillons placés en incubation, la minéralisation du DKN débute après une période de latence d'environ 7 j (Figure 67).

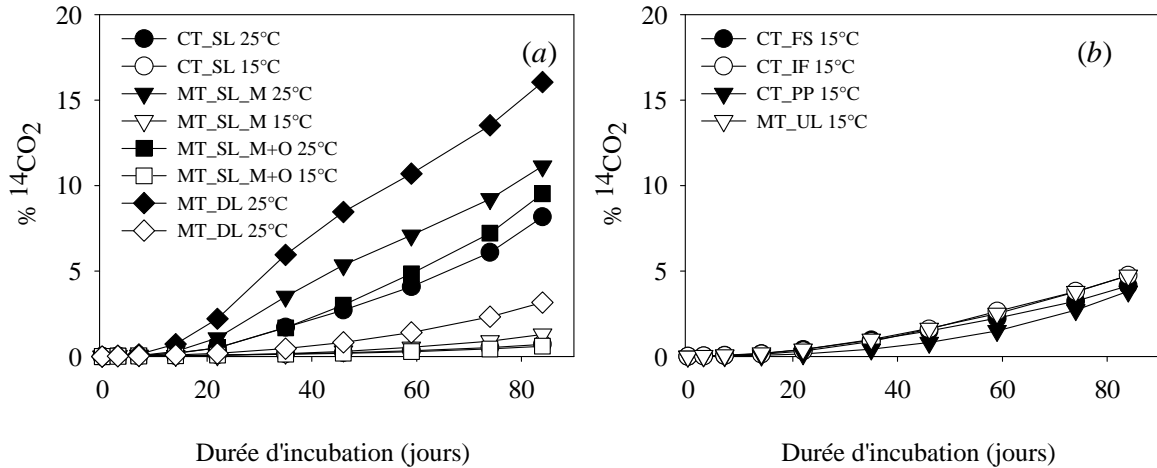


Figure 67. Effet de la température sur la minéralisation du ¹⁴C-DKN en techniques conventionnelle (CT) et de conservation (MT) à pF 2,5.

Tableau 33. Distribution du ¹⁴C appliqué sous forme de ¹⁴C-DKN après 84 j dans les lits de semence en techniques conventionnelle (CT), de conservation (MT) pour les différentes conditions d'incubation. Les résultats sont présentés en % de ¹⁴C appliqué.

| Localisation | Conditions d'incubation | | ¹⁴ CO ₂ | Résidus liés | Extrait aqueux | Extrait méthanol | Total | DT ₅₀ ^a | r ² |
|--------------|-------------------------|---------------------|-------------------------------|--------------|----------------|------------------|------------|-------------------------------|----------------|
| | Température | pF / w ^b | | | | | | | |
| CT_SL | 25 °C | 1,5 / 0,269 | 15,1 ± 0,4 ^c | 13,8 ± 0,7 | 52,0 ± 0,9 | 11,9 ± 0,2 | 92,7 ± 0,4 | 19 ± 0 | 0,99 |
| | | 2,5 / 0,191 | 8,2 ± 0,4 | 10,4 ± 0,9 | 63,6 ± 1,2 | 13,3 ± 0,3 | 95,6 ± 0,4 | 20 ± 3 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,121 | 2,7 ± 1,1 | 9,2 ± 0,5 | 67,8 ± 1,2 | 16,5 ± 0,3 | 96,2 ± 0,2 | 25 ± 2 | 0,95 |
| CT_SL | 15 °C | 1,5 / 0,269 | 1,1 ± 0,3 | 5,9 ± 0,3 | 76,0 ± 0,9 | 14,5 ± 1,0 | 97,5 ± 0,1 | 44 ± 0 | 0,99 |
| | | 2,5 / 0,191 | 0,7 ± 0,2 | 6,9 ± 1,5 | 74,6 ± 1,1 | 16,6 ± 0,0 | 98,9 ± 0,6 | 56 ± 2 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,121 | 0,4 ± 0,0 | 6,7 ± 0,4 | 71,2 ± 0,4 | 18,9 ± 0,4 | 97,2 ± 0,2 | 82 ± 7 | 0,99 |
| MT_SL_M | 25 °C | 1,5 / 0,272 | 14,5 ± 5,2 | 14,4 ± 3,7 | 52,4 ± 15,8 | 11,7 ± 0,0 | 93,0 ± 6,0 | 8 ± 1 | 0,98 |
| | | 2,5 / 0,176 | 11,1 ± 0,3 | 14,5 ± 1,0 | 55,0 ± 2,2 | 12,6 ± 0,1 | 93,1 ± 1,6 | 9 ± 0 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,134 | 5,3 ± 0,0 | 11,6 ± 1,5 | 63,0 ± 3,1 | 14,2 ± 0,2 | 94,0 ± 2,7 | 13 ± 1 | 0,99 |
| MT_SL_M | 15 °C | 1,5 / 0,272 | 1,7 ± 0,1 | 8,9 ± 0,2 | 72,5 ± 0,3 | 13,1 ± 0,5 | 96,1 ± 0,2 | 15 ± 2 | 0,99 |
| | | 2,5 / 0,176 | 1,3 ± 0,1 | 8,8 ± 0,8 | 72,4 ± 0,6 | 14,2 ± 0,5 | 96,7 ± 0,4 | 21 ± 3 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,134 | 1,0 ± 0,4 | 9,4 ± 1,0 | 69,3 ± 0,5 | 16,2 ± 0,4 | 95,9 ± 0,6 | 33 ± 2 | 0,99 |
| MT_SL_M+O | 25 °C | 1,5 / 0,278 | 10,1 ± 1,5 | 14,1 ± 1,4 | 57,3 ± 4,8 | 11,6 ± 0,2 | 93,1 ± 1,5 | 8 ± 0 | 0,98 |
| | | 2,5 / 0,187 | 9,5 ± 2,7 | 15,1 ± 2,5 | 56,4 ± 5,7 | 11,7 ± 0,6 | 92,6 ± 0,5 | 9 ± 0 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,128 | 3,4 ± 0,2 | 10,7 ± 0,7 | 67,5 ± 0,5 | 13,4 ± 0,3 | 95,0 ± 0,3 | 15 ± 1 | 0,99 |
| MT_SL_M+O | 15 °C | 1,5 / 0,278 | 0,7 ± 0,1 | 8,1 ± 0,5 | 75,9 ± 0,2 | 12,7 ± 0,2 | 97,3 ± 0,2 | 21 ± 0 | 0,99 |
| | | 2,5 / 0,187 | 0,6 ± 0,0 | 8,3 ± 0,5 | 73,8 ± 0,2 | 14,5 ± 0,1 | 97,2 ± 0,2 | 21 ± 2 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,128 | 0,4 ± 0,1 | 9,5 ± 1,1 | 69,5 ± 0,1 | 17,8 ± 0,2 | 97,2 ± 0,9 | 39 ± 5 | 0,99 |
| MT_DL | 25 °C | 2,5 / 0,166 | 16,1 ± 2,1 | 18,2 ± 1,3 | 45,3 ± 3,5 | 12,9 ± 0,1 | 92,5 ± 0,1 | 10 ± 3 | 0,96 |
| | | 3,5 / 0,115 | 6,1 ± 1,4 | 14,0 ± 0,6 | 57,8 ± 2,1 | 14,7 ± 0,6 | 92,7 ± 0,7 | 17 ± 1 | 0,99 |
| MT_DL | 15 °C | 2,5 / 0,166 | 3,2 ± 0,1 | 11,7 ± 0,5 | 64,9 ± 0,5 | 14,9 ± 0,2 | 94,7 ± 0,3 | 20 ± 1 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,115 | 1,1 ± 0,1 | 11,4 ± 1,1 | 65,0 ± 0,2 | 18,4 ± 0,6 | 95,9 ± 0,4 | 47 ± 4 | 0,99 |

^a Demi-vie du 2-cyclopropyl-3-(2-mésyl-4-trifluorométhylphényl)-3-oxopropanéitrile (DKN).

^b pF = log₁₀ |potentiel matriciel|, w la teneur en eau pondérale (g g⁻¹).

^c Moyenne et écart-type des deux répétitions.

Lit de semence. A 25 °C et pF 1,5, la minéralisation est sensiblement plus élevée et moins variable en CT qu'en MT, sans que les différences soient significatives (Tableau 33). Après 84 j, elle représente 10,1 % en MT_M+O (CV = 15 %), 14,5 % en MT_SL_M (CV = 36 %) et 15,1 % du ^{14}C appliqué en CT_SL (CV = 3 %) à 25 °C et pF 1,5. L'adsorption du DKN est généralement faible (Taylor-Lovell et al., 2000 ; Beltran et al., 2002) mais elle est corrélée avec la teneur en carbone organique (Mitra et al., 2000). De plus, comme nous l'avons vu précédemment, les résidus de culture peuvent posséder des capacités d'adsorption de 10 à 60 fois plus élevés que le sol (Boyd et al., 1990 ; Reddy et al., 1995a). La faible minéralisation en MT peut donc être due à des phénomènes de compétition entre rétention par les résidus de culture et dégradation, et la plus forte variabilité entre les répétitions en MT qu'en CT peut être attribuée à la variabilité de la quantité de résidus entre les différents flacons d'incubation.

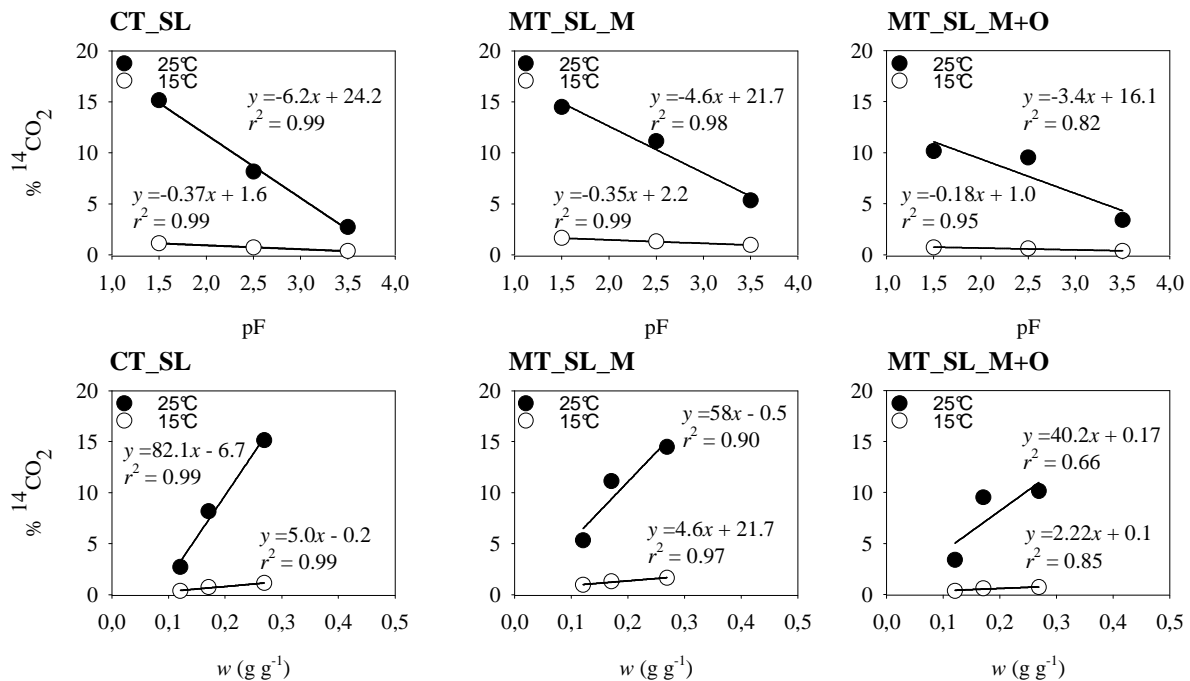


Figure 68. Effet du potentiel matriciel (exprimé en pF) ou de la teneur en eau pondérale (w , g g⁻¹) sur la minéralisation du ^{14}C -DKN dans le lit de semence en technique conventionnelle (CT_SL) et dans le lit de semence avec résidus de maïs (MT_SL), et résidus du maïs + résidus d'avoine (MT_SL_M+O) en technique de conservation à 25 ou 15 °C.

Nous observons également que la minéralisation du DKN est plus sensible à une variation de température qu'à une variation de teneur en eau dans les gammes étudiées. Dans les lits de semence, pour une diminution de 10 °C, la minéralisation est divisée par un facteur de 10 à 15 à pF 1,5 et de 6 à 9 à pF 3,5 sous les deux systèmes de travail du sol (Figure 67a). Des relations linéaires peuvent être établies entre la minéralisation à 84 j et l'état hydrique (pF) ou la teneur en eau pondérale (w , g g⁻¹)

pour les échantillons du lit de semence (Figure 68). A 25 °C, les pentes de ces relations en fonction du pF sont de -6,2 en CT_SL ($r^2 = 0,99$), -4,6 en MT_SL_M ($r^2 = 0,98$), et -3,4 en MT_SL_M+O ($r^2 = 0,82$) ce qui indique que lorsque la teneur en eau diminue, la minéralisation est davantage réduite en CT qu'en MT (malgré des quantités d'eau similaires entre ces échantillons, Tableau 33). Pour expliquer cette plus forte sensibilité à une diminution de la teneur en eau en CT, nous pouvons émettre les hypothèses que (a) le DKN n'est pas localisé dans la même gamme de pores entre les deux systèmes de travail du sol ce qui peut aboutir à une variation de sa disponibilité pour la microflore en fonction du potentiel matriciel, et/ou (b) que d'autres microorganismes, telles que des populations fongiques, sont également impliquées dans la minéralisation du DKN en MT. Cette dernière hypothèse est en accord avec le fait que les populations fongiques sont généralement plus importantes en système de travail du sol réduit (Drijber et al., 2000) et qu'elles sont davantage adaptées aux conditions de faible teneur en eau du sol que les populations bactériennes (Strong et al., 2004). De plus, durant les expérimentations, des filaments mycéliens ont clairement été observés sur les résidus de culture dans les échantillons prélevés en MT. A 15 °C, des relations linéaires sont également établies avec des pentes égales à -0,37 en CT_SL ($r^2 = 0,99$), -0,35 en MT_SL_M ($r^2 = 0,99$), et -0,18 en MT_SL_M+O ($r^2 = 0,95$).

La minéralisation la plus forte, 16,1 % du ^{14}C appliqué après 84 j, a été mesurée dans les échantillons prélevés dans la couche disquée entre 8 et 12 cm de profondeur en MT (MT_DL). Sous des conditions d'incubation équivalentes, la minéralisation n'était que de 8,2 % en CT_SL, 9,5 % en MT_SL_M+O et 11,1 % du ^{14}C appliqué en MT_SL_M (Tableau 33). En MT_DL, les résidus de culture sont peu abondants ce qui peut avoir limité l'adsorption de l'herbicide (Tableau 31), conduisant à une fraction biodisponible plus élevée que dans le lit de semence. De plus, des études ont montré que les propriétés des matières organiques étaient modifiées par les pratiques de travail du sol et la profondeur (Ding et al., 2002a). En techniques de conservation, la fraction de matière organique la plus réactive vis-à-vis de l'adsorption des herbicides est associée à une forte proportion de carbones aliphatiques présents et semble être localisée à la surface du sol. Avec la profondeur, un plus fort degré d'humification des molécules aboutit à une fraction réactive moins importante (Ding et al., 2002a ; Ding et al., 2002b).

Couche labourée – couche anciennement labourée. Après 84 j, pour les échantillons de terre de la couche labourée en CT (CT_FS, CT_IF, CT_PP) et la couche non travaillée en MT (MT_UL), la minéralisation est inférieure à 5 % du ^{14}C appliqué (Tableau 34). Même dans les inter-bandes de labour (CT_IF) qui contiennent une forte teneur en résidus, la minéralisation est faible et équivalente à celle mesurée dans la zone non travaillée en MT (4,8 % du ^{14}C appliqué après 84 j). Les valeurs les plus faibles sont mesurées dans les échantillons de la semelle de labour (3,8 % du ^{14}C appliqué après 84 j). Nous n'avons pas étudié les effets d'une variation de la température sur la minéralisation pour

les échantillons prélevés en CT_FS, CT_IF, CT_PP et MT_UL, mais nous observons toutefois qu'à 15 °C, la minéralisation dans ces échantillons est toujours supérieure à celle des lits de semence à cette même température. Les populations microbiennes impliquées dans la dégradation du DKN semblent être mieux adaptées à une faible température en profondeur qu'en surface. Cependant, pour l'ensemble des couches, la phase de latence indique que ces populations ne doivent pas être initialement abondantes dans les sols malgré des applications annuelles d'isoxaflutole depuis 2003.

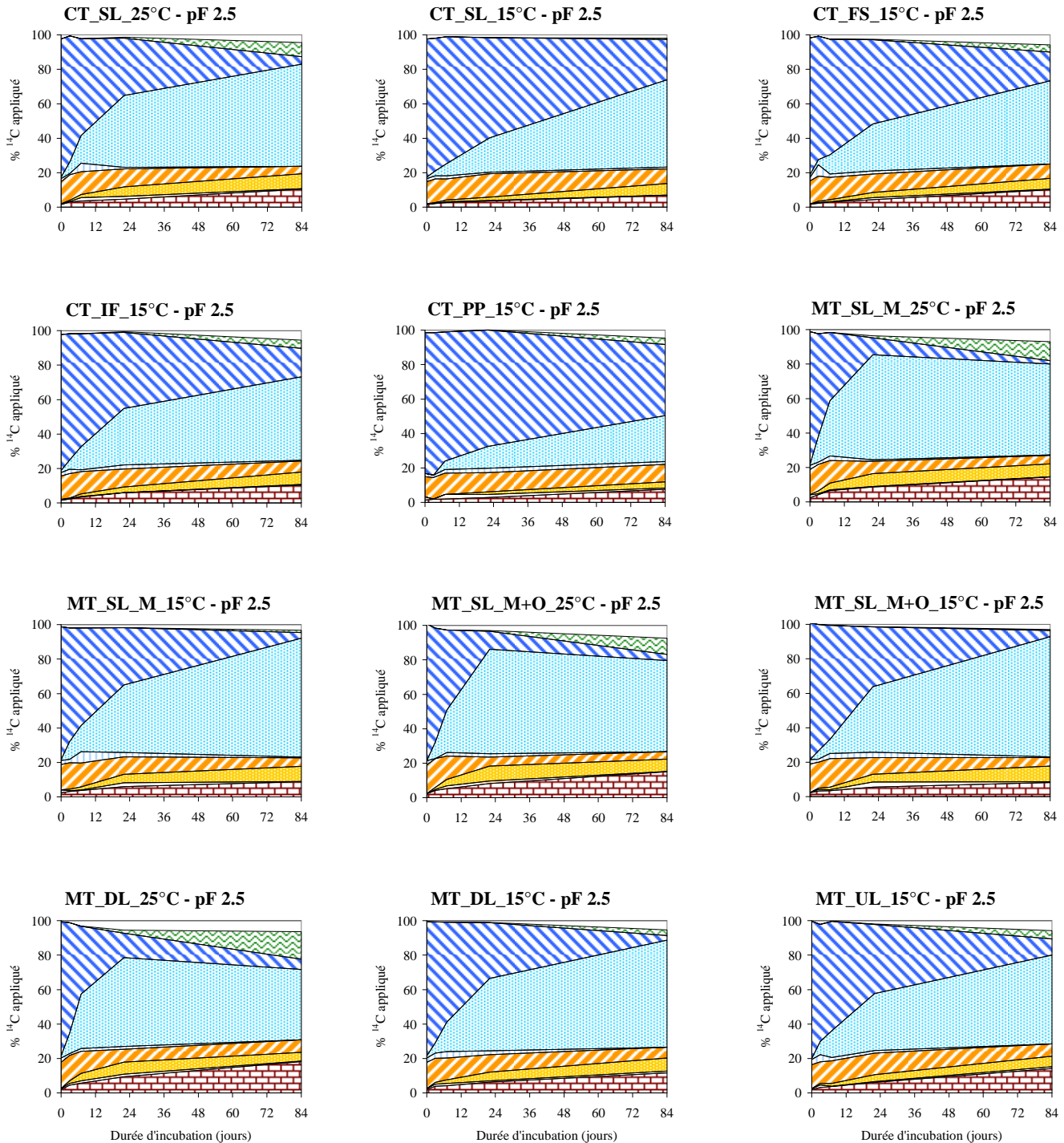
Tableau 34. Distribution du ^{14}C appliqué sous forme de ^{14}C -DKN après 84 j dans la couche labourée en technique conventionnelle (CT) et dans la couche non travaillée en technique de conservation (MT) pour les différentes conditions d'incubation. Les résultats sont présentés en % de ^{14}C appliqué.

| Localisation | Conditions d'incubation | | $^{14}\text{CO}_2$ | Résidus liés | Extrait aqueux | Extrait méthanol | Total | DT_{50}^a j | r^2 |
|--------------|-------------------------|---------------------|------------------------|--------------|----------------|------------------|------------|------------------|-------|
| | Température | pF / w ^b | | | | | | | |
| CT_FS | 15 °C | 2,5 / 0,161 | 4,2 ± 0,3 ^c | 10,2 ± 0,7 | 65,1 ± 1,4 | 15,2 ± 0,1 | 94,7 ± 0,7 | 42 ± 0 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,101 | 1,1 ± 0,1 | 8,0 ± 0,6 | 69,0 ± 0,0 | 18,9 ± 0,0 | 97,0 ± 0,4 | 85 ± 11 | 0,99 |
| CT_IF | 15 °C | 2,5 / 0,189 | 4,8 ± 1,0 | 10,3 ± 2,1 | 65,5 ± 7,2 | 14,1 ± 1,6 | 94,7 ± 2,0 | 37 ± 2 | 0,98 |
| | | 3,5 / 0,126 | 1,8 ± 0,2 | 10,1 ± 2,9 | 68,2 ± 0,3 | 16,9 ± 0,1 | 97,0 ± 2,0 | 45 ± 2 | 0,99 |
| CT_PP | 15 °C | 2,5 / 0,158 | 3,8 ± 0,3 | 7,7 ± 0,6 | 69,7 ± 1,1 | 14,5 ± 0,2 | 95,8 ± 1,7 | 95 ± 18 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,078 | 0,3 ± 0,1 | 5,7 ± 0,3 | 73,5 ± 0,2 | 17,3 ± 0,1 | 96,9 ± 0,3 | 239 ± 6 | 0,96 |
| MT_UL | 15 °C | 2,5 / 0,156 | 4,8 ± 0,8 | 14,2 ± 0,7 | 60,9 ± 1,7 | 14,4 ± 0,6 | 94,2 ± 1,6 | 31 ± 6 | 0,99 |
| | | 3,5 / 0,100 | 0,7 ± 0,1 | 9,7 ± 0,5 | 65,7 ± 0,9 | 19,7 ± 0,2 | 95,8 ± 1,1 | 92 ± 13 | 0,99 |

^a Demi-vie du 2-cyclopropyl-3-(2-mésyl-4-trifluorométhylphényl)-3-oxopropané nitrile (DKN).

^b pF = \log_{10} |potentiel matriciel|, w la teneur en eau pondérale (g g^{-1}).

^c Moyenne et écart-type des deux répétitions.



Extrait aqueux

Extrait méthanol

☒ Minéralisation

☒ Dicétonitrile (DKN)

☒ Dicétonitrile (DKN)

☒ Résidus liés

☒ Dérivé d'acide benzoïque (BA)

☒ Dérivé d'acide benzoïque (BA)

☒ Autres métabolites

☒ Autres métabolites

Figure 69. Effet de la température sur le devenir du dicétonitrile (DKN) en techniques conventionnelle (CT) et de conservation (MT) dans l'horizon de surface (0 - 30 cm de profondeur).

5.3.2.2.2. Fraction extractible

Comme pour l'IFT, la plus grande partie du ^{14}C appliqué demeure extractible durant la période d'incubation. Après 84 j, la fraction extractible est toujours supérieure à 58 % du ^{14}C appliqué (avec plus de 75 % de cette fraction extractible à l'eau). Au cours du temps, la fraction extractible au méthanol reste quasiment constante entre 10 et 20 % du ^{14}C appliqué alors que les extraits à l'eau diminuent (Figure 69). L'état hydrique lors de l'incubation n'a pas un effet très clair sur l'extractibilité du ^{14}C à l'eau mais, lorsque la teneur en eau diminue, la fraction extraite au méthanol augmente. Selon les conditions d'incubation, la composition de la fraction extractible est modifiée (Figure 70). Une diminution de la teneur en eau aboutit généralement à une plus forte proportion de DKN dans les extraits (à l'exception des échantillons MT_SL_M+O et MT_DL à 25 °C) ce qui est cohérent avec une diminution de la biodégradation de l'herbicide.

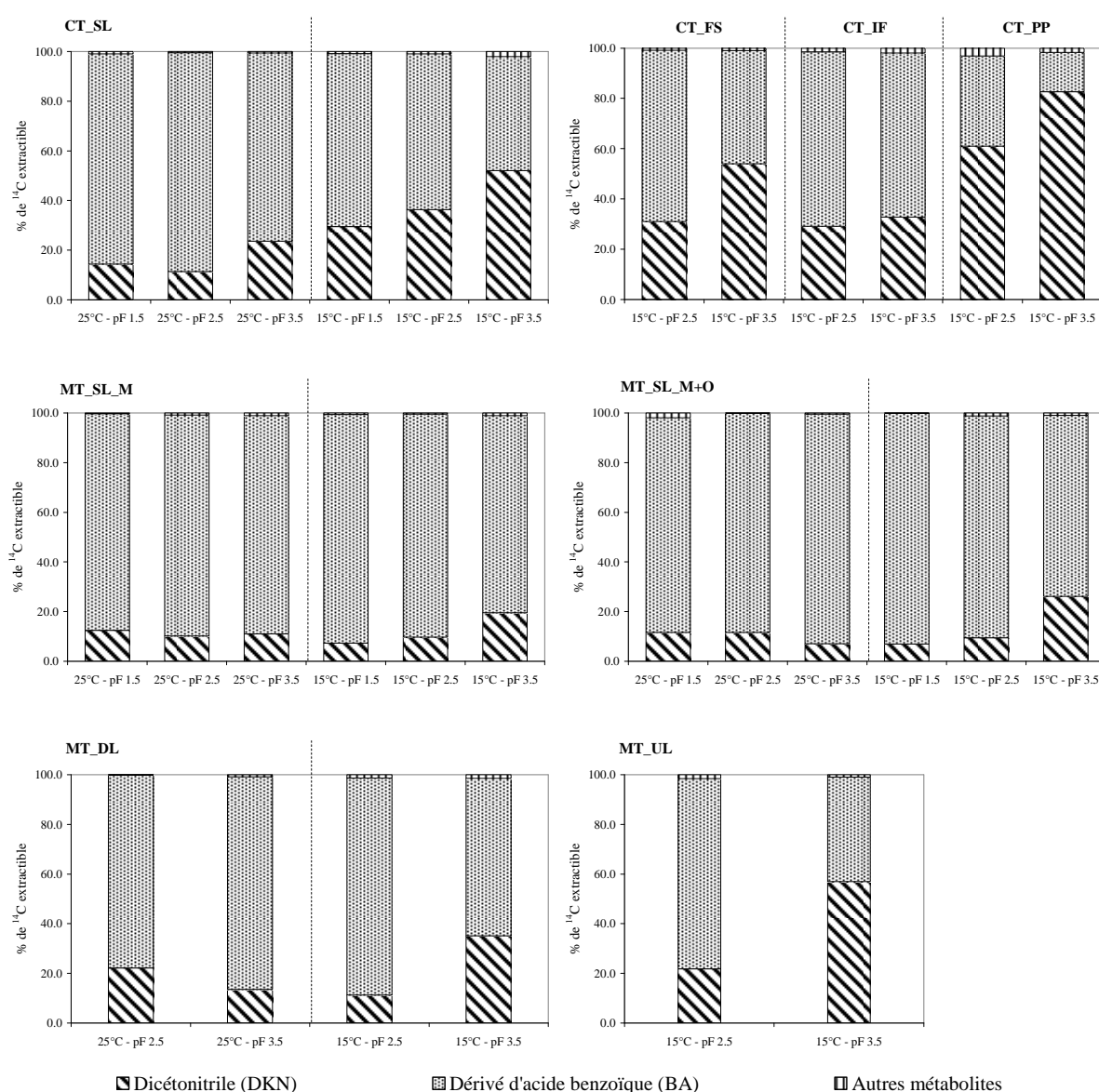


Figure 70. Composition de la fraction extractible (extraits eau + extraits méthanol) après 84 jours d'incubation dans le lit de semence (SL), terre fine (FS), inter-bandes (IF) et semelle de labour (PP) en technique conventionnelle (CT), et dans le lit de semence avec résidus de maïs (SL_M), résidus de maïs et d'avoine (SL_M+O), couche disquée (DL) et couche non travaillée (UL) en technique de conservation (MT).

Lit de semence. Une diminution de la température d'incubation présente des effets contrastés sur la fraction extractible selon les systèmes de travail du sol (Figure 69). Pour les échantillons CT_SL, la proportion de DKN est plus que doublée lorsque la température diminue (Figure 70). Pour les échantillons en MT, lorsque la température diminue, la proportion de DKN dans les extraits demeure constante à pF 1,5 et 2,5 et augmente seulement à pF 3,5.

Le dérivé d'acide benzoïque (BA) est le principal métabolite détecté dans les extraits. Il apparaît dès les premiers jours d'incubation et atteint un maximum de 82,3 % du ^{14}C appliqué en MT_SL_M+O à 15 °C et pF 1,5. Beltran et al. (2003) indiquent que la dégradation du DKN en BA est essentiellement due à l'activité biologique et que la minéralisation se produit après la dégradation du BA. Nous avons observé que les constantes de cinétique de minéralisation et les constantes de cinétique de formation du BA (ajusté à l'aide de modèles exponentiels) sont positivement corrélées ($\rho = 0,40$, $p < 0,00001$). À partir de cette relation, nous pouvons émettre l'hypothèse que la phase de latence dans le déclenchement de la minéralisation, observée pour tous les échantillons, pourrait être attribuée à la première étape de dégradation du DKN en BA, confirmant ainsi l'hypothèse de Beltran et al. (2003). En MT, nous observons que l'accumulation de BA est plus importante dans les échantillons du lit de semence que dans les échantillons de la couche disquée. En surface, les résidus de culture sont abondants et peuvent avoir inhibé la complète dégradation des matériaux polaires en $^{14}\text{CO}_2$. Cette hypothèse est corroborée par le taux de minéralisation plus élevé mesuré dans les échantillons de la couche disquée. Des observations similaires ont été faites sur les métabolites polaires de la métribuzine par Locke et Harper (1991a ; 1991b). D'autres métabolites non identifiés sont détectés dans les extraits principalement durant les trois premières semaines d'incubation (Figure 69). Leur proportion atteint, après 7 j, un maximum de 15,3 % du ^{14}C appliqué en CT_SL à 15 °C et pF 1,5 (données non présentées), avec l'un d'eux représentant 11 % du ^{14}C appliqué. Après 84 j, leur proportion est inférieure à 2 % du ^{14}C appliqué.

Couche labourée – couche anciennement labourée. Après 84 j, la fraction extractible est toujours supérieure à 75 % du ^{14}C appliqué avec un maximum de 91 % en CT_PP à 15 °C et pF 3,5 (Tableau 34). Le métabolite principal est le BA, il apparaît dès les premiers jours d'incubation et atteint, après 84 j, un maximum de 58 % du ^{14}C appliqué en MT_UL à 15 °C et pF 2,5. Comme cela a été observé dans les échantillons du lit de semence, de nombreux autres métabolites non identifiés sont détectés dans les extraits. Après 22 j d'incubation, leur proportion atteint un maximum de 5 % du ^{14}C appliqué et, après 84 j, ils représentent moins de 3 % du ^{14}C appliqué.

5.3.2.2.3. Formation de résidus non extractibles

La formation de résidus non extractibles (RNE) débute dès les premiers jours d'incubation pour l'ensemble des échantillons et leur quantité augmente tout au long de l'expérimentation (Figure 69).

Lit de semence. Les quantités minimales et maximales de RNE représentent 5,9 et 18,2 % du ^{14}C appliqué après 84 j avec une moyenne arithmétique sur l'ensemble des échantillons de 11,0 % et une médiane de 10,6 % du ^{14}C appliqué (Tableau 33). Ces valeurs sont plus faibles que celles de la littérature dans lesquelles 57,8 % du ^{14}C -DKN appliqué étaient non extractibles après 56 j d'incubation à 25 °C et pF 3 (Taylor-Lovell et al., 2002). Quelles que soient la température ou la teneur en eau, les échantillons de sol en MT forment plus rapidement des RNE que ceux en CT et, après 84 j, les fractions de RNE sont plus élevées en MT qu'en CT avec la fraction maximale atteinte dans la partie inférieure du lit de semence (18,2 % du ^{14}C appliqué à 25 °C et pF 2,5 en MT_DL, Tableau 33). Comme cela a été indiqué pour la minéralisation, la plus grande variabilité mesurée entre les répétitions en MT qu'en CT peut être attribuée à la variabilité de la quantité de résidus de culture dans les flacons d'incubation. Après une première étape d'adsorption par les résidus, la nature des interactions résidus/herbicide peut changer et devenir moins réversible (Cox et al., 1998b ; Koskinen et al., 2001).

Dans les échantillons des lits de semence, la teneur en eau a des effets limités voire contradictoires sur la formation de RNE. En particulier pour les incubations à 15 °C, nous observons que les RNE peuvent être plus abondants dans les échantillons avec les plus faibles teneurs en eau (Tableau 33). A notre connaissance, il n'y a pas de données publiées sur les effets de la teneur en eau sur la formation de RNE suite à une application de DKN. Taylor-Lovell et al. (2002) observent qu'à 25 °C, 93,4 % du ^{14}C -IFT appliqué étaient non extractibles après 56 j en conditions sèches contre 58,1 % dans les échantillons de sol à pF 3. Comparée à cette étude avec du DKN, la plus grande proportion de RNE peut être due à l'utilisation du composé mère (IFT) qui possède une plus forte affinité pour les composés organiques que son métabolite herbicide (Beltran et al., 2002). Par ailleurs, nous avons également observé une plus forte proportion de RNE avec l'IFT pour ces mêmes échantillons (CT_SL, MT_SL_M et MT_SL_M+O) sur une même durée d'incubation (§ 5.3.2.1.3.).

La température a également des effets sur la formation de RNE à partir du DKN mais moins marqués que sur la minéralisation : une diminution de 10 °C entraîne une diminution des RNE d'un facteur 1,1 à 2,3.

Couche labourée – couche anciennement labourée. Les quantités minimales et maximales de RNE représentent 5,7 et 14,2 % du ^{14}C appliqué après 84 j avec une moyenne arithmétique sur l'ensemble des échantillons de 9,5 % et une médiane de 9,9 % du ^{14}C appliqué (Tableau 34). Ces valeurs sont équivalentes à celles obtenues dans les lits de semence pour des conditions d'incubation identiques.

La teneur en eau des incubations a un effet plus clair que dans les échantillons du lit de semence et, lorsqu'elle diminue, nous observons une diminution de la fraction de RNE. Dans ces échantillons, une corrélation positive est mesurée entre la fraction de RNE après 84 j et la teneur en carbone organique (coefficient de corrélation linéaire de Pearson, $\rho = 0,70$, $p < 0,01$).

En utilisant l'ensemble des données, une corrélation positive entre la minéralisation et la formation de RNE ($\rho = 0,84, p < 0,0001$) est obtenue, ce qui suggère qu'une fraction des RNE est formée par les microorganismes. En distinguant les conditions d'incubation, nous observons que cette corrélation est meilleure avec les échantillons incubés à 25 °C ($\rho = 0,80, p < 0,001$) qu'avec ceux incubés à 15 °C ($\rho = 0,59, p < 0,001$). Les microorganismes peuvent directement agir sur la formation de RNE par incorporation ou bioassimilation de l'herbicide (Khan et Ivarson, 1982 ; Dec et Bollag, 1988 ; Charnay et al., 2004 ; Lerch, 2006), ou indirectement, après une biodégradation de la molécule formant des métabolites qui peuvent posséder une plus forte capacité de fixation que le composé mère (Benoit et al., 1999a ; Benoit et al., 1999b). A 15 °C, la fraction de RNE est corrélée avec la teneur en argile avec $\rho = 0,99, 0,69$ et $0,67$ ($p < 0,01$) à pF 1,5, 2,5 et 3,5 respectivement. Comme l'indiquent plusieurs auteurs, en parallèle de cette action des microorganismes sur la formation des RNE, des mécanismes physico-chimiques, tels que la diffusion et le piégeage dans les vides et cavités des matières organiques ou des composés organo-argileux, peuvent être impliqués dans la formation des RNE (Khan et Ivarson, 1982 ; Loiseau et Barriuso, 2002).

5.3.2.2.4. Cinétique de dégradation du dicétonitrile

La dégradation du DKN est bien décrite par une cinétique d'ordre 1 ($r^2 \geq 0,95$, Tableau 33 et Tableau 34, Figure 71). Les demi-vies (DT_{50}) du DKN varient de 8 à 82 jours dans les échantillons du lit de semence (Tableau 33) et de 10 à 239 jours dans les échantillons de subsurface (Tableau 34). Très peu d'études rapportent des valeurs de DT_{50} pour le DKN. Au champ, la DT_{50} du DKN est comprise entre 6 et 21 jours (Hardy et al., 2003). Taylor-Lovell et al. (2002) indiquent que le DKN est plus stable dans le sol que le composé mère et que sa DT_{50} excède la durée de leur étude (56 j).

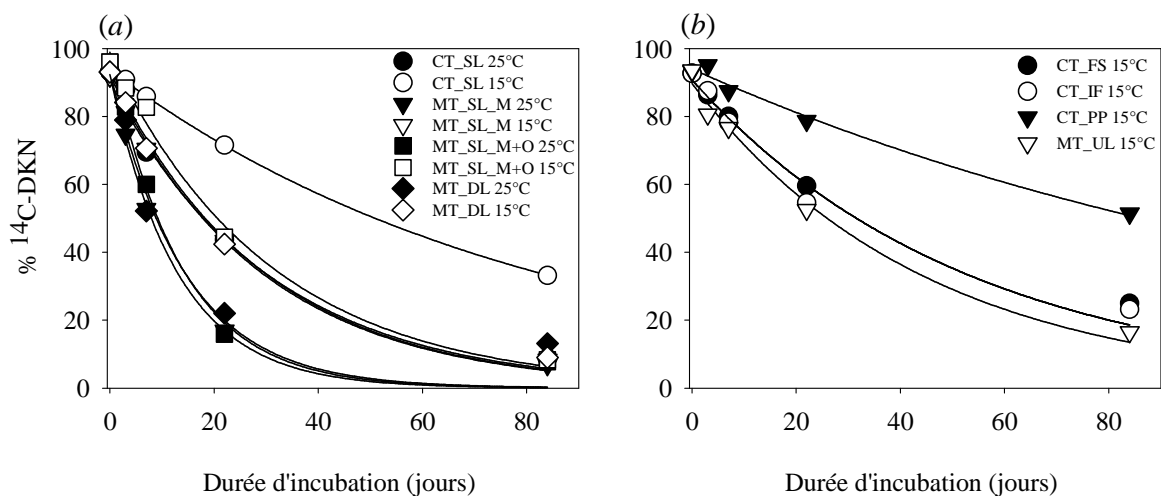


Figure 71. Effet de la température sur la cinétique de dégradation du ¹⁴C-DKN en techniques conventionnelle (CT) et de conservation (MT) à pF 2,5.

Dans les échantillons du lit de semence, en fonction des conditions d'incubation, la dégradation est de 2 à 3 fois plus rapide en MT qu'en CT (Tableau 33), ce qui peut être associé à l'accroissement de la teneur en carbone organique dans les horizons de surface en MT (Tableau 29) pouvant aboutir à une plus importante activité microbiologique. Dans les gammes de valeurs utilisées, la dégradation du DKN est sensible à la fois aux variations de température et de teneur en eau. Pour une teneur en eau donnée, la demi-vie dans les échantillons du lit de semence est souvent plus que doublée lorsque la température passe de 25 à 10 °C (Figure 71a), ou, pour une température donnée, lorsque la teneur en eau passe de pF 1,5 à 3,5 (à l'exception des échantillons CT_SL à 25 °C). Dans la couche disquée en MT (MT_DL), malgré une minéralisation et formation de RNE plus élevées qu'en surface, les valeurs de DT_{50} sont similaires à celles de surface.

Dans la couche labourée en CT (Tableau 34), la DT_{50} la plus faible est mesurée dans les interbandes de labour (37 j) et elle est moins sensible aux variations de teneur en eau et de température que dans les échantillons prélevés dans la terre fine (CT_FS) ou dans la semelle (CT_PP). Dans la semelle, les valeurs de DT_{50} sont les plus élevées (> 95 j) (Figure 71b) et elles sont fortement influencées par la teneur en eau. En MT_UL, à pF 2,5, la valeur de DT_{50} est plus faible qu'en CT_IF mais elle est plus sensible à l'état hydrique du sol, ce qui peut s'expliquer par des courbes de rétention différentes pour ces différents échantillons de sol (Tableau 34).

Une analyse de la variance de la DT_{50} dans les différents échantillons a été réalisée afin d'étudier les effets du travail du sol et des conditions d'incubation sur la dégradation du DKN. La température est le facteur principal contrôlant la dégradation de l'herbicide ($p < 0,001$), suivi par le système de travail du sol ($p < 0,01$) et la teneur en eau ($p < 0,05$). Nous avons séparé les données des incubations à 15 °C et pF 2,5 et 3,5 pour lesquelles toutes les zones identifiées dans les profils culturaux ont été incubées. Le travail du sol, la teneur en eau et leur interaction sont hautement significatifs dans l'explication de la variance de la DT_{50} ($p < 0,0001$). Des groupes possédant des valeurs de DT_{50} similaires à pF 2,5 (Figure 72a) et pF 3,5 (Figure 72b) ont été effectués à l'aide d'un test de Student-Newman-Keuls (à un niveau de probabilité de 0,05).

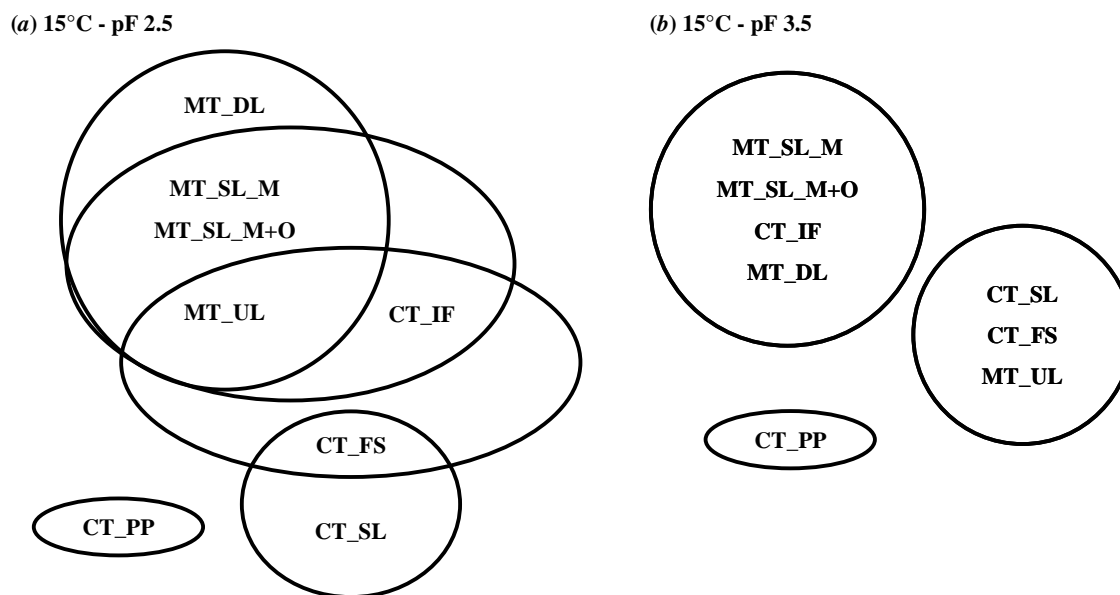


Figure 72. Groupes d'échantillons de sol homogènes selon les valeurs de demi-vie du DKN à 15 °C pF 2,5 (a) et 3,5 (b) (Test de Student-Newman-Keuls à 0,05 de niveau de probabilité).

A pF 2,5, les échantillons prélevés en MT sont réunis au sein d'un même groupe alors que ceux prélevés en CT sont séparés en trois groupes (Figure 72a). Lorsque la teneur en eau diminue, trois groupes différents sont formés (Figure 72b). Le premier groupe rassemble les échantillons possédant une forte proportion de résidus et les teneurs en carbone organique supérieures à 0,9 % (MT_SL_M, MT_SL_M+O, MT_DL, CT_IF) (Tableau 29). Le second groupe, formé par les échantillons CT_SL, CT_FS et MT_UL, illustre le fait qu'en conditions froide et sèche la dégradation du DKN dans le lit de semence en CT (CT_SL) n'est pas différente statistiquement de la dégradation en CT_FS ou MT_UL. De plus, quelle que soit l'état hydrique, les échantillons de la semelle de labour sont différents des autres zones. Le travail du sol à la charrue à versoirs semble créer davantage d'hétérogénéité dans la dégradation du DKN dans le sol que la technique de conservation pour laquelle des différences ne sont observées qu'entre les couches travaillée et non-travaillée pour les conditions d'incubation les plus sèches étudiées. Les effets du travail du sol sur la dégradation des pesticides sont, comme nous l'avons précédemment souligné, très contrastés dans la littérature (Düring et Hummel, 1993 ; Wagner et al., 1996 ; Zablotowicz et al., 2000 ; Lavorenti et al., 2003). Dans ce volet de notre étude, nous avons montré que l'utilisation d'une méthode de description morphologique s'avère être un outil pertinent dans l'évaluation de la variabilité des propriétés de dégradation à l'intérieur d'un profil de sol et peut permettre d'améliorer la pertinence des résultats de comparaison de la dégradation de pesticides sous différents systèmes de travail du sol.

Les constantes des cinétiques de dégradation, k , ont été utilisées pour calculer les énergies d'activation (E_a) pour les différentes teneurs en eau d'incubation. A pF 1,5, 2,5 et 3,5, l' E_a est de 60, 73 et 85 kJ mol⁻¹ en CT_SL, 42, 61 et 67 kJ mol⁻¹ en MT_SL_M et 70, 59 et 71 kJ mol⁻¹ en MT_SL_M+O. Dans la couche disquée en MT, à pF 2,5 et 3,5, l' E_a est de 51 et 72 kJ mol⁻¹. Il a été

montré que des mécanismes biologiques sont principalement impliqués dans les réactions pour des $E_a < 30 \text{ kJ mol}^{-1}$ alors que des réactions chimiques sont impliquées pour des $E_a > 60 \text{ kJ mol}^{-1}$ (Cupples et al., 2000). Il a également été montré que la dégradation du DKN en BA était principalement due à l'activité biologique (Beltran et al., 2003). Toutefois, nos fortes valeurs d' E_a laissent penser que des processus chimiques sont également impliqués et pourraient être attribués à des réactions enzymatiques (Harper, 1977 ; Ruggaber et Talley, 2006). Mougín et al. (2000) ont montré que des enzymes oxydantes extracellulaires produites par deux souches de moisissures blanches étaient capables de transformer chimiquement le DKN en BA et pouvaient demeurer actives durant plusieurs semaines. Par ailleurs, en techniques de conservation, plusieurs études indiquent que les populations fongiques augmentent comparativement aux systèmes de travail du sol intensifs (Drijber et al., 2000 ; Kabir, 2005). Une plus grande population fongique dans la modalité en technique de conservation par rapport à la modalité en technique conventionnelle pourrait expliquer les différences dans la cinétique de dégradation du DKN alors que les énergies d'activation étaient élevées dans les deux cas.

5.3.2.3. Dégradation du dicétonitrile dans les horizons du sous-sol

Dans les paragraphes précédents, nous avons vu que, d'une part la rétention du DKN par le sol était très faible ($K_F^{\text{ads max}} = 0,17$) et que, d'autre part, la persistance de la molécule variait dans une gamme de valeurs assez étendue ($8 \text{ j} \leq DT_{50} \leq 239 \text{ j}$). Il est donc concevable qu'une fraction des apports d'herbicide (essentiellement sous forme de DKN) puisse migrer au travers de l'horizon de surface (0 – 30 cm de profondeur) vers les horizons du sous-sol, d'où la nécessité de connaître le comportement de la molécule également dans les horizons de profondeur en vue d'une évaluation du risque de transfert.

5.3.2.3.1. Cinétique de minéralisation du dicétonitrile

Une très faible minéralisation est détectée après 21 jours d'incubation pour l'ensemble des échantillons (Figure 73). Après 106 j, elle atteint un maximum de 0,5 % du ^{14}C appliqué pour les échantillons de sol prélevés entre 40 et 60 cm et incubés à pF 1,5. Pour les autres échantillons, la minéralisation se situe entre 0,05 et 0,1 % du ^{14}C apporté (Tableau 35).

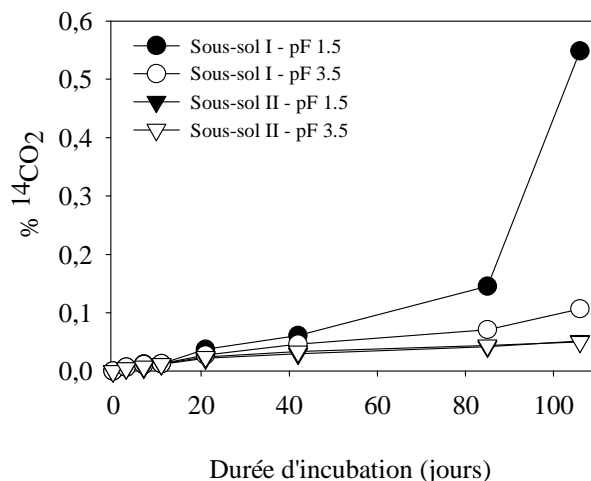


Figure 73. Effet de la teneur en eau sur la minéralisation du ^{14}C -DKN dans les horizons du sous-sol (40-80 cm de profondeur).

Tableau 35. Distribution du ^{14}C appliqué sous forme de ^{14}C -DKN après 106 j dans les horizons du sous-sol (40 – 80 cm de profondeur) pour les différentes conditions d'incubation.

| Localisation | Conditions d'incubation | | $^{14}\text{CO}_2$ | Résidus liés | Extrait aqueux | Extrait méthanol | Total | DT_{50}^a j | r^2 |
|--------------|-------------------------|-----|------------------------|--------------|------------------|------------------|------------|------------------|-------|
| | Température | pF | | | | | | | |
| Sous-sol I | 15 °C | 1,5 | 0,5 ± 0,1 ^b | 3,9 ± 0,4 | 82,0 ± 0,9 | 12,1 ± 0,0 | 98,5 ± 0,4 | 374 ± 84 | 0,92 |
| | | | | | DKN ^c | BA ^d | | | |
| | | | | | 77,5 ± 3,0 | 14,7 ± 0,7 | | | |
| Sous-sol I | 15 °C | 3,5 | 0,1 ± 0,0 | 3,7 ± 1,0 | 80,1 ± 1,6 | 14,5 ± 0,0 | 98,5 ± 0,5 | 347 ± 25 | 0,94 |
| | | | | | DKN | BA | | | |
| | | | | | 76,6 ± 0,1 | 13,0 ± 0,1 | | | |
| Sous-sol II | 15 °C | 1,5 | 0,1 ± 0,0 | 2,7 ± 0,3 | 80,3 ± 0,6 | 10,5 ± 0,1 | 93,7 ± 0,9 | 613 ± 113 | 0,77 |
| | | | | | DKN | BA | | | |
| | | | | | 82,8 ± 1,2 | 6,4 ± 1,6 | | | |
| Sous-sol II | 15 °C | 3,5 | 0,0 ± 0,0 | 3,1 ± 0,4 | 83,4 ± 0,2 | 12,4 ± 0,1 | 99,0 ± 0,1 | 613 ± 113 | 0,81 |
| | | | | | DKN | BA | | | |
| | | | | | 81,7 ± 1,2 | 8,6 ± 1,9 | | | |

Les analyses chromatographiques sont réalisées sur les extraits aqueux et méthanol. Les résultats sont présentés en % de ^{14}C appliqué.

^a Demi-vie du 2-cyclopropyl-3-(2-mésyl-4-trifluorométhylphényl)-3-oxopropané nitrile (DKN).

^b Moyenne et écart-type des deux répétitions.

^c 2-cyclopropyl-3-(2-mésyl-4-trifluorométhylphényl)-3-oxopropané nitrile (DKN).

^d 2-méthanesulfonyl-4-trifluorométhylbenzoic acid (BA).

Les informations concernant la minéralisation des pesticides dans les horizons du sous-sol (> 30 cm de profondeur) sont peu abondantes et aucune référence ne concerne le DKN. Pour l'isoproturon, Alletto et al. (2006a) indiquent des valeurs de minéralisation dans des horizons de sous-sol équivalentes à celles mesurées pour le DKN. D'autres travaux mettent en évidence une forte hétérogénéité dans la minéralisation du 2,4-D à 50 cm de profondeur variant de 5 à 50 % des quantités initialement apportées après 83 j (Shaw et Burns, 1998). Notons toutefois que, pour les échantillons de l'horizon du Sous-sol I à pF 1,5, l'activité de minéralisation s'accélérait à la fin des 106 j d'incubation.

Il est donc possible qu'une phase de latence, plus longue que celle observée dans les horizons de surface, soit également présente en profondeur.

5.3.2.3.2. Formation de résidus non extractibles

Les résidus non extractibles (RNE) se forment rapidement dans les échantillons et leur proportion demeure constante, entre 3 et 4 % du ^{14}C apporté durant les 106 j d'incubation (Figure 74).

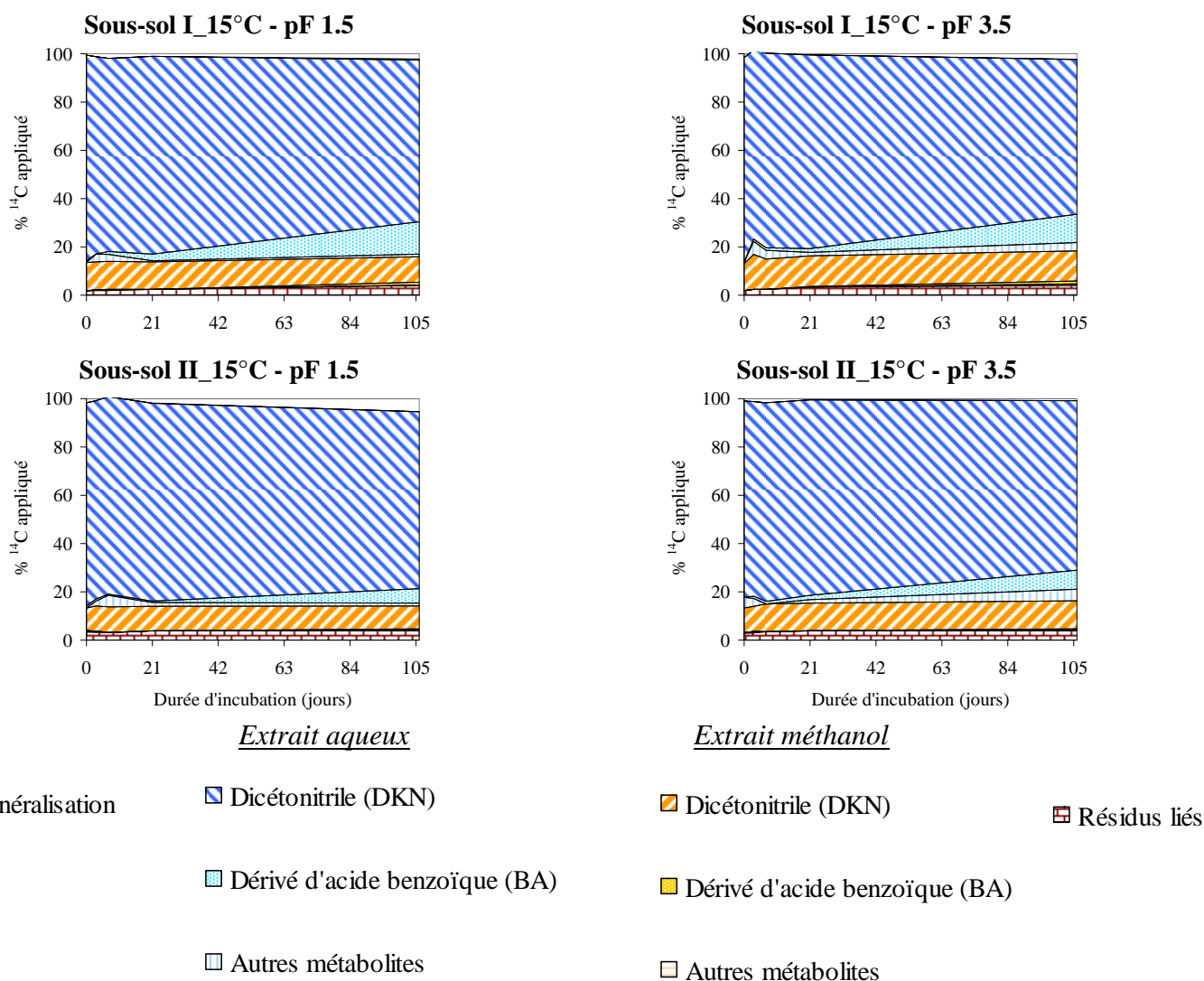


Figure 74. Effet de la teneur en eau sur le devenir du dicétonitrile (DKN) dans les horizons du sous-sol (40-80 cm de profondeur).

5.3.2.3.3. Fraction extractible

Durant toute la durée d'incubation, la fraction extractible demeure > 90 % du ^{14}C apporté dont plus de 80 % extractible à l'eau (Figure 74). Le dicétonitrile reste la forme moléculaire majoritaire dans les extraits (> 75 % du ^{14}C apporté). L'acide benzoïque apparaît dès le début des incubations et, de par sa

forte solubilité ($> 8000 \text{ mg L}^{-1}$) et sa faible rétention dans le sol (Beltran et al., 2002), est extrait en quasi-totalité par l'eau. La proportion de BA s'accroît progressivement au cours du temps dans les différents échantillons pour atteindre entre 6,4 et 14,7 % du ^{14}C apporté après 106 j (Tableau 35). D'autres métabolites, non identifiés, apparaissent dans les extraits aqueux et atteignent un maximum de 5,5 % du ^{14}C apporté.

5.3.2.3.4. Cinétique de dégradation du dicétonitrile dans le sous-sol

Les cinétiques de dégradation du DKN dans les échantillons du Sous-sol I sont bien ajustées par une cinétique d'ordre 1 ($r^2 > 0,92$). En revanche, les ajustements sont plus mauvais pour les échantillons du Sous-sol II (Tableau 35), la dégradation suivant plutôt une cinétique linéaire de pente faible (Figure 75). Les valeurs de DT_{50} obtenues sont élevées ($> 347 \text{ j}$) et un accroissement sensible de la DT_{50} est observé lorsque la teneur en eau augmente dans les échantillons du Sous-sol I (cet effet demeurant toutefois non significatif).

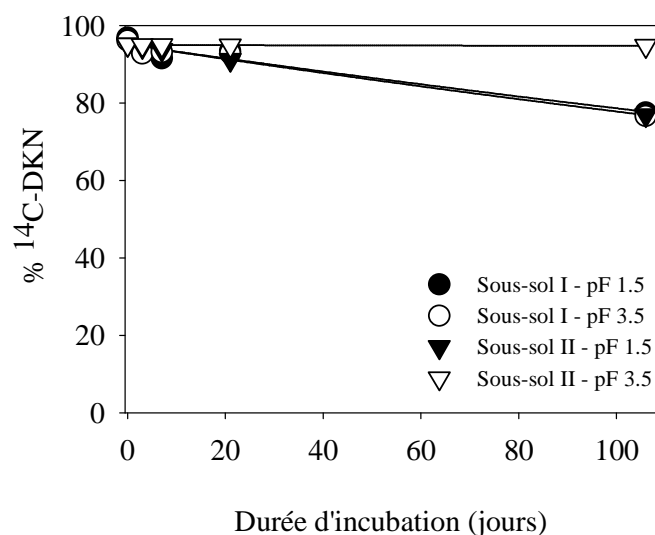


Figure 75. Effet de la teneur en eau sur la cinétique de dégradation du ^{14}C -DKN dans les horizons du sous-sol (40-80 cm de profondeur).

Dans ces horizons, les conditions hydriques sont souvent proches de la saturation (Chapitre 2), ce qui peut laisser penser que les valeurs de DT_{50} au champ sont encore supérieures à celles mesurées en laboratoire à pF 1,5.

5.3.2.4. Conclusion sur les propriétés de dégradation

Les mécanismes de dégradation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile ont été étudiés dans différents compartiments du sol prélevés en technique conventionnelle et en technique de conservation. Pour

l'isoxaflutole, nous nous sommes intéressés aux échantillons des lits de semence et aux résidus de culture qui sont les zones susceptibles d'être en contact avec la molécule sur la parcelle. Dans les échantillons de lits de semence, la dégradation de l'IFT est sensiblement plus rapide en technique conventionnelle qu'en technique de conservation avec cependant une faible persistance dans les deux cas (max 26 h). Cette différence peut être attribuée à la présence de résidus en technique de conservation qui permettraient une stabilisation (par adsorption) de l'IFT. Durant la période d'incubation de 21 j, la minéralisation de la molécule est restée faible (< 1 % des quantités appliquées) mais elle était corrélée à la formation de résidus non extractibles, lesquels ont atteint un maximum de 14 % de la quantité d'herbicide appliqué.

Nous avons également mis en évidence que la nature des résidus de culture jouait un rôle majeur dans le devenir de l'herbicide. Sur les résidus de maïs, la minéralisation et la formation de résidus non extractibles sont nettement plus rapides et importantes que sur les résidus d'avoine, pourtant les demi-vies de dégradation calculées sont plus grandes. Au contraire des résidus de maïs sur lesquels toutes les étapes de dégradation de l'IFT ont pu être identifiées (IFT→DKN→BA→CO₂), les résidus d'avoine ne semblent pas pouvoir dégrader (ou très lentement) le DKN et seule l'hydrolyse de l'IFT est réalisée. Une explication à ce phénomène serait que les capacités de dégradation du DKN en BA présentes dans le maïs vivant seraient maintenues dans les résidus alors que l'avoine, plante cible de l'herbicide, hydrolyserait rapidement l'IFT en DKN pour le rendre actif et ensuite l'accumulerait sous cette forme moléculaire. Il est également envisageable que l'âge plus important des résidus de maïs est permis un plus fort degré de colonisation par des populations fongiques susceptibles de dégrader le DKN en BA.

Sur l'ensemble des échantillons étudiés, la température est apparue être un facteur important contrôlant l'hydrolyse de l'IFT, celle-ci étant accélérée lorsque la température augmente, alors que, suivant les échantillons, la teneur en eau des incubations entraîne des résultats contradictoires.

Pour l'étude de la dégradation du dicétonitrile, de par sa faible rétention sur le sol, nous avons considéré qu'il était probable que la molécule migre davantage dans le profil. Nous avons donc choisi d'élargir l'étude des mécanismes de dégradation du DKN à l'ensemble des compartiments créés par les opérations culturales sous les différents systèmes de travail du sol et aux horizons du sous-sol. La dégradation du DKN est plus rapide en technique de conservation qu'en technique conventionnelle. Cependant, dans les échantillons du lit de semence, la dégradation complète de la molécule a été limitée, probablement par des phénomènes de rétention sur le mulch, et a abouti à l'accumulation du dérivé d'acide benzoïque lequel est fortement soluble dans l'eau, et est donc susceptible de migrer.

L'association pour chaque compartiment de sol étudié des valeurs de coefficient d'adsorption et de demi-vie du DKN indique une corrélation négative entre ces deux mécanismes (avec des valeurs du coefficient de corrélation ρ variant de -0,32 à -0,92, $p < 0,05$ selon les conditions d'incubation). Ainsi, lorsque la rétention croît (avec l'augmentation des teneurs en matières organiques), la dégradation de

la molécule est plus rapide, indiquant ainsi que les phénomènes de compétition entre ces deux mécanismes pour ce composé, s'ils existent, sont limités dans les échantillons étudiés.

La température et la teneur en eau d'incubation modifient fortement la dégradation de l'herbicide. Lorsque ces deux facteurs décroissent, des ralentissements de la minéralisation et de la formation de résidus non extractibles sont observés et la composition de la fraction extractible est modifiée.

En technique conventionnelle, nous avons mis en évidence que le labour à la charrue à versoirs créait une variabilité spatiale dans la persistance de la molécule dans le sol à l'échelle du profil cultural. Cette variabilité doit être prise en compte dans la stratégie d'échantillonnage afin d'éviter une sur- ou une sous-estimation de la persistance de la molécule. En technique de conservation, la variabilité de la dégradation de l'herbicide était principalement due à la distribution verticale de la matière organique. Nous avons montré que cette variabilité dans les deux systèmes de travail du sol pouvait être bien évaluée par une description morphologique de la structure du sol et de la distribution des matières organiques générées par les différentes opérations culturales. Nous pensons que cette technique de description devrait être appliquée lorsque des travaux du sol contrastés sont comparés afin de fournir des résultats fiables sur les effets du travail du sol sur la dégradation des pesticides dans le sol.

5.4. Conclusion du chapitre 5

La démarche engagée dans ce travail visait à étudier les effets de pratiques culturales, en particulier du travail du sol, sur la rétention et la dégradation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile. L'effort de recherche s'est notamment porté sur la caractérisation de l'hétérogénéité de ces phénomènes à l'intérieur des profils culturaux créés par les outils de travail du sol, en s'appuyant sur une description morphologique de l'horizon travaillé.

Les principaux résultats montrent une dégradation rapide de l'isoxaflutole dans le sol, avec une persistance plus faible en technique conventionnelle qu'en technique de conservation, et une bonne affinité de cette molécule pour les composés organiques (K_{OC} compris entre 236 et 306 L kg⁻¹) induisant une meilleure rétention dans les échantillons en technique de conservation. Sur les mêmes échantillons de sol, le dicétonitrile, composé actif de la molécule, est de 10 à 70 fois moins retenu et présente une persistance de 15 à 130 fois plus longue que l'isoxaflutole. Nous notons cependant une meilleure rétention et une dégradation plus rapide de ce composé en technique de conservation, qui peuvent être attribuées à l'augmentation de la teneur en carbone organique, notamment en surface, et à l'accroissement probable de l'activité biologique qui lui est associée.

A titre de comparaison, l'atrazine, herbicide largement retrouvé dans les différents compartiments de l'environnement, possède des valeurs de coefficient d'adsorption de 8 à 260 fois plus élevées que celles du dicétonitrile (Tableau 3, Chapitre 1) et des valeurs de demi-vie au champ comprises entre 30 et 110 jours suivant les études (Tableau 4, Chapitre 1). Ainsi, de par les propriétés mesurées, le dicétonitrile présente un risque important de transfert par lixiviation. Les différences de comportement observées entre modalités de travail du sol laissent toutefois entrevoir une meilleure gestion du risque de transfert vers les eaux souterraines en technique de conservation. Afin d'apporter des éléments complémentaires à ce travail de laboratoire, un suivi de la dissipation et de la lixiviation au champ de l'isoxaflutole et du dicétonitrile a été réalisé au cours de deux années culturales en maïs et est présenté dans le Chapitre 6.

CHAPITRE 6.

Influence du travail du sol et du mode de gestion de l'interculture sur la migration d'un soluté inerte conservatif (bromure) et sur la dissipation et la lixiviation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en conditions de plein champ.

CHAPITRE 6.

Influence du travail du sol et du mode de gestion de l'interculture sur la migration d'un soluté inerte conservatif (bromure) et sur la dissipation et la lixiviation de l'isoxaflutole et du dicétonitrile en conditions de plein champ.

6.1. Introduction

Le suivi de la dissipation des herbicides en conditions de plein champ intègre un ensemble de facteurs non contrôlés tels que le climat, la dynamique biologique, les transferts dans la plante, l'air ou le sol. Les informations obtenues sont généralement complémentaires de celles acquises en laboratoire et permettent notamment une meilleure évaluation du risque environnemental. La compréhension des mouvements de pesticides dans un sol nécessite le suivi de la lame d'eau lequel est souvent réalisé au moyen de techniques de traçage. D'une manière générale, un traceur doit être conservatif et inerte, c'est-à-dire n'interagissant pas avec la fraction solide, absent (ou en concentration très faible) du milieu considéré, non affecté par des changements de conditions physico-chimiques (variation de pH, de teneur en ions...), facilement détectable, peu coûteux (afin d'être appliqué sur de grandes surfaces) et sans incidence sur l'environnement (Kung et al., 2000a ; Flury et Wai, 2003). L'anion bromure (Br^-), qui répond à ces différents critères, est un traceur couramment utilisé en science du sol (Starr et Glotfelty, 1990 ; Gooddy et al., 2002).

L'isoxaflutole se dégrade par hydrolyse et sa persistance au champ dépend des conditions climatiques (pluie et température) et des conditions du sol (teneur en eau et température). Les valeurs de demi-vie au champ ($T_{1/2}$) de l'IFT obtenues dans la littérature varient de 0,5 à 39,5 j avec respectivement une moyenne et une médiane de 9,7 et 8,6 j (Tableau 36). Ces données sont plus élevées que celles obtenues en conditions de laboratoire (variant de 8 à 26 h, Chapitre 5). Rouchaud et

al. (2002) indiquent une transformation de l'IFT en DKN au champ plus lente qu'en solution. La rémanence de l'IFT pourrait être induite par une stabilisation de la molécule due à son adsorption sur les minéraux argileux et les matières organiques. La demi-vie de l'IFT tend également à augmenter lorsque le pH du sol diminue ($\rho = -0,81, p < 0,01$) (Hardy et al., 2003) ce qui rejoint les observations en laboratoire de Rice et al. (2004). Sous des conditions identiques, le DKN est généralement de 2 à 28 fois plus persistant que l'IFT avec une $T_{1/2}$ variant de 6,5 à 21,1 j (Hardy et al., 2003). La persistance du DKN est de plus négativement corrélée à la température du milieu ($\rho = -0,66, p < 0,01$) (Hardy et al., 2003).

Concernant les transferts dans l'environnement de l'IFT ou du DKN, les études sont peu abondantes. Malgré sa bonne rétention et sa relativement faible solubilité (6,2 mg L⁻¹), l'IFT reste considéré comme hautement à très hautement mobile, et le DKN, 50 fois plus soluble (326 mg L⁻¹) et moins retenu, comme très hautement mobile (Pallett et al., 2001).

Tableau 36. Synthèse des données de la littérature sur la dégradation au champ de l'isoxaflutole (IFT), du dicétonitrile (DKN) et du dérivé d'acide benzoïque (BA) dans les sols.

| Référence | a.i. | Sols | | | | | T °C | Teneur en eau g g ⁻¹ | $T_{1/2}$ j | |
|-------------------------|-----------------------|-----------------------|-------------|--------|------------------|-----|---------|------------------------------------|----------------|------|
| | | Argile | Limons % | Sables | C _{org} | pH | | | | |
| (Rouchaud et al., 1998) | IFT | 7 | 38 | 55 | 1,0 | 5,6 | - | - | 10,6 | |
| | | 10 | 11 | 79 | 1,0 | 7,0 | - | - | 14,1 | |
| | | 34 | 47 | 19 | 1,2 | 7,6 | - | - | 12,4 | |
| | | 14 | 51 | 35 | 1,0 | 6,3 | - | - | 20,3 | |
| | | 7 | 38 | 55 | 1,1 | 7,0 | - | - | 20,7 | |
| | | 10 | 11 | 79 | 1,2 | 7,0 | - | - | 12,1 | |
| | | 16 | 49 | 35 | 0,7 | 8,1 | - | - | 10,1 | |
| | | 36 | 45 | 19 | 1,7 | 8,0 | - | - | 39,5 | |
| (Rouchaud et al., 2002) | IFT | 7 | 38 | 55 | 0,8 | 6,4 | - | - | 8,6 | |
| | | 36 | 45 | 19 | 1,3 | 7,5 | - | - | 14,6 | |
| | | 10 | 11 | 79 | 0,9 | 6,6 | - | - | 18,0 | |
| (Hardy et al., 2003) | IFT | Limons argileux | | | 0,9 | 8,0 | 17,8 | 15,1 | 0,5 | |
| | | Silt loam | | | 2,0 | 6,3 | 16,2 | 17,7 | 2,8 | |
| | | Limons sableux | | | 1,0 | 6,8 | 16,8 | 9,1 | 1,8 | |
| | | Limons sablo-argileux | | | 1,2 | 7,8 | 15,7 | 22,3 | 0,4 | |
| | | Limons sablo-argileux | | | 1,5 | 5,8 | 26,2 | 26,0 | 2,7 | |
| | | Sables limoneux | | | 0,3 | 5,9 | 32,4 | 3,5 | 2,6 | |
| | | Limons sableux | | | 0,7 | 7,1 | 20,0 | 16,0 | 2,1 | |
| | | Limons | | | 1,2 | 6,9 | 17,3 | 23,1 | 2,8 | |
| | | Silt loam | | | 2,6 | 6,8 | 20,2 | 33,4 | 2,7 | |
| | | Limons sableux | | | 1,9 | 5,9 | 16,5 | 17,6 | 4,3 | |
| | DKN | Limons argileux | | | | 0,9 | 8,0 | 17,8 | 15,1 | 7,6 |
| | | Silt loam | | | | 2,0 | 6,3 | 16,2 | 17,7 | 16,0 |
| | | Limons sableux | | | | 1,0 | 6,8 | 16,8 | 9,1 | 11,3 |
| | | Limons sablo-argileux | | | | 1,2 | 7,8 | 15,7 | 22,3 | 21,1 |
| | | Limons sablo-argileux | | | | 1,5 | 5,8 | 26,2 | 26,0 | 6,5 |
| | | Sables limoneux | | | | 0,3 | 5,9 | 32,4 | 3,5 | 6,7 |
| | | Limons sableux | | | | 0,7 | 7,1 | 20,0 | 16,0 | 11,3 |
| | | Limons | | | | 1,2 | 6,9 | 17,3 | 23,1 | 13,3 |
| | | Silt loam | | | | 2,6 | 6,8 | 20,2 | 33,4 | 17,1 |
| | | Limons sableux | | | | 1,9 | 5,9 | 16,5 | 17,6 | 15,3 |
| BA | Limons argileux | | | | 0,9 | 8,0 | 17,8 | 15,1 | 9,7 | |
| | Silt loam | | | | 2,0 | 6,3 | 16,2 | 17,7 | 29,8 | |
| | Limons sableux | | | | 1,0 | 6,8 | 16,8 | 9,1 | 40,0 | |
| | Limons sablo-argileux | | | | 1,2 | 7,8 | 15,7 | 22,3 | 12,0 | |
| | Limons sablo-argileux | | | | 1,5 | 5,8 | 26,2 | 26,0 | 17,7 | |
| | Sables limoneux | | | | 0,3 | 5,9 | 32,4 | 3,5 | 5,6 | |
| | Limons sableux | | | | 0,7 | 7,1 | 20,0 | 16,0 | 25,8 | |
| | Limons | | | | 1,2 | 6,9 | 17,3 | 23,1 | 4,2 | |
| | Silt loam | | | | 2,6 | 6,8 | 20,2 | 33,4 | 7,9 | |
| | Limons sableux | | | | 1,9 | 5,9 | 16,5 | 17,6 | 18,7 | |

Des travaux ont montré que, sous pluies naturelles, les pertes par ruissellement d'IFT + DKN étaient comparables à celles de l'atrazine et du *S*-métoalachlore, atteignant environ 2 % de la dose appliquée, et qu'elles devenaient supérieures aux pertes de ces deux molécules lors de pluies simulées survenant sur un sol humide (Rector et al., 2003). Cette différence peut s'expliquer par l'hydrolyse de l'IFT en conditions humides formant le DKN, qui, de par sa solubilité, est facilement entraîné par ruissellement. La lixiviation de l'IFT est également peu renseignée. Lin et al. (2003) ont suivi la lixiviation de l'IFT, du DKN et du BA en cases lysimétriques et l'ont comparé à celle de l'atrazine et de ses métabolites. L'IFT, rapidement hydrolysé, n'est pas retrouvé dans les eaux. En revanche, le DKN présente une mobilité supérieure à celle de l'atrazine et de ses métabolites, notamment au cours des premières pluies. Aucune information n'est actuellement disponible sur le transport par lixiviation de ces molécules en conditions de plein champ.

Les objectifs de ce volet de l'étude sont (a) de suivre la migration de la lame d'eau matérialisée par un traçage au bromure sous les différentes modalités, (b) de comparer les effets des pratiques étudiées sur la dissipation de l'isoxaflutole et, (c) d'évaluer le potentiel de lixiviation de l'IFT et du DKN sous ces différentes modalités.

6.2. Matériels et méthodes

6.2.1. Protocole de suivi

La dissipation et la migration de l'isoxaflutole et du dicétonitrile ont été suivies en 2005 et 2006 sur la parcelle agricole expérimentale en parallèle du suivi de la migration de la lame d'eau par traçage anionique. Les apports d'eau (pluies et irrigations) ont été enregistrés tout au long de ces années (Chapitre 2) et sont ici présentés en nombre de jours après le traitement (JAT) correspondant aux campagnes de mesures dans les échantillons de sol et d'eau (Figure 76).

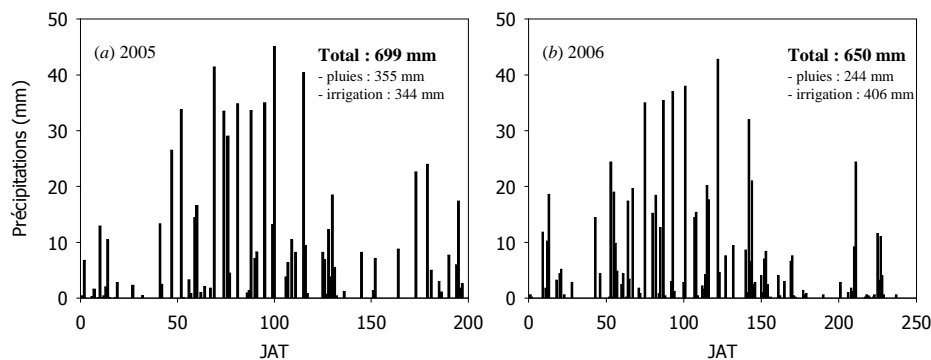
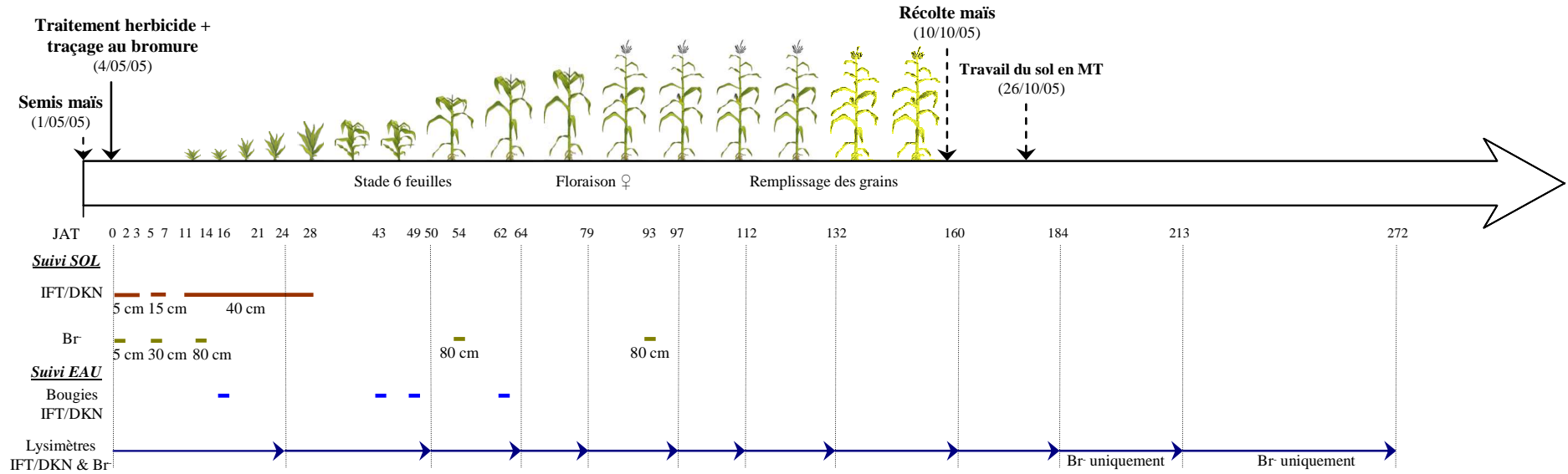


Figure 76. Suivi pluviométrique après le traitement herbicide en 2005 (a) et 2006 (b).

Suivi 2005



Suivi 2006

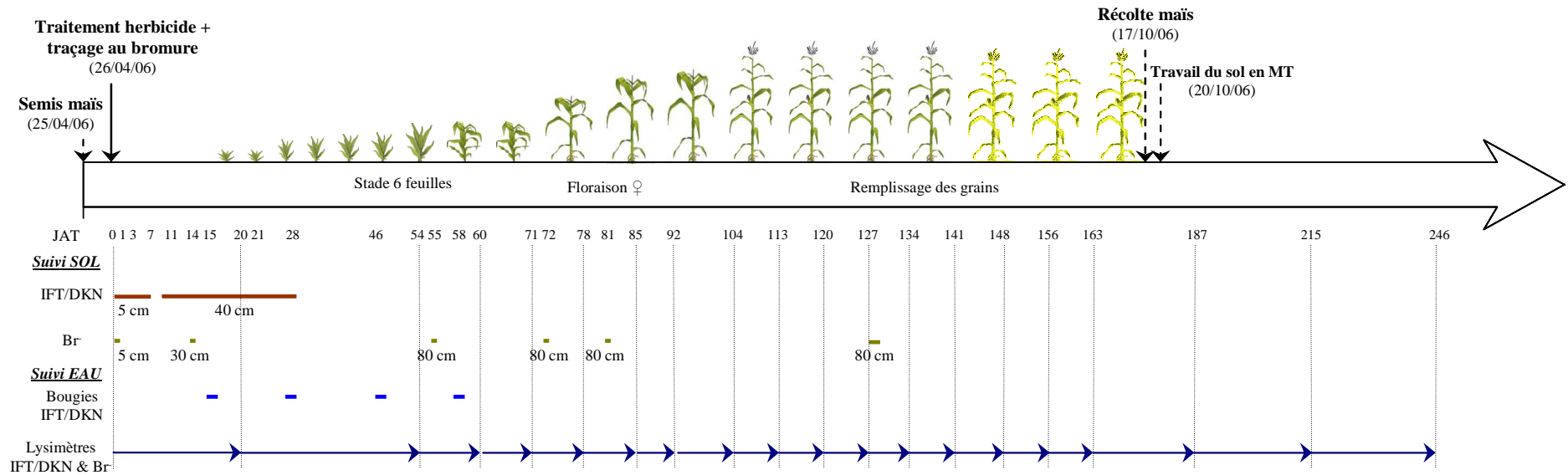


Figure 77. Déroulement des suivis des molécules herbicides et du traceur (Br⁻) dans le sol et dans l'eau du sol au cours des années 2005 et 2006. Les flèches correspondent aux périodes d'accumulation d'eau dans les lysimètres (la pointe de la flèche indiquant la date de vidange).

6.2.1.1. Suivi dans le sol

6.2.1.1.1. Suivi des molécules phytosanitaires

Avant chacune des applications, sur chaque modalité étudiée, des prélèvements de terre à la tarière ont été effectués aux profondeurs de 0-20, 20-40 et 40-70 cm pour contrôler la quantité d'herbicide initialement présente. Trois points de sondage ont été réalisés par modalité.

Sur les deux années de suivi, le traitement herbicide du maïs a eu lieu le même jour sur l'intégralité de la parcelle. En 2005, le traitement herbicide de post-semis / prélevée, réalisé le 4 mai (soit 3 jours après le semis), est composé d'un mélange d'isoxaflutole (75 g L^{-1}) et d'acétochlorure (500 g L^{-1}) à la dose visée de 1 L ha^{-1} (spécialité commerciale Acajou, Bayer CropScience). En 2006, le traitement, réalisé le 26 avril (soit 1 jour après le semis), est composé du même mélange d'isoxaflutole et d'acétochlorure à la dose visée de 1 L ha^{-1} (spécialité commerciale Acajou, Bayer CropScience) et d'acétochlorure (400 g L^{-1}) + dichlormide ($66,7 \text{ g L}^{-1}$) à la dose de 4 L ha^{-1} (spécialité commerciale Harness microtech, Monsanto)⁶. Le traitement a été réalisé pour les deux années à l'aide d'un pulvérisateur agricole (Tecnomat Fortis) équipé d'une rampe de 24 m (Figure 78).

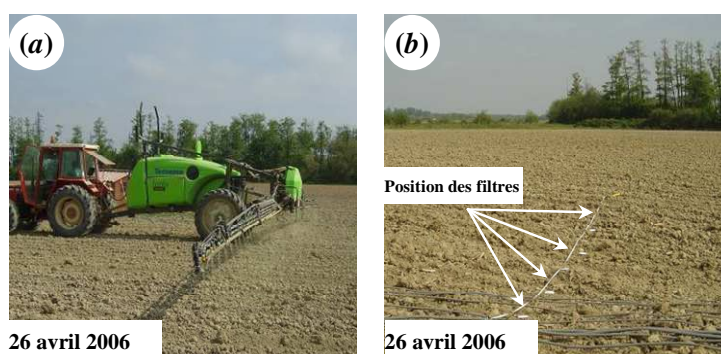


Figure 78. Traitement herbicide et disposition des filtres de contrôle de la variabilité du traitement.

Le jour du traitement, des boîtes comportant un papier filtre en fibres de verre ($\varnothing 10 \text{ cm}$) ont été disposées tous les 2 m perpendiculairement à l'avancée du pulvérisateur afin d'évaluer la variabilité de l'apport (dix répétitions par modalité). Aussitôt après le traitement, 10 échantillons de terre ont été prélevés sur chaque modalité entre 0 et 5 cm (t_0). La dissipation et la migration de l'isoxaflutole ont été mesurées par des prélèvements de terre à la tarière à différentes dates et profondeurs (max 40 cm) après l'application avec 10 répétitions par modalité (Figure 77). En 2005, les prélèvements de terre ont eu lieu aux temps t_2 , t_3 , t_5 , t_7 , t_{11} , t_{14} , t_{21} et t_{28} jours. En 2006, les prélèvements ont eu lieu aux temps t_1 , t_3 , t_7 , t_{11} , t_{14} , t_{21} et t_{28} . Aussitôt prélevés, les échantillons sont placés dans une enceinte hermétique à $4 \text{ }^\circ\text{C}$ et sont congelés ($-18 \text{ }^\circ\text{C}$) environ 30 min après le dernier prélèvement.

⁶ Pour ce second programme de traitement incluant un mélange avec de l'acétochlorure+dichlormide, il est conseillé d'appliquer une dose de $0,6 \text{ L ha}^{-1}$ d'isoxaflutole, mais dans un souci de comparaison interannuelle, nous avons appliqué sur la zone d'étude la dose de 1 L ha^{-1} .

6.2.1.1.2. Suivi du traceur anionique

Information préalable. Sous certaines conditions, notamment de pH ou de teneur en composés métalliques, les anions Br^- peuvent être retenus par des phénomènes d'adsorption sur la fraction solide (Korom, 2000 ; Ritter et al., 2005), ou, au contraire, selon la teneur en argile, ils peuvent être répulsés par les charges négatives des particules solides (exclusion anionique) et ainsi se déplacer plus rapidement que la lame d'eau (Wierenga et Van Genuchten, 1989 ; Magesan et al., 2003). Afin de s'assurer de l'inertie du Br^- vis-à-vis des matériaux présents sur la parcelle riches en fer (Fe^{2+} et Fe^{3+}) et en concrétions ferro-manganiques, nous avons établi les cinétiques et isothermes d'adsorption de l'anion (Annexe 2) et pu ainsi valider l'absence de phénomène de rétention.

En 2005 et 2006, un épandage de bromure de potassium (KBr) a été effectué en même temps que le traitement herbicide sur les différentes modalités de la parcelle (Figure 79). En 2005, l'apport de Br^- visé était de 8 g m^{-2} ($1,1 \text{ L m}^{-2}$ d'une solution à $7,2 \text{ g L}^{-1}$ de Br^-), et en 2006, l'apport visé était de 20 g m^{-2} ($0,5 \text{ L m}^{-2}$ d'une solution à 40 g L^{-1} de Br^-). Sur chaque modalité, les apports ont été réalisés sur une zone de 30 m^2 . Au moment des apports, le contrôle de la variabilité de la distribution était assuré par la disposition de boîte de pétri avec papier filtre (10 répétitions par modalité).

En 2005, six campagnes de prélèvements comportant 8 points de sondage par modalité ont été effectuées de 0 à 93 jours après traitement (JAT) jusqu'à une profondeur maximale de 80 cm (zone d'apparition des galets). Les échantillons de sol ont été collectés à l'aide de cylindres pour les premiers échantillons de surface puis à l'aide d'une tarière pour les prélèvements plus profonds. En 2006, cinq campagnes de prélèvements ont été effectuées de 0 à 81 JAT avec 8 points de sondage sur chacune des modalités (Figure 77).

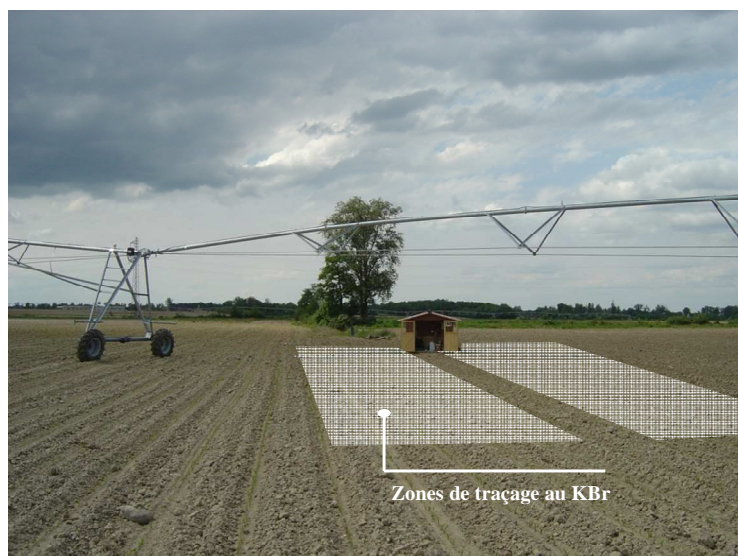


Figure 79. Surfaces traitées au KBr pour les campagnes de traçage 2005 et 2006.

6.2.1.2. Suivi dans la solution du sol

En fonction des précipitations et irrigations, des échantillons de solution du sol sont collectés à l'aide de bougies poreuses installées à 20 et 70 cm de profondeur et à l'aide des lysimètres à mèche installés à 40 cm de profondeur (des informations détaillées sur les lysimètres à mèche sont fournies dans le Chapitre 2). Les échantillons de solution sont stockés dans des bouteilles en verre et acidifiés par un ajout de 1 % (v/v) d'acide formique (HCOOH, 99 %) afin de stabiliser l'isoxaflutole (Beltran et al., 2000 ; Lin et al., 2002). Ils sont ensuite placés à 4 °C durant le transport puis congelés au laboratoire. En 2005, 4 dates de prélèvements de solution à l'aide des bougies poreuses, couvrant la période de 16 (19 mai 2005) à 62 JAT (4 juillet 2005), et 9 dates de prélèvements de solution à l'aide des lysimètres à mèche, couvrant la période de 24 (27 mai 2005) à 184 JAT (3 novembre 2005), ont été analysées (Figure 77). En 2006, les analyses ont été réalisées sur 4 dates de prélèvements à l'aide des bougies poreuses, couvrant la période de 15 (11 mai 2006) à 58 JAT (23 juin 2006), et 13 dates de prélèvements à l'aide des lysimètres à mèche couvrant la période de 20 (16 mai 2006) à 246 JAT (28 décembre 2006) (Figure 77).

Dans chaque prélèvement de solution du sol à l'aide des lysimètres à mèche, des dosages du Br⁻ ont été réalisés. En 2005, les prélèvements et analyses de Br⁻ se sont déroulés à partir de 24 JAT (27 mai 2005) jusqu'à 272 JAT (30 janvier 2006) pour un total de 88 échantillons d'eau (soit deux prélèvements supplémentaires par rapport au suivi de l'herbicide, Figure 77). En 2006, ils se sont déroulés à partir de 20 JAT (16 mai 2006) jusqu'à 246 JAT (28 décembre 2006) pour un total de 136 échantillons d'eau.

6.2.2. Analyses en laboratoire

6.2.2.1. Extraction et quantification du bromure

Une fois prélevés, les échantillons de terre sont pesés et séchés à l'étuve (48 h, 105 °C). La teneur en eau pondérale, w (g g⁻¹) est obtenue. La teneur en eau volumique, θ (cm³ cm⁻³), est évaluée en utilisant soit les valeurs de masse volumique apparente (ρ_b) obtenue dans les fosses pédologiques ouvertes sur la parcelle, soit les valeurs mesurées par les sondes TDR aux dates de prélèvements.

L'extraction des bromures se fait dans de l'eau osmosée (1 g de sol pour 2 g d'eau) par agitation par retournement durant 24 h. Les extraits sont décantés en chambre froide (4 °C) durant 48 h puis filtrés à l'aide de filtres nylon (0,45 µm, AIT France).

Les bromures sont ensuite quantifiés par chromatographie liquide à haute performance (HPLC) (chaîne Alliance Waters) à l'aide d'une colonne échangeuse d'anions (A-2 anion 7u 100 mm x 4,6

mm, Alltech). L'injection varie de 10 à 50 μL selon les extraits. La phase mobile est composée d'une solution de sels de carbonate (Na_2CO_3 à 2,2 mmol L^{-1} + NaHCO_3 à 2,8 mmol L^{-1}) injectée à un débit de 2 mL min^{-1} . La longueur d'onde de détection est de 205 nm. Dans ces conditions, les temps de rétention du Br^- et du NO_3^- sont respectivement de 5 et 6,5 min pour une durée totale de l'analyse de 10 min.

6.2.2.2. Extraction et quantification des herbicides

Les analyses des résidus d'herbicides dans les terres et les eaux ont été effectuées au laboratoire LEA (Toulouse, France). L'acétonitrile (qualité HPLC), le dichlorométhane (Pestipur[®]) et le sulfate de sodium (> 99,9 %) proviennent de chez SDS (Peypin, France), le sable de Fontainebleau (150-300 μm) de chez VWR (Pessac, France), l'acide formique (98-100 %) de chez Riedel-de-Haën (Seelze, Allemagne).

6.2.2.2.1. Extraction des échantillons de terre

Les échantillons de terre sont décongelés puis homogénéisés. Dans un bécher, 20 g de terre sont mélangés à 20 g de sable de Fontainebleau. L'échantillon est alors placé dans une cellule de l'ASE (Accelerated Solvant Extractor, ASE 200, Dionex) avec de la laine de verre placée au fond de la cellule. L'extraction se fait à 40 °C et 100 bars à l'aide de dichlorométhane avec 2 % d'acide acétique. Le volume récupéré est ajusté à 50 mL dont 10 mL sont prélevés et évaporés à sec sous atmosphère d'azote à 38 °C durant environ 35 min (Zymark, TurboVap[®] LV Evaporator). La récupération de l'extrait se fait à l'aide d'1 mL d'acétonitrile sous ultrasons.

6.2.2.2.2. Extraction des échantillons de solution du sol

Les échantillons de solution du sol sont décongelés puis leur pH est ajusté à 2,1 avec de l'acide formique. Les volumes de solution variant selon les dates de prélèvements, l'extraction est adaptée afin d'optimiser les seuils de quantification. Dans une ampoule de 1 L, pour 500 mL de solution, l'extraction de la solution se fait avec 200 mL de dichlorométhane agitée durant 3 min. Après décantation, le dichlorométhane est filtré sur du sulfate de sodium anhydre calciné (550 °C, 4 h). Une nouvelle extraction de la solution du sol restant dans l'ampoule est effectuée avec 100 mL de dichlorométhane puis filtrée. Les deux filtrats sont mélangés dans un ballon puis évaporés à 38 °C (Rotavapor Büchi EL130) jusqu'à un volume résiduel de 10 mL. L'extrait est transféré dans une ampoule cœur, évaporé à sec et repris par 0,5 ml d'acétonitrile sous ultrasons.

6.2.2.2.3. Analyses HPLC

Les extraits sont ensuite filtrés (filtre PTFE, 0,45 µm, Millex[®], LCR, Millipore Corp., Bedford, MA, USA) et placés dans un flacon HPLC. Les étalons utilisés pour l'analyse HPLC-MS-MS (détecteur de masse de type triple quadripôle pour couplage avec sonde d'électro-nébulisation ESI, Thermo Electron Corp., Courtaboeuf, France) possèdent des concentrations de 1 à 100 pg µL⁻¹ d'isoxaflutole et de dicétonitrile. Le volume d'injection est de 20 µL. La phase mobile pour l'analyse HPLC est composée de deux solutions, l'une contenant 90 % d'acide formique à 0,1 % et 10 % de méthanol, la deuxième contenant 10 % d'acide formique à 0,1 % et 90 % de méthanol. Un gradient linéaire d'injection est programmé pour passer de la solution 1 à la solution 2. Le flux d'injection est de 0,8 ml min⁻¹. La colonne d'analyse est une Hypersil Gold C18 de chez Thermo Electron Corp. (100 mm x 2,1 mm ID, 3,0 µm de taille de particules). Les ions spécifiques utilisés pour l'identification ont un *m/z* de 360,2 pour l'ion parent et 151,1 pour l'ion fils de l'isoxaflutole et de 358,1 pour l'ion parent et 278,3 pour l'ion fils du dicétonitrile. La limite de quantification de l'isoxaflutole et du dicétonitrile est de 0,01 mg kg⁻¹ de sol. Dans les eaux, la limite de quantification dépend du volume d'eau collecté et varie de 0,05 µg L⁻¹ pour un volume < 100 mL à 0,005 µg L⁻¹ pour un volume > 1 L.

6.2.3. Calculs

Pour chaque date d'échantillonnage dans le sol et pour les quantités de traceur et d'herbicide collectées dans les lysimètres, des bilans de masse sont établis. La collecte d'eau dans les lysimètres présente toutefois un biais selon l'état hydrique du sol. La succion exercée par la mèche étant de -70 cm, elle va induire une divergence ou une convergence des flux d'eau, et donc de solutés, lorsque le sol se situe à un potentiel hydrique plus faible ou plus élevé (Mertens et al., 2007). Nous reviendrons sur ce phénomène dans la Partie III (« Modélisation ») de ce travail. Les bilans de masse établis sont donc en réalité des bilans de masse 'apparents', intégrant les biais mentionnés sans que ceux-ci n'aient été précisément évalués dans ce travail.

A partir des bilans de masse d'herbicide obtenus dans les échantillons de sol, la durée de demi-vie de dissipation ($T_{1/2}$) peut être calculée. Elle est obtenue à partir d'une cinétique d'ordre 1, $Q(t) = Q_0 e^{-kt}$, où $Q(t)$ (mg kg⁻¹ sol) est la quantité d'herbicide dans le sol au temps t , Q_0 (mg kg⁻¹ sol) la quantité initiale d'herbicide dans le sol et k , la constante de vitesse de dégradation (j⁻¹). Les moyennes des différents résultats obtenus ont été comparées à l'aide de test de Student et des analyses des effets des différents traitements sur la variance des pertes d'herbicide ont été réalisées (niveau de significativité de 0,05).

6.3. Résultats et discussion

6.3.1. Variabilité de l'application du traceur et du traitement herbicide

En 2005, pour un objectif fixé de 8 g m⁻², les apports de Br⁻ ont été conformes en MT et légèrement supérieurs en CT avec des coefficients de variation de 8 à 35 % (Tableau 37). En 2006, l'objectif était de 20 g m⁻² et les apports ont été supérieurs sur les deux modalités de travail du sol et sol nu en interculture (CT_BS, MT_BS) avec des coefficients de variation de 8 à 30 % à l'intérieur des modalités.

Tableau 37. Variabilité de l'apport de Br⁻ sur les différentes modalités en 2005 et 2006. Les valeurs sont les moyennes et les écart-types des quantités de Br⁻ interceptées par les 10 filtres de papier de verre positionnés sur chacune des modalités.

| Modalité | Quantité de Br ⁻ appliquée | |
|------------|---------------------------------------|--------------------------|
| | g m ⁻² | |
| | 2005 | 2006 |
| Dose visée | 8 | 20 |
| CT_BS | 14,8 ± 5,1 ^{NS} | 32,1 ± 2,5 ^{NS} |
| CT_CC | 11,1 ± 2,8 ^{NS} | 22,8 ± 5,4 ^{NS} |
| MT_BS | 8,3 ± 0,6 ^{NS} | 32,7 ± 9,5 ^{NS} |
| MT_CC | 8,4 ± 2,0 ^{NS} | 27,3 ± 5,8 ^{NS} |

^{NS} Différence non significative (Test LSD à 0,05)

Tableau 38. Variabilité de l'apport d'IFT sur les différentes modalités en 2005 et 2006. Les valeurs sont les moyennes et les écart-types des 10 filtres de papier de verre positionnés sur chacune des modalités.

| Modalité | Quantité d'IFT appliquée | |
|------------|---------------------------|----------------------------|
| | g ha ⁻¹ | |
| | 2005 | 2006 |
| Dose visée | 75 | 75 |
| CT_BS | 94,8 ± 20,5 ^{NS} | 64,4 ± 18,3 ^{b†} |
| CT_CC | 86,7 ± 27,6 ^{NS} | 82,7 ± 12,1 ^{ab} |
| MT_BS | 98,5 ± 35,4 ^{NS} | 103,6 ± 36,9 ^{ab} |
| MT_CC | 99,4 ± 22,3 ^{NS} | 113,3 ± 13,0 ^a |

^{NS} Différence non significative (Test LSD à 0,05)

[†] Groupe homogène selon un test de différence significative minimale (LSD) à 0,05

En 2005, l'apport d'isoxaflutole sur la parcelle agricole présente des coefficients de variation de 22 à 36 % (Tableau 38) ce qui est communément observé sur ce type d'opération culturale (application

par pulvérisation) (Vischetti et al., 1997). Aucune différence significative dans l'apport n'est observée entre les différentes modalités. En 2005, la quantité d'IFT moyenne mesurée était entre 15 et 25 % plus élevée que la dose de traitement fixée (75 g ha⁻¹). En 2006, les modalités en MT ont reçu davantage d'IFT que celles en CT, avec une différence significative entre CT_BS et MT_CC. Les coefficients de variation des différentes modalités sont toutefois similaires à ceux de 2005 et varient de 11 à 36 %.

6.3.2. Suivi du comportement du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile au cours de deux années

Dans les échantillons de terre prélevés avant les traitements herbicides jusqu'à 80 cm de profondeur, aucune trace d'isoxaflutole et de dicétonitrile n'a été détectée pour les deux années de suivi.

6.3.2.1 Année 2005

6.3.2.1.1. Persistance de l'isoxaflutole dans le sol

Les bilans de masse pour calculer la demi-vie de dissipation de l'IFT sont établis sur une épaisseur de sol de 5 cm pour les temps initiaux jusqu'à une profondeur maximale de 40 cm pour les temps au-delà de 11 JAT⁷ (Figure 77). Les données de dissipation sont bien décrites par des cinétiques d'ordre 1 ($r^2 > 0,95$). La demi-vie de dissipation au champ de l'IFT est très courte (< 1 j) sur l'ensemble des modalités, et 7 JAT, l'IFT n'est plus détecté dans les échantillons de terre (Figure 80). En ne distinguant pas les deux modes de gestion de l'interculture, les valeurs moyennes de $T_{1/2}$ obtenus en CT et MT sont de 22 et 16 h respectivement et ne sont pas significativement différentes. Toutefois, en MT, nous avons mesuré une dégradation deux fois plus rapide sous la modalité sans culture intermédiaire (11 vs. 24 h). Nous avons observé que l'adsorption de l'IFT est supérieure sur les résidus de maïs par rapport aux résidus d'avoine, mais ceux-ci adsorbent cependant davantage que le sol (Chapitre 5). Une interception plus importante sur la modalité MT_CC liée à un plus fort taux de couverture du sol (résidus de maïs + résidus d'avoine) pourrait expliquer cette différence (Tableau 10). Certaines études ont montré que la dégradation de l'IFT, abiotique, était catalysée par une phase d'adsorption sur une phase solide (Rice et al., 2004). D'autres ont toutefois indiqué que l'adsorption de l'IFT sur des composés organiques pouvait accroître sa persistance (Rouchaud et al., 2002). Nos résultats sont cohérents avec cette seconde hypothèse et vont dans le même sens que nos observations de laboratoire. Sur les modalités labourées, aucun résidu n'est maintenu en surface, la surface du sol

⁷ La profondeur maximale de prélèvements de sol de 40 cm a été définie à partir de la limite de quantification sur cette matrice (0.01 mg kg⁻¹) pour laquelle la taille de l'échantillon ne permet pas d'envisager des concentrations importantes avant l'analyse HPLC, en comparaison notamment à la matrice 'eau'.

est plus homogène et finalement, la présence ou non d'un couvert végétal en interculture n'a pas d'effet sur la demi-vie de l'IFT.

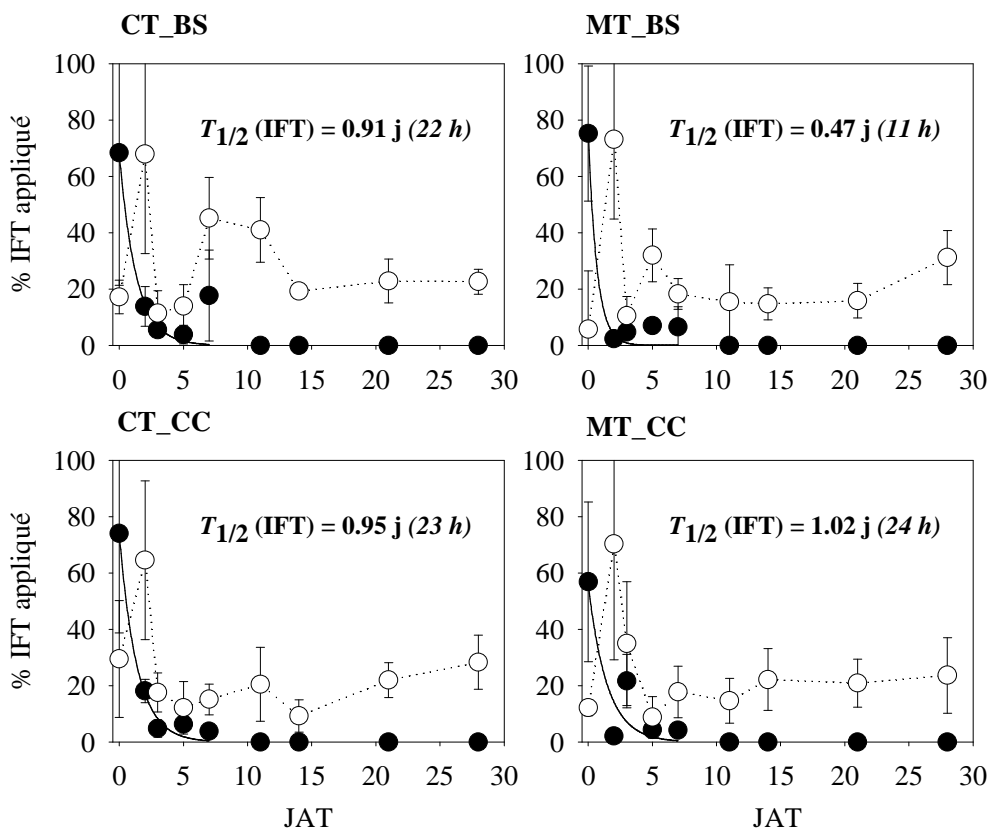


Figure 80. Demi-vie de dissipation de l'IFT ($T_{1/2}$, j) en 2005 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les données de concentration de l'IFT (●) ont été ajustées à l'aide d'une cinétique d'ordre 1. Les cercles vides (○) représentent les concentrations en DKN et les barres verticales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes.

6.3.2.1.2. Migration du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile dans le sol

6.3.2.1.2.1. Migration du bromure

Les bilans de masse de Br^- sur la campagne 2005 varient en fonction des dates de prélèvements et tendent à diminuer avec le temps (Tableau 39). Après 93 j, les quantités de Br^- récupérées dans les échantillons de sol représentent entre 46 et 62 % de l'apport initial.

Tableau 39. Bilan de masse du bromure au cours du temps sur la campagne 2005 (exprimé en % de la quantité appliquée ± écart-type).

| Modalité | Nombre de jours après traitement (JAT) | | | |
|----------|--|------------|------------|------------|
| | 0 (5 cm) [†] | 12 (30 cm) | 54 (80 cm) | 93 (80 cm) |
| CT_BS | 88 ± 6 | 74 ± 8 | 75 ± 3 | 46 ± 24 |
| CT_CC | 94 ± 14 | 80 ± 7 | 84 ± 24 | 58 ± 9 |
| MT_BS | 94 ± 21 | 92 ± 14 | 85 ± 21 | 62 ± 13 |
| MT_CC | 89 ± 17 | 82 ± 7 | 75 ± 13 | 59 ± 8 |

[†] Les chiffres entre parenthèses indiquent la profondeur sur laquelle le bilan de masse est établi

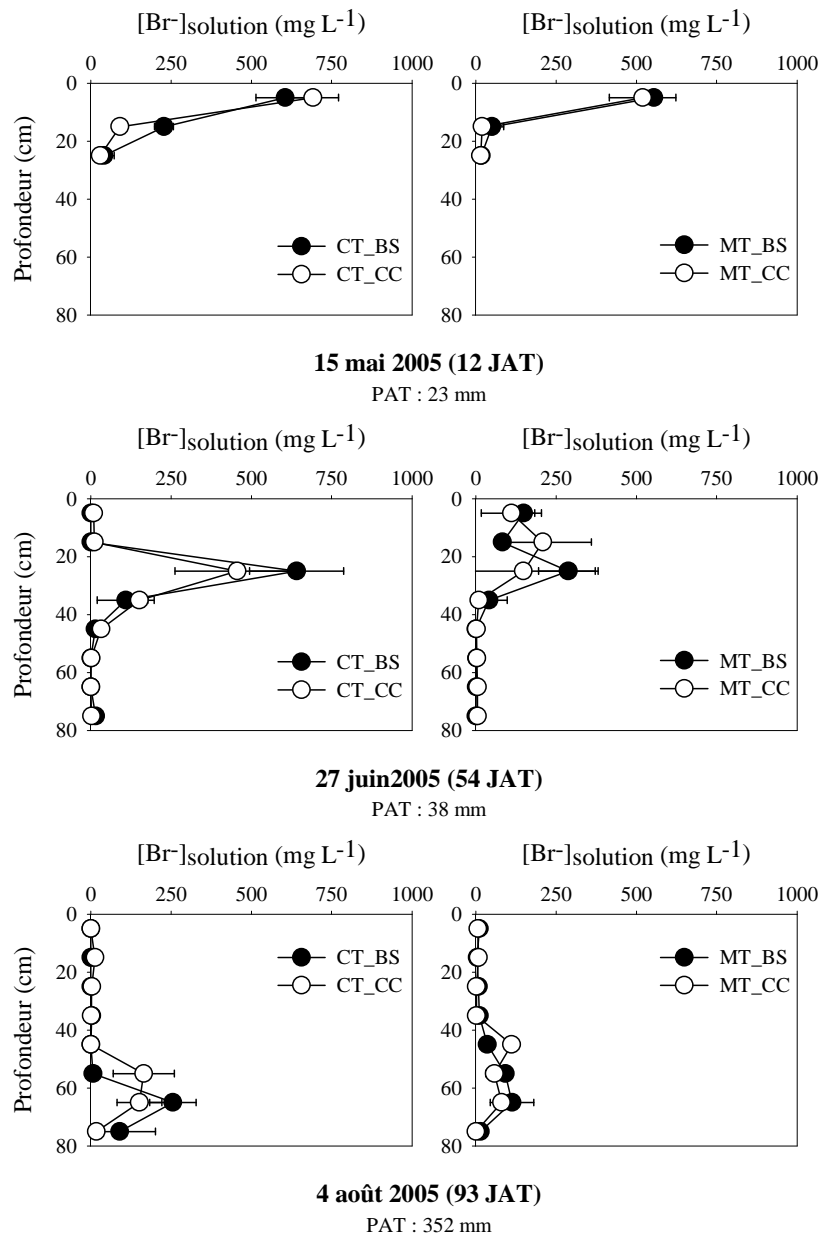


Figure 81. Migration du bromure (Br^-) dans le sol en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC) au cours de la saison culturale 2005. Les barres horizontales symbolisent les écarts-types autour des valeurs moyennes.

L'anion bromure est détecté au cours de la saison de suivi sur l'ensemble du profil de sol jusqu'à 80 cm de profondeur (dès 54 JAT) avec des différences de distribution verticale selon les modalités. Le suivi de la migration de la lame de Br⁻ dans le sol fait apparaître une migration moins rapide en technique de conservation qu'en technique conventionnelle et ce dès les premiers jours après l'apport (Figure 81). Cette différence de vitesse de migration peut être due aux capacités de conduction de l'eau plus faibles en non-labour au moment de l'application du traceur et dans les semaines suivantes (Chapitre 3). Toutefois, la faible profondeur du sol rend difficile l'observation de différences importantes entre les modalités, d'autant que la variabilité entre les répétitions peut être élevée (Figure 81). Dans les deux systèmes de travail du sol, il ressort également une vitesse de migration sensiblement plus lente dans les zones ayant reçu une culture intermédiaire, cette différence apparaissant plus clairement 93 JAT. Le sol étant plus sec sous ces modalités (teneur en eau volumique plus faible d'au minimum 2 % à 40 cm de profondeur dans les zones avec culture intermédiaire pour chaque modalité de travail du sol, Chapitre 2), la circulation de l'eau peut se faire davantage au travers de la matrice du sol, dans laquelle les écoulements sont plus lents que dans les macropores. Entre système travaillé et non-travaillé, Fleming et Butters (1995) observent en effet des différences significatives dans la migration du Br⁻ au-delà de 1 m de profondeur avec une migration plus rapide dans le sol non-travaillé qu'ils expliquent par un transport rapide au travers de macropores (d'origine biologique). Les taux de récupération plus faibles 93 JAT (soit après 352 mm d'eau apportés) sont liés en partie à la lixiviation en profondeur de l'anion (> 80 cm).

6.3.2.1.2.2. Migration de l'herbicide

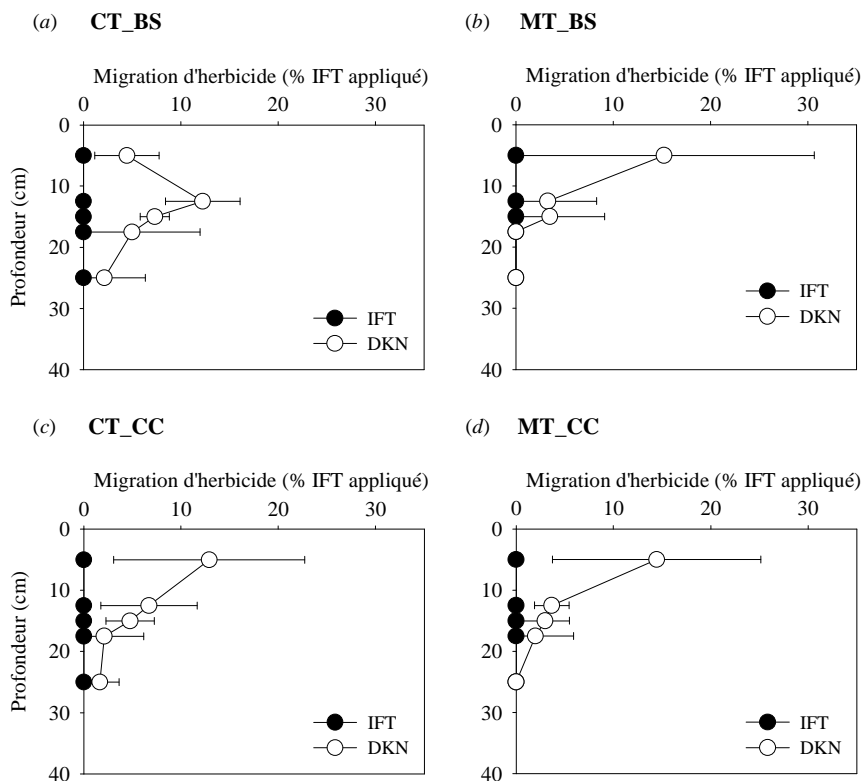


Figure 82. Distribution de l'IFT (●) et du DKN (○) dans le sol 28 JAT en 2005 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres verticales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes.

La profondeur maximale de migration de l'IFT dans le sol en 2005 est de 10 cm pour toutes les modalités (données non présentées). Le dicétonitrile, plus mobile, est retrouvé plus profondément (Figure 82). En technique conventionnelle, la migration du DKN dans le sol atteint une profondeur maximale de 25 cm sous les deux modalités de gestion de l'interculture et le pic de concentration se situe entre 10 et 15 cm dans la modalité CT_BS (Figure 80a). En technique de conservation, près de 15 % de la dose appliquée a été retrouvée sous forme de DKN dans le lit de semence (0-5 cm) 28 JAT et la profondeur maximale à laquelle est quantifiée le DKN dans les échantillons de terre est comprise entre 15 et 20 cm (Figure 80b, d).

6.3.2.1.3. Lixiviation du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile

6.3.2.1.3.1. Suivi dans les bougies poreuses

Les prélèvements réalisés à l'aide des bougies poreuses ont été concentrés sur la période du 19 mai (16 JAT) au 4 juillet 2005 (62 JAT). Dans les bougies installées à 70 cm de profondeur, les molécules n'ont jamais été détectées à ces dates de mesure. A 20 cm de profondeur, seul le DKN a été quantifié sous toutes les modalités à partir de 43 JAT (soit après des pluies cumulées de 57 mm) et au cours des autres prélèvements.

Tableau 40. Concentration en herbicide dans les solutions collectées dans les céramiques poreuses en 2005 entre 16 et 62 jours après traitement (JAT) sous les différentes modalités.

| JAT | Concentration en herbicide (DKN) $\mu\text{g L}^{-1} \pm \text{Écart-type}$ | | | |
|-----|---|-----------------|-----------------|-----------------|
| | CT_BS | CT_CC | MT_BS | MT_CC |
| 16 | ND [†] | ND | ND | ND |
| 43 | 2,54 \pm 1,65 | 2,80 \pm 0,85 | 0,93 \pm 0,41 | 1,15 \pm 0,34 |
| 49 | 0,99 \pm 0,24 | 1,80 \pm 0,56 | 0,74 \pm 0,44 | 1,44 \pm 0,94 |
| 62 | 0,74 \pm 0,42 | 0,89 \pm 0,21 | 2,30 \pm 1,30 | 0,68 \pm 0,22 |

[†] Non détecté

Pour les modalités en CT, les valeurs maximales de concentration sont mesurées dès la première quantification, 43 JAT, alors qu'en MT, elles sont mesurées 49 JAT en MT_CC et 62 JAT en MT_BS, illustrant de nouveau la migration moins rapide sous les modalités en technique de conservation (Tableau 40). L'interprétation des données issues des bougies poreuses est cependant délicate car (a) le volume de sol exploré par la dépression générée dans la bougie n'est pas connu (England, 1974 ; Hughes et Reynolds, 1990) et il varie vraisemblablement d'une bougie à une autre de par l'hétérogénéité des céramiques poreuses, (b) la mise en dépression des bougies modifie les lignes de flux dans le sol mais de manière non maîtrisée (Grossmann et Udluft, 1991), (c) les performances des bougies varient dans le temps (Domange et al., 2004). Dans ce travail, nous avons donc choisi de simplement utiliser les résultats des bougies comme indicateur de la présence ou non des pesticides en focalisant les mesures durant les périodes où la collecte d'eau dans les lysimètres n'était pas ou peu réalisée.

6.3.2.1.3.2. Suivi dans les lysimètres

Dans les lysimètres à mèche, au cours de l'année culturale 2005, les volumes drainés ont été deux fois moins importants en MT qu'en CT (≈ 7 vs. 14 L) (Chapitre 2). Nous avons expliqué cette différence par un effet lié à la date du travail du sol. En MT, le travail du sol principal (déchaumage) a lieu après la récolte du maïs, soit près de 7 mois avant le semis du maïs suivant alors qu'en CT, le travail du sol à la charrue intervient environ 1 mois avant le semis. Les capacités d'infiltration lors du traitement sont alors supérieures en CT, avec notamment une conductivité hydraulique à saturation à 15 cm de profondeur 3 fois plus élevée qu'en MT (Chapitre 3), d'où des volumes drainés plus élevés.

Lixiviation du bromure. Dans les eaux des lysimètres, le Br^- est détecté dès 24 JAT en CT_BS (0,1 % de la dose appliquée) et plus tardivement (entre 24 et 50 JAT) en CT_CC (Figure 83a, c). Sur les modalités en conservation des sols, il faut attendre 64 JAT en MT_CC et 79 JAT en MT_BS pour détecter le traceur dans les solutions collectées, ce qui confirme une vitesse de migration plus lente sous ce système de travail du sol (Figure 83). En MT_BS, la concentration mesurée dans les eaux 79 JAT représente près de 27 % de la dose initialement apportée (Figure 83b). La plus forte concentration mesurée est obtenue en MT_CC 112 JAT avec près de 33 % de la dose apportée ce qui correspond à un décalage du pic de concentration de 33 j par rapport aux autres modalités (Figure 83d).

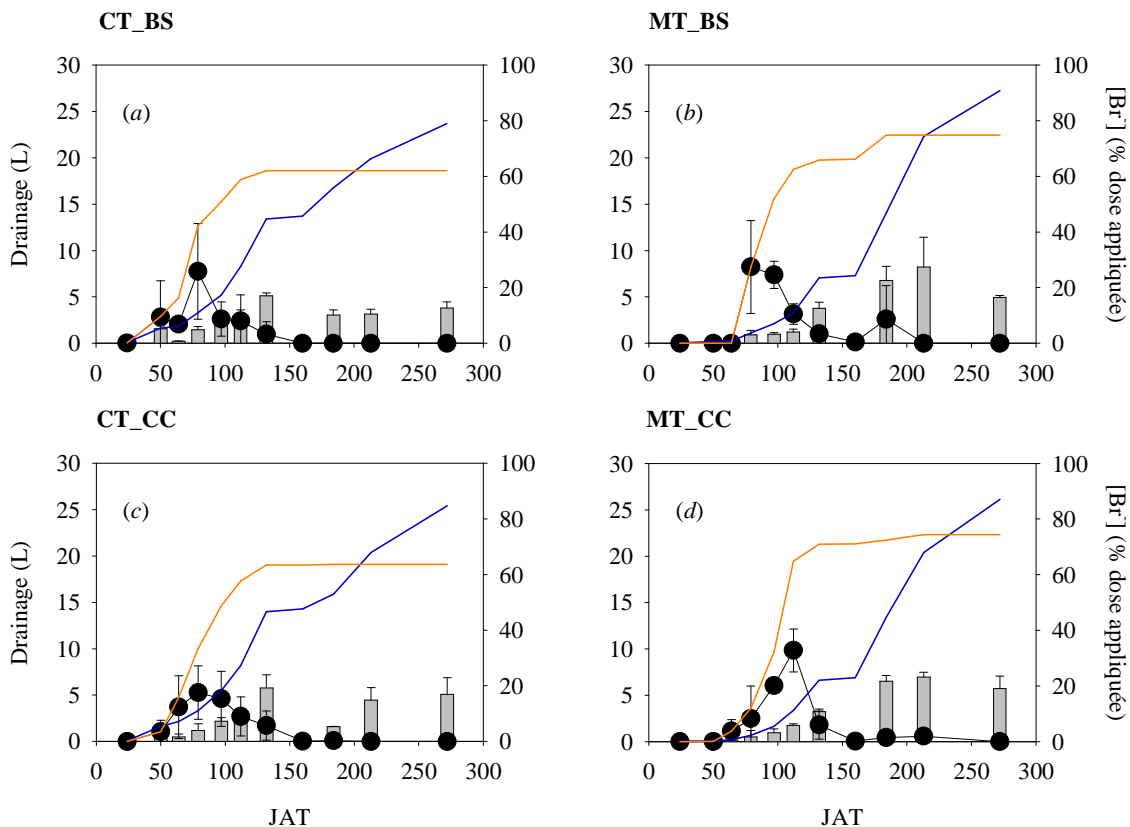


Figure 83. Volumes drainés et lixiviation du Br^- au cours de la campagne 2005 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC). Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en Br^- dans les eaux exprimées en % de la dose appliquée et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en Br^- .

En fin de suivi, entre 62 et 64 % de la dose de Br⁻ appliquée était retrouvée dans les lysimètres en technique conventionnelle et près de 75 % en technique de conservation. Les bilans de masse moins bons en CT peuvent être liés à des écoulements hypodermiques à la surface de la semelle de labour, non évalués dans ce travail. Le rôle de la plante n'a pas été évalué au cours de cette année, une absorption de bromure par le maïs pourrait expliquer une partie de ce défaut de bilan. Il est également possible que l'échantillonnage de solution du sol à l'aide des collecteurs lysimétriques induisent des biais par convergence ou divergence des flux d'eau selon la différence entre le potentiel du sol et celui exercé par la mèche des lysimètres (Flury et al., 1999 ; Mertens et al., 2007).

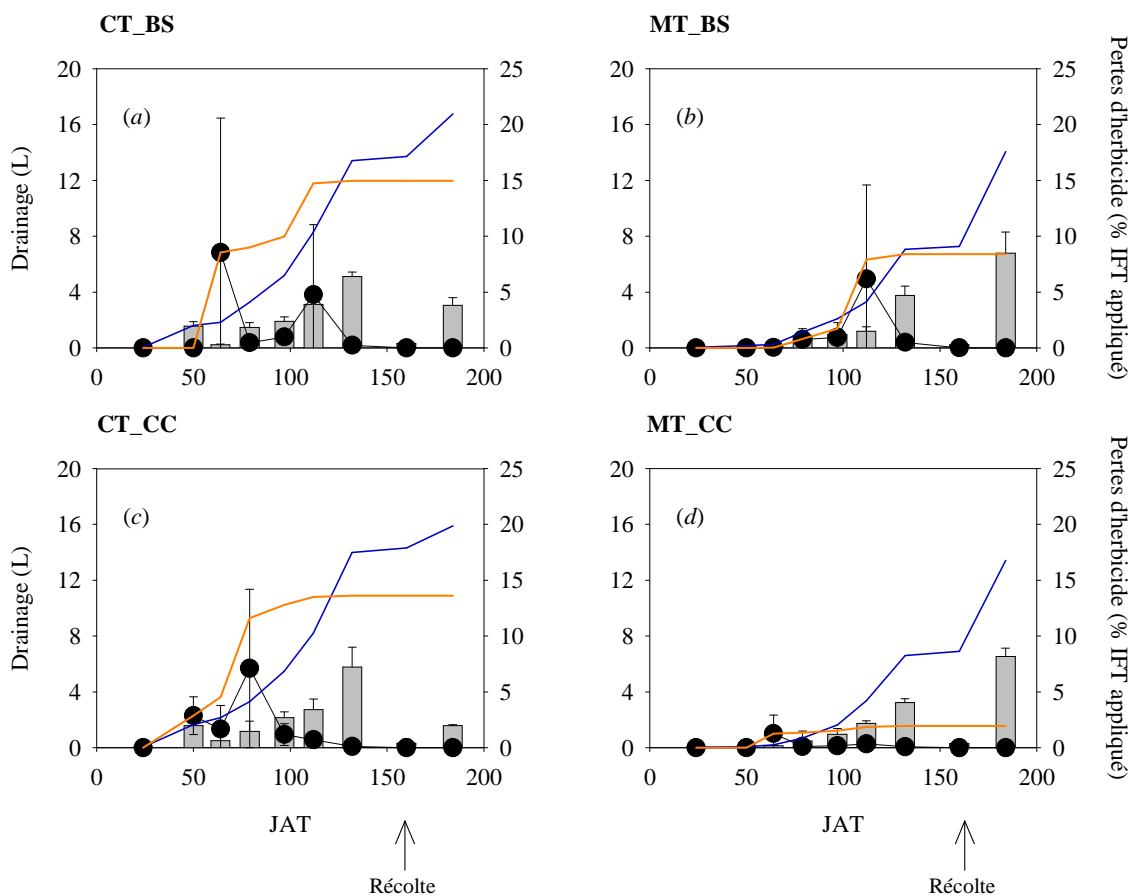


Figure 84. Volumes drainés et lixiviation du DKN au cours de la campagne 2005 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en DKN dans les eaux exprimées en % de la dose d'IFT appliqué et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en DKN.

Lixiviation de l'herbicide. L'IFT n'a jamais été détecté dans les eaux de drainage en 2005 ce qui rejoint les résultats de Lin et al. (2003) sur cases lysimétriques. Le DKN a été quantifié 50 JAT dans les eaux collectées en CT_CC à la concentration de 1,34 µg L⁻¹ (Figure 84). En CT_BS, 64 JAT, une concentration de 32 µg L⁻¹ de DKN est mesurée ce qui correspond à une perte de 8,5 % de la dose d'IFT appliqué. En CT_CC, le pic de concentration (3,4 µg L⁻¹) est mesuré dans le prélèvement suivant (79 JAT). Cette arrivée plus tardive du pic de concentration en CT_CC par rapport à CT_BS rejoint les

mesures de concentration en traceur (Figure 81) et en DKN dans le sol (Figure 82) et pourrait être dû à un assèchement du profil par le couvert végétal (Figure 85), limitant ou retardant les écoulements préférentiels au travers des macropores (Jaynes et al., 2001 ; Malone et al., 2001).

En MT, les concentrations moyennes en DKN dans les eaux sont généralement plus faibles qu'en CT à l'exception du pic maximum de concentration en MT_BS ($5,8 \mu\text{g L}^{-1}$) mesuré 112 JAT. En MT_CC, 64 JAT, les concentrations en DKN dans les eaux d'un des lysimètres atteignent un maximum de $7,6 \mu\text{g L}^{-1}$ dans un volume de 150 mL ce qui coïncide avec l'arrivée du pic en CT_BS. A la fin de la saison culturale (> 150 JAT), le DKN n'est plus détecté dans les eaux.

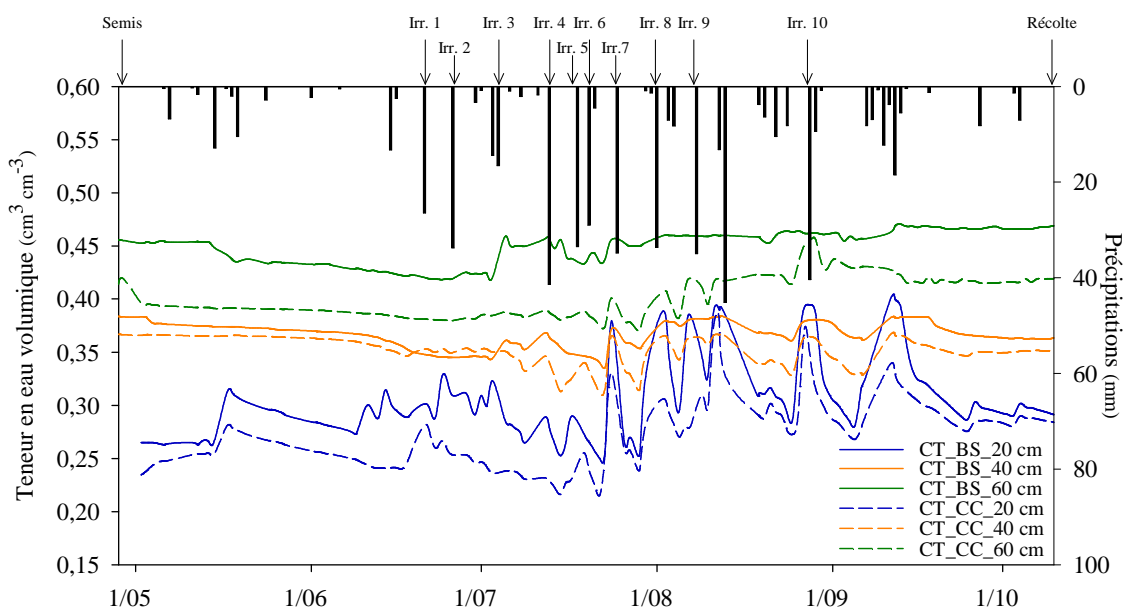


Figure 85. Évolution de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) au cours de la saison culturale 2005 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC).

Tableau 41. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance de la lixiviation cumulée en herbicide au cours du suivi 2005.

| Effet | Date de prélèvement (en JAT) | | | | | | | | |
|---------|------------------------------|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|
| | 20 | 54 | 64 | 79 | 97 | 112 | 132 | 160 | 184 |
| TS | NS [†] | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| GI | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |
| TS x GI | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS |

[†] Non significatif

** significatif à 0,01 de niveau de probabilité

* significatif à 0,05 de niveau de probabilité

En bilan, au cours du suivi 2005, les pertes moyennes cumulées en résidus d'herbicide atteignent $15,0 \pm 18,7 \%$ en CT_BS et $13,6 \pm 10,2 \%$ en CT_CC de la dose d'IFT appliqué. En MT, les pertes moyennes atteignent $8,4 \pm 9,5 \%$ en MT_BS et $1,9 \pm 2,1 \%$ en MT_CC de la dose d'IFT appliqué. Aucun effet significatif lié au travail du sol ou au mode de gestion de l'interculture sur les pertes

d'herbicide n'est mis en évidence ($p > 0,05$, Tableau 41). Rappelons que la dégradation du DKN conduit à la formation d'un dérivé d'acide benzoïque, très soluble, mais qui n'a pas été suivi dans les eaux (par un manque du standard analytique pour les dosages HPLC). Il est donc probable que les pertes totales de molécules issues de l'IFT soient plus élevées que celles présentées.

Dans leurs travaux sur des cases lysimétriques de 50 cm de profondeur, Lin et al. (2003) obtiennent des résultats comparables avec des pertes cumulées dans la modalité sans couvert végétal de l'ordre de 16 % de la dose d'IFT appliquée principalement sous forme de DKN (14,8 %), le reste étant sous forme de BA. Au cours de la première pluie, ils observaient une perte de près de 8,5 % de la dose appliquée illustrant une mobilité supérieure de cet herbicide par rapport à l'atrazine.

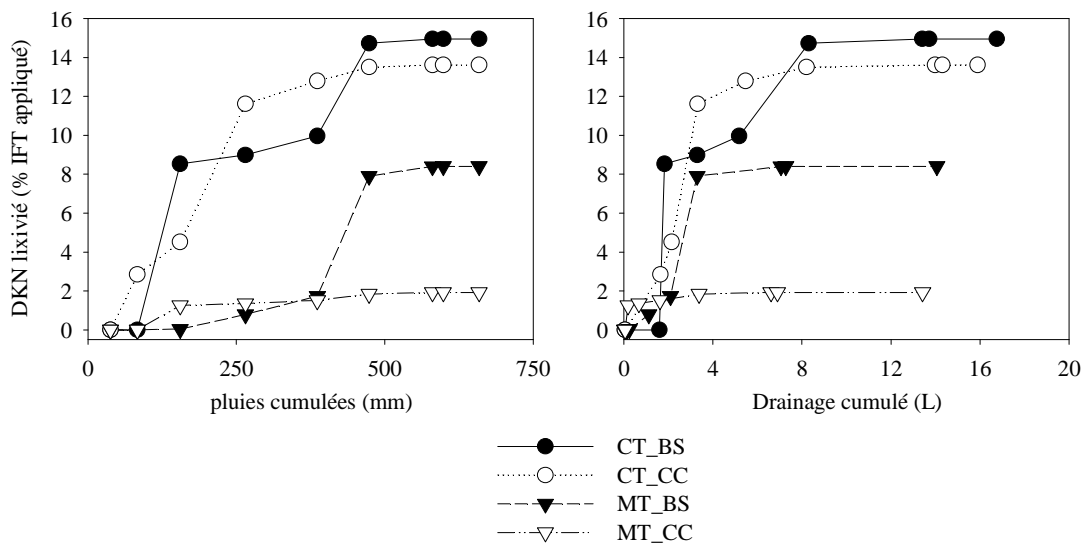


Figure 86. Volumes drainés cumulés et lixiviation cumulé du DKN (en % de la dose d'IFT appliqué) en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture en 2005.

En observant les pertes moyennes sous les différentes modalités en fonction des pluies et des volumes drainés, des comportements différenciés sont mis en évidence (Figure 86). En CT, des pertes plus élevées par rapport aux pertes en MT sont observées principalement après les premières pluies et sont directement associées à des volumes percolés supérieurs. De plus, en comparant les deux modalités en sol nu, il ressort que la différence des pertes moyennes observées s'explique par des concentrations plus élevées en CT_BS au cours d'une seule date alors que sous les modalités avec couverture du sol, les concentrations moyennes en DKN sont systématiquement plus élevées en CT_CC. En CT, il ressort également un effet très contrasté lié au couvert végétal alors qu'en MT, à l'exception d'une date de mesure, la modalité avec couvert présente des concentrations moyennes en DKN plus faibles.

6.3.2.2. Année 2006

6.3.2.2.1. Persistance de l'isoxaflutole dans le sol

Comme sur l'année 2005, les données de dissipation sont bien décrites par des cinétiques d'ordre 1 ($r^2 > 0,95$). En 2006, les valeurs de demi-vie de dissipation de l'IFT sont comprises entre 1,3 et 2,1 j et 28 JAT, l'IFT est toujours détecté dans quelques échantillons en surface (0-5 cm) (Figure 87). Les valeurs de $T_{1/2}$ ne sont pas différentes entre les modalités de travail du sol (du fait de forts coefficients de variation) mais elles sont pratiquement 2 fois plus élevées que les valeurs mesurées en 2005. En 2006, le premier apport d'eau significatif (≈ 10 mm) est survenu 8 JAT (irrigation pour permettre la levée du maïs) alors que dès le lendemain de l'application de 2005 une pluie de 7 mm était mesurée favorisant ainsi l'hydrolyse de l'IFT. La demi-vie au champ de l'IFT est donc fortement dépendante des conditions climatiques qui suivent son application.

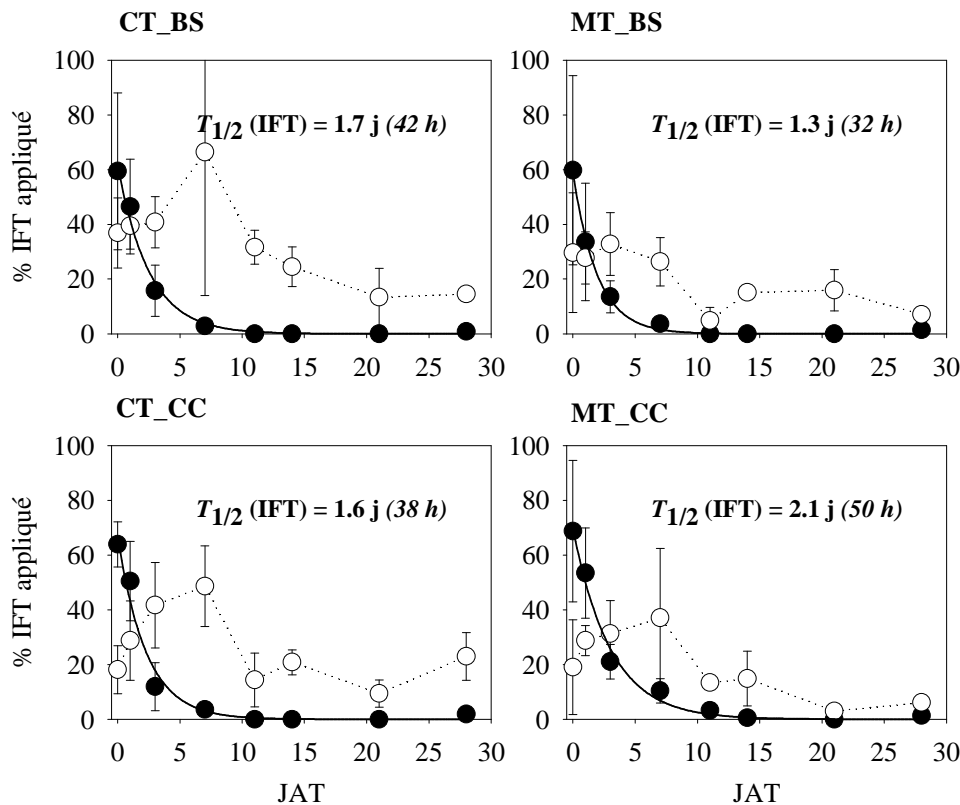


Figure 87. Demi-vie de dissipation de l'IFT ($T_{1/2}$, j) en 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les données de concentration de l'IFT (●) ont été ajustées à l'aide d'une cinétique d'ordre 1. Les cercles vides (○) représentent les concentrations en DKN et les barres verticales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes.

Comme en 2005, la dégradation de l'IFT est plus lente sous la modalité en technique de conservation avec culture intermédiaire (facteur 1,6 par rapport à MT_BS). L'hypothèse d'un effet des résidus de culture semble donc confirmée. D'autres auteurs observent aussi des effets de ralentissement de la dégradation d'herbicides proportionnels à la quantité de mulch (Sorenson et al., 1991 ; Mazzoncini et al., 1998). Le mulch, en interceptant les molécules organiques, peut accroître le phénomène de rétention au dépend de la dégradation et permettre ensuite la libération progressive des molécules par désorption. Cette hypothèse, dans le cas de l'IFT, irait à l'encontre d'une catalyse de l'hydrolyse par une étape préalable d'adsorption suggérée par Rice et al. (2004). Il est en revanche possible que le ralentissement du réchauffement du sol provoqué par le mulch (différence pouvant atteindre 3 °C entre MT et CT, Chapitre 2) contribue à accroître la persistance au champ de la molécule en limitant les phénomènes d'hydrolyse.

6.3.2.2.2. Migration du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile dans le sol

6.3.2.2.2.1. Migration du bromure

Les bilans de masse de Br⁻ dans les échantillons de sol en 2006 varient, comme en 2005, en fonction des dates de prélèvement et diminuent avec le temps (Tableau 42). Après 81 j, les bilans sont compris entre 44 et 59 % de la dose apportée et sont sensiblement moins bons que ceux mesurés 93 JAT en 2005, ce qui peut illustrer un entrainement plus rapide du traceur au-delà de 80 cm de profondeur.

Pour cette campagne de mesure, les quantités de Br⁻ apportées étaient supérieures à celles de 2005 ce qui se traduit par des concentrations dans la solution du sol nettement plus élevées.

Tableau 42. Bilan de masse du bromure au cours du temps sur la campagne 2006 (exprimé en % de la quantité apportée ± écart-type).

| Modalité | Nombre de jours après traitement | | | |
|----------|----------------------------------|------------|------------|------------|
| | 0 (5 cm) [†] | 55 (80 cm) | 72 (80 cm) | 81 (80 cm) |
| CT_BS | 94 ± 12 | 73 ± 7 | 68 ± 8 | 48 ± 13 |
| CT_CC | 92 ± 6 | 77 ± 13 | 75 ± 20 | 47 ± 9 |
| MT_BS | 90 ± 8 | 55 ± 14 | 60 ± 12 | 59 ± 23 |
| MT_CC | 86 ± 14 | 71 ± 12 | 64 ± 8 | 44 ± 19 |

[†] Les chiffres entre parenthèses indiquent la profondeur (en cm) sur laquelle le bilan de masse est établi

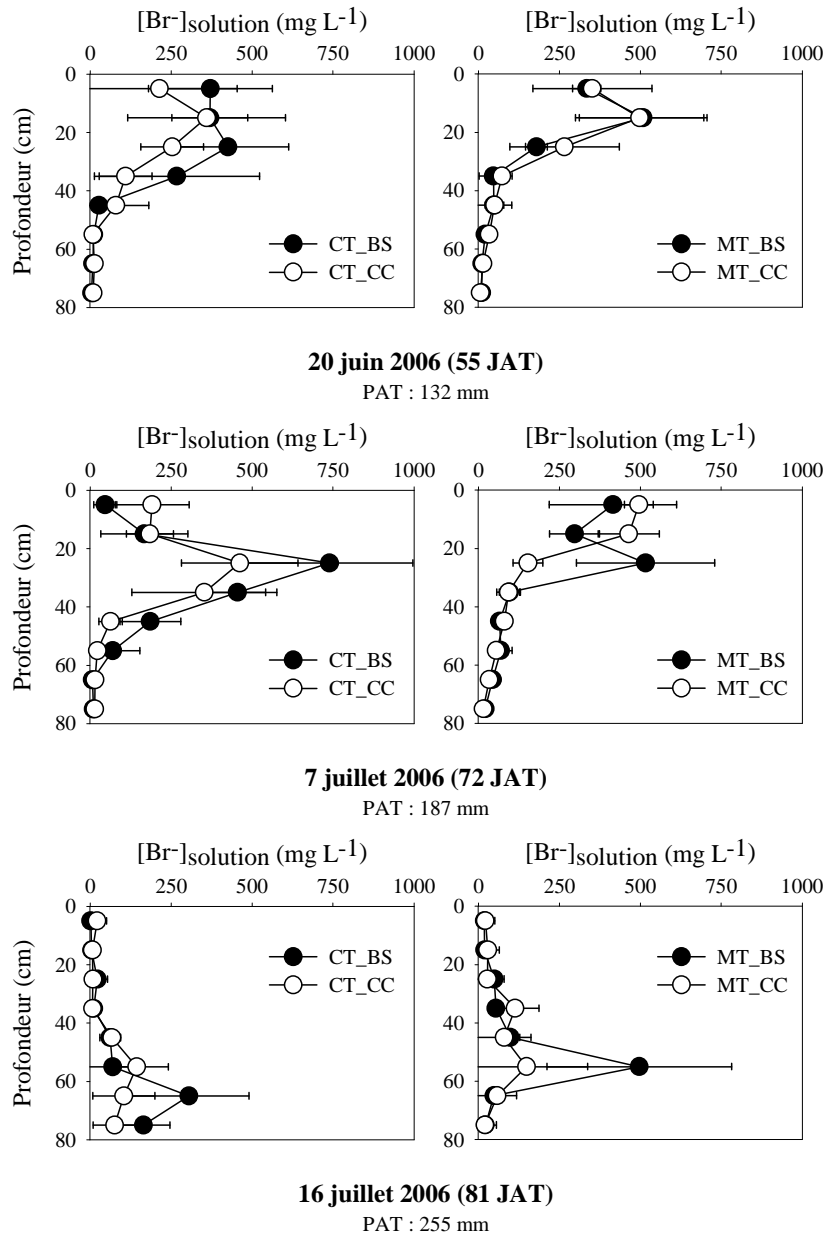


Figure 88. Migration du bromure (Br^-) dans le sol en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC) au cours de la saison culturale 2006. Les barres horizontales symbolisent les écart-types autour des valeurs moyennes.

Comme cela a été observé en 2005, la vitesse de migration du bromure en technique conventionnelle est supérieure à celle en technique de conservation. Cela se traduit par une profondeur du pic de concentration plus importante de 10 cm en CT qu'en MT, après 81 jours soit 255 mm d'eau apportée (Figure 88). Un effet lié à la présence d'une culture intermédiaire semble encore apparaître, mais de par la forte variabilité intra-modalité, demeure non significatif. Dans leurs travaux, Fortin et al. (2002) observaient également une migration moins importante du bromure en technique de conservation par rapport à la migration en technique conventionnelle. De même Czapar et al. (1994) mesuraient des concentrations en chlorure supérieures en surface dans les sols non travaillés. L'effet

de protection de la surface du sol par le mulch pourrait favoriser le passage des anions dans la matrice du sol dans laquelle la circulation de l'eau est plus lente que dans la macroporosité biologique ou mécanique. De plus, en 2006, la présence de l'anion Br^- s'est très clairement manifestée par des phénomènes de phytotoxicité sur le maïs. Les fortes quantités apportées ($> 20 \text{ g m}^{-2}$) ont en effet entraîné un rachitisme des pieds sur les surfaces traitées aboutissant à un stade de développement de la plante équivalent à celui des zones non traitées mais avec une taille extrêmement réduite (Figure 89). Au cours de la saison culturale, le bromure migrant en profondeur, ce phénomène a progressivement disparu en CT mais il est resté nettement plus marqué en MT ce qui peut être expliqué par un maintien plus important du bromure dans la zone rhizosphérique. Ce maintien peut de plus être accentué par un développement racinaire du maïs plus important en MT, comme cela a été observé en 2005 dans les profils culturaux (Chapitre 4).

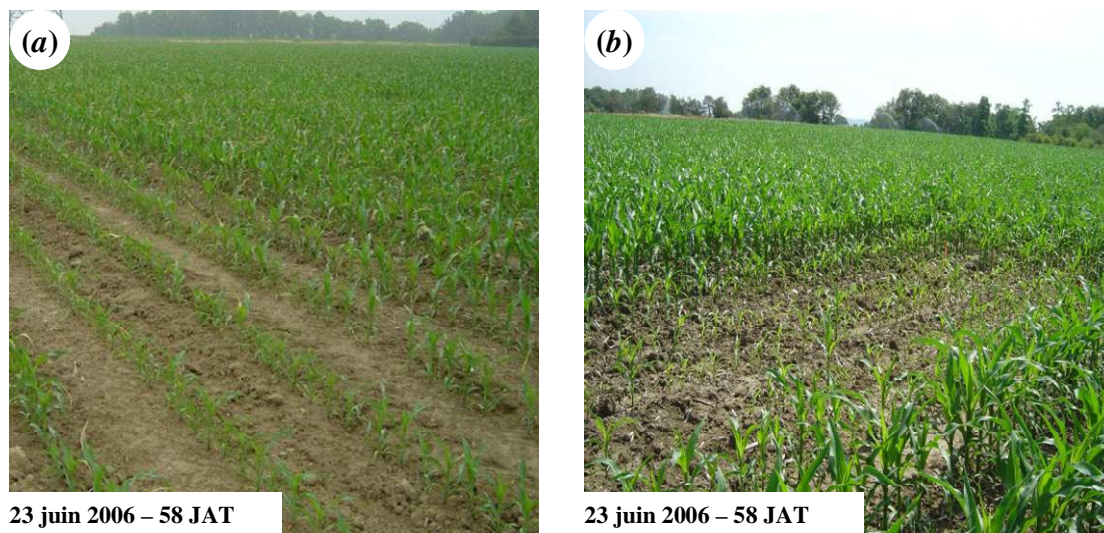


Figure 89. Illustration de la phytotoxicité du bromure sur le maïs en CT_CC (a) et MT_CC (b).

Cette absorption du Br^- par le maïs peut expliquer une partie des pertes de masse au cours du temps. Des extractions de l'anion dans les parties aériennes des plantes 55 JAT font apparaître des concentrations en bromure représentant entre 6 et 8 % de la quantité appliquée en CT et entre 10 et 14 % en MT. L'hypothèse d'une absorption par la plante du traceur pour expliquer une partie des défauts de bilan de masse en 2005 et 2006 est donc confirmée.

6.3.2.2.2. Migration de l'herbicide

Les profondeurs maximales de migration dans le sol de l'IFT et du DKN en 2006 sont respectivement de 15 et 35 cm sous l'ensemble des modalités. Les profils de concentration en DKN entre modalités en CT et MT sont cependant différents (Figure 90) avec une tendance à des concentrations plus fortes à 35 cm en CT. Il est toutefois envisageable que le pic de concentration sous les modalités en MT ait franchi la profondeur de prélèvements de 40 cm 28 JAT (Figure 90).

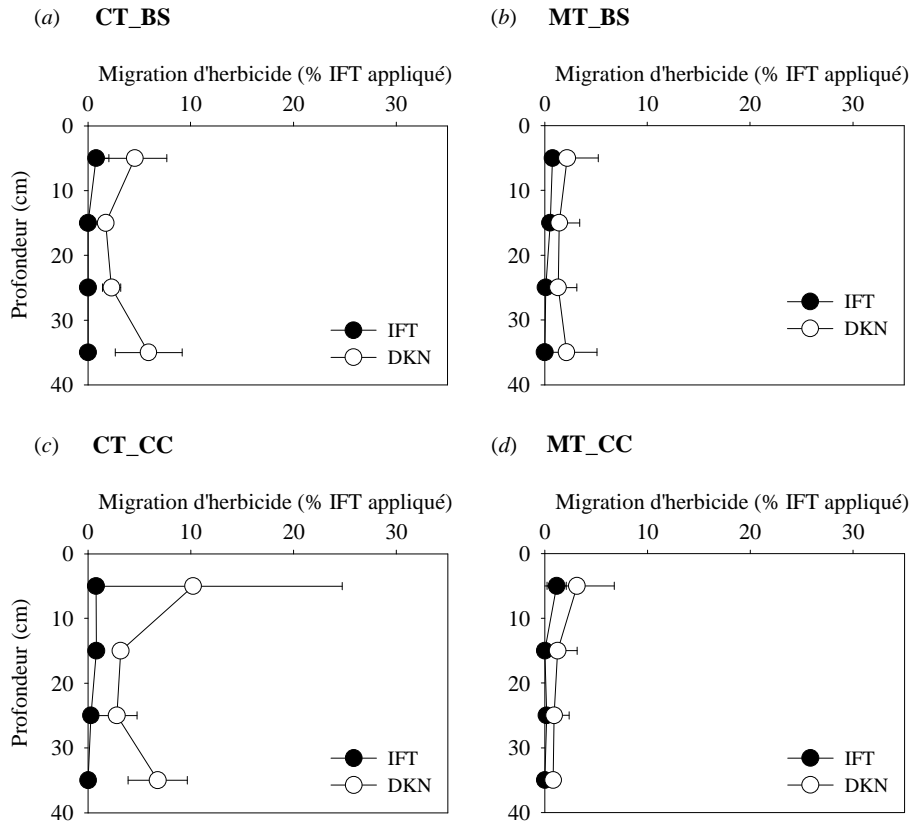


Figure 90. Distribution de l'IFT (●) et du DKN (○) dans le sol 28 JAT en 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres horizontales symbolisent les intervalles de confiance à 95 % des valeurs moyennes.

Sur cette année de suivi, les conditions climatiques au moment de l'application ont entraîné une persistance de l'IFT plus importante qu'en 2005. La migration de l'IFT dans le sol a été également plus importante que celle mesurée en 2005 (+ 5 cm de profondeur). Les courbes de DKN, en particulier sur les modalités CT_BS et CT_CC, indiquent un accroissement des concentrations à 35 cm de profondeur (Figure 90). Cet accroissement peut être attribué à la migration de l'IFT dans le sol qui, après hydrolyse, forme du DKN, dont la dégradation à cette profondeur est très lente (demi-vie > 300 jours, Chapitre 5).

6.3.2.2.3. Lixiviation du bromure, de l'isoxaflutole et du dicétonitrile

6.3.2.2.3.1. Suivi dans les bougies poreuses

Au cours de cette seconde année de suivi, les prélèvements réalisés à l'aide des bougies poreuses ont été concentrés sur la période du 11 mai (15 JAT) au 23 juin 2006 (58 JAT). Comme ce fut le cas en 2005, aucune trace de pesticide n'a été détectée à 70 cm. A 20 cm, l'isoxaflutole n'a pas été détecté dans les solutions prélevées par les bougies, et le DKN a été quantifié dès le premier prélèvement réalisé 15 JAT (soit après des pluies cumulées de 43 mm).

Tableau 43. Concentration en herbicide dans les solutions collectées dans les céramiques poreuses en 2006 entre 16 et 62 jours après traitement (JAT) sous les différentes modalités.

| JAT | Concentration en herbicide (DKN) $\mu\text{g L}^{-1} \pm \text{Écart-type}$ | | | |
|-----|---|-----------------|-----------------|-----------------|
| | CT_BS | CT_CC | MT_BS | MT_CC |
| 15 | 0,42 \pm 0,14 | 0,35 \pm 0,21 | 0,20 \pm 0,17 | 0,45 \pm 0,34 |
| 28 | 1,90 \pm 0,29 | 2,74 \pm 1,45 | 1,86 \pm 1,11 | 2,46 \pm 0,86 |
| 46 | 1,45 \pm 0,44 | 1,22 \pm 1,22 | 0,65 \pm 0,36 | 1,42 \pm 0,21 |
| 58 | 3,64 \pm 1,97 | 1,29 \pm 0,88 | 0,62 \pm 0,18 | 0,14 \pm 0,08 |

Aucune différence significative de concentration en herbicide entre les modalités n'est mesurée. Pour les modalités CT_CC, MT_BS et MT_CC, les concentrations maximales sont mesurées 28 JAT, alors qu'en CT_BS, elles sont obtenues 58 JAT (Tableau 45).

6.3.2.2.3.2. Suivi dans les lysimètres

Au cours de l'année culturale 2006, le travail du sol n'a pas eu d'effet significatif sur les volumes drainés (à l'exception du premier prélèvement 20 JAT) contrairement à ce qui a pu être observé en 2005.

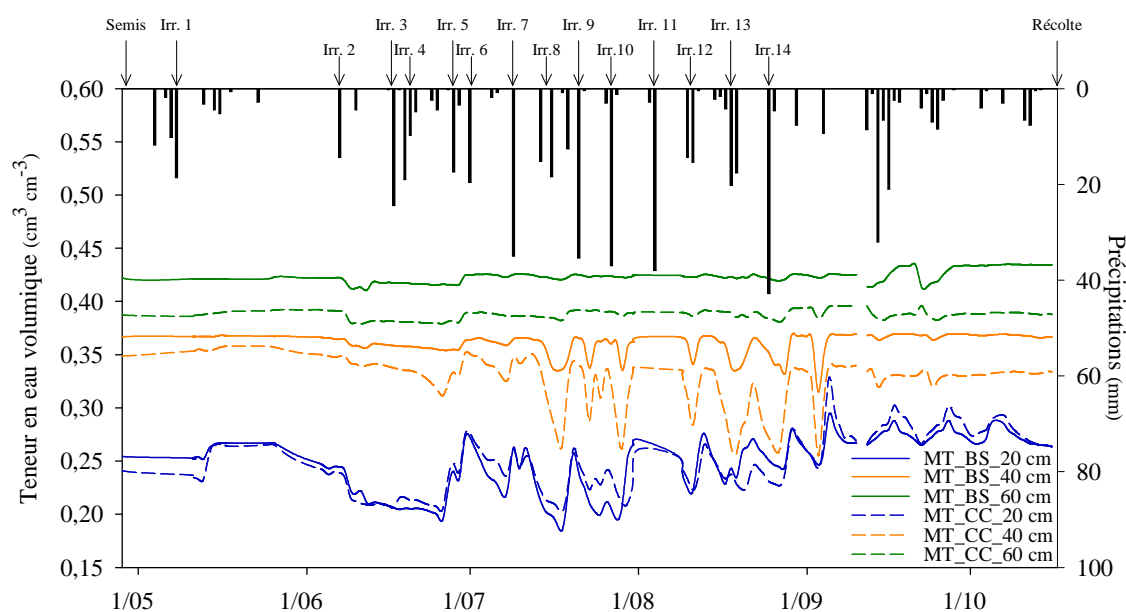


Figure 91. Évolution de la teneur en eau volumique, θ ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) au cours de la saison culturale 2006 en technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC).

En revanche, les volumes drainés sous les modalités avec couvert végétal ont été 1,5 moins importants que sous les modalités sans couvert. Comme nous l'avions indiqué dans le Chapitre 2, ces différences peuvent s'expliquer par une diminution du stock d'eau liée à l'absorption par le couvert végétal en interculture, cet assèchement du sol (comparativement aux modalités sans couvert) s'étant maintenu tout au long de la saison culturale 2006, notamment en profondeur (Figure 91).

Lixiviation du bromure. Dans les eaux des lysimètres, le Br^- est quantifié 54 JAT en technique conventionnelle et 60 JAT en technique de conservation (Figure 92). Les pics de concentration sont mesurés 71 JAT en CT soit après 187 mm de précipitations et représentent près de 20 % de la dose apportée. En MT_BS, le pic est mesuré 78 JAT et représente 26 % de la dose apportée. En MT_CC, deux pics sont identifiés, un premier représentant près de 8 % de la dose apparaissant 71 JAT et un second représentant 14 % de la dose 98 JAT.

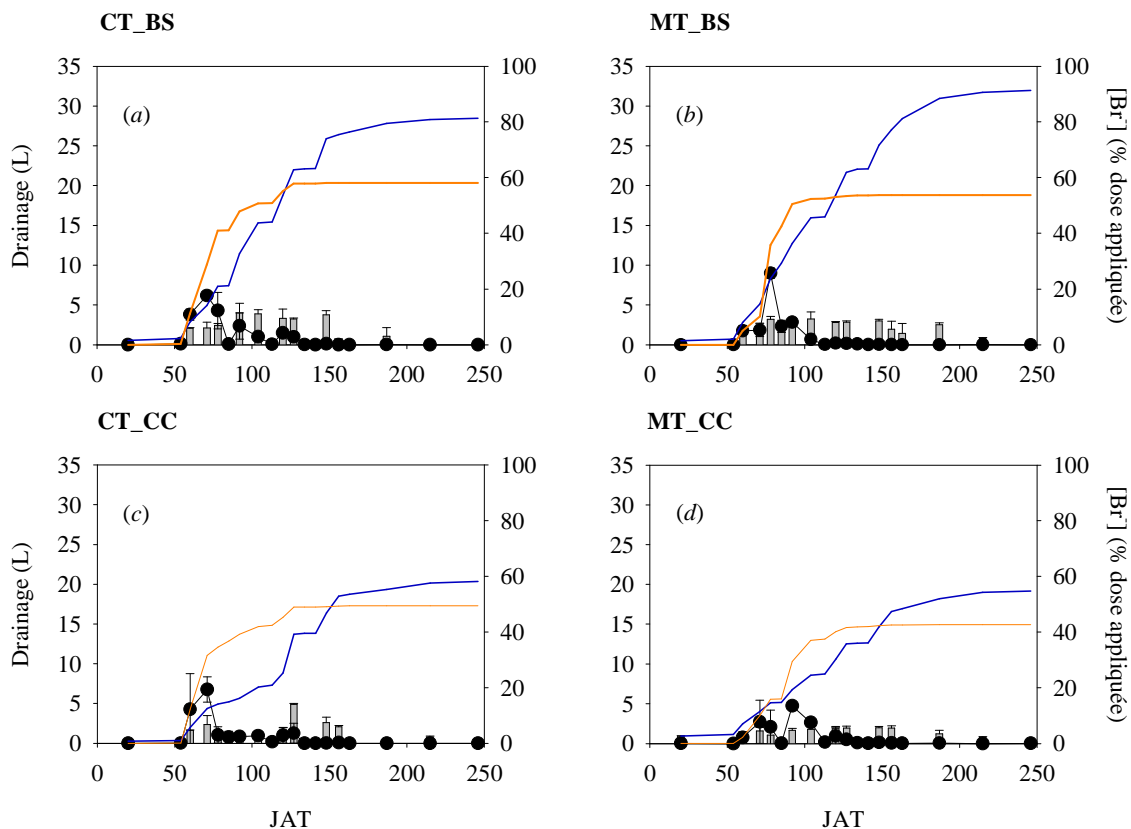


Figure 92. Volumes drainés et lixiviation du Br^- au cours de la campagne 2006 en technique conventionnelle / sol nu (CT_BS) / avec culture intermédiaire (CT_CC) et technique de conservation / sol nu (MT_BS) / avec culture intermédiaire (MT_CC). Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en Br^- dans les eaux exprimées en % de la dose appliquée et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en Br^- .

Il est difficile de pouvoir comparer les vitesses de migration du traceur entre les deux années de suivi car les pas d'échantillonnage sont différents, avec davantage de prélèvements en 2006 au moment de l'arrivée des pics de bromure (Figure 77).

A partir de 134 JAT, les concentrations détectées dans les eaux sont faibles (< 1 % de la dose) pour l'ensemble des modalités. A la fin du suivi, les bilans de masse de Br⁻ retrouvé dans les lysimètres varient de 49 à 59 % en CT et de 43 à 54 % en MT.

Sur cette année de suivi, l'augmentation du pas d'échantillonnage permet une correspondance entre la dernière date de prélèvements dans le sol (81 JAT) et une des vidanges des lysimètres (85 JAT). Le Tableau 44 indique les bilans de masse de Br⁻ à ces dates sous les différentes modalités. En moyenne, nous observons une sous-estimation systématique des quantités de bromure dans les lysimètres par rapport aux quantités retrouvées entre 40 et 80 cm de profondeur dans le sol, ce qui peut être une illustration des biais d'échantillonnage par les collecteurs lysimétriques mentionnés précédemment. Toutefois, de par la forte variabilité entre les mesures (à la fois dans le sol et les lysimètres), ces différences ne sont pas significatives. Nous notons par ailleurs que l'ordre des modalités en terme de quantités de bromure lixiviées à 40 cm est le même entre le suivi dans le sol et celui dans les lysimètres (MT_BS > CT_BS > CT_CC > MT_CC).

Tableau 44. Comparaison des bilans de masse de bromure (Br⁻) retrouvés dans le sol 81 JAT et dans les lysimètres 85 JAT sous les différentes modalités.

| Modalité | Bilan de masse de Br ⁻ dans le sol (établi entre 40 et 80 cm) | |
|----------|--|-----------|
| | 81 JAT | 85 JAT |
| CT_BS | 45 ± 14 % | 41 ± 8 % |
| CT_CC | 43 ± 11 % | 37 ± 12 % |
| MT_BS | 49 ± 22 % | 42 ± 1 % |
| MT_CC | 28 ± 24 % | 16 ± 16 % |

Lixiviation de l'herbicide. A la différence de 2005, l'IFT est détecté (et quantifié) dans les eaux de drainage principalement entre la date de traitement et 92 JAT, avec une concentration maximale de 0,143 µg L⁻¹ dans un des lysimètres en MT_BS 60 JAT. Cette présence de l'IFT dans les eaux est cohérente avec la plus grande persistance de la molécule et sa migration plus importante dans le sol mesurées sur cette année de suivi (en comparaison à 2005). Les quantités perdues sous cette forme restent cependant faibles et représentent en fin de suivi (246 JAT) un total de 0,7 ± 0,05 % en CT_BS, 0,1 ± 0,1 % en CT_CC, 0,8 ± 0,4 % en MT_BS et 0,4 ± 0,1 % en MT_CC de l'IFT appliqué.

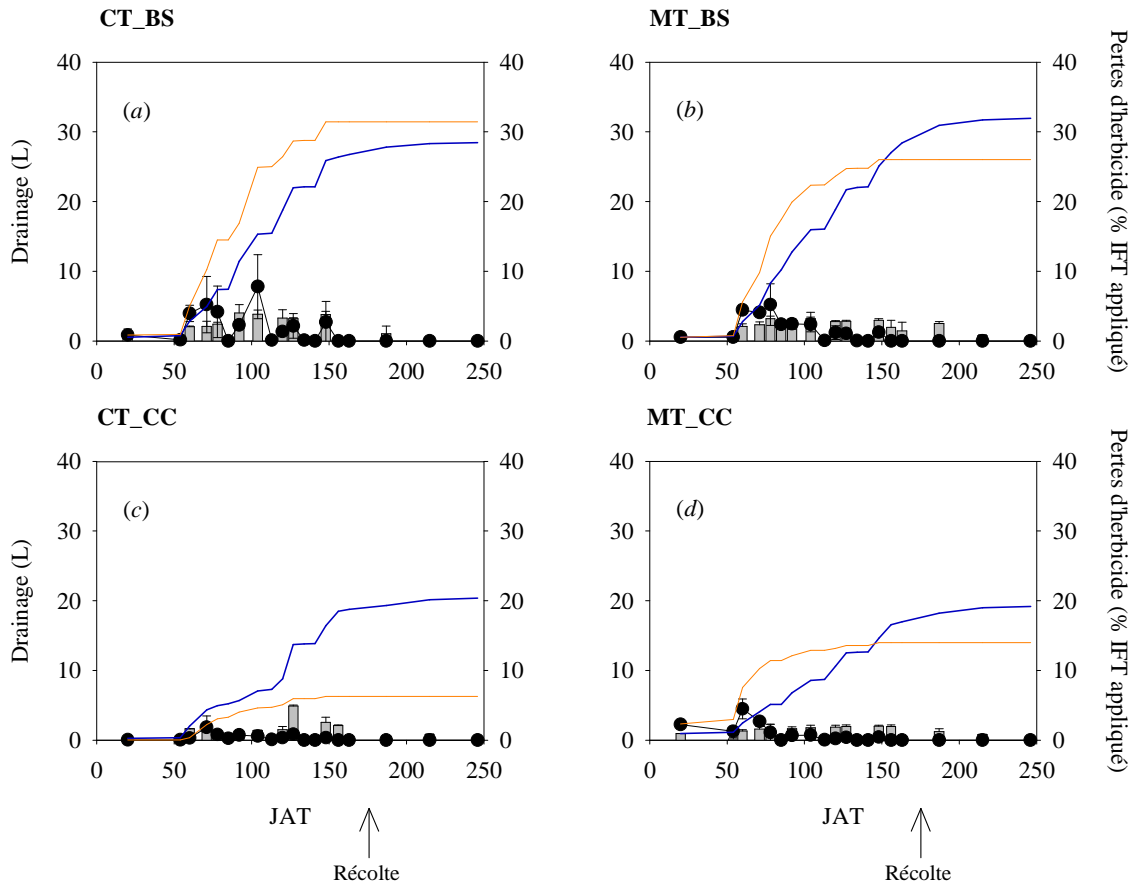


Figure 93. Volumes drainés et lixiviation du DKN au cours de la campagne 2006 en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture. Les barres verticales symbolisent les volumes drainés (L), la courbe bleue représente les volumes drainés cumulés (L), les cercles noirs (●) sont les concentrations en DKN dans les eaux exprimées en % de la dose d'IFT appliqué et la courbe orange représente la lixiviation cumulée en DKN.

Le DKN est quantifié dès 20 JAT dans l'ensemble des lysimètres à des concentrations comprises entre 0,05 et 1,8 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 93). A cette date, en MT_CC, une perte correspondant à 2,2 % de l'IFT appliqué est mesurée alors que les pertes ne représentent que 0,03 % en CT_CC, 0,5 % en MT_BS et 0,8 % en CT_BS de l'IFT appliqué. Il apparaît donc que l'arrivée des molécules herbicides (IFT et DKN) dans les lysimètres est plus précoce que celle observée en 2005 où le DKN n'était détecté qu'à partir de 50 JAT. Ce résultat peut s'expliquer par le déclenchement de l'irrigation 8 jours après le traitement herbicide qui peut avoir permis la circulation rapide des solutés, au travers de macropores (cette hypothèse expliquant également la migration de l'IFT en profondeur en MT alors que ce composé possède, comme nous l'avons vu, une bonne affinité pour les composés organiques).

Par la suite, en CT_BS, deux pics de concentration en DKN sont mesurés dans les eaux, le premier survenant 71 JAT correspondant à une perte de 5,2 % de l'IFT appliqué et le second 104 JAT correspondant à une perte de 7,8 % de l'IFT appliqué. En CT_CC un seul pic de concentration est relevé 71 JAT représentant 1,8 % de l'IFT appliqué. En MT, les pertes les plus importantes ont lieu entre 60 et 78 JAT. Au cours de la saison culturale, des pertes en DKN supérieures à 1 % de l'IFT

appliqué continuent à être mesurées en MT_BS, alors qu'après 78 JAT, les pertes restent inférieures à 0,7 % en MT_CC.

Au bilan, après 246 j, les pertes cumulées d'IFT+DKN représentent 31,5 ± 15,1 % en CT_BS, 26,0 ± 6,9 % en MT_BS, 14,0 ± 1,3 % en MT_CC et 6,3 ± 2,0 % en CT_CC de l'IFT appliqué.

Tableau 45. Analyse des effets du travail du sol (TS), du mode de gestion de la période d'interculture (GI) et de leur interaction (TS x GI) sur la variance des pertes cumulées en herbicide au cours du suivi 2006.

| Effet | Date de prélèvement (en JAT) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------|------------------------------|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--|
| | 20 | 54 | 60 | 71 | 78 | 85 | 92 | 104 | 113 | 120 | 127 | 134 | 141 | 148 | 156 | 163 | 187 | 215 | 246 | |
| TS | NS [†] | * | ** | * | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | |
| GI | NS | NS | NS | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | |
| TS x GI | * | * | * | ** | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | NS | |

[†] Non significatif
 ** significatif à 0,01 de niveau de probabilité
 * significatif à 0,05 de niveau de probabilité

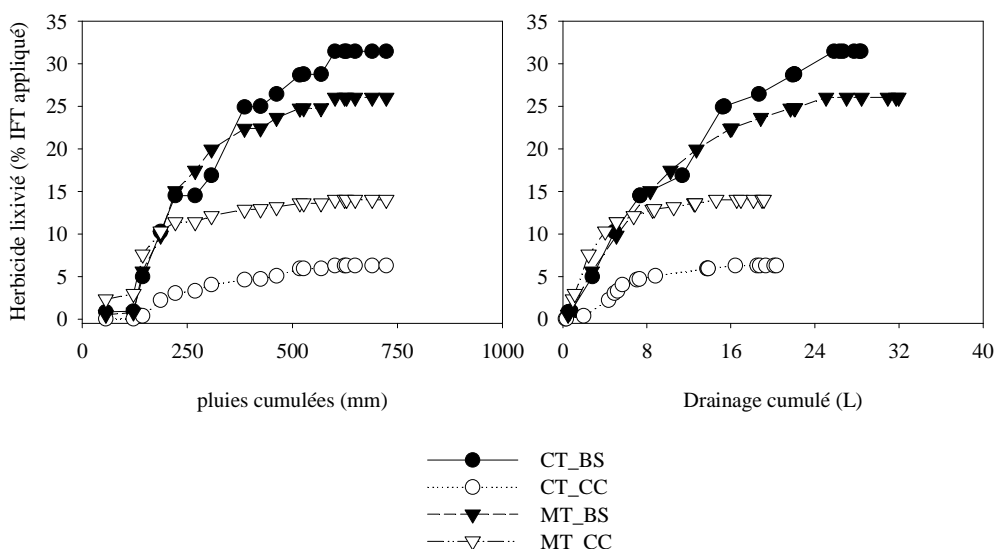


Figure 94. Volumes drainés cumulés et lixiviation cumulé d'herbicide (IFT+DKN) (en % de la dose d'IFT appliqué) en technique conventionnelle (CT) et en technique de conservation (MT) avec absence (BS) ou présence (CC) d'un couvert végétal durant la période d'interculture en 2006.

Le travail du sol apparaît être un facteur significatif dans la variabilité des pertes en herbicide entre 54 et 71 JAT (Tableau 45) avec des pertes cumulées plus élevées en MT qu'en CT. Au début de la saison culturale, l'interaction 'travail du sol x mode de gestion de l'interculture' est également un facteur significatif. A partir de 71 JAT et jusqu'à la fin du suivi (246 JAT), les pertes en herbicide sont significativement affectées par le mode de gestion de l'interculture ($p < 0,05$) avec des quantités lixiviées plus faibles dans les modalités avec couverture végétale. Dans une première phase, les différentes modalités présentent un comportement de pertes d'herbicide en fonction des pluies assez similaire (Figure 94), puis se distinguent la modalité CT_CC après environ 180 mm de pluies cumulées (71 JAT) et la modalité MT_CC après environ 220 mm de pluies cumulées (85 JAT). Les deux modalités en sol nu vont finalement présenter des comportements relativement similaires tout au

long de la saison culturale (Figure 94). A la différence des tendances observées en 2005, l'effet induit par la présence d'un couvert végétal est davantage prononcé dans la modalité en technique conventionnelle et cet effet demeure constant tout au long du suivi. Comme cela a été indiqué précédemment (Chapitre 2), la culture intermédiaire a permis d'assécher le profil de sol (avec des effets relevés en 2006 jusqu'à une profondeur de 60 cm, Figure 91) ce qui peut avoir eu comme effet direct (sous pluies modérées) de limiter la circulation de l'eau dans la macroporosité du sol en favorisant une circulation matricielle (Shipitalo et al., 1990 ; Sigua et al., 1995). Par ailleurs, des travaux ont montré que le travail du sol permettait également de favoriser une circulation matricielle de l'eau (Ogden et al., 1999). Dans la matrice du sol, les possibilités de contact avec la phase solide sont importantes ce qui augmente la dégradation de la molécule (Sigua et al., 1993 ; Ogden et al., 1999). Ainsi, les pertes plus faibles en DKN sous les modalités avec couvert végétal peuvent être dues à une dégradation plus importante de ce composé, ce qu'il aurait été intéressant de suivre en dosant les teneurs en dérivé d'acide benzoïque des eaux, et les pertes plus faibles en technique conventionnelle – sol couvert peuvent être attribuées à un cumul des effets du couvert (assèchement du sol au-delà de 40 cm) et du travail du sol favorisant le contact herbicide/sol.

6.4. Conclusion du chapitre 6

Les deux années de suivi au champ de la migration de l'eau montrent que la réduction du travail du sol en technique de conservation entraîne un ralentissement de la vitesse de migration de la lame d'eau, ce qui est en cohérence avec les mesures de conductivité hydraulique (Chapitres 3 et 4). Nous observons également un ralentissement de la migration de l'eau sous les modalités recevant une culture intermédiaire. Sous ces modalités, l'assèchement du profil de sol par la plante de couverture au moment du semis semble favoriser la circulation de l'eau dans la matrice du sol dans laquelle les écoulements sont plus lents que dans la macroporosité du sol.

Le devenir au champ des molécules herbicides semble être influencé par les pratiques culturales mises en œuvre. Au cours des deux années d'étude, le travail du sol seul n'a pas eu d'effet significatif sur la demi-vie au champ de l'isoxaflutole, alors qu'en technique de conservation, l'introduction d'un couvert végétal durant la période d'interculture a accru la persistance de l'herbicide. Sous cette modalité, la quantité importante de résidus de culture à la surface du sol a probablement permis une stabilisation de la molécule par adsorption. A cet effet d'accroissement de la persistance lié au mulch, s'ajoute un effet important des conditions climatiques de l'année. En 2006, des conditions plus sèches à l'application ont induit une persistance de l'isoxaflutole plus importante, qui, suite à une irrigation, s'est traduit par une migration dans le sol plus élevée qu'en 2005. En termes de transfert par lixiviation, les pertes d'herbicide mesurées sont issues de prélèvements de solution du sol à 40 cm de

profondeur à l'aide de lysimètres à mèche. Ces pertes ne correspondent donc pas aux quantités de molécules susceptibles de rejoindre les nappes, considérées comme étant les pertes en solution mesurées à 1 m de profondeur. Elles permettent cependant d'évaluer l'incidence relative des différentes pratiques culturales étudiées. Dans les prélèvements réalisés à l'aide des lysimètres à mèche, l'isoxaflutole n'a été identifié qu'en très faible quantité ($< 1 \%$ de la dose appliquée) et uniquement au cours de l'année 2006, l'essentiel de la lixiviation au travers de l'horizon de surface se faisant sous la forme du métabolite dicétonitrile. Ces pertes en herbicide sont directement associées aux volumes drainés et varient, à 40 cm de profondeur, de 2 % de la dose d'herbicide appliqué (soit environ $1,5 \text{ g a.i. ha}^{-1}$) pour un volume d'eau drainé de 7 L en technique de conservation avec couvert végétal en 2005 à 31 % de la dose d'herbicide appliqué (soit environ $23,2 \text{ g a.i. ha}^{-1}$) pour un volume d'eau drainé de 28 L en technique conventionnelle avec sol nu en 2006. En 2005, aucune des pratiques culturales mises en œuvre n'a eu d'effet significatif sur les transferts. En revanche, en 2006, l'implantation d'un couvert végétal en interculture a permis de réduire significativement les pertes d'eau par drainage et en parallèle les pertes d'herbicide sous les deux modalités de travail du sol, avec un effet plus marqué sur la modalité en technique conventionnelle. Dans les systèmes de monoculture du maïs du contexte pédoclimatique étudié, dans un objectif de limiter les pertes de pesticides vers les nappes, il faut donc travailler sur des pratiques limitant le drainage sous la culture, par exemple, en gérant davantage les apports d'eau par irrigation. A défaut, l'introduction de couverts végétaux efficaces dans la couverture du sol (cf. problème de la moutarde blanche, Chapitre 2) en période d'interculture semble être un moyen pertinent de limiter les transferts d'herbicides par lixiviation.

CONCLUSION DE LA PARTIE II

Cette seconde partie du travail de recherche visait à contribuer à la compréhension des effets des pratiques culturales mises en œuvre sur la parcelle agricole (travail du sol et gestion de l'interculture contrastés) sur le devenir de molécules phytosanitaires, l'isoxaflutole et son métabolite herbicide, le dicétonitrile. Par des expérimentations en laboratoire à l'aide de molécules radiomarquées, nous nous sommes plus particulièrement intéressés à l'hétérogénéité de la rétention et de la dégradation au sein des profils culturaux générés par les opérations culturales sous chaque système, et aux effets des conditions du milieu (eau et température) sur la dégradation de ces molécules. Ces travaux, en conditions contrôlées, ont été complétés par deux années de suivi du devenir des molécules en usage agricole en conditions de plein champ.

Les résultats obtenus montrent que le travail du sol à la charrue à versoirs est à l'origine d'une forte variabilité verticale et latérale, à une échelle décimétrique, des propriétés de rétention et de dégradation du sol vis-à-vis des molécules étudiées. En technique de conservation, en revanche, la réduction de l'intensité du travail du sol et surtout le non-retournement de l'horizon de surface sont à l'origine d'une distribution stratifiée verticale de ces propriétés en lien direct avec la localisation des résidus de culture et des matières organiques. Pour l'isoxaflutole, la rétention est corrélée à la teneur en carbone organique, d'où une plus forte adsorption en technique de conservation, notamment en surface. Sa dégradation par hydrolyse est rapide quel que soit le compartiment de sol étudié mais tend à ralentir en présence de résidus de culture en non-labour. L'adsorption du dicétonitrile est faible mais dépend également de la teneur en carbone organique, ce qui se traduit par une meilleure rétention en non-labour. Sa dégradation, d'origine biologique, est également plus rapide dans les compartiments de sol en technique de conservation mais dépend fortement de facteurs du milieu, en particulier de la température. Ces observations rejoignent celles concernant les propriétés physiques du sol, et illustrent les effets du travail du sol sur la création de zones aux propriétés différenciées dans le sol. Ces travaux soulignent l'intérêt d'évaluer cette hétérogénéité sous chaque système, en s'appuyant par exemple, sur une description morphologique des profils culturaux créés par les outils agricoles, afin de fournir des éléments pertinents de comparaison des propriétés du sol sous différents systèmes de culture.

Les suivis au champ, réalisés au cours de deux années, ont montré que l'isoxaflutole et le dicétonitrile étaient susceptibles de migrer par lixiviation vers les nappes, avec des pertes (mesurées à

40 cm de profondeur) pouvant atteindre jusqu'à 30 % de la dose appliquée en surface. Ces suivis ont permis de conforter certains des résultats obtenus en laboratoire, notamment sur les propriétés de rétention et de dégradation de l'isoxaflutole, lui conférant un caractère assez peu mobile dans le sol (pertes maximales à 40 cm < 1 % de la dose appliquée), et du dicétonitrile dont la persistance plus élevée et la faible rétention indiquent des risques de transfert par lixiviation plus importants. En complément, des éléments mettant en évidence l'importance des conditions climatiques dans la dissipation et la mobilité des molécules ont été apportés. Au cours de la seconde année, les conditions plus sèches au moment de l'application de l'herbicide ont entraîné un accroissement de la persistance de l'isoxaflutole qui, suite à une irrigation précoce, s'est traduit par une migration plus importante de ce composé et de son métabolite. Nos résultats montrent également la possibilité de réduire significativement les pertes d'herbicide vers les eaux en favorisant la circulation de l'eau dans la matrice du sol, dans laquelle l'accroissement des zones de contact sol/pesticide peut permettre une meilleure dégradation. Concrètement, l'introduction d'un couvert végétal en période d'interculture, dont le développement végétatif aura été suffisamment important pour entraîner une réduction significative des quantités d'eau dans le profil de sol, permet de ralentir la migration de l'eau et les pertes par drainage, et ainsi de limiter les fuites de molécules vers la nappe.

Les données présentées dans cette partie concernant le comportement des pesticides sous les différents systèmes de culture et les propriétés physiques sous chacun de ces systèmes (présentées en partie I) peuvent être associées en vue d'une modélisation des mécanismes observés. Une première approche de cette modélisation est proposée dans la partie III de ce mémoire.

PARTIE III.

MODÉLISATION DES TRANSFERTS D'EAU ET D'HERBICIDE SOUS LES DIFFÉRENTS SYSTÈMES DE CULTURE PRATIQUÉS

- PREMIÈRE APPROCHE -

1. Introduction

L'utilisation de modèles mathématiques pour décrire et prédire le comportement de polluants dans les différents compartiments de l'environnement est aujourd'hui une démarche courante qui permet notamment des projections à différentes échelles d'espace et de temps et l'évaluation de scénarios contrastés tout en réduisant le temps de travail et les coûts analytiques comparativement à des mesures expérimentales (Dubus et Brown, 2002 ; Dubus et al., 2004). Parmi les modèles mathématiques sont distingués les *modèles probabilistes* ou *stochastiques* pour lesquels les variables d'entrée sont décrites par des distributions de probabilité et les *modèles déterministes* qui reposent sur des équations phénoménologiques et possèdent des valeurs uniques des variables de sortie pour des valeurs uniques des variables d'entrée (Addiscott et Wagenet, 1985 ; Vanclooster et al., 2000). Plusieurs modèles déterministes sont à la disposition de l'expérimentateur en sciences environnementales avec pour chacun de ces outils des spécificités ou des performances d'utilisation qui permettent d'en délimiter le champ d'application et qui ont fait l'objet de différentes revues bibliographiques (Armstrong et al., 2000 ; Vanclooster et al., 2000 ; Beulke et al., 2001 ; Simunek et al., 2003 ; Wauchope et al., 2003).

En sciences du sol, les modèles déterministes mécanistes incorporent les mécanismes fondamentaux de flux et de transport en utilisant les lois physiques, chimiques et biologiques. La difficulté principale liée à l'utilisation de ces modèles réside dans l'acquisition des paramètres d'entrée et, pour nombre d'entre-eux, le recours à des ajustements sur des données expérimentales voire à l'utilisation de données issues de références bibliographiques est souvent nécessaire. Dans les études des phénomènes de transport, une autre difficulté que soulignent de nombreuses études expérimentales est la prise en compte des flux préférentiels de l'eau et des solutés, par exemple via des macropores (fissures, galeries) ou une fraction d'eau mobile (van Genuchten et Wierenga, 1976 ; Thomas et Phillips, 1979 ; Baker et Hillel, 1990 ; Brusseau et al., 1992 ; Jarvis, 2007). Au cours des années 90, des modèles permettant de représenter ces conditions de non-équilibre physique ont été développés (Jarvis, 1994 ; Dubus et Brown, 2002 ; Simunek et al., 2005). Parmi ces modèles, certains sont qualifiés de modèles à double porosité ; les flux convectifs d'eau se déroulent alors uniquement dans la macroporosité du sol (eau mobile) et l'eau contenue dans la microporosité (matrice) est considérée comme stagnante (eau immobile, voir les détails du modèle MIM dans le Chapitre 4) avec des échanges entre les deux phases s'opérant par diffusion (Simunek et al., 2003). D'autres modèles

autorisant les flux dans la matrice sont qualifiés de modèles à double perméabilité. Ils diffèrent entre eux principalement dans leur façon de décrire les flux d'eau entre les deux domaines poreux (Simunek et al., 2003) ; pour certains, les flux dans la macroporosité (schématiquement considérée comme cylindrique et plus ou moins tortueuse) sont basés sur les écoulements gravitaires (Jarvis, 1994) ; pour d'autres, ils sont basés sur l'équation de Richards (Gerke et van Genuchten, 1996 ; Vogel et al., 2000a).

La stratégie d'acquisition des données expérimentales de ce travail, détaillées dans les parties I et II de ce document, a été mise en œuvre dans une optique de modélisation du comportement de l'eau et des solutés (traceur et pesticide) sous les différentes modalités. Le modèle HYDRUS a été choisi car il permet d'agréger la plupart des paramètres mesurés en autorisant, dans sa version 2D, la prise en compte de la variabilité verticale (dans le plan x,z) des propriétés physiques des différents compartiments de sol ainsi que celle des propriétés de rétention, de dégradation et de transport (*i.e.* présence d'une fraction d'eau immobile) des pesticides qui leur sont associées. Néanmoins, avant d'envisager des simulations en deux dimensions, complexes, consommatrices en temps de travail et de calcul si l'on souhaite représenter fidèlement la variabilité des différentes propriétés, il est important de savoir si les suivis de la dynamique de l'eau et des solutés peuvent être convenablement reproduits numériquement dans une représentation simplifiée des profils sous les différents systèmes de culture étudiés. Ainsi, les objectifs du travail de recherche détaillé dans cette partie sont de modéliser à l'aide de la version 1.02 du modèle HYDRUS (Simunek et al., 2006) et à un pas de temps journalier sur la durée totale des périodes de culture de maïs :

- (a) les variations de teneur en eau et de potentiel matriciel telles qu'elles ont été observées sur les différentes modalités de la parcelle agricole,
- (b) les flux d'eau et de solutés sous ces modalités et de les comparer avec ceux mesurés dans les dispositifs lysimétriques.

Les modalités concernées par ce travail de modélisation sont les modalités en technique conventionnelle - sol nu (CT_BS) et en technique de conservation - sol couvert (MT_CC) qui sont les plus contrastées en termes d'itinéraires techniques, de dynamique hydrique (Chapitre 2) et de transferts de solutés (Chapitre 6) au cours des deux années de suivi. De par la forte variabilité de certains paramètres d'entrée du modèle et le recours à des estimations ou à des données de la littérature pour d'autres, une analyse de la sensibilité du modèle à ces paramètres est proposée à partir des résultats obtenus sur la modalité CT_BS.

2. Matériels et méthodes

2.1. Équations gouvernant les flux d'eau et de solutés dans le sol

Le modèle HYDRUS permet la simulation multidimensionnelle des flux d'eau, de solutés et de température dans un milieu incompressible, variablement saturé et en régime d'écoulement permanent ou transitoire (Simunek et al., 2006). Il repose sur la résolution de l'équation de Richards pour les flux d'eau dans la macroporosité qui, dans le cas de flux bidimensionnels, s'exprime par la relation :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S \quad (18)$$

avec θ la teneur en eau volumique [$L^3 L^{-3}$], h le potentiel matriciel [L], x_i ($i=1,2$) les coordonnées spatiales [L], K^A le tenseur d'anisotropie pour la conductivité hydraulique, t le temps [T], S la fonction puits [T^{-1}] représentant les prélèvements d'eau par la plante (détaillé par la suite) et K la fonction de conductivité hydraulique [$L T^{-1}$]. Les flux de solutés sont décrits par l'équation de convection-dispersion qui, dans le cas d'un soluté non réactif et conservatif, s'exprime par la relation :

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial q_i c}{\partial x_i} \quad (19)$$

avec c la concentration en soluté dans la phase liquide [$M L^{-3}$], q_i la i -ème composante de la densité de flux volumique [$L T^{-1}$], D_{ij} le tenseur des coefficients de dispersion de la phase liquide [$L^2 T^{-1}$]. Dans HYDRUS, la résolution de ces équations non-linéaires repose sur la méthode des éléments finis de Galerkin. Un maillage triangulaire (créé par un générateur de maillage) permet la discrétisation de l'espace en éléments finis, la résolution numérique s'opérant aux nœuds du maillage (Simunek et al., 2006).

Les relations utilisées dans cette étude pour décrire la courbe de rétention $\theta(h)$ et la courbe de conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel $K(h)$, nécessaires à la résolution de l'équation de Richards, sont celles proposées par van Genuchten (1980) qui utilisent le modèle de distribution statistique de taille de pores de Mualem (1976) :

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha h|^n\right]^m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad (20)$$

$$K(h) = K_s S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m\right]^2 \quad (21)$$

avec θ_r et θ_s les teneurs en eau volumique résiduelle et à saturation [$L^3 L^{-3}$], α [L^{-1}] et n sont des paramètres d'ajustement ($m=1-1/n$), K_s la conductivité hydraulique à saturation, S_e le taux de saturation ($S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$) et l un paramètre décrivant la connectivité des pores, estimé à 0,5 pour de nombreux sols (Mualem, 1976). Dans les simulations réalisées, nous avons utilisé une version modifiée du modèle de van Genuchten (1980) ayant une valeur du point d'entrée d'air de -2 cm. Cette modification du modèle permet d'améliorer la fonction de conductivité hydraulique pour les sols à texture fine (Vogel et al., 2000b ; Coquet et al., 2005a).

Le modèle HYDRUS permet également de représenter les mécanismes de non-équilibre physique en considérant une double porosité dans le sol, l'une contenant l'eau mobile, l'autre contenant l'eau stagnante ou immobile (van Genuchten et Wierenga, 1976) (Chapitre 4). Les mouvements de solutés se font alors par convection-dispersion uniquement dans la fraction mobile et par diffusion dans la fraction immobile. Dans ce cas, les mouvements d'un soluté s'adsorbant et se dégradant sont décrits par la relation :

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(\theta_m c_m) + \frac{\partial}{\partial t}(\theta_{im} c_{im}) + \frac{\partial}{\partial t}\left(\frac{\theta_m}{\theta} \rho_b Q_{eq,m}\right) + \frac{\partial}{\partial t}\left(1 - \frac{\theta_m}{\theta}\right) \rho_b Q_{eq,im} \\ = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial c_m}{\partial x_j} \right) - q \frac{\partial c_m}{\partial x_i} - \theta_m k_m c_m - \theta_{im} k_{im} c_{im} \end{aligned} \quad (22)$$

avec θ_m , θ_{im} [$L^3 L^{-3}$], C_m , C_{im} [$M L^{-3}$], $Q_{eq,m}$, $Q_{eq,im}$ [$M M^{-1}$], k_m et k_{im} [T^{-1}] respectivement les teneurs en eau volumique mobile et immobile, les concentrations en soluté dans les phases mobile et immobile, les concentrations adsorbées en soluté au contact des phases mobile et immobile et les constantes de dégradation dans les phases mobile et immobile.

En termes de mécanismes de transfert dans l'environnement, nous avons considéré pour ce travail que les phénomènes d'érosion et de ruissellement étaient négligeables ainsi que les phénomènes de volatilisation des molécules étudiées.

2.2. Domaine de simulation et distribution des matériaux

Pour les différentes modalités, les simulations de flux d'eau et de solutés sont réalisées dans un domaine rectangulaire de 200 cm de large et 100 cm de profondeur (Figure 95). Le maillage triangulaire est composé de 5753 nœuds et de 11188 éléments. Pour ce travail de modélisation, nous avons considéré que le profil de sol était seulement formé de la superposition de deux matériaux, le

premier de 0 à 30 cm de profondeur correspondant à l'horizon labouré en CT ou anciennement labouré en MT (matériel 1), le second de 30 à 100 cm de profondeur (matériel 2).

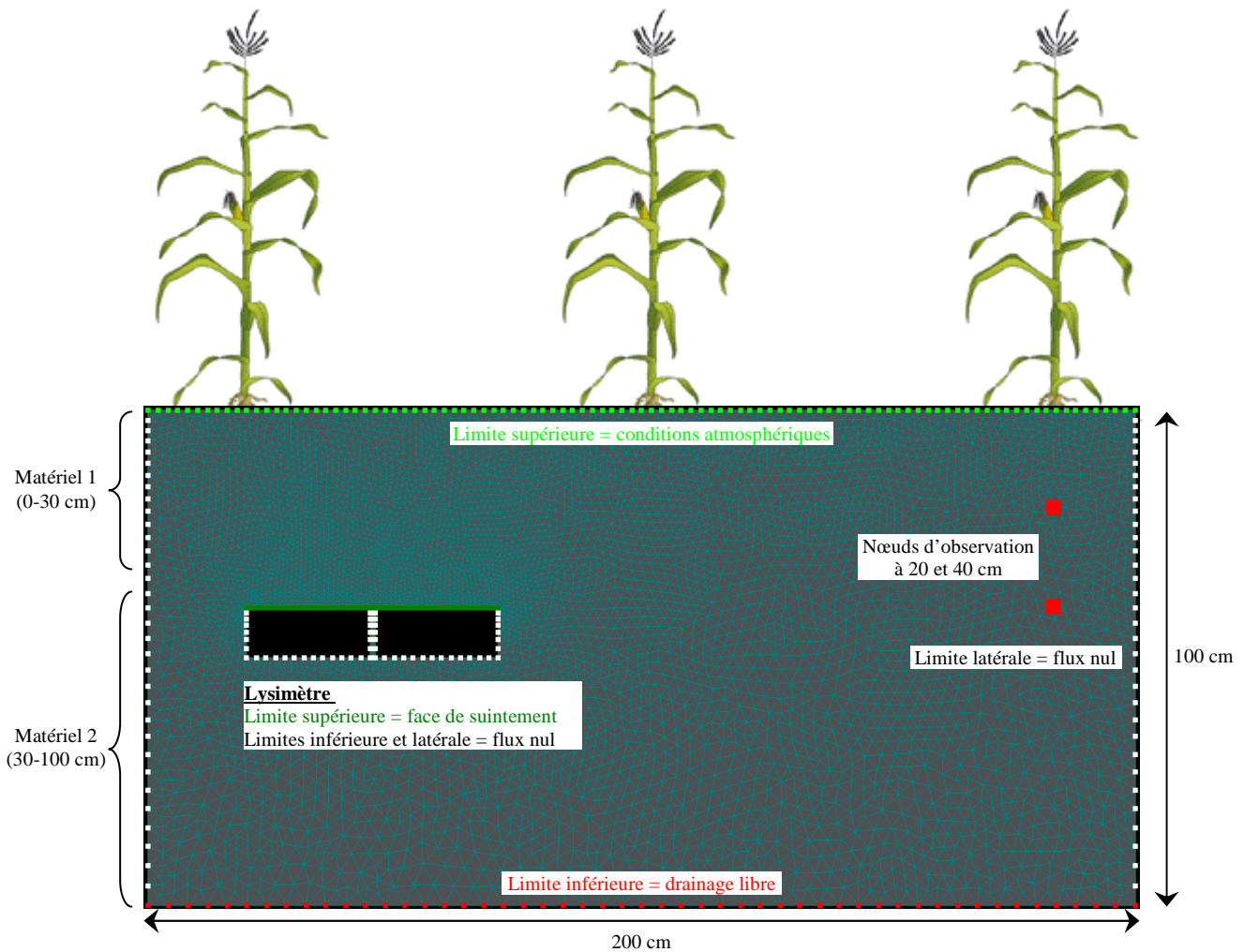


Figure 95. Représentation du domaine de simulation : maillage, distribution des matériaux, conditions aux limites.

2.3. Conditions initiales et conditions aux limites

Les conditions initiales du milieu sont fixées en termes de potentiel matriciel à -100 cm à la surface et -40 cm à 100 cm de profondeur (distribution linéaire entre ces deux limites). Ces valeurs sont établies à partir des valeurs moyennes des mesures tensiométriques réalisées en période d'interculture en janvier (début de la simulation) sur la parcelle. Deux nœuds d'observation sont positionnés à 20 et 40 cm de profondeur à une distance de 100 cm des lysimètres (conditions similaires à l'instrumentation de la parcelle) et permettent de suivre l'évolution du potentiel matriciel et de la teneur en eau à ces profondeurs. Lors des simulations (d'une durée de 365 jours), les données hydriques correspondant à la période de janvier à mai (avant le semis du maïs) sont considérées comme étant la période d'initialisation et ne sont pas considérées dans les résultats présentés.

La condition à la limite supérieure correspond aux conditions atmosphériques mesurées (pluies et irrigations) sans ruissellement possible (l'eau formant une lame à la surface du sol lorsque les précipitations dépassent les capacités d'infiltration). Les périodes de modélisation correspondent aux saisons culturales du maïs ce qui implique la prise en compte des phénomènes d'évaporation et de transpiration de la plante. Aucun jeu de données situé à proximité de la parcelle et distinguant évaporation et transpiration du maïs n'a pu être récupéré pour les années de suivi 2005 et 2006. Nous avons pour cela utilisé les valeurs moyennes de 5 années de suivi (1995-1999) réalisé sur une station expérimentale de l'Inra Agronomie de Toulouse située à Ondes, soit environ 70 km du site d'étude. Sur ces données, une correction a été apportée à partir des données d'évapotranspiration totale mesurée en 2005 et 2006 à proximité de la zone d'étude (ferme expérimentale de Lamothe appartenant à l'école d'ingénieurs de Purpan, 10 km).

La condition à la limite inférieure correspond à un drainage libre. Les conditions à la surface des lysimètres à mèche sont définies par une face de suintement pour laquelle le potentiel est fixé à -70 cm afin de représenter la succion exercée par la mèche. Les deux lysimètres ont été distinctement représentés dans le domaine et sont séparés entre eux par 1 cm de terre, ce qui permet d'intégrer leurs interactions dans la collecte de solution du sol. Les bords du domaine de simulation sont en condition de flux nul ainsi que les parties latérales des lysimètres.

Pour les solutés, la condition aux limites fixée est celle de Cauchy (3^{ème} type) qui exprime une continuité du flux de solution et de concentration de part et d'autre de la limite du domaine.

2.4. Démarche de modélisation : paramétrisation, étude de sensibilité, calibration et test

La démarche de modélisation mise en œuvre dans ce travail est représentée dans la Figure 97 pour la modalité CT_BS et dans la Figure 98 pour la modalité MT_CC (qui ne comporte pas d'analyse de sensibilité).

Étape 1. L'utilisation d'HYDRUS pour simuler les flux d'eau, de solutés, le développement des racines et l'absorption racinaire nécessite de nombreux paramètres dont la plupart ont été mesurés et présentés dans les précédentes parties de ce travail. Certains de ces paramètres ont cependant dû être estimés ou sont issus de la littérature ou de base de données. Il s'agit notamment des paramètres « Plante » tels que le comportement hydrique de la plante simulé en utilisant les données de la base de données d'HYDRUS pour le maïs (Wesseling et al., 1991), la distribution des racines dans le profil, le développement et l'absorption racinaire prise en compte dans les simulations à l'aide de la relation de Feddes et al. (1978) ($S(h)=\alpha(h)S_p$, avec $\alpha(h)$ la fonction de réponse au stress hydrique et S_p le potentiel de prélèvement hydrique par la plante).

Une difficulté supplémentaire de paramétrisation du modèle réside dans le fait que la plupart des paramètres correspondant à l'horizon labouré en CT ou anciennement labouré en MT a été mesurée

selon un positionnement spécifique en 2D dans les profils culturaux (*i.e.* conductivité hydraulique, courbes de rétention, paramètres pesticide...), en perspective d'une modélisation 2D détaillée des flux. Pour ce premier travail de modélisation, nous avons choisi de simplifier le profil en ne considérant que deux matériels superposés. Dans une 1^{ère} étape (Figure 97), nous avons donc envisagé cinq scénarios possédant des valeurs différentes des paramètres hydrodynamiques couvrant les gammes de variation obtenues dans l'horizon labouré en CT ou anciennement labouré en MT (matériel 1). Nous avons comparé les sorties du modèle en termes de dynamiques hydriques (évolution de θ et h), de flux d'eau et de quantités de solutés lixiviés (bromure et herbicide) avec les données mesurées sur les modalités CT_BS et MT_CC au cours de la campagne 2005 (Chapitre 2 et 6). Pour le matériel 2, nous ne disposons que d'un seul jeu de paramètres hydrauliques (zone P1, Chapitre 4) qui a donc été utilisé pour les cinq scénarios. Un 6^{ème} scénario a été envisagé en utilisant les valeurs des paramètres hydrauliques obtenus à partir d'ajustements des données $\theta(h)$ de terrain (Figure 96).

Pour ces scénarios, nous avons choisi de ne pas faire varier les propriétés des solutés et nous avons considéré que toute l'eau était mobile ($\theta_{im} = 0$). Pour chaque modalité de travail du sol, nous avons utilisé les valeurs moyennes des paramètres d'adsorption et de cinétique de dégradation pour le soluté correspondant à l'herbicide (dicétonitrile) (pour le bromure, les paramètres d'adsorption et de dégradation sont considérés nuls). Les valeurs des paramètres utilisés dans les différents scénarios sont indiquées dans le Tableau 46 pour la modalité CT_BS et dans le Tableau 47 pour la modalité MT_CC.

Tableau 46. Valeurs des paramètres d'entrée utilisées pour les différents scénarios de modélisation pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) sur la saison culturale 2005.

| Paramètres d'entrée | Scénario 1 | | Scénario 2 | | Scénario 3 | | Scénario 4 | | Scénario 5 | | Scénario 6 | |
|---|---|--------|--|--------|---|--------|---|--------|----------------------------|--------|---------------------------------------|--------|
| | Valeurs mottes Δ^\dagger Mat. 1 | Mat. 2 | Valeurs interbandes [‡] Mat. 1 | Mat. 2 | Valeurs lit de semence [†] Mat. 1 | Mat. 2 | Valeurs terre fine [†] Mat. 1 | Mat. 2 | Valeurs moyennes Mat. 1 | Mat. 2 | Valeurs $\theta(h)$ terrain Mat. 1 | Mat. 2 |
| PARAMÈTRES FLUX D'EAU | | | | | | | | | | | | |
| Teneur en eau résiduelle θ_r ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,080 | 0,205 |
| Teneur en eau à saturation θ_s ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) | 0,316 | 0,323 | 0,410 | 0,323 | 0,439 | 0,323 | 0,397 | 0,323 | 0,390 | 0,323 | 0,353 | 0,379 |
| Paramètre α (cm^{-1}) | 0,015 | 0,001 | 0,006 | 0,001 | 0,183 | 0,001 | 0,101 | 0,001 | 0,057 | 0,001 | 0,022 | 0,045 |
| Paramètre n | 1,128 | 1,304 | 1,226 | 1,304 | 1,166 | 1,304 | 1,139 | 1,304 | 1,178 | 1,304 | 1,150 | 1,185 |
| Conductivité hydraulique à saturation K_s (cm j^{-1}) | 21 | 55 | 2250 | 55 | 560 | 55 | 250 | 55 | 350 | 55 | 350 | 55 |
| Paramètre de tortuosité l | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| PARAMÈTRES TRANSPORT SOLUTÉS | | | | | | | | | | | | |
| Masse volumique apparente ρ_b (g cm^{-3}) | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 |
| Teneur en eau immobile ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Coefficient d'adsorption linéaire K_D DKN (L kg^{-1}) | 0,07 | 0,02 | 0,07 | 0,02 | 0,07 | 0,02 | 0,07 | 0,02 | 0,07 | 0,02 | 0,07 | 0,02 |
| Constante de cinétique de dégradation dans la phase liquide DKN (j^{-1}) | 0,017 | 0,0019 | 0,017 | 0,0019 | 0,017 | 0,0019 | 0,017 | 0,0019 | 0,017 | 0,0019 | 0,017 | 0,0019 |
| PARAMÈTRES PLANTE | | | | | | | | | | | | |
| Profondeur de densité racinaire maximale (cm) | | | | | | | 10 cm | | | | | |
| Profondeur maximale de développement racinaire (cm) | | | | | | | 30 cm | | | | | |
| CONDITIONS LIMITE SUPÉRIEURE | | | | | | | | | | | | |
| Précipitations (cm) | | | | | | | Année 2005 | | | | | |
| Évaporation (cm) | | | | | | | Inra Toulouse | | | | | |
| Transpiration (cm) | | | | | | | Inra Toulouse | | | | | |
| Surface associée à la transpiration (cm^2) [‡] | | | | | | | 160 cm | | | | | |
| Potentiel aux faces de suintement (cm) | | | | | | | -70 cm | | | | | |

[†] Une description précise de chaque compartiment de sol est développée dans le Chapitre 4.

[‡] Surface du sol couverte par la plante (estimée initialement à 80 % dans notre travail).

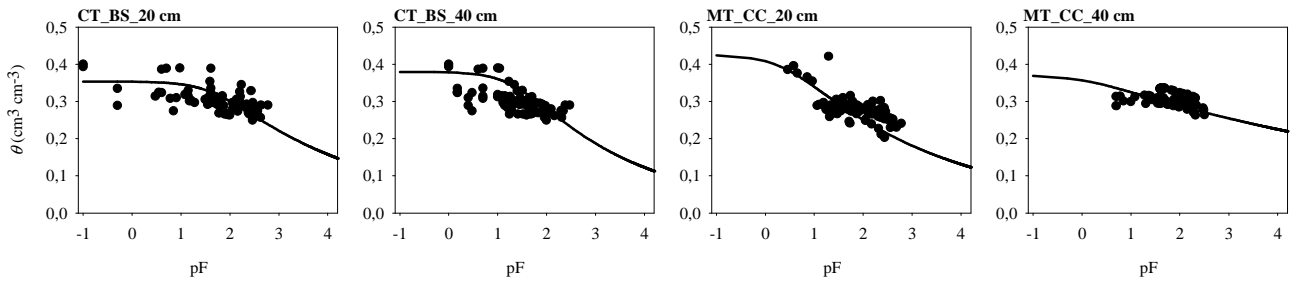


Figure 96. Ajustements des courbes de rétention sur les couples de données $\theta(h)$ de terrain.

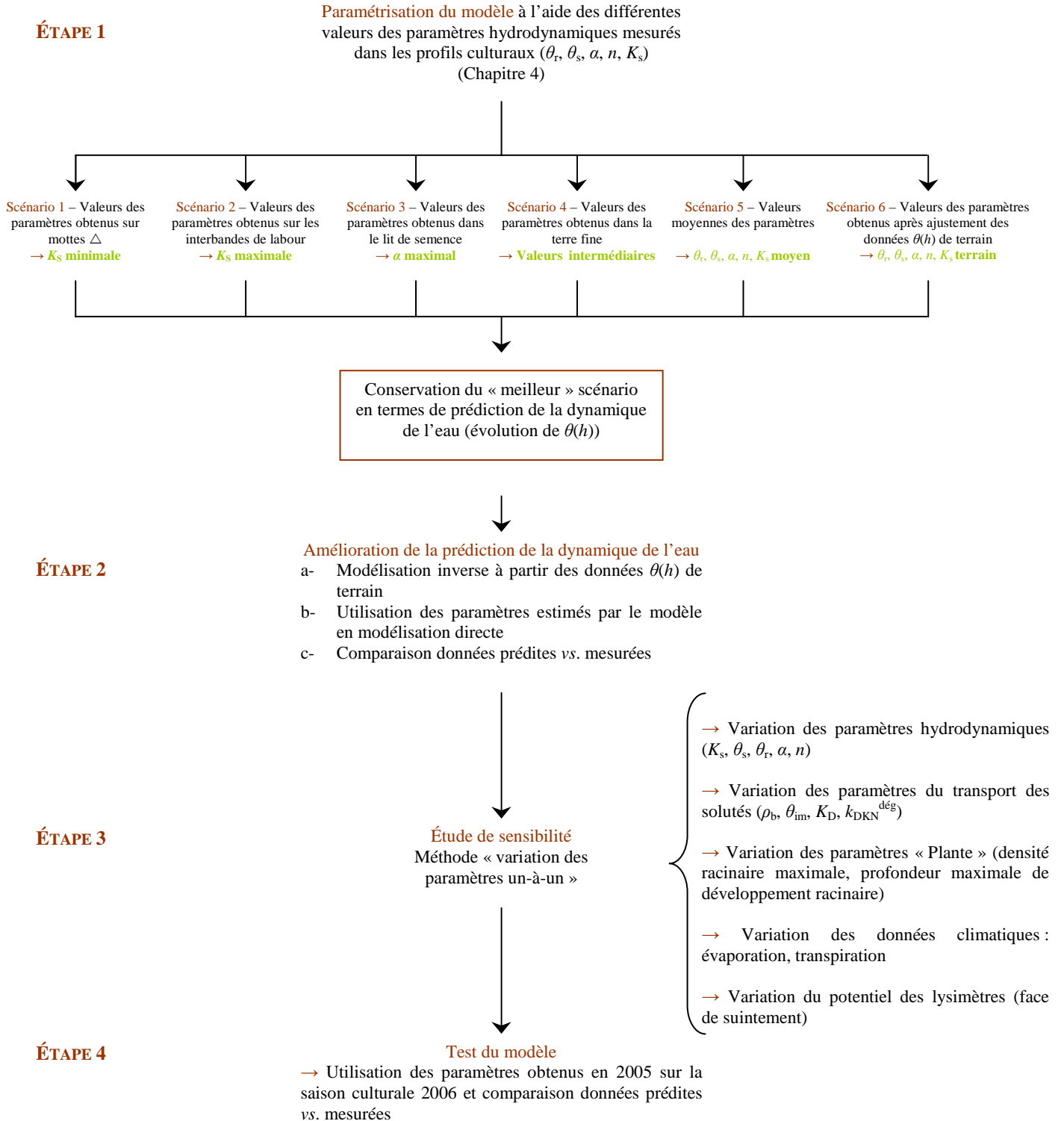


Figure 97. Démarche de modélisation mise en œuvre sur la modalité CT_BS

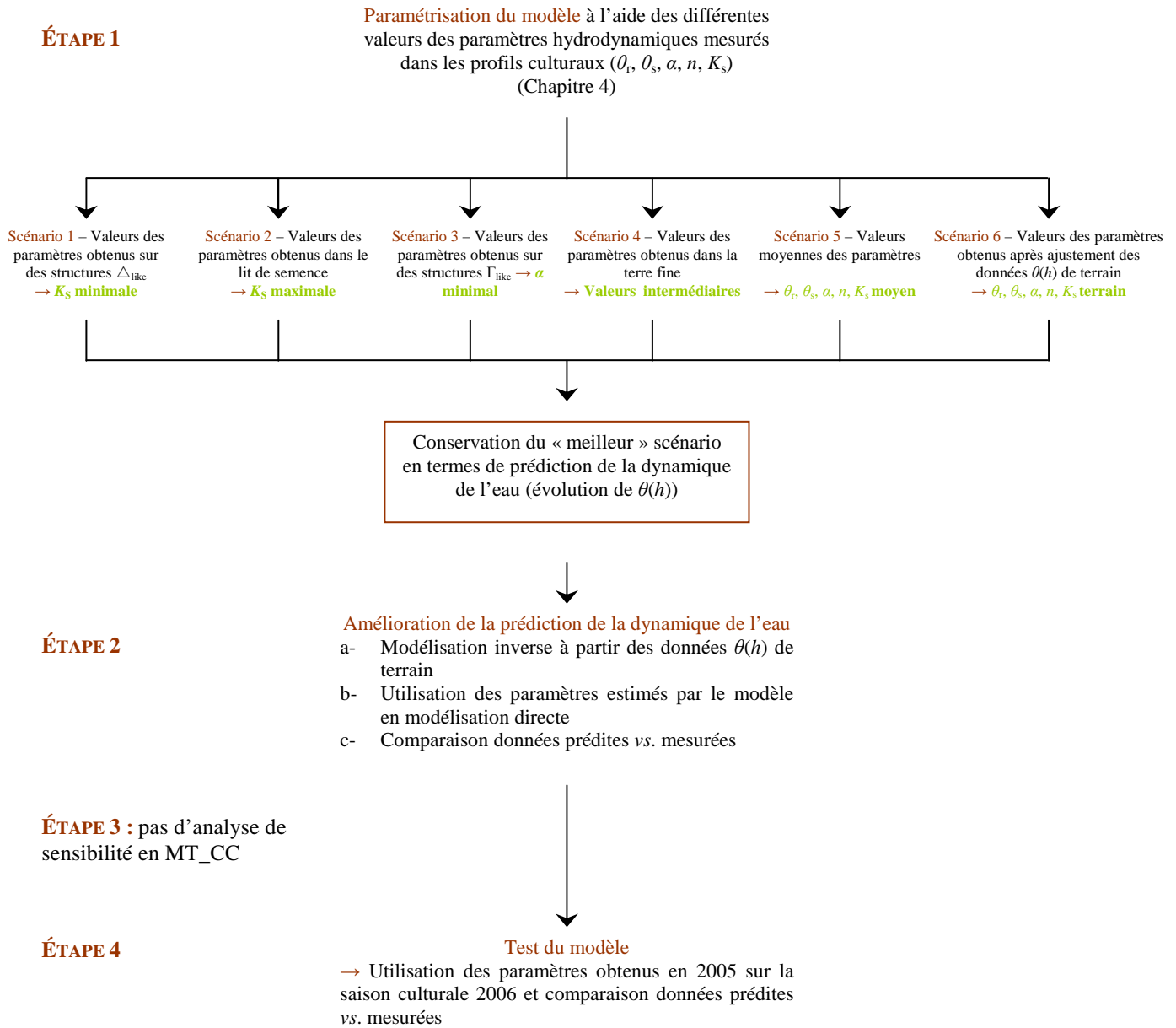


Figure 98. Démarche de modélisation mise en œuvre sur la modalité MT_CC.

Étape 2. A partir du scénario fournissant les meilleurs ajustements des données h et θ , nous avons utilisé le modèle HYDRUS en résolution inverse (ou calibration automatique), basée sur l'algorithme de Marquardt-Levenberg, afin d'optimiser les paramètres hydrauliques ($K_s, \theta_s, \theta_r, \alpha, n$) des deux matériels. Cette étape de modélisation inverse a été réalisée en utilisant les couples de données de teneurs en eau volumiques et de potentiels matriciels collectées en 2005 aux profondeurs de 20 et 40 cm, soit des ajustements effectués sur 468 points de mesure (Chapitre 2). Les valeurs obtenues pour les différents paramètres après ajustement ont été comparées à celles mesurées dans les profils

culturaux (infiltromètres à disques, valeurs des ajustements des courbes de rétention) afin d'en vérifier la cohérence. Ces valeurs ont ensuite été utilisées en mode de simulation direct pour estimer les flux d'eau et de solutés et les comparer à ceux observés (la comparaison des données n'a pas pu être réalisée directement à partir des résultats en mode inverse car le module additionnel développé par Jirka Simunek permettant d'affecter une valeur de potentiel aux faces de suintement ne fonctionnait qu'en mode direct d'HYDRUS). L'intérêt de cette calibration est de pouvoir extrapoler les paramètres optimisés à d'autres gammes de mesure que celles où ils ont été obtenus (Simunek et Hopmans, 2002).

Tableau 47. Valeurs des paramètres d'entrée utilisées pour les différents scénarios de modélisation pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) sur la saison culturale 2005.

| Paramètres d'entrée | Scénario 1 | | Scénario 2 | | Scénario 3 | | Scénario 4 | | Scénario 5 | | Scénario 6 | |
|--|--|--------|-------------------------------------|--------|--|--------|---------------------------------|--------|------------------|--------|-----------------------------|--------|
| | Valeurs structure $\Delta_{\text{like}}^\dagger$ | | Valeurs lit de semence [†] | | Valeurs structure $\Gamma_{\text{like}}^\dagger$ | | Valeurs terre fine [†] | | Valeurs moyennes | | Valeurs $\theta(h)$ terrain | |
| | Mat. 1 | Mat. 2 | Mat. 1 | Mat. 2 | Mat. 1 | Mat. 2 | Mat. 1 | Mat. 2 | Mat. 1 | Mat. 2 | Mat. 1 | Mat. 2 |
| PARAMÈTRES FLUX D'EAU | | | | | | | | | | | | |
| Teneur en eau résiduelle θ_r (cm ³ cm ⁻³) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,161 | 0,102 |
| Teneur en eau à saturation θ_s (cm ³ cm ⁻³) | 0,361 | 0,333 | 0,463 | 0,333 | 0,341 | 0,333 | 0,387 | 0,333 | 0,370 | 0,333 | 0,424 | 0,369 |
| Paramètre α (cm ⁻¹) | 0,17 | 0,003 | 0,199 | 0,003 | 0,003 | 0,003 | 0,227 | 0,003 | 0,154 | 0,003 | 0,418 | 0,981 |
| Paramètre n | 1,081 | 1,145 | 1,152 | 1,145 | 1,135 | 1,145 | 1,093 | 1,145 | 1,116 | 1,145 | 1,141 | 1,054 |
| Conductivité hydraulique à saturation K_s (cm j ⁻¹) | 72 | 103 | 360 | 103 | 122 | 103 | 149 | 103 | 179 | 103 | 179 | 103 |
| Paramètre de tortuosité l | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| PARAMÈTRES TRANSPORT SOLUTÉS | | | | | | | | | | | | |
| Masse volumique apparente ρ_b (g cm ⁻³) | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 | 1,3 | 1,5 |
| Teneur en eau immobile (cm ³ cm ⁻³) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Coefficient d'adsorption linéaire K_D DKN (L kg ⁻¹) | 0,10 | 0,02 | 0,10 | 0,02 | 0,10 | 0,02 | 0,10 | 0,02 | 0,10 | 0,02 | 0,10 | 0,02 |
| Constante de cinétique de dégradation dans la phase liquide DKN (j ⁻¹) | 0,045 | 0,0019 | 0,045 | 0,0019 | 0,045 | 0,0019 | 0,045 | 0,0019 | 0,045 | 0,0019 | 0,045 | 0,0019 |
| PARAMÈTRES PLANTE | | | | | | | | | | | | |
| Profondeur de densité racinaire maximale (cm) | | | | | | | 10 cm | | | | | |
| Profondeur maximale de développement racinaire (cm) | | | | | | | 30 cm | | | | | |
| CONDITIONS LIMITE SUPÉRIEURE | | | | | | | | | | | | |
| Précipitations (cm) | | | | | | | Année 2005 | | | | | |
| Évaporation (cm) | | | | | | | Inra Toulouse | | | | | |
| Transpiration (cm) | | | | | | | Inra Toulouse | | | | | |
| Surface associée à la transpiration (cm) | | | | | | | 160 cm | | | | | |
| Potentiel aux faces de suintement (cm) | | | | | | | -70 cm | | | | | |

[†] Une description précise de chaque compartiment de sol est développée dans le Chapitre 4.

Étape 3. A partir du scénario obtenu suite à la modélisation inverse pour la modalité CT_BS, appelé scénario de base (SB), pour lequel les paramètres hydrauliques ont été optimisés, nous avons réalisé une étude de sensibilité du modèle HYDRUS. Nous avons pour cela utilisé la démarche la plus simple en analyse de sensibilité qui consiste à faire varier un par un les différents paramètres (*ceteris paribus*) et à en évaluer les effets sur les sorties du modèle (Hamby, 1994). Les paramètres que nous avons fait varier sont ceux, mesurés sur le site ou en laboratoire, qui présentent un fort coefficient de variation (ex. les paramètres des courbes de rétention, les données pesticides, les paramètres MIM, etc.), ceux pour lesquels aucune mesure n'est disponible sur le site (ex. données racinaires) (Soutter et Musy, 1999 ; Dubus et al., 2002) et enfin ceux affectant les conditions aux limites (évaporation, transpiration,

potentiel des lysimètres) pour lesquels les valeurs affectées sont incertaines. Le Tableau 48 rassemble les paramètres testés ainsi que les gammes de variation appliquées.

Tableau 48. Paramètres d'entrée d'HYDRUS considérés dans l'analyse de sensibilité et gammes de variation appliquées par rapport au scénario de base (correspondant aux paramètres obtenus après modélisation inverse en CT_BS)

| Scénario de base (SB) = scénario obtenu après modélisation inverse pour la modalité CT_BS | | |
|---|---------------------|---------------------|
| | Matériel 1 | Matériel 2 |
| PARAMÈTRES FLUX D'EAU | | |
| Teneur en eau résiduelle θ_r | SB \pm 10 % | SB \pm 10 % |
| Teneur en eau à saturation θ_s | SB \pm 10 % | SB \pm 10 % |
| Coefficient d'ajustement α | SB \pm 10 % | SB \pm 10 % |
| Coefficient d'ajustement n | SB \pm 10 % | SB \pm 10 % |
| Conductivité hydraulique à saturation K_s | SB \pm 50 % | SB \pm 50 % |
| PARAMÈTRES TRANSPORT SOLUTÉS | | |
| Masse volumique apparente ρ_b | SB \pm 10 % | SB \pm 10 % |
| Teneur en eau immobile | (SB+0,1) \pm 10 % | (SB+0,1) \pm 10 % |
| Coefficient d'adsorption linéaire K_D DKN | SB \pm 50 % | SB \pm 50 % |
| Constante de cinétique de dégradation dans la phase liquide DKN | SB \pm 50 % | SB \pm 50 % |
| PARAMÈTRES PLANTE | | |
| Profondeur densité racinaire maximale | | SB \pm 50 % |
| Profondeur maximale de développement racinaire | | SB \pm 20 % |
| CONDITIONS LIMITE SUPÉRIEURE | | |
| Évaporation | | SB \pm 10 % |
| Transpiration | | SB \pm 10 % |
| Surface transpirante | | SB \pm 10 % |
| Potentiel surface de suintement (lysimètres) | | SB \pm 30 % |

Le choix des amplitudes de variation appliquées aux paramètres a été établi (a) en fonction des amplitudes de variation mesurées (importantes pour de nombreux paramètres) et (b) en cohérence avec les réalités physiques (ex. valeurs de masse volumique apparente). La teneur en eau immobile dans le scénario de base était considérée nulle. Pour étudier les effets de la présence d'une fraction d'eau immobile sur les transferts dans les matériels 1 et 2, nous avons fixé à 0,1 cm³ cm⁻³ la teneur en eau immobile, puis nous avons simulé les effets d'une variation de \pm 10 % de cette teneur.

Les effets de ces variations ont été observés tout au long de la saison culturale du maïs 2005 en comparant les changements en termes de dynamique hydrique, de drainage (flux drainé, en cm), et de lixiviation de solutés (Br⁻ et DKN, % de la quantité appliquée) avec les résultats obtenus avec le scénario de base. L'influence de chaque paramètre sur les sorties du modèle a été évaluée en calculant le « ratio de variation » (ROV) (Dubus et al., 2003) :

$$ROV = \frac{\text{variation des sorties}}{\text{variation des entrées}} = \frac{O - O_{SB}}{I - I_{SB}} \frac{I_{SB}}{O_{SB}} \quad (23)$$

avec O la valeur de la variable mesurée en sortie (flux drainé cumulé, lixiviation cumulée de Br⁻, lixiviation cumulé de DKN), O_{SB} la valeur de la variable mesurée en sortie pour le scénario de base (SB), I la valeur du paramètre d'entrée et I_{SB} , la valeur du paramètre d'entrée pour le scénario de base

(SB). Ce ratio peut être soit positif, soit négatif, et nous verrons que son signe peut s'inverser au cours d'une saison culturale (traduisant une évolution temporelle de l'influence des paramètres). Une valeur négative du *ROV* indique qu'une augmentation de la valeur d'un paramètre d'entrée induit une diminution de la valeur de la variable de sortie ou inversement, qu'une diminution de la valeur d'un paramètre d'entrée induit une augmentation de la valeur de la variable de sortie. Toutefois, l'évaluation de l'influence globale d'un paramètre ne nécessite pas de connaître le signe du *ROV*, aussi, nous avons choisi d'exprimer ce ratio en valeur absolue, $|ROV|$ (Dubus et al., 2003) et d'en conserver la valeur maximale obtenue au cours du temps et au cours des différentes variations appliquées, $MAROV = \text{Max}_i |ROV|$, $i = 1$ à r , r est le nombre de variations appliquées à un paramètre particulier. Une valeur de *MAROV* égale à 1 signifie qu'une variation dans le modèle de x % induira une variation de la même amplitude dans les sorties du modèle (Dubus et Brown, 2002 ; Dubus et al., 2003).

Étape 4. Pour finir, une étape considérée par certains auteurs comme une étape de test du modèle (Armstrong et al., 1996 ; Kumar et Kanwar, 1997) a consisté à utiliser sur la saison culturale 2006 les valeurs des paramètres obtenus après calibration sur la saison culturale 2005 sous les modalités CT_BS et MT_CC. Pour cela, seules les valeurs de précipitations et les stades de développement de la plante (matérialisé dans le modèle par les valeurs de transpiration) ont été remplacées par les données de 2006 et les sorties du modèle ont à nouveau été comparées aux valeurs observées en 2006 en termes de suivis des teneur en eau et potentiel matriciel et de flux d'eau et de solutés dans les lysimètres.

2.5. Analyse des résultats de simulation

Les flux d'eau et de solutés simulés par le modèle ont été comparés aux valeurs mesurées à l'aide du coefficient d'efficience des modèles E (Nash et Sutcliffe, 1970) :

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_0 - x_m)^2}{\sum_{i=1}^n (x_0 - \overline{x_0})^2} \quad (24)$$

avec x_0 la variable observée, x_m la variable modélisée et $\overline{x_0}$ la moyenne de la variable observée.

3. Résultats et discussion

Sur l'ensemble des simulations réalisées, les erreurs sur les bilans de masse d'eau sont inférieures à 0,5 %, et les erreurs sur les bilans de masse de traceur et d'herbicide (DKN) sont inférieures à 5 %.

3.1. Étape 1 : Paramétrisation du modèle à l'aide des six scénarios

3.1.1. Paramétrisation sur la modalité CT_BS

Les résultats obtenus pour les six scénarios de paramètres en CT_BS sont présentés de la Figure 99 à la Figure 104.

Scénario 1 (Figure 99) : Le paramétrage d'HYDRUS à l'aide des valeurs de rétention issues des mottes Δ entraîne une surestimation systématique du potentiel matriciel et une sous-estimation systématique de la teneur en eau volumique pour les deux horizons de sol. Ces fortes valeurs de potentiel simulées par le modèle ne permettent pas de flux d'eau sur les faces de suintement des lysimètres (apparaissant à un potentiel de -70 cm).

Scénario 2 (Figure 100) : L'utilisation des valeurs des paramètres de rétention obtenus dans les interbandes de labour ne permet également pas de représenter convenablement la dynamique de l'eau sous la modalité CT_BS et, comme pour le scénario 1, aucun flux d'eau dans les lysimètres n'est généré.

Scénario 3 (Figure 101) : Les résultats obtenus à partir des paramètres de rétention du lit de semence sont similaires à ceux des deux scénarios précédents, le potentiel matriciel est surestimé (en valeur absolue) et les teneurs en eau sous-estimées. En revanche, les fluctuations en valeurs relatives des teneurs en eau à 20 cm sont similaires à celles mesurées sur la parcelle (d'où un coefficient de détermination élevé, $r^2 = 0,61$).

Scénario 4 (Figure 102) : L'utilisation des valeurs des paramètres de rétention obtenus dans la terre fine de la couche labourée n'aboutit pas non plus à une bonne représentation de la dynamique de l'eau. Il est cependant intéressant de noter que les variations de h et θ simulées par le modèle pour ce scénario sont similaires à celles simulées pour le scénario 3 utilisant les valeurs du lit de semence.

Scénario 5 (Figure 103) : A nouveau, la modélisation de la dynamique de l'eau n'est pas satisfaisante en utilisant les valeurs moyennes des paramètres sur le profil. Les fluctuations de teneur en eau suivent celles observées sur la modalité mais sont nettement inférieures (écarts $> 0,1 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), le potentiel matriciel atteint des valeurs élevées (pF 3,8) non observées au champ et aucun flux d'eau n'est généré par le modèle dans les lysimètres.

Scénario 1 : Utilisation des valeurs issues des mottes Δ

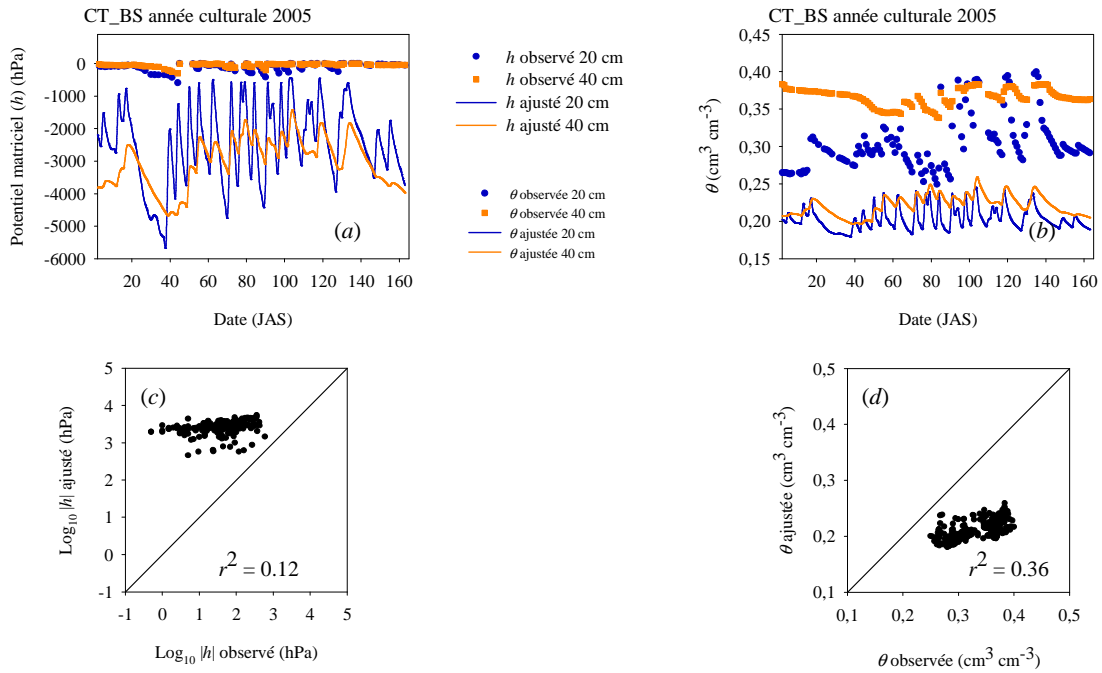


Figure 99. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les mottes Δ de l'horizon labouré (8-30 cm).

Scénario 2 : Utilisation des valeurs issues des interbandes de labour

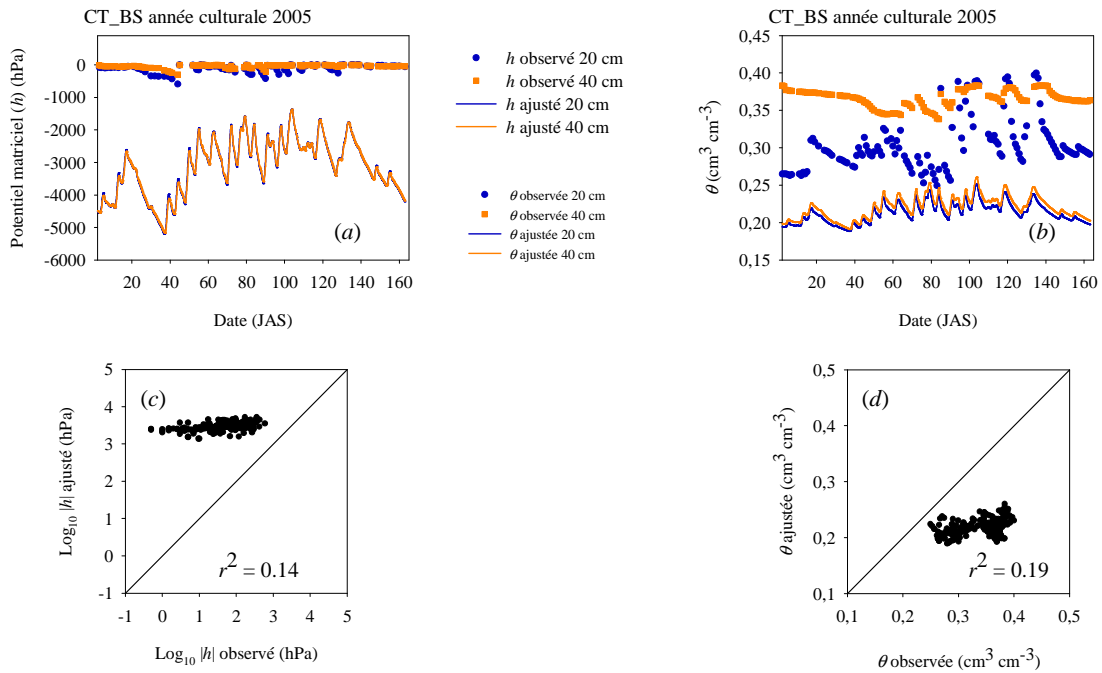


Figure 100. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les interbandes l'horizon labouré (8-30 cm).

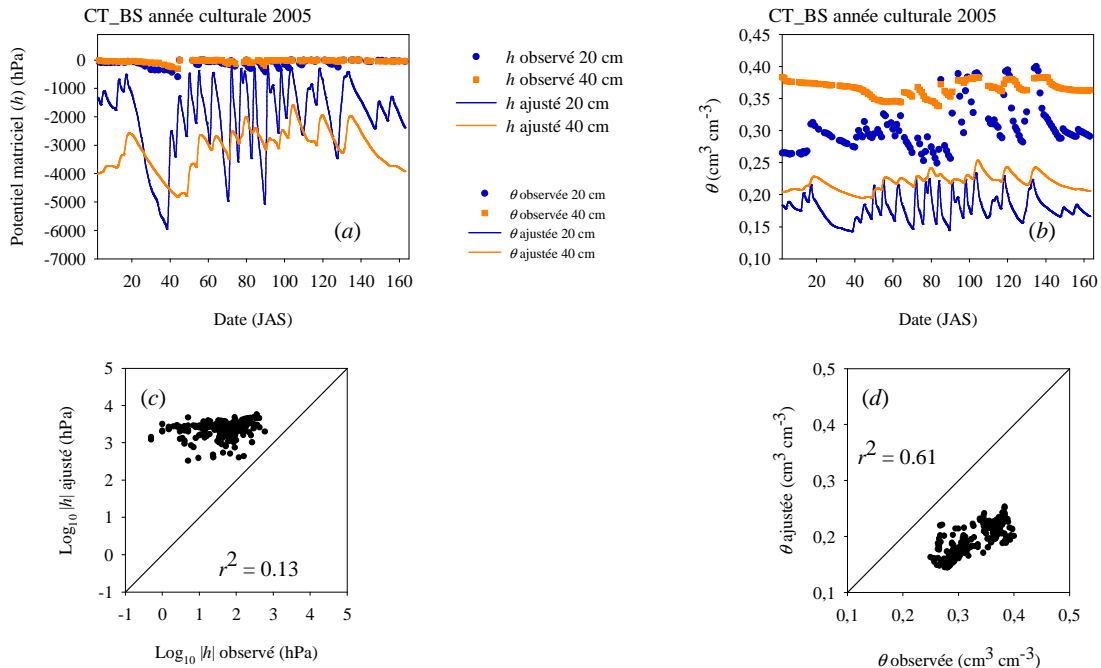
Scénario 3 : Utilisation des valeurs issues du lit de semence

Figure 101. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans le lit de semence de l'horizon labouré (0-8 cm).

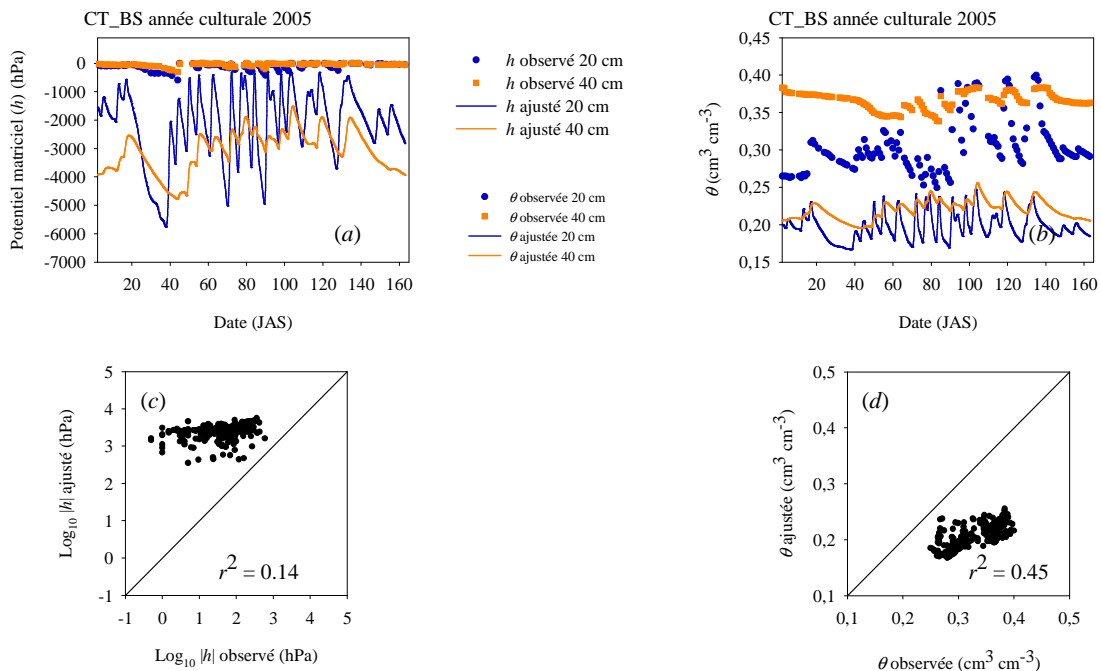
Scénario 4 : Utilisation des valeurs issues de la terre fine

Figure 102. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans la terre fine de l'horizon labouré (8-30 cm).

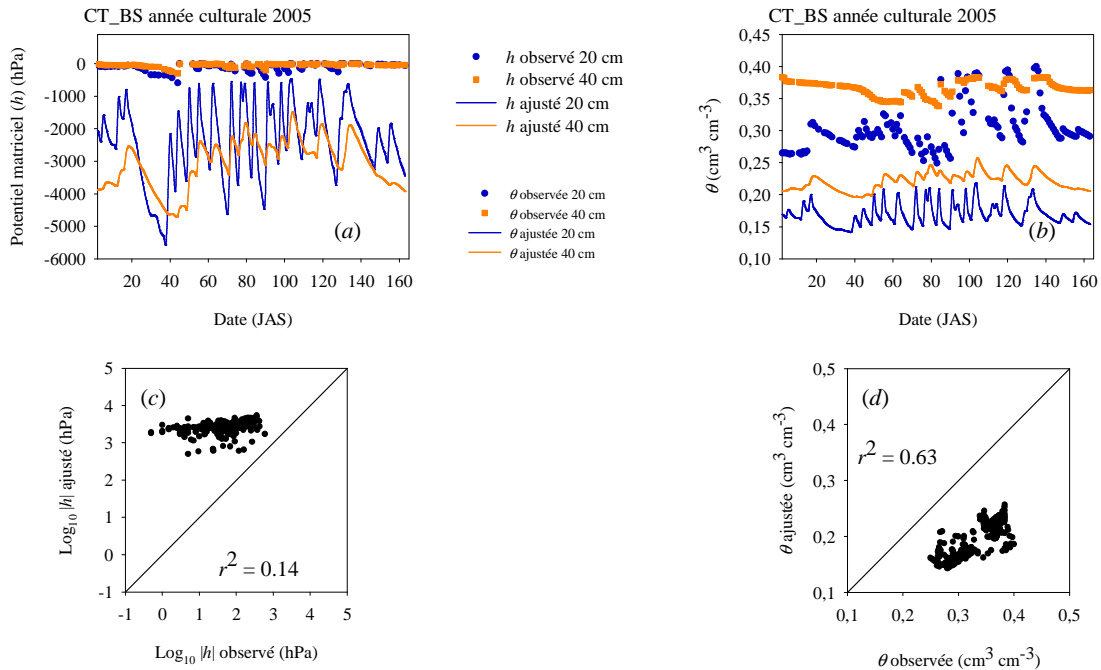
Scénario 5 : Utilisation des valeurs moyennes des paramètres

Figure 103. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs moyennes des paramètres de l'horizon labouré (0-30 cm).

Scénario 6 (Figure 104) : Les paramètres utilisés dans ce scénario ont été obtenus après ajustement des couples de données $\theta(h)$ obtenues sur la modalité CT_BS en 2005. Par rapport aux valeurs des autres scénarios, pour le matériel 1, les valeurs de θ_s , α et n se situent dans les gammes mesurées sur les presses de Richards et θ_r est assez faible (0,08 cm³ cm⁻³), alors que pour le matériel 2, les valeurs de α et n ajustées sont plus élevées que celles mesurées.

Les valeurs simulées de h restent supérieures à celles mesurées, mais l'amplitude de variation de ces valeurs est plus faible que celle obtenue avec les autres scénarios (pF max = 3,5). Une très nette amélioration de la prédiction des teneurs en eau est obtenue pour les deux horizons, avec notamment une bonne estimation de la teneur en eau à 40 cm au début du cycle cultural. Les valeurs extrêmes mesurées à 20 cm ($\theta > 0,38$ cm³ cm⁻³) après des pluies importantes ne sont pas simulées. Après ces événements, il est possible, comme nous l'avons indiqué dans le Chapitre 2, que l'eau s'accumule temporairement autour des guides d'onde des sondes TDR (après retrait du sol) générant alors un biais dans la mesure de la teneur en eau du sol (ce qui n'apparaît pas dans la modélisation).

Le comportement hydrique simulé par le modèle permet l'apparition de flux d'eau et de solutés dans les lysimètres. Au niveau des flux d'eau (Figure 104e), les valeurs simulées par le modèle tout au long de la saison culturale coïncident bien avec celles mesurées dans les deux lysimètres (coefficient d'efficacité $E = 0,95$), et à la fin de la période de simulation, près de 350 mm d'eau ont percolé à 40 cm de profondeur. Pour les solutés, la migration du traceur est moins bien décrite. Assez rapidement le

traceur n'apparaît plus dans les eaux percolées (Figure 104f) et au bilan seulement 28 % du soluté appliqué est retrouvé dans les lysimètres (contre 60 % dans les observations de terrain). Pour le soluté représentant le DKN, les quantités simulées dans les eaux des lysimètres se situent dans les gammes de valeurs de celles mesurées avec toutefois une faible efficacité prédictive du modèle ($E = 0,04$). Ces pertes atteignent, 213 jours après le semis à 40 cm de profondeur, près de 10,4 % de la quantité appliquée (Figure 104g). A partir de ce scénario, le modèle simule une quantité d'herbicide lixiviée représentant 0,1 % de la dose appliquée à 1 m de profondeur 197 jours après le traitement (JAT) et les quantités lixiviées cumulées atteignent 3,6 % de la quantité d'herbicide appliquée à la fin de l'année (soit 242 JAT).

Scénario 6 : Utilisation des valeurs ajustées à partir des données $\theta(h)$ de terrain

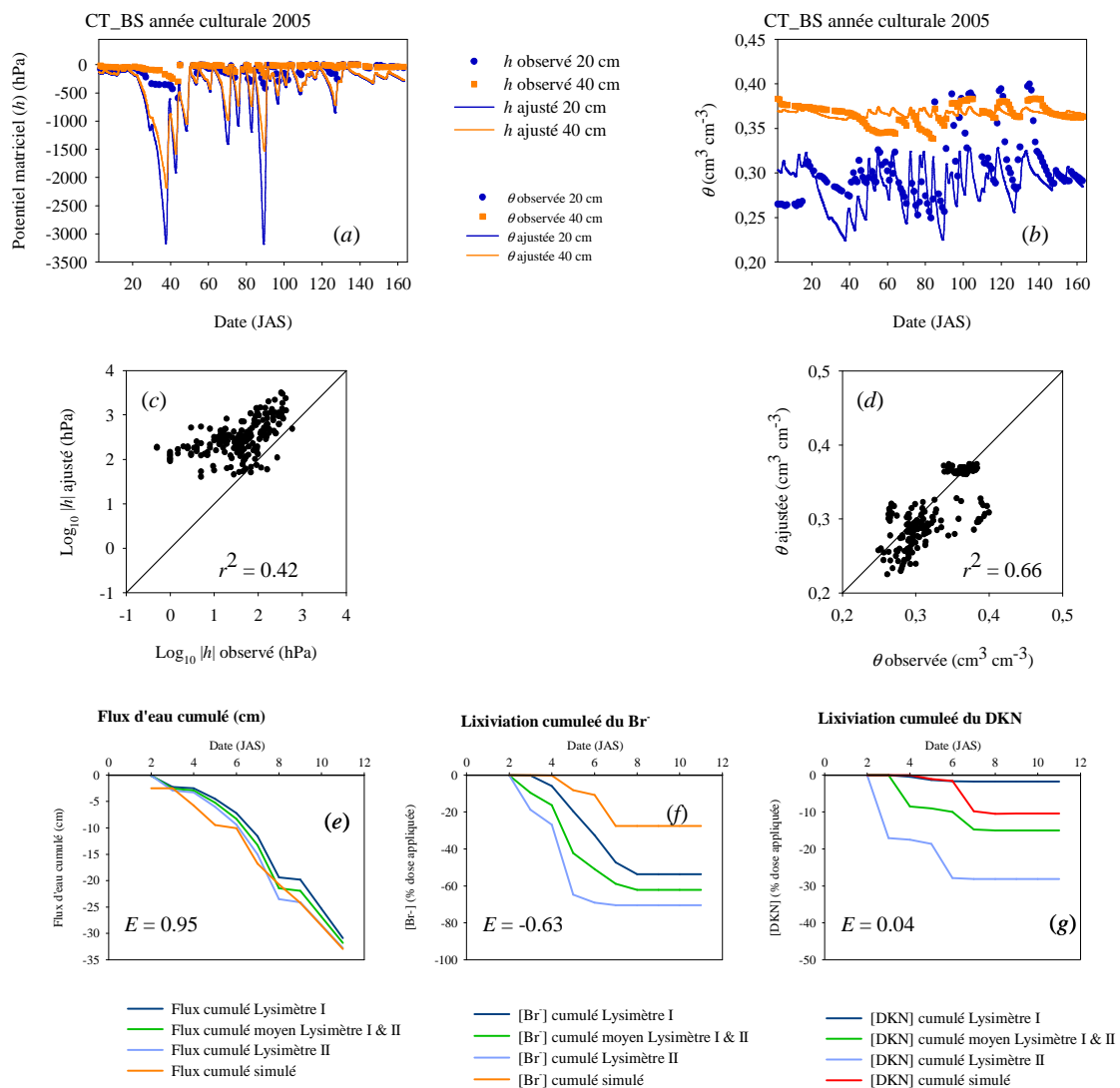


Figure 104. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées à partir des mesures de $\theta(h)$ de terrain. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E .

En observant les flux d'eau (visualisables sur HYDRUS par les vecteurs vitesses, v , cm j^{-1}) après un événement pluvieux (Figure 105), il apparaît très clairement une divergence entraînant un contournement des lysimètres (dont la manifestation est perceptible dès la surface du sol). Lorsque le sol est à un potentiel inférieur à la succion des lysimètres (< -70 cm), l'eau et les solutés qu'elle transporte contournent les collecteurs. Cette divergence de flux, détaillée par Mertens et al. (2007), peut être à l'origine de biais dans l'échantillonnage de la solution du sol aussi bien dans les volumes drainés que dans les concentrations en solutés présents (Flury et al., 1999).

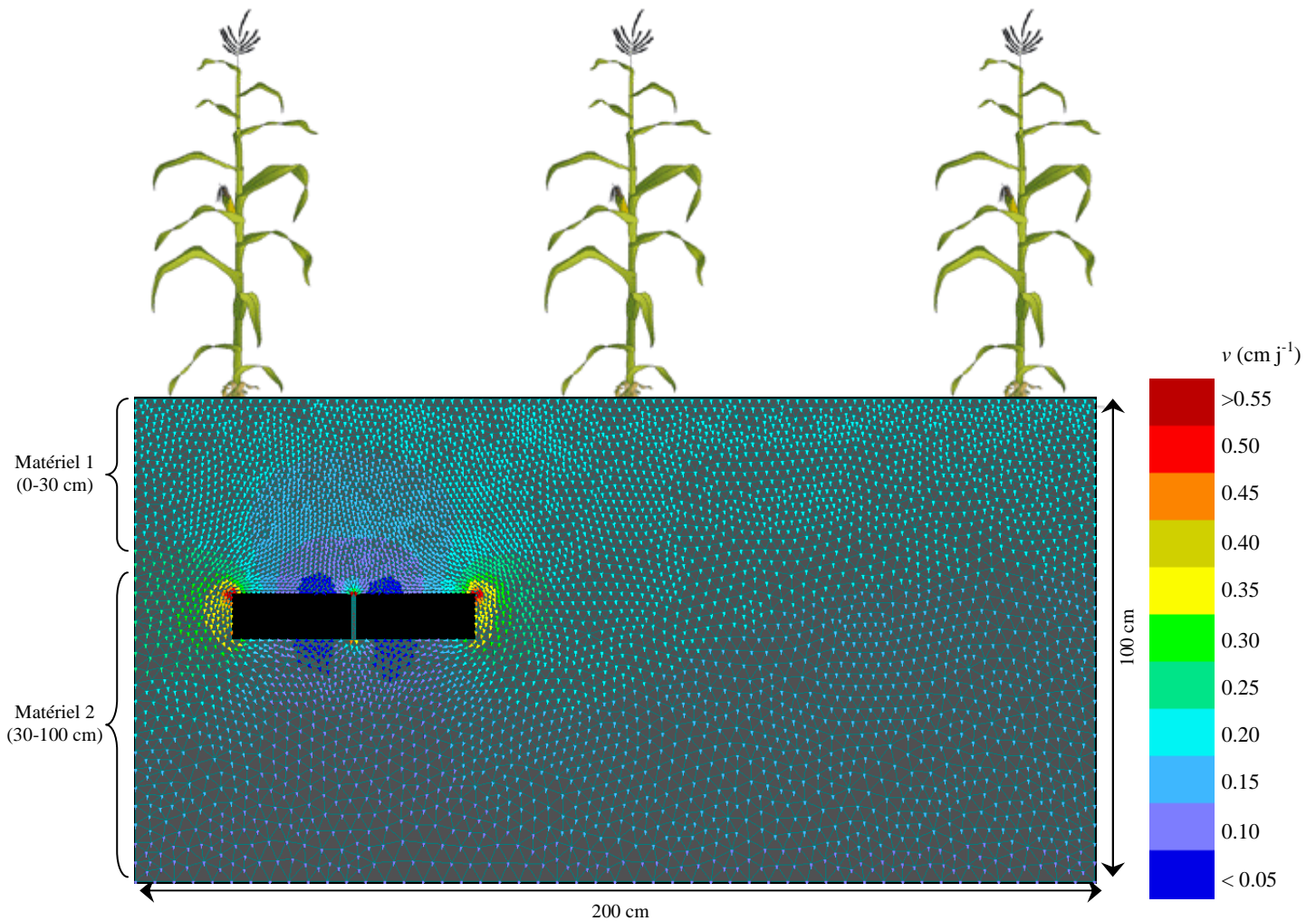


Figure 105. Incidence des lysimètres à mèche sur les flux d'eau dans le profil (matérialisés par les vecteurs vitesses, v) après un événement pluvieux survenu 14 JAS.

Cette divergence des flux apparaît en particulier au début de la saison culturale lorsque le sol est le plus sec. Elle peut donc vraisemblablement avoir entraîné un sous-échantillonnage des solutés, notamment du traceur au moment de son passage à la profondeur des collecteurs. Toutefois dans ce scénario, le potentiel est surestimé par le modèle par rapport aux mesures de terrain. Un meilleur ajustement des données expérimentales de potentiel matriciel devrait donc permettre une meilleure évaluation du biais dans l'échantillonnage de la solution du sol. Afin de limiter ces biais, certains

travaux suggèrent de pouvoir modifier la longueur de la mèche du lysimètre en fonction du potentiel matriciel mesuré au-dessus des plaques (en comparaison à une zone non perturbée) et d'entourer la surface d'échantillonnage par une autre mèche permettant de ne collecter que les flux d'eau verticaux (Mertens et al., 2007) et ainsi limiter les effets de bords des lysimètres (Gee et al., 2002 ; Gee et al., 2003 ; Lentz et Kincaid, 2003). La difficulté principale liée à ces aménagements est de pouvoir maintenir une compatibilité entre le suivi expérimental, nécessitant des accès permanents aux collecteurs, et les activités agricoles incluant des passages d'outils de travail du sol. Des systèmes récents de collecte de solution du sol se maintenant en équilibre avec le potentiel du sol non perturbé (système ETPL, equilibrium tension plate lysimeters) commencent à se développer dans les suivis environnementaux, mais ces systèmes restent encore coûteux et fragiles pour des applications sous modalités cultivées conventionnellement (Brye et al., 1999 ; Siemens et al., 2003 ; Barzegar et al., 2004).

3.1.2. Paramétrisation sur la modalité MT_CC

Les résultats obtenus pour les six scénarios de paramètres en MT_CC sont présentés de la Figure 106 à la Figure 111.

Scénario 1 : Utilisation des valeurs issues des structures Δ_{like}

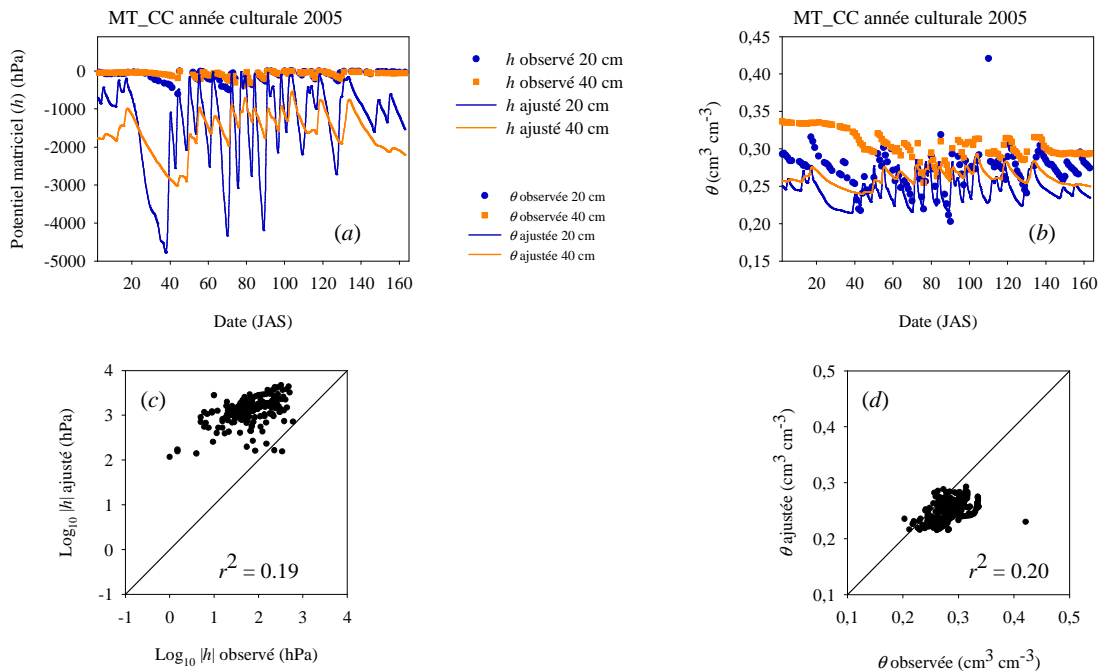


Figure 106. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans les structures Δ_{like} de l'horizon anciennement labouré (8-30 cm).

Scénario 2 : Utilisation des valeurs issues du lit de semence

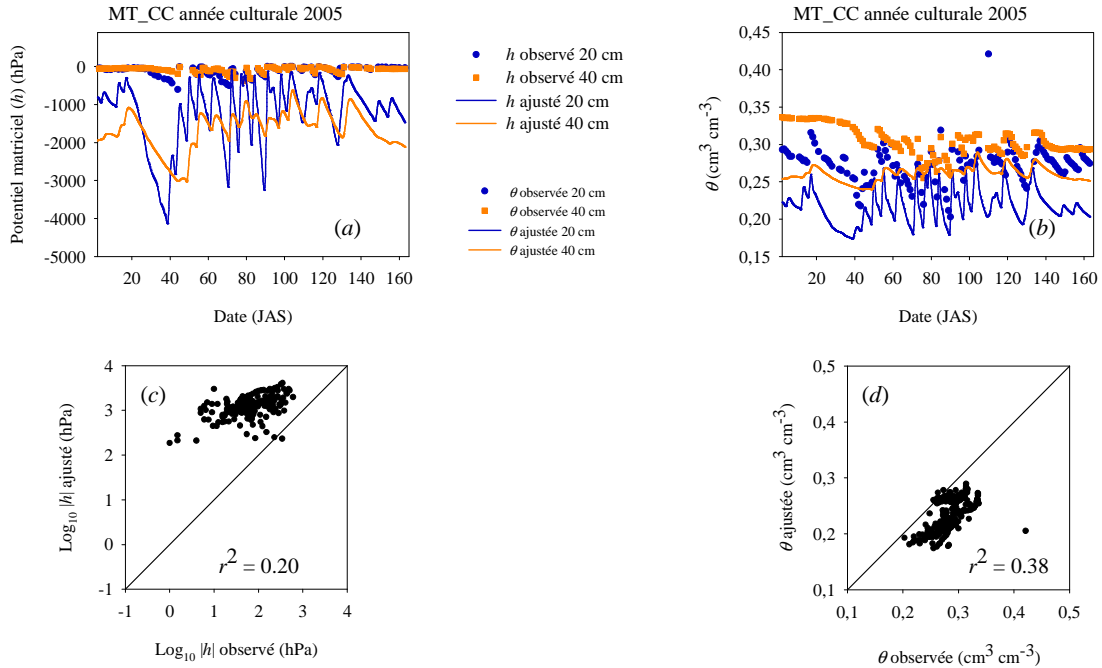


Figure 107. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurés dans le lit de semence de l'horizon anciennement labouré (0-8 cm).

Scénario 3 : Utilisation des valeurs issues des structures Γ_{like}

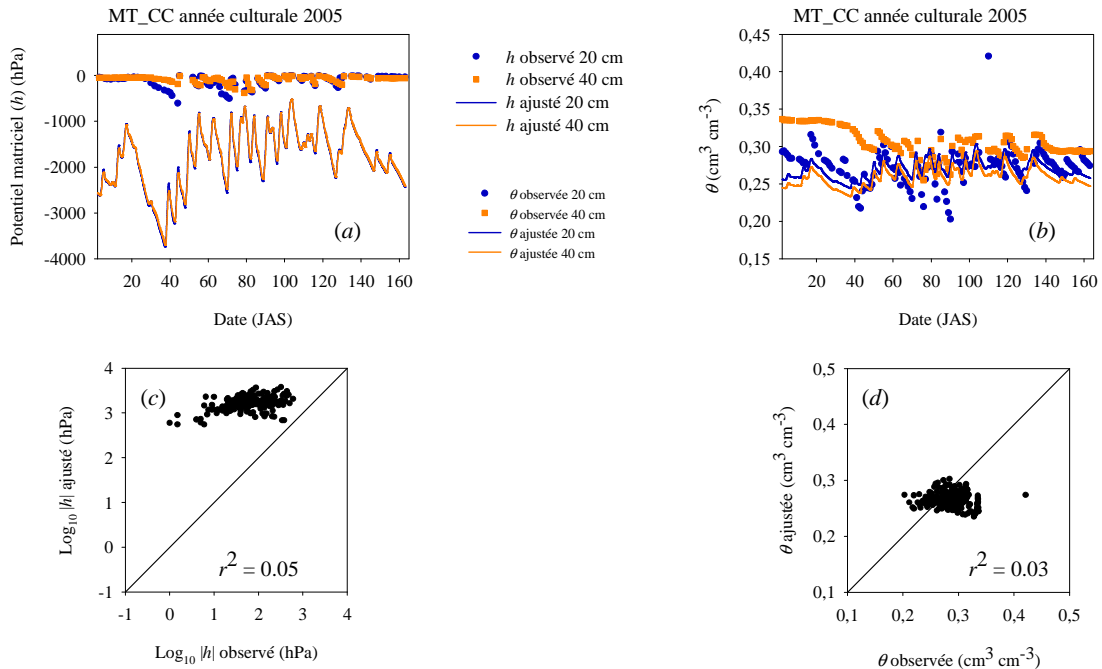


Figure 108. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurés dans les structures Γ_{like} de l'horizon anciennement labouré (8-30 cm).

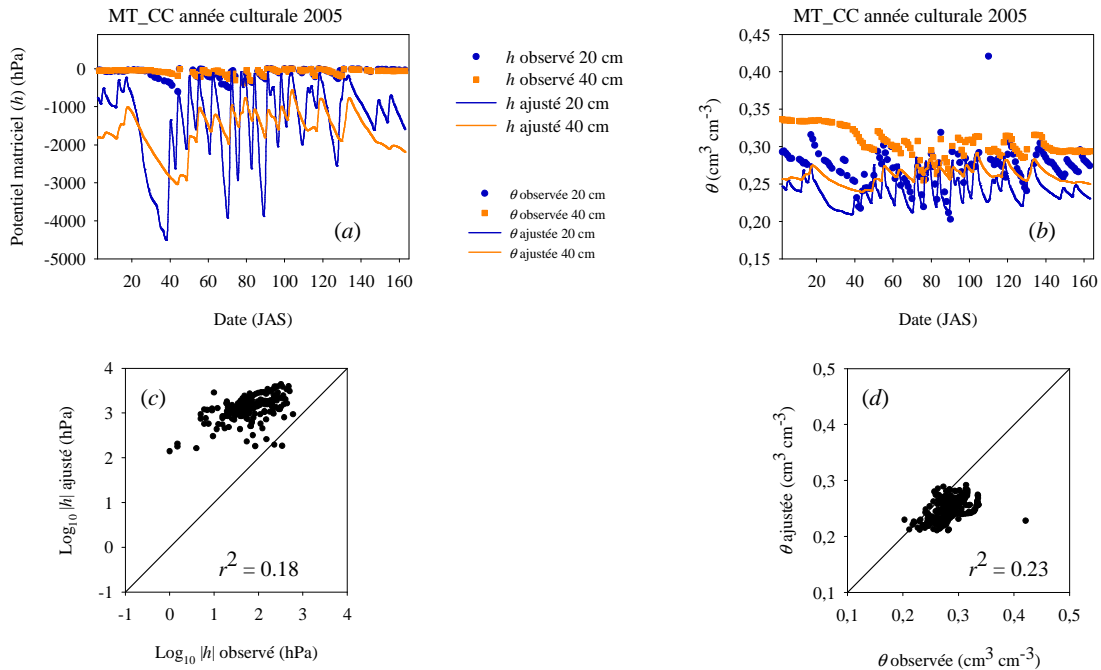
Scénario 4 : Utilisation des valeurs issues de la terre fine

Figure 109. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres mesurées dans la terre fine de l'horizon anciennement labouré (8-30 cm).

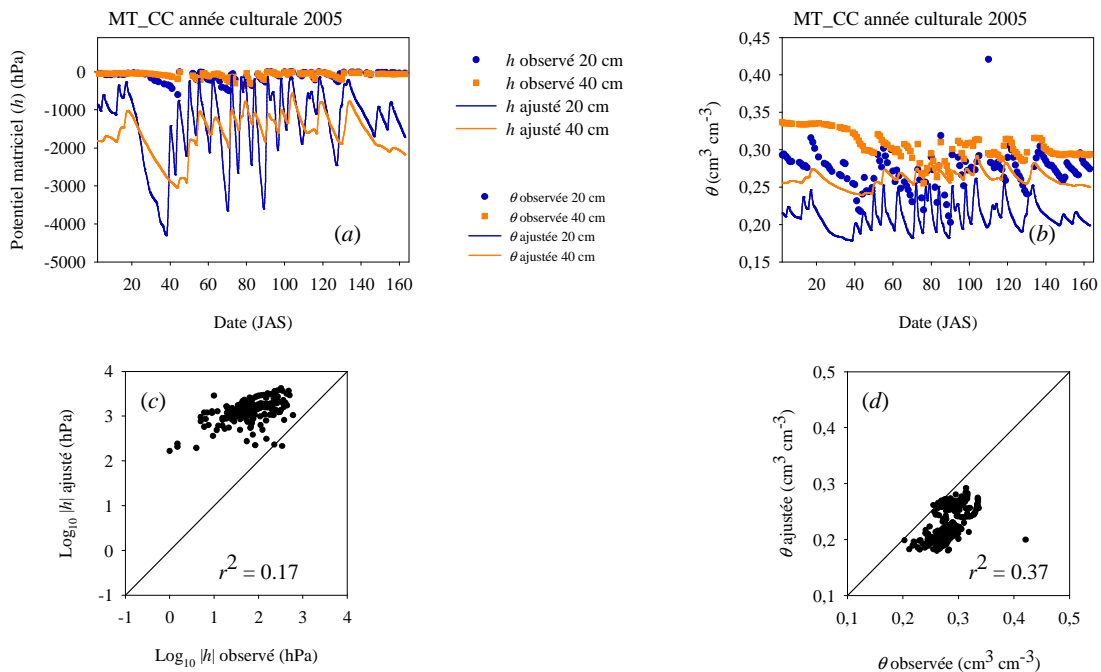
Scénario 5 : Utilisation des valeurs moyennes des paramètres

Figure 110. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs moyennes des paramètres de l'horizon anciennement labouré (0-30 cm).

Comme observé sous la modalité CT_BS, aucun des jeux de paramètres de courbes de rétention et de conductivité hydraulique obtenus dans les profils culturaux (Chapitre 4) ne permet de représenter numériquement la dynamique de l'eau et des solutés sous la modalité MT_CC. Bien que les valeurs modélisées de teneur en eau volumique à 20 cm soient assez proches des valeurs de terrain pour la plupart des scénarios testés, la forte déconnexion entre les valeurs mesurées et simulées de potentiel matriciel n'autorise pas d'écoulement dans les collecteurs lysimétriques.

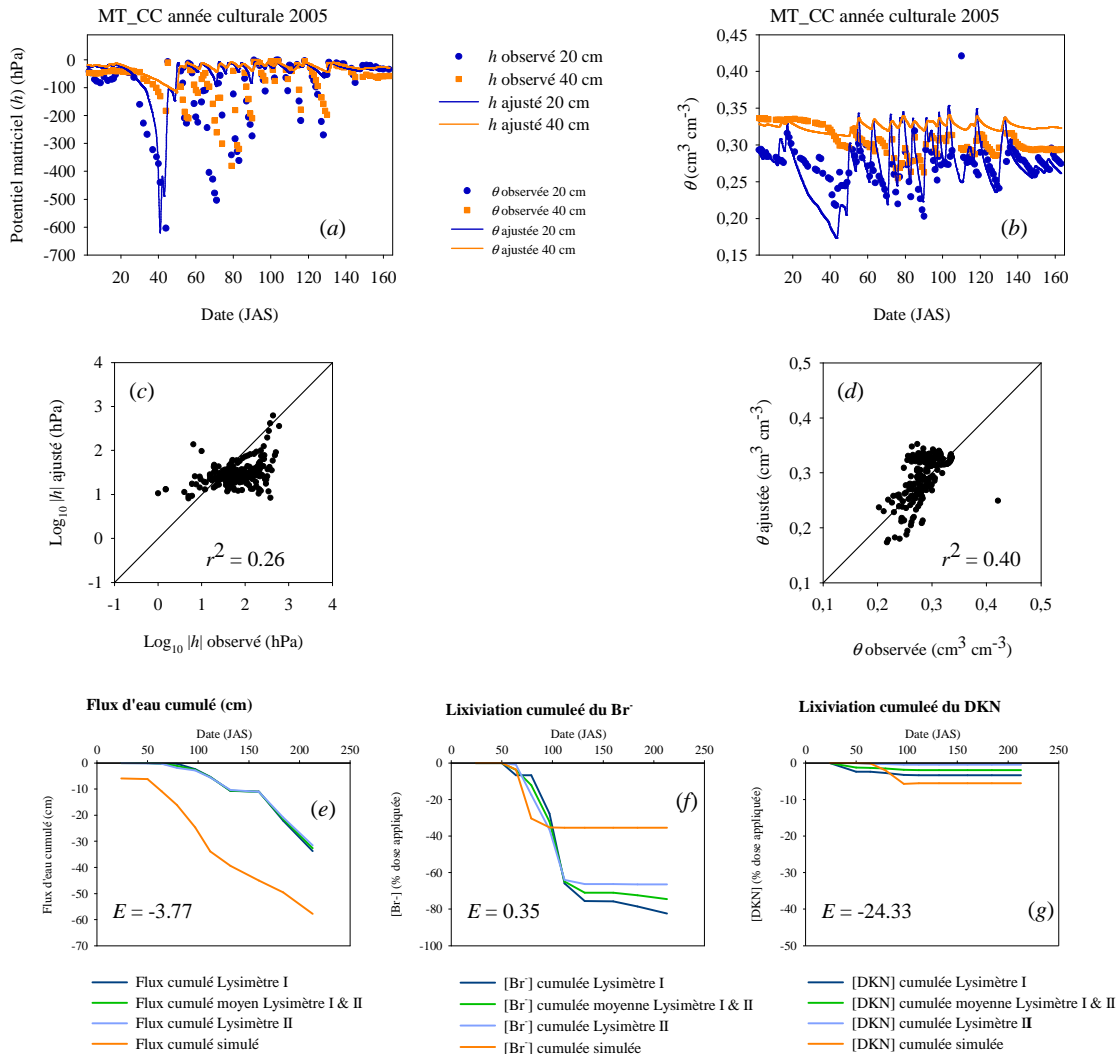


Figure 11. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées à partir des mesures de $\theta(h)$ de terrain. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E .

Les meilleurs ajustements des données h et θ sont à nouveau obtenus à partir des paramètres issus des données de terrain (scénario 6) et conduisent à des écoulements dans les lysimètres (Figure 11). En MT_CC, pour le matériel 1, la valeur ajustée de θ_s est proche de celle mesurée dans le lit de semence, et la valeur de n est également dans la gamme de valeurs mesurées. En revanche, le paramètre α est nettement plus élevé ce qui modifie significativement l'inflexion de la courbe de rétention. La dynamique du potentiel matriciel reste toutefois assez mal décrite par le modèle. A 20 cm, le modèle

simule des assèchements mais dont les amplitudes sont beaucoup plus faibles que celles observées et à 40 cm, les variations de potentiel, décrites dans le Chapitre 2, ne sont pas simulées.

Les volumes d'eau drainés dans les lysimètres simulés par le modèle sont surestimés dès le début de la saison culturale (Figure 111e), et en fin de simulation, ces volumes sont deux fois plus importants que ceux mesurés sous la modalité ($E = -3,77$). Ces surestimations de flux d'eau et l'absence de variation du potentiel matriciel à 40 cm peuvent être attribuées à un mauvais paramétrage des données « Plante » dans le modèle. En effet, pour ces simulations, le développement racinaire maximal était limité à 30 cm, comme pour la modalité CT_BS, alors que les observations dans le profil cultural indiquaient la présence de racine à des profondeurs plus importantes (jusqu'à 70 cm) sous la modalité en conservation des sols (Chapitre 4). Les flux de solutés sont également mal décrits, avec une sous-estimation des flux de traceur et une surestimation des flux d'herbicide. Pour ce second soluté, cette surestimation des quantités lixiviées peut être attribuée à la surestimation du potentiel par le modèle à partir de 50 JAS qui entraîne alors un échantillonnage important de solution du sol par les lysimètres (le potentiel simulé étant supérieur à -70 cm).

Conclusion.

Cette 1^{ère} étape de modélisation met en avant la difficulté d'obtenir des paramètres hydrauliques permettant une bonne représentation de la dynamique de l'eau dans le sol à partir de mesures indépendantes et pose la question de la connexion entre des caractérisations de propriétés physiques au champ et en laboratoire sur des surfaces ou des volumes limités face au fonctionnement du sol non perturbé. Dans cette étude, les prélèvements de cylindres pour l'établissement des courbes de rétention dans les presses de Richards et les mesures de conductivité hydraulique ont été réalisés à moins de 15 m des zones instrumentées sans qu'un changement significatif de la nature du sol ait été identifié. Dans leurs travaux de modélisation de dynamique hydrique, Coquet et al. (2005a) observaient également une déconnexion entre les données mesurées et simulées par HYDRUS 2D qui se traduisait dans leur cas par une surestimation des teneurs en eau volumiques par le modèle. Ils attribuaient ces différences à une prise en compte partielle, voire nulle, par les mesures en laboratoire de phénomènes tels que l'hystérésis dans la rétention d'eau, le piégeage d'air dans la porosité et la structure du sol à différentes échelles.

A partir des paramètres obtenus par ajustement des couples de données $\theta(h)$ collectés sur chacune des modalités, les simulations ont été améliorées, en particulier en CT_BS. Ces résultats mettent en évidence l'intérêt des mesures *in situ* pour accéder à des paramètres hydrodynamiques décrivant plus fidèlement que des mesures indépendantes le fonctionnement du milieu non perturbé. Toutefois, les simulations basées sur ces paramètres demeurent insuffisamment proches des mesures expérimentales pour permettre une bonne description des flux d'eau et de solutés dans les lysimètres et à la base du profil. L'amélioration des ajustements implique alors des méthodes d'inversion numérique (Simunek et al., 1998a ; Simunek et al., 1998b ; Hopmans et al., 2002 ; Simunek et al., 2002).

3.2. Étape 2 : calibration des paramètres « Flux d'eau » par modélisation inverse

L'utilisation des paramètres obtenus dans les différents compartiments de sol en CT et MT ne s'est pas avérée pertinente pour décrire convenablement les flux hydriques. Un ajustement par modélisation inverse des valeurs de potentiel matriciel et de teneur en eau mesurées sur les zones instrumentées sous chaque modalité doit permettre d'obtenir des valeurs plus représentatives des paramètres hydrauliques de ces zones (Simunek et al., 2002 ; Coquet et al., 2005a). Les valeurs initiales des paramètres sur lesquelles la procédure inverse va être réalisée sont celles du scénario 6. L'optimisation des paramètres par le modèle est effectuée en cherchant à minimiser la fonction objective Φ correspondant à la somme des carrés des écarts entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites pondérée par la variance des mesures (Simunek et al., 1998a) :

$$\Phi = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} w [\theta(x_j, z_j, t_i) - \theta^*(\beta, x_j, z_j, t_i)]^2$$

$$w = \frac{1}{\sigma^2 \sum_{j=1}^m n_j}$$

avec m le nombre de sites de mesures de teneur en eau θ (ou de potentiel matriciel h), n_j le nombre de mesures sur le site j , θ^* et θ respectivement les teneurs en eau mesurée et simulée au site j et au temps i , β le jeu de paramètres optimisés et w les erreurs analytiques de mesures pondérées par la variance σ^2 . Les paramètres θ_s , θ_r , α , n et K_s ont été optimisés simultanément pour les deux horizons de sol du profil considéré sous chaque modalité.

3.1.2. Calibration sur la modalité CT_BS

Les valeurs des paramètres optimisés pour la modalité CT_BS sont présentées dans le Tableau 49. La conductivité hydraulique à saturation ajustée par le modèle pour l'horizon labouré (matériel 1) se situe dans la gamme de valeurs mesurées sur la modalité. La valeur ajustée pour l'horizon non travaillé (matériel 2) est plus faible que celle du matériel 1, ce qui rejoint les résultats expérimentaux, mais elle est plus élevée que les valeurs mesurées. Les valeurs des coefficients d'ajustement α sont également supérieures à celles obtenues par ajustement des courbes de rétention (Chapitre 4).

Pour cette optimisation, la profondeur d'enracinement maximale a été maintenue à 30 cm (afin de correspondre aux observations de terrain) avec une densité maximale des racines située à 10 cm, et la teneur en eau immobile était considérée nulle.

Tableau 49. Valeurs des paramètres hydrauliques optimisés par modélisation inverse pour les matériels 1 et 2 de la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS).

| | | θ_r | θ_s | α | n | K_S | l | Φ^\ddagger |
|------------|-----------------|----------------------------------|------------|------------------|-------|--------------------|-----|-----------------|
| | | cm ³ cm ⁻³ | | cm ⁻¹ | | cm j ⁻¹ | | |
| Matériel 1 | Valeur initiale | 0,08 | 0,353 | 0,022 | 1,150 | 350 | 0,5 | |
| | Valeur ajustée | 0,102 | 0,431 | 0,851 | 1,160 | 341 | 0,5 | 0,631 |
| Matériel 2 | Valeur initiale | 0,205 | 0,379 | 0,045 | 1,185 | 55 | 0,5 | |
| | Valeur ajustée | 0,340 | 0,461 | 1,269 | 1,499 | 112 | 0,5 | 0,180 |

[‡] Φ définie en termes de potentiel matriciel.

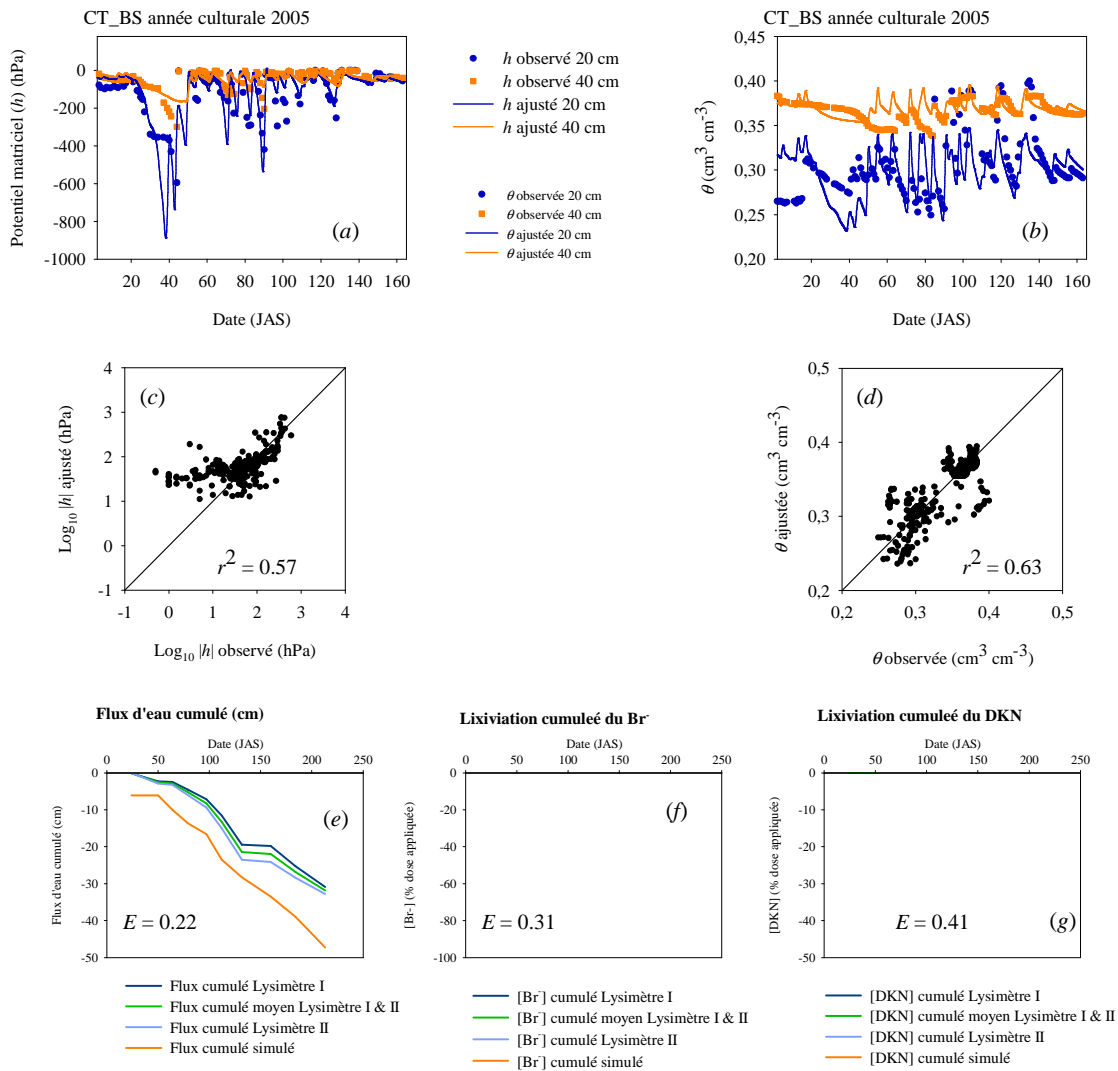


Figure 112. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustés par modélisation inverse. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E .

L'utilisation des paramètres optimisés améliore nettement les ajustements des données h et θ (Figure 112a, b). Pour les données de potentiel, nous observons une tendance à une surestimation par le

modèle lorsque les valeurs mesurées sont situées au voisinage de la saturation (Figure 112c). Au début de la saison culturale (≈ 40 JAS), le modèle simule un assèchement important du sol qui n'a pas été mesuré. Plusieurs sources d'erreur sont susceptibles d'expliquer ce décalage telles que les données d'évaporation et de transpiration utilisées ou encore les valeurs de développement racinaire qui n'ont pas été mesurées sur la parcelle.

Les flux d'eau sont sensiblement plus élevés que ceux mesurés dans les lysimètres, et ce dès le début de la saison culturale, les écarts augmentant 150 JAS en fin de cycle du maïs. Comparativement aux résultats du scénario 6, les flux de traceur sont plus importants et atteignent en fin de simulation près de 45 % de la quantité appliquée. Malgré une meilleure description de l'évolution du potentiel, les flux de traceur restent sensiblement plus faibles que ceux mesurés dans les lysimètres. Plusieurs hypothèses d'explication peuvent être évoquées. La première est liée à la simulation d'un assèchement du profil dans le mois suivant l'application des solutés qui a entraîné une divergence des flux autour des lysimètres (comme cela a été illustré dans le scénario 6, Figure 105) et a probablement induit un sous-échantillonnage de la solution du sol au moment du passage du traceur (Flury et al., 1999). Une seconde hypothèse est liée à la non-prise en compte dans les simulations de la présence d'une fraction d'eau immobile qui peut être à l'origine d'un transport préférentiel du traceur (Clothier et al., 1992 ; Jaynes et Horton, 1998 ; Miller et al., 2000 ; Simunek et al., 2003).

Les flux d'herbicide sont globalement bien décrits par le modèle, les pertes cumulées atteignant 13 % de la quantité appliquée dans les lysimètres. L'utilisation des valeurs moyennes d'adsorption et de constante de dégradation dans le profil semble donc suffisante pour représenter les pertes d'herbicide. Le modèle ne reproduit cependant pas l'apparition rapide du dicétonitrile dans les collecteurs comme cela a été mesuré dans le lysimètre 2. Là-encore, la présence d'une fraction d'eau immobile peut avoir entraîné une migration plus rapide de la molécule. Dans ce scénario, les pertes d'herbicide simulées à 1 m de profondeur représentent 0,1 % de la dose appliquée 179 JAT. Ces pertes atteignent près de 7,6 % de la quantité appliquée à la fin de la période de simulation (242 JAT), soit environ $5,7 \text{ g ha}^{-1}$ d'herbicide à la dose appliquée sur la parcelle.

3.1.2. Calibration sur la modalité MT_CC

Les valeurs des paramètres hydrauliques obtenues par modélisation inverse pour la modalité MT_CC sont présentées dans le Tableau 50. Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation ajustées par le modèle pour les matériels 1 et 2 sont assez proches, ce qui rejoint nos résultats expérimentaux, mais sont environ 3 fois plus élevées que celles mesurées. La valeur optimisée du coefficient α du matériel 1 se situe dans les valeurs mesurées, en revanche celle du matériel 2 est, comme pour la modalité CT_BS, nettement supérieure aux mesures expérimentales.

Tableau 50. Valeurs des paramètres hydrauliques optimisés par modélisation inverse pour les matériels 1 et 2 de la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC).

| | | θ_r | θ_s | α | n | K_S | l | Φ^\dagger |
|------------|-----------------|------------------------------|------------|------------------|-------|--------------------|-----|----------------|
| | | $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ | | cm^{-1} | | cm j^{-1} | | |
| Matériel 1 | Valeur initiale | 0,161 | 0,424 | 0,418 | 1,141 | 179 | 0,5 | |
| | Valeur ajustée | 0,167 | 0,524 | 0,418 | 1,540 | 450 | 0,5 | 0,577 |
| Matériel 2 | Valeur initiale | 0,102 | 0,369 | 0,981 | 1,054 | 103 | 0,5 | |
| | Valeur ajustée | 0,297 | 0,369 | 0,981 | 1,450 | 332 | 0,5 | 0,221 |

[†] Φ définie en termes de potentiel matriciel.

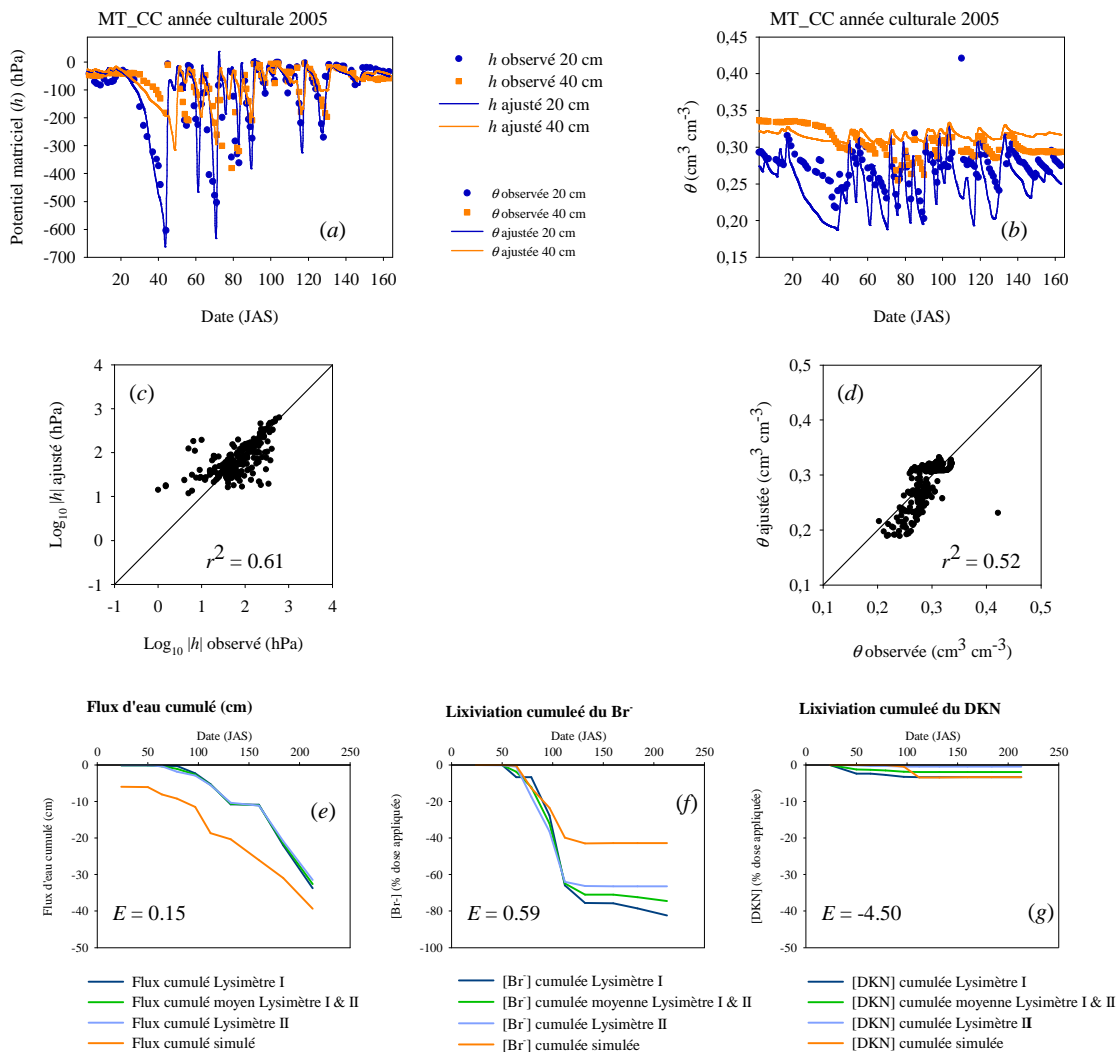


Figure 113. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2005 en utilisant les valeurs des paramètres ajustés par modélisation inverse. La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E .

Pour cette optimisation, la profondeur d'enracinement maximale a été augmentée à 45 cm avec une densité maximale des racines située à 18 cm. Des simulations avec des profondeurs de développement racinaire plus faibles ne permettaient pas de représenter la dynamique de l'eau en profondeur, et bien qu'aucune mesure précise de développement racinaire de la plante n'ait été réalisée, ce choix était cohérent avec les observations réalisées dans les profils culturaux (Chapitre 4).

Avec cette paramétrisation, nous obtenons une bonne description de l'évolution du potentiel matriciel et de la teneur en eau au cours de la saison culturale (Figure 113a, b). Quelques événements sont toutefois mal décrits, par exemple le premier épisode d'assèchement du sol qui est bien représenté au niveau du potentiel mais dont la teneur en eau à 20 cm est assez fortement sous-estimée. Le modèle simule également des assèchements assez importants entre 60 et 70 JAS qui dépassent les valeurs mesurées.

Les flux d'eau dans les lysimètres sont plus proches des valeurs observées que ceux du scénario 6 mais restent plus élevés malgré le bon ajustement des données de potentiel ($E = 0,15$, Figure 113e). Ces différences peuvent provenir du paramétrage approximatif des données plante aboutissant à une sous-estimation de leur absorption d'eau. Les flux de traceur sont bien décrits jusqu'à 100 JAS puis les pertes se stabilisent pour finir par atteindre 43 % de la dose appliquée contre près de 75 % sur les données mesurées. Les pertes d'herbicide simulées se situent dans les valeurs mesurées malgré une faible efficacité de prédiction du modèle ($E = -4,50$). Dans ce scénario, les pertes d'herbicide simulées à 1 m de profondeur représentent 0,1 % de la dose appliquée 196 JAT. Ces pertes atteignent près de 2,6 % à la fin de la période de simulation (242 JAT), soit environ 1,9 g ha⁻¹ d'herbicide à la dose appliquée sur la parcelle.

Conclusion.

Le recours à une calibration automatique des paramètres hydrauliques permet d'améliorer significativement la description de la dynamique de l'eau sous les deux modalités étudiées. Les valeurs ajustées de conductivité hydraulique à saturation sont plus élevées en technique de conservation qu'en technique conventionnelle ce qui ne rejoint pas nos mesures dans les profils. Nous avons cependant pu voir que les valeurs de K_s en technique conventionnelle étaient instables dans le temps et que leur diminution avec le temps était plus importante qu'en technique de conservation (Chapitre 3). Ainsi, en utilisant les valeurs de θ et de h sur la durée totale de la saison culturale pour son optimisation de paramètres, le modèle semble « intégrer » cette dynamique temporelle et aboutir à des valeurs sensiblement plus élevées de conductivité à saturation en technique de conservation.

Pour cette année 2005, les pertes d'herbicide à 1 m de profondeur en fin de simulation sont près de 3 fois plus élevées en technique conventionnelle – sol nu qu'en technique de conservation – sol couvert, ces résultats s'expliquant par une meilleure rétention et dégradation dans ce système.

3.3. Étape 3 : Analyse de sensibilité sur la modalité CT_BS

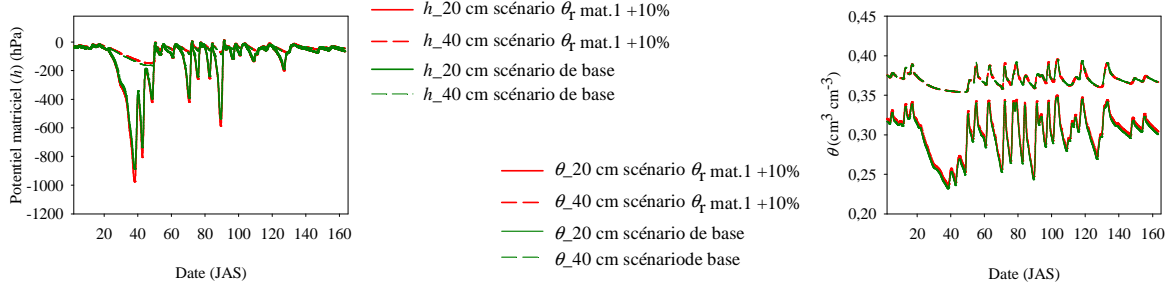
La plupart des variations appliquées sur les paramètres n'entraînent pas de modifications importantes de la description de la dynamique de h et θ par le modèle (variations estimées à partir du coefficient de détermination entre valeurs prédites et mesurées, Tableau 51). Les cinq scénarios de variation pour lesquels les modifications des ajustements de h et θ ont été les plus importantes sont présentés dans la Figure 114.

Tableau 51. Valeurs des coefficients de détermination (r^2) des données prédites vs. données mesurées de potentiel matriciel (h) et de teneur en eau volumique (θ) au cours de la saison cultural 2005 sur la modalité CT_BS en fonction des variations des paramètres d'entrée du modèle et en relation avec les ajustements obtenus sur le scénario 5.

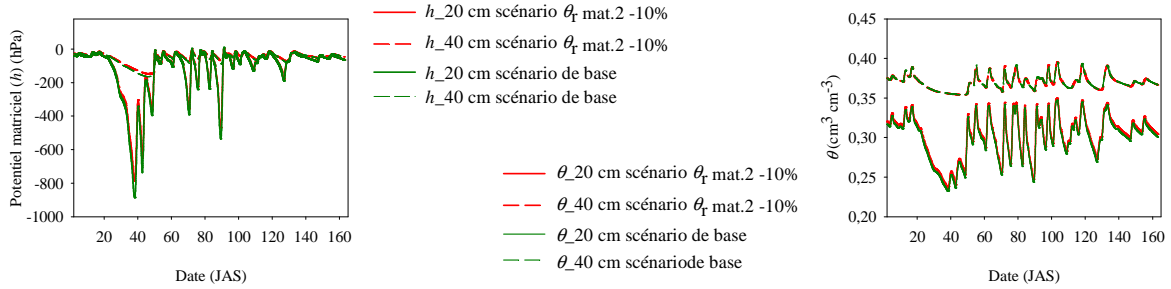
| | | Variation appliquée | Valeur utilisée | Coefficient de détermination (r^2) | | |
|---|------------|---------------------|-----------------|--|----------|---|
| | | | | h | θ | |
| Scénario de base, SB | | | | | | |
| PARAMÈTRES FLUX D'EAU | | | | | | |
| Teneur en eau résiduelle θ_r (cm ³ cm ⁻³) | Matériel 1 | SB +10 % | 0,112 | 0,56 | 0,30 | * |
| | | SB -10 % | 0,092 | 0,57 | 0,64 | |
| | Matériel 2 | SB +10 % | 0,374 | 0,56 | 0,65 | |
| | | SB -10 % | 0,306 | 0,57 | 0,55 | * |
| Teneur en eau à saturation θ_s (cm ³ cm ⁻³) | Matériel 1 | SB +10 % | 0,474 | 0,60 | 0,54 | |
| | | SB -10 % | 0,388 | 0,52 | 0,65 | |
| | Matériel 2 | SB +10 % | 0,507 | 0,57 | 0,64 | |
| | | SB -10 % | 0,415 | 0,56 | 0,61 | |
| Coefficient d'ajustement α | Matériel 1 | SB +10 % | 0,966 | 0,56 | 0,63 | |
| | | SB -10 % | 0,736 | 0,56 | 0,63 | |
| | Matériel 2 | SB +10 % | 1,396 | 0,57 | 0,62 | |
| | | SB -10 % | 1,142 | 0,57 | 0,62 | |
| Coefficient d'ajustement n | Matériel 1 | SB +10 % | 1,276 | 0,58 | 0,62 | |
| | | SB -10 % | 1,044 | 0,31 | 0,01 | * |
| | Matériel 2 | SB +10 % | 1,649 | 0,56 | 0,60 | |
| | | SB -10 % | 1,349 | 0,56 | 0,64 | |
| Conductivité hydraulique à saturation K_s (cm j ⁻¹) | Matériel 1 | SB +50 % | 511 | 0,56 | 0,63 | |
| | | SB -50 % | 170 | 0,58 | 0,62 | |
| | Matériel 2 | SB +50 % | 168 | 0,56 | 0,63 | |
| | | SB -50 % | 56 | 0,56 | 0,63 | |
| PARAMÈTRES PLANTE | | | | | | |
| Profondeur densité racinaire maximale (cm) | | SB + 50 % | 15 | 0,56 | 0,63 | |
| | | SB - 50 % | 5 | 0,38 | 0,63 | * |
| Profondeur maximale de développement racinaire (cm) | | SB + 20 % | 36 | 0,56 | 0,63 | |
| | | SB - 20 % | 24 | 0,60 | 0,63 | |
| CONDITIONS LIMITE SUPÉRIEURE | | | | | | |
| Évaporation totale (cm) | | SB + 10 % | 31,5 | 0,57 | 0,63 | |
| | | SB - 10 % | 25,7 | 0,56 | 0,63 | |
| Transpiration totale (cm) | | SB + 10 % | 49,6 | 0,57 | 0,63 | |
| | | SB - 10 % | 40,6 | 0,55 | 0,63 | |
| Surface transpirante (cm) | | SB + 10 % | 176 | 0,57 | 0,63 | |
| | | SB - 10 % | 144 | 0,30 | 0,63 | * |
| Potentiel surface de suintement (lysimètres) (cm) | | SB + 30 % | 90 | 0,58 | 0,63 | |
| | | SB - 30 % | 50 | 0,58 | 0,63 | |

* scénarios de variation considérés comme modifiant significativement la description de la dynamique de l'eau

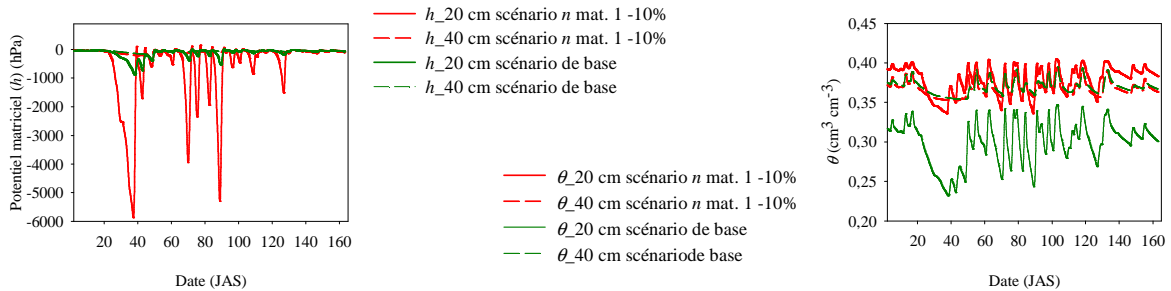
1- Variation θ_r matériel 1 +10 %



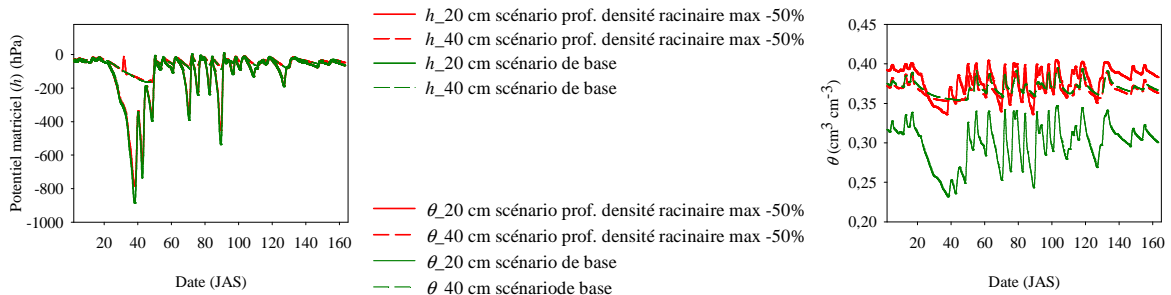
2- Variation θ_r matériel 2 -10 %



3- Variation n matériel 1 -10 %



4- Profondeur densité racinaire maximale -50 %



5- Surface transpirante -10%

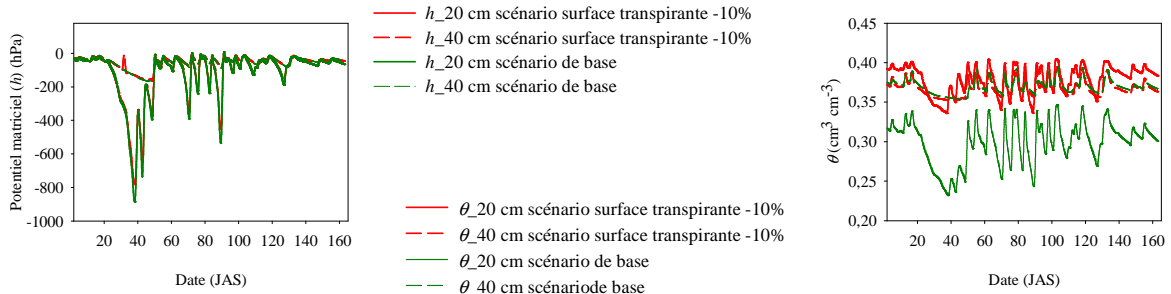


Figure 114. Modélisation des effets d'une variation de paramètres d'entrée d'HYDRUS sur la dynamique de l'eau (potentiel matriciel h , et teneur en eau volumique θ) à 20 et 40 cm de profondeur en CT_BS.

Pour les flux d'eau et de solutés dans les lysimètres à mèche, les effets des variations des paramètres sont évalués par les valeurs maximales du ratio de variation (*MAROV*). Les flux d'eau sont globalement peu affectés par les variations des paramètres testés (*MAROV* < 10) (Figure 115). En revanche, un groupe de cinq paramètres influencent assez fortement les sorties du modèle en termes de flux de solutés (Figure 116 et Figure 117). Parmi eux, trois sont des paramètres de condition à la limite supérieure (évaporation, transpiration et surface transpirante), les deux autres étant des paramètres hydrauliques (coefficient d'ajustement n et teneur en eau à saturation θ_s du matériel 1).

Les paramètres de développement racinaire de la plante, le potentiel du collecteur lysimétrique et plusieurs paramètres hydrauliques, comme notamment la conductivité hydraulique à saturation, n'apparaissent finalement pas comme influençant les transferts de solutés.

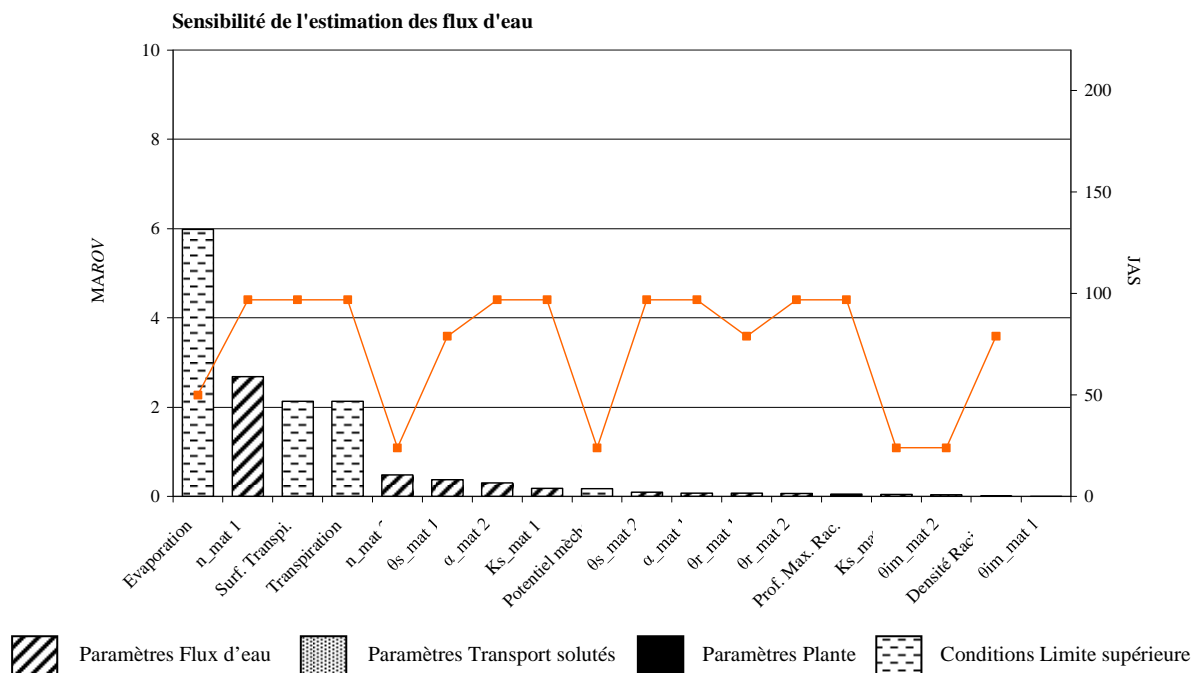


Figure 115. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux d'eau dans les lysimètres. Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de *MAROV* décroissantes et la courbe indique la date à laquelle l'effet du paramètre est maximal.

Par ailleurs, nous observons que les effets des paramètres évoluent au cours de la saison culturale, les plus fortes variations dans les sorties du modèle se manifestant entre 50 et 90 JAS pour les flux d'eau et entre 50 et 64 JAS pour les flux de solutés. Cette dynamique temporelle de l'influence des paramètres (exprimée par la valeur absolue du *ROV* au cours de la saison culturale) est illustrée dans la Figure 118 et la Figure 119. Pour la plupart des paramètres, les valeurs de *ROV* concernant les flux de solutés diminuent avec le temps, alors que celles concernant les flux d'eau sont maximales durant la période d'irrigation intensive (de 70 à 100 JAS).

Pour les solutés, nous constatons que les valeurs de *MAROV* les plus élevées (>1000) surviennent environ 50 JAS (Figure 116 et Figure 117). A cette période, les pertes en solutés simulées par le modèle sont faibles, les valeurs élevées de *MAROV* peuvent donc être en réalité des artéfacts liés à ces faibles quantités lixiviées. En fin de saison culturale, les flux cumulés d'herbicide ne sont que faiblement influencés par les paramètres d'entrée du modèle avec une valeur de $|ROV| < 1,5$ pour le paramètre le plus sensible (coefficient d'ajustement n dans le matériel 1) (Figure 120). Sur le classement des paramètres les plus influents à 213 jours après le semis, nous notons que des paramètres estimés, tels que l'évaporation, la transpiration, ou la surface transpirante, très sensibles en début de saison, n'ont plus d'effets importants en fin de saison. Inversement, d'autres paramètres, comme par exemple la constante de dégradation dans le matériel 1 ($k_{deg_mat\ 1}$), ont des effets sur les pertes d'herbicide qui s'accroissent tout au long de la saison culturale.

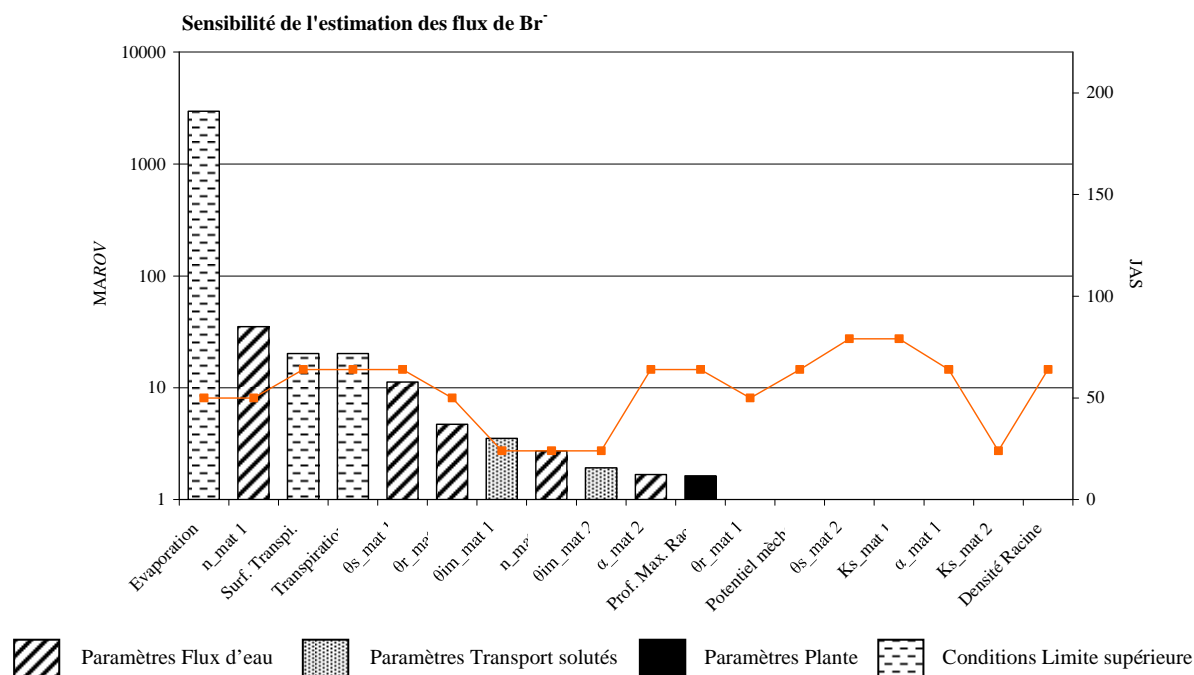


Figure 116. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux de traceur dans les lysimètres. Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de *MAROV* décroissantes et la courbe indique la date à laquelle l'effet du paramètre est maximal.

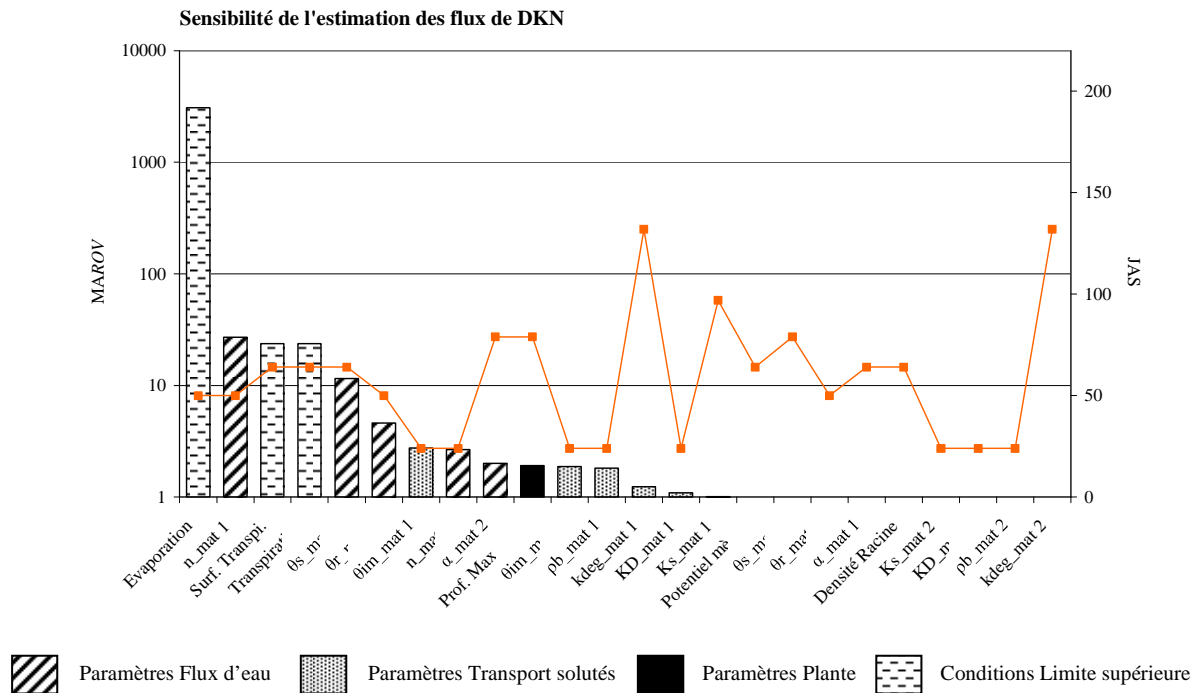


Figure 117. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux de dicétonitrile dans les lysimètres. Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de MAROV décroissantes et la courbe indique la date à laquelle l'effet du paramètre est maximal.

Concernant les mécanismes de non-équilibre physique, nous avons considéré dans le scénario de base que la teneur en eau immobile était nulle. Nous avons donc commencé par étudier les effets de l'introduction d'une fraction d'eau immobile (avec $\theta_{im} = 0,1 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) sur les sorties du modèle.

Lorsque $\theta_{im} = 0,1 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ dans le matériel 1, aucun effet n'apparaît sur les flux d'eau collectés dans les lysimètres. En revanche les flux cumulés de solutés, traceur et herbicide, sont augmentés d'un facteur 13 et 9 respectivement jusqu'à 47 JAT illustrant ainsi l'accélération de la migration des solutés par transport préférentiel au travers d'une fraction de la porosité hydrologiquement active (Bond et Wierenga, 1990 ; Fesch et al., 1998 ; Miller et al., 2000 ; Simunek et al., 2003). Progressivement au cours de la saison culturale, l'effet lié à l'introduction de θ_{im} s'estompe, les pertes en DKN restant tout de même 1,3 fois plus élevées que celles du scénario de base en fin de simulation.

Lorsque $\theta_{im} = 0,1 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ dans le matériel 2, à nouveau aucun effet n'apparaît sur les flux d'eau collectés dans les lysimètres. Sur les pertes en solutés, le facteur d'augmentation atteint après 47 JAT un maximum de 3,5 à la fois pour le traceur et le DKN. En fin de saison néanmoins, les pertes cumulées en traceur et herbicide sont équivalentes à celles du scénario de base.

En appliquant des variations de $\pm 10\%$ sur ces scénarios avec teneur en eau immobile, nous obtenons des valeurs de MAROV pour le matériel 1 voisines de 3 pour le traceur et de 2,5 pour l'herbicide, et de 1,6 et 1,5 respectivement pour le traceur et l'herbicide dans le matériel 2 (Figure 119).

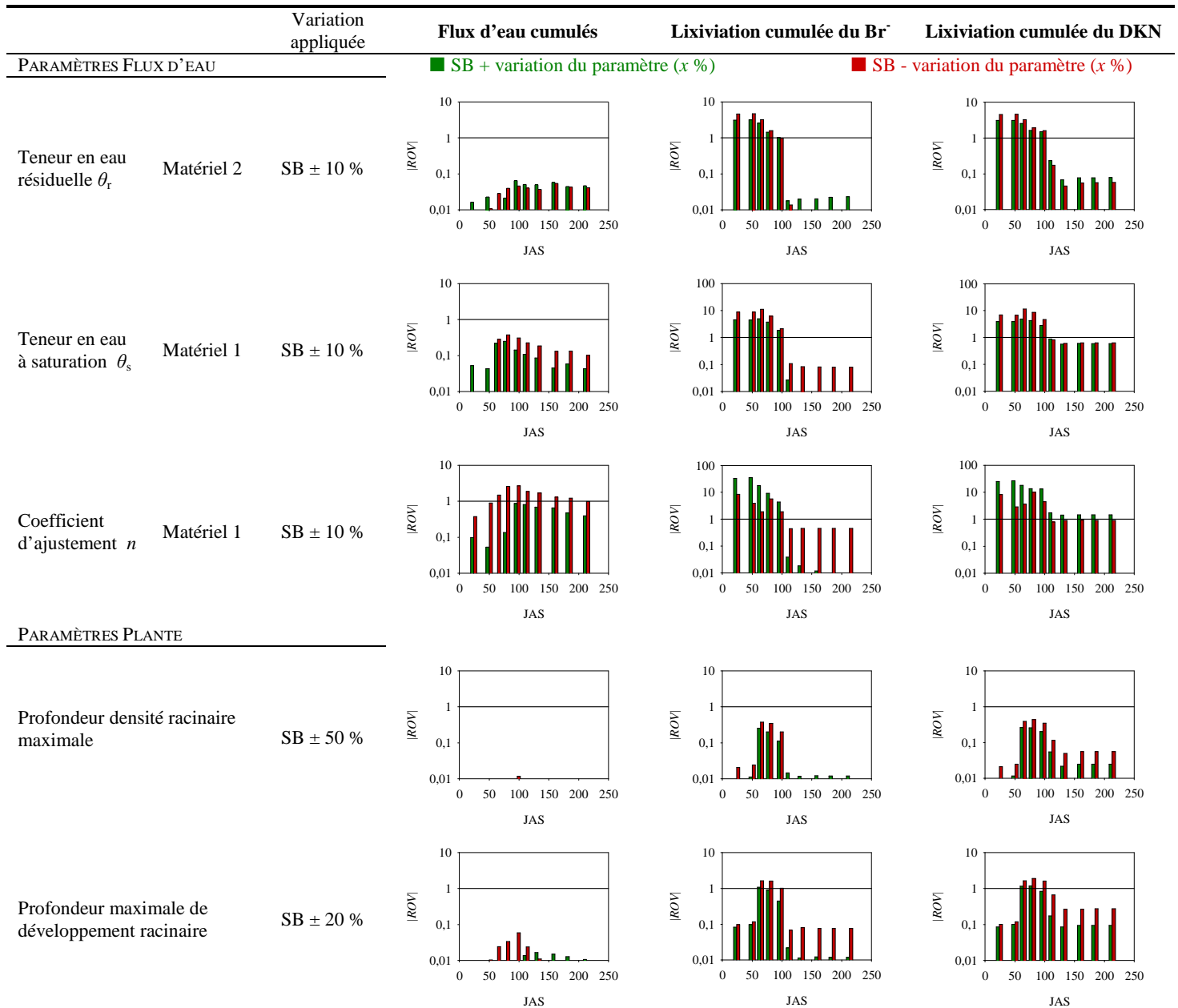


Figure 118. Évolution au cours de la saison culturale du ratio de variation (présenté en valeur absolue) des paramètres « Flux d'eau » et « Plante » les plus sensibles. Les barres vertes et rouges matérialisent le ROV après respectivement augmentation et diminution de la valeur initiale du paramètre (par rapport au scénario de base, SB). Une absence de barre signifie $ROV = 0$.

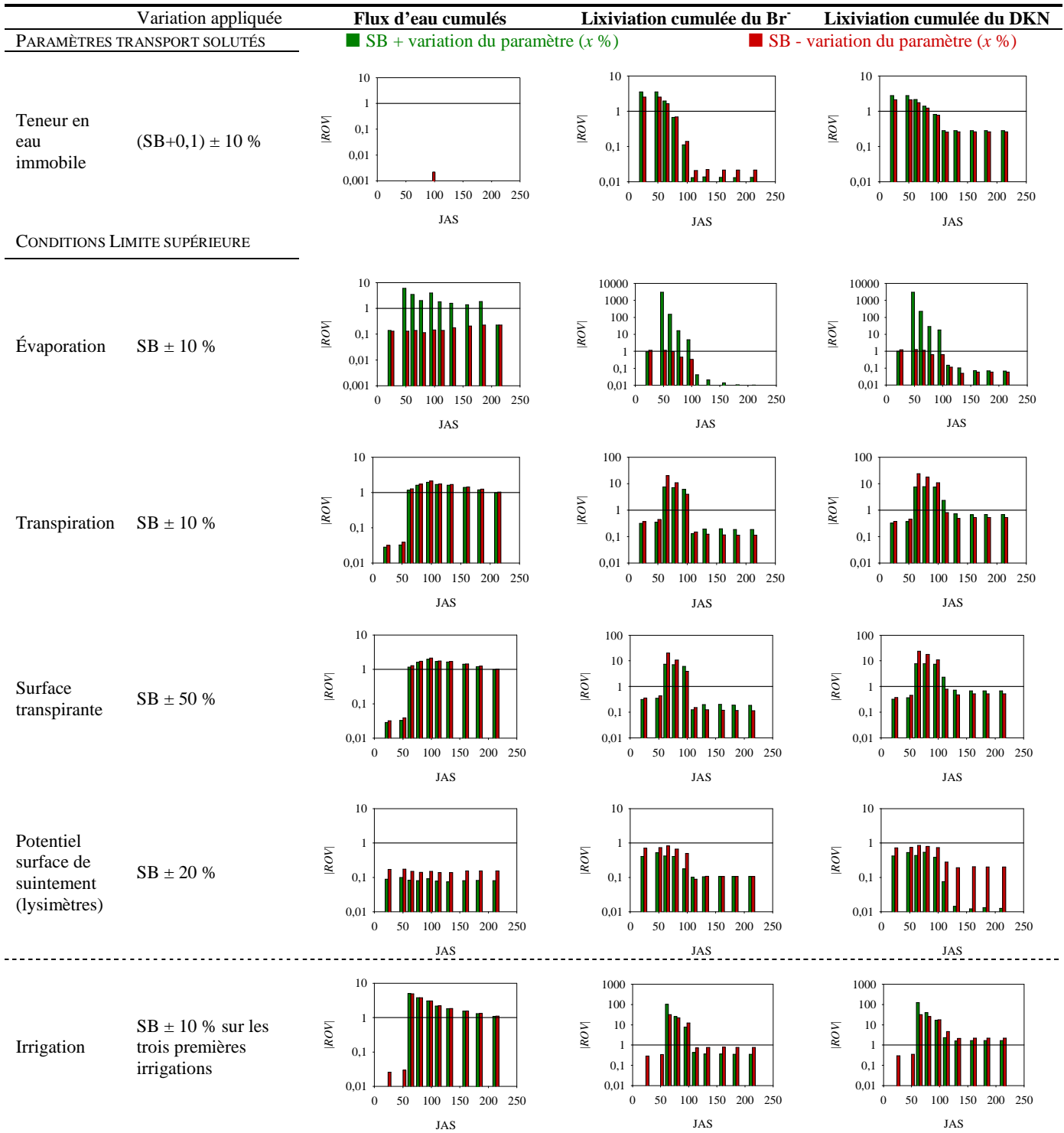


Figure 119. Évolution au cours de la saison culturale du ratio de variation (présenté en valeur absolue) des paramètres « Conditions limite supérieure » les plus sensibles. Les barres vertes et rouges matérialisent le ROV après respectivement augmentation et diminution de la valeur initiale du paramètre (par rapport au scénario de base, SB). Une absence de barre signifie ROV = 0.

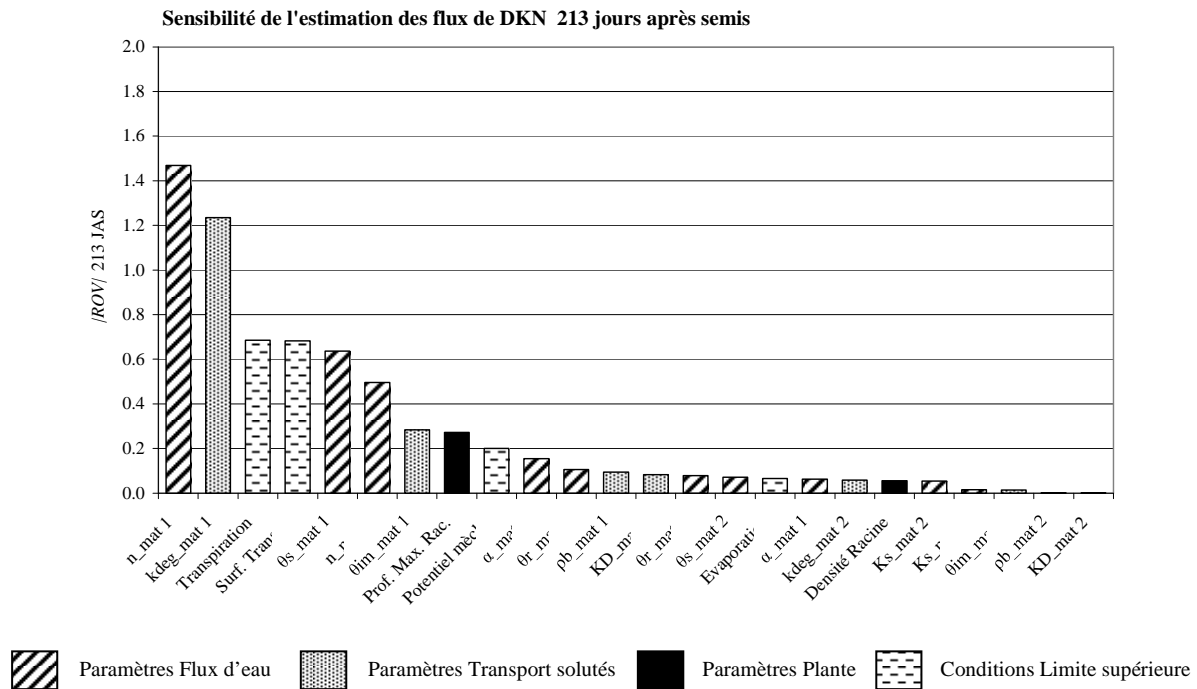


Figure 120. Résultats de l'analyse de sensibilité d'HYDRUS au niveau de la prédiction des flux de dicétonitrile dans les lysimètres à la fin de la saison culturale (213 JAS). Les paramètres ont été classés par ordre de valeurs de MAROV décroissantes.

En complément de cette analyse de sensibilité, nous avons cherché à estimer l'influence de l'irrigation sur le transport des solutés. Pour cela, nous avons fait varier de $\pm 10\%$ les quantités d'eau apportées au cours des trois premières irrigations ($\pm 9,3$ mm) ce qui représente une variation sur l'ensemble des apports par irrigation de $\pm 2,6\%$ (soit moins de 1,6 % de la quantité d'eau totale reçue par le maïs en 2005). Les effets de ces variations sur le transport des solutés sont importants (Figure 119) et, en fin de cycle culturel, une diminution de 10 % de l'irrigation sur les trois premiers tours d'eau permet de diminuer les pertes en herbicide de 6 % alors qu'une augmentation de 10 % augmente les pertes de 4 %.

Conclusion.

L'analyse de sensibilité réalisée sur les paramètres obtenus après modélisation inverse en CT_BS met en évidence des effets transitoires de la plupart des paramètres testés qui s'estompent avec le temps. Il ressort notamment que les paramètres estimés, tels que l'évaporation, la transpiration ou la surface transpirante, ont des effets importants principalement au début de la saison culturale mais que finalement, après plus de 200 JAS, les pertes cumulées d'eau et de solutés ne sont que peu influencées par ces paramètres. Les deux seuls paramètres les plus influents au niveau des pertes d'herbicide sont le paramètre n de la courbe de rétention dans l'horizon cultivé et la constante de dégradation dans ce même horizon. Il apparaît également que l'irrigation, abondante dans ces systèmes de monoculture de maïs, conditionne assez nettement les pertes d'herbicide.

3.4. Étape 4 – Test sur 2006

3.4.1. Test sur la modalité CT_BS

A partir des paramètres hydrauliques calibrés sur les données 2005, nous avons simulé le comportement de l'eau et des solutés sur la saison culturale 2006 (Figure 121).

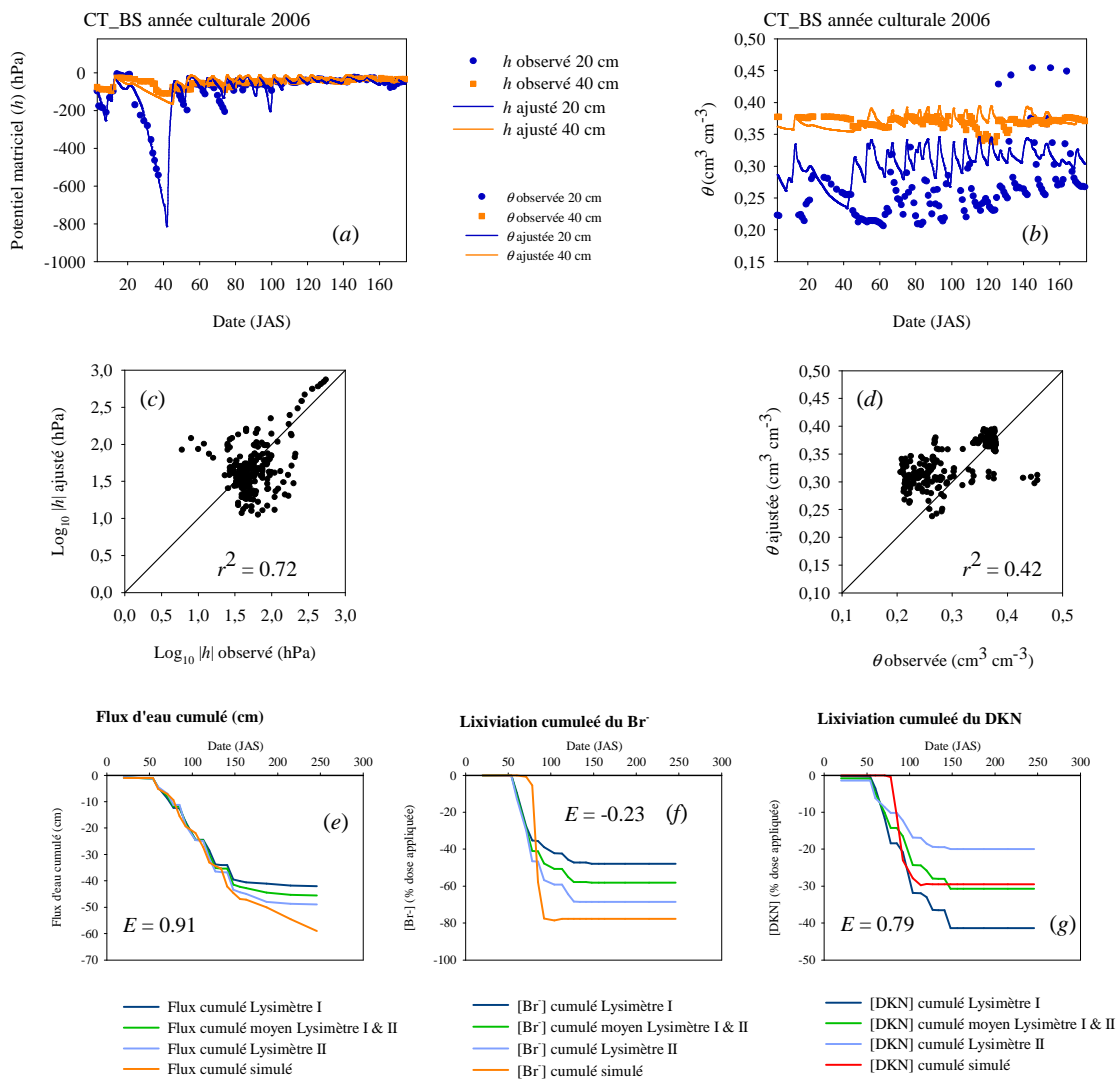


Figure 121. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique conventionnelle – sol nu (CT_BS) au cours de la saison culturale du maïs 2006 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées par modélisation inverse sur la saison culturale 2005 (Testage). La capacité prédictive du modèle est estimée à l'aide du coefficient d'efficacité E .

La dynamique du potentiel matriciel est bien décrite par le modèle, en particulier l'épisode d'assèchement survenu au début de la saison culturale. Les données de teneur en eau sont par contre moins bien simulées notamment à 20 cm de profondeur. D'une année sur l'autre, les sondes TDR et les tensiomètres sont retirés pour permettre les opérations culturales puis sont réinstallés. Il est donc probable que les paramètres hydrauliques, ajustés à partir de couples $\theta(h)$ de 2005 soient modifiés par ces déplacements.

Les flux d'eau sont bien simulés par le modèle jusqu'à 200 JAS puis ils sont ensuite sensiblement surestimés. Comme l'indiquent les données tensiométriques, en 2006, les pluies et irrigations sur le maïs ont maintenu le sol dans un état de quasi-saturation ce qui entraîne un écoulement principalement gravitaire de l'eau, plus simple à simuler numériquement. Les flux de solutés se situent dans les gammes mesurées avec toutefois une mauvaise description par le modèle des flux de traceur. Les pertes en herbicide sont en revanche bien décrites et elles représentent 0,1 % de la dose appliquée 122 JAS et 24,5 % de la dose appliquée 250 JAS à 1 m de profondeur.

3.4.2. Test sur la modalité MT_CC

L'ajustement des données de 2006 sans modification des paramètres de 2005 sur la modalité MT_CC ne permettait pas une description satisfaisante de la dynamique de l'eau. En réduisant le développement racinaire maximal à 30 cm au lieu de 45 cm en 2005 et la profondeur de densité racinaire maximale à 10 cm au lieu de 15 cm en 2005, les ajustements de potentiel matriciel et de teneur en eau au cours du temps ont été nettement améliorés (Figure 122a, b). Bien qu'aucune mesure précise du développement racinaire de la plante ne vienne conforter ces choix, l'hypothèse d'un développement superficiel des racines du maïs en 2006, consécutif à l'irrigation précoce réalisée pour déclencher la germination et activer l'herbicide appliqué, semble réaliste et était avancée pour expliquer le comportement hydrique au cours de cette saison culturale (Chapitre 2). A 40 cm, les fortes fluctuations de teneur en eau ne sont pas reproduites par le modèle.

Les flux d'eau sont bien décrits au début de la saison et jusqu'à 100 JAS puis ils tendent à être surestimés par le modèle pour finir par atteindre 43,5 cm contre 30,6 cm mesurés en moyenne dans les deux lysimètres (Figure 122e). Les flux de traceur sont bien simulés ($E = 0,82$, Figure 122f) et atteignent 46,6 % de la dose appliquée contre 42,7 % mesurés en moyenne. Les flux d'herbicide sont par contre très nettement sous-estimés et ce dès le début de la période culturale. Les pertes atteignent au total 4,7 % de la dose appliquée contre 13,7 % dans les lysimètres. Sur cette année culturale, nous avons observé une persistance plus importante qu'en 2005 de l'IFT qui peut avoir entraîné une persistance plus longue du DKN (Chapitre 6). Pour rendre compte de ces observations, une modification de la constante de dégradation de l'horizon de surface pourrait donc être réalisée afin de notamment prendre en compte sa dépendance vis-à-vis de la teneur en eau et de la température du sol.

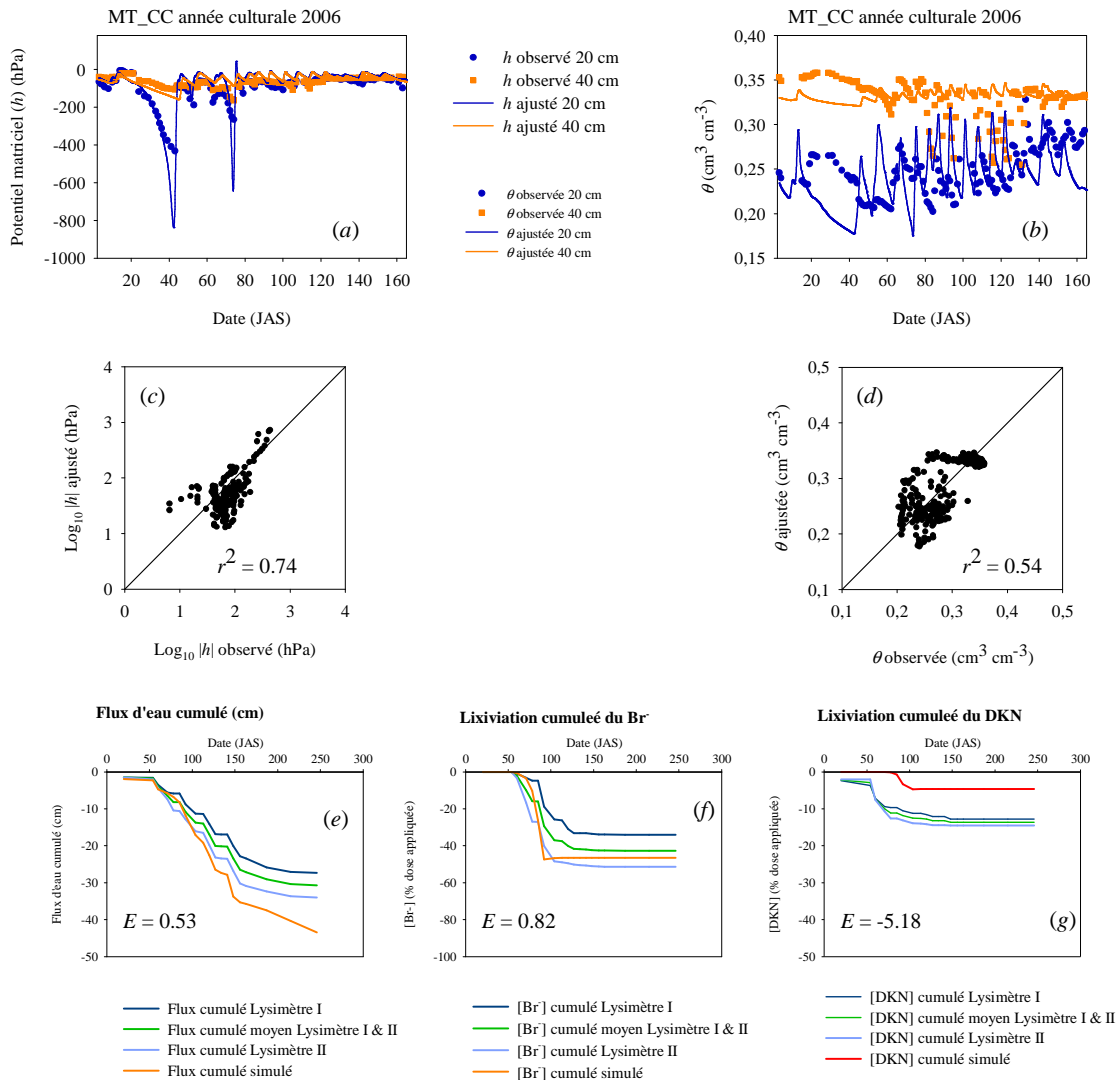


Figure 122. Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a), de la teneur en eau volumique (b) associés aux coefficients de détermination entre valeurs prédites et mesurées (c, d) et des flux d'eau cumulé (e), de la lixiviation du bromure (f) et du DKN (g) pour la modalité en technique de conservation – sol couvert (MT_CC) au cours de la saison culturale du maïs 2006 en utilisant les valeurs des paramètres ajustées par modélisation inverse sur la saison culturale 2005 (Testage).

4. Conclusion de la Partie III

Dans ce travail de modélisation, nous avons pour objectif d'obtenir une représentation réaliste et conforme aux observations de terrain de la dynamique de l'eau et des solutés sous les modalités étudiées. Pour cette première approche, nous avons choisi de « simplifier » les profils de sol en ne considérant que deux horizons, l'horizon labouré en technique conventionnelle ou anciennement labouré en technique de conservation (30 cm de profondeur) et l'horizon non travaillé. A partir des mesures indépendantes de rétention et de conductivité hydraulique mesurées dans les différents

compartiments de sol sous les modalités considérées, il n'a pas été possible d'obtenir une représentation numérique de la dynamique de l'eau. Une nette amélioration de cette description a pu être obtenue en utilisant les valeurs de paramètres hydrauliques issus des mesures de potentiel matriciel et de teneur en eau sur la parcelle.

Par calibration automatique des paramètres hydrauliques, cette description s'est encore améliorée et les pertes d'eau et de solutés ont pu être assez convenablement estimées (les valeurs simulées se situant dans les gammes de valeurs mesurées). De façon cohérente avec les données de rétention et de dégradation de la molécule, le modèle simule des pertes d'herbicide en technique conventionnelle – sol nu trois fois plus élevées qu'en technique de conservation – sol couvert. L'analyse de sensibilité réalisée sur la modalité CT_BS a permis de montrer que la plupart des paramètres non mesurés avaient finalement peu d'effet sur les pertes cumulées lorsque l'intégralité de la saison culturale est étudiée. Il ressort néanmoins que le paramètre d'ajustement de la courbe de rétention n dans l'horizon de surface est le facteur principal de variation des pertes d'eau et de solutés, suivi de la constante de dégradation de l'herbicide dans ce même horizon.

La simulation sur l'année culturale 2006 à partir des paramètres obtenus en 2005 permet de fournir une bonne description de la dynamique du potentiel matriciel, qui contrôle directement les flux d'eau et de solutés pour la modalité CT_BS. En revanche, en MT_CC, une modification des paramètres de développement racinaire de la plante (par rapport à ceux de 2005) a été nécessaire pour permettre la représentation numérique du fonctionnement hydrique du sol.

Nous pouvons, à partir de ces résultats, envisager de complexifier les domaines de simulation en essayant notamment de rendre compte de la variabilité verticale et latérale des différentes propriétés mesurées dans les profils, afin de prendre en compte les effets intrinsèques du travail du sol. Alors qu'utilisés de manière indépendante, les paramètres hydrauliques mesurés dans les différents compartiments de sol ne permettaient pas une représentation réaliste et fidèle du fonctionnement hydrodynamique d'un milieu non perturbé (soulignant les difficultés de caractérisation de $\theta(h)$ et $K(h)$), il est possible que l'association et la juxtaposition de ces éléments structuraux aux propriétés différenciées puissent conduire à une description pertinente de la dynamique de l'eau et des solutés sous les différents systèmes culturaux étudiés. Coquet et al. (2005a) ont notamment mis en évidence que, localement dans l'horizon labouré, des conditions de saturation, entraînant un transport préférentiel de l'eau et des solutés, étaient susceptibles d'apparaître en fonction de l'organisation structurale du profil et en particulier en fonction de l'abondance et de la distribution des mottes Δ . A cette hétérogénéité structurale du profil cultural, s'ajoute une hétérogénéité du développement des racines, laquelle est en interaction avec la précédente et demeure encore peu étudiée. Une meilleure compréhension du transport de l'eau et des solutés dans un sol cultivé passera vraisemblablement par une prise en compte simultanée de ces deux composantes.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

L'état actuel de la contamination des eaux souterraines et superficielles en Europe et les objectifs fixés à horizon 2015 par la Directive cadre sur l'eau imposent une réflexion sur la conception de systèmes de culture innovants, économiquement viables pour les agriculteurs et minimisant les impacts des activités agricoles sur l'environnement. Depuis quelques années, principalement pour des raisons de réduction du temps de travail à l'hectare, les techniques de conservation des sols se développent en Europe et en France. Ces techniques, issues du continent nord américain, sont basées sur un non-retournement de l'horizon de surface et sur le maintien d'un mulch de résidus à la surface du sol. Elles sont considérées comme un des leviers d'action agronomique utilisable dans la conception de nouveaux systèmes de culture en France. Pour autant, de nombreuses questions se posent autour des impacts environnementaux liés à la mise en œuvre de ces techniques. La première étape de notre travail a donc consisté à établir une synthèse des connaissances de leurs effets sur le devenir des pesticides dans les sols en les comparant notamment à ceux des pratiques conventionnelles, ne maintenant pas ou peu de résidu en surface du sol. Il ressort que l'adoption de ces pratiques a de multiples conséquences, le plus souvent en interaction, sur l'ensemble des mécanismes contrôlant le comportement des molécules phytosanitaires. Cependant, à l'exception des phénomènes d'adsorption, qui, pour la plupart des molécules phytosanitaires, augmentent en techniques de conservation du fait d'une corrélation positive avec la teneur en carbone organique des sols, la grande hétérogénéité des résultats obtenus sur les différents mécanismes rend difficile une généralisation des observations et l'établissement de conclusions claires. Au travers de la synthèse bibliographique réalisée, nous avons notamment souligné que l'interprétation des résultats de la littérature était d'autant plus délicate que les descriptions des systèmes de culture étudiés étaient souvent succinctes, et les sources de variabilité des différents mécanismes envisagés souvent peu détaillées, voire non évaluées.

Ainsi, dans ce travail de recherche, notre objectif scientifique général était **d'apporter des éléments de compréhension du comportement de l'eau et des pesticides sous différentes pratiques culturales en nous intéressant, plus particulièrement, aux origines de l'hétérogénéité**

des propriétés étudiées et à leur mise en relation avec les compartiments de sol créés par l'action mécanique des différents outils de travail du sol.

Afin de répondre à cet objectif, nous avons adopté une démarche de travail reposant sur des expérimentations au champ et en laboratoire qui nous a permis d'obtenir les paramètres nécessaires à une représentation numérique des phénomènes. Quatre systèmes de culture du maïs ont été étudiés, croisant deux techniques de travail du sol (technique conventionnelle avec labour, CT, vs. technique de conservation avec travail superficiel, MT) à deux modes de gestion de la période d'interculture (sol nu, BS, vs. sol couvert par une culture intermédiaire, CC). La modalité en technique conventionnelle et sol nu (CT_BS) constitue la pratique actuelle de la plupart des maïsiculteurs sur les sols limoneux de la vallée alluviale de la Garonne, et donc notre référence de comparaison de systèmes. Le site expérimental, installé sur une parcelle agricole de 15 ha, permet le suivi, depuis la surface du sol jusqu'à 60 cm de profondeur, des quantités (teneur en eau volumique) et de la disponibilité (potentiel hydrique) de l'eau dans le sol, et de la température du sol sous chacune des modalités. Des collecteurs lysimétriques, installés à 40 cm de profondeur, permettent d'établir des bilans de drainage et de lixiviation des solutés (pesticides et traceur) sous les horizons travaillés. En terme de caractérisation des propriétés physiques, nous avons d'une part cherché à évaluer leur variabilité temporelle durant une saison culturale de maïs et, d'autre part, leur variabilité verticale et latérale en nous appuyant sur une description morphologique des profils culturaux créés par les opérations culturales successives (sur une largeur de 3 m). L'étude de la rétention et de la dégradation de l'isoxaflutole et de son métabolite herbicide, le dicétonitrile, réalisée en laboratoire à l'aide de molécules radiomarquées, a été conduite en conservant une démarche de caractérisation de l'hétérogénéité de ces mécanismes dans les profils culturaux, similaire à celle réalisée dans l'étude de la variabilité des propriétés physiques. La représentation numérique des phénomènes observés a été réalisée à l'aide du modèle HYDRUS 2D.

Les principales contributions de ce travail à la compréhension des effets des pratiques culturales étudiées sur le comportement du maïs, de l'eau et des molécules herbicides ont été les suivantes :

→ **Pas d'effet négatif en MT sur le développement de la plante.** Sur le plan agronomique, le développement végétatif du maïs a été plus homogène et, sur une des années de suivi, plus rapide en technique de conservation et ce malgré des températures plus faibles au moment du semis (les différences pouvant s'expliquer par une plus grande quantité d'eau disponible en surface en MT). Les rendements en MT ont été équivalents ou supérieurs à ceux en CT. Aucun effet sur le développement du maïs lié à la présence d'un couvert végétal en interculture n'a été observé. Rappelons cependant que l'eau n'est pas un facteur limitant de ces systèmes irrigués, ce qui réduit le risque de stress hydrique pour la culture marchande qui est l'un des principaux freins liés à l'implantation de couverts végétaux.

- **Une réduction des pertes d'eau par drainage s'expliquant (a) par le travail du sol au cours d'une des deux années de suivi, avec des volumes drainés plus faibles en technique de conservation, et (b) par le mode de gestion de l'interculture au cours de l'autre année de suivi, avec des volumes drainés plus faibles sous les modalités avec couvert végétal en interculture.** Au cours de la première année de suivi, la dynamique de l'eau a été contrastée entre les deux systèmes de travail du sol. Alors que le potentiel hydrique et la teneur en eau du sol fluctuaient principalement dans l'horizon de surface en technique conventionnelle (0-20 cm), de fortes variations étaient également observées à 40 cm de profondeur en technique de conservation, se traduisant en fin de saison culturale par un drainage (capté dans les lysimètres) deux fois plus faible en technique de conservation. Ces résultats ont pu être expliqués par des différences d'exploration racinaire du maïs entre ces deux systèmes, conduisant à une meilleure efficacité dans l'utilisation de l'eau en MT. Sur la seconde année de suivi, aucune différence significative de dynamique du potentiel hydrique et de teneur en eau du sol n'a été observée entre les modalités de travail du sol. En revanche, sur les modalités ayant reçu une culture intermédiaire durant la période d'interculture, le sol était plus sec dès le semis et durant la saison culturale, notamment en profondeur, se traduisant par des pertes d'eau par drainage plus faibles que les modalités en sol nu en interculture.

- **Une variabilité des propriétés physiques principalement influencée par le travail du sol au moment du semis du maïs.** Les mesures de capacité d'infiltration de l'eau dans les rangs de maïs ont été significativement plus faibles que celles réalisées dans les inter-rangs, illustrant l'influence du travail du sol sur ligne de semis qui détruit les mottes et forme de la terre fine. Ces zones de faible conduction de l'eau (et de forte masse volumique apparente) traversent l'intégralité de la parcelle et peuvent représenter des chemins d'écoulement préférentiel par ruissellement (et donc des risques importants de pertes de pesticides dans le cas de traitements localisés sur la ligne de semis).

- **Une évolution temporelle des propriétés physiques plus importante que les effets liés au travail du sol.** Nous avons indiqué des résultats très contrastés dans la littérature concernant les effets du travail du sol sur les propriétés physiques, notamment conductivité hydraulique et masse volumique apparente. Notre travail a permis de mettre en évidence que ces apparentes contradictions pouvaient être attribuées à l'évolution temporelle des propriétés physiques du sol. Lors de comparaison de systèmes, il est donc important de bien préciser les opérations culturales réalisées ainsi que le délai écoulé entre ces opérations culturales et les campagnes de mesure.

- **Une importante hétérogénéité des propriétés physiques du sol en CT et une évolution vers un milieu plus homogène mais moins conducteur de l'eau en MT.** Les capacités d'infiltration de

l'horizon cultivé (0-30 cm) en CT sont, en moyenne, supérieures à celles mesurées sur une profondeur équivalente en MT mais sont également plus variables. Le travail du sol à la charrue est en effet à l'origine d'une hétérogénéité verticale et latérale des propriétés physiques du sol (à une échelle décimétrique). Nous avons notamment pu identifier le rôle majeur sur la circulation de l'eau des interbandes de labour, riches en résidus de culture qui assurent un drainage de l'ensemble de l'horizon cultivé. La variabilité des propriétés dans ce système a pu être convenablement évaluée à l'aide d'une description morphologique basée sur l'état de compaction du sol et la localisation des résidus de culture. En technique de conservation, du fait d'une moindre perturbation mécanique qu'en CT, le milieu est davantage homogène, ce qui rend la description morphologique plus délicate et moins pertinente dans le discernement de l'hétérogénéité du sol. Les capacités de conduction de l'eau au voisinage de la saturation dépendent surtout de la présence de galeries de vers de terre ou de fentes de retrait, et de ce fait, sont plus difficilement prédictibles par des indicateurs couramment utilisés dans les systèmes labourés, comme notamment la masse volumique apparente.

- **Une fraction d'eau immobile importante sous les deux systèmes de travail du sol avec une valeur moyenne supérieure et une variabilité plus faible en MT.** La fraction d'eau immobile du sol, responsable de flux préférentiels d'eau et de solutés dans la matrice, est plus élevée et moins variable en MT qu'en CT, ce qui rejoint ainsi nos observations sur les propriétés physiques. Nous avons par ailleurs observé une corrélation positive entre cette fraction et le degré de compaction du sol, illustré par la masse volumique apparente, ce qui peut avoir des effets importants sur les flux préférentiels dans le cas de système de travail du sol très réduit, voire nul (ex. semis direct).
- **Une rétention de l'isoxaflutole et du dicétonitrile corrélée à la teneur en carbone organique et plus importante en surface en MT.** L'adsorption de l'isoxaflutole, plus élevée que celle du dicétonitrile, est directement liée à la teneur en carbone du sol et à la présence de résidus. Cela se traduit par une adsorption de ces deux composés supérieure en MT. Nous avons également observé que les résidus de culture possédaient des capacités de rétention entre 5 et 15 fois plus élevées que le mélange terre-résidus, ces capacités étant supérieures sur des résidus de maïs que sur des résidus d'avoine. Sur les résidus de maïs, tant que la molécule n'est pas hydrolysée, l'adsorption semble irréversible (très faible désorption), mais un relargage important se produit après hydrolyse sous forme de dicétonitrile, indiquant un maintien de l'activité herbicide de la molécule.
- **Une dégradation de l'isoxaflutole non influencée par le travail du sol mais dépendante des conditions climatiques.** Les résultats en laboratoire et ceux obtenus au champ s'accordent sur une absence d'effet significatif du travail du sol sur la dégradation de l'isoxaflutole. Une tendance à

une persistance plus importante de la molécule est toutefois observée en laboratoire et au champ sur les échantillons contenant une forte proportion de résidus. La demi-vie de l'isoxaflutole est courte quel que soit les modalités (de 3 à 50 h sur l'ensemble de nos données) et son principal facteur de variation est la température du milieu. Les conditions du milieu lors de l'application de la molécule sont déterminantes dans sa persistance et son devenir dans le sol. En conditions sèches, nous avons observé une dégradation plus lente de l'isoxaflutole ayant permis, suite à une irrigation, une migration plus importante que lors d'une application suivie d'une pluie de faible intensité.

- **Une dégradation du dicétonitrile plus rapide en MT et moins variable dans le profil qu'en CT.** La dégradation du dicétonitrile dans le lit de semence en MT est de 2 à 3 fois plus rapide qu'en CT selon les conditions du milieu. En CT, nous relevons, comme pour les propriétés physiques, une hétérogénéité verticale et latérale qui s'explique par les perturbations du milieu liées aux outils de travail du sol. En MT, la variabilité de la dégradation du dicétonitrile est associée à la stratification verticale des matières organiques.

- **Des pertes d'herbicide au champ à 40 cm de profondeur influencées par le mode de gestion de l'interculture mais pas par le travail du sol.** Dans la solution du sol, collectée à l'aide de lysimètres à mèche à 40 cm de profondeur, les pertes d'isoxaflutole ont été très faibles au cours des deux années de suivi (< 1 % de la dose appliquée). Le dicétonitrile a quant à lui été retrouvé dans des proportions représentant entre 2 et 31 % de la dose appliquée suivant les années et les modalités. Rappelons toutefois que l'objectif de la démarche était d'évaluer la lixiviation au travers de l'horizon travaillé (d'où une collecte de solution à 40 cm). Les pertes mesurées ne correspondent donc pas à celles observables à 1 m profondeur, considérées comme représentatives des quantités susceptibles de rejoindre les nappes. Au cours des deux années de suivi au champ, le travail du sol n'est pas apparu comme influençant les pertes d'herbicide (une forte variabilité des résultats entre les lysimètres d'une même modalité ayant été observée). En revanche, sur la deuxième année de suivi, l'effet de réduction du drainage par le couvert végétal en interculture s'est traduit par une diminution des pertes d'herbicide par un facteur 2 à 5 sous les deux modalités de travail du sol.

- **Une importante déconnexion entre les propriétés physiques mesurées au laboratoire et le fonctionnement du sol non perturbé mise en évidence par la modélisation.** Les résultats de modélisation ont souligné la difficulté de déterminer les propriétés physiques (rétention en eau) du sol à partir de mesures indépendantes permettant de décrire convenablement le fonctionnement du sol non remanié. L'utilisation des valeurs de potentiel matriciel et de teneur en eau mesurées sur la parcelle a permis une nette amélioration de la représentation numérique du fonctionnement

hydrodynamique du sol. Ce résultat souligne l'intérêt des mesures de terrain et pose la question de la représentativité des mesures de propriétés physiques à partir d'échantillons de sol.

Au regard de ces différents résultats, il apparaît qu'une meilleure gestion du risque de transfert des herbicides sur une parcelle agricole en monoculture de maïs est envisageable (1) par la mise en place de couverts végétaux durant les périodes d'interculture (qui auront par ailleurs des effets positifs sur les pertes de nitrate), et (2) par des pratiques de conservation des sols qui, par une accumulation de résidus de culture et de carbone organique en surface, peuvent favoriser la rétention et la dégradation des molécules. Il convient néanmoins de rappeler un certain nombre de limites à ce travail, qui, pour la plupart, laissent entrevoir des perspectives de recherche complémentaire.

- **Prendre en compte la variabilité du sol sur la parcelle agricole.** Les sols de Boulbènes sont des sols alluviaux présentant une forte variabilité texturale. Dans ce travail, nous avons travaillé sur une zone homogène entre les différentes modalités étudiées et présentant peu de galet (à l'exception de l'étude des propriétés physiques en surface). Des questions se posent donc sur l'extrapolation de nos résultats sur les autres zones de la parcelle. Les impacts des outils agricoles sur des zones plus riches en éléments grossiers sont-ils similaires ? Qu'en est-il du comportement de la plante sur ces zones ? (un réchauffement du sol plus rapide est notamment couramment observé sur sols caillouteux induisant un développement végétatif plus rapide de la plante).
- **Étudier plus spécifiquement les effets du couvert végétal en interculture sur les propriétés physiques (conductivité hydraulique et masse volumique apparente).** La démarche de caractérisation détaillée des propriétés physiques dans les profils culturaux n'a pas été réalisée sur les modalités avec couverture végétale. Nous avons évoqué les effets possibles sur la structuration et la stabilisation des agrégats liés aux plantes de couverture, ainsi que l'augmentation des quantités de résidus et de matières organiques en surface (en particulier sur la modalité en technique de conservation). Il serait donc intéressant d'étudier le fonctionnement hydrodynamique de façon plus précise dans ces modalités, afin de confirmer ou non les hypothèses émises dans ce mémoire.
- **Caractériser le comportement hydrodynamique du lit de semence.** Une des limites de notre suivi au champ de la dynamique de l'eau est qu'il ne débutait qu'à 20 cm de profondeur. Cela ne nous a pas permis d'étudier le fonctionnement du sol dans l'environnement immédiat de la graine et de véritablement comprendre les meilleurs résultats en terme de développement végétatif en MT malgré une plus faible température dans le lit de semence.

- **Acquérir des informations plus précises sur la plante.** Nous avons pu voir, notamment dans le travail de modélisation, que des paramètres de base sur la plante étaient nécessaires pour correctement représenter la dynamique de l'eau. Il serait important d'acquérir des données de transpiration, dont nous avons pu estimer l'influence sur les sorties du modèle, ainsi que des données de développement racinaire. Les effets liés aux racines sont en effet souvent évités dans les travaux de modélisation, en considérant des sols nus. En système cultivé, l'amélioration de la compréhension des mouvements de l'eau et des solutés dans les sols nécessite donc un couplage entre la caractérisation de l'hétérogénéité du milieu sol et l'hétérogénéité du développement racinaire (associé au développement de la plante). Ce type de démarche commence à être abordé dans certains travaux, notamment de façon numérique (Vanderborght et al., 2007).

- **Étudier les effets temporels (cumulatifs ?) des pratiques mises en œuvre.** Dès que l'on s'intéresse aux techniques de conservation des sols, la notion de 'délai de mise en place des propriétés' est évoquée. Notre site expérimental peut être qualifié de 'jeune' au regard des dispositifs de suivi longue durée (> 30 ans) sur des pratiques culturales équivalentes. Les résultats obtenus doivent donc être considérés comme évolutifs et la variabilité temporelle des propriétés mesurées reste encore à explorer. De nombreuses questions subsistent par exemple sur l'augmentation du nombre et la stabilité temporelle des édifices macroporeux en technique de conservation susceptibles de générer des flux préférentiels.

- **Valoriser les résultats obtenus au sein de la communauté scientifique et au sein du milieu professionnel agricole.** Un des enjeux majeurs d'un travail de recherche est de transmettre les informations collectées et discutées afin de faire progresser les connaissances scientifiques et techniques sur le sujet exploré. C'est un des objectifs auxquels nous allons maintenant nous intéresser.

BIBLIOGRAPHIE

A

- ADDISCOTT, TM and WAGENET, RJ. 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *Journal of Soil Science* **36**, 411-424.
- AFNOR. 1983. Soil quality. Particle size determination by sedimentation. Pipette method. AFNOR Standard X31-107. (In French.) ed. AFNOR, Paris.
- AFNOR. 1996. Qualité des sols. Sols, sédiments. Mise en solution totale par attaque acide (AFNOR X31-147). In *Qualité des sols*. ed. AFNOR.
- AFNOR. 1999a. Qualité du sol – Détermination de la teneur en carbonate – Méthode volumétrique. NF ISO 10693:1995 In *Qualité des sols*, vol. 1. ed. AFNOR, Paris, pp. 349-359.
- AFNOR. 1999b. Qualité du sol - Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique. NF ISO 14235:1998 In *Qualité des sols*, vol. 1. ed. AFNOR, Paris, pp. 487-495.
- AFYUNI, MM, WAGGER, MG and LEIDY, RB. 1997. Runoff of two sulfonylurea herbicides in relation to tillage system and rainfall intensity. *Journal of Environmental Quality* **26**, 1318-1326.
- AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE. 2007. Présentation synthétique des dispositifs de gestion de l'eau à l'échelle du bassin Adour-Garonne - Document d'accompagnement (interne), pp. 47.
- AGRESTE. 2004. Enquête sur les pratiques culturales en 2001. *Chiffres et Données - Série Agriculture*, n°159, 286p.
- AHUJA, LR, MA, LW and TIMLIN, DJ. 2006. Trans-disciplinary soil physics research critical to synthesis and modeling of agricultural systems. *Soil Science Society of America Journal* **70**, 311-326.
- AL-JABRI, SA, HORTON, R, JAYNES, DB and GAUR, A. 2002. Field determination of soil hydraulic and chemical transport properties. *Soil Science* **167**, 353-368.
- ALLETTO, L, COQUET, Y, BENOIT, P and BERGHEAUD, V. 2006a. Effects of temperature and water content on degradation of isoproturon in three soil profiles. *Chemosphere* **64**, 1053-1061.
- ALLETTO, L, COQUET, Y, VACHIER, P and LABAT, C. 2006b. Hydraulic conductivity, immobile water content, and exchange coefficient in three soil profiles. *Soil Science Society of America Journal* **70**, 1272-1280.
- ALVAREZ, R. 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* **21**, 38-52.
- ANDREINI, MS and STEENHUIS, TS. 1990. Preferential paths of flow under conventional and conservation tillage. *Geoderma* **46**, 85-102.
- ANGULO-JARAMILLO, R, MORENO, F, CLOTHIER, BE, THONY, JL, VACHAUD, G, FERNANDEZ-BOY, E and CAYUELA, JA. 1997. Seasonal variation of hydraulic properties of soils measured using a tension disk infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal* **61**, 27-32.
- ANKENY, MD, KASPAR, TC and HORTON, R. 1990. Characterization of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurements. *Soil Science Society of America Journal* **54**, 837-840.
- ANKENY, MD, AHMED, M, KASPAR, TC and HORTON, R. 1991. Simple field method determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal* **55**, 467-470.
- ARMSTRONG, A, ADEN, K, AMRAOUI, N, DIEKKRUGER, B, JARVIS, N, MOUVET, C, NICHOLLS, P and WITTEW, C. 2000. Comparison of the performance of pesticide-leaching models on a cracking clay soil: results using the Brimstone Farm dataset. *Agricultural Water Management* **44**, 85-104.
- ARMSTRONG, AC, PORTWOOD, AM, LEEDS-HARRISON, PB, HARRIS, GL and CATT, JA. 1996. The validation of pesticide leaching models. *Pesticide Science* **48**, 47-55.
- ARSHAD, MA, FRANZLUEBBERS, AJ and AZOOZ, RH. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil and Tillage Research* **53**, 41-47.
- AUBERT, S and PALLET, KE. 2000. Combined use of C-13- and F-19-NMR to analyse the mode of action and the metabolism of the herbicide isoxaflutole. *Plant Physiology and Biochemistry* **38**, 517-523.
- AUBERTOT, JN, BARBIER, JM, CARPENTIER, A, GRIL, JJ, GUICHARD, L, LUCAS, P, SAVARY, S, SAVINI, I and VOLTZ, M. 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation

des pesticides et en limiter les impacts environnementaux, Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France).

- AVENTIS CROPS SCIENCE. 2002. Soja transgénique tolérant au glyphosate et à l'isoxaflutole. Essais à finalité de recherche. Projet pluri-annuel de 2 ans (2002 à 2003). DOSSIER N° B/FR/ 02-03-07, 19p. (http://www.ogm.gouv.fr/experimentations/dossiers/dossiers_2002/2002.htm).
- AZEVEDO, AS, KANWAR, RS and HORTON, R. 1998. Effect of cultivation on hydraulic properties of an Iowa soil using tension infiltrometers. *Soil Science* **163**, 22-29.

B

- BAIZE, D and GIRARD, MC. 1995. *Référentiel pédologique* INRA edn. Association française pour l'étude des sols (AFES). Association française pour l'étude des sols (AFES), pp. 332.
- BAKER, JL and JOHNSON, HP. 1979. The effect of tillage systems on pesticides runoff from small watersheds. *Transactions of the Asae* **22**, 554-559.
- BAKER, RS and HILLEL, D. 1990. Laboratory tests of a theory of fingering during infiltration into layered soils. *Soil Science Society of America Journal* **54**, 20-30.
- BALDI, I, MOHAMMED-BRAHIM, BM, BROCHARD, P, DARTIGUES, JF and SALAMON, R. 1998. Long-term effects of pesticides on health: review of current epidemiologic knowledge. *Revue d'épidémiologie et de santé publique* **46**, 134-142.
- BALDI, I, LEBAILLY, P, JEAN, S, ROUGETET, L, DULAURENT, S and MARQUET, P. 2006. Pesticide contamination of workers in vineyards in France. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* **16**, 115-124.
- BALESDENT, J, MARIOTTI, A and BOISGONTIER, D. 1990. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* **41**, 587-596.
- BALESDENT, J, CHENU, C and BALABANE, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* **53**, 215-230.
- BANKS, PA and ROBINSON, EL. 1982. The influence of straw mulch on the soil reception and persistence of metribuzin. *Weed Science* **30**, 164-168.
- BANKS, PA and ROBINSON, EL. 1986. Soil reception and activity of acetochlor, alachlor, and metolachlor as affected by wheat (*Triticum aestivum*) straw and irrigation. *Weed Science* **34**, 607-611.
- BARBERI, P and MAZZONCINI, M. 2001. Changes in weed community composition as influenced by cover crop and management system in continuous corn. *Weed Science* **49**, 491-499.
- BARNES, CJ, GOETZ, AJ and LAVY, TL. 1989. Effects of imazaquin residues on cotton (*Gossypium hirsutum*). *Weed Science* **37**, 820-824.
- BARR, DP and AUST, SD. 1994. Mechanisms white rot fungi use to degrade pollutants. *Environmental Science and Technology* **28**, 78A-78A.
- BARRIUSO, E and CALVET, R. 1992. Soil type and herbicide adsorption. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* **46**, 117-128.
- BARRIUSO, E, FELLER, C, CALVET, R and CERRI, C. 1992. Sorption of atrazine, terbutryn and 2,4-D herbicides in two Brazilian Oxisols. *Geoderma* **53**, 155-167.
- BARRIUSO, E, CALVET, R and CURÉ, B. 1994a. *Incidence de la simplification du travail du sol sur le comportement des produits phytosanitaires : conséquences sur les risques de pollution*. In : *Simplification du travail du sol*, G. Monnier, G. Thevenet, B. Lesaffre Ed., Les Colloques Ed. INRA, N°65, 105- 124. .
- BARRIUSO, E, LAIRD, DA, KOSKINEN, WC and DOWDY, RH. 1994b. Atrazine desorption from smectites. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 1632-1638.
- BARRIUSO, E, CALVET, R, SCHIAVON, M and SOULAS, G. 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols - Transformation et dissipation. *Etude et Gestion des Sols* **3-4**, 279-295.
- BARZEGAR, AR, HERBERT, SJ, HASHEMI, AM and HU, CS. 2004. Passive pan sampler for vadose zone leachate collection. *Soil Science Society of America Journal* **68**, 744-749.
- BASTA, NT, HUHNEKE, JH and STIEGLER, JH. 1997. Atrazine runoff from conservation tillage systems: a simulated rainfall study. *Journal of Soil and Water Conservation* **52**, 44-48.

- BAUDER, JW, RANDALL, GW and SWAN, JB. 1981. Effect of four continuous tillage systems on mechanical impedance of a clay loam soil. *Soil Science Society of America Journal* **45**, 802-806.
- BAUGHMAN, TA, SHAW, DR, RHODES, GN and MUELLER, TC. 1996. Effects of tillage on chlorimuron persistence. *Weed Science* **44**, 162-165.
- BAUGHMAN, TA, SHAW, DR, WEBSTER, EP and BOYETTE, M. 2001. Effect of cotton (*Gossypium hirsutum*) tillage systems on off-site movement of fluometuron, norflurazon, and sediment in runoff. *Weed Technology* **15**, 184-189.
- BAUMHARDT, RL and LASCANO, RJ. 1996. Rain infiltration as affected by wheat residue amount and distribution in ridged tillage. *Soil Science Society of America Journal* **60**, 1908-1913.
- BAUMHARDT, RL, UNGER, PW and DAO, TH. 2004. Soil and crop management - Seedbed surface geometry effects on soil crusting and seedling emergence. *Agronomy Journal* **96**, 1112-1117.
- BEDOS, C, CELLIER, P, CALVET, R, BARRIUSO, E and GABRIELLE, B. 2002. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie* **22**, 21-33.
- BEGON, JC. 1979. Sur la mise en évidence de séquences d'évolution dans les formations limoneuses des terrasses de la Garonne. *Comptes rendus de l'Académie des Sciences, Paris* **288**, 481-484.
- BEGON, JC. 1990. Les sols de Boulbène du toulousain. In *Les sols de Boulbènes*. ed. Association française pour l'étude des sols, Toulouse.
- BELTRAN, E, FENET, H, COOPER, JF and COSTE, CM. 2000. Kinetics of abiotic hydrolysis of isoxaflutole: Influence of pH and temperature in aqueous mineral buffered solutions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **48**, 4399-4403.
- BELTRAN, E, FENET, H, COOPER, JF and COSTE, CM. 2002. Influence of the physical and chemical properties of soil on the retention process of isoxaflutole and its two main derivatives. *Weed Research* **42**, 385-393.
- BELTRAN, E, FENET, HN, COOPER, JF and COSTE, CM. 2003. Fate of isoxaflutole in soil under controlled conditions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **51**, 146-151.
- BENDING, GD, SHAW, E and WALKER, A. 2001. Spatial heterogeneity in the metabolism and dynamics of isoproturon degrading microbial communities in soil. *Biology and Fertility of Soils* **33**, 484-489.
- BENDING, GD and RODRIGUEZ-CRUZ, MS. 2007. Microbial aspects of the interaction between soil depth and biodegradation of the herbicide isoproturon. *Chemosphere* **66**, 664-671.
- BENOIT, P and BARRIUSO, E. 1997. Fate of ¹⁴C-ring-labeled 2,4-D 2,4-dichlorophenol and 4-chlorophenol during straw composting. *Biology and Fertility of Soils* **25**, 53-59.
- BENOIT, P, BARRIUSO, E and SOULAS, G. 1999a. Degradation of 2,4-D, 2,4-dichlorophenol, and 4-chlorophenol in soil after sorption on humified and nonhumified organic matter. *Journal of Environmental Quality* **28**, 1127-1135.
- BENOIT, P, BARRIUSO, E, VIDON, P and REAL, B. 1999b. Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. *Journal of Environmental Quality* **28**, 121-129.
- BERGLOF, T, KOSKINEN, WC, BRUCHER, J and KYLIN, H. 2000. Linuron sorption-desorption in field-moist soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **48**, 3718-3721.
- BERNOUX, M, CERRI, CC, CERRI, CEP, NETO, MS, METAY, A, PERRIN, AS, SCOPEL, E, RAZAFIMBELO, T, BLAVET, D, PICCOLO, MD, PAVEI, M and MILNE, E. 2006. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for Sustainable Development* **26**, 1-8.
- BESCANSA, P, IMAZ, MJ, VIRTO, I, ENRIQUE, A and HOOGMOED, WB. 2006. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil and Tillage Research* **87**, 19-27.
- BEULKE, S and BROWN, CD. 2001. Evaluation of methods to derive pesticide degradation parameters for regulatory modelling. *Biology and Fertility of Soils* **33**, 558-564.
- BEULKE, S, BROWN, CD, DUBUS, IG and HARRIS, G. 2001. Evaluation of uncalibrated preferential flow models against data for isoproturon movement to drains through a heavy clay soil. *Pest Management Science* **57**, 537-547.
- BEYAERT, RP, SCHOTT, JW and WHITE, PH. 2002. Tillage effects on corn production in a coarse-textured soil in southern Ontario. *Agronomy Journal* **94**, 767-774.

- BEYER, M, KLIX, MB, KLINK, H and VERREET, JA. 2006. Quantifying the effects of previous crop, tillage, cultivar and triazole fungicides on the deoxynivalenol content of wheat grain - a review. *Journal of Plant Diseases and Protection* **113**, 241-246.
- BIDDLE, DL, CHITTLEBOROUGH, DJ and FITZPATRICK, RW. 1995. Field monitoring of solute and colloid mobility in a gneissic sub-catchment, South Australia. *Applied Clay Science* **9**, 433-442.
- BIEDERBECK, VO, CAMPBELL, CA and HUNTER, JH. 1997. Tillage effects on soil microbial and biochemical characteristics in a fallow-wheat rotation in a dark brow soil. *Canadian Journal of Soil Science* **77**, 309-316.
- BLANCO-CANQUI, H, GANTZER, CJ, ANDERSON, SH and ALBERTS, EE. 2004. Tillage and crop influences on physical properties for an Epiqualf. *Soil Science Society of America Journal* **68**, 567-576.
- BLANCO-CANQUI, H and LAL, R. 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences* **23**, 481-504.
- BLAZY, C, BOUSSAGUET, J, LAMBERT, J, ASSANELLI, F, PELABON, E, COULLET, D, VIGNOLLES, M and LERAY, C. 1990. Pratiques de l'irrigation dans les Boulbènes de la région Midi-Pyrénées. *In Les sols de Boulbènes*. ed. Association française pour l'étude des sols, Toulouse.
- BLEVINS, RL, THOMAS, GW, SMITH, MS, FRYE, WW and CORNELIUS, PL. 1983. Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil and Tillage Research* **3**, 135-146.
- BLEVINS, RL and FRYE, WW. 1993. Conservation tillage: an ecological approach to soil management. *Advances in Agronomy* **51**, 33-78.
- BOLL, J, STEENHUIS, TS and SELKER, JS. 1992. Fiberglass wicks for sampling of water and solutes in the vadose zone. *Soil Science Society America Journal* **56**, 701-707.
- BOND, WJ and WIERENGA, PJ. 1990. Immobile water during solute transport in unsaturated sand columns. *Water Resources Research* **26**, 2475-2481.
- BOSCH, DD, POTTER, TL, TRUMAN, CC, BEDNARZ, CW and STRICKLAND, TC. 2005. Surface runoff and lateral subsurface flow as a response to conservation tillage and soil-water conditions. *Transactions of the Asae* **48**, 2137-2144.
- BOUCHÉ, MB. 1972. *Lombriciens de France. Ecologie et systématique. Annales de zoologie-écologie animale, numéro hors-série*, Ed. INRA, 671p.
- BOULAINÉ, J. 1996. *Histoire de l'agronomie en France. Editions Tec & Doc, 2ème éd, 448p.*
- BOUMA, J. 1991. Influence of soil macroporosity on environmental quality. *Advances in Agronomy* **46**, 1-37.
- BOYD, SA, XIANGCAN, J and LEE, JF. 1990. Sorption of nonionic organic compounds by corn residues from a no-tillage field. *Journal of Environmental Quality* **19**, 734-738.
- BRAGAGNOLO, N and MIELNICZUK, J. 1990. Mulch from eight crop sequences and its effects on soil temperature, moisture, emergence and initial growth of corn. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo* **14**, 91-98.
- BRESNAHAN, GA, KOSKINEN, WC, DEXTER, AG and COX, L. 2004. Sorption-desorption of 'aged' isoxaflutole and diketonitrile degradate in soil. *Weed Research* **44**, 397-403.
- BROWN, BA, HAYES, RM, TYLER, DD and MUELLER, TC. 1994. Effect of Tillage and Cover Crop on Fluometuron Adsorption and Degradation under Controlled Conditions. *Weed Science* **42**, 629-634.
- BROWN, BA, HAYES, RM, TYLER, DD and MUELLER, TC. 1996. Effect of long-term Vetch (*Vicia villosa*) cover crop and tillage system on fluometuron dissipation from surface soil. *Weed Science* **44**, 171-175.
- BROWN, GG, BENITO, NP, PASINI, A, SAUTTER, KD, GUIMARAES, MD and TORRES, E. 2003. No-tillage greatly increases earthworm populations in Parana state, Brazil. *Pedobiologia* **47**, 764-771.
- BRUAND, A and COUSIN, I. 1994. Variation of textural porosity of a loamy-clay soil during compaction. *European Journal of Soil Science* **46**.
- BRUSSEAU, ML, JESSUP, RE and RAO, PSC. 1992. Modeling solute transport influenced by multiprocess nonequilibrium and transformation reactions. *Water Resources Research* **28**, 175-182.

- BRYE, KR, NORMAN, JM, BUNDY, LG and GOWER, ST. 1999. An equilibrium tension lysimeter for measuring drainage through soil. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 536-543.
- BUSSIERE, F, SOLMON, F and FOUERE, A. 2002. Implementation and evaluation of DROP, a model for the simulation of rainfall distribution below plants described in 3D. *Agronomie* **22**, 93-103.
- BUTTERS, GL, BENJAMIN, JG, AHUJA, LR and RUAN, H. 2000. Bromide and atrazine leaching in furrow- and sprinkler-irrigated corn. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1723-1732.

C

- CAKIR, R. 2004. Effect of water stress at different development stages on vegetative and reproductive growth of corn. *Field Crops Research* **89**, 1-16.
- CALVET, R and BARRIUSO, E. 1994. Retention and bioavailability of pesticides in soil. In *COST, European study service*. ed. Copin, A, Houins, G, Pussemier, L and Salembier, JF, Rixensart, Belgique, pp. 63-71.
- CALVET, R, BARRIUSO, E, BEDOS, C, BENOIT, P, CHARNAY, MP and COQUET, Y. 2005. *Les pesticides dans le sol. Conséquences agronomiques et environnementales*. Ed. France Agricole, 637p.
- CALVINO, PA, ANDRADE, FH and SADRAS, VO. 2003. Maize yield as affected by water availability, soil depth, and crop management. *Agronomy Journal* **95**, 275-281.
- CAMEIRA, MR, FERNANDO, RM and PEREIRA, LS. 2003. Soil macropore dynamics affected by tillage and irrigation for a silty loam alluvial soil in southern Portugal. *Soil and Tillage Research* **70**, 131-140.
- CARRIZOSA, MJ, RICE, PJ, KOSKINEN, WC, CARRIZOSA, I and HERMOSIN, MD. 2004. Sorption of isoxaflutole and DKN on organoclays. *Clays and Clay Minerals* **52**, 341-349.
- CASEY, FXM, LOGSDON, SD, HORTON, R and JAYNES, DB. 1997. Immobile water content and mass exchange coefficient of a field soil. *Soil Science Society of America Journal* **61**, 1030-1036.
- CASEY, FXM, LOGSDON, SD, HORTON, R and JAYNES, DB. 1998. Measurement of field soil hydraulic and solute transport parameters. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 1172-1178.
- CHAPMAN, RA and COLE, CM. 1982. Observations on the influence of water and soil pH on the persistence of insecticides. *Journal of Environmental Science and Health* **17**, 487-504.
- CHARNAY, MP, MOUGIN, C, FARRUGIA, A and BARRIUSO, E. 2004. Incorporation of pesticides by soil micro-organisms as a way of bound residues formation. *Environmental Chemistry Letters* **2**, 27-30.
- CHASSOT, A, STAMP, P and RICHNER, W. 2001. Root distribution and morphology of maize seedlings as affected by tillage and fertilizer placement. *Plant and Soil* **231**, 123-135.
- CHEN, Y, TESSIER, S and GALLICHAND, J. 1998. Estimates of tillage effects on saturated hydraulic conductivity. *Canadian Agricultural Engineering* **40**, 169-177.
- CHIN, YP, WEBER, WJ and EADIE, BL. 1990. Estimating the effects of dispersed organic polymers on the sorption of contaminants by natural solids. 2. Sorption in the presence of humic and other natural macromolecules. *Environmental Science and Technology* **24**, 837-842.
- CLAY, SA and KOSKINEN, WC. 1990. Adsorption and desorption of atrazine, hydroxyatrazine, and s-glutathione atrazine on two soils. *Weed Science* **38**, 262-266.
- CLAY, SA, KOSKINEN, WC and CARLSON, P. 1991. Alachlor movement through intact soil columns taken from two tillage systems. *Weed Technology* **5**, 485-489.
- CLAY, SA, CLAY, DE, KOSKINEN, WC and BERG, RK. 1998. Application method: impacts on atrazine and alachlor movement, weed control, and corn yield in three tillage systems. *Soil and Tillage Research* **48**, 215-224.
- CLOTHIER, BE and WHITE, I. 1981. Measurement of sorptivity and soil water diffusivity in the field. *Soil Science Society of America Journal* **45**, 241-245.
- CLOTHIER, BE, KIRKHAM, MB and MCLEAN, JE. 1992. In situ measurement of the effective transport volume for solute moving through soil. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 733-736.
- CLOTHIER, BE and SMETTEM, KRJ. 1993. Combining laboratory and field measurements to define the hydraulic properties of soil. *Soil Science Society of America Journal* **54**, 299-304.
- COATS, KH and SMITH, BD. 1964. Dead-end pore volume and dispersion in porous media. *Society of Petroleum Engineers Journal* **4**, 73-84.

- COMIA, RA, STENBERG, M, NELSON, P, RYDBERG, T and HÅKANSSON, I. 1994. Soil and crop responses to different tillage systems. *Soil and Tillage Research* **29**, 335-355.
- COQUET, Y, BOUCHER, A, LABAT, C, VACHIER, P and ROGER-ESTRADE, J. 2000. Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disques. Aspects théoriques et pratiques. *Etude et Gestion des Sols* **7**, 7-24.
- COQUET, Y, SIMUNEK, J, COUTADEUR, C, VAN GENUCHTEN, MT, POT, V and ROGER-ESTRADE, J. 2005a. Water and solute transport in a cultivated silt loam soil: 2. Numerical analysis. *Vadose Zone Journal* **4**, 587-601.
- COQUET, Y, VACHIER, P and LABAT, C. 2005b. Vertical variation of near-saturated hydraulic conductivity in three soil profiles. *Geoderma* **126**, 181-191.
- COUTADEUR, C. 2002. Etude du transport de l'eau dans un sol labouré. Modélisation 2-D de l'infiltration et de la redistribution dans un sol à structure hétérogène, Thèse de Doctorat INA PG, 182 p.
- COUTADEUR, C, COQUET, Y and ROGER-ESTRADE, J. 2002. Variation of hydraulic conductivity in a tilled soil. *European Journal of Soil Science* **53**, 619-628.
- COX, L, KOSKINEN, WC, CELIS, R, YEN, PY, HERMOSIN, MC and CORNEJO, J. 1998a. Sorption of imidacloprid on soil clay mineral and organic components. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 911-915.
- COX, L, KOSKINEN, WC and YEN, PY. 1998b. Changes in sorption of imidacloprid with incubation time. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 342-347.
- CRAMP. 1995. Les grands ensembles morpho-pédologiques de la région Midi-Pyrénées in Midi-Pyrénées, *Chambre Régionale d'Agriculture de Midi-Pyrénées* (Ed).
- CUPPLES, AM, SIMS, GK, HULTGREN, RP and HART, SE. 2000. Effect of soil conditions on the degradation of cloransulam-methyl. *Journal of Environmental Quality* **29**, 786-794.
- CURMI, P, MÉROT, P, ROGER-ESTRADE, J and CANEILL, J. 1996. Use of environmental isotopes for field study of water infiltration in the ploughed layer. *Geoderma* **72**, 203-217.
- CURRAN, WS, LIEBL, RA and SIMMONS, FW. 1992. Effects of Tillage and Application Method on Clomazone, Imazaquin, and Imazethapyr Persistence. *Weed Science* **40**, 482-489.
- CURRIE, RS and KLOCKE, NL. 2005. Impact of a terminated wheat cover crop in irrigated corn on atrazine rates and water use efficiency. *Weed Science* **53**, 709-716.
- CZAPAR, GF, KANWAR, RS and FAWCETT, RS. 1994. Herbicide and tracer movement to field drainage tiles under simulated rainfall conditions. *Soil and Tillage Research* **30**, 19-32.

D

- DALAL, RC, HENDERSON, PA and GLASBY, JM. 1991. Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 yr of zero-tillage. *Soil Biology and Biochemistry* **23**, 435-441.
- DAM, RF, MEHDI, BB, BURGESS, MSE, MADRAMOOTOO, CA, MEHUYS, GR and CALLUM, IR. 2005. Soil bulk density and crop yield under eleven consecutive years of corn with different tillage and residue practices in a sandy loam soil in central Canada. *Soil and Tillage Research* **84**, 41-53.
- DAO, TH and LAVY, TL. 1978. Atrazine adsorption on soil as influence by temperature, moisture content and electrolyte concentration. *Weed Science* **26**, 303-309.
- DAO, TH. 1991. Field decay of wheat straw and its effects on metribuzin and S-ethyl metribuzin sorption and elution from crop residues. *Journal of Environmental Quality* **20**, 203-208.
- DEB, B-C. 1950. Estimation of free iron oxides in soils and clays and their removal. *Journal of Soil Science* **1**, 212-220.
- DEC, J and BOLLAG, J-M. 1988. Microbial release and degradation of catechol and chlorophenols bound to synthetic humic acid. *Soil Science Society of America Journal* **52**, 1366-1371.
- DEXTER, AR and BIRKAS, M. 2004. Prediction of the soil structures produced by tillage. *Soil and Tillage Research* **79**, 233-238.
- DING, G, NOVAK, JM, AMARASIRIWARDENA, D, HUNT, PG and XING, B. 2002a. Soil organic matter characteristics as affected by tillage management. *Soil Science Society of America Journal* **66**, 421-429.

- DING, GW, NOVAK, JM, HERBERT, S and XING, BS. 2002b. Long-term tillage effects on soil metolachlor sorption and desorption behavior. *Chemosphere* **48**, 897-904.
- DING, GW, LIU, XB, HERBERT, S, NOVAK, J, AMARASIRIWARDENA, D and XING, BH. 2006. Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma* **130**, 229-239.
- DOMANGE, N, GREGOIRE, C, GOUY, V and TREMOLIERES, M. 2004. Effect of ceramic cups ageing on the capacity to assess pesticide concentration. *Comptes Rendus Geoscience* **336**, 49-58.
- DORAN, JW. 1980. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal* **44**, 765-771.
- DORSAINVIL, F, DURR, C, JUSTES, E and CARRERA, A. 2005. Characterisation and modelling of white mustard (*Sinapis alba* L.) emergence under several sowing conditions. *European Journal of Agronomy* **23**, 146-158.
- DRIJBER, RA, DORAN, JW, PARKHURST, AM and LYON, DJ. 2000. Changes in soil microbial community structure with tillage under long-term wheat-fallow management. *Soil Biology and Biochemistry* **32**, 1419-1430.
- DRURY, CF, STONE, JA and FINDLAY, WI. 1991. Microbial biomass and soil structure associated with corn, grasses, and legumes. *Soil Science Society of America Journal* **55**, 805-811.
- DRURY, CF, TAN, CS, WELACKY, TW, OLOYA, TO, HAMILL, AS and WEAVER, SE. 1999. Red clover and tillage influence on soil temperature, water content, and corn emergence. *Agronomy Journal* **91**, 101-108.
- DUBUCQ, M. 1989. Identification et cartographie par télédétection des sols érodés : application au Lauragais Toulousain (Sud-Ouest France). Thèse de Doctorat de l'Université Paul Sabatier, Toulouse, 247 p. + annexes.
- DUBUS, IG, BARRIUSO, E and CALVET, R. 2001. Sorption of weak organic acids in soils: clofencet, 2,4-D and salicylic acid. *Chemosphere* **45**, 767-774.
- DUBUS, IG, BEULKE, S and BROWN, CD. 2002. Calibration of pesticide leaching models: critical review and guidance for reporting. *Pest Management Science* **58**, 745-758.
- DUBUS, IG and BROWN, CD. 2002. Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. *Journal of Environmental Quality* **31**, 227-240.
- DUBUS, IG, BROWN, CD and BEULKE, S. 2003. Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest Management Science* **59**, 962-982.
- DUBUS, IG, BEULKE, S, BROWN, CD, GOTTESBUREN, B and DIESES, A. 2004. Inverse modelling for estimating sorption and degradation parameters for pesticides. *Pest Management Science* **60**, 859-874.
- DÜRING, RA and HUMMEL, HE. 1993. Soil tillage as a parameter influencing the fate of three selected soil herbicides. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent* **58/3a**, 827-835.
- DÜRING, RA and HUMMEL, HE. 1999. Herbicide and metabolite movement in different soils as studied by computer assisted microlysimeters. *Chemosphere* **39**, 641-654.
- DÜRING, RA, HOSS, T and GATH, S. 2002. Depth distribution and bioavailability of pollutants in long-term differently tilled soils. *Soil and Tillage Research* **66**, 183-195.
- DWYER, LM, MA, BL, STEWART, DW, HAYHOE, HN, BALCHIN, D, CULLEY, JLB and MCGOVERN, M. 1996. Root mass distribution under conventional and conservation tillage. *Canadian Journal of Soil Science* **76**, 23-28.
- DWYER, LM, MA, BL, DE JONG, R and TOLLENAAR, M. 2000. Assessing corn seedbed conditions for emergence. *Canadian Journal of Soil Science* **80**, 53-61.
- DWYER, LM, MA, BL, YING, J and TOPP, GC. 2005. A field method for screening maize cold tolerance. *Canadian Journal of Plant Science* **85**, 343-350.

E

- EDWARDS, WM, NORTON, LD and REDMOND, CE. 1988. Characterizing macropores that affect infiltration in nontilled soil. *Soil Science Society of American Journal* **52**, 483-487.
- EDWARDS, WM, SHIPITALO, MJ, OWENS, LB and NORTON, LD. 1989. Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term no-till cornfields. *Journal of Soil and Water Conservation* **44**, 240-243.

- EDWARDS, WM, SHIPITALO, MJ, DICK, WA and OWENS, LB. 1992a. Rainfall intensity affects transport of water and chemicals through macropores in no-till soil. *Soil Science Society of American Journal* **56**, 52-58.
- EDWARDS, WM, SHIPITALO, MJ, TRAINA, SJ, EDWARDS, CA and OWENS, LB. 1992b. Role of *Lumbricus terrestris* (L.) burrows on quality of infiltrating water. *Soil Biology and Biochemistry* **24**, 1555-1561.
- ELA, SD, GUPTA, SC and RAWLES, WJ. 1992. Macropore and surface seal interactions affecting water infiltration into soil. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 714-721.
- ENGLAND, CB. 1974. Comments on "a technique using porous cups for water sampling at any depth in the unsaturated zone" by W. W. Wood. *Water Resources Research* **10**, 1049.
- ERBACH, DC, BENJAMIN, JG, CRUSE, RM, ELAMIN, MA, MUKHTUR, S and CHOI, CH. 1992. Soil and corn response to tillage with paraplow. *Transactions of the Asae* **35**, 1347-1354.
- ESSINGTON, ME, TYLER, DD and WILSON, GV. 1995. Fluometuron behavior in long-term tillage plots. *Soil Science* **160**, 405-414.
- EYNARD, A, SCHUMACHER, TE, LINDSTROM, MJ and MALO, DD. 2004. Aggregate sizes and stability in cultivated South Dakota prairie Ustolls and Usterts. *Soil Science Society of America Journal* **68**, 1360-1365.

F

- FAWCETT, RS, CHRISTENSEN, BR and TIERNEY, DP. 1994. The impact of conservation tillage on pesticide runoff into surface water: a review and analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* **49**, 126-135.
- FEDDES, RA, KOWALIK, PJ and ZARADNY, H. 1978. *Simulation of field water use and crop yield*. John Wiley & Sons, New York.
- FELSOT, AS, MITCHELL, JK and KENIMER, AL. 1990. Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *Journal of Environmental Quality* **19**, 539-545.
- FERRI, MVW, VIDAL, RA, GOMES, J, DICK, DP and DE SOUZA, RF. 2002. Activity of the herbicide acetochlor in soil under no-till and conventional tillage system. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* **37**, 1697-1703.
- FESCH, C, LEHMANN, P, HADERLEIN, SB, HINZ, C, SCHWARZENBACH, RP and FLUHLER, H. 1998. Effect of water content on solute transport in a porous medium containing reactive micro-aggregates. *Journal of Contaminant Hydrology* **33**, 211-230.
- FINDELING, A, RUY, S and SCOPEL, E. 2003. Modeling the effects of a partial residue mulch on runoff using a physically based approach. *Journal of Hydrology* **275**, 49-66.
- FLEMING, JB and BUTTERS, GL. 1995. Bromide transport detection in tilled and nontilled soil: solution samplers vs. soil cores. *Soil Science Society of American Journal* **59**, 1207-1216.
- FLURY, M, LEUENBERGER, J, STUDER, B and FLÜHLER, H. 1995. Transport of anions and herbicides in a loamy and a sandy field soil. *Water Resources Research* **30**, 1945-1954.
- FLURY, M, YATES, MV and JURY, WA. 1999. Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 1493-1499.
- FLURY, M and WAI, NN. 2003. Dyes as tracers for vadose zone hydrology - art. no. 1002. *Reviews of Geophysics* **41**, 1002-1002.
- FOHRER, N, BERKENHAGEN, J, HECKER, JM and RUDOLPH, A. 1999. Changing soil and surface conditions during rainfall - Single rainstorm/subsequent rainstorms. *Catena* **37**, 355-375.
- FOMSGAARD, IS, SPLIID, NH and FELDING, G. 2003. Leaching of pesticides through normal-tillage and low-tillage soil - A lysimeter study. II. Glyphosate. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* **38**, 19-35.
- FORTIN, J, GAGNON-BERTRAND, E, VEZINA, L and ROMPRE, M. 2002. Preferential bromide and pesticide movement to tile drains under different cropping practices. *Journal of Environmental Quality*, 1940-1952.

- FORTIN, MC. 1993. Soil temperature, soil water, and no-till corn development following in-row residue removal. *Agronomy Journal* **85**, 571-576.
- FRANTI, TG, PETER, CJ, TIERNEY, DP, FAWCETT, RS and MYERS, JL. 1998. Reducing herbicide losses from tile-outlet terraces. *Journal of Soil and Water Conservation* **53**, 25-31.
- FUENTES, JP, FLURY, M and BEZDICEK, DF. 2004. Hydraulic properties in a silt loam soil under natural prairie, conventional till, and no-till. *Soil Science Society of America Journal* **68**, 1679-1688.

G

- GAN, J, BECKER, RL, KOSKINEN, WC and BUHLER, DD. 1996. Degradation of atrazine in two soils as a function of concentration. *Journal of Environmental Quality* **25**, 1064-1072.
- GARDNER, WR. 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil Science* **85**, 228-232.
- GASTON, LA and LOCKE, MA. 1996. Bentazon mobility through intact, unsaturated columns of conventional and no-till Dundee soil. *Journal of Environmental Quality* **25**, 1350-1356.
- GASTON, LA, LOCKE, MA, WAGNER, SC, ZABLOTOWICZ, RM and REDDY, KN. 1996a. Sorption of bentazon and degradation products in two Mississippi soils. *Weed Science* **44**, 678-682.
- GASTON, LA, LOCKE, MA and ZABLOTOWICZ, RM. 1996b. Sorption and degradation of bentazon in conventional- and no-till Dundee soil. *Journal of Environmental Quality* **25**, 120-126.
- GASTON, LA and LOCKE, MA. 2000. Acifluorfen sorption, degradation, and mobility in a Mississippi delta soil. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 112-121.
- GASTON, LA, BOQUET, DJ and BOSCH, MA. 2001. Fluometuron wash-off from cover crop residues and fate in a loessial soil. *Soil Science* **166**, 681-690.
- GASTON, LA, BOQUET, DJ and BOSCH, MA. 2003. Fluometuron sorption and degradation in cores of silt loam soil from different tillage and cover crop systems. *Soil Science Society of America Journal* **67**, 747-755.
- GAYNOR, JD, MACTAVISH, DC and FINDLAY, WI. 1995. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *Journal of Environmental Quality* **24**, 246-256.
- GAYNOR, JD, MACTAVISH, DC and LABAJ, AB. 1998. Atrazine and metolachlor residues in Brookston CL following conventional and conservation tillage culture. *Chemosphere* **36**, 3199-3210.
- GAYNOR, JD, TAN, CS, NG, HYF, DRURY, CF, WELACKY, TW and VANWESENBEECK, IJ. 2000. Tillage and controlled drainage-subirrigated management effects on soil persistence of atrazine, metolachlor, and metribuzin in corn. *Journal of Environmental Quality* **29**, 936-947.
- GAYNOR, JD, TAN, CS, DRURY, CF, NG, HYF, WELACKY, TW and VAN WESENBEECK, IJ. 2001. Tillage, intercrop, and controlled drainage-subirrigation influence atrazine, metribuzin, and metolachlor loss. *Journal of Environmental Quality* **30**, 561-572.
- GEBHARDT, MR, DANIEL, TC, SCHWEIZER, EE and ALLMARAS, RR. 1985. Conservation tillage. *Science* **230**, 625-630.
- GEE, GW, WARD, AL, CALDWELL, TG and RITTER, JC. 2002. A vadose zone water fluxmeter with divergence control. *Water Resources Research* **38**.
- GEE, GW, ZHANG, ZF and WARD, AL. 2003. A modified vadose-zone fluxmeter with soil collection capability. *Vadose Zone Journal* **2**, 627-632.
- GERKE, HH and VAN GENUCHTEN, T. 1996. Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. *Advances in Water Resources* **19**, 343-357.
- GEVAO, B, MORDAUNT, C, SEMPLE, KT, PEARCE, TG and JONES, KC. 2001. Bioavailability of nonextractable (bound) pesticide residues to earthworms. *Environmental Science and Technology* **35**, 501-507.
- GHADIRI, H, SHEA, PJ, WICKS, GA and HADERLIE, LC. 1984. Atrazine dissipation in conventional-till and no-till sorghum. *Journal of Environmental Quality* **13**, 549-552.

- GHAFFARZADEH, M, PRECHAC, FG and CRUSE, RM. 1997. Tillage effect on soil water content and corn yield in a strip intercropping system. *Agronomy Journal* **89**, 893-899.
- GHIDEY, F, BLANCHARD, PE, LERCH, RN, KITCHEN, NR, ALBERTS, EE and SADLER, EJ. 2005. Measurement and simulation of herbicide transport from the corn phase of three cropping systems. *Journal of Soil and Water Conservation* **60**, 260-273.
- GISH, TJ, HELLING, CS and MOJASEVIC, M. 1991. Preferential movement of atrazine and cyanazine under field conditions. *Transactions of the Asae* **34**, 1699-1705.
- GISH, TJ, SHIRMOHAMMADI, A and WIENHOLD, BJ. 1994. Field-scale mobility and persistence of commercial and starch-encapsulated atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality* **23**, 355-359.
- GISH, TJ, SHIRMOHAMMADI, A, VYRAVIPILLAI, R and WIENHOLD, BJ. 1995. Herbicide leaching under tilled and no-tillage fields. *Soil Science Society of American Journal* **59**, 895-901.
- GJETTERMANN, B, NIELSEN, KL, PETERSEN, CT, JENSEN, HE and HANSEN, S. 1997. Preferential flow in sandy loam soils as affected by irrigation intensity. *Soil Technology* **11**, 139-152.
- GLOTFELTY, DE. 1987. The effects of conservation tillage practices on pesticide volatilization and degradation. In *Effects of conservation tillage on groundwater quality: Nitrates and pesticides*. ed. Logan, TJ, Davidson, JM, Baker, JL and Overcash, MR, Lewis, Chelsea, MI., pp. 56-62.
- GOMEZ, JA, GIRALDEZ, JV, PASTOR, M and FERERES, E. 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil and Tillage Research* **52**, 167-175.
- GOODY, DC, CHILTON, PJ and HARRISON, I. 2002. A field study to assess the degradation and transport of diuron and its metabolites in a calcareous soil. *Science of the Total Environment* **297**, 67-83.
- GRANOVSKY, AV, MCCOY, EL, DICK, WA, SHIPITALO, MJ and EDWARDS, WM. 1993. Water and chemical transport through long-term no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal* **57**, 1560-1567.
- GRANT, RF, IZAURRALDE, RC and CHANASYK, DS. 1990. Soil temperature under conventional and minimum tillage: simulation and experimental verification. *Canadian Journal of Soil Science* **70**, 289-304.
- GREEN, TR, AHUJA, LR and BENJAMIN, JG. 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* **116**, 3-27.
- GREY, TL, WALKER, RH and WEHTJE, GRH, H. G. 1997. Sulfentrazone adsorption and mobility as affected by soil and pH. *Weed Science* **45**, 733-738.
- GRIFFITHS, RI, WHITELEY, AS, O'DONNELL, AG and BAILEY, MJ. 2003. Influence of depth and sampling time on bacterial community structure in an upland grassland soil. *FEMS Microbiology Ecology* **43**, 35-43.
- GROSSMANN, J and UDLUFT, P. 1991. The extraction of soil water by suction cup method: a review. *Journal of Soil Science* **42**, 83-93.
- GUÉRIFF, J, RICHARD, G, DURR, C, MACHET, JM, RECOUS, S and ROGER-ESTRADE, J. 2001. A review of tillage effects on crop residue management, seedbed conditions and seedling establishment. *Soil and Tillage Research* **61**, 13-32.
- GUPTA, SC, SCHNEIDER, EC and SWAN, JB. 1988. Planting depth and tillage interactions on corn emergence. *Soil Science Society of America Journal* **52**, 1122-1127.

H

- HALL, JK, MURRAY, MR and HARTWIG, NL. 1989. Herbicide leaching and distribution in tilled and untilled soil. *Journal of Environmental Quality* **18**, 439-445.
- HALL, JK, MUMMA, RO and WATTS, DW. 1991. Leaching and runoff losses of herbicides in a tilled and untilled field. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **37**, 303-314.
- HALL, JK and MUMMA, RO. 1994. Dicamba mobility in conventionally tilled and non-tilled soil. *Soil and Tillage Research* **30**, 3-17.

- HALL, JK, JONES, GA, HICKMAN, MV, AMISTADI, MK, BOGUS, ER, MUMMA, RO, HARTWIG, NL and HOFFMAN, LD. 1998. Formulation and adjuvant effects on leaching of atrazine and metolachlor. *Journal of Environmental Quality* **27**, 1334-1347.
- HAMBY, DM. 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment* **32**, 135-154.
- HANSEN, NC, MONCRIEF, JF, GUPTA, SC, CAPEL, PD and OLNES, AE. 2001. Herbicide banding and tillage system interactions on runoff losses of alachlor and cyanazine. *Journal of Environmental Quality* **30**, 2120-2126.
- HARDY, IAJ, JONES, RE, ALLEN, R and GATZWEILER, EW. 2003. Normalisation of field degradation data for soil temperature and moisture content for use in environmental risk assessments. *XII Symposium of Pesticide Chemistry. Piacenza, Italy, 4-6 June 2003*.
- HARMAN, WL, WANG, E and WILLIAMS, JR. 2004. Reducing atrazine losses: Water quality implications of alternative runoff control practices. *Journal of Environmental Quality* **33**, 7-12.
- HARPER, DB. 1977. Microbial metabolism of aromatic nitriles. *Biochemical Journal*. **165**, 309-319.
- HAVERKAMP, R, ROSS, PJ, SMETTEM, KRJ and PARLANGE, JY. 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. *Water Resources Research* **30**, 2931-2935.
- HEARD, JR, KLADIVKO, EJ and MANNERING, JV. 1988. Soil macroporosity, hydraulic conductivity and air permeability of silty soil under long-term conservation tillage in Indiana. *Soil and Tillage Research* **11**, 1-18.
- HEATWOLE, CD, ZACHARIAS, S, MOSTAGHIMI, S and DILLAHA, TA. 1997. Movement of field-applied atrazine, metolachlor, and bromide in a sandy loam soil. *Transactions of the Asae* **40**, 1267-1276.
- HEDDADJ, D and GASCUEL-ODOUX, C. 1999. Topographic and seasonal variations of unsaturated hydraulic conductivity as measured by tension disc infiltrometers at the field scale. *European Journal of Soil Science* **50**, 275-283.
- HERMAWAN, B and BOMKE, AA. 1997. Effects of winter cover crops and successive spring tillage on soil aggregation. *Soil and Tillage Research* **44**, 109-120.
- HILL, RL, HORTON, R and CRUSE, RM. 1985. Tillage effects on soil water retention and pore size distribution of two mollisols. *Soil Science Society of America Journal* **54**, 161-166.
- HOLDER, M, BROWN, KW, THOMAS, JC, ZABCIK, D and MURRAY, HE. 1991. Capillary-wick unsaturated zone soil pore water sampler. *Soil Science Society America Journal* **55**, 1195-1202.
- HOPMANS, JW, SIMUNEK, J, ROMANO, N and DURNER, W. 2002. Simultaneous determination of water transmission and retention properties. Inverse methods. *In Methods of soil analysis. Part 4. Physical methods*. ed. Dane, JH and Topp, GC, SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI, pp. 963-1008.
- HORN, R. 2004. Time dependence of soil mechanical properties and pore functions for arable soils. *Soil Science Society of America Journal* **68**, 1131-1137.
- HUBSCHMAN, J. 1974. Morphogénèse et pédogénèses quaternaires dans le piémont des Pyrénées garonnaises et ariégeoises in Bourgeat, F, Chossat, JC and Wilbert, J (Eds), *Thèse de l'Université Toulouse Le Mirail*, pp. 747.
- HUGHES-GAMES, GA and BERTRAND, RA. 1991. Cover crop experience in South Coastal British Columbia. *In Cover crops for clean water*. ed. Hargrove, WL, Soil and Water Conservation Society, Jackson, Tennessee, pp. 198.
- HUGHES, S and REYNOLDS, B. 1990. Evaluation of porous ceramic cups for monitoring soil-water aluminium in acid soils: comment on a paper by Raulund-Rasmussen (1989). *European Journal of Soil Science* **41**, 325-328.
- HUSSAIN, I, OLSON, KR and SIEMENS, JC. 1998. Long-term tillage effects on physical properties of eroded soil. *Soil Science* **163**, 970-981.
- HUSSAIN, I, OLSON, KR and EBELHAR, SA. 1999. Impacts of tillage and no-till on production of maize and soybean on an eroded Illinois silt loam soil. *Soil and Tillage Research* **52**, 37-49.

I

- ILSEMANN, J, VAN DER PLOEG, RR, HORTON, R and BACHMANN, J. 2002. Laboratory method for determining immobile soil water content and mass exchange coefficient. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* **165**, 332-338.
- INRA. 2007. AGRITOX Database. Département de phytopharmacie et d'écotoxicologie. Versailles, France. Available from: <http://www.inra.fr/agritox/> (vérifié le 23 juillet 2007).
- INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT. 2004. Les pesticides dans les eaux - Sixième rapport annuel, données 2002, *Etudes et Travaux nr. 42*, Institut Français de l'Environnement, Paris, France.
- ISENSEE, AR, NASH, RG and HELLING, CS. 1990. Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *Journal of Environmental Quality* **19**, 434-440.
- ISENSEE, AR and SADEGHI, AM. 1993. Impact of tillage practice on runoff and pesticide transport. *Journal of Soil and Water Conservation* **48**, 523-527.
- ISENSEE, AR and SADEGHI, AM. 1994. Effects of tillage and rainfall on atrazine residue levels in soil. *Weed Science* **42**, 462-467.
- ISENSEE, AR and SADEGHI, AM. 1996. Effect of tillage reversal on herbicide leaching to groundwater. *Soil Science* **161**, 382-389.
- ISENSEE, AR and SADEGHI, AM. 1997. Interactions of tillage and rainfall on atrazine leaching under field and laboratory conditions. *Chemosphere* **34**, 2715-2723.
- ISSS-ISRIC-FAO. 1998. *World Reference Base for Soil Resources*, ISSN 0532-0488, O.C. Spaargaren - Wageningen/Rome edn.

J

- JARVIS, NJ. 1994. The MACRO model (Version 3.1). Technical description and sample simulations. Reports and dissertations 19. Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 51p.
- JARVIS, NJ. 2007. 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* **58**, 523-546.
- JAYNES, DB, LOGSDON, SD and HORTON, R. 1995. Field method for measuring Mobile/Immobile water content and solute transfer rate coefficient. *Soil Science Society of America Journal* **59**, 352-356.
- JAYNES, DB and HORTON, R. 1998. Field parameterization of the mobile/immobile domain model. In: Selim H.M., Ma L., eds. *Physical nonequilibrium in soils: Modeling and application*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Press, pp. 297-310.
- JAYNES, DB, AHMED, SI, KUNG, KJS and KANWAR, RS. 2001. Temporal dynamics of preferential flow to a subsurface drain. *Soil Science Society of America Journal* **65**, 1368-1376.
- JOHNSON, MD, WYSE, DL and LUESCHEN, WE. 1989. The influence of herbicide formulation on weed control in four tillage systems. *Weed Science* **37**, 239-249.
- JOHNSON, RM and SIMS, JT. 1993. Influence of surface and subsoil properties on herbicide sorption by Atlantic coastal plain soils. *Soil Science* **155**, 339-348.
- JORDAN, D, STECKER, JA, CACNIO-HUBBARD, VN, LI, F, GANTZER, CJ and BROWN, JR. 1997. Earthworm activity in no-tillage and conventional tillage systems in Missouri soils : a preliminary study. *Soil Biology and Biochemistry* **29**, 489-491.
- JUSTES, E, MARY, B and NICOLARDOT, B. 1999. Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **55**, 207-220.

K

- KABIR, Z. 2005. Tillage or no-tillage: Impact on mycorrhizae. *Canadian Journal of Plant Science* **85**, 23-29.
- KASPAR, TC, ERBACH, DC and CRUSE, RM. 1990. Corn response to seed-row residue removal. *Soil Science Society of America Journal* **54**, 1112-1117.
- KASTEEL, R, GARNIER, P, VACHIER, P and COQUET, Y. 2007. Dye tracer infiltration in the plough layer after straw incorporation. *Geoderma* **137**, 360-369.
- KENIMER, AL, MOSTAGHIMI, S, YOUNG, RW, DILLAHA, TA and SHANHOLTZ, VO. 1987. Effects of residue cover on pesticide losses from conventional and no-tillage systems. *Transactions of the Asae* **30**, 953-959.
- KHAN, SU and IVARSON, KC. 1982. Release of soil bound (non extractable) residues by various physiological groups of micro-organisms. *Journal of Environmental Science and Health* **B17**, 737-749.
- KITCHEN, NR, HUGHES, DE, DONALD, WW and ALBERTS, EE. 1998. Agrichemical movement in the root-zone of claypan soils: ridge- and mulch-tillage systems compared. *Soil and Tillage Research* **48**, 179-193.
- KJAERGAARD, C, POULSEN, TG, MOLDRUP, P and DE JONGE, LW. 2004. Colloid mobilization and transport in undisturbed soil columns. I. Pore structure characterization and tritium transport. *Vadose Zone Journal* **3**, 413-423.
- KLUTE, A. 1986. Water retention: laboratory methods. In *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. ed. Klute, A, Agronomy Monograph, 9. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 635-662.
- KNUTSON, JH and SELKER, JS. 1994. Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. *Soil Science Society America Journal* **58**, 721-729.
- KOROM, SF. 2000. An adsorption isotherm for bromide. *Water Resources Research* **36**, 1969-1974.
- KOSKINEN, WC, COX, L and YEN, PY. 2001. Changes in sorption/bioavailability of imidacloprid metabolites in soil with incubation time. *Biology and Fertility of Soils* **33**, 546-550.
- KOSKINEN, WC, OCHSNER, TE, STEPHENS, BM and KOOKANA, RS. 2006. Sorption of isoxaflutole diketonitrile degradate (DKN) and dicamba in unsaturated soil. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* **41**, 1071-1083.
- KOVAR, JL, BARBER, SA, KLADIVKO, EJ and GRIFFITH, DR. 1992. Characterization of soil temperature, water content and maize root distribution in two tillage systems. *Soil and Tillage Research* **24**, 11-27.
- KRIBAA, M, HALLAIRE, V, CURMI, P and LAHMAR, R. 2001. Effect of various cultivation methods on the structure and hydraulic properties of a soil in a semi-arid climate. *Soil and Tillage Research* **60**, 43-53.
- KUMAR, A and KANWAR, RS. 1997. Incorporating preferential flow and herbicide fate and transport into the DRAINAGE model. *Transactions of the Asae* **40**, 977-985.
- KUNG, KJS. 1990. Preferential flow in a sandy vadose zone: 1. Field observation & 2. Mechanism and implications. *Geoderma* **46**, 51-71.
- KUNG, KJS, KLADIVKO, EJ, GISH, TJ, STEENHUIS, TS, BUBENZER, G and HELLING, CS. 2000a. Quantifying preferential flow by breakthrough of sequentially applied tracers: Silt loam soil. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1296-1304.
- KUNG, KJS, STEENHUIS, TS, KLADIVKO, EJ, GISH, TJ, BUBENZER, G and HELLING, CS. 2000b. Impact of preferential flow on the transport of adsorbing and non-adsorbing tracers. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1290-1296.
- KUO, S, SAINJU, UM and JELLUM, EJ. 1997. Winter cover crops effects on nitrogen in soil. *Soil Science Society of America Journal* **61**, 1392-1399.

L

- LABREUCHE, J, LE SOUDER, C, CASTILLON, P, OUVRY, JF, RÉAL, B, GERMON, JC and DE TOURDONNET, S (Eds) (2007). *Evaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour (TCSL) en France*, ed. ADEME, ARVALIS Institut du végétal, INRA, APCA, AREAS, ITB, CETIOM and IFV, pp. 390.
- LACAS, JG. 2005. Processus de dissipation des produits phytosanitaires dans les zones tampons enherbées. Etude expérimentale et modélisation en vue de limiter la contamination des eaux de surface., Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II, pp. 307.
- LAFRANCE, P, MARINEAU, L, PERREAULT, L and VILLENEUVE, JP. 1994. Effect of natural dissolved organic matter found in groundwater on soil adsorption and transport of pentachlorophenol. *Environmental Science and Technology* **28**, 2314-2320.
- LAL, R, MAHBOUBI, AA and FAUSEY, NR. 1994. Long-term tillage and rotation effects on properties of a Central Ohio Soil. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 517-522.
- LAMB, JA, DOWDY, RH, ANDERSON, JL and ALLMARAS, RR. 1998. Water quality in an irrigated sandy soil: ridge tillage in rotated corn and soybean compared with full-width tillage in continuous corn. *Soil and Tillage Research* **48**, 167-177.
- LAMPURLANÉS, J and CANTERO-MARTINEZ, C. 2006. Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil and Tillage Research* **85**, 13-26.
- LAVORENTI, A, ROCHA, AA, PRATA, F, REGITANO, JB, TORNISIELO, VL and PINTO, OB. 2003. Reactions of diclosulam in a Rhodic Hapludox soil under no-till and conventional tillage systems. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo* **27**, 183-190.
- LEE, J, HORTON, R and JAYNES, DB. 2000. A time domain reflectometry method to measure immobile water content and mass exchange coefficient. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1911-1917.
- LEHR, S, SCHEUNERT, I and BEESE, F. 1996. Mineralization of free and cell-wall-bound isoproturon in soils in relation to soil microbial parameters. *Soil Biology and Biochemistry* **28**, 1-8.
- LEIJ, FJ, GHEZZEHEI, TA and OR, D. 2002. Modeling the dynamics of the soil pore-size distribution. *Soil and Tillage Research* **64**, 61-78.
- LENTZ, RD and KINCAID, DC. 2003. An automated vacuum extraction control system for soil water percolation samplers. *Soil Science Society of America Journal* **67**, 100-106.
- LERCH, T. 2006. Apports du traçage moléculaire au ¹³C à l'étude de la dissipation des pesticides dans le sol : cas du 2,4-D, Université Paris VI, Paris, pp. 404.
- LEVANON, D, CODLING, EE, MEISINGER, JJ and STARR, JL. 1993. Mobility of agrochemicals through soil from two tillage systems. *Journal of Environmental Quality* **22**, 155-161.
- LEVANON, D, MEISINGER, JJ, CODLING, EE and STARR, JL. 1994. Impact of tillage on microbial activity and the fate of pesticides in the upper soil. *Water, Air, and Soil Pollution* **72**, 179-189.
- LI, K, LIU, WP, XU, DM and LEE, SJ. 2003. Influence of organic matter and pH on bentazone sorption in soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **51**, 5362-5366.
- LI, K, XING, BS and TORELLO, WA. 2005. Effect of organic fertilizers derived dissolved organic matter on pesticide sorption and leaching. *Environmental Pollution* **134**, 187-194.
- LI, YX, TULLBERG, JN and FREEBAIRN, DM. 2001. Traffic and residue cover effects on infiltration. *Australian Journal of Soil Research* **39**, 239-247.
- LICHT, MA and AL-KAISI, M. 2005. Corn response, nitrogen uptake, and water use in strip-tillage compared with no-tillage and chisel plow. *Agronomy Journal* **97**, 705-710.
- LIN, CH, LERCH, RN, THURMAN, EM, GARRETT, HE and GEORGE, MF. 2002. Determination of isoxaflutole (balance) and its metabolites in water using solid phase extraction followed by high-performance liquid chromatography with ultraviolet or mass spectrometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **50**, 5816-5824.
- LIN, CH, LERCH, RN, GARRETT, HE, JOHNSON, WG, JORDAN, D and GEORGE, MF. 2003. The effect of five forage species on transport and transformation of atrazine and isoxaflutole (balance) in lysimeter leachate. *Journal of Environmental Quality* **32**, 1992-2000.

- LIN, CH, LERCH, RN, GARRETT, HE, LI, YX and GEORGE, MF. 2007. Improved HPLC-MS/MS method for determination of isoxaflutole (balance) and its metabolites in soils and forage plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **55**, 3805-3815.
- LIN, HS, MCINNES, K, WILDING, LP and HALLMARK, CT. 1996. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions into a well-structured subsoil. *Transactions of the Asae* **39**, 131-135.
- LIN, HS, MCINNES, KJ, WILDING, PJ and HALLMARK, CT. 1997. Low tension water flow in structured soils. *Canadian Journal of Soil Science* **25**, 649-654.
- LIN, HS, MCINNES, KJ, WILDING, LP and HALLMARK, CT. 1999. Effects of soil morphology on hydraulic properties: I. Quantification of soil morphology. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 948-954.
- LIPIEC, J, KUS, J, SLOWINSKA-JURKIEWICZ, A and NOSALEWICZ, A. 2006. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil and Tillage Research* **89**, 210-220.
- LOCKE, MA and HARPER, SS. 1991a. Metribuzin degradation in soil: II- Effects of tillage. *Pesticide Science* **31**, 239-247.
- LOCKE, MA and HARPER, SS. 1991b. Metribuzin degradation in soil: I- Effects of residue amendment, metribuzin level, and soil depth. *Pesticide Science* **31**, 221-237.
- LOCKE, MA. 1992. Sorption-desorption kinetics of alachlor in surface soil from two soybean tillage systems. *Journal of Environmental Quality* **21**, 558-566.
- LOCKE, MA, ZABLOTOWICZ, RM and GASTON, LA. 1995. Fluometuron herbicide interactions in crop residue-managed soils. In *Proc. Southern Conservation Tillage Conf. for Sustainable Agriculture: A focus on water quality*. ed. Buehring, NW and Kingery, WA, Jackson, MS. MAFES, Mississippi State University, Mississippi State, Starkville, MS., pp. 55-58.
- LOCKE, MA, GASTON, LA and ZABLOTOWICZ, RM. 1996. Alachlor biotransformation and sorption in soil from two soybean tillage systems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **44**, 1128-1134.
- LOCKE, MA and BRYSON, CT. 1997. Herbicide-soil interactions in reduced tillage and plant residue management systems. *Weed Science* **45**, 307-320.
- LOCKE, MA, ZABLOTOWICZ, RM, BAUER, PJ, STEINRIEDE, RW and GASTON, LA. 2005. Conservation cotton production in the southern United States: herbicide dissipation in soil and cover crops. *Weed Science* **53**, 717-727.
- LOGAN, TJ, ECKERT, DJ and BEAK, DG. 1994. Tillage, crop and climatic effects on runoff and tile drainage losses of nitrate and four herbicides. *Soil and Tillage Research* **30**, 75-103.
- LOGSDON, SD. 1993. Negative head hydraulic properties of the soil surface at different times. *Soil Science* **56**, 373-379.
- LOGSDON, SD, KASPAR, TC and CAMBARDELLA, CA. 1999. Depth-incremental soil properties under no-till or chisel management. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 197-200.
- LOISEAU, L and BARRIUSO, E. 2002. Characterization of the atrazine's bound (nonextractable) residues using fractionation techniques for soil organic matter. *Environmental Science and Technology* **36**, 683-689.
- LOPEZ, MV, MORET, D, GRACIA, R and ARRUE, JL. 2003. Tillage effects on barley residue cover during fallow in semiarid Aragon. *Soil and Tillage Research* **72**, 53-64.
- LOUX, MM, LIEBL, RA and SLIFE, FW. 1989. Availability and persistence of imazaquin, imazethapyr, and clomazone in soil. *Weed Science* **37**, 259-267.
- LOWERY, B, HARTWIG, RC, STOLTENBERG, DE, FERMANICH, KJ and MCSWEENEY, K. 1998. Groundwater quality and crop-yield responses to tillage management on a Sparta sand. *Soil and Tillage Research* **48**, 225-237.

M

- MA, LW and SELIM, HM. 2005. Predicting pesticide transport in mulch-amended soils: A two-compartment model. *Soil Science Society of America Journal* **69**, 318-327.
- MAGESAN, GN, VOGELER, I, CLOTHIER, BE, GREEN, SR and LEE, R. 2003. Solute movement through an allophanic soil. *Journal of Environmental Quality* **32**, 2325-2333.

- MALHI, SS, GRANT, CA, JOHNSTON, AM and GILL, KS. 2001. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. *Soil and Tillage Research* **60**, 101-122.
- MALONE, RW, WARNER, RC and BYERS, ME. 1996. Runoff losses of surface-applied metribuzin as influenced by yard waste compost amendments, no-tillage, and conventional-tillage. *Environmental Contamination and Toxicology* **57**, 536-543.
- MALONE, RW, SHIPITALO, MJ, MA, L, AHUJA, LR and ROJAS, KW. 2001. Macropore component assessment of the root zone water quality model (RZWQM) using no-till soil blocks. *Transactions of the Asae* **44**, 843-852.
- MAMEDOV, AI, SHAINBERG, I and LEVY, GJ. 2000. Rainfall energy effects on runoff and interrill erosion in effluent irrigated soils. *Soil Science* **165**, 535-544.
- MANICHON, H. 1982. Influence des systèmes de culture sur le profil cultural : élaboration d'une méthode de diagnostic basée sur l'observation morphologique, Thèse de doctorat INA PG, Paris.
- MARTENS, DA and FRANKENBERGER, WT. 1992. Modification of infiltration rates in a organic-amended irrigated soil. *Agronomy Journal* **84**, 707-717.
- MARTIN, CD, BAKER, JL, ERBACH, DC and JOHNSON, HP. 1978. Washoff of herbicides applied to corn residue. *Transactions of the Asae* **21**, 1164-1168.
- MARTY, JR. 1969. *Les boubènes. Caractères et propriétés physiques. Conséquences agronomiques.* ed. INRA, Toulouse, pp. 135.
- MASSE, L, PATNI, NK, JUI, PY and CLEGG, BS. 1996. Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage - Part2: atrazine and metolachlor. *Transactions of the Asae* **39**, 1673-1679.
- MASSE, L, PATNI, NK, JUI, PY and CLEGG, BS. 1998. Groundwater quality under conventional and no tillage: II. Atrazine, deethylatrazine, and metolachlor. *Journal of Environmental Quality* **27**, 877-883.
- MASUTTI, C. 2004. Le Dust Bowl, la politique de conservation des ressources et les écologues aux Etats-Unis dans les années 1930, Thèse de Doctorat de l'Université Louis Pasteur, pp. 392.
- MAZZONCINI, M, LORENZI, R, RISALITI, R, SORCE, C, GINANNI, M, CURADI, M and PINI, R. 1998. Diclofop-methyl dissipation in clay soil under different tillage systems in central Italy. *Soil and Tillage Research* **46**, 241-250.
- MCBRATNEY, AB, SANTOS, MLM and MINASNY, B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* **117**, 3-52.
- MERTENS, J, DIELS, J, FEYEN, J and VANDERBORGHT, J. 2007. Numerical analysis of passive capillary wick samplers prior to field installation. *Soil Science Society of America Journal* **71**, 35-42.
- MESSING, I and JARVIS, NJ. 1993. Temporal variation on the hydraulic conductivity of a tilled clay soil as measured by tension infiltrometers. *Journal of Soil Science* **44**, 11-24.
- MILLER, JJ, KOKKO, EG and KOZUB, GC. 1998a. Comparison of porosity in a Chernozemic clay loam soil under long-term conventional tillage and no-till. *Canadian Journal of Soil Science* **78**, 619-629.
- MILLER, JJ, SWEETLAND, NJ, LARNEY, FJ and VOLKMAR, KM. 1998b. Unsaturated hydraulic conductivity of conventional and conservation tillage soils in southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* **78**, 643-648.
- MILLER, JJ, LARNEY, FJ and LINDWALL, CW. 1999. Physical properties of a Chernozemic clay loam soil under long-term conventional tillage and no-till. *Canadian Journal of Soil Science* **79**, 325-331.
- MILLER, JJ, LAMOND, BJ, SWEETLAND, NJ and LARNEY, FJ. 2000. Preferential leaching of water and chloride in a clay loam soil as affected by tillage and rainfall intensity. *Water Quality Research Journal of Canada* **35**, 711-734.
- MILLS, JA, WITT, WW and BARRETT, M. 1989. Effects of tillage on the efficacy and persistence of clomazone in soybean (Glycine max). *Weed Science* **37**, 233-238.
- MILLS, JA and WITT, WW. 1991. Dissipation of imazaquin and imazethapyr under conventional and no-tillage soybean (Glycine max). *Weed Technology* **5**, 586-591.

- MISSION INTER-SERVICES DE L'EAU DU GERS, DIRECTION DÉPARTEMENTALE DE L'AGRICULTURE ET DE LA FORÊT and PRÉFECTURE DU GERS. 2004. GADEQ, Groupe d'Actions Départemental pour une Eau de Qualité. Bilan de l'année 2004. Perspectives 2005, pp. 21.
- MITRA, S, BHOWMIK, PC and XING, BS. 1999. Sorption of isoxaflutole by five different soils varying in physical and chemical properties. *Pesticide Science* **55**, 935-942.
- MITRA, S and BHOWMIK, PC. 2000. Spectroscopic study of the sorption of isoxaflutole and its diketonitrile metabolite in dissimilar soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **64**, 518-525.
- MITRA, S, BHOWMIK, PC and XING, B. 2000. Sorption and desorption of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in soils. *Environmental Pollution* **108**, 183-190.
- MIYAMOTO, T, KOBAYASHI, R, ANNAKA, T and CHIKUSHI, J. 2001. Applicability of multiple length TDR probes to measure water distributions in an Andisol under different tillage systems in Japan. *Soil and Tillage Research* **60**, 91-99.
- MOHANTY, BP, ANKENY, MD, HORTON, R and KANWAR, RS. 1994. Spatial analysis of hydraulic conductivity measured using disc infiltrometers. *Water Resources Research* **30**, 2489-2498.
- MONKS, CD and BANKS, PA. 1993. Effect of straw, ash, and tillage on dissipation of imazaquin and imazethapyr. *Weed Science* **41**, 133-137.
- MOONEY, SJ and NIPATTASUK, W. 2003. Quantification of the effects of soil compaction on water flow using dye tracers and image analysis. *Soil Use and Management* **19**, 356-363.
- MOUGIN, C, BOYER, FD, CAMINADE, E and RAMA, R. 2000. Cleavage of the diketonitrile derivative of the herbicide isoxaflutole by extracellular fungal oxidases. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **48**, 4529-4534.
- MUALEM, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* **12**, 513-522.
- MYERS, JL, WAGGER, MG and LEIDY, RB. 1995. Chemical movement in relation to tillage system and simulated rainfall intensity. *Journal of Environmental Quality* **24**, 1183-1192.

N

- NASH, JE and SUTCLIFFE, JV. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I: A discussion of principles. *Journal of Hydrology* **10**, 282-290.
- NELSON, EA and PENNER, D. 2007. Leaching of isoxaflutole and the herbicide safeners R-29148 and furilazole. *Weed Technology* **21**, 106-109.
- NESCI, A, BARROS, G, CASTILLO, C and ETCHEVERRY, M. 2006. Soil fungal population in preharvest maize ecosystem in different tillage practices in Argentina. *Soil and Tillage Research* **91**, 143-149.
- NORRIS, SR, SHEN, XH and DELLAPENNA, D. 1998. Complementation of the Arabidopsis pds1 mutation with the gene encoding p-hydroxyphenylpyruvate dioxygenase. *Plant Physiology* **117**, 1317-1323.
- NOVAK, JM, WATTS, DW and HUNT, PG. 1996. Long-term tillage effects on atrazine and fluometuron sorption in coastal plain soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **60**, 165-173.

O

- OCHSNER, TE, STEPHENS, BM, KOSKINEN, WC and KOOKANA, RS. 2006. Sorption of a hydrophilic pesticide: Effects of soil water content. *Soil Science Society of America Journal* **70**, 1991-1997.
- OGDEN, CB, VAN ES, HM, WAGENET, RJ and STEENHUIS, TS. 1999. Spatial-temporal variability of preferential flow in a clay soil under no-till and plow-till. *Journal of Environmental Quality* **28**, 1264-1273.
- OKOM, AEA, WHITE, RE and HENG, LK. 2000. Field measured mobile water fraction for soils of contrasting texture. *Australian Journal of Soil Research* **38**, 1131-1142.

- OLSON, BLS, REGEHR, DL, JANSSEN, KA and BARNES, PL. 1998. Tillage system effects on atrazine loss in surface water runoff. *Weed Technology* **12**, 646-651.
- OSUNBITAN, JA, OYEDELE, DJ and ADEKALU, KO. 2005. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. *Soil and Tillage Research* **82**, 57-64.
- OTTO, S, RIELLO, L, DURING, RA, HUMMEL, HE and ZANIN, G. 1997. Herbicide dissipation and dynamics modelling in three different tillage systems. *Chemosphere* **34**, 163-178.

P

- PAGLIAI, M, VIGNOZZI, N and PELLEGRINI, S. 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil and Tillage Research* **79**, 131-143.
- PALLET, KE, LITTLE, JP, SHEEKEY, M and VEERASEKARAN, P. 1998. The mode of action of isoxaflutole I. Physiological effects, metabolism, and selectivity. *Pesticide Biochemistry and Physiology* **62**, 113-124.
- PALLET, KE, CRAMP, SM, LITTLE, JP, VEERASEKARAN, P, CRUDACE, AJ and SLATER, AE. 2001. Isoxaflutole: the background to its discovery and the basis of its herbicidal properties. *Pest Management Science* **57**, 133-142.
- PALTINEANU, IC and STARR, JL. 2000. Preferential water flow through corn canopy and soil water dynamics across rows. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 44-54.
- PARKIN, TB and SHELTON, DR. 1992. Spatial and temporal variability of carbofuran degradation in soil. *Journal of Environmental Quality* **21**, 672-678.
- PEDRO, G. 1984. Des dénominations vernaculaires aux désignations pédologiques. *Cultivar* **184**, 68-73.
- PERROUX, KM and WHITE, I. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Science Society of America Journal* **52**, 1205-1215.
- PHILIPPOT, L, RENAULT, P, SIERRA, J, HÉNAULT, C, CLAYS-JOSSERAND, A, CHENU, C, CHAUSSOD, R and LENS, R. 1996. Dissimilatory nitrite-reductase provides a competitive advantage to *Pseudomonas* sp RTC01 to colonise the center of soil aggregates. *FEMS Microbiology Ecology* **21**, 175-185.
- PHILLIPS, RE, QUISENBERRY, VL, ZELEZNIK, JM and DUNN, GH. 1989. Mechanism of water entry into simulated macropores. *Soil Science Society of America Journal* **53**, 1629-1635.
- PINHEIRO, EFM, PEREIRA, MG and ANJOS, LHC. 2004. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. *Soil and Tillage Research* **77**, 79-84.
- POTTER, KN, TORBERT, HA and MORRISON, JE. 1995. Tillage and residue effects on infiltration and sediment losses on vertisols. *Transactions of the Asae* **38**, 1413-1419.
- POTTER, TL, TRUMAN, CC, BOSCH, DD and BEDNARZ, CW. 2003. Cotton defoliant runoff as a function of active ingredient and tillage. *Journal of Environmental Quality* **32**, 2180-2188.
- POTTER, TL, TRUMAN, CC, BOSCH, DD and BEDNARZ, C. 2004. Fluometuron and pendimethalin runoff from strip and conventionally tilled cotton in the southern Atlantic Coastal Plain. *Journal of Environmental Quality*, 2122-2131.
- POTTER, TL, TRUMAN, CC, STRICKLAND, TC, BOSCH, DD, WEBSTER, TM, FRANKLIN, DH and BEDNARZ, CW. 2006. Combined effects of constant versus variable intensity simulated rainfall and reduced tillage management on cotton preemergence herbicide runoff. *Journal of Environmental Quality* **35**, 1894-1902.
- POWER, JF, WIESE, R and FLOWERDAY, D. 2001. Managing farming systems for nitrate control: A research review from management systems evaluation areas. *Journal of Environmental Quality* **30**, 1866-1880.
- PRESTON, CM, NEWMAN, RH and ROTHER, P. 1994. Using ¹³C CPMAS NMR to assess the effects of cultivation on the organic matter of particle size fractions in a grassland soil. *Soil Science* **157**, 26-35.
- PRIEKSAT, MA, KASPAR, TC and ANKENY, MD. 1994. Positional and temporal changes in ponded infiltration in a corn field. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 181-184.

Q

- QIN, RJ, STAMP, P and RICHNER, W. 2005. Impact of tillage and banded starter fertilizer on maize root growth in the top 25 centimeters of the soil. *Agronomy Journal* **97**, 674-683.
- QUISENBERRY, VL, PHILLIPS, RE and ZELEZNIK, JM. 1994. Spatial distribution of water and chloride macropore flow in a well-structured soil. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 1294-1300.

R

- RAO, K, STEENHUIS, TS, COGLE, A, SRINIVASAN, S, YULE, D and SMITH, G. 1998. Rainfall infiltration and runoff from an alfisol in semiarid tropical India. 1. No-till systems. *Soil and Tillage Research* **48**, 51-59.
- RASMUSSEN, KJ. 1991. Reduced soil tillage and Italian ryegrass as catch crop. II. Soil bulk density, root development and soil chemistry. *Danish Journal of Plant and Soil Science* **95**, 139-154.
- RASMUSSEN, KJ. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil and Tillage Research* **53**, 3-14.
- RASSE, DP and SMUCKER, AJM. 1998. Root recolonization of previous root channels in corn and alfalfa rotations. *Plant and Soil* **204**, 203-212.
- RÉAL, B, MALAVAL, C, BONIN, L, LABREUCHE, J, BARRIUSO, E, BENOIT, P, BEDOS, C, KOLLER, R, HEDDADJ, D, QUÉRÉ, L, CARIOLLE, M, CABOULET, D and ALLETTO, L (Eds) (2007). *Impacts des TCSL sur les transferts de produits phytosanitaires. In Evaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour (TCSL) en France*, ed. ADEME, ARVALIS Institut du végétal, INRA, APCA, AREAS, ITB, CETIOM and IFVV, pp. 250-268.
- RECTOR, RJ, REGEHR, DL, BARNES, PL and LOUGHIN, TM. 2003. Atrazine, S-metolachlor, and isoxaflutole loss in runoff as affected by rainfall and management. *Weed Science* **51**, 810-816.
- REDDY, KN, LOCKE, MA, WAGNER, SC, ZABLOTOWICZ, RM, GASTON, LA and SMEDA, RJ. 1995a. Chlorimuron ethyl sorption and desorption kinetics in soils and herbicide-desiccated cover crop residues. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **43**, 2752-2757.
- REDDY, KN, ZABLOTOWICZ, RM and LOCKE, MA. 1995b. Chlorimuron adsorption, desorption, and degradation in soils from conventional tillage and no-tillage systems. *Journal of Environmental Quality* **24**, 760-767.
- REDDY, KN, LOCKE, MA and GASTON, LA. 1997a. Tillage and cover crop effects on cyanazine adsorption and desorption kinetics. *Soil Science* **162**, 501-509.
- REDDY, KN, LOCKE, MA and ZABLOTOWICZ, RM. 1997b. Soil type and tillage effects on sorption of cyanazine and degradation products. *Weed Science* **45**, 727-732.
- REDDY, KN and LOCKE, MA. 1998. Sulfentrazone sorption, desorption, and mineralization in soils from two tillage systems. *Weed Science* **46**, 494-500.
- RENNER, KA, SCHABENBERGER, O and KELLS, JJ. 1998. Effect of tillage and application method on corn (*Zea mays*) response to imidazolinone residues in soil. *Weed Technology* **12**, 281-285.
- REVEL, JC, COSTE, N, CAVALIE, J and COSTES, JL. 1989. Premiers résultats expérimentaux sur l'entraînement mécanique des terres par le travail du sol dans le Terrefort toulousain (France). *Cahiers ORSTOM. Spécial Erosion. Série Pédologie* **5**, 111-118.
- REYNOLDS, WD, GREGORICH, EG and CURNOE, WE. 1995. Characterisation of water transmission properties in tilled and untilled soils using tension infiltrometers. *Soil and Tillage Research* **33**, 117-131.
- RHOTON, FE. 2000. Influence of time on soil response to no-till practices. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 700-709.

- RHOTON, FE, SHIPITALO, MJ and LINDBO, DL. 2002. Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil and Tillage Research* **66**, 1-11.
- RICE, PJ, KOSKINEN, WC and CARRIZOSA, MJ. 2004. Effect of soil properties on the degradation of isoxaflutole and the sorption-desorption of isoxaflutole and its diketonitrile degradate. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **52**, 7621-7627.
- RICHARD, G, COUSIN, I, SILLON, JF, BRUAND, A and GUERIF, J. 2001. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. *European Journal of Soil Science* **52**, 49-58.
- RIMMER, A, STEENHUIS, TS and SELKER, JS. 1995. One-dimensional model to evaluate the performance of wick samplers in soils. *Soil Science Society of America Journal* **59**, 88-92.
- RITTER, A, MUNOZ-CARPENA, R, REGALADO, CM, JAVAUX, M and VANCLOOSTER, M. 2005. Using TDR and inverse modeling to characterize solute transport in a layered agricultural volcanic soil. *Vadose Zone Journal* **4**, 300-309.
- RITTER, WF, CHIRNSIDE, AEM and SCARBOROUGH, RW. 1996. Movement and degradation of triazines, alachlor, and metolachlor in sandy soils. *Journal of Environmental Science and Health* **31**, 2699-2721.
- ROBINS, JS and DOMINGO, CE. 1953. Some effects of severe soil moisture deficits at specific growth stages in corn. *Agronomy Journal* **45**, 618-621.
- ROGER-ESTRADE, J, RICHARD, G, CANEILL, J, BOIZARD, H, COQUET, Y, DEFOSSEZ, P and MANICHON, H. 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil and Tillage Research* **79**, 33-49.
- ROTH, CH, MALICKI, MA and PLAGGE, R. 1992. Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR. *Journal of Soil Science* **43**, 1-13.
- ROUCHAUD, J, NEUS, O, CALLENS, D and BULCKE, R. 1998. Isoxaflutol herbicide soil persistence and mobility in summer corn and winter wheat crops. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **60**, 577-584.
- ROUCHAUD, J, NEUS, O, EELEN, H and BULCKE, R. 2002. Soil metabolism of isoxaflutole in corn. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **42**, 280-285.
- ROVIRA, AD, SMETTEM, KRJ and LEE, KE. 1987. Effect of rotation and conservation tillage on earthworms in a Red-brown earth under wheat. *Australian Journal of Soil Research* **38**, 829-834.
- RUGGABER, TP and TALLEY, JW. 2006. Enhancing bioremediation with enzymatic processes: a review. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* **10**, 73-85.
- RÜTTERS, H, HOLLRIGL-ROSTA, A, KREUZIG, R and BAHADIR, M. 1999. Sorption behavior of prochloraz in different soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **47**, 1242-1246.

S

- SADEGHI, AM and ISENSEE, AR. 1992. Effect of tillage systems and rainfall patterns on atrazine distribution in soil. *Journal of Environmental Quality* **21**, 464-469.
- SADEGHI, AM and ISENSEE, AR. 1996. Impact of reversing tillage practices on movement and dissipation of atrazine in soil. *Soil Science* **161**, 390-397.
- SADEGHI, AM and ISENSEE, AR. 1997. Alachlor and cyanazine persistence in soil under different tillage and rainfall regimes. *Soil Science* **162**, 430-438.
- SADEGHI, AM, ISENSEE, AR and SHELTON, DR. 1998. Effect of tillage age on herbicide dissipation: A side-by-side comparison using microplots. *Soil Science* **163**, 883-890.
- SADEGHI, AM, ISENSEE, AR and SHIRMOHAMMADI, A. 2000. Influence of soil texture and tillage on herbicide transport. *Chemosphere* **41**, 1327-1332.
- SADEGHI, AM and ISENSEE, AR. 2001. Impact of hairy vetch cover crop on herbicide transport under field and laboratory conditions. *Chemosphere* **44**, 109-118.

- SAINJU, UM, WHITEHEAD, WF, SINGH, BP and WANG, S. 2006. Tillage, cover crops, and nitrogen fertilization effects on soil nitrogen and cotton and sorghum yields. *European Journal of Agronomy* **25**, 372-382.
- SALLOUM, MJ, DUDAS, MJ and MCGILL, WB. 2001. Variation of 1-naphthol sorption with organic matter fractionation: the role of physical conformation. *Organic Geochemistry* **32**, 709-719.
- SATCHELL, JE. 1983. *Earthworm Ecology from Darwin to vermiculture*. Ed. Chapman and Hall, London, 495 p.
- SAUER, TJ and DANIEL, TC. 1987. Effect of tillage system on runoff losses of surface-applied pesticides. *Soil Science Society of American Journal* **51**, 410-415.
- SCHEUNERT, I and REUTER, S. 2000. Formation and release of residues of the C-14-labelled herbicide isoproturon and its metabolites bound in model polymers and in soil. *Environmental Pollution* **108**, 61-68.
- SCHNEIDER, EC and GUPTA, SC. 1985. Corn emergence as influenced by soil temperature, matric potential, and aggregate size distribution. *Soil Science Society of America Journal* **49**, 415-422.
- SEIFERT, S, SHAW, DR, KINGERY, WL, SNIPES, CE and WESLEY, RA. 2001a. Imazaquin mobility and persistence in a Sharkey clay soil as influenced by tillage systems. *Weed Science* **49**, 571-577.
- SEIFERT, S, SHAW, DR, ZABLOTOWICZ, RM, WESLEY, RA and KINGERY, WL. 2001b. Effect of tillage on microbial characteristics and herbicide degradation in a Sharkey clay soil. *Weed Science* **49**, 685-693.
- SELIM, HM, ZHOU, L and ZHU, H. 2003. Herbicide retention in soil as affected by sugarcane mulch residue. *Journal of Environmental Quality* **32**, 1445-1454.
- SENESE, N and TESTINI, C. 1982. Physico-chemical investigations of interaction mechanisms between s-triazine herbicides and soil humic acids. *Geoderma* **28**, 129-146.
- SERVADIO, P, MARSILI, A, VIGNOZZI, N, PELLEGRINI, S and PAGLIAI, M. 2005. Effects on some soil qualities in central Italy following the passage of four wheel drive tractor fitted with single and dual tires. *Soil and Tillage Research* **84**, 87-100.
- SETA, AK, BLEVINS, RL, FRYE, WW and BARFIELD, BJ. 1993. Reducing soil erosion and agricultural chemical losses with conservation tillage. *Journal of Environmental Quality* **22**, 661-665.
- SEYFRIED, MS and RAO, PSC. 1987. Solute transport in undisturbed columns of an aggregated tropical soil: preferential flow effects. *Soil Science Society of America Journal* **51**, 1434-1444.
- SHANG, C and ARSHAD, MA. 1998. Sorption of clopyralid, dicamba and MCPA by two soils with conventional and no-till management. *Canadian Journal of Soil Science* **78**, 181-186.
- SHAW, LJ and BURNS, RG. 1998. Biodegradation of 2,4-D in a noncontaminated grassland soil profile. *Journal of Environmental Quality* **27**, 1464-1471.
- SHELTON, DR, SADEGHI, AM and ISENSEE, AR. 1998. Effect of tillage on atrazine bioavailability. *Soil Science* **163**, 891-896.
- SHIPITALO, MJ, EDWARDS, WM, DICK, WA and OWENS, LB. 1990. Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Science Society of American Journal* **54**, 1530-1536.
- SHIPITALO, MJ and EDWARDS, WM. 1996. Effects of initial water content on macropore/matrix flow and transport of surface-applied chemicals. *Journal of Environmental Quality* **25**, 662-670.
- SHIPITALO, MJ, EDWARDS, WM and OWENS, LB. 1997. Herbicide losses in runoff from conservation-tilled watersheds in a corn-soybean rotation. *Soil Science Society of American Journal* **61**, 267-272.
- SHIPITALO, MJ, DICK, WA and EDWARDS, WM. 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil and Tillage Research* **53**, 167-183.
- SHIPITALO, MJ and OWENS, LB. 2003. Atrazine, deethylatrazine, and deisopropylatrazine in surface runoff from conservation tilled watersheds. *Environmental Science and Technology* **37**, 944-950.
- SHIPITALO, MJ and OWENS, LB. 2006. Tillage system, application rate, and extreme event effects on herbicide losses in surface runoff. *Journal of Environmental Quality* **35**, 2186-2194.
- SIEMENS, J, HAAS, M and KAUPENJOHANN, M. 2003. Dissolved organic matter induced denitrification in subsoils and aquifers? *Geoderma* **113**, 253-271.

- SIEMENS, J and KAUPENJOHANN, M. 2004. Comparison of three methods for field measurement of solute leaching in a sandy soil. *Soil Science Society of America Journal* **68**, 1191-1196.
- SIGUA, GC, ISENSEE, AR and SADEGHI, AM. 1993. Influence of rainfall intensity and crop residue on leaching of atrazine through intact no-till soil cores. *Soil Science* **156**, 225-232.
- SIGUA, GC, ISENSEE, AR and SADEGHI, AM. 1995. Influence of tillage, antecedent moisture, and rainfall timing on atrazine transport. *Weed Science* **43**, 134-139.
- SILLON, JF, RICHARD, G and COUSIN, I. 2003. Tillage and traffic effects on soil hydraulic properties and evaporation. *Geoderma* **116**, 29-46.
- SIMUNEK, J, ANGULO-JARAMILLO, R, SCHAAP, MG, VANDERVAERE, JP and VAN GENUCHTEN, MT. 1998a. Using an inverse method to estimate the hydraulic properties of crusted soils from tension-disc infiltrometer data. *Geoderma* **86**, 61-81.
- SIMUNEK, J, VAN GENUCHTEN, MT, GRIBB, MM and HOPMANS, JW. 1998b. Parameter estimation of unsaturated soil hydraulic properties from transient flow processes. *Soil and Tillage Research* **47**, 27-36.
- SIMUNEK, J and HOPMANS, JW. 2002. Parameter optimisation and nonlinear fitting. . In *Methods of soil analysis. Part 4: Physical methods.* . ed. Dane, JH and Topp, GC, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, USA., pp. 139-157.
- SIMUNEK, J, VAN GENUCHTEN, MT, JACQUES, D, HOPMANS, JW, INOUE, M and FLURY, M. 2002. Solute transport during variably-saturated flow-Inverse methods. In *Methods of soil analysis. Part 4. Physical methods.* ed. Dane, JH and Topp, GC, SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI, pp. 1435-1449.
- SIMUNEK, J, JARVIS, NJ, VAN GENUCHTEN, MT and GARDENAS, A. 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology* **272**, 14-35.
- SIMUNEK, J, VAN GENUCHTEN, MT and SEJNA, M. 2005. *The Hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 3.0, HYDRUS software series 1, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA.*
- SIMUNEK, J, VAN GENUCHTEN, MT and SEJNA, M. 2006. *The HYDRUS software package for simulating the two- and three dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 1.0, PC Progress, Prague, Czech Republic.* pp. 213.
- SINGH, N, KLOEPEL, H and KLEIN, W. 2002. Movement of metolachlor and terbuthylazine in core and packed soil columns. *Chemosphere* **47**, 409-415.
- SINGH, P and KANWAR, RS. 1991. Preferential solute transport through macropores in large undisturbed saturated soil columns. *Journal of Environmental Quality* **20**, 295-300.
- SIX, J, ELLIOTT, ET and PAUSTIAN, K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 1350-1358.
- SIX, J, ELLIOTT, ET and PAUSTIAN, K. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1042-1049.
- SLEUTEL, S, KADER, MA, LEINWEBER, P, D'HAENE, K and DE NEVE, S. 2007. Tillage Management Alters Surface Soil Organic Matter Composition: A Pyrolysis Mass Spectroscopy Study. *Soil Science Society of America Journal* **71**, 1620-1628.
- SNOW, VO. 1999. In situ measurement of solute transport coefficients: Assumptions and errors. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 255-263.
- SORENSEN, BA, SHEA, PJ and ROETH, FW. 1991. Effects of tillage, application time and rate on metribuzin dissipation. *Weed Research* **31**, 333-345.
- SOUKUP, J, JURSIK, M, HAMOUZ, P, HOLEC, J and KRUPKA, J. 2004. Influence of soil pH, rainfall, dosage, and application timing of herbicide Merlin 750 WG (isoxaflutole) on phytotoxicity level in maize (*Zea mays* L.). *Plant Soil and Environment* **50**, 88-94.
- SOUTTER, M and MUSY, A. 1999. Global Sensitivity Analyses of Three Pesticide Leaching Models Using a Monte-Carlo Approach. *Journal of Environmental Quality* **28**, 1290-1297.
- SPRAGUE, CL, KELLS, JJ and PENNER, D. 1999a. Weed control and corn (*Zea mays*) tolerance from soil-applied RPA 201772. *Weed Technology* **13**, 713-725.

- SPRAGUE, CL, PENNER, D and KELLS, JJ. 1999b. Important considerations for RPA 201772 utility. *Weed Technology* **13**, 814-820.
- SPRAGUE, CL, PENNER, D and KELLS, JJ. 1999c. Enhancing the margin of selectivity of RPA 201771 in *Zea mays* with antidotes. *Weed Science* **47**, 492-497.
- STARR, JL. 1990. Spatial and temporal variation of ponded infiltration. *Soil Science Society of America Journal* **54**, 629-636.
- STARR, JL and GLOTFELTY, DE. 1990. Atrazine and bromide movement through a silt loam soil. *Journal of Environmental Quality* **19**, 552-558.
- STEARMAN, GK, LEWIS, RJ, TORTORELLI, LJ and TYLER, DD. 1989. Herbicide reactivity of soil organic matter fractions in no-tilled and tilled cotton. *Soil Science Society of America Journal* **53**, 1690-1694.
- STEHOUWER, RC, DICK, WA and TRAINA, SJ. 1993. Characteristics of earthworm burrow lining affecting atrazine sorption. *Journal of Environmental Quality* **22**, 181-185.
- STENROD, M, CHARNAY, MP, BENOIT, P and EKLO, OM. 2006. Spatial variability of glyphosate mineralization and soil microbial characteristics in two Norwegian sandy loam soils as affected by surface topographical features. *Soil Biology and Biochemistry* **38**, 962-971.
- STRONG, DT, DE WEVER, H, MERCKX, R and RECOUS, S. 2004. Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. *European Journal of Soil Science* **55**, 739-750.
- SUBA, JD and ESSINGTON, ME. 1999. Adsorption of fluometuron and norflurazon: Effect of tillage and dissolved organic carbon. *Soil Science* **164**, 145-155.
- SZAJDAK, L, JEZERSKI, A and CABRERA, ML. 2003. Impact of conventional and no-tillage management on soil amino acids, stable and transient radicals and properties of humic and fulvic acids. *Organic Geochemistry* **34**, 693-700.

T

- TAN, CS, DRURY, CF, GAYNOR, JD, WELACKY, TW and REYNOLDS, WD. 2002a. Effect of tillage and water table control on evapotranspiration, surface runoff, tile drainage and soil water content under maize on a clay loam soil. *Agricultural Water Management* **54**, 173-188.
- TAN, CS, DRURY, CF, REYNOLDS, WD, GAYNOR, JD, ZHANG, TQ and NG, HY. 2002b. Effect of long-term conventional tillage and no-tillage systems on soil and water quality at the field scale. *Water Science and Technology* **46**, 183-190.
- TARAWALLY, MA, MEDINA, H, FROMETA, ME and ITZA, CA. 2004. Field compaction at different soil-water status: effects on pore size distribution and soil water characteristics of a Rhodic Ferralsol in Western Cuba. *Soil and Tillage Research* **76**, 95-103.
- TAYLOR-LOVELL, S, SIMS, GK, WAX, LM and HASSETT, JJ. 2000. Hydrolysis and soil adsorption of the labile herbicide isoxaflutole. *Environmental Science and Technology* **34**, 3186-3190.
- TAYLOR-LOVELL, S, SIMS, GK and WAX, LM. 2002. Effects of moisture, temperature, and biological activity on the degradation of isoxaflutole in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **50**, 5626-5633.
- TEASDALE, JR, SHELTON, DR, SADEGHI, AM and ISENSEE, AR. 2003. Influence of hairy vetch residue on atrazine and metolachlor soil solution concentration and weed emergence. *Weed Science* **51**, 628-634.
- TEBRÜGGE, F and DURING, RA. 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research* **53**, 15-28.
- THOMAS, GW and PHILLIPS, RE. 1979. Consequences of water movement in macropores. *Journal of Environmental Quality* **14**, 87-91.
- TORRESEN, KS, SKUTERUD, R, TANDSAETHER, HJ and HAGEMO, MB. 2003. Long-term experiments with reduced tillage in spring cereals. I. Effects on weed flora, weed seedbank and grain yield. *Crop Protection* **22**, 185-200.
- TRIPLETT, GB, CONNER, BJ and EDWARDS, WM. 1978. Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. *Journal of Environmental Quality* **7**, 77-84.
- TROJAN, MD and LINDEN, DR. 1992. Microrelief and rainfall effects on water and solute movement in earthworm burrows. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 727-733.

TRON, I, PIQUET, O and COHUET, S. 2001. Effets chroniques des pesticides sur la santé : Etat actuel des connaissances in Bretagne, Observatoire Régional de la Santé en Bretagne (Ed), pp. 90.

V

ULBRICH, AV, SOUZA, JRP and SHANER, D. 2005. Persistence and carryover effect of imazapic and imazapyr in Brazilian cropping systems. *Weed Technology* **19**, 986-991.

UNGER, PW. 1987. Straw mulch effects on soil temperature and sorghum germination and growth. *Agronomy Journal* **70**, 858-864.

UNGER, PW and VIGIL, MF. 1998. Cover crop effects on soil water relationships. *Journal of Soil and Water Conservation* **53**, 200-207.

V

VAN BEINUM, W, BEULKE, S and BROWN, CD. 2005. Pesticide sorption and diffusion in natural clay loam aggregates. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **53**, 9146-9154.

VAN ES, HM, OGDEN, CB, HILL, RL, SCHINDELBECK, RR and TSEGAYE, T. 1999. Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. *Soil Science Society of America Journal* **63**, 1599-1608.

VAN GENUCHTEN, MT and WIERENGA, PJ. 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal* **40**, 473-480.

VAN GENUCHTEN, MT. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* **44**, 892-898.

VAN GENUCHTEN, MT and WAGENET, RJ. 1989. Two-site/two-region for pesticide transport and degradation: theoretical development and analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal* **53**, 1303-1310.

VAN GENUCHTEN, MT, LEIJ, FJ and YATES, SR. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. *U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-91/065, Washington, DC*.

VANCLOOSTER, M, BOESTEN, JJTI and TREVISAN, M. 2000. Mathematical modelling for assessing pesticide leaching in agricultural soils at the field scale. In: Cornejo, J. & Jamet, P., eds. Pesticide/Soil interactions. INRA, Paris, pp. 407-430.

VANDEBORGHT, J, KASTEEL, R, JAVAUX, M, WIEHERMÜLLER, L, HERBST, M, KÖSTEL, J, KEMNA, A and VEREecken, H. 2007. Modelling pesticide leaching in virtual realities: progress, opportunities, and threats. *Environmental fate and ecological effects of pesticides. Piacenza, Italia*, pp. 426-435.

VANDERVAERE, JP, VAUCLIN, M and ELRICK, DE. 2000a. Transient flow from tension infiltrometers: II. Four methods to determine sorptivity and conductivity. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1272-1284.

VANDERVAERE, JP, VAUCLIN, M and ELRICK, DE. 2000b. Transient flow from tension infiltrometers: I. The two-parameter equation. *Soil Science Society of America Journal* **64**, 1263-1272.

VERVOORT, RW, DABNEY, SM and ROMKENS, MJM. 2001. Tillage and row position effects on water and solute infiltration characteristics. *Soil Science Society of America Journal* **65**, 1227-1234.

VIEUBLÉ-GONOD, L, CHENU, C and SOULAS, G. 2003. Spatial variability of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) mineralisation potential at a millimetre scale in soil. *Soil Biology and Biochemistry* **35**, 373-382.

VISCHETTI, C, BUSINELLI, M, MARINI, M, CAPRI, E, TREVISAN, M, DELRE, AAM, DONNARUMMA, L, CONTE, E and IMBROGLINI, G. 1997. Characterization of spatial variability structure in three separate field trials on pesticide dissipation. *Pesticide Science* **50**, 175-182.

- VIVIANI, E, LITTLE, JP and PALLETT, KE. 1998. The mode of action of isoxaflutole II. Characterization of the inhibition of carrot 4-hydroxyphenylpyruvate dioxygenase by the diketonitrile derivative of isoxaflutole. *Pesticide Biochemistry and Physiology* **62**, 125-134.
- VOGEL, T, GERKE, HH, ZHANG, R and VAN GENUCHTEN, MT. 2000a. Modeling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatially variable hydraulic properties. *Journal of Hydrology* **238**, 78-89.
- VOGEL, T, VAN GENUCHTEN, MT and CISLEROVA, M. 2000b. Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. *Advances in Water Resources* **24**, 133-144.
- VYN, TJ and RAIMBAULT, BA. 1993. Long-term effect of five tillage systems on corn response and soil structure. *Agronomy Journal* **85**, 1074-1079.

W

- WAGNER, SC, ZABLOTOWICZ, RM, GASTON, LA, LOCKE, MA and KINSELLA, J. 1996. Bentazon degradation in soil: Influence of tillage and history of bentazon application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **44**, 1593-1598.
- WAHL, DA and STOBBE, EH. 1984. The effect of tillage on soil temperature and corn (*Zea mays* L.) growth in Manitoba. *Canadian Journal of Plant Science* **64**, 59-67.
- WAHL, NA, BENS, O, BUCZKO, U, HANGEN, E and HUTTL, RF. 2004. Effects of conventional and conservation tillage on soil hydraulic properties of a silty-loamy soil. *Physics and Chemistry of the Earth* **29**, 821-829.
- WALKER, A. 1971. Effects of soil moisture content on the availability of soil-applied herbicides to plants. *Pesticide Science* **2**, 56-59.
- WANG, J, HESKETH, JD and WOOLLEY, JT. 1986. Preexisting channels and soybean rooting patterns. *Soil Science* **141**, 432-437.
- WANG, Q, LI, Y and KLASSEN, W. 2005. Influence of summer cover crops on conservation of soil water and nutrients in a subtropical area. *Journal of Soil and Water Conservation* **60**, 58-63.
- WATTS, DW and HALL, JK. 1996. Tillage and application effects on herbicide leaching and runoff. *Soil and Tillage Research* **39**, 241-257.
- WAUCHOPE, RD. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields- a review. *Journal of Environmental Quality* **7**, 459-472.
- WAUCHOPE, RD, AHUJA, LR, ARNOLD, JG, BINGNER, R, LOWRANCE, R, VAN GENUCHTEN, MT and ADAMS, LD. 2003. Software for pest-management science: computer models and databases from the United States Department of Agriculture - Agricultural Research Service. *Pest Management Science* **59**, 691-698.
- WEBER, JB, HARDY, DH and LEIDY, RB. 2002. Laboratory, green-house, and field lysimeter studies of ¹⁴C-atrazine volatilization. In *Pesticide environmental fate. ACS Symp. Ser. 813. Am. Chem. Soc.* ed. Phelps, W, Winton, K and Effland, WR, Washington, DC, pp. 125-142.
- WEBER, JB, TAYLOR, KA and WILKERSON, GG. 2006. Soil cover and tillage influenced metolachlor mobility and dissipation in field lysimeters. *Agronomy Journal* **98**, 19-25.
- WEBSTER, EP and SHAW, DR. 1996. Off-site runoff losses of metolachlor and metribuzin applied to differing soybean (*Glycine max*) production systems. *Weed Technology* **10**, 556-564.
- WEED, DAJ, KANWAR, RS, STOLTENBERG, DE and PFEIFFER, RL. 1995. Dissipation and distribution of herbicides in the soil profile. *Journal of Environmental Quality* **24**, 68-79.
- WEED, DAJ, KANWAR, RS, CAMBARDELLA, C and MOORMAN, TB. 1998. Alachlor dissipation in shallow cropland soil. *Journal of Environmental Quality* **27**, 767-776.
- WESSELING, JG, ELBERS, JA, KABAT, P and VAN DEN BROEK, BJ. 1991. SWATRE: instructions for input, Internal Note, Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands.
- WHANG, JM, SCHOMBURG, CJ, GLOTFELTY, DE and TAYLOR, AW. 1993. Volatilization of fonofos, chlorpyrifos, and atrazine from conventional and no-till surface soils in the field. *Journal of Environmental Quality* **22**, 173-180.
- WIENHOLD, BJ and GISH, TJ. 1994. Effect of formulation and tillage practice on volatilization of atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality* **23**, 292-298.

- WIERENGA, PJ and VAN GENUCHTEN, MT. 1989. Solute transport through small and large unsaturated soil columns. *Ground Water* **27**, 35-42.
- WOODING, RA. 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resources Research* **4**, 1259-1273.
- WORSHAM, AD. 1991. Role of cover crops in weed management and water quality. *In Cover Crops for Clean Water*. ed. Hargrove, WL, Jackson, TN, USA, pp. 141-145.

X

- XING, B and PIGNATELLO, JJ. 1997. Dual-mode sorption of low-polarity compounds in glassy poly(vinylchloride) and soil organic matter. *Environmental Science and Technology* **31**, 792-799.
- XING, B. 2001. Sorption of naphthalene and phenanthrene by soil humic acids. *Environmental Pollution* **111**, 303-309.
- XING, BS, MCGILL, WB and DUDAS, MJ. 1994. Cross-correlation of polarity curves to predict partition coefficients of nonionic organic contaminants. *Environmental Science and Technology* **30**, 1929-1933.
- XU, D and MERMOUD, A. 2001. Topsoil properties as affected by tillage practices in North China. *Soil and Tillage Research* **60**, 11-19.
- XUE, SL, CHEN, S and SELIM, HM. 1997. Modeling alachlor transport in saturated soils from no-till and conventional tillage systems. *Journal of Environmental Quality* **26**, 1300-1307.

Y

- YAVUZCAN, HG, MATTHIES, D and AUERNHAMMER, H. 2005. Vulnerability of Bavarian silt loam soil to compaction under heavy wheel traffic: impacts of tillage method and soil water content. *Soil and Tillage Research* **84**, 200-215.
- YOUNG, MH, FLEMING, JB, WIERENGA, PJ and WARRICK, AW. 1997. Rapid laboratory calibration of time domain reflectometry using upward infiltration. *Soil Science Society of America Journal* **61**, 707-712.
- YUAN, GS and XING, BS. 1999. Site-energy distribution analysis of organic chemical sorption by soil organic matter. *Soil Science* **164**, 503-509.

Z

- ZABLOTOWICZ, RM, LOCKE, MA and SMEDA, RJ. 1998. Degradation of 2,4-D and fluometuron in cover crop residues. *Chemosphere* **37**, 87-101.
- ZABLOTOWICZ, RM, LOCKE, MA, GASTON, LA and BRYSON, CT. 2000. Interactions of tillage and soil depth on fluometuron degradation in a Dundee silt loam soil. *Soil and Tillage Research* **57**, 61-68.

ANNEXES

ANNEXE 1 – MISE AU POINT ANALYTIQUE DES ÉTUDES D'ADSORPTION ET DE DÉGRADATION DE L'ISOXAFLUTOLE

ANNEXE 2 – ÉTUDE DES PROPRIÉTÉS DE RÉTENTION DU BROMURE DES DIFFÉRENTS MATÉRIAUX DE LA PARCELLE

ANNEXE 3 – VALORISATION SCIENTIFIQUE DES TRAVAUX DE RECHERCHE

ANNEXE 1.

Mise au point analytique des études d'adsorption et de dégradation de l'isoxaflutole.

1.1. Introduction

L'ouverture du cycle isoxazole de l'isoxaflutole (IFT) par hydrolyse aboutit à la formation du dicétonitrile (DKN), métabolite herbicide. L'intérêt de l'utilisation du composé sous forme d'IFT est d'une part qu'il est préférentiellement absorbé sous cette forme par les végétaux (cibles et non-cibles) (Sprague et al., 1999) et d'autre part qu'il présente des capacités d'adsorption sur les composés organo-argileux plus élevées que son produit de dégradation ce qui permet de le maintenir plus longtemps dans la zone rhizosphérique (Taylor-Lovell et al., 2000). Cependant, cette hydrolyse est relativement rapide ce qui rend difficile l'évaluation précise des phénomènes d'adsorption et de désorption. Cette hydrolyse peut également modifier significativement les formes moléculaires présentes en solution lors des extractions (eau + CaCl₂) réalisées sur les incubations entraînant une sous-estimation de la persistance de la molécule. Certains travaux sur les propriétés de rétention de l'IFT proposent de travailler à une température basse (5°C) ce qui permet de contrôler son hydrolyse et ainsi d'évaluer correctement l'adsorption et la désorption de la molécule (Taylor-Lovell et al., 2000). Pourtant, malgré la mise en évidence très claire de ce mécanisme d'hydrolyse de l'IFT au cours des expérimentations (Beltran et al., 2000 ; Taylor-Lovell et al., 2000 ; Beltran et al., 2001), il n'est pas toujours pris en compte dans l'évaluation des propriétés d'adsorption des sols (Mitra et al., 1999 ; Rice et al., 2004).

Dans ce volet expérimental préliminaire aux études de rétention et de dégradation, nous avons cherché à mettre au point les protocoles concernant l'étude des propriétés de rétention et de

dégradation de l'IFT en visant un contrôle de l'hydrolyse au cours de l'ensemble des différentes phases expérimentales.

1.2. Matériels et méthodes

1.2.1. Contrôle de l'hydrolyse

Les tests de contrôle de l'hydrolyse ont été réalisés sur l'ensemble des échantillons prélevés dans les profils culturaux (Chapitre 5). Chaque échantillon a été préalablement séché à l'air durant 48 h, tamisé à 5 mm et sa teneur en eau initiale déterminée. La solution d'IFT utilisée a une concentration de 5 mg L⁻¹ d'herbicide et contient 0,670 MBq L⁻¹. Dix millilitres de solution sont ajoutées à des échantillons de 2 g de terre (masse sèche) dans des tubes à centrifuger en verre (Corex).

Test 1. Protocole à « température ambiante »

L'intégralité des expérimentations se déroule à température ambiante ($\approx 22^{\circ}\text{C}$). Ces conditions sont proches de celles utilisées dans différents travaux visant à étudier la rétention et la dégradation de l'isoxaflutole (Mitra et al., 1999 ; Rice et al., 2004). Les suspensions sont agitées par retournement à l'obscurité durant 1,5, 3, 6, 12, 24 et 48 h à $22^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Les tubes sont ensuite centrifugés à 1800 g durant 15 min à $22^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$.

Test 2. Protocole à « basse température »

L'intégralité des expérimentations se déroule à une température inférieure à 5°C , comme cela a été proposé par Taylor-Lovell et al. (2000) et Koskinen et al. (2006) afin de limiter l'hydrolyse de la molécule. Les agitateurs par retournement sont placés en chambre froide à la température de $4^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$. Les suspensions sont agitées à l'obscurité durant 1,5, 3, 6, 12, 24 et 48 h. Les tubes sont ensuite centrifugés à 1800 g durant 15 min à $3^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$.

La radioactivité des surnageants de chaque tube est mesurée par comptage en scintillation liquide (Tri-Carb 2100 TR, Perkin Elmer Ins., Courtaboeuf, France) à l'aide de liquide scintillant (Ultima Gold XR, Packard). La quantité d'herbicide retenue par la phase solide a été déterminée par différence entre la concentration initiale en solution et la concentration en solution après agitation. Les surnageants sont ensuite filtrés à l'aide de filtres de cellulose régénérée (0,45 μm , Alltech France, Templemars) et les extraits sont stockés à 4°C jusqu'à leur analyse en chromatographie liquide à haute performance (HPLC) afin d'identifier les formes moléculaires en solution. Pour ces deux tests, les

vials HPLC étaient placés un par un dans la chaîne HPLC au moment de l'injection afin de limiter au maximum le délai d'attente dans le passeur.

1.2.2. Stabilisation des extraits

Durant le stockage et la phase d'analyse des échantillons, nous avons suivi l'évolution des formes moléculaires présentes dans les extraits aqueux en utilisant une solution d'IFT à 5 mg L^{-1} contenant $0,670 \text{ MBq L}^{-1}$. Les échantillons peuvent en effet être passés automatiquement sur la chaîne HPLC et sont pour cela chargés sur un carrousel. Selon le nombre d'échantillons disposés sur le carrousel, le délai entre le placement et l'analyse peut permettre une évolution de la molécule, d'autant que sur l'appareillage utilisé, la température dans le passeur automatique ne peut pas être contrôlée.

Test 1. Suivi moléculaire en conditions « standards »

Trois vials de la solution d'IFT, préalablement stockés à 4°C , sont placés sur le carrousel. Les formes moléculaires présentes dans ces échantillons sont identifiées après 0, 6, 12, 24 et 48 h à température ambiante.

Test 2. Suivi moléculaire en conditions « acides »

La solution d'IFT est filtrée et acidifiée par un ajout à 1 % d'acide formique (v/v) et stockés à 4°C . Trois vials HPLC sont alors placés sur le carrousel et les formes moléculaires présentes dans ces échantillons sont identifiées après 0, 6, 12, 24 et 48 h à température ambiante.

1.3. Résultats et discussion

1.3.1. Contrôle de l'hydrolyse

Lors du Test 1 à température ambiante, une première phase d'adsorption du ^{14}C -IFT est observée pour l'ensemble des échantillons après 1,5 h d'agitation (Figure a). Au cours de cette phase, l'adsorption représente près de 30 % du ^{14}C appliqué en CT_SL, CT_FS et CT_IF, près de 40 % en MT_SL_M, MT_SL_M+O, MT_DL et près de 60 et 40 % dans les résidus de maïs et d'avoine respectivement. Les analyses HPLC dans les surnageants montrent que la forme moléculaire principale est à plus de 90 % de l'isoxaflutole.

Dès 3 h d'agitation, les quantités adsorbées diminuent ce qui illustre l'hydrolyse de l'IFT (Figure a) et la formation de DKN, moins retenu par la fraction solide.

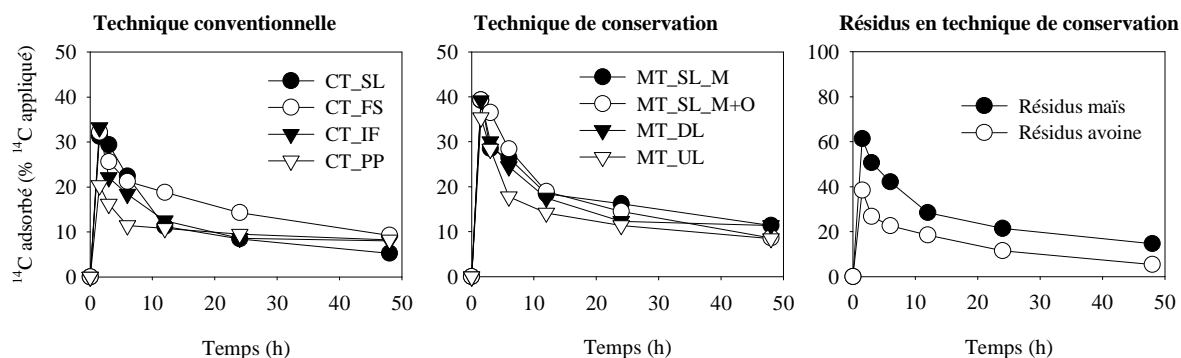


Figure a. Tests d'adsorption de l'isoxaflutole à 22°C (agitation à température ambiante). Pour chaque point, des contrôles de la forme moléculaire en HPLC ont été réalisés dans les solutions.

Dans les surnageants, les analyses HPLC indiquent bien une concentration croissante de DKN en parallèle de la diminution d'IFT. Après 12 h, la forme moléculaire en solution est à plus de 50 % du DKN. Ces résultats sont similaires à ceux de Taylor-Lovell et al. (2000) qui observent une diminution de la concentration en IFT dans la solution de 75 % en 24 h à 25°C. Cette expérimentation ne permet cependant pas une véritable évaluation de la cinétique d'hydrolyse de l'IFT car, en analysant les surnageants, nous ne prenons pas en compte l'adsorption préférentielle de l'herbicide sous forme d'IFT comparativement à la forme DKN. Nous avons toutefois un bon indicateur du biais généré par une agitation à température ambiante

Lors du Test 2 réalisé à une température inférieure à 5°C sur l'ensemble des phases expérimentales, nous observons une première phase d'adsorption rapide suivie d'une phase d'adsorption lente pour la plupart des échantillons (Figure b). Dans les analyses HPLC effectuées, la forme moléculaire majeure demeure l'IFT après 24 h illustrant le ralentissement important de l'hydrolyse de la molécule en conditions froides. Ces résultats sont ceux présentés dans l'étude cinétique de l'adsorption de l'IFT (Chapitre 5).

Dans certains échantillons, nous observons une apparition significative de DKN après 24 h d'agitation mais sans atteindre les valeurs observées par Taylor-Lovell et al. (2000) qui mesuraient une diminution de 50 % de la concentration en IFT en solution 5°C après 48 h. Ces résultats nous ont conduit à choisir une durée d'agitation avec une solution de CaCl₂ (0,01 M) de 6 h afin de garantir la quasi-absence d'hydrolyse de l'IFT lors des expérimentations de rétention et de dégradation.

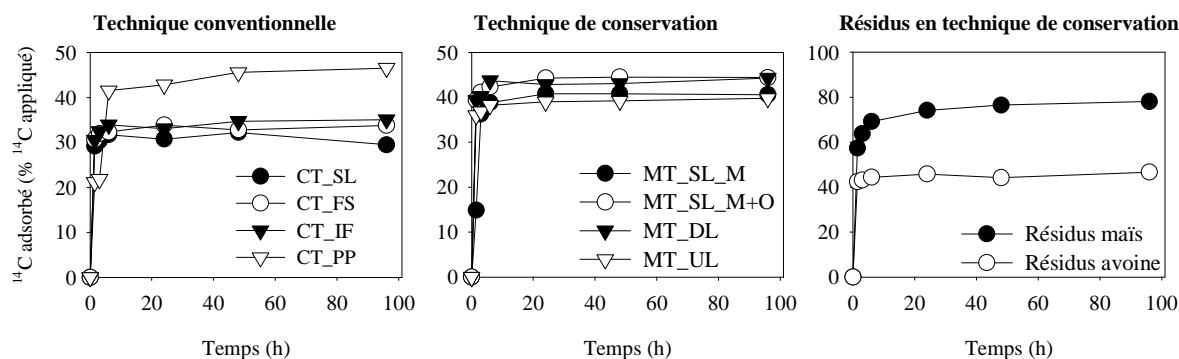


Figure b. Tests d'adsorption de l'isoxaflutole à 4°C (agitation en chambre froide). Pour chaque point, des contrôles de la forme moléculaire en HPLC ont été réalisés dans les solutions.

1.3.2. Test de stabilisation à l'acide formique

Ce test vise à permettre l'utilisation du passeur automatique de la chaîne HPLC afin de réduire les temps d'expérimentation. Les résultats obtenus mettent en évidence une très nette dégradation de l'IFT avec le temps lorsque la solution est placée à température ambiante dans le passeur (12 % de dégradation après 6 h d'attente, soit l'équivalent d'environ 8 échantillons analysés). De plus, dans ces échantillons, la solution utilisée ne contenait pas de sol ce qui ralentit l'hydrolyse par rapport à une solution chargée en particules organo-minérales (Taylor-Lovell et al., 2002 ; Beltran et al., 2003 ; Rice et al., 2004) et sous-estime probablement la vitesse de dégradation.

Tableau a. Évolution de la teneur en isoxaflutole en solution avec ou sans acide formique.

| Durée (h) | 6 | 12 | 24 | 48 |
|-------------------------------------|------|--------------------|-------------------|-------------------|
| % ¹⁴ C-IFT sans HCOOH | 88±4 | 76±5 ^{a†} | 75±4 ^a | 72±3 ^a |
| % ¹⁴ C-IFT avec 1% HCOOH | 94±2 | 94±3 ^b | 92±4 ^b | 94±4 ^b |

[†] Groupe homogène selon un test de différence significative minimale (LSD) à 0,05

L'ajout dans la solution d'acide formique stabilise clairement l'isoxaflutole en limitant son hydrolyse. Dans une solution aqueuse, Beltran et al. (2000) observent que 70 % de l'IFT apporté était non hydrolysé après 2 semaines à température ambiante à pH 5,2 alors qu'il en restait moins de 10 % à pH 7,2. Pour la suite des expérimentations, tous les surnageants aqueux contenant de l'IFT seront acidifiés. Malgré cette diminution de la dégradation de la molécule, nous avons choisi de conserver le passage manuel des échantillons au moment de l'injection.

1.4. Conclusion

L'isoxaflutole est une molécule instable ce qui rend son analyse et son dosage particulièrement délicats. Les essais préalables aux expérimentations ont amenés à proposer le protocole suivant :

- 1- Pour les suivis de dégradation ou les mesures de rétention, l'agitation par retournement doit se faire à 4°C (par exemple dans des chambres froides permettant d'accueillir les agitateurs) ainsi que les phases de centrifugation et de stockage durant les expérimentations (nécessitant une centrifugeuse réfrigérée et un réfrigérateur à proximité).
- 2- Les extraits aqueux doivent être immédiatement acidifiés, par exemple à l'aide de 1% d'acide formique afin de stabiliser la molécule puis stockés à 4°C. Si la chaîne d'analyse HPLC n'est pas équipée d'un passeur automatique réfrigéré, nous conseillons un passage manuel des échantillons au moment de l'injection afin de réduire au maximum les temps d'attente à température ambiante dans le passeur.

1.5. Bibliographie

- BELTRAN, E, FENET, H, COOPER, JF and COSTE, CM. 2000. Kinetics of abiotic hydrolysis of isoxaflutole: Influence of pH and temperature in aqueous mineral buffered solutions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **48**, 4399-4403.
- BELTRAN, E, FENET, H, COOPER, JF and COSTE, CM. 2001. Kinetics of chemical degradation of isoxaflutole: influence of the nature of aqueous buffers (alkanoic acid/sodium salt vs phosphate). *Pest Management Science* **57**, 366-371.
- BELTRAN, E, FENET, HN, COOPER, JFO and COSTE, CM. 2003. Fate of isoxaflutole in soil under controlled conditions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **51**, 146-151.
- MITRA, S, BHOWMIK, PC and XING, BS. 1999. Sorption of isoxaflutole by five different soils varying in physical and chemical properties. *Pesticide Science* **55**, 935-942.
- RICE, PJ, KOSKINEN, WC and CARRIZOSA, MJ. 2004. Effect of soil properties on the degradation of isoxaflutole and the sorption-desorption of isoxaflutole and its diketonitrile degradate. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **52**, 7621-7627.
- SPRAGUE, CL, PENNER, D and KELLS, JJ. 1999. Important considerations for RPA 201772 utility. *Weed Technology* **13**, 814-820.
- TAYLOR-LOVELL, S, SIMS, GK and WAX, LM. 2002. Effects of moisture, temperature, and biological activity on the degradation of isoxaflutole in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **50**, 5626-5633.
- TAYLOR-LOVELL, S, SIMS, GK, WAX, LM and HASSETT, JJ. 2000. Hydrolysis and soil adsorption of the labile herbicide isoxaflutole. *Environmental Science and Technology* **34**, 3186-3190.

ANNEXE 2.

Étude des propriétés de rétention du bromure des différents matériaux de la parcelle.

2.1. Introduction

L'utilisation de l'anion bromure (Br^-) comme traceur de l'eau est courante dans les géosciences. Celui-ci est conservatif, naturellement très peu présent dans les sols, peu sensible aux variations des conditions du milieu, peu coûteux, facilement détectable et quantifiable, sans incidence sur l'environnement. Bien que le plus souvent inerte, l'anion bromure peut, dans certaines conditions, interagir avec la fraction solide ce qui en modifie alors le transport soit en l'accéléralant, par des phénomènes d'exclusion anionique (Wierenga et Van Genuchten, 1989), ou en le ralentissant par des phénomènes de rétention (Korom, 2000 ; Ritter et al., 2005). Des travaux ont ainsi montré que dans des substrats très riches en matières organiques, sur des oxydes de fer (Brooks et al., 1998), sur des substrats volcaniques (Magesan et al., 2003), ou encore dans certains sédiments (Seaman, 1998), le bromure pouvait être retenu sur des sites d'adsorption chargés positivement et ainsi perdre son rôle de traceur de l'eau.

Sur la parcelle d'étude, de nombreuses concrétions ferro-manganiques apparaissent dès 35 cm de profondeur, et le fer (libre ou réduit) est abondant dans les différents horizons avec des teneurs croissantes avec la profondeur. Il est donc possible que le bromure interagisse avec ces charges positives et que son transport dans le sol soit perturbé. Afin de clarifier le comportement du bromure dans le sol de la parcelle, nous avons réalisé une étude des propriétés de rétention du bromure dans les différents horizons de sol de notre site d'étude.

2.2. Matériels et méthodes

2.2.1. Prélèvements et conditionnement des échantillons

Les échantillons de sol ont été prélevés tous les 10 cm depuis la surface du sol jusqu'à 80 cm de profondeur à l'aide d'une tarière sur les modalités CT_BS et MT_BS avec trois points de sondage par modalité. Les échantillons ont ensuite été séchés à l'air durant 48 h, tamisés à 5 mm et leur teneur en eau pondérale initiale (w , g g⁻¹) déterminée.

2.2.2. Cinétique d'adsorption

La solution utilisée pour étudier la cinétique d'adsorption du Br⁻ sur les différents matériaux a une concentration de 100 mg L⁻¹. Dix millilitres de solution sont ajoutées à des échantillons de 2 g de terre (masse sèche) dans des tubes à centrifuger en verre. Les suspensions sont agitées par retournement durant 1,5, 3, 8, 24, 48, 96 h à température ambiante ($\approx 22^\circ\text{C}$) avec deux répétitions par échantillon et par durée d'agitation. Les tubes sont ensuite centrifugés à 1800 g durant 10 min puis les surnageants sont extraits et filtrés à l'aide de filtres en nylon (0,45 μm , AIT France).

2.2.3. Isothermes d'adsorption

Sept solutions de concentration 5, 10, 50, 100, 200, 500 et 1000 mg L⁻¹ de Br⁻ ont été utilisées pour établir les isothermes d'adsorption sur les différents échantillons. Dix millilitres de solution sont ajoutées à des échantillons de 2 g de terre (masse sèche) dans des tubes à centrifuger en verre. Les suspensions sont agitées par retournement durant 24 h à température ambiante ($\approx 22^\circ\text{C}$) avec deux répétitions par échantillon. Les tubes sont ensuite centrifugés à 1800 g durant 10 min puis les surnageants sont extraits et filtrés à l'aide de filtres en nylon (0,45 μm , AIT France).

2.2.4. Quantification du bromure

Les bromures sont quantifiés par chromatographie liquide à haute performance (HPLC) (chaîne Alliance Waters) à l'aide d'une colonne échangeuse d'anions (A-2 anion 7u 100 mm x 4,6 mm, Alltech). Le volume injecté est de 50 μL . La phase mobile est composée d'une solution de sels de carbonate (Na₂CO₃ à 2,2 mmol L⁻¹ + NaHCO₃ à 2,8 mmol L⁻¹) injectée à un débit de 2 mL min⁻¹. La

longueur d'onde de détection est de 205 nm. Dans ces conditions, les temps de rétention du Br^- et du NO_3^- sont de 5 et 6,5 min respectivement pour une durée totale de l'analyse de 10 min.

2.2.5. Calculs

Les quantités de Br^- retenues par la phase solide durant les expérimentations de cinétique d'adsorption et des isothermes d'adsorption ont été calculées par différence entre la concentration initiale en solution et la concentration en solution après agitation. Les isothermes d'adsorption ont été décrites à l'aide du modèle de Freundlich.

2.3. Résultats et discussion

Les résultats obtenus sur les différents échantillons montrent une très faible adsorption du Br^- . Dès les premières heures d'agitation, une quantité comprise entre 1 et 2 % du Br^- appliquée semble être retenue (Figure cFigure).

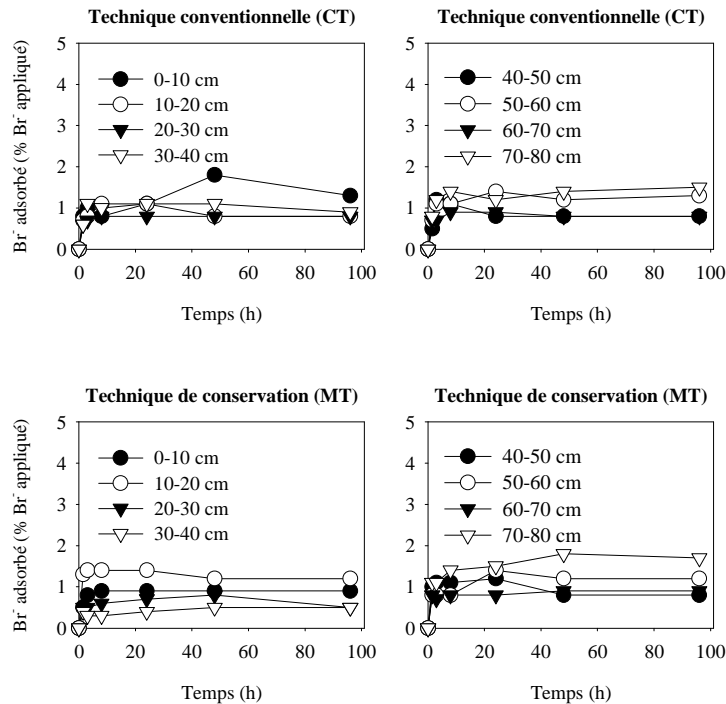


Figure c. Cinétiques d'adsorption du bromure (Br^-) dans les échantillons de sol prélevés de 0 à 80 cm de profondeur en technique conventionnelle et en technique de conservation.

Cette quantité reste constante au cours du temps et aucune différence d'adsorption entre les différents échantillons n'est mise en évidence.

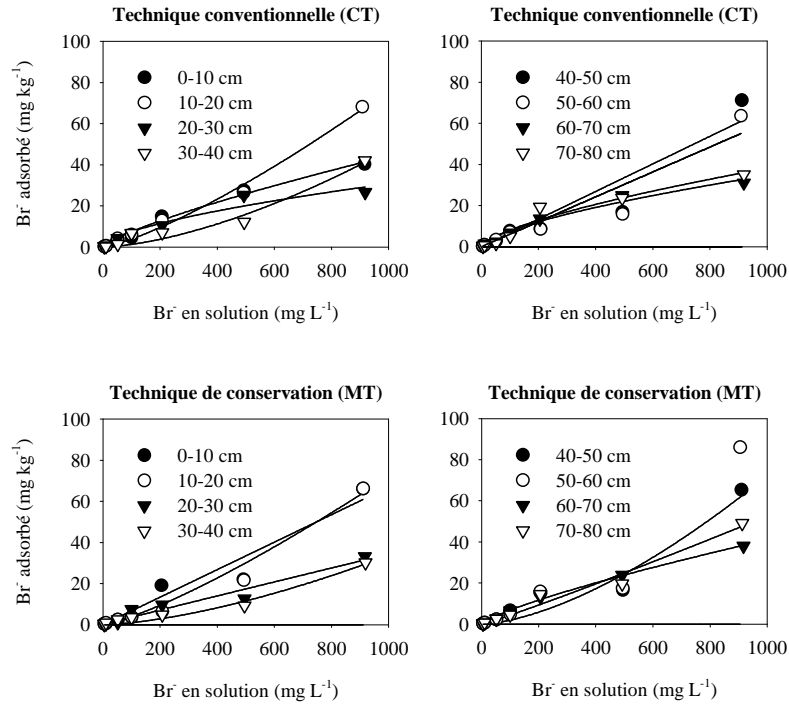


Figure d. Isothermes d’adsorption du bromure (Br^-) dans les échantillons de sol prélevés de 0 à 80 cm de profondeur en technique conventionnelle et en technique de conservation.

Les isothermes d’adsorption sont bien ajustées à l’aide du modèle de Freundlich ($r^2 > 0,90$, FigureFigure d). Les valeurs du coefficient n_F sont comprises entre 0,74 et 1,11 (Erreur ! Source du renvoi introuvable.).

Tableau b. Valeurs des coefficients d’adsorption de Freundlich (K_F^{ads}) et des coefficients de distribution (K_D) du bromure (Br^-) dans les échantillons de sol prélevés de 0 à 80 cm de profondeur en technique conventionnelle et en technique de conservation.

| Modalité | Isothermes de Freundlich | | Isothermes linéaires |
|---------------------------------------|---|--------------------|-----------------------------|
| | K_F^{ads} $\text{L}^{n_F} \text{mg}^{(1-n_F)} \text{kg}^{-1}$ | n_F^{ads} | K_D L kg^{-1} |
| Technique conventionnelle (CT) | | | |
| 0-10 | 0,05 ± 0,01 | 1,00 ± 0,05 | 0,05 ± 0,01 |
| 10-20 | 0,03 ± 0,02 | 1,11 ± 0,02 | 0,07 ± 0,03 |
| 20-30 | 0,07 ± 0,01 | 0,94 ± 0,05 | 0,03 ± 0,01 |
| 30-40 | 0,03 ± 0,01 | 1,01 ± 0,02 | 0,04 ± 0,02 |
| 40-50 | 0,03 ± 0,01 | 1,08 ± 0,01 | 0,07 ± 0,02 |
| 50-60 | 0,08 ± 0,02 | 0,92 ± 0,02 | 0,06 ± 0,01 |
| 60-70 | 0,11 ± 0,02 | 0,86 ± 0,03 | 0,03 ± 0,02 |
| 70-80 | 0,07 ± 0,02 | 0,95 ± 0,03 | 0,04 ± 0,02 |
| Technique de conservation (MT) | | | |
| 0-10 | 0,04 ± 0,01 | 1,07 ± 0,03 | 0,07 ± 0,02 |
| 10-20 | 0,08 ± 0,01 | 0,90 ± 0,02 | 0,07 ± 0,03 |
| 20-30 | 0,02 ± 0,01 | 1,08 ± 0,05 | 0,03 ± 0,01 |
| 30-40 | 0,12 ± 0,02 | 0,74 ± 0,04 | 0,03 ± 0,02 |
| 40-50 | 0,05 ± 0,01 | 1,01 ± 0,02 | 0,07 ± 0,02 |
| 50-60 | 0,06 ± 0,02 | 1,01 ± 0,02 | 0,09 ± 0,03 |
| 60-70 | 0,06 ± 0,02 | 0,97 ± 0,04 | 0,04 ± 0,02 |
| 70-80 | 0,08 ± 0,02 | 0,92 ± 0,04 | 0,05 ± 0,03 |

En technique conventionnelle (CT), les valeurs de K_F varient de 0,03 à 0,11 et en technique de conservation (MT), les valeurs de K_F varient de 0,02 à 0,12. Ces valeurs sont très faibles et il est délicat de les attribuer à une réelle adsorption de l'anion du fait de l'incertitude sur les mesures. Le seuil de quantification du Br^- en HPLC-UV est en effet d'environ 1 mg L^{-1} soit 1 % de la concentration de la solution initiale.

2.4. Conclusion

L'anion bromure n'est pas retenu sur les échantillons de sol prélevés depuis la surface jusqu'à 80 cm de profondeur dans les modalités en technique conventionnelle et en technique de conservation malgré leur richesse en fer et en concrétions ferro-manganiques. Le bromure peut donc être appliqué comme traceur de l'eau sur la parcelle agricole.

2.5. Bibliographie

- BROOKS, SC, TAYLOR, DL and JARDINE, PM. 1998. Thermodynamics of bromide exchange on ferrihydrite: Implications for bromide transport. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 1275-1279.
- KOROM, SF. 2000. An adsorption isotherm for bromide. *Water Resources Research* **36**, 1969-1974.
- MAGESAN, GN, VOGELER, I, CLOTHIER, BE, GREEN, SR and LEE, R. 2003. Solute movement through an allophanic soil. *Journal of Environmental Quality* **32**, 2325-2333.
- RITTER, A, MUNOZ-CARPENA, R, REGALADO, CM, JAVAUX, M and VANCLOOSTER, M. 2005. Using TDR and inverse modeling to characterize solute transport in a layered agricultural volcanic soil. *Vadose Zone Journal* **4**, 300-309.
- SEAMAN, JC. 1998. Retardation of fluorobenzoate tracers in highly weathered soil and groundwater systems. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 354-361.
- WIERENGA, PJ and VAN GENUCHTEN, MT. 1989. Solute transport through small and large unsaturated soil columns. *Ground Water* **27**, 35-42.

ANNEXE 3.

Valorisation scientifique des travaux de recherche.

3.1. Valorisation des résultats de recherche obtenus au cours du DEA national de science du sol

3.1.1. Revues à comité de lecture international

- 1- ALLETTO, L., COQUET, Y., BENOIT, P., BERGHEAUD, V. 2006. Effects of temperature and water content on degradation of isoproturon in three soil profiles. *Chemosphere*, 64 : 1053-1061.
- 2- ALLETTO, L., COQUET, Y., VACHIER, P., LABAT, C. 2006. Hydraulic conductivity, immobile water content, and exchange coefficient in three soil profiles. *Soil Science Society of America Journal*, 70 : 1272-1280.

3.1.2. Revues à comité de lecture national

COQUET, Y., MILLOT, G., ALLETTO, L., LABAT, C., VACHIER, P. 2006. Variabilité spatiale de la fraction d'eau immobile dans les sols à l'échelle d'une parcelle cultivée. *Milieux poreux et transferts hydriques, Bulletin du GFHN*, 50 : 32-38.

3. 1. 3. Communications orales / affichées avec actes

- 1- ALLETTO, L., COQUET, Y., BENOIT, P., BERGHEAUD, V. 2004. Propriétés d'adsorption et de dégradation vis-à-vis de l'isoproturon des horizons de surface et de subsurface d'une parcelle agricole hétérogène de la Beauce. Actes des 8èmes Journées Nationales de l'Étude des Sols, AFES, Bordeaux, pp. 63-64 (*Communication orale*).
- 2- COQUET, Y., MILLOT, G., ALLETTO, L., LABAT, C., VACHIER, P. 2004. Variabilité spatiale de la fraction d'eau immobile dans les sols à l'échelle d'une parcelle cultivée. 29èmes journées du Groupe Francophone d'Humidimétrie et des Transferts en Milieux Poreux GFHN, Grenoble, 24-25 Novembre 2004, p. 16 (*Communication orale*).
- 3- ALLETTO, L., COQUET, Y., VACHIER, P., LABAT, C. 2005. Preferential flow in surface and subsurface soils of the recharge area of a groundwater aquifer. Third International Conference on Water Resources Management, 11-13 April 2005, Algarve. Portugal. WIT Press. Southampton. Boston. 49-57 (*Communication orale*).
- 4- COQUET, Y., ALLETTO, L., BENOIT, P., BRESSON, L.M., LABAT, C., MILLOT, G., POT, V., VACHIER, P., COUSIN, I. ANGULO-JARAMILLO, R. 2005. Caractérisation du risque de contamination de la nappe de Beauce par les pesticides (APR 2002) : mise en évidence d'un transport de type "eau mobile/eau immobile" (MIM) dans les sols de Beauce. Colloque Pesticides, comment réduire les risques associés ? Ministère de l'Écologie et du Développement Durable. 14-16 Novembre 2005, Avignon. France (*Poster*).
- 5- ALLETTO, L., COQUET, Y., BENOIT, P., BERGHEAUD, V. 2006. Temperature and water content effects on degradation of isoproturon in surface and subsurface soils. Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air. 27-29 March 2006, Warwick (UK) (*Poster*).
- 6- COQUET, Y., ALLETTO, L., VACHIER, P. 2006. Variations of immobile water and first-order mass-exchange coefficient in three soil profiles. European Geosciences Union General Assembly 2006, Vienna, Austria, 2-7 April 2006, Geophysical Research Abstracts, 8: 1381 (*Poster*).

3.2. Valorisation des résultats de recherche obtenus au cours de la thèse

3.2.1. Revues à comité de lecture international

3.2.1.1. Articles soumis

ALLETTO, L., BENOIT, P., BERGHEAUD, V., COQUET, Y. Tillage, temperature and water content effects on the degradation of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in a Gleyic Luvisol. *Environmental Pollution*

3.2.1.2. Articles en préparation

- 1- ALLETTO, L., COQUET, Y., ROGER-ESTRADE, J. Soil hydraulic conductivity under two contrasted tillage managements. *Soil and Tillage Research*
- 2- ALLETTO, L., COQUET, Y., Temporal and spatial variability of the near-saturated hydraulic conductivity: effects of tillage management. *European Journal of Soil Science*

3.2.2. Communications orales / affichées avec actes

- 1- ALLETTO, L., COQUET, Y., LABAT, C. 2007. Fate of isoxaflutole and its diketonitrile metabolite under conventional and conservation tillage in an irrigated continuous-maize field. Diffuse Inputs into the Groundwater: Monitoring - Modelling - Management. 29-31 January 2007, Graz (Austria) (*Communication orale*).
- 2- ALLETTO, L., COQUET, Y., ROGER-ESTRADE, J. 2007. Effet du travail du sol sur sa conductivité hydraulique au voisinage de la saturation et sa masse volumique apparente. Actes des 9èmes Journées Nationales de l'Étude des Sols, AFES, Angers, pp. 291-292 (*Communication orale*).
- 3- ALLETTO, L., COQUET, Y., BENOIT, P., BERGHEAUD, V., BARRIUSO, E. 2007. Variabilité des propriétés d'adsorption et de dégradation du dicétonitrile dans l'horizon labouré. 37^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides. 21-23 Mai 2007, Bordeaux (*Communication orale*).
- 4- ALLETTO, L., COQUET, Y., BERGHEAUD, V., BENOIT, P. 2007. Effects of tillage practices on the degradation of the diketonitrile metabolite of isoxaflutole in a Gleyic Luvisol. Environmental fate and ecological effects of pesticides. XIII Symposium in Pesticide Chemistry. 3-6 September 2007, Piacenza (Italy), pp. 29-36 (*Communication orale*).

ABSTRACT

Continuous maize production systems in the Adour-Garonne watershed have led to the contamination of surface water and groundwater by pesticides. In order to better manage this environmental risk, the research program that we conducted aimed at improving our understanding of water dynamics and herbicide fate under various continuous maize cropping systems. Isoxaflutole and its active metabolite diketonitrile, used as a substitute for atrazine, were studied. Four maize cropping systems, crossing two tillage practices (conventional tillage with mouldboard ploughing *vs.* conservation tillage with disk harrowing) with two managements of the intercrop season (bare soil *vs.* soil covered with a cover-crop), were conducted on an agricultural field located on a hydromorphic loamy soil of the Garonne alluvial corridor. Water and herbicide dynamics were followed for two years (2005 and 2006) under field conditions. In addition to this, we used a morphological description technique of the soil compartments created by the successive agricultural operations to assess the heterogeneity of the soil physical properties and of the mechanisms involved in pesticides dissipation, especially retention and degradation. Some measured parameters were then used to model the water and solute dynamics for the two most contrasted cropping systems (*i.e.* conventional technique/bare soil and conservation tillage/covered soil) with HYDRUS 2D.

Field studies in 2005 highlighted contrasted water dynamics between the two tillage systems. A higher drainage volume was observed under the conventionally-tilled plots but without any effect on herbicide loss. Whereas in 2006, we did not find any effect of the tillage system on water drainage. During that year, water and herbicide losses were lower for the plots that received a cover-crop during the intercrop season, which was attributed to a lower migration speed of water and solutes consecutive to soil drying by the cover-crop. The study of the topsoil infiltration capacities illustrated the importance of the temporal variability of the soil hydrodynamic properties in the tilled horizon that, depending on the measurements period, could introduce a bias in the estimation of these soil properties. Hydraulic conductivity measurements, performed on the different soil compartments, were lower - but less variable under conservation tillage than under conventional tillage. Indeed, mouldboard ploughing was not only an important source of vertical and lateral variations of soil physical properties, but also of solute transport properties, such as the immobile water fraction controlling preferential flow in soils. Concerning the behaviour of the pesticides, we found that the retention of both compounds was correlated with the organic carbon content, leading to a higher retention under conservation tillage. Isoxaflutole degradation, which is essentially abiotic, was mainly influenced by incubation conditions and not by the tillage system. However, diketonitrile degradation, due to biological activity, was enhanced under conservation tillage and was also sensitive to incubation conditions. As for soil physical properties, we found a vertical and lateral variability in herbicide degradation rates under conventional tillage (due to mouldboard ploughing) while, under conservation tillage, diketonitrile degradation was associated to the vertical distribution of organic matter. Numerical modelling of the observed mechanisms showed a major disconnection between the soil physical properties measurements performed in the laboratory (such as water retention) and the functioning of field soil. Using field measurements of the matric potential and of the soil water content, combined with an inverse modelling approach, led to a good representation of the water and solutes dynamics under the two cropping systems. The numerical simulations indicated lower herbicide loss under conservation tillage/cover-crop, but also emphasized the need to take into account the heterogeneity of the soil and of the plant root development.

Keywords: Mouldboard plough, Conservation tillage, Soil physical properties, Herbicide, Retention, Degradation, Leaching.

RÉSUMÉ

Les systèmes intensifs de monoculture de maïs ont conduit à une contamination importante des eaux souterraines et superficielles par les pesticides sur le bassin versant Adour-Garonne. Dans une logique de gestion de ce risque environnemental, l'objectif général de cette thèse est d'apporter des éléments de compréhension de la dynamique de l'eau et du devenir de molécules herbicides sous différentes conduites culturales du maïs. Les molécules herbicides étudiées sont l'isoxaflutole et son produit de dégradation possédant l'action herbicide, le dicétonitrile, qui représentent une solution de remplacement de l'atrazine dans les programmes de désherbage. Quatre systèmes de culture du maïs, croisant deux techniques de travail du sol (technique conventionnelle avec labour *vs.* technique de conservation avec travail superficiel) avec deux modes de gestion de la période d'interculture (sol nu *vs.* sol couvert par une culture intermédiaire), sont conduits sur une parcelle agricole située sur un sol limoneux hydromorphe de la vallée alluviale de la Garonne. Les dynamiques de l'eau et des herbicides ont été suivies durant deux années (2005 et 2006) en conditions de plein champ à partir d'un dispositif instrumenté. En complément, une caractérisation détaillée de l'hétérogénéité des propriétés physiques du sol et des mécanismes impliqués dans la dissipation des pesticides, notamment la rétention et la dégradation des pesticides par le sol, a été menée en s'appuyant sur une description morphologique des compartiments de sol créés par les opérations culturales successives. Certains des paramètres obtenus ont ensuite été utilisés dans un travail de modélisation des dynamiques de l'eau et des solutés sur les modalités les plus contrastées (*i.e.* technique conventionnelle / sol nu et technique de conservation / sol couvert), à l'aide du modèle HYDRUS 2D.

Les résultats de suivi au champ montrent un fonctionnement hydrodynamique différencié entre les systèmes de travail du sol en 2005. Un drainage plus important sous les modalités en technique conventionnelle durant la période de culture est mesuré mais demeure sans conséquence significative sur les pertes d'herbicide. En 2006, en revanche, aucun effet lié au travail du sol sur le drainage n'a été mis en évidence. Sur cette année là, les pertes d'eau et d'herbicide ont été plus faibles sous les modalités ayant reçu au préalable un couvert végétal en période d'interculture ce qui peut s'expliquer par un ralentissement de la migration de l'eau et des solutés consécutifs à un assèchement du sol par le couvert. L'étude des capacités d'infiltration en surface dans les différentes modalités a permis de mettre en évidence l'importance de la variabilité temporelle des propriétés hydrodynamiques du sol travaillé qui, selon la période à laquelle les mesures sont conduites, peut induire un biais dans l'estimation de ces propriétés. Les mesures de conductivité hydraulique réalisées dans les profils culturaux indiquent des capacités de conduction de l'eau globalement plus faibles mais plus homogènes en technique de conservation qu'en technique conventionnelle. Le travail du sol à la charrue est en effet à l'origine d'une importante variabilité verticale et latérale des propriétés physiques, variabilité que nous identifions également dans les mesures de teneur en eau immobile du sol, à l'origine d'un transport préférentiel des solutés. Au niveau des pesticides étudiés, la rétention des deux composés est corrélée à la teneur en carbone organique des compartiments de sol concernés, se traduisant par une rétention supérieure en technique de conservation. La dégradation de l'isoxaflutole étant essentiellement abiotique, le travail du sol n'a que peu d'effet sur elle et ce sont principalement les conditions du milieu qui influencent la cinétique de dégradation. En revanche, la dégradation du dicétonitrile, d'origine biologique, est plus rapide en technique de conservation et reste sensible aux conditions d'incubation. Là-encore, une variabilité verticale et latérale des propriétés de dégradation en technique conventionnelle lié au travail du sol à la charrue a été mise en évidence, alors qu'en technique de conservation, la variabilité de la dégradation du dicétonitrile est associée à la stratification verticale des matières organiques. La modélisation des phénomènes observés a tout d'abord permis de souligner une déconnection importante entre les mesures physiques réalisées en laboratoire (rétention en eau) et le fonctionnement du sol non perturbé. L'utilisation de mesures de terrain du potentiel matriciel et de la teneur en eau du sol, couplée à une étape de modélisation inverse, a abouti à une bonne représentation de la dynamique de l'eau et des solutés sous les deux modalités étudiées. Les représentations numériques ainsi obtenues indiquent des pertes en herbicide plus faibles en technique de conservation / sol couvert mais soulignent également la nécessité d'une prise en compte simultanée de l'hétérogénéité du milieu sol et du développement racinaire de la plante.

Mots clés : Labour, Technique de conservation des sols, Propriétés physiques du sol, Herbicide, Rétention, Dégradation, Lixiviation.