

Effet de l'apport de composts sur la dynamique hydrique du sol, la disponibilité de l'azote pour la plante et le lessivage du nitrate : cas d'un sol limoneux cultivé du bassin parisien

Chalhoub Maha

► To cite this version:

Chalhoub Maha. Effet de l'apport de composts sur la dynamique hydrique du sol, la disponibilité de l'azote pour la plante et le lessivage du nitrate : cas d'un sol limoneux cultivé du bassin parisien. Science des sols. Institut national agronomique paris-grignon - INA P-G, 2010. Français. <tel-00784391>

HAL Id: tel-00784391 https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00784391

Submitted on 4 Feb 2013 $\,$

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.



UNIVERSITE DE PARIS-SUD 11 Ecole Doctorale 534 MIPEGE

THESE

présentée par

Maha CHALHOUB

Pour l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE PARIS XI, ORSAY MENTION : Sciences de la terre

EFFET DE L'APPORT DE COMPOSTS SUR LA DYNAMIQUE HYDRIQUE DU SOL, LA DISPONIBILITE DE L'AZOTE POUR LA CULTURE ET LE LESSIVAGE DU NITRATE : CAS D'UN SOL LIMONEUX CULTIVE DU BASSIN PARISIEN

Soutenue publiquement le 04 Octobre 2010 devant le jury composé de :

Ary BRUAND (Professeur - Orléans) Yves COQUET (Professeur - AgroParisTech) Laurent DEVER (Professeur- Orsay) Mathieu JAVAUX (Professeur - UCL) Christelle MARLIN (Professeur - Orsay) Bruno MARY (Directeur de recherche- INRA Laon) Pierre VACHIER (Chargé de recherche - INRA Grignon)

Rapporteur Directeur de thèse Examinateur Examinateur Examinateur Rapporteur Invité

REMERCIEMENTS

Réaliser une thèse : c'est l'aboutissement d'un travail intensif, de la gestion d'imprévus et du stress, mais c'est surtout de multiples rencontres enrichissantes et des moments agréables avec les encadrants, collègues et amis ... Dans ce cadre, l'ensemble des personnes que j'aimerais remercier ont joué un rôle important dans la réalisation de mon travail de thèse.

Je suis tout d'abord très reconnaissante envers Yves Coquet, Professeur à AgroParisTech, mon directeur de thèse et maître à penser. Je le remercie d'avoir orienté ma thèse dans le bon sens, suivi de près mon travail en prodiguant des conseils judicieux, ainsi que d'avoir assuré une lecture attentive de mon manuscrit. Un grand merci pour toutes les choses apprises à ses côtés.

Je remercie Patricia Garnier, chargée de recherche INRA, pour son aide précieuse dans le cadre de la modélisation de l'azote et pour avoir accepté de relire la partie de mon mémoire consacrée à l'azote.

Je tiens à remercier tout particulièrement Sabine Houot, chef de l'Equipe Sol, pour m'avoir soutenue et m'avoir permis de prolonger ma thèse. Je la remercie également d'avoir accepté d'être membre de mon comité de pilotage et d'avoir participé à la relecture de mon mémoire pour la partie azote.

Je remercie Enrique Barriuso, Directeur de l'UMR Environnement et Grandes Cultures, pour m'avoir accueillie au sein de son unité et permis de réaliser ma thèse dans l'équipe sol de l'INRA-Grignon.

Un grand merci à l'ensemble du personnel du laboratoire pour l'aide et la contribution de chacun à l'élaboration de ce travail. Merci à Jean-Noël Rampon, Christophe Labat, et Guillaume Bodineau pour m'avoir permis de réaliser au mieux les prélèvements de sol sur le terrain. Merci à Véronique Etievant pour son aide dans les analyses d'azote.

Merci à Pierre Benoit, Marjolaine Deschamps, Jean-Marc Gilliot, Joël Michelin, Valérie Pot, Emmanuelle Vaudour, Laure Vieublé, Maîtres de Conférences AgroParisTech et chargées de recherche INRA, pour leur sympathie et leur gentillesse ainsi qu'à David Montagne pour sa bonne humeur (et son « bonjour Macha » matinal).

J'adresse mes remerciements au Programme CEDRE qui m'a permis de venir en France et de financer mon stage de Master 2. Je tiens à remercier la présidente de l'Université d'Orsay grâce à qui j'au pu obtenir ma bourse de thèse, ainsi que le Département Environnement Agronomie de l'INRA pour l'avoir prolongée et me permettre ainsi d'achever ma thèse. Je remercie également VEOLIA pour le financement des expérimentations.

Je tiens à exprimer mes remerciements à Laurent DEVER, Recteur de l'Académie de la Guadeloupe, d'avoir accepté d'être le président du jury de ma thèse ; Ary BRUAND, Professeur à l'Université d'Orléans, et Bruno MARY, Directeur de recherche de l'INRA Laon pour avoir accepté d'être rapporteurs de mon travail. Je remercie également Mathieu Javaux, professeur à l'Université Catholique de Louvain, pour sa participation à ce jury. Merci également à Christelle Marlin, Présidente du département Sciences de la terre à l'Université Paris Sud 11, d'avoir accepté d'être examinatrice.

Je remercie également les membres de mon comité de pilotage François Lafolie, chargé de recherche INRA ; Benoît Gabrielle, Professeur à AgroParisTech, aux côtés de Sabine Houot, Patricia Garnier et Yves Coquet, pour m'avoir soutenue et conseillée.

Merci à mes compagnons de route et amis présents dans les bons moments comme dans les difficultés, à savoir, Audrey Pellet, Aurélie Dupuy, Jean-Marie Brousset, Bruno Cheviron, Cyril Gaertner, Caroline Rambaut, Christophe Moni, Clément Peltre, David Jarriault, Elsa Coucheney, Elise Lo-pelzer, Gwenaëlle Lashermes, Julien Moeys, Laura Ragni, Lionel Berthier, Lionel Alletto, Magalie Delmas, Meryem Mekouar, Théodore kabore, Nadler Simon, Przemyslaw Bidzinski, Tino, Tom Schröder, Xavier Trollé.

Finalement, j'adresse un grand merci à mes parents pour m'avoir soutenue dans cette aventure et dédie ces quelques lignes à la mémoire de Pierre VACHIER (mon encadrant de thèse) :

Pierre VACHIER : une longue histoire, qui ne s'est malheureusement pas terminée comme dans une belle histoire. Je vous ai connu au Liban, lors d'une présentation à la Faculté d'agronomie. La première image que j'ai eue de vous : c'est si impressionnant ce que vous faites ! Puis, venant en France, vous m'avez accueillie chez vous, comme un membre de votre famille (Merci Nanette, Elise, Florent, JD, les 2 mémés, pépé, ...), ce qui m'a évité de me sentir loin de la mienne. Puis, vous m'avez encadrée lors de mon stage de Master 2 à Orsay, où nous avons partagé le même bureau. Vous m'avez encadrée dans mes travaux de thèse. Avant de partir, vous étiez content d'avoir pu achever ce travail, mais hélas vous n'avez pas pu assister à ma soutenance, jour que vous attendiez avec impatience. **Pour tout Pierre, je vous dédie mon manuscrit de thèse, un petit geste pour vous remercier.**

SOMMAIRE

LISTE DES TABLEAUX	6
LISTE DES FIGURES	8

CHAPITRE 1: INTRODUCTION	
1.1 CONTEXTE DE L'ETUDE	
1.2 LE PROGRAMME QUALIAGRO	
1.3 OBJECTIFS DE LA THESE	
1.4 SITE DE L'ETUDE	
1.4.1 CONTEXTE GEOMORPHOLOGIQUE ET GEOLOGIQUE	
1.4.2 CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE	
1.4.3 CONTEXTE PEDOLOGIQUE	
1.4.4 Contexte climatique	
1.4.5 CONTEXTE AGRONOMIQUE	
1.4.6 PRESENTATION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL	
1.4.6.1 Description du sol du site d'étude	
1.4.7 DESCRIPTION DES COMPOSTS ETUDIES	
1.5 STRUCTURE DE LA THESE	

CHAPITRE 2: SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	
2.1 EFFETS DE LA MATIERE ORGANIQUE	
2.1.1 EFFET DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR LA STRUCTURE DU SOL	
2.1.2 EFFET DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR LA RETENTION EN EAU DU SOL	
2.1.3 EFFET DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR LA RESERVE EN ELEMENTS NUTRITIFS DU SOL	37
2.1.4 EFFET DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR LE STOCKAGE DU CARBONE DANS LE SOL	
2.2 GESTION AGRONOMIQUE DE LA MATIERE ORGANIQUE DES SOLS	38
2.2.1 REDUIRE LA PERTE DE MATIERE ORGANIQUE DU SOL	38
2.2.1.1 Le travail du sol	
2.2.2 AUGMENTER LES APPORTS DE MATIERE ORGANIQUE	39
2.2.2.1 Résidus de culture	
2.2.2.2 Engrais verts	
2.2.3 Rôle de la matière organique dans la gestion de la fertilité des sols	40
2.2.3.1 Fertilisation minérale	
2.2.3.2 Fertilisation organique	40
2.2.3.2.1 Fertilisants organiques d'origine agricole	40
2.2.3.2.2 Fertilisants organiques d'origine non agricole	41
2.3 EFFET DES COMPOSTS URBAINS SUR LES PROPRIETES DU SOL	42
2.3.1 EFFET DES COMPOSTS URBAINS SUR LES PARAMETRES BIOLOGIQUES DU SOL	
2.3.2 EFFET DES COMPOSTS URBAINS SUR LES PROPRIETES CHIMIQUES DU SOL	
2.3.2.1 <i>pH et CEC</i>	

2.3.2.2 Carbone et azote organique du sol	. 42
2.3.3 EFFET DES COMPOSTS URBAINS SUR LES PARAMETRES PHYSIQUES DU SOL	43
2.3.3.1 Effet des composts urbains sur la stabilité structurale	. 43

2.4	EF	FET	DES	COM	IPOS	TS UI	RBAIN	IS SUF	R L	ES	PRC	PR	ЕТЕ	SH	YDR	QUE	S DU	SOI	L	4	14
2.5	EF	FET I	DES	COM	POST	rs ur	BAIN	S SUR	L	A D	YNA	MI	QUE	DE	L'AZ	оте	DAN	IS LE	E SOL.	······ 4	46
	2.5.1	Min Abso	ERAL	ISATIO	DN ET	RE-OF	RGANIS AR LA P	ATION LANTE	DE	L'A	ZOTE									ے ²	47 48
	2.5.3	Lix	IVIAT	ION DI	E L'AZ	ZOTE					•••••				••••••	•••••				······ 4	49
2.6	PC	SITI	ONN	EME	NT D	U TR	AVAI	L PAR	R R	API	POR	ТА	L'A(CQU	IS	•••••	•••••				51

CHAPITRE 3 : EFFETS DE L'EPANDAGE DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUE CROISSANCE DE LA PLANTE	S SUR LA
3.1 INTRODUCTION	53
3.2 MATERIELS ET METHODES	54
3.2.1 SUIVI EXPERIMENTAL	54
3.2.1.1 Matériel végétal	54
3.2.1.2 Suivi de la croissance de maïs	54
3.2.1.2.1 Suivi des stades de croissance foliaire	55
3.2.1.2.2 Suivi du LAI	56
3.2.1.2.3 Suivi du rendement	
3.2.2 MODELISATION	
3.2.2.1 Présentation du modèle	
3.2.2.2 Caractérisation des variables du modèle STICS	62
3.3 RESULTATS ET DISCUSSIONS	64
3.3.1 EFFET DES TRAITEMENTS SUR LE DEVELOPPEMENT DU MAÏS	64
3.3.2 COMPARAISONS ENTRE SIMULATIONS ET MESURES	66
3.3.2.1 MODIFICATIONS APPORTEES AUX VALEURS DES PARAMETRES PRIS PAR DEFAUT DANS LE MO	DELE 66
3.3.2.2 Développement de la culture	67
3.3.2.3 Teneur en eau du sol	68
3.4 CONCLUSION	69

CHAPITRE 4 : EFFETS DE L'EPANDAGE DE PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES PROPRIETES ET LA DYNAMIQUE HYDRIQUES DU SOL			
4.1 INTRODUCTION			
4.2 MATERIELS ET METHODES			
4.2.1 Mesures experimentales			
4.2.1.1 Suivi in situ de la dynamique hydrique			
4.2.1.1.1 Instrumentation des parcelles de l'essai			
4.2.1.1.2 Mesure du potentiel de l'eau dans le sol			
4.2.1.1.3 Mesure de la teneur en eau volumique du sol			
4.2.1.1.3-a Méthode gravimétrique			
4.2.1.1.3-b Méthode diélectrique TDR			

4.2.1.1.3-c Etude de la masse volumique apparente	
4.2.1.1.3-d Comparaison des méthodes diélectrique et gravimétrique	
4.2.1.2 Mesures indépendantes des propriétés hydrodynamiques	
4.2.2 MODELISATION DE LA DYNAMIQUE HYDRIQUE DU SOL	82
4.2.2.1 Présentation du modèle HYDRUS-1D	82
4.2.2.2 Définition du système et la période de simulation	85
4.2.2.3 Acquisition des paramètres du modèle	86
4.2.2.3.1 Conditions à la limite supérieure	86
4.2.2.3.2 Paramètres de la plante	87
4.2.2.3.2 Paramètres hydriques du traitement DVB	87
4.2.2.3.3 Ajustement des propriétés hydriques de l'horizon LA des autres traitements	88
4.2.2.4 Critères d'évaluation des simulations	89
4.3 RESULTATS ET DISCUSSIONS	90
4.3.1 ETUDE DE LA MASSE VOLUMIQUE APPARENTE	
4.3.2 DYNAMIQUE HYDRIQUE IN SITU	
4.3.2.1 Comparaison des méthodes diélectrique et gravimétrique	
4.3.1.3 Etalonnage des sondes TDR	
4.3.1.4 Evolution des variables d'état hydrique du sol au cours du temps	
4.3.1.4.1 Période nue	
4.3.1.4.2 Période cultivée	
4.3.1.5 Estimation de la courbe de rétention en eau	106
4.3.1.6 Comparaison de la courbe de rétention pour les différents traitements	109
4.3.1.7 Dynamique hydrique dans l'horizon de surface LA pendant la période cultivée	111
4.3.3 MESURES INDEPENDANTES DES PROPRIETES HYDRIQUES	113
4.3.4 MODELISATION HYDRIQUE	118
4.3.3.1 Simulation de la dynamique hydrique pour le traitement DVB	
4.3.3.2 Ajustement des paramètres hydriques des autres traitements	124
4.4 CONCLUSION	128

5.1 INTRODUCTION	
5.2 MATERIELS ET METHODES	
5.2.1 EXPERIMENTATION DE TRAÇAGE	
5.2.1.1 Localisation et description des parcelles d'essai	
5.2.1.2 Epandage du traceur	
5.2.1.3 Suivi du traceur au cours du temps	
5.2.1.4 Analyse au laboratoire	
5.2.3 TRAITEMENT DES DONNEES	
5.2.4 MODELISATION DU TRANSFERT DE SOLUTE	
5.3 RESULTATS ET DISCUSSIONS	
5.3.1 EVOLUTION DU BILAN DE MASSE AU COURS DU TEMPS	
5.3.2 DYNAMIQUE DE BROMURE AU COURS DU TEMPS POUR LE TRAITEMENT DVB	
5.3.3 EFFET DU TRAITEMENT SUR LA DYNAMIQUE DU BROMURE DANS LE SOL	
5.3.4 MODELISATION DU TRANSFERT DE SOLUTES	
5.4 CONCLUSION	156

CH PR	APITRE 6 : MODELISATION DE LA DECOMPOSITION DE LA MATIERE ORGANIQU O DANS LE SOL	JE DES 158
6.1	INTRODUCTION	158
6.2	MATERIELS ET METHODES	158
6	5.2.1 Mesures experimentales	158
	6.2.1.1 Fractionnement biochimique	158
	6.2.1.2 Mesures d'incubation	159
	6.2.1.3 Mesure de la biomasse microbienne du sol	160
6	5.2.2 DESCRIPTION DU MODELE CANTIS	160
	6.2.3 CANTIS adapté aux composts	161
6	5.2.4 ACQUISITION DES PARAMETRES DE DEGRADATION DES MATIERES ORGANIQUES AVEC CANTIS	162
	6.2.4.1 Conditions initiales	162
	6.2.4.2 Paramètres de calage	164
6.3	RESULTATS	166
6.4	CONCLUSION	171

CHAPITRE 7 : MODELISATION INTEGREE DE L'IMPACT DE L'EPANDAGE DES PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LE FONCTIONNEMENT HYDRIQUE ET AZOTE DU SOL... 172

7.1 INTRODUCTION	172
7.2 MATERIELS ET METHODES	173
7.2.1 Mesures experimentales	173
7.2.1.1 Suivi in situ de la température du sol	173
7.2.1.2 Suivi in situ de l'évolution de l'azote minéral dans le sol	173
7.2.1.3 Mesure de l'exportation de l'azote par la plante	174
7.2.2 MODELISATION	175
7.2.2.1 Description du modèle PASTIS	175
7.2.2.1.1 Module de transfert	176
7.2.2.1.2 Module de décomposition de la matière organique	177
7.2.2.1.3 Module de culture	177
7.2.2.2 Définition du système et de la période de simulation	177
7.2.2.3 Acquisition des paramètres du modèle thermique	1//
7.2.2.4 Critéres d'évaluation du modèle	178
7.3 RESULTATS ET DISCUSSION	178
7.3.1 SIMULATION DES TRANSFERTS D'EAU ET DE SOLUTES DANS LE SOL	178
7.3.2 SIMULATION DU FONCTIONNEMENT THERMIQUE DANS LE SOL	181
7.3.3 SIMULATION DE LA DYNAMIQUE DE L'AZOTE DANS LE SOL	181
7.3.3.1 Comparaison des simulations et des mesures in situ de l'azote minéral	182
7.3.3.2 Prise en compte de l'effet de la répartition de la matière organique dans l'horizon travaillé s	ur la
minéralisation	189
7.3.3.3 Modélisation de la minéralisation du carbone et de l'azote dans le sol sans l'apport 2007 de	PRO
dans les différents traitements	192
7.3.3.4 Modélisation de l'effet de l'apport de PRO 2007 sur la dynamique du carbone et de l'azote d	lans
le sol	193
7.3.3.4.1 Cinétiques de minéralisation	193
7.3.3.4.1.1 Minéralisation du carbone	193
7.3.3.5. Evolution des termes du bilan azoté nondant la première période bivernele où le sel est leissé nu	195
7.3.3.5 Evolution des termes du orian azote pendant la premiere periode invertible ou le soi est laisse nu 7.3.3.6 Disponibilité de l'azote minéral et exportation de l'azote par la culture	198 199
7.4 CONCLUSION	201

CHAPITRE 8: CONCL	USION GENERALE ET PERSPECTIVES	
REFERENCES BIBLIOG	GRAPHIQUES	
ANNEXES		

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Evolution des propriétés physiques du sol due aux a	apports des effluents
d'élevage	
Tableau 2.2 : Effets de l'apport de composts sur l'évolution de la teneur e	en carbone (C _{org}) 43
Tableau 2.3 : Influence de l'application d'une quantité croissante de comp	post sur la teneur 43
Tableau 2.4 : Evolution des propriétés physiques du sol due à des a	pports des composts
urbains	

Tableau 4.1 : Récapitulatif des dates, numéros de parcelles et profondeurs des suivis du
bromure, de l'azote et des relevés TDR
Tableau 4. 2 : Paramètres obtenus pour les différents ajustements réalisés avec RETC ; les
valeurs de Ks ont été obtenues avec les mesures d'infiltrométrie ; l est considéré constant, fixé
à 0.5; R^2 est le coefficient de détermination entre valeurs prédites et observées pour $\theta(h)$
calculé par RETC
Tableau 4.3: Valeurs des paramètres hydriques optimisés par modélisation inverse (scenario
2) pour les différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres du traitement
DVB sur la période nue119
Tableau 4.4 : Valeurs des paramètres hydriques optimisés par modélisation inverse (scenario
3) pour les différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres du traitement
DVB sur la période cultivée
Tableau 4.5 : Valeurs des paramètres hydriques optimisés par modélisation inverse (scenario
4) pour les différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres du traitement
DVB sur toute la période (sol nu et cultivé)121
Tableau 4.6 : Evolution du coefficient d'efficience entre valeurs calculées et observées pour
les différentes profondeurs, pour les différents scénarios
Tableau 4.7 : Valeurs des paramètres hydriques, de l'horizon LA, ajustées par modélisation
inverse à partir des mesures <i>in situ</i> de chaque traitement

Tableau 5.1 : calendrier des campagnes de prélèvements avec les précipitations et les évapotranspirations potentielles cumulées à partir du jour de l'épandage (T0 =28/11/2007). Tableau 5.2 : Evolution au cours du temps du bilan de masse du bromure (exprimé en % de la quantité apportée mesurée dans les coupelles) pour les prélèvements faits avec le carottier. Les chiffres entre parenthèses sont les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne. Tableau 5.3 : Evolution au cours du temps du bilan de masse du bromure (exprimé en % de la quantité apportée mesurée dans les coupelles) pour les prélèvements faits avec le tube Tableau 5.4 : Evolution au cours du temps, pour l'ensemble des traitements, des moments exprimant la distribution spatiale du Br. JAA est le nombre de jours après application. Z₁ exprime la profondeur du pic, Var_z exprime l'étalement du pic du Br⁻. Les valeurs entre Tableau 5.5 : 1^{er} jeu de paramètres hydriques obtenus à partir des données de TDR et tensiomètres pour l'horizon de surface LA du traitement DVB (chapitre 4); 2^{ème} jeu obtenu en réajustant θ_s et K_s avec les données tensiomètres, TDR et les profils de bromure ; α , *n* ont Tableau 5.6 : Evolution de l'efficience totale pour l'ensemble des 5 profils (campagnes), avec Tableau 5.7 : réajustement des deux paramètres K_s et θ_s de l'horizon pour les deux traitements FUM et TEM à partir des données relatifs à chaque traitement ; α , *n* ont été fixés aux valeurs

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Coupe schématique du Bassin Parisien entre le Massif Armoricain et la plaine
d'Alsace d'après Cavelier et al. (1979) 17
Figure 1.2: Log géologique décrit à 4,4 km du site d'étude sur le plateau des Alluets-le-Roi
(Source internet:
http://ficheinfoterre.brgm.fr/InfoterreFiche/ficheBss.action?id=01822X0034/PL0054)
(vérifiée en Février 2010)
Figure 1.3 : Carte hydrogéologique de la nappe de l'Oligocène dans les environs de la parcelle
réseau hydrographique, « carte au 1/50000 » (Nicole, 2003)
Figure 1.4 : La carte de répartition des types de sol rencontrés dans la plaine de Versailles. 21
Figure 1.5: Evolution temporelle du lœss (Baize, 2008)
Figure 1.6: Diagramme ombro-thermique de Grignon (1989-2009)
Figure 1.7 : Evolutions des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle annuelle entre
2003 et 2009
Figure 1.8 : Surplus d'azote en kg/ha dans le Bassin de la Seine (Agence de l'eau Seine-
Normandie, 2004)
Figure 1.9 : Plan du dispositif au champ à Feucherolles. Localisation des fosses pédologiques
réalisées depuis l'installation du dispositif expérimental
Figure 1.10: Itinéraire technique de l'année de 2007-2008
Figure 1.11: Représentation synthétique des 5 profils pédologiques observés en avril 200530
Figure 1.12 : Schéma de la démarche de modélisation adoptée dans ce travail de thèse 35

Figure 2.1 : Effet des techniques de travail de sol sur l'évolution du carbone organique du sol (0-20 cm) entre 1907 à 1990 dans les agro-écosystèmes des Etats unis d'Amérique (Lal et al., Figure 2.2 : Evolution de la stabilité des agrégats du sol pour deux doses d'apports de composts (10 et 20 tonnes ha⁻¹) et trois types du sol (limoneux et sableux). Les chiffres (3) et (6) correspondent à la durée en années de l'expérience. L'effet est exprimé sous forme de gain relative par rapport au traitement sans apport. El, He and Fo sont 3 sites expérimentaux dans Figure 2.3 : Evolution de la conductivité hydraulique à saturation pour différentes doses d'apports de composts urbains (tonnes ha⁻¹) et deux textures du sol (limoneuse et argileuse) Figure 2.4 : Evolution de la capacité de rétention en eau du sol (g eau/ g sol sec) pour deux doses d'apports de composts (10 et 20 tonnes ha⁻¹) et deux types de sol (limoneux et sableux). Les chiffres (3) et (6) correspondent à la durée de l'expérience. EL, Pf, et Fo correspondent à différents sites dans le sud-ouest de l'Allemagne. (+) et ns signifient respectivement une

Figure 3.1 : Localisation des mesures de croissance du maïs	54
Figure 3.2 : Stade 6 feuilles avec F_i feuille i ; C_i col de la feuille i (i = 1à 6) (Ledent et	al.,
1990)	55
Figure 3.3 : Localisation schématique des prélèvements dans chaque parcelle	57

Figure 4.1: Localisation des 5 fosses avec les tensiomètres et TDR dans le dispositif Figure 4.2: Représentation synthétique des 5 profils pédologiques observés en avril 2004 avec Figure 4.3: Représentation schématique d'un tensiomètre (a) avec un manomètre à mercure et (b) avec un manomètre type « Bourdon » selon EPRI, 1985, dans Ballestero et al. (2001)....74 Figure 4.4 : (a) profil cultural, réalisé sur la parcelle DVB 201, (b) photo d'une motte (Δ) et Figure 4.6: Domaine de simulation pour la modélisation des transferts hydriques et de solutés Figure 4.7 : Estimation de la masse volumique apparente avec le carottier, le tube et le grand cylindre pour les différentes campagnes de prélèvement, dans le traitement DVB. Les barres horizontales représentent les intervalles de confiance de masse volumique apparente obtenus à partir de 5 profils de prélèvements réalisés avec le carottier, et les 3 répétitions réalisées avec Figure 4.8: Masse volumique apparente mesurée avec le grand cylindre dans l'ensemble du profil pour les différents traitements. Les barres horizontales représentent \pm écart-type. Les mesures en double correspondent profondeurs des mesures échantillonnées (toits inférieur et Figure 4.9 : Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique mesurées avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique dans la couche labourée (LA), pour l'ensemble des traitements. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau Figure 4.10: Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement DVB: (a) dans l'horizon E ; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à Figure 4.11 : Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement OMR: (a) dans l'horizon E; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à

partir de 6 profils gravimétriques (réalisés dans le traitement DVB dans le cas du suivi Br et Figure 4.12 : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement DVB en fonction de la profondeur pendant la période nue (octobre 07- avril 08), après étalonnage des mesures TDR. T0, correspond au jour d'épandage de bromure ; T1, T2, T3 et T4 correspondent aux différentes campagnes de prélèvements réalisées lors du suivi du Figure 4.13: Evolution de la teneur en eau volumique en fonction de la profondeur pour l'ensemble des traitements, (a) avant l'étalonnage et (b) après l'étalonnage (le 29/01/2008). Figure 4.14: Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement DVB en fonction de la profondeur pendant la période cultivée (mai-septembre Figure 4.15 : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour les traitements OMR (a) et (b), FUM (c) et (d), BIO (e) et (f), TEM (g) et (h), pendant la Figure 4.16 : Relation $\boldsymbol{\theta}$ (h) de l'horizon travaillé LA avant et après le semis du maïs, avant étalonnage (a), et après étalonnage (b) des données TDR pour le traitement DVB......106 Figure 4.17 : Relation θ (h) de l'ensemble du profil de sol pour les différents traitements, après étalonnage des données TDR. Les couleurs représentent les mêmes niveaux de profondeur (mais pas forcément les mêmes horizons)......108 Figure 4.18 : Relation θ (h) pour chaque niveau instrumenté des différents traitements. 109 Figure 4.19: Relations $\theta(h)$ de l'ensemble des traitements pour (a) l'horizon BT et (b) Figure 4.20 : Evolution de la teneur en eau volumique au cours du temps dans l'horizon LA Figure 4.21: Relations $\theta(h)$ obtenues en laboratoire et in situ pour les horizons LA des Figure 4.22 : Relations θ (h) obtenues en laboratoire et *in situ* pour les horizons E (a), BT IC Figure 4. 23 : Ajustements selon le modèle de van Genuchten - Mualem des relations $\theta(h)$ obtenues avec la méthode laboratoire pour les horizons (a) LA (Δ ,T, interbande), (b) E, (c) Figure 4.24 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20 cm (a, b) ; l'horizon E à 40 cm (c, d) ; et l'horizon BT à 60 cm (e, f) en utilisant les paramètres estimés à partir des mesures indépendantes (Tab.4.2) (scénario 1). Figure 4.25 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20 cm (a, b); l'horizon E à 40 cm (c, d) et l'horizon BT à 60 cm (e, f) en Figure 4.26 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20 cm (a, b) ; l'horizon BT à 60 cm (c ,d) et l'horizon BT à 80 cm (e, f) Figure 4.27 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20cm (a, b); l'horizon BT à 60 cm (c, d) et l'horizon BT à 80 cm (e, f);

Figure 5.1 : (a) Zone d'épandage du traceur, avec la disposition des coupelles pour le contrôle de l'homogénéité de l'apport; (b) protocole de suivi du traceur : les 5 campagnes de Figure 5.2 : (a) disposition des coupelles ; (b) et (c) épandage de la solution de bromure avec le pulvérisateur ; (d) flaques d'eau formées lors de la pulvérisation de la solution de bromure Figure 5.3 : (a) le carottier pneumatique (Geonor); (b) prélèvement des échantillons ; (c) échantillonnage avec le carottier pneumatique; (d) tube cylindrique de prélèvement; (e) prélèvement à la tarière traditionnelle ; (f) sol prélevé avec le carottier et (g) sol prélevé avec Figure 5.4 : Evolution au cours du temps de l'infiltration nette cumulée, et du bilan hydrique climatique hebdomadaire. Les points représentent les campagnes de prélèvement. Figure 5.5: Profils de concentration de bromure dans la phase liquide du traitement DVB. 143 Figure 5.6 : Profondeur du pic de Br - pour les différents traitements et campagnes de prélèvements (T1, T2, T3, T4, T5). Les barres verticales correspondent aux écarts-types des profondeurs du pic obtenus à partir des 6 répétitions réalisées dans le traitement DVB...... 145 Figure 5.7 : Evolution de l'étalement du pic de Br Var_z (cm²) avec le déplacement du pic Z₁ Figure 5.8 : Dispersivités (λ) des profils de sol calculés avec CXTFIT pour le traitement DVB et les différents dates de prélèvement. λ a été calculé en faisant la moyenne des dispersivités obtenus à partir des 6 sondages, et en ajustant le modèle CDE au profil de Br⁻ obtenu en faisant la moyenne des 6 sondages. La vitesse de l'eau dans les pores correspond à la Figure 5.9: Simulation du transfert de Br pour le traitement DVB avec HYDRUS-1D en utilisant la valeur moyenne des dipersivités calculées à partir des différentes dates de prélèvements. Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages Figure 5.10 : Simulation du transfert de Br pour le traitement DVB avec HYDRUS-1D en augmentant la dispersivité avec la profondeur. Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages (Scénario 2).150 Figure 5.11: Simulation du transfert de Br pour le traitement DVB avec HYDRUS-1D en réajustant les paramètres θ_s et K_s avec les mesures de bromure obtenus pour le traitement DVB. Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages (Scénario

 Figure 7.1 : Localisation des prélèvements de sol pour le suivi de l'azote minéral dans le dispositif expérimental.
 174

 Figure 7.2: Description du modèle PASTIS (d'après Findeling, 2001)
 176

 Figure 7.3 : Comparaison des évolutions de la teneur en eau volumique (a) et (c) et du potentiel matriciel (b) et (d) simulé avec les modèles HYDRUS-1D et PASTIS, pour l'horizon LA, à 20 cm (a) et (b) et l'horizon éluvial, à 40 cm (c) et (d), du traitement DVB. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D.
 179

 Figure 7.4 : Comparaison de la concentration de bromure dans le profil simulée avec PASTIS et HYDRUS-1D (a) avec les valeurs de dispersivité utilisées dans HYDRUS-1D et (b) avec les valeurs de dispersivité calées pour PASTIS. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D et (b) avec les valeurs de dispersivité utilisées dans HYDRUS-1D et (b) avec les valeurs de dispersivité calées pour PASTIS. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D et (b) avec les valeurs de dispersivité calées pour PASTIS. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D et (b) avec les valeurs de dispersivité calées pour PASTIS. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D.

 180
 Figure 7.5 : Comparaison des températures du sol simulées et mesurées dans le traitement DVB à 5 cm (a) et 40 cm de profondeur (b).
 181

 Figure 7.6 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement DVB.

Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils. Figure 7.7 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement FUM. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils. Figure 7.8 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement BIO. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils. .. 186 Figure 7.9 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement TEM. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils. Figure 7.10 : Evolution de teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement OMR. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils. Figure 7.11 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement OMR, avec les deux scénarios : (i) 1^{er} scénario Kmz = 0 et (ii) 2^{em} scénario Kmz = 350 Figure 7.12 : Cinétiques de minéralisation du carbone (C_CO₂ total) simulées dans le profil Figure 7.13 : Cinétiques de minéralisation du carbone total (C CO₂ total) après apport de PRO en 2007 (a) en g.m $^{-2}$ de sol, (b) du carbone des PRO (C_CO₂) en % du carbone contenu Figure 7.14: Cinétiques de minéralisation nette (a) de l'azote organique total du sol (HOM et PRO) simulées avec PASTIS pour les différents traitements et (b et c) de l'azote organique

CHAPITRE 1 : Introduction

1.1 Contexte de l'étude

La population mondiale continuera à augmenter d'ici 2050 pour atteindre 8 milliards d'habitants (UN, 2004). La production de nourriture devra doubler pour assurer les besoins alimentaires de cette population; la production de déchets et d'effluents quadruplera dans les villes. En France, les statistiques montrent que la production des ordures ménagères a doublé ces derniers 40 ans, à cause de la croissance de la population et du changement de mode vie, des habitudes et de la consommation. Les méthodes de traitement des ordures ménagères diffèrent sensiblement entre les états membres de la communauté européenne. En 2007, selon EUROSTAT- l'office statistique des communes européennes, 42 % des déchets municipaux traités ont été mis en décharge, 20 % incinérés, 22 % recyclés et 16 % compostés (ADEME, 2009). La gestion des déchets représente aujourd'hui un véritable enjeu tant financier, en raison de l'augmentation croissante des coûts de gestion des déchets, qu'environnemental, lié d'une part au risque d'insuffisance d'exutoires de traitement à moyen terme et au renforcement des réglementations relatives à la protection de la santé et de l'environnement (Normes NFU 44 095 et NFU 44 051), et d'autre part au gaspillage des matières premières. Une approche pragmatique, bien que partielle, de cette problématique consiste à favoriser le recyclage d'une partie des rejets urbains en agriculture selon des méthodes et des normes acceptables. La moitié des déchets urbains sont des composés biodégradables (IFEN, 2002). Ils peuvent être répartis en cinq catégories : (i) déchets verts (ensemble de déchets végétaux issus des jardins publics ou privés) ; (ii) ordures ménagères (ensemble des déchets ménagers produits par les collectivités ne pratiquant pas la collecte sélective); (iii) ordures ménagères résiduelles (fraction résiduelle des déchets ménagers obtenue après séparation des papiers, cartons, verres et emballages collectés séparément); (iv) fraction fermentescible (putrescible) des ordures ménagères (biodéchets); (v) boues de stations d'épuration urbaines. Ces déchets constituent un gisement de matière organique fraîche qui peut être apportée au sol où elle sera transformée en humus. Le traitement biologique par compostage des déchets urbains organiques et la valorisation des composts en agriculture ont une double fonction : (i) le recyclage de la fraction organique de ces déchets via leur valorisation (demande du Grenelle de l'Environnement) ; (ii) l'amélioration de la fertilité du sol à long terme (projet de directive cadre sur les sols au niveau européen). La limite principale de cette technique réside pour l'instant dans la qualité de ces produits et les risques liés aux excédents de nutriments : l'excès d'apport nutritif aux cultures entraîne parfois des dysfonctionnements dans les milieux aquatiques dus à l'accroissement des formes solubles de l'azote et de phosphore (Farrell and Jones, 2009). L'utilisation des composts en agriculture est aussi limitée du fait des éléments indésirables qu'ils peuvent éventuellement contenir, essentiellement des métaux, des polluants organiques et des micro-organismes pathogènes, qui peuvent affecter directement les cultures, les animaux et les hommes, ou migrer vers les eaux souterraines ou superficielles. Cependant, l'azote, l'élément nutritif le plus important pour la croissance des cultures et les niveaux de rendement, est le plus difficile à gérer en fertilisation. Autant les doses optimales d'azote peuvent simuler la croissance et la productivité des cultures, autant son excès peut conduire à des baisses de rendement, à la diminution de la qualité des récoltes, et à des transferts d'azote du sol vers les eaux souterraines ou vers l'air. Toutefois, l'azote des composts se trouve principalement sous forme organique et doit être minéralisé par les microorganismes du sol afin de devenir par la suite disponible pour les plantes pendant la saison de croissance. Il n'est pas facile de savoir combien d'azote du sol sera minéralisé et à quel moment. Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de considérer et d'intégrer beaucoup de facteurs, tels les cultures de la rotation, les modes de fertilisation, les techniques culturales, la teneur en matière organique du sol, les résidus organiques apportés et la date d'application (Amlinger et al., 2003). Pour cela, un travail a été mené afin de décrire la dynamique de minéralisation de l'azote des composts dans le sol et de faire un bilan des flux d'azote selon le type d'amendement organique apporté au sol.

1.2 Le programme Qualiagro

Le programme Qualiagro (programme de recherche associant l'INRA et Veolia Environnement) a été lancé en 1998 afin d'évaluer l'impact agronomique et environnemental de l'épandage de différents types de composts. Ce programme comprend 3 axes principaux :

- la caractérisation des composts en termes de composition en matière organique, éléments traces métalliques (ETM) et polluants organiques.
- l'estimation de la valeur agronomique des composts, en caractérisant leur valeur fertilisante azotée et phosphatée.
- la caractérisation des impacts environnementaux des composts.

Depuis la mise en place du dispositif, un ensemble d'études abordant ces 3 axes ont été réalisées. Annabi et al. (2007) ont trouvé un effet positif des composts sur l'amélioration de la stabilité des agrégats, dépendant de la maturité du compost et de l'intensité de la pluie. Schneider et al. (2009) ont trouvé que les inter-bandes de labour, zones de l'horizon labouré contenant les déchets organiques et la paille fraîchement enfouis, ont une conductivité hydraulique à des potentiels compris entre -12 hPa et -0,5 hPa, plus faible dans les parcelles qui ont reçu du compost que dans celles qui n'en ont pas reçu. Cet effet disparaît 6 mois après le labour. Houot et al. (2007) ont trouvé que les apports répétés de composts apportent de fortes quantités d'azote organique dont la dynamique de minéralisation au champ est mal connue. L'étude que j'ai réalisée se place dans la continuité de ces travaux. Son contexte et ses objectifs sont détaillés dans les paragraphes qui suivent.

1.3 Objectifs de la thèse

Mon travail aborde la problématique de la pollution par les nitrates, en étudiant le bilan azoté suite à l'apport répété de composts, afin d'établir un plan prévisionnel permettant à terme la maîtrise des conditions et l'optimisation des périodes d'épandage des composts. Ce travail se concentre sur la description des mécanismes spécifiques gouvernant les flux hydrique et azoté, suite à l'apport répété des composts. On peut le résumer en 3 objectifs :

- 1. Décrire et simuler le fonctionnement hydrique du sol soumis à des apports de compost.
- 2. Décrire et simuler la dynamique de minéralisation de l'azote des composts dans le sol.
- 3. Intégrer les résultats des deux premiers points au sein d'un modèle agronomique mécaniste (PASTIS) afin de décrire les bilans hydriques et azotés dans le système solplante-atmosphère. Ce qui va nous permettre par la suite d'estimer la quantité d'azote perdu par lixiviation, pour les différents types de composts apportés.

1.4 Site de l'étude

1.4.1 Contexte géomorphologique et géologique

Le site d'étude est situé sur le plateau des Alluets-le-roi, un plateau sédimentaire constitutif des assises tertiaires du Bassin Parisien, situé dans le prolongement de la plaine de Versailles à une vingtaine de kilomètres à l'ouest de Paris dans le département des Yvelines. La parcelle est située sur une pente globalement faible, < 1%, orientée Nord-Nord Est. La structure géologique de ce plateau s'insère dans celle du Bassin Parisien. Celui-ci est caractérisé par une structure en auréoles sédimentaires concentriques (Fig. 1.1), s'étageant du début du Mézozoïque (Trias) au Cénozoïque (Miocène) et s'appuyant sur des massifs anciens (Mégnien, 1980). Durant le Mézozoïque (de -230 à -65 millions d'années), l'ensemble du Bassin parisien a été régulièrement recouvert et découvert par la mer (phénomènes de transgression et régression marines). Le Cénozoïque (de -65 à -20 millions d'années) est caractérisé par des dépôts marins et continentaux très imbriqués et classés de manière simplifiée (Fig. 1.2). A la fin du Rupélien, la mer se retire définitivement du Bassin Parisien laissant place au dépôt de formations lagunaires et lacustres, qui sont les calcaires d'Etampes et de Beauce (Ménillet, 1974).



Figure 1.1: Coupe schématique du Bassin Parisien entre le Massif Armoricain et la plaine d'Alsace d'après Cavelier et al. (1979)

Profondeur	Formation	Lithologie	Lithologie	Stratigraphie			
2.20 -	Limon des Plateaux		Limon sableux brun à marron clair, à	Quaternaire	- 20Ma		
	Sables de Lozère		débris de meulière	Mincène inférieur	-201via	Miocène	
. 13.00 \		- • - •	silicifié blanchâtre à jaunâtre		No .	I	acuna da códimontation
· 14.50 -			Grès fin rouille à ocre		🔽 -zsivia 🗲		
	Sables et Grès de Fontainebleau		Sable fin à très fin argileux, ocre orangé, légèrement micacé			Oligocène	
38.49 -	-		Argile très sableuse marron gris	Runélien	- M	engeeene	
		2010101010101	👔 Marne gris clair à gris bleu très 💦	rupenen			
	/ Argiles à corbules		sableuse, coquilliière	d			
62.20	/ d'lle-de-France		Calcaire (mudstone) gris verdätre		💋 - 28Mal		
53.20	Marnes à huîtres		Argile calcaire gris bleu	1 t			Inondation
. 55.00 -	Argile verte	~-~-~-	légèrement delemitique				
· 65.00 \	🖉 Marnes 🛛	-~-~-	Alternance de marne (marnes et				
. 65.60 .	supragypseuses	<u> </u>	masses du gypse) calcaire gréseux	f			Surface de transgraceion
· 66.50 1	/ Marnes et masses du 🛝	NNNN	aris et de calcaire dolomitique		ີ 📕 -33 7Ma ີ	•	Sunace de transgression
· /1.50 -	gypse	LARAA	silicifié grisâtre (mudstone)	Priabonien			_
. 75.00 -	Calcaire de	ANAN	/ Calcaire (mudstone) beige et marne		-		
· 79.80 -	Champigny	1222	blanchâtre à beige	Marinégian	- 🗖		
· 83.20 -	L Calcaire de		Calcaire sableux, légèrement verdâtre	Auversion	- 🚍	É	
· 85.90 /	Sahles		et vacuolaire. Glauconie			Locene	
	d'Auvers-Beauchamn		Marne dolomitique blanchâtre à beige	Lutátion cunáriour		•	
	sl		et calcaire dolomitique (mudstone)	Lutetien supeneur			
. 99.00 -	Marnes et caillasses		beige, blanchätre ou creme,		- 💻 🛛		
	lutétiennes /		Vacuolaire	1			
	Calcaire grossier s.l.		Calcaire (grainstone) a miliolides,	Lutétien	∣ 🔳 🔰 🚽		
112.00	d'Ile-de-France		Cologico coblevia (coble graceier)				Discordanco
112.00	Glauconie grossière		calcaire sabieux (sabie grossier)	Lutétien inférieur	53Ma		Discoluance
113.20	Fausses Glaises du		Arnile silto-sableuse gris foncé à		- Joivia		
· 120.60 -	Vexin		intercalations coguillières légèrement	Snamacien	-	Paláacàn	^
	Argile plastique		ligniteuses	opundoion		Faleocen	e
129 30 -	7 agrie praoridae		Argile bariolée	Danian à			
123.30	Calcaire de Meudon		Calcaire saccharoïde blanc à miel	Danien a Sólondion	-65Ma /		
134.00 -		N+N+N+		- Selaliuleli	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·		Alteration
		+~+~+~					
		n+n+n+					
		+++++++	Craie blanche à silex blonds	Coniacien a			
		atatat		Campanien			
		+~+~+~					
100.00		w+w+w+					
160.00							

Figure 1.2: Log géologique décrit à 4,4 km du site d'étude sur le plateau des Alluets-le-Roi (Source internet: <u>http://ficheinfoterre.brgm.fr/InfoterreFiche/ficheBss.action?id=01822X0034/PL0054</u>) (vérifiée en Février 2010)

Puis, au Miocène, une altération et une silicification très importante et incomplète des calcaires de Beauce et d'Etampes contribue à la formation à d'argiles bariolées sableuses (argiles à meulières) associées à des calcaires silicifiés blanchâtres à jaunâtres (Ménillet, 1974; Crahet, 1981). L'ensemble des formations des calcaires de Beauce, d'Etampes et d'argile à meulière de Beauce ou de Montmorency est le plus souvent réuni dans la littérature sous la dénomination « calcaires Oligo-Miocène » ou « calcaires de Beauce » (Mégnien et al., 1970 ; Mercier, 1981 ; Bariteau, 1996). Après l'assèchement des lacs, une fine épaisseur de dépôt détritique fluviatile, les « sables de Lozère », mélange de sables quartzeux grossiers et d'argiles, recouvrent les calcaires de Beauce. Durant le Pléistocène, les couches sédimentaires du Cénozoïque ont été recouvertes par des limons d'origine éolienne (lœss). Cette formation superficielle meuble, appelée communément « limon des plateaux », s'est déposée en plusieurs étapes, lors des périodes froides du Pléistocène. Sur notre parcelle d'étude, cette couverture lœssique, recouvrant les formations d'argiles à meulières, est d'une épaisseur inférieure à 4 m (Lautridou, 1985; Michelin, 2001) et correspond à la roche mère du sol. La transition entre la formation d'argiles meulières et le loess sus-jacent est difficile à déterminer avec précision à cause des phénomènes de cryoturbation et la présence d'un paléo-réseau hydrographique.

1.4.2 Contexte hydrogéologique

Les unités lithostratigraphiques empilées constituent des niveaux aquifères semi-perméables suivant leur nature lithologique et leur perméabilité. Rechargés au niveau de leurs affleurements, les niveaux aquifères sont séparés par des niveaux semi-perméables, qui permettent une connexion hydraulique entre les différentes couches, facilitée par des discontinuités stratigraphiques ou structurales. Il s'agit donc d'aquifères complexes ou multicouches. Les discontinuités de sédimentation (variations latérales de faciès, lacunes de dépôts, discordances) et les accidents tectoniques (paléoreliefs, failles) impliquent des transferts d'eau et de pression entre les aquifères (Gomez, 2002). Les trois principaux aquifères du bassin (Fig. 1.3) couramment exploités par des captages, sont de bas en haut ceux de la craie, de l'Eocène et l'Oligocène (Viavattene, 2006).



Figure 1.3 : Carte hydrogéologique de la nappe de l'Oligocène dans les environs de la parcelle réseau hydrographique, « carte au 1/50000 » (Nicole, 2003).

L'aquifère de l'Oligocène, plus communément appelé « nappe de la Beauce », est l'une des plus grandes réserves d'eau souterraine en France, essentiellement alimentée par les eaux de pluie et fortement exploitée. L'essentiel de la recharge est effectué via les plateaux formés par les calcaires de Beauce et/ou l'argile à meulières de Montmorency, majoritairement cultivés, avec une infiltration moyenne annuelle estimée à 80 mm/an (André et Roussel, 1978). Son importance et sa vulnérabilité ont motivé la mise en place d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) spécifique, géré par les agences de l'eau des bassins de la Loire et de Seine Normandie (Viavattene, 2006). Différents auteurs signalent l'existence de nappes perchées locales, détachées de la nappe principale, et qui s'écoulent de part et d'autre des plateaux (Mégnien et al., 1970 ; André et Roussel, 1978 ; Bariteau, 1996, Nicole, 2003). L'aquifère multicouche de l'Eocène siège dans les formations calcaires sableuses (Priabonien, Marinésien, Auversien), cloisonnées par plusieurs types de marnes. C'est une des nappes les plus exploitées d'Ile-de-France. Le réservoir de la nappe du Champigny est de type calcaire

fissuré, avec de nombreuses évolutions karstiques. La couche imperméable des marnes gypseuses et des marnes vertes constituant le toit l'isole des aquifères sus-jacents. L'aquifère de la craie est hétérogène, à structure complexe, et couvre une surface d'environ 110 000 Km² dont 70 000 Km² sont à l'affleurement : l'existence de cet aquifère est liée seulement à sa fissuration, qui se développe essentiellement lorsque la craie est affleurante ou lorsque la craie est recouverte de terrains perméables. Ses ressources sont estimées à 12.10⁹ milliards de m³ par an, en grande partie stockée dans sa partie affleurante (Gomez, 2002).



1.4.3 Contexte pédologique

Figure 1.4 : La carte de répartition des types de sol rencontrés dans la plaine de Versailles.

La distribution des sols et leurs propriétés physiques sont conditionnées par la lithologie du bassin versant, mais aussi par l'existence d'une formation superficielle meuble constituée d'une série de dépôts limoneux (Jamagne, 1973 ; Guerrini et al., 1998), ayant connu chacun une phase de pédogenèse. Il s'y développe des sols lessivés à hydromorphie temporaire (Fig. 1.4). L'épaisseur modérée des limons et les héritages liés à l'évolution géomorphologique introduisent une diversité texturale (limoneux à argilo limoneux), en étroite relation avec leur topographie.

L'évolution temporelle du lœss dépend des conditions du milieu où il se trouve, c'est-à-dire (i) de la nature du substrat géologique : la présence de substrats argileux peu perméables comme les argiles à meulière ralentissent considérablement le drainage vertical naturel des sols et génèrent plus rapidement des sols beaucoup plus engorgés (Luvisols-Rédoxisols) ; (ii) du climat, qui définit les possibilités d'altération du substrat, les transferts de matières, mais aussi le type et l'intensité de l'activité biologique ; (iii) de la végétation et des organismes vivants, qui apportent et transforment les matières organiques ; (iv) du relief, qui détermine les possibilités d'approfondissement du sol, et (v) du temps (par ex. plus l'âge du dépôt limoneux est grand, plus le sol est avancé dans son évolution vers les Luvisols Dégradés). Partant du loess calcaire, les processus de pédogenèse l'amèneront successivement à des stades de plus en plus évolués : Calcosol ou Calcisol, Brunisol, Luvisol, Luvisol-Redoxisol (Fig. 1.5) (Jamagne et Bégon, 1984).



Figure 1.5: Evolution temporelle du lœss (Baize, 2008)

1.4.4 Contexte climatique



Figure 1.6: Diagramme ombro-thermique de Grignon (1989-2009)

Le climat de la zone d'étude est de type tempéré atlantique, caractérisé par des hivers et des étés doux. La pluviométrie est bien répartie au cours de l'année (Fig. 1.6), du fait de l'apport relativement constant d'humidité par les vents d'Ouest issus de l'Océan Atlantique. Une station météorologique a été mise en place, à 400 m du site expérimental dans le ferme des Beurreries, afin d'assurer le suivi permanent des différentes variables climatiques utilisées notamment pour le calcul de l'évaporation potentielle et pour recueillir l'eau de la pluie pour les analyses de contenus en éléments traces métalliques. Cette station métérologique (Campbell Scientific, France) comprend un anémomètre (A100R), une girouette (W200P), un pluviomètre à auget basculeur (ARG 100), un pyranomètre (CMP3), et un hygro-thermomètre (HMP45C). Le vent, l'humidité et la température de l'air sont mesurées à 2 mètres du sol. Tous les instruments sont reliés à une centrale d'acquisition de donnés (CR10X), avec une fréquence de la mesure horaire. Les températures moyennes mensuelles vont de 4,4 °C en janvier à 18,5 °C en juillet, avec une moyenne annuelle de 10,9 °C. Les précipitations annuelles sont modérées entre 550 et 800 mm en moyenne, avec une évaporation potentielle importante, de 900 mm/an en moyenne (Fig. 1.7). L'estimation de l'évaporation potentielle (EPref) a été faite à l'aide de l'équation de Penman (1948). La somme des précipitations durant notre période de suivi expérimental, entre novembre 2007 et octobre 2008, est égale à 586 mm. La pluviométrie est tributaire d'orages parfois violents qui ont lieu en automne et au printemps. Une lame d'eau de pluie de 36 mm en une journée a eu lieu le 27/05/08.



Figure 1.7 : Evolutions des précipitations et de l'évapotranspiration potentielle annuelle entre 2003 et 2009.

1.4.5 Contexte agronomique

L'agriculture du Bassin de la Seine est une des plus productives du territoire nationale, avec 34 % de la production française de céréales, 17% du cheptel bovin. On estime que 60 % de la surface du bassin hydrologique est consacrée à l'agriculture. Cette agriculture est très régionalisée, avec des départements « périphériques » dominés par des activités d'élevage et une partie centrale spécialisée dans les grandes cultures. La carte représentant les surplus d'azote au sol montre une forte pression polluante en nitrate à l'échelle du bassin de la Seine (Fig. 1.8). L'agriculture intensive dans cette région joue un rôle important dans la pollution en nitrate du milieu aquatique. On estime que 65 % des surplus azotés sont entraînés vers les nappes et les rivières, à l'échelle du Bassin de la Seine (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2004). L'agriculture conditionne amplement le cycle des ressources naturelles, la biodiversité et le paysage. Les formes les plus intensives de l'agriculture peuvent altérer la qualité de la ressource en eau par un excès de fertilisants. La hiérarchisation des sources de pollution confirme la part importante de l'agriculture dans les quantités de nitrates rejoignant le milieu

aquatique (AESN, 2004). Une des méthodes de limitation des risques de lixiviation de l'azote est d'optimiser la gestion des intrants azotés.



Figure 1.8 : Surplus d'azote en kg/ha dans le Bassin de la Seine (Agence de l'eau Seine-Normandie, 2004)

1.4.6 Présentation du dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est situé sur la commune de Feucherolles. Trois types de composts d'origine urbaine (Tab. 1.2) sont étudiés sur ce site :

- un compost issu d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages propres et secs papiers (cartons, verres et emballages) (OMR),

- un compost issu de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectée sélectivement (déchets de cuisine, fleurs) (BIO),

- un compost issu d'un mélange de déchets verts et de boues de station d'épuration (DVB).

Ces 3 composts seront comparés à un fumier de bovins (FUM). L'ensemble appartient à la famille des produits résiduaires organiques et seront désignés par le terme « PRO ».

Les trois composts et le fumier sont apportés sur le chaume de blé, tous les deux ans (1998, 2000, 2002, 2004, 2006) avec un épandage supplémentaire en 2007, à une dose d'environ 4 tonnes de C organique/ hectare (Tab. 1.3). Les effets de ces PRO sont comparés à un témoin sans apport d'amendement organique (TEM). Le lendemain de l'épandage, un déchaumage de la parcelle est pratiqué afin d'enfouir les produits épandus et limiter la volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac (NH₃), ou d'oxyde nitreux (N₂O). Le dispositif, d'une superficie de 6 hectares, est divisé en 4 blocs de 10 parcelles (Fig. 1.9) et coupé en deux moitiés, dont une

seule reçoit une fertilisation azotée minérale. Cette fertilisation azotée accompagne l'amendement organique dans la pratique agricole courante. Chaque moitié fait un split plot à 4 répétitions des 4 produits résiduaires organiques et du témoin. Le dispositif est cultivé selon une rotation maïs-blé (blé : variété isengran ; maïs : variété anjou 285). En 2006, une orge de printemps (Siberia) remplace le maïs suite à une alerte à la chrysomèle. L'itinéraire technique de l'année 2007-2008 est représenté dans la figure 1.10. Le témoin du sous-essai avec fertilisation azotée complémentaire est le seul traitement qui a reçu 108 kg d'azote minéral par hectare.



Figure 1.9 : Plan du dispositif au champ à Feucherolles. Localisation des fosses pédologiques réalisées depuis l'installation du dispositif expérimental.

1.4.6.1 Description du sol du site d'étude

Avant le premier apport de compost, en octobre 1998, une caractérisation du sol du site expérimental, à partir de 40 sondages à la tarière et de trois fosses, a été faite. Globalement, l'ensemble du site correspond à un sol limoneux décarbonaté lessivé, un LUVISOL-REDOXISOL dégradé de lœss (Baize et Girard, 1995, Fig. 1.5). Les calculs d'IDT (indice de différentiation texturale) pour les 3 profils sont égaux à 2,1. Trois fosses ont été ouvertes sur 1,8 m de profondeur (Fig. 1.9). Le profil pédologique observé présente 6 horizons (Tab. 1.1) :

- L'horizon labouré « LA » de 0 à 35 cm, appauvri en argile avec une texture de limon moyen ;
- l'horizon d'éluviation « E » entre 35 et 50 cm, texture limono-argileuse ;
- l'horizon d'accumulation d'argile « BT » parfois dégradé « BTg » de 50 à 90 cm, de texture argilo-limoneuse ;
- l'horizon « BT IC » de 90 à 140 cm, un horizon de transition entre le BT et l'horizon non structuré sous-jacent, de texture limono-argileuse ;
- l'horizon de limon décarbonaté « IC » de 140 à 160 cm ;
- l'horizon de limon lœssique « IIC » de 160 cm à > 200 cm.



Figure 1.10: Itinéraire technique de l'année de 2007-2008

Tableau 1.1 : Caractéristiques physico-chimiques du profil de sol du dispositif expérimental ; moyenne et écarttype de 40 parcelles pour l'horizon de surface ; moyenne et écart-type de 3 fosses ouvertes en 1998 pour les horizons sous-jacents.

	LA (0-35cm)	E (35-50)	BT (50-90)	BT IC (90-140)	IC (140-160)	IIC (160 > 200)
Argile(g.kg ⁻¹)	152 (12)	219 (18)	311(18)	272 (23)	238 (22)	226 (23)
Limon (g.kg ⁻¹)	787 (20)	724 (24)	646 (18)	702(26)	722(45)	679 (38)
Sable (g.kg ⁻¹)	62(14)	58 (11)	43 (7)	26 (6)	41 (22)	95 (23)
C organique (g.kg ⁻¹)	9,7 (0,7)	3,7 (0,3)	2,3 (0,3)	1,5 (0,2)	1,6 (0,1)	1,3 (0,5)
N totale (g.kg ⁻¹)	1 (0,1)	0,5 (0)	0,4 (0)	0,3 (0)	0,3 (0)	0,2 (0)
Slaking index	2,4					
pH (H ₂ O)	7,1 (0,4)	7,3 (0,2)	7,5 (0,3)	7,6 (0,3)	7,6 (0,3)	8,4 (0,1)
CEC (cmol ⁺ /kg)	9,4 (0,6)	9,2 (0,6)	14,9 (1)	14,4 (0,7)	13,9 (1,5)	15,2 (1,5)

Le sol représente les mêmes caractéristiques aux trois points d'observations. La principale différence entre les 3 profils de sol est la profondeur du limon décarbonaté. Cette profondeur varie entre 140 cm et 170 cm pour les 3 fosses. En 2001, une étude de l'organisation géopédologique a été faite, le long de la bordure sud ouest du dispositif expérimental sur une superficie de 0,5 ha (Nicole, 2003). Le choix de cette zone d'étude a été fait de manière à explorer des profils situés en différentes situations géomorphologiques, incluant deux dépressions micro-topographiques (Fig. 1.9). Ces dépressions, marquées par une pente de l'ordre de 1 %, correspondant à une microtopographie locale au sein de cette zone d'étude, ne sont pas rencontrées ailleurs dans la zone du dispositif expérimental. Quatre fosses ont été étudiées dont deux sont situés en dépression micro-topographique et les deux autres sont situées en haut et à mi-pente de la microtopographie. Une évolution pédologique plus avancée, marquée par un lessivage plus intense avec présence de glosses, a été observée au sein des fosses situées en dépressions microtopographiques (Nicole et al., 2003). En avril 2004, 5 fosses pédologiques (Fig. 1.9) ont été ouvertes jusqu'à 1,6 m de profondeur afin de caractériser le sol et de l'équiper avec des outils de suivi hydrique. Ces fosses sont localisées dans 5 parcelles correspondant aux différents traitements. Les 5 profils sont comparables avec une différence dans la profondeur d'apparition et l'épaisseur des horizons profonds (Fig. 1.11; annexe 1).



Figure 1.11: Représentation synthétique des 5 profils pédologiques observés en avril 2005.

1.4.7 Description des composts étudiés

Les composts étudiés sur le dispositif sont 3 composts industriels provenant de différentes plateformes et représentatifs des composts d'origine urbaine classiquement réalisés en France. Le fumier de bovins (fumier de vaches laitières) provient de la ferme de Grignon, située non loin du site expérimental. La caractérisation initiale, en % de la masse brute, des composts est présentée dans le tableau 1.2. Cette composition, pour chaque type de compost, est respectée pour l'ensemble des campagnes d'épandages. Toutefois, pour chaque type de compost, la plateforme de compostage change parfois et par la suite la procédé de fabrication. Le compost OMR provient de Murianette (en 1998, 2000, 2002 et 2004) et de Lantic (en 2006 et 2007) ; le compost BIO provient de Cergy (en 1998), Sin le Noble (en 2000), Marbache (en 2002, 2004 et 2006), et de Lorient en 2007 ; et le compost DVB provient de Nantes (en 1998 et 2000) et de Cernay (en 2002, 2004, 2006 et 2007). La quantité de fumier et de chaque type de composts à apporter a été calculée à partir du taux de carbone organique de chaque PRO pour un objectif visé de 4 tonnes de carbone organique/ha afin de faciliter la comparaison entre traitements. En terme de carbone organique apporté, cette dose correspond à 1,5 fois ce qu'amènent habituellement les agriculteurs. En terme d'azote organique, la quantité apportée correspond à 1.3 et 2 fois la dose limite fixée dans notre zone de travail (170 kg N organique ha⁻¹). En effet, le site expérimental se situe en zone vulnérable, où la qualité des eaux est soumise à diverses pressions, en particulier la pollution azotée. Le but de la quantité apportée sur le site de Feucherolles est de favoriser les évolutions du carbone organique du sol et la disponibilité de l'azote pour la plante tout en évaluant les conséquences agronomiques et environnementales de ces épandages.

Nom du compost	Composition du compost	Affinage (mm)	Age du compost (semaines)
DVB	40% déchets verts, 20 % boues d'épuration, 20 % palettes broyées, 20 % refus de crible	20	18
OMR	17 % déchets verts, 25 % déchets cuisines, 25 % papiers, 14 % verres, 6 % plastiques, 1 % métaux, 12 % autres matériels	30	4
BIO	33 % déchets verts, 66 % déchets cuisines		13

Tableau 1.2 : Description des composts épandus en 2007.
Tableau 1.3: Caractéristiques]	physico-chimiques	des produits	épandus. (Ces caractéristiques	ont été	représentées en	valeurs	moyennes po	ur les 5	premières	campagnes
d'épandage. Les valeurs entre pa	arenthèses représent	ent les écarts	types des r	nesures.							

	DVB		OMR		BIO		FUM	
		Γ		Γ		Γ		
	Moyenne	Campagne	Moyenne	Campagne	Moyenne	Campagne	Moyenne	Campagne
DVB	1998 à	2007	1998 à	2007	1998 à	2007	1998 à	2007
	2006		2006		2006		2006	
Dose MS (t /ha)	16,8 (3,4)	16,6 (2,9)	12,7 (3,5)	10,5 (2,3)	21,1 (4,2)	16,2 (5,1)	13,7 (3,3)	13,3 (2,8)
MO par calcination %	47,2 (6,1)	42,3 (1,9)	55,5	50,5 (14,7)	32,8 (5,2)	59,5 (13,5)	58,3 (9,7)	67,4 (0,3)
MS			(11,6))					
Composition biochimiq	ue : Méthode	e de Van Soest ('	% MO)					
Soluble	43,5 (8,6)	56,5 (5,5)	44,8 (7,5)	31,1 (1,5)	43,6 (8,4)	48,5 (2,1)	38,9 (6,6)	40,2 (1,1)
Hémicellulose	5,4 (2,3)	3,8 (4,9)	6,4 (2,5)	6,4 (0,8)	4,7 (2,8)	1,6 (1,3)	11,6 (3)	13,8 (1,2)
Cellulose	21,2 (11,2)	18,5 (2,1)	33,1 (8,8)	49,3 (2,1)	19,7 (2,1)	23,1 (1,7)	25,5 (8,6)	25,5 (1,6)
Lignine	29,9 (12,7)	21,3 (0,4)	15,6 (2,5)	13,2 (0,8)	32 (9,7)	26,8 (0,8)	24 (2,2)	20,4 (1,5)
Valeur agronomique (g	/Kg MS) (sau	If C/N et pH)						
Corg	274 (61)	238 (4)	310 (50)	359 (6)	175 (14)	229 (5)	336 (51)	275 (4)
N tot	22,8 (4,2)	23,3 (0,8)	17,9 (2,4)	15,1 (0,7)	14,1 (1,8)	22,5 (0,2)	23,2 (2,6)	20,8 (0,6)
N minéral	2,3 (0,7)	2,1 (0,15)	0,6 (0,2)	0,4 (0,05)	0,3 (0,1)	0,7 (0,0)	0,8 (0,6)	0,9 (0,05)
$(N-NH_4^+ \text{ et } N-NO_3^-)$								
C/N	12,1 (2,9)	10,2 (0,5)	17,8 (4,5)	23,9 (1,2)	12,6 (1,9)	10,2 (0,3)	14,8 (3,3)	13,2 (0,2)
pH (eau)	7,7 (0,8)	7,4 (0,0)	7,4 (0,4)	7,0 (0,4)	8,5 (0,2)	7,6 (0,0)	9,0 (0,2)	9,3 (0,0)
P_2O_5	26,1 (8,6)	34,9 (0,5)	7,3 (1,3)	7,3 (0,5)	8,7 (1,1)	20,2 (0,6)	12,4 (3,2)	14,2 (0,7)
K tot	15,1 (6,1)	13,9 (0,2)	9,1 (1,4)	7,5 (0,2)	20,7 (3,9)	19,4 (0,4)	36,0 (3,4)	33,9 (1,5)
Са	32,3 (7,6)	44,9 (0,3)	60,9 (3)	53,2 (1,4)	68,7 (23)	60,6 (1,4)	29,1 (10,0)	35,3 (3,4)
Mg	4,6 (0,6)	5,5 (0,1)	11,1 (3,9)	5,7 (0,6)	5,1 (0,5)	4,2 (0,0)	5,4 (1,2)	7 (0,4)

Les caractéristiques des composts apportés depuis la mise en place du dispositif sont présentées dans le tableau 1.3. La première colonne de chaque PRO correspond aux moyennes des mesures des caractéristiques des produits épandus lors des 5 campagnes d'épandages de 1998 à 2006. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux écarts-types observés entre les 5 campagnes d'épandage. La campagne d'épandage de 2007 figure dans le 2^{ème} colonne. Les valeurs entre parenthèses représentent aux écarts-types observé au sein de cette campagne et obtenu à partir de 3 échantillons. Les principales différences entre ces 4 PRO, pour l'ensemble des campagnes d'épandage, sont :

- la teneur en carbone organique, qui est plus importante pour le compost OMR et pour le fumier. Ceci est en relation avec la durée des procédés de compostage. Lors du compostage, le compost OMR est laissé très peu de temps en andain, tandis que le fumier n'est pas composté. Ce qui fait que les doses apportées, en terme de masse de matière sèche par hectare sont plus petites pour ces deux produits. L'objectif visé était d'apporter 4 tonnes de carbone organique par hectare. La quantité de carbone apportée varie entre 3.66 et 4.6 t.ha⁻¹. En terme d'azote organique, la quantité apportée varie entre 154 et 353 Kg.ha^{.1}.
- le rapport C/N, qui est le plus élevé pour le compost OMR, suivi par le fumier et par les deux autres composts. Ceci est en accord avec l'ordre obtenu lors de la mesure de la biodégradabilité de la MO des produits épandus. La biodégradabilité est estimée par le suivi de la minéralisation du carbone organique au cours d'incubations en conditions contrôlés de laboratoire (AFNOR, 2004).
- le compost OMR présente la quantité de lignine la plus faible et la quantité de cellulose la plus importante parmi les produits épandus. Cette caractéristique lui confère une faible stabilité et une biodégradabilité supérieure aux autres produits épandus. En général, la biodégradabilité d'un compost est liée aux proportions de lignine et de cellulose (Inbar et al., 1989; Eklind et Kirchman, 2000, Francou, 2003).

1.5 Structure de la thèse

Le travail de thèse présenté dans ce document est organisé en 8 chapitres. Le premier chapitre correspond à l'introduction et traite du contexte et des objectifs de la thèse. Le deuxième chapitre est une brève synthèse bibliographique relative au sujet de thèse, permettant de positionner le travail de thèse par rapport aux connaissances déjà acquises. Les 5 chapitres

suivants traitent respectivement des effets de l'apport répété de composts sur la croissance de la plante (chapitre 3), sur les propriétés et la dynamique hydriques du sol (chapitre 4), sur le transfert d'un traceur de l'eau dans le sol (chapitre 5), sur la minéralisation des composts dans le sol (chapitre 6) et sur la dynamique de minéralisation de l'azote dans le sol au champ (chapitre 7). Chacun de ces 5 chapitres fait l'objet d'une partie expérimentale et d'une partie modélisation.

L'objectif de ce travail de thèse est de simuler le fonctionnement hydrique et la dynamique de de l'azote dans le sol sous l'effet d'apports de composts. Nous avons choisi d'utiliser le modèle PASTIS, car il permet de simuler ces deux types de processus. Il s'agit d'un modèle complexe, qui fait intervenir de très nombreux paramètres. Une démarche d'acquisition progressive des paramètres, s'appuyant sur l'utilisation d'autres modèles dédiés à un nombre limité de processus, a été mise en œuvre. Cette démarche, schématisée dans la figure 1.12, est constituée de plusieurs étapes :

- Dans le troisième chapitre, le modèle de culture STICS (Brisson et al., 2002a, b) a été utilisé pour acquérir les paramètres relatifs à la croissance de la plante, nécessaires pour simuler les bilans hydrique et azoté dans les chapitres suivants.

- Dans les chapitre 4 et 5, le modèle HYDRUS-1D (Simunek et al., 2009) a été utilisé car il décrit les transferts hydriques et de solutés de la même façon que le modèle PASTIS et permet d'optimiser par la procédure inverse les paramètres du fonctionnement hydrique et du transport de solutés.

- Dans le chapitre 6, les paramètres nécessaires à la simulation de la décomposition de la matière organique exogène (composts) et de la matière organique humifiée du sol ont été acquis avec le modèle CANTIS (Garnier et al., 2001).

- Dans la chapitre 7, les résultats précédents sont regroupés et intégrés dans le modèle déterministe et mécaniste PASTIS (Lafolie, 2001), afin de faire un bilan d'azote, selon le type d'amendement organique apporté au sol

Dans le chapitre 8, la synthèse des résultats obtenus permet de conclure quant à l'effet des composts sur le fonctionnement hydrique du sol et la dynamique de minéralisation de l'azote des composts dans le sol.



Figure 1.12 : Schéma de la démarche de modélisation adoptée dans ce travail de thèse

CHAPITRE 2 : Synthèse bibliographique

En France, les surfaces déficitaires en matière organique sont comprises entre 6 à 7,7 millions d'hectares de terres arables, sur un total de 19,5 millions d'hectares (Roussel et al., 2001). La matière organique du sol (MOS) peut remplir de nombreuses fonctions en faveur de la protection des sols face aux risques de dégradation. Elle permet aussi la conservation et l'entretien de la fertilité des sols. Ses effets positifs portent en particulier sur la réserve en éléments nutritifs du sol, l'activité biologique, la structure du sol, la rétention en eau et le drainage.

2.1 Effets de la matière organique

2.1.1 Effet de la matière organique sur la structure du sol

Un des rôles de la matière organique est l'amélioration de la structure du sol, surtout dans les sols pauvres en agents d'agrégation de nature physico-chimique comme les argiles et les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium, et dans les milieux secs (Baldock et Nelson, 2000 ; White, 1997 ; Franzluebbers et al., 2001). La matière organique du sol intervient dans la formation et la stabilité des agrégats (Soane, 1990 ; Stevenson, 1994). Elle augmente la cohésion entre les particules minérales du sol par la formation de complexes organo-minéraux (argilo-humiques) et induit une hydrophobicité qui peut augmenter la résistance du sol à l'éclatement par humectation (Robert et Carbon, 1972; Nakaya et al., 1977; Chenu et al., 2000; Annabi et al., 2007). La fraction humique est la principale fraction organique identifiée comme étant impliquée dans la stabilité structurale d'un sol (Annabi et al., 2007). La formation des complexes argilo-humiques peut s'effectuer de plusieurs manières, notamment soit par fixation des macromolécules électronégatives de l'humus sur les sites éléctropositifs situés au niveau des bords externes des minéraux argileux, ou par l'intermédiaire de cations polyvalents tels que Ca²⁺, Al³⁺ ou Fe²⁺ formant des ponts cationiques entre le feuillet argileux et l'humus. Les molécules électriquement neutres de l'humus peuvent quant à elles être fixées aux minéraux argileux par des forces de van der Waals ou par des liaisons hydrogène (Wierzchos et al., 1992 ; Piccolo, 1996 ; Albaladejo et al., 2008). Les MOS stimulent l'activité biologique du sol, consolidant ainsi la cohésion et la stabilité des agrégats via plusieurs mécanismes : (i) la sécrétion de substances agrégeantes à fort pouvoir collant comme les polysaccharides et les gommes; (ii) l'enchevêtrement mécanique des particules minérales entre les hyphes mycéliens (Dorioz et al., 1993 ; Beare et al., 1997 ; Tisdall, 1991 ; Degens, 1997). Une agrégation stable procure une bonne structure au sol, une porosité plus élevée, et une protection contre l'érosion et la formation d'une croûte de battance (Le Bissonnais et al., 2002 ; Tejada et Gonzalez, 2008).

2.1.2 Effet de la matière organique sur la rétention en eau du sol

Une étude bibliographique faite par Hudson (1994) montre que la matière organique augmente la capacité de rétention du sol d'une manière significative et par la suite sa réserve utile. Il a été observé que l'augmentation de la rétention en eau du sol avec sa teneur en matière organique est plus importante à la capacité au champ qu'au point de flétrissement. De même, Rawls et al. (2003) ont trouvé que la rétention en eau du sol dépend à la fois de la texture du sol et de la teneur en carbone organique du sol.

2.1.3 Effet de la matière organique sur la réserve en éléments nutritifs du sol

La matière organique assure le stockage et la mise à disposition pour la plante et les organismes vivants du sol, par minéralisation, des éléments dont ils ont besoin (Rasool et al., 2007, 2008). L'enrichissement en matière organique contribue aussi à une élévation significative de la CEC, liée à la quantité de substances humiques, et en conséquence la capacité d'adsorption du sol, ce qui amplifie le stockage des éléments nutritifs nécessaires aux plantes (Lee and Bartlet, 1976 ; Chen et al., 2004).

2.1.4 Effet de la matière organique sur le stockage du carbone dans le sol

La matière organique du sol peut jouer un rôle de puits ou d'émetteur de carbone, principalement sous forme de dioxyde de carbone. La séquestration du carbone organique dans les sols est un moyen de réduire la concentration en CO_2 de l'atmosphère (Balesdent et Arrouays, 1999 ; Lal, 2004 ; Albaladejo et al., 2008).

2.2 Gestion agronomique de la matière organique des sols

Pour maintenir et entretenir la matière organique du sol, deux approches agronomiques sont envisageables : (i) réduire les pertes par minéralisation et (ii) augmenter les apports de matière organique

2.2.1 Réduire la perte de matière organique du sol

2.2.1.1 Le travail du sol

L'état du sol peut être amélioré par le travail du sol, qui affecte la structure du sol, la capacité de rétention en eau, l'aération du sol, les possibilités d'infiltration, la température et l'évaporation. Le travail du sol est un facteur qui influence aussi la minéralisation de la matière organique. Il accroît l'activité des microorganismes participant à la minéralisation de la matière organique, ce qui peut rendre le sol plus susceptible aux pertes de matière organique. Afin de lutter contre une minéralisation trop intense de la matière organique, l'agriculteur peut pratiquer un travail simplifié du sol, c'est-à-dire un travail du sol moins intensif que le travail conventionnel (avec labour). Cette pratique résulte en une incorporation incomplète des résidus de culture. Le pourcentage visé de couverture par les résidus de culture doit être d'au moins 30 % (IPCC, 2000). Le travail simplifié (reduced tillage) conduit à une forte accumulation de matière organique dans le sol par rapport au labour (conventional tillage) (Fig. 2.1) (Carter, 1992; Pagliai et al., 2004; McVay et al., 2006). Ceci est principalement lié à la modification de la répartition et du contact de la matière organique (résidus de culture) avec le sol (Lal et al., 1998). Le travail simplifié du sol englobe tous les systèmes de travail du sol qui diminuent les pertes du sol en matière organique par rapport aux pertes observés dans la technique conventionnel, comme le travail réduit ou superficiel et le semis direct (Lal et al., 1998). Cependant, le travail simplifié du sol peut entraîner (i) une augmentation de l'utilisation de pesticides (ii) des difficultés de gestion parasitaire et (iii) le ralentissement de l'assèchement du sol au printemps, ce qui oblige parfois de retarder les semis (Agreste, 2004).



Figure 2.1 : Effet des techniques de travail de sol sur l'évolution du carbone organique du sol (0-20 cm) entre 1907 à 1990 dans les agro-écosystèmes des Etats unis d'Amérique (Lal et al., 1998).

2.2.2 Augmenter les apports de matière organique

Cette deuxième approche peut englober plusieurs pratiques agricoles.

2.2.2.1 Résidus de culture

Une pratique consiste à couvrir le sol par les résidus de récolte ou incorporer les résidus dans le sol. Cette pratique a un double intérêt : elle constitue une source importante de matière organique (Juma, 1995), elle diminue le ruissellement et les pertes par érosion, à la suite de l'impact érosif des pluies et, par conséquent elle empêche la formation d'une croûte de battance et contribue à l'amélioration de la structure du sol. L'enrichissement en matière organique sous l'effet du recyclage des résidus a été étudié sur diverses rotations : céréale d'hiver – blé de printemps (Campbell et Zentner, 1993), légumineuse– riz (Becker et Johnson, 1999), maïs–soja (Owens et Edwards, 1993), riz – blé (Aulakh et al., 2001).

2.2.2.2 Engrais verts

La culture des engrais verts est une pratique culturale qui consiste à introduire des engrais verts dans les systèmes culturaux comme plantes de couverture pendant la période où le sol est laissé nu, et à les enfouir au sol par un travail du sol ou à les laisser en mulch à la surface avant l'installation de la culture suivante. Les avantages associés à cette pratique sont :

 une réduction des pertes d'éléments nutritifs résiduels dans les sols après les récoltes (Harris et al., 1994)

- la fourniture à la culture suivante, après enfouissement de ces engrais verts, d'importantes quantités d'éléments nutritifs en particulier l'azote, avec pour conséquence l'augmentation des rendements (Torbert et al.; 1996 ; Hesterman et al. , 1987 ; Thorup-Kristensen K., 1993)

- la réduction de l'érosion (Kinderiene I., 2009)

- l'amélioration de la structure du sol et l'augmentation de l'infiltration de l'eau dans le sol (Abdallahi et N'Dayegamiye, 2000)

La minéralisation de la matière organique apportée par les engrais verts est généralement presque complète et l'on admet habituellement que les engrais verts ont peu d'effets durables sur les teneurs en matière organique du sol (Curtin et al., 2000).

2.2.3 Rôle de la matière organique dans la gestion de la fertilité des sols

2.2.3.1 Fertilisation minérale

En augmentant l'apport d'engrais minéraux au sol, on améliore la croissance des plantes lesquelles couvriront mieux le sol et donneront plus de résidus qui seront incorporés au sol après la récolte, et on augmentera ainsi la teneur en matière organique du sol (Rasool et al., 2007, 2008). L'apport des engrais minéraux nécessite d'être accompagné par d'autres techniques culturales pour ne pas détériorer la structure du sol (Sarkar et al., 2003).

2.2.3.2 Fertilisation organique

2.2.3.2.1 Fertilisants organiques d'origine agricole

Jusqu'au début du XIXème siècle, les effluents d'élevage constituaient l'unique source d'apports d'éléments exogènes permettant d'équilibrer les cycles de matière au niveau des parcelles agricoles, notamment en azote. Du fait de l'émergence des problèmes d'environnement (Directive Nitrates 91/676), les deux dernières décennies ont été marquées par de nombreux travaux sur les effluents d'élevage, axés principalement sur les lisiers et les fumiers. Une synthèse de trois études faites sur les effets des effluents d'élevage sur les propriétés physiques du sol est présentée dans le tableau 2.1. La valeur fertilisante des effluents d'élevage apparaît fortement dépendante de la composition de l'effluent, de la nature

et du développement du couvert végétal, des conditions pédo-climatiques et des modalités d'apport (Paul et Beauchamp, 1995 ; Morvan et al., 1997).

Tableau 2.1 : Evolution des propriétés physiques du sol due aux apports des effluents d'élevage									
Durée de l'expérience	Texture de sol	Quantité de carbone apporté	Effet	Méthodes	Références bibliographiques				
Rétention en eau du sol									
24 ans	Limoneuse	30-60-90t/ha/an	+	laboratoire	Miller et al., 2002				
2 ans	2 ans Limoneuse		+	laboratoire	Martens et Frankenberger, 1992				
32 ans	Limoneuse	20t/ha/an	+	laboratoire	Rasool et al., 2008				
Conductivité hydr	raulique à satu	ration							
24 ans	Limoneuse	30-60-90 t/ha/an	+	Infiltromètre à disques	(Miller et al., 2000)				
Conductivité hydraulique en condition non saturée du sol [k (h)]									
24 ans	Limoneuse	30-60-90t/ha/an	0	Infiltromètre à disques	Miller et al., 2000				
2 ans	Limoneuse	25t/ha (3 fois)	+	laboratoire	Martens et Frankenberger, 1992				

2.2.3.2.2 Fertilisants organiques d'origine non agricole

Outre les effluents d'élevage, l'agriculture recycle des volumes considérables de produits résiduaires organiques d'origine urbaine ou industrielle. Ces déchets domestiques et industriels sont répartis en plusieurs types : boues résiduaires organiques ; ordures ménagères ; déchets verts. Ces produits ont souvent une valeur fertilisante car ils peuvent apporter des éléments nutritifs aux plantes, et une valeur amendante, car ils peuvent entretenir et améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Schvartz et al., 2005). Cependant, leur épandage est réglementé en raison de leur origine, de leur composition et de la présence possible d'éléments indésirables : micropolluants organiques, éléments traces métalliques, germes pathogènes (Bevacqua and Mellano, 1994). En conséquence, leur valorisation dans le secteur agronomique peut être amplifiée en respectant plusieurs points:

- le compostage de ces déchets; un des moyens pour valoriser les déchets urbains est de les composter avant leur épandage sur les sols agricoles (Campbell et al., 1995). C'est une méthode de stabilisation de ces produits organiques qui permet de gérer leur utilisation agronomique en tenant compte de l'ampleur et de la durée de l'effet attendu sur certaines propriétés des sols.

- le respect de la réglementation en terme des apports en micropolluants minéraux et organiques.

- un suivi agronomique des épandages, qui permet d'assurer le contrôle de l'évolution des sols soumis à un épandage réglementaire et d'éviter ainsi tout risque de pollution des nappes, ainsi que d'apprécier le comportement des cultures vis à vis de ces fertilisants en quantité et qualité.

2.3 Effet des composts urbains sur les propriétés du sol

De nombreuses études ont été publiées sur l'effet de l'apport des composts de déchets urbains sur les propriétés du sol :

2.3.1 Effet des composts urbains sur les paramètres biologiques du sol

L'ajout de composts urbains dans un sol peut influencer son activité microbienne (Perucci, 1990 ; Hargreaves et al., 2008). L'ajout de composts apporte des microorganismes vivants et représente une source nutritionnelle pour les organismes endogènes du sol.

2.3.2 Effet des composts urbains sur les propriétés chimiques du sol

2.3.2.1 pH et CEC

La plupart des composts urbains ont des valeurs de capacité d'échange cationique (CEC) et de pH nettement plus élevées que le sol. Ce qui conduit généralement à une élévation du pH et de la CEC des sols cultivés (Hargreaves et al., 2008 ; Giusquiani et al., 1995).

2.3.2.2 Carbone et azote organique du sol

L'application de composts urbains peut augmenter la teneur en carbone organique (C_{org}) et l'azote total (N_{tot}) du sol (Werner et al., 1988) (Tab. 2.2, 2.3). Une augmentation significative de la teneur en C_{org} du sol est essentiellement influencée par (i) la quantité apportée ainsi que la qualité des composts, (ii) la fréquence des apports, (iii) les conditions pédo-climatiques, (iv) les modes d'exploitation (travail du sol) (Giusquiani et al., 1995 ; Werner et al., 1988).

 $\label{eq:composts} \begin{array}{l} \mbox{Tableau 2.2: Effets de l'apport de composts sur l'évolution de la teneur en carbone (C_{org}) \\ \mbox{et en azote total } (N_{tot}) \mbox{ dans l'horizon supérieur du sol} \end{array}$

Durée de l'expérience	Corg	Norg	Références bibliographiques
Jusqu'à 3 ans	0 (+)	0 (+)	Evanylo et al., 2008
4 à 10 ans	++		Giusquiani et al. 1995
> 10 ans	++	++	Werner et al., 1988

++ : une forte augmentation ; + : une faible augmentation ; 0 : pas d'effet

Tableau 2.3 : Influence de l'application d'une quantité croissante de compost sur la teneur en C_{org} et sur la capacité d'échange cationique (CEC) du sol après 2 ans de cultures (Giusquiani et al., 1995)

	Quantités	de compos	Régression linéaire				
	0	10	30	90			
$C_{org} (g.kg^{-1})$	7,7	9,5	10,8	11,9	*		
CEC (cmol.kg ⁻¹)	17,2	18,0	18,7	20,0	*		

^{*} Régression linéaire significative à $P \le 0,01$, d'après un test de Fisher

2.3.3 Effet des composts urbains sur les paramètres physiques du sol

Les changements des propriétés physiques du sol suite à son amendement par du compost sont principalement liés à des changements des propriétés chimiques et biologiques du sol. L'apport des composts urbains comme amendement organique augmente le stock de MO dans les sols, le pH, le contenu en calcium ainsi que la biomasse microbienne et son activité. En conséquence, l'ensemble de ces facteurs contribue à l'évolution des propriétés physiques du sol d'une façon positive.

2.3.3.1 Effet des composts urbains sur la stabilité structurale

L'application des composts urbains a généralement des effets positifs sur la stabilité des agrégats liés principalement à l'augmentation de la teneur en matière organique du sol (Hernando et al., 1989 ; Annabi et al., 2007; Tejada and Gonzalez, 2007, 2008). Ces effets semblent dépendants de la qualité des composts (maturité) et à la texture du sol (Fig. 2.2). De même, une diminution de la masse volumique apparente et une augmentation de la porosité ont été observés suite à l'apport de compost urbains au sol (Aggelides et Londra, 2000 ; Tejada et Gonzalez, 2007).



Figure 2.2 : Evolution de la stabilité des agrégats du sol pour deux doses d'apports de composts (10 et 20 tonnes ha⁻¹) et trois types du sol (limoneux et sableux). Les chiffres (3) et (6) correspondent à la durée en années de l'expérience. L'effet est exprimé sous forme de gain relative par rapport au traitement sans apport. El, He and Fo sont 3 sites expérimentaux dans le sud-ouest d'Allemagne (Kluge et Bolduan, 2003).

2.4 Effet des composts urbains sur les propriétés hydriques du sol

L'ensemble des études faites à propos de l'effet de composts urbains sur les propriétés hydriques du sol ne permet pas de dégager un effet général systématique (Tab. 2.4). L'application des composts semble avoir des effets positifs. Cependant ces effets ne sont pas significatifs dans tous les cas (Tab. 2.4, Fig. 2.3, 2.4). Les études qui montrent un effet significatif ont été obtenues après un apport de grandes quantités de composts qui dépassent les doses d'application pertinentes (Aggelides et Londra, 2000 ; Foley et Cooperband, 2002). Aggelides et Londra (2000) ont observé une augmentation significative de la conductivité hydraulique à saturation et de la rétention en eau du sol proportionnelle à la quantité apportée, avec des effets plus importants dans les sols limoneux que dans les sols argileux (Fig. 2.3). De même, un effet positif sur la capacité de rétention en eau du sol proportionnel à la dose de compost apportée a été observé par Kluge et Bolduan (2003) mais pas de manière systématique (Fig. 2.4). Quelques études comme celle d'Asche et al. (1994), indiquent une absence d'influence significative des apports de composts sur l'ensemble des propriétés physiques du sol (infiltration, conductivité hydraulique et rétention en eau du sol).



Figure 2.3 : Evolution de la conductivité hydraulique à saturation pour différentes doses d'apports de composts urbains (tonnes ha⁻¹) et deux textures du sol (limoneuse et argileuse) (Aggelides et Londra, 2000).



Figure 2.4 : Evolution de la capacité de rétention en eau du sol (g eau/ g sol sec) pour deux doses d'apports de composts (10 et 20 tonnes ha⁻¹) et deux types de sol (limoneux et sableux). Les chiffres (3) et (6) correspondent à la durée de l'expérience. EL, Pf, et Fo correspondent à différents sites dans le sud-ouest de l'Allemagne. (+) et ns signifient respectivement une tendance à l'augmentation et pas de tendance significative (Kluge et Bolduan, 2003).

Tableau 2.4 : Evo	olution des propri	étés physiques du sol	due à de	es apports des compo	sts urbains					
Durée de l'expérience	Texture du sol	Quantité de composts apportée tonnes ha ⁻¹	Effet	Méthodes	Références bibliographiques					
Rétention en eau du sol										
4 ans	limoneuse,	0- 300	0	Laboratoire (presse de richards)	Lindsay et Logan, 1998					
2 ans	sableuse	38-78	+/0	Laboratoire	Foley et Cooperband, 2002					
1 an	limoneuse, argileuse	39, 78, 156	+/0	Laboratoire (Buchner funnel method)	Aggelides et Londra, 2000					
Conductivité hyd	Conductivité hydraulique à saturation									
1 an	limoneuse, argileuse	39, 78, 156	++	Constant head method	Aggelides et Londra, 2000					
1 an	sableuse	38	0	Laboratoire	Mylavarapu et Zinati, 2009					
Conductivité hydraulique non saturée										
1 an	limoneuse, argileuse	39, 78, 156	-	Constant head method	Aggelides et Londra, 2000					
12 ans	limoneuse	~ 50	- *	Infiltromètre à disques	Schneider et al., 2009					

+ effet faiblement significatif; ++ effet fortement significatif ; - effet négatif ; 0 pas d'effet, * effet temporaire

2.5 Effet des composts urbains sur la dynamique de l'azote dans le sol

Les composts sont utilisés principalement comme amendement organique. Leur valeur fertilisante azotée est faible. Leur potentiel de minéralisation d'azote est très modeste, de l'ordre 2 kg N par tonne de produit brut (Chaussod et al ., 1997). Cependant, lorsque les apports de compost atteignent 50 à 150 tonnes ha⁻¹ comme c'est fréquemment le cas, y compris le notre, leur fourniture d'azote ne peut pas être négligée (Hargreaves et al., 2008). De nouvelles exigences de protection de l'environnement contre les substances polluantes d'origine agricole ont abouti à des contraintes réglementaires renforcées, telles que les mesures destinées à réduire la pollution nitrique dans le cadre de la Directive Européenne Nitrate (décret 91-676 du 12/12/91), celles recommandés par le CORPEN dans le cadre de « bonnes pratiques agricoles » (issu du décret 93-1038 du 27/08/93) ou plus récemment du décret 96-163 et arrêté du 04/03/96) (Chaussod et al., 1997). En conséquence, la compréhension de la disponibilité de l'azote à court et à long terme après l'apport de composts est un élément essentiel afin de satisfaire les besoins des plantes en azote et éviter les risques de la pollution des eaux souterraines liés à d'éventuels excédents d'apports en

azote. Chaussod et al. (1997) et Amlinger et al. (2003) signalent que les connaissances concernant la dynamique des transformations de l'azote du sol provenant de l'apport cumulé des composts doivent être approfondies. Les vitesses de transformation de l'azote des produits résiduaires organiques dans le sol dépendent de nombreux paramètres : teneur en eau, pH, température, type de sol, pratiques culturales et maturité des composts (Amlinger et al., 2003).

La teneur en azote total des composts est souvent comprise entre 0,7 et 1,5 % de la matière sèche (Chaussod et al., 1997). Dans le cas des composts étudiés ici, cette teneur est comprise entre 1,6 et 2,5 % pour les différents composts urbains et vaut 2,3 % pour le fumier. La valeur fertilisante en azote des composts est faible, parce que l'ensemble de l'azote du compost est sous forme organique. Il semble donc nécessaire de quantifier la dynamique de l'azote des composts après leur apport au champ, afin de bien gérer les risques de pollution nitrique et d'assurer une bonne nutrition azotée des plantes.

Après leur apport au champ, les composts subissent différentes transformations de l'azote qu'ils contiennent :

2.5.1 Minéralisation et ré-organisation de l'azote

La minéralisation correspond à la dégradation par la microflore et la microfaune de la matière organique apportée par les composts. Cette étape conduit à la formation d'ammonium (NH₄⁺). Puis une oxydation biologique de l'azote ammoniacal (nitrification) conduit à la formation de l'azote nitrique (NO₃⁻). L'organisation est le processus inverse où l'azote ammoniacal ou nitrique est assimilé par la biomasse microbienne et se retrouve ainsi sous forme organique. La minéralisation et l'organisation de l'azote sont deux processus concurrents et simultanés. Seul le processus résultant est observé (minéralisation nette). L'intensité de ces deux processus détermine si la minéralisation nette en azote est positive ou négative (Nicolardot et al., 1997). L'intensité de la minéralisation et de l'organisation dépend en premier de la maturité des composts. Le rapport C/N des composts peut varier entre 10 et 40 selon les produits. Il en résulte une possibilité de minéralisation ou au contraire d'organisation d'azote plus ou moins durable. L'application d'amendements organiques avec un rapport de C/N > 15 peut contribuer à une minéralisation nette négative en azote (Sims, 1990 ; Sikora and Szmidt, 2001 ; Guster et al., 2005). Iglesias-Jimenez et Alvarez (1993) ont observé que l'application de composts urbains avec un C/N < 12 induit une minéralisation nette positive en azote.

Il a été observé que la libération en azote minéral des différents types d'amendements organiques (fumier et composts urbains) ne dépasse pas le 15 % de l'azote total de

l'amendement, l'année qui suit leur apport au champ (Gagnon et Simard, 1999 ; Mamo et al., 1999 ; Amlinger et al., 2003). Les années suivantes, l'arrière effet est estimé varier entre 3 et 8 % de l'azote total de l'amendement (Amlinger et al., 2003).

Parmi les différents amendements organiques, les composts d'origine urbaine semblent présenter les potentiels de minéralisation d'azote les plus faibles (Petersen, 2003 ; Guster et al., 2005). Mais ce potentiel augmente lorsqu'on augmente la quantité apportée de composts. Andreux et al. (1996) ont montré qu'un apport de 120 tonnes ha⁻¹ tous les trois ans, pratiqué pendant une quinzaine d'années, doublait le potentiel de minéralisation d'azote, par comparaison avec le sol non amendé. Cependant, la fourniture en azote peut devenir excessive par rapport aux besoins des plantes. L'application régulière de composts peut contribuer à long terme à l'enrichissement en azote organique du sol, et par la suite répondre aux besoins des cultures. Les effets d'applications répétées de ces amendements n'ont toutefois pas toujours été analysés sous l'angle de la fourniture d'azote.

2.5.2 Absorption de l'azote par la plante

L'azote joue un rôle fondamental dans la constitution de la matière végétale (protéines, acides nucléiques). La disponibilité de l'azote minéral influe fortement sur le rendement de la culture. L'absorption de l'azote minéral par les plantes ne peut cependant pas dépasser leurs capacités. Les excès d'azote n'augmente pas le rendement lorsque la production optimale est atteinte (Lawlor et al., 2001). Il peut donc y avoir excès d'azote minéral dans le sol si la disponibilité excède les besoins de la culture. Il est donc impératif de connaître la quantité d'azote qui sera fournie par le sol pendant un intervalle de temps donné afin de synchroniser l'offre en azote du sol et les besoins de la culture. La disponibilité de l'azote à court et à long terme après l'apport de composts est un facteur important à étudier pour répondre à ces questions. Il a été observé que le coefficient apparent d'utilisation de l'azote des composts urbains varie entre 2 et 15 % (Mamo et al., 1999; Amlinger et al., 2003; Nevens et Reheul, 2003; Wolkowski, 2003 ; Hartl et Erhart, 2005). Le coefficient apparent d'utilisation est le rapport du supplément d'azote prélevé par la plante, entre une culture fertilisée et la même culture non fertilisée, à la quantité de l'azote total du compost. La valeur de ce coefficient est proportionnelle à la quantité de compost apportée pour la première saison de culture qui suit l'application (Iglesias-Jimenez et Alvarez, 1993). Eriksen et al. (1999) ont observé une absence de disponibilité de l'azote des composts ayant un rapport de C/N de 40, la première année qui suit l'application, contrairement à la deuxième année où l'azote est plus disponible à la culture. Ceci est lié à l'organisation transitoire de l'azote minéral qui suit l'apport des

composts au champ. Dans l'ensemble de ces études, la minéralisation nette de l'azote organique des composts ne semble pas suffisante pour couvrir les besoins des cultures.

Sullivan et al. (2003) ont observé qu'une seule application de composts urbains (C/N \sim 20) n'a pas affecté le rendement de la culture pendant la première saison, alors qu'il a augmenté le rendement de la deuxième et troisième saisons qui suivent l'application. Le coefficient apparent d'utilisation de l'azote des composts était de 3,6 à 5,2 % la deuxième saison et de 2 à 3,5 % la troisième saison.

2.5.3 Lixiviation de l'azote

Le nitrate est la forme la plus mobile de l'azote dans le sol. Il se présente essentiellement sous forme dissoute dans l'eau et n'interagit pratiquement pas avec les minéraux du sol. Du fait de sa forme soluble, le nitrate des sols est facilement lessivé par l'eau de pluie, et transférés par écoulement vertical (percolation) des sols vers les eaux souterraines (Benbi et Richter, 2003). Le temps de transfert vertical dépend de l'épaisseur du milieu non saturé ainsi que de la porosité et la perméabilité de ce milieu. Les deux principaux dommages issus de ce phénomène sont les risques de non potabilité de la ressource en eau et les risques d'eutrophisation. La consommation de l'eau chargée en nitrate peut avoir des effets nuisibles à la santé humaine (Gulis et al., 2002 ; Mensinga et al., 2003). La directive 91/676/CEE du conseil des communautés européennes du 12 décembre 1991, aussi appelée « Directive Nitrates » a défini en particulier la concentration en nitrates de 50 mgNO₃/L comme limite supérieure de potabilité de l'eau dans le cas de l'exploitation de forages destinés à l'alimentation en eau potable. Les concentrations de nitrates peuvent aussi être exprimées en mg N-NO₃^{-/}L, avec 1 mg N-NO₃^{-/}L = 4,4 mgNO₃^{-/}L. Le lessivage de l'azote dans le sol peut affecter indirectement les eaux de surface par l'intermédiaire des transferts de l'eau des eaux souterraines vers les rivières qui y sont connectées, ce qui peut contribuer à l'eutrophisation des eaux de surface (Hornung, 1999).

Mamo et al. (1999) ont observé que l'application répétée (3 ans) à de fortes doses de composts urbains sur une culture de blé a contribué à une lixiviation de l'azote dès la première année. Les pertes cumulées pendant les trois ans de l'étude sont 1,8 fois plus importantes avec une dose de 270 tonnes ha⁻¹/an qu'avec une dose de 90 tonnes ha⁻¹/an. Li et al. (1997) ont apporté 5 types de composts urbains à la dose de 100 tonnes ha⁻¹ sur des colonnes des sols sableux (7,5 cm de diamètre). La lixiviation de l'azote a été inversement proportionnelle au rapport C/N des composts. La quantité d'azote minéral lixiviée a varié entre 3, 3 et 15,8 % de la quantité d'azote total du compost. Wolkowski (2003) a observé

aussi que l'application de 90 tonnes ha⁻¹ de compost urbain sur une culture de maïs a contribué à des pertes en nitrate moins importantes que les traitements recevant une fertilisation minérale (170 kg N / ha⁻¹). Hartl et Erhart (2005) ont observé que la teneur en nitrate d'un sol, entre 0-90 cm de profondeur, recevant des composts urbains à des doses de 9, 16, et 23 tonnes ha⁻¹. an⁻¹ pendant 10 ans a été similaire à celle des traitements recevant des engrais minéraux (25 à 56 kg N ha⁻¹. an⁻¹). La teneur en nitrate (N-NO3⁻) varie entre 70 et 90 kg/ha. Nevens et Reheul (2003) ont observé que l'application de 22 tonnes ha⁻¹ de composts urbains (déchets verts) n'a pas contribué à des quantités d'azotes résiduels excessifs dans le sol durant les 4 ans de l'expérience. Diez et al. (1997) ont montré que l'application des composts urbains à une dose de 27 tonnes ha⁻¹ avec une gestion de l'irrigation ajustée aux besoins de la culture peut réduire le lessivage de nitrates dans le sol en comparaison aux engrais minéraux. Maynard (1994) a étudié l'effet de l'application de composts urbains apportés à des doses variées, 56 et 112 tonnes ha⁻¹ (incorporé dans le sol) et 224 tonnes ha⁻¹ (mulch), sur le lessivage de nitrates. Cette étude montre une faible concentration en nitrate (< 10 mg/L) dans les eaux profondes sous le sol amendé avec les composts pour l'ensemble des traitements. Jaber et al. (2005) ont observé que l'amendement de sols sableux et calcaires par des composts urbains a contribué à une concentration en nitrates dans la nappe d'eau en dessous de l'horizon Bh inférieure à 10 mg/L, durant les deux ans de l'expérience. Le lessivage du nitrate était plus important dans le sol calcaire (5,3 mg/L) que dans le sol sableux (0,6 mg/L). Eriksen et al., (1999) ont montré que, la deuxième année qui suit l'apport de compost, la minéralisation de l'azote du compost a contribué à l'augmentation de la teneur en nitrate entre 30-90 cm de profondeur dans le sol. Cette augmentation était plus importante avec l'augmentation de la dose de composts apportée. L'ensemble de ces études nous permet de conclure que l'apport de compost peut favoriser la lixiviation du nitrate s'il n'est pas adapté aux besoins de la culture, au type de sol, aux techniques culturales...

2.6 Positionnement du travail par rapport à l'acquis

La valorisation agronomique des composts urbains reste donc une voie importante de recyclage des déchets urbains, sous réserve de méthode et de normes acceptables. L'ensemble de cette étude bibliographique montre que les composts urbains peuvent avoir un effet similaire à celui des autres amendements organiques. De nombreuses études ont mentionné les effets positifs de l'apport des composts urbains sur les propriétés physiques et la structure du sol, ainsi que la valeur fertilisante de ces apports. Cependant l'ensemble des travaux synthétisés ici ne permettent pas d'établir une généralisation de ces effets à cause d'observations contrastées qui s'expliquent notamment par : (i) la quantité de compost apportée ; (ii) la nature et la maturité du compost ; (iii) la nécessité d'apporter régulièrement ces composts, afin de pouvoir observer un effet significatif sur l'évolution des propriétés du sol ; (iv) la texture du sol.

Concernant les propriétés physiques du sol, la stabilité des agrégats semble le paramètre le plus étudié et le plus affecté par l'apport de composts. Ceci peut être lié à la facilité de la mesure de ce paramètre contrairement aux autres paramètres physiques. Les résultats des travaux faits sur les propriétés hydriques sont parfois contradictoires, notamment en ce qui concerne la conductivité hydraulique. Une tendance à l'augmentation de rétention en eau du sol est observée, mais cette tendance n'est pas systématique. La conductivité hydraulique du sol semble être le paramètre le moins étudié, en raison de la difficulté de sa mesure et de sa forte variabilité au champ. L'ensemble des études concernant les propriétés hydriques ont été réalisés au laboratoire à l'exception des études faites sur la conductivité hydraulique du sol. La conductivité hydraulique du sol a été caractérisée généralement au champ à l'aide de l'infiltromètre à disques. Une caractérisation in situ plus complète des propriétés hydriques du sol nous a semblé nécessaire afin de compléter les études précédentes. Cette démarche s'appuie sur un suivi des variables d'état du sol avec des tensiomètres et des TDR, et un traçage de l'eau au champ. Le traçage de l'eau va nous permettre de décrire les propriétés de transport à l'échelle d'un profil et de les intégrer dans l'évaluation de l'effet d'apports répétitifs de composts sur la dynamique de l'azote du sol.

Concernant l'azote apporté par les composts, la compréhension de sa disponibilité sous forme minérale dans le sol nécessite d'intégrer beaucoup de facteurs, tels que les cultures en rotation, les modes de fertilisation, les techniques culturales, la qualité et la quantité des

composts apportées, et la fréquence d'application. Par ailleurs, les effets d'applications répétées de composts n'ont pas toujours été analysés dans la littérature sous l'angle de la fourniture d'azote. Pour cela, la deuxième partie de notre travail cherchera à décrire la dynamique de minéralisation de l'azote des composts dans le sol du site expérimental. Cette démarche s'appuie sur une modélisation mathématique des transferts du nitrate dans le sol qui va nous permettre d'intégrer les caractéristiques du produit et des conditions pédo-climatiques et de faire un bilan des flux d'azote selon le type d'amendement organique apporté au sol.

Chapitre 3: Effets de l'épandage de produits résiduaires organiques sur la croissance de la plante

3.1 Introduction

La transpiration de la plante et l'extraction d'azote par la plante sont deux facteurs importants pour l'étude des transferts d'eau et de nitrate dans le sol. Plusieurs études ont montré que les paramètres de base pilotant la croissance de la culture étaient indispensables pour correctement modéliser la dynamique de l'eau dans le sol (Alletto, 2007). L'évolution de la surface foliaire (LAI) et de la distribution des racines dans le sol sont des critères importants pour la simulation de la distribution de l'absorption de l'eau et des nutriments du sol par la culture (Lafolie, 1991). Le développement racinaire d'une culture est influencé par les propriétés du milieu et par les pratiques agricoles (Qin et al., 2005). Il apparaissait donc nécessaire de suivre la croissance de la plante sur le terrain afin de détecter d'éventuelles différences entre les différentes parcelles de l'essai. L'utilisation du modèle de culture STICS (Brisson et al., 1998 ; 2002 ; 2003), qui prend en compte les pratiques agricoles, va nous permettre d'estimer les paramètres de la culture nécessaires pour bien simuler par la suite les transferts hydriques avec HYDRUS-1D (chapitre 4) et estimer le bilan azote avec PASTIS (chapitre 7) pour les différentes parcelles de l'essai. Les sorties attendues de la modélisation avec STICS portent sur les données suivantes :

- la courbe complète de l'évolution de la surface foliaire LAI en fonction du temps nécessaire pour l'estimation des besoins de la plante en eau,
- l'évolution du profil racinaire pendant la période de culture, nécessaire pour la répartition de l'absorption de l'eau et de l'azote par la plante dans l'ensemble du profil de sol,
- les paramètres liés à l'absorption d'azote (cinétique de Michaëlis-Menten), qui sont spécifiques de la culture, et la demande journalière de la plante en azote.

3.2 Matériels et méthodes

3.2.1 Suivi expérimental

3.2.1.1 Matériel végétal

Le maïs cultivé appartient à la famille des Poacées, sous-famille des Andropogonoïdés, genre Zea. La variété utilisée depuis la mise en place du dispositif est la variété « Anjou 285 ». C'est une variété de référence (Limagrain Genetics, France), hybride simple de maïs précoce de type corné x denté, apportant un gain en productivité et ayant connu un bon succès commercial (Doré et Varoquaux, 2006). Le 28 avril 2008, une préparation du lit de semence a été faite à l'aide d'un vibroculteur de 6 m de largeur. La profondeur de travail du sol est de 15 cm. Ce travail superficiel est une reprise d'un labour profond (27 cm de profondeur), réalisé le 22 octobre 2007. Le maïs a été semé le 6 mai 2008 à une densité de 9,2 pieds/ m². La distance entre les lignes est de 80 cm. Le semis a été réalisé avec un semoir de 6 rangs couplé à une herse alternative.



3.2.1.2 Suivi de la croissance de maïs

Figure 3.1 : Localisation des mesures de croissance du maïs

Le suivi de la croissance de maïs a été fait dans 5 parcelles correspondant aux différents traitements, numérotées 101 à 105 (Fig. 3.1). Ce suivi a concerné le stade phénologique de la plante, l'indice foliaire et la hauteur de la plante.

3.2.1.2.1 Suivi des stades de croissance foliaire

Les stades « repères » de la plante sont définis d'après le stade foliaire, la sortie du panicule (floraison mâle) et celle de l'épi (floraison femelle) (Girardin, 1999). Le stade foliaire a été repéré selon la méthode de feuille recourbée. Un stade foliaire est défini par le numéro d'ordre de la dernière feuille complètement déployée (col visible au moment des observations ; Ledent et al., 1990) : une feuille est considérée comme déployée quand la zone ligulaire (ou col) de la feuille est visible. Le col est la zone intermédiaire entre le limbe foliaire et la gaine foliaire (Fig. 3.2). La gaine foliaire est la partie de la feuille qui forme un fourreau autour de la tige. Une détermination correcte des stades foliaires est indispensable pour bien se repérer et fixer les dates de suivi de la croissance foliaire (LAI). Pour cette raison, des suivis de stade foliaire ont été faits au cours du développement de maïs afin de fixer 3 points de mesure de l'indice foliaire de la plante (Fig. 1.10). Le suivi a été fait sur 5 plantes au cours de la période, accompagné d'une mesure de la hauteur de la plante. La mesure de hauteur correspond à la distance entre le sol et la pointe de dernière feuille visible (Ledent et al., 1990).



Figure 3.2 : Stade 6 feuilles avec F_i feuille i ; C_i col de la feuille i (i = 1à 6) (Ledent et al., 1990).

3.2.1.2.2 Suivi du LAI

L'indice foliaire (LAI) est une variable clé pour l'étude du fonctionnement des couverts végétaux car elle conditionne les échanges de carbone et d'eau avec l'atmosphère. La quantité de feuilles d'un couvert végétal est classiquement décrite par son indice de surface foliaire ou Leaf Area Index (LAI), paramètre primordial dans le transfert radiatif puisqu'il est la principale source d'interaction avec le rayonnement solaire. De même, c'est un paramètre important dans les modèles de calcul de l'évapotranspiration et les modèles simulant les transferts hydriques dans le sol. Le LAI a été défini comme la surface foliaire (la surface supérieur du limbe) d'un couvert rapportée à la surface de sol (Chen et Black, 1992). Ce paramètre, couramment exprimé en m² de feuilles par m² de sol, est sans dimension. Sa définition ne dépend pas des inclinaisons, orientations et éventuelles superpositions foliaires. C'est un paramètre dynamique qui évolue en fonction du temps et dépend de plusieurs facteurs : la culture, le stade de développement, les propriétés physiques et géométriques du site, les pratiques culturales. La mesure du LAI du maïs sur le site expérimental a été faite avec une méthode destructive directe (Jonckheere et al., 2004). Elle consiste à collecter l'ensemble des feuilles de plusieurs plantes, puis à déterminer la surface foliaire de chacune d'elles avec un planimètre optique (Daughtry, 1990). La collecte des plantes a été faite sur une longueur de 1,5 m, avec 9 plantes par placette dont la surface foliaire a été déterminée pour chaque plante séparément. La surface interceptée pour le calcul du LAI est donc considérée de 1.5 m x 0.8 m. Les 80 cm se basent sur l'hypothèse que chaque plante intercepte 40 cm de chaque coté des inter-rangs. L'approche planimétrique est basée sur le principe de corrélation entre la surface de feuilles et la surface couverte par cette feuille dans un plan horizontal. Le planimètre utilisé est un scanneur planimètre (LI-COR LI 3100). La surface des feuilles est scannée avec des impulsions consécutives de diodes électroluminescentes situées dans la partie supérieure de l'appareil et avec un détecteur lecteur de photodiode dans la partie inférieure. L'ombre créée par les feuilles en passant entre l'émetteur et le détecteur est mesurée par l'appareil. Le premier point de mesure a été fait quand le maïs était au stade de 6 feuilles déployées (V6), le 17 juin 2008. Le deuxième point de mesure a été fait au stade 12 feuilles (V12), le 15 juillet 2008, en période de fin de croissance foliaire. Ce stade précède l'émergence de panicule qui marque la fin de la différenciation des feuilles (fin de la période végétative). L'émergence de la panicule, a été observée vers la fin du mois de juillet. Le 3^{ème} point de mesure a été fait après la fin de

croissance de l'épi (R6), le 24 septembre 2008. La sénescence des feuilles était bien marquée pour l'ensemble de la plante, du bas vers le haut. La sénescence est un vieillissement génétiquement programmé, correspondant un affaiblissement de la photosynthèse foliaire, de la transpiration et aussi du fonctionnement racinaire (Hartmann, 1992 dans Combe, 2005). Cette dégradation entraîne une remobilisation de l'azote des parties végétatives vers le remplissage des grains et, par la suite, contribue à la mort des feuilles (Buchanan-Wollaston, 1997). L'indice foliaire, correspondant à la mesure de la surface des feuilles vertes, diminue avec la progression de la sénescence.

3.2.1.2.3 Suivi du rendement

Les mesures de rendement ont été effectuées à partir de 5 prélèvements par parcelle (Fig. 3.3). Chaque prélèvement est réalisé sur une placette de 2,5 m de longueur sur deux rangs côte à côte. Les rendements en grains, rafles et tiges sont estimés à partir de la récolte des épis sur une surface totale de 20 m² (2.5 m linéaires x 0,8 m de large). Les 5 prélèvements ainsi réalisés par parcelle pour les épis et les résidus de culture (tiges et rafles) sont rassemblés et homogénéisés et un échantillon moyen de chaque parcelle (200 g pour les grains et 5 tiges + 5 rafles pour les résidus de culture), est envoyé à l'INRA USRAVE pour analyser les teneurs en azote organique de l'échantillon. Ces teneurs vont nous permettre de calculer les exportations de l'azote par le maïs.



Figure 3.3 : Localisation schématique des prélèvements dans chaque parcelle

3.2.2 Modélisation

3.2.2.1 Présentation du modèle

STICS (Simulateur multidisciplinaire pour des cultures standards) (Brisson et al., 2003) est un modèle de fonctionnement des cultures, à pas de temps journalier, qui considère le système sol-plante-atmosphère et simule les processus suivants :

- le transfert d'eau dans le sol,
- le transfert de chaleur dans le sol,
- le transfert de solutés dans le sol,
- la transformation de la matière organique
- la croissance de la culture.

Il se base une approche fonctionnelle pour simuler les transferts d'eau et de solutés dans le sol, car STICS utilise des traitements simplifiés des flux hydriques et de solutés. Le modèle STICS est constitué de 5 modules :

- un module de transfert de l'eau et des solutés dans le sol,
- un module de croissance de la plante,
- un module de transformation et de décomposition de la matière organique,
- un module de calcul du bilan hydrique,
- ✤ un module de calcul du bilan azote.

Pour plus de détails, on se reportera à la notice (Brisson, 2002) et aux publications (Brisson et al., 1998, 2002, 2003).

i. Module de transfert de l'eau et des solutés dans le sol

STICS est un modèle de type capacitif, du point de vue du transfert de l'eau et de solutés dans le sol. Le sol est assimilé à un réservoir défini par deux teneurs en eau caractéristiques : celle au point de flétrissement permanent et celle à la capacité au champ. Le sol, assimilé à une succession des couches élémentaires de 1 cm, est délimité par l'interface sol-atmosphère, caractérisée par les variables climatiques standards (température maximale et minimale de l'air, rayonnement, pluie, vent). L'évapotranspiration de référence est calculée selon Penman (1948). La limite inférieure constitue l'interface entre le sol et le sous-sol.

Transfert de l'eau dans le sol : La distribution de l'eau dans le sol est appréhendée en considérant les couches élémentaires, assimilées à des réservoirs dont la teneur en eau maximale correspond à celle de la capacité au champ. Un apport d'eau par les pluies ou dles irrigations remplit d'abord la couche supérieure jusqu'à la capacité au champ, l'excès drainant en cascade dans les couches inférieures. Si l'apport est excédentaire par rapport à l'ensemble de la capacité de stockage du sol, cet excès est imputé à un drainage à la base du sol. Les mouvements d'eau ascendants ne sont pas simulés. L'évaporation journalière est supposée affecter les couches de sol jusqu'à une profondeur maximale (fixée dans notre étude à 1,2 m). En-dessous de cette profondeur, il n'y a aucun prélèvement d'eau dû à l'évaporation. La contribution de chaque couche élémentaire de sol à l'évaporation décroît avec la profondeur. La transpiration est répartie dans le sol en proportion des densités relatives de racines dans chaque couche élémentaire. Si la teneur en eau d'une couche est insuffisante pour fournir la fraction de l'évapotranspiration qui lui est affectée, l'eau manquante est extraite des couches inférieures. Les couches ne peuvent se dessécher au delà d'une teneur en eau massique résiduelle, estimée à partir de la teneur en argile.

Transfert de soluté dans le sol : Il est décrit avec la même analogie de type réservoir, selon le principe des « cellules de mélange ». Le soluté arrivant par convection avec l'eau dans une couche élémentaire se mélange instantanément avec le soluté déjà présent. L'excès d'eau est ensuite transféré vers la couche inférieure avec la nouvelle concentration du mélange.

ii. Module de décomposition de la matière organique

Ce module simule la dynamique du carbone et de l'azote dans le système sol-plante. Il se base sur 3 compartiments organiques, chacun affectés d'un rapport C/N : les résidus de culture ou résidus organiques (composts dans notre cas d'étude), la biomasse zymogène, et la MO humifiée. La décomposition des résidus organiques et leur humification se fait sous l'action de la biomasse microbienne en suivant des cinétiques de décomposition du premier ordre. La minéralisation d'azote dépend de la vitesse décomposition (flux de carbone) et des rapports N/C des résidus organiques, de la biomasse et de l'humus formé. La vitesse de décomposition des résidus organiques dépend de la nature des résidus organiques (C/N), de leur profondeur d'incorporation dans le sol, de la biomasse microbienne (C/N), et de la température et de la teneur en eau du sol. La vitesse de minéralisation de la matière organique humifiée du sol dépend du stock d'azote organique actif, de la texture, de la teneur en eau et de la température du sol.

iii. Module de croissance la plante

La croissance du couvert végétal dans STICS repose sur le fonctionnement carboné de la culture : le rayonnement intercepté par l'appareil photosynthétiquement actif (organes chlorophylliens caractérisés par le LAI) est transformé en biomasse qui, en fonction des stades de développement de la culture, est répartie dans différents types d'organes (Brisson, 2002). La culture est caractérisée par sa biomasse aérienne et souterraine ainsi que par son indice foliaire (LAI).

Ce module est articulé en 3 sous-modules : un premier sous-module traite des stades de développement de la plante, un deuxième de la croissance de la biomasse de la plante et un troisième traite de l'effet des stress hydrique et azoté sur la croissance de la plante

Développement de la plante

Le développement de la culture est défini par 8 stades phénologiques, en relation avec le climat, selon l'indice foliaire (les stades végétatifs) et le remplissage des grains. STICS calcule les dates des principaux stades de développement de la plante et la dynamique de l'indice foliaire. Les durées séparant les stades successifs sont exprimés en unités de développement et fixés dans un fichier plante spécifique de chaque espèce. Le moteur du calcul des dates des stades phénologiques de la culture se fait selon la méthode classique des cumuls de temps thermique, la température de référence étant au choix celle de l'air ou de la culture, avec la prise en compte des contraintes du milieu (stress hydrique ou azoté). Le temps thermique est calculé à partir de la température de l'air ou de la culture et des températures seuils TDMIN = 6 et TDMAX = 28 °C pour le cas du maïs. La croissance journalière de l'indice foliaire est estimée à partir de la température de référence, de la densité de semis et d'un taux théorique maximum de croissance. Ce taux peut être affecté par un stress hydrique ou azoté en fonction du stade de développement de la plante.

Croissance de la biomasse de la plante

Le rayonnement solaire intercepté par les feuilles est transformé en assimilats, qui sont orientés vers les organes de récolte pendant la phase finale du cycle. L'accumulation de la biomasse fait intervenir une efficience de conversion spécifique propre à chaque espèce, les stress hydriques et azotés réduisant le taux de conversion. La croissance racinaire, indépendante de la croissance aérienne, permet à la plante d'absorber l'eau et les nitrates. Le profil racinaire est défini par l'avancement du front racinaire et par une densité racinaire. L'avancement du front racinaire dépend de l'espèce, de l'état hydrique et thermique du sol.

La densité racinaire présente une forme sigmoïdale en fonction de la profondeur qui évolue avec le temps (Fig. 3.4).

Densité racinaire (cm cm⁻³)



Figure 3.4 : Distribution de la densité racinaire dans le sol en fonction de la profondeur simulée par STICS

L'effet des stress hydrique et azoté sur la croissance de la plante

Le calcul des stress hydriques et azotés fait appel au calcul des bilans hydriques et azotés dans le sol (modules iv et v). Le calcul se base sur le principe de loi de l'offre et de la demande. Si l'offre est supérieure à la demande, il n'y a pas de contrainte et l'absorption d'eau et d'azote est pilotée par la demande. A l'inverse, si l'offre ne peut satisfaire la demande, c'est l'offre qui définit l'état de stress du couvert (Brisson, 2002). L'indice de stress hydrique est égal à la transpiration relative, rapport de la transpiration réelle à la transpiration potentielle. L'indice de stress azoté est égal au rapport entre la concentration en azote dans la plante et la concentration critique. La concentration critique est la concentration en azote minimale nécessaire pour assurer une vitesse maximum de croissance de la plante

iv. Bilan hydrique

Les variables intervenant dans le calcul du bilan hydrique sont la hauteur de pluie, l'évapotranspiration réelle et le drainage d'eau en profondeur. Le ruissellement a été négligé dans ce travail du fait que le site expérimental présente une pente inférieure à 1 %. La chronique des précipitations journalières correspond aux mesures quotidiennes effectuées à l'aide la station météorologique installée à proximité du site d'étude. La demande climatique globale est l'évaporation de référence EP_{ref} , calculée par la formule de Penman (1948). Cette demande est ensuite décomposée en deux parties : la première s'exerçant sur le sol, c'est

l'évaporation potentielle EP, la seconde s'exerçant sur le couvert végétal, c'est la transpiration potentielle TP.

 l'évaporation potentielle est estimée en faisant intervenir la couverture végétale au dessus du sol (LAI) selon la loi de Beer (Ritchie, 1972): l'évaporation diminue exponentiellement en fonction de LAI avec une pente *a* pris égale à 0,5 (Brisson, 2002)

$$EP = EP_{ref} e^{-a LAI}$$

avec EP le flux d'évaporation potentielle appliqué au sol nu (cm.j⁻¹), EP_{ref}, la demande climatique au temps t (cm.j⁻¹); LAI est l'indice foliaire (m².m⁻²).

 la transpiration potentielle (TP) est calculée par différence entre la demande climatique globale (EP_{ref}) et l'évaporation potentielle du sol (EP), en faisant intervenir le coefficient cultural maximal K_{MAX} (Brisson, 1998)

Bilan azote

Les variables utiles pour le calcul du bilan azoté sont les apports d'engrais minéraux, la minéralisation de la matière organique, la partie absorbée par la plante et la quantité lixiviée avec l'eau drainée. La quantité absorbée par la plante est calculée en comparant chaque jour l'offre du sol et la demande de la culture. La vitesse d'absorption d'azote est égale au plus petit de ces deux termes. La demande en azote de la culture est calculée en fonction de la biomasse accumulée et de la croissance au jour considéré (demande journalière) (Lemaire et al., 2008). Une offre en azote du sol est calculée pour chaque couche élémentaire en tenant compte de la teneur en eau du sol, de la concentration d'azote minéral, de la densité de racines, et d'une cinétique d'absorption racinaire (Michaëlis-Menten). L'azote absorbé finalement est limité soit par l'offre soit par la demande, et l'absorption sera répartie dans le sol au prorata de l'offre de chaque couche.

3.2.2.2 Caractérisation des variables du modèle STICS

Définition du système et de la période de simulation

L'estimation des paramètres de la plante a été faite seulement pour le traitement DVB, parcelle 104, du fait que ce traitement représente la croissance maximale du maïs sur notre site expérimental. Le sol est représenté sous la forme d'un profil à 2 m de profondeur, subdivisés en 5 matériaux correspondant à différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres (chapitre 4). La même discrétisation a été adoptée pour les différentes modèles (chapitre 4 ; Fig. 4.6). La seule différence est que STICS ne permet de prendre en

compte que 5 matériaux différents au maximum (Fig. 3.5). La simulation porte sur la période comprise entre le 1 septembre 2007 et le 30 novembre 2008. Cette période inclut l'apport de matière organique, le 11 septembre 2007 et le développement de la culture maïs en 2008. L'état initial du stock de matière organique a été défini à partir des mesures réalisées sur le sol avant l'épandage le 12-07-2007 et de l'analyse de la teneur du sol en azote total et en azote organique du sol le 29-08-2007. Les conditions à la limite supérieure sont gérées par le modèle à partir des données climatiques. Pour l'ensemble des fonctions décrites, on notera que STICS fait appel à de nombreux paramètres plus ou moins directement mesurables, ayant chacun une dépendance plus ou moins forte aux variétés, aux sols et aux climats simulés. Sauf pour les paramètres ayant fait l'objet d'un calage de notre part, décrits ci-après, les valeurs proposées par les auteurs de STICS ont été systématiquement employées dans toutes les simulations évoquées dans l'ensemble du présent travail.



Figure 3.5 : Domaine de simulation pour la modélisation des transferts hydriques et de solutés dans STICS.

Définition des paramètres de calage

Le sol

La caractérisation du sol a porté sur ses propriétés hydriques. Ses propriétés hydriques (teneur en eau à capacité au champ et au point de flétrissement) ont été mesurées au laboratoire avec le presse de Richards (chapitre 4 ; § 4.2.1.2).

La plante

La caractérisation de la plante a porté sur les paramètres par défaut proposés par les auteurs de STICS, pour la variété Anjou 285.

Les pratiques culturales

La caractérisation de l'amendement organique a été faite à partir d'analyses de 3 souséchantillons prélevés dans un échantillon global de 30 kg récolté au cours de l'épandage (analyses INRA LAS). On a défini les caractéristiques de l'apport du résidu organique: la profondeur d'incorporation, la quantité de matière fraîche apportée, sa teneur en carbone, son rapport C/N, sa teneur en eau, et sa teneur en N minéral.

Les paramètres de modélisation de la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol ont été laissés à leurs valeurs par défaut proposées pour un résidu organique de type de compost.

3.3 Résultats et discussions

3.3.1 Effet des traitements sur le développement du maïs

Le cycle du développement du maïs a été suivi entre mai et octobre 2008 pour l'ensemble des traitements (Fig. 3.6).



Figure 3.6 : Evolution au cours du temps du développement de la plante : (a) stade de développement (nombre de feuilles déployées) ; (b) surface foliaire (LAI) ; (c) hauteur de la plante pour les différents traitements. Les barres verticales représentent les écart-types.

On observe que le témoin présente un certain retard dans sa croissance en comparaison avec les traitements recevant des amendements organiques. Ce retard de croissance est aussi observé au niveau de la hauteur de la plante. Le témoin est le seul traitement qui a reçu 108 kg d'azote minéral par hectare, ce qui peut masquer l'effet des amendements organiques sur la croissance de plante. Parmi les traitements recevant un amendement organique, le traitement OMR présente le LAI et la hauteur de plante les plus faibles pendant la période végétative. Les deux relevés, les 17/06 et 15/07, de l'indice foliaire correspondent à la période végétative (phase de différenciation des feuilles), alors que la 3^{ème} date de suivi (septembre) a été réalisée pendant la maturité physiologique du maïs, qui se caractérise par une sénescence progressive des feuilles. On observe une différence entre l'indice foliaire du traitement OMR avec les 2 traitements amendés DVB, FUM à la date du 17/06, et avec tous les autres traitements recevant de l'amendement organique (DVB, FUM, BIO) à la date de 15/07. L'évolution de l'indice foliaire en septembre montre la sénescence des feuilles. La sénescence

des feuilles est la plus importante dans le traitement DVB qui représente l'indice foliaire le plus faible. De même, on observe que la sénescence des feuilles est faible dans les 2 traitements TEM et OMR. L'indice foliaire évolue de 2,69 à 2,66 entre les mesures des mois juillet et de septembre pour le traitement TEM. Pour les traitements recevant de l'amendement organique, l'indice foliaire évolue de 3,7 à 1,37 entre les mois de juillet et de septembre pour le traitement DVB, de 3,5 à 2,1 dans le traitement BIO, de 3,5 à 2,4 dans le traitement FUM, et de 3,0 à 2,4 dans le traitement OMR.

Le suivi de la croissance du maïs montre une différence dans le cycle de développement du maïs suivant le traitement. L'apport de PRO stimule le développement du maïs, mais de manière moins prononcée pour le traitement OMR.

3.3.2 Comparaisons entre simulations et mesures

3.3.2.1 Modifications apportées aux valeurs des paramètres pris par défaut dans le modèle

STICS simule une maturité physiologique 65 jours trop tard (le 30-12-2008) par rapport à la maturité observée sur le terrain (récolte de maïs faite le 27-10-2008). De même, il simule un rendement en grains très faible par rapport à celui observe sur le terrain (Fig. 3.7a).



Figure 3.7 : Simulation avec STICS du rendement de maïs, biomasse aérienne et grains, (a) avec les paramètres par défaut proposés par les auteurs de STICS pour la variété Anjou 285 et (b) avec quelques modifications apportées aux paramètres de la plante.

Quelques modifications ont donc été faites sur les paramètres de la plante :

- La température seuil minimale pour le développement a été fixée à 4 ° C à la place de 6° C. Ce facteur est le moteur du temps physiologique de la plante, en agissant sur les durées séparant les stades successifs du cycle de développement du maïs. L'action de ce facteur est linéaire entre les deux seuils, minimal et maximal.
- La température seuil minimale (TGMIN) pour la levée a été fixée à 6°C au lieu de 8°C

Ces modifications ont été nécessaires pour que la maturité et le rendement de la culture calculés par STICS convergent vers les mesures observées sur le terrain (Fig. 3.7b). Une assez bonne restitution du rendement de la culture par STICS est observée en terme de biomasse aérienne et de rendement en grains avec une sous estimation de 20 q/ha en quantité de grains.

3.3.2.2 Développement de la culture



Figure 3.8 : Simulation avec STICS et mesures sur le terrain : de l'indice foliaire (a) ; de la hauteur de la plante (b) pour le traitement DVB.

Nous avons représenté les valeurs simulées et mesurées du LAI, de la hauteur de la plante, après les modifications apportées aux paramètres de la plante (Fig.3.8). Nous constatons, en première approximation, que la restitution des LAI et de la hauteur de la plante par STICS est satisfaisante. Il semble que la plante commence sa sénescence un peu en retard (1 à 4 jours). Le paramétrage du modèle STICS permet donc de bien reproduire la croissance de la plante observée sur le terrain.
3.3.2.3 Teneur en eau du sol

Nous cherchons à estimer dans cette section la qualité de la simulation par STICS de la teneur en eau volumique du sol mesurée sur le terrain avec des TDR pour le traitement DVB (voir chapitre 4 ; paragr. 4.2.1.1.1). La teneur en eau pondérale calculée par STICS a été multipliée par la masse volumique apparente mesurée dans les différents horizons pour obtenir des teneurs en eau volumiques (§ 4.3.1). La simulation par STICS de l'évolution des teneurs en eau volumiques du profil de sol au cours du temps n'est pas parfaite. On note d'assez fortes discordances, n'allant pas dans le même sens, en début et en fin du cycle de maïs. Pendant la période de recharge du sol, entre octobre 2007 et juin 2008, le modèle simule assez bien les teneurs en eau volumiques sauf à la profondeur 80 cm. Une surestimation de la teneur en eau à la capacité au champ peut expliquer cette mauvaise simulation à 80 cm de profondeur. Pendant la période à forte demande climatique globale (exercée par le climat et la plante), STICS simule un assèchement marqué du profil de sol entre la surface et 80 cm de profondeur, et surestime les teneurs en eau volumiques à 100 cm de profondeur. Ceci peut s'expliquer une mauvaise redistribution de l'eau au sein du profil pendant la période sèche, liée à l'incapacité des modèles fonctionnels à prendre en compte les remontées capillaires apportant une contribution significative au bilan hydrique.



Figure 3.9 : l'évolution de la teneur en eau volumique observée sur le terrain et simulé par STICS

3.4 Conclusion

Même, si dans le détail, le modèle STICS n'a pas réussi à bien simuler l'évolution aux différentes profondeurs de la teneur en eau du sol observée sur le terrain, les résultats obtenus par STICS sont, dans l'ensemble, satisfaisants dans la mesure où ils permettent de décrire correctement la croissance de la plante. L'objectif de ce chapitre était de bien simuler l'évolution dans le temps de l'indice foliaire afin d'estimer la demande évaporative de la plante et sa demande journalière en azote qui dépend, elle aussi, de la vitesse de croissance de la plante. On peut estimer par conséquent que cette demande journalière en azote devrait être correctement prise en compte dans les simulations qui seront réalisées avec le modèle PASTIS du fait que la biomasse aérienne accumulée a été bien simulée avec STICS et que PASTIS utilise le même modèle de culture STICS.

Chapitre 4 : Effets de l'épandage de produits résiduaires organiques sur les propriétés et la dynamique hydriques du sol

4.1 Introduction

Les changements des propriétés physico-chimiques et microbiologiques du sol suite à l'amendement par un compost sont souvent associés à des changements directs ou indirects des propriétés physiques du sol. Ainsi, l'augmentation de la matière organique, l'élévation du pH, du contenu en calcium, ainsi que de la biomasse microbienne et de son activité, s'accompagnent aussi de la formation d'agrégats plus gros et plus stables (Gerzabek et al., 1995). La stabilité des agrégats et l'amélioration de la structure du sol qui y est liée conduisent à une augmentation de la porosité et à une diminution de la masse volumique apparente du sol (Giusquiani et al., 1995), ainsi qu'à une augmentation de la capacité de rétention et d'infiltration de l'eau dans le sol. Ces effets nécessitent des applications répétées, et ne s'observent qu'après plusieurs années d'apports de composts. Ils dépendent aussi de la nature des interactions sol-amendements (Hill and James, 1995; Gilley et Eghball, 1998). Le but de notre étude est la caractérisation quantitative des flux d'eau dans le sol à la suite d'apports répétés de composts, par l'analyse des transferts hydriques dans le sol et des propriétés hydriques qui les déterminent. Ce travail est divisé en deux parties : une partie expérimentale et une partie consacrée à la modélisation. La première partie porte sur la caractérisation du fonctionnement hydrique du site expérimental, en fonction des conditions météorologiques et au cours des différentes étapes de l'année hydrologique 2007-2008 (parcelle nue de novembre 2007 à avril 2008, puis cultivée en maïs de juin à octobre 2008). Elle a consisté à suivre l'évolution in situ de l'état hydrique du sol en conditions naturelles à l'aide de tensiomètres et de sondes TDR. Dans la deuxième partie, nous réalisons une modélisation des transferts hydriques dans le sol dans le but d'établir un bilan hydrique à l'échelle du site expérimental et d'obtenir un jeu de paramètres hydrodynamiques représentatif du sol et permettant de décrire la dynamique hydrique du système sol-planteatmosphère. Après la validation de ces paramètres par l'étude du transfert du bromure (chapitre 5), ces paramètres hydrodynamiques serviront dans une modélisation intégrée de l'impact de l'épandage sur le fonctionnement azoté du sol (chapitre 7).

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Mesures expérimentales

4.2.1.1 Suivi in situ de la dynamique hydrique





Figure 4.1: Localisation des 5 fosses avec les tensiomètres et TDR dans le dispositif expérimental

Les 5 fosses pédologiques (Fig. 4.1) ouvertes en avril 2004 ont été équipées avec des outils de suivi hydrique. Chaque fosse pédologique a été instrumentée sur 7 niveaux de profondeur avec des tensiomètres à manomètre Bourdon (SDEC France) et des sondes TDR (Soil Moisture Equipment Crop). Un tensiomètre amovible est installé verticalement à 20 cm dans l'horizon travaillé (LA) et un autre à 40 cm, dans l'horizon éluvial (E). Sous la zone arable, les tensiomètres sont installés à 60, 80, 100, 130, 160 cm de profondeur, avec une inclinaison de 30°, selon un dispositif enterrable qui ne gêne pas les pratiques culturales. Les sondes TDR sont installées horizontalement à sept niveaux de profondeur (20, 40, 60, 80, 100, 130,160 cm). Lors des pratiques culturales, la sonde TDR à 20 cm de profondeur est enlevée permettant le travail du sol. Chaque niveau équipé va être désigné par la suite avec son horizon correspondant, du fait de la différence de profondeur d'apparition des horizons

profonds entre les 5 parcelles équipées. En prenant l'exemple du traitement DVB, la notation va être la suivante pour la localisation des outils de suivi hydrique (Fig. 4.2) : DVB_LA_20cm ; DVB_E_40cm ; DVB_BT_60cm ; DVB_BT_80cm ; DVB_BT IC_100cm ; DVB_BT IC_130 cm ; DVB_IIC_160cm.



Figure 4.2: Représentation synthétique des 5 profils pédologiques observés en avril 2004 avec les profondeurs d'instrumentation de chaque profil.

4.2.1.1.2 Mesure du potentiel de l'eau dans le sol

Le potentiel de l'eau dans le sol est une variable d'état du sol qui définit l'état énergétique de l'eau dans le sol. Il peut être exprimé en quantité d'énergie par unité de poids d'eau, " charge hydraulique " (*H*), exprimée en unité de longueur (m). Il est divisé en plusieurs composantes : gravitaire, hydrostatique, matriciel, osmotique dans le cas d'un sol salé et de confinement dans le cas d'un sol déformable. Dans notre travail, nous avons affaire à un sol non déformable, non salé. Le potentiel gravitaire, h_g, est le travail nécessaire pour déplacer de manière réversible une unité de poids d'eau de l'état de référence jusqu'à l'altitude du point considéré dans le sol. Le potentiel de l'eau à l'état de référence a une valeur nulle. Cet état de référence correspond à une eau à la pression de référence (pression atmosphérique) et à l'altitude de référence (la surface du sol). Le potentiel gravitaire s'exprime, en unité de charge hydraulique, par :

 $h_{\rm g} = z$, où z est l'altitude du volume de sol considéré.

Les deux potentiels, hydrostatique et matriciel, sont regroupés sous le nom de « potentiel de pression » (h). Ce potentiel désigne le travail nécessaire pour déplacer de manière réversible une unité de poids d'eau de l'état de référence jusqu'à la pression de l'eau dans le volume de sol considéré. Dans le cas d'un sol saturé, le potentiel de pression provient de la pression hydrostatique exercée par la colonne d'eau qui le surmonte au point considéré. Cette surpression, supérieure à la pression atmosphérique, définit le potentiel de pression hydrostatique, positif, et correspond à la hauteur de la colonne d'eau (m). Dans le cas d'un sol insaturé, le potentiel de pression résulte des forces de capillarité et d'adsorption, dues à la matrice solide, qui attirent et lient la phase liquide dans le sol, au point de faire chuter son potentiel de pression au-dessous de celui de l'eau libre (Musy et Soutter, 1991). Le potentiel matriciel est la quantité d'énergie contenue dans une unité de poids d'eau soumise à des forces de tension superficielle aux interfaces entre les phases gazeuse, liquide et solide. Ce potentiel est toujours négatif. Il peut être présenté en valeur absolue $|h_p|$ sous le nom de « succion ». Le potentiel matriciel h_p est mesurable à l'aide d'un tensiomètre (Fig. 4.3), dont le principe se base sur le fait que l'eau contenue dans le tensiomètre se met en équilibre avec l'eau du sol avoisinant. L'eau est entraînée hors du tensiomètre via la bougie poreuse si le sol s'assèche, ce qui engendre une pression plus faible dans le tensiomètre ; l'eau reflue dans le tensiomètre si le sol se réhumecte et fait remonter la pression dans le tensiomètre. Ces variations de pression sont indiquées sur l'appareil de mesure du tensiomètre (manomètre).



Figure 4.3: Représentation schématique d'un tensiomètre (a) avec un manomètre à mercure et (b) avec un manomètre type « Bourdon » selon EPRI, 1985, dans Ballestero et al. (2001).

Un tensiomètre est constitué par :

- une bougie poreuse en céramique, définie par une pression d'entrée d'air égale à 1,5 bar, dans le cas des tensiomètres que nous avons utilisés.
- la canne tensiométrique, entre la bougie poreuse et le manomètre, de longueur de 45 cm pour les horizons de surface, et de 55 cm pour les horizons profonds.
- un tube fin utilisé pour relier la canne au manomètre.
- un manomètre, permettant la lecture du potentiel. Suite à un dysfonctionnement des jauges à vide Bourdon, celles-ci ont été remplacées par des manomètres à mercure, entre octobre et décembre 2007.
- un tube de purge pour enlever l'air du dispositif.

L'eau qui est utilisée dans le tensiomètre n'a pas été dégazée. Ce qui nous a obligé à purger fréquemment les tensiomètres. Les purges ont été pratiquées lorsque les bulles dans la partie visible du capillaire étaient supérieures à 5 mm de longueur. Dans ce travail, l'effet de la température sur les tensiomètres n'est pas pris en compte. L'incertitude liée à cette non prise en compte ne devrait pas dépasser quelques mbars, compte tenu des amplitudes de température rencontrées.

Le suivi des profils de charge hydraulique dans le sol a été fait à partir de mi-novembre 2007 pour les 3 traitements DVB, OMR, FUM et à partir de mi-décembre pour les deux autres traitements (BIO et TEM) jusqu'à octobre 2008.

Les tensiomètres ont été remplis d'eau contenant un anti-gel en hiver, qui a empêché le gel jusqu'à - 4°C. La prise de mesure tensiométrique a été faite 3 fois par semaine en moyenne pendant la saison hivernale et a été réduite à une fois pendant la saison estivale. Pour purger le tensiomètre, on a injecté sous pression (à l'aide d'une seringue) de l'eau via le capillaire de purge jusqu'à ce que le système soit entièrement vidé d'air.

4.2.1.1.3 Mesure de la teneur en eau volumique du sol

La teneur en eau du sol est exprimée comme le rapport entre la masse ou le volume d'eau contenue dans l'échantillon de sol et la masse de matière sèche de cet échantillon ou son volume initial. Ces deux expressions sont liées par un coefficient de proportionnalité correspondant à la masse volumique apparente du sol. Deux méthodes de mesure de la teneur en eau du sol ont été utilisées : une méthode directe (méthode gravimétrique) et une méthode indirecte (méthode diélectrique TDR).

4.2.1.1.3-a Méthode gravimétrique

C'est une méthode directe de mesure de la teneur en eau du sol. Elle détermine le rapport entre la masse d'eau contenue dans l'échantillon du sol et la masse de matière sèche de cet échantillon. La teneur en eau massique est liée à la teneur en eau volumique par la masse volumique apparente du sol, ρ_b (Kg/m³) et la masse volumique apparente de l'eau, ρ_w , (Kg/m³) selon la formule.

$$\theta = (\rho_b / \rho_w) W$$
 Équation 4.1

avec θ , la teneur en eau volumique (m³/m³), et W la teneur en eau massique ou pondérale (g/g).

Cette méthode consiste à prélever un échantillon du sol, à le peser avant et après séchage pendant 48 heures à l'étuve à une température 105 °C. Cette méthode est considérée comme la plus précise (OMM, 1994 ; Topp et Ferré, 2002 ; Walker et al., 2004). Elle est nécessaire pour étalonner les équipements utilisés par toutes les autres méthodes indirectes. Les erreurs liées à cette méthode de mesure sont de l'ordre de 0,3 % selon Gardner (1986) (cité par Topp

et Ferré, 2002). Ces erreurs intègrent la précision de la balance, et l'erreur sur le temps de dessiccation. L'erreur associée à la détermination de θ avec cette méthode est obtenue par la combinaison de l'erreur associée à W et celle associée à la masse volumique apparente ρ_b (Gardner et al., 1991, cité par Topp et Ferré, 2002) selon :

var (
$$\theta$$
)=W²var (ρ_b) + ρ_b^2 var (W) Équation 4.2

L'exactitude des mesures dépend de plusieurs facteurs :

- La taille de l'échantillon : il est nécessaire de travailler avec un volume élémentaire représentatif (V.E.R) (Bear, 1972 ; Cousin, 2007).
- La teneur en matière organique de l'échantillon : si la matière organique des échantillons est supérieure à 5 %, celle-ci peut contribuer à une surestimation de la teneur en eau mesurée. La dessiccation du sol à 105°C peut contribuer à une perte de masse de l'échantillon, à cause de l'oxydation et de la volatilisation des composants organiques (Topp et Ferré, 2002).

A 35 m des fosses instrumentées (Fig. 4.1), un épandage de bromure a été fait afin d'étudier le transfert des solutés dans le sol dans chaque parcelle équipée avec les outils de suivi hydrique (voir chapitre 5). Un suivi de l'azote minéral dans le sol a aussi été fait sur des zones de parcelles laissées nues afin de suivre la minéralisation nette suite à un épandage de composr (Fig. 4.1). Le traçage de l'eau et le suivi de l'azote nous a permis d'obtenir des profils de teneur en eau gravimétrique lors des campagnes de prélèvement. Ces mesures gravimétriques vont être utilisées pour comparer et calibrer les mesures obtenues avec la méthode diélectrique.

4.2.1.1.3-b Méthode diélectrique TDR

La réflectométrie dans le domaine temporel (Time Domain Reflectometry ou TDR) a été utilisée pour suivre l'évolution de la teneur en eau volumique θ au cours du temps. C'est une méthode diélectrique qui mesure la vitesse de propagation d'une impulsion d'une onde électromagnétique dans le domaine des micro-ondes le long d'une paire de guides d'onde placés dans le sol. Cette vitesse de propagation est proportionnelle à la permittivité diélectrique relative apparente *K*a du sol entre les guides (Topp et al., 1982). Cette permittivité varie avec la quantité d'eau contenue dans le sol puisque la permittivité diélectrique relative des particules du sol varie entre 2 et 7 environ et celle de l'air et de l'eau sont respectivement de 1 et 80. Donc, si la masse volumique apparente du sol reste constante, son *K*a varie uniquement en fonction de la teneur en eau du sol. La teneur en eau volumique θ

du sol peut donc ainsi être déduite directement de la mesure de Ka via une courbe étalon du type $\theta = f(Ka)$ (Topp et al., 1980 ; 1982). Cette méthode présente l'avantage d'être rapide avec des mesures quasiment instantanées. Dans les sols minéraux, l'exactitude de la méthode TDR est bonne et peut être améliorée en établissant la relation d'étalonnage pour chaque sol en particulier si une précision élevée ($\pm 0,01 \text{ m}^3/\text{m}^3$) est exigée (Petersen, 1995). L'étalonnage est déterminant dans le cas des sols ayant une fraction importante de matière organique ou d'argile (Gong et al., 2003 ; Stangl et al., 2009) dans les sols salins où des pertes d'énergie significatives limitent l'utilisation de la méthode TDR (Jones et al., 2002 ; Nadler et al., 1991 ; 1999) et dans le cas de sols gelés (Patterson et Smith, 1981). L'étalonnage est aussi nécessaire dans le cas où la pose de sondes TDR n'est pas parfaite. Lors de l'implantation des sondes TDR, Nicole (2000) a observé une macroporosité artificielle créée autour des guides d'onde due à l'absence d'un contact parfait avec le sol. Ce qui a provoqué une surestimation de la teneur en eau volumique du sol mesurée avec la sonde TDR, en phase de saturation suite à une pluie.

L'appareillage de cette méthode consiste en :

- un appareil de mesure TDR «TRASE Systeme I », qui comprend un générateur d'impulsion, un chronomètre électronique, des microprocesseurs permettant d'enregistrer la courbe d'étalonnage et de convertir la vitesse de propagation en teneur en eau du sol via un étalonnage interne. Cet appareil est relié à un boîtier multiplexeur permettant de connecter l'appareil de mesure à plusieurs sondes.
- les sondes (TDR) utilisées, de 20 cm de longueur de guides d'onde, sont de type « non enrobées enterrables longues » (Soil Moisture Equipment Crop, modele Long-burriable uncoated 6005L2).
- les câbles de connexion coaxiaux blindés entre l'instrument de mesure et le multiplexeur.

La mesure réalisée prend donc en compte un volume de sol orienté de part et d'autre du plan des guides d'onde sur toute la longueur de la sonde soit 20 cm.

4.2.1.1.3-c Etude de la masse volumique apparente

Une étude des mesures de masse volumique apparente faites avec les différents outils de prélèvement (carottier, tube cylindrique et cylindre), a été réalisée afin de savoir si les masses volumiques apparentes mesurées par les différents outils sont similaires et peuvent être utilisées pour la suite du travail.

Les prélèvements de sol réalisés lors du suivi du bromure dans le sol (chapitre 5) permettent d'estimer la masse volumique apparente du sol à différents profondeurs, pour les différentes dates et les différents traitements. Ces prélèvements volumiques de sol ont été réalisés tous les 5 ou 10 cm de profondeur, depuis la surface jusqu'à 1,20 m, avec un carottier pneumatique (Geonor, Milford-USA) (section 2,26 cm², 5 points de sondages par campagne de prélèvements) et à l'aide d'un tube cylindrique de prélèvement (3,45 cm de diamètre, 1 point de sondage par campagne de prélèvement). Le protocole des prélèvements est présenté en détail dans le chapitre 5 (§ 5.2.1.3). Les sondages du traitement DVB, obtenus avec le carottier, ont été analysés séparément pour étudier la variabilité intra-parcellaire. Pour les 4 autres traitements, les échantillons de chaque niveau des sondages réalisés avec le carottier ont été mélangés, afin de constituer un échantillon moyen.

D'autre part, des mesures de la masse volumique apparente du sol ont été faites à l'aide de grands cylindres (diamètre : 8,5 cm ; hauteur : 9 cm) à partir des fosses creusées en mars 2004 et instrumentées avec les TDR et tensiomètres (Fig. 4.1). Ces mesures ont été faites verticalement dans les différents horizons des 5 traitements à raison de 3 cylindres par horizon. La limite supérieure des cylindres est à : (i) 9, 42, 75, 122 et 165 cm de profondeur pour le traitement DVB, (ii) 9, 40, 65, 93 et 140 cm de profondeur pour le traitement OMR, (iii) 9, 40, 66, 103 et 132 cm de profondeur pour le traitement FUM, (iv) 9, 41, 69, 125 et 155 cm de profondeur pour le traitement BIO et (v) 9, 41, 71, 114 et 150 cm de profondeur pour le traitement TEM. D'autres mesures de masse volumique apparente ont été faites verticalement au mois d'août 2004 dans la couche labourée, avec le même cylindre et 3 répétitions par traitement. La limite supérieure du cylindre est à 4 cm de la surface. Selon Topp et al. (1993), le volume du sol prélevé doit avoir au minimum un diamètre entre 75 et 100 mm, pour avoir une mesure de masse volumique apparente fiable. Les mesures réalisées à l'aide des grands cylindres en 2004 serviront donc de référence par rapport à laquelle les autres outils de prélèvements (carottier et tube cylindrique) seront évalués (Topp et al., 1993 ; Grossman et Reinsch, 2002). Cette comparaison a été limitée en profondeur du fait que les prélèvements avec le tube n'ont été faits que jusqu'à 70 cm de profondeur maximum. La comparaison a été faite en prenant les valeurs de masse volumique des niveaux de profondeur échantillonnés avec le tube et le carottier qui correspondent aux profondeurs des mesures échantillonnées avec le grand cylindre. Par exemple, la moyenne pondérée de masses volumiques apparentes obtenues avec les niveaux 5-10, 10-15 cm a été comparé avec la masse volumique obtenue avec le grand cylindre pour la couche labourée (profondeur échantillonnée 4-13 cm). Le test

de Student, au seuil de signification de 5 %, a été utilisé afin de révéler l'influence éventuelle de l'outil de prélèvement sur l'estimation de la masse volumique apparente.

4.2.1.1.3-d Comparaison des méthodes diélectrique et gravimétrique

Prenant en considération les problèmes pouvant accompagner la méthode diélectrique exposés précédemment, nous avons essayé de valider les relevés obtenus avec cette méthode à l'aide des mesures obtenues par la méthode gravimétrique. Pour cela, on a utilisé les mesures de la teneur en eau massique obtenues lors du suivi du bromure au sein des parcelles (Fig. 4.1). Ce suivi est évoqué dans le paragraphe précédent et précisé dans le tableau 4.1. Les mesures de teneur en eau massique obtenues lors du suivi de la dynamique d'azote pendant la même période ont aussi été utilisées. Ces mesures ont été faites dans des parcelles situées dans un autre bloc (Fig. 4.1). Les teneurs en eau massique du suivi de la dynamique d'azote ont été obtenues sur des couches sol de 30 cm (0-30, 30-60, 60-90, 90-120 cm). Les suivis du bromure et de l'azote ont été faits sur des zones de parcelles en sol nu. La validation a donc été réalisée seulement sur les relevés de TDR pendant la période où la parcelle est laissée nue, entre novembre 2007 et mai 2008. Durant cette période, 4 campagnes de mesures de teneur en eau massique, pour les deux suivis du bromure et de l'azote, ont été réalisées dans une gamme d'état hydrique où le sol était proche de saturation. Ces campagnes ont été effectués les 12/12/2007 (T1), 24/01/2008 (T2), 07/03/2008 (T3) et 31/03/2008 (T4) (§ 5.2.1.3, 7.2.1.2). En complément, une autre campagne de mesure de la teneur en eau massique a été réalisée le 02 septembre 2009, à une période où le sol est nu et dans un état sec (après la récolte du blé de 2009). Le protocole de prélèvement est le même que celui du suivi de bromure (§ 5.2.1.3). Les prélèvements ont été réalisés à 70 cm des prélèvements de campagne du 31/03/2008 (Fig. 5.1). Dans le travail qui suit, les mesures de teneur en eau massique vont être codées selon le type de suivi et le nom de la parcelle où ils ont été réalisés. « grav_N_FUM » signifie une mesure gravimétrique (grav) obtenue lors de suivi d'azote (N) dans le traitement fumier (FUM). La masse volumique apparente obtenue par mesure au cylindre, sur les fosses ouvertes en 2004, a été utilisée pour passer des teneurs en eau massiques aux teneurs en eau volumiques. Lorsque la profondeur de la sonde TDR se situait à la limite entre deux couches échantillonnées pour la mesure du bromure ou de l'azote, les valeurs de teneur en eau des deux couches ont été utilisées (Tab. 4.1). Par exemple, la teneur en eau du TDR installée à 20 cm a été comparée à la valeur moyenne pondérée des teneurs en eau massique des tranches 15-20 et 20-25 cm à T2 et à celles des tranches 10-20 et 20-30 cm à T4, mesurées lors du suivi bromure. Pour les données du suivi azote, le niveau TDR 20 cm a été comparé avec la

teneur en eau massique de la couche 0-30 cm. Cette comparaison a été limitée en profondeur au niveau TDR 100 cm du fait que les prélèvements avec les deux suivis n'ont été faits que jusqu'à 1,2 m de profondeur maximum. Les sondes à 130 et 160 cm n'ont donc pas pu être étalonnées.

Date de suivi	Parcelle	Profondeurs			
Suivi des TDR					
Nov. 07- mai 08 3 fois/semaine Suivi du bromur T1 : 12/12/07 T2 : 23/01/08 T3 : 06/03/08 T4 : 31/03/08	DVB : 201 OMR : 202 FUM : 203 BIO : 302 TEM : 303 e DVB : 201 OMR : 202 FUM : 203 BIO : 302 TEM : 303	T1 0-5 cm 5-10 cm 10-15 cm 15-20 cm 20-30 cm 30-40 cm 40-50 cm 50-60 cm 60-70 cm 70-80 cm 80-90 cm 90-100 cm 100-110 cm	20 c 40 c 60 c 80 c 100 T2 0-5 cm 5-10 cm 10-15 cm 15-20 cm 20-25 cm 25-30 cm 30-35 cm 35-40 cm 40-50 cm 50-60 cm 60-70 cm 70-80 cm 80-90 cm 90-100 cm 100-110 cm 110-120 cm	cm cm cm cm cm cm cm cm cm cm cm cm cm c	T4 0-10 cm 10-20 cm 20-30 cm 30-35 cm 35-40 cm 40-45 cm 45-50 cm 50-55 cm 55-60 cm 60-70 cm 70-80 cm 90-100 cm 100-110 cm 110-120 cm
Suivi de l'azote					
T1 : 12/12/07 T2 : 23/01/08 T3 : 06/03/08 T4 : 31/03/08	DVB : 104 OMR : 103 FUM : 101 BIO : 105 TEM : 102	0-30 cm 30-60 cm 60-90 cm 90-120 cm			

Tableau 4.1 : Récapitulatif des dates, numéros de parcelles et profondeurs des suivis du bromure, de l'azote et des relevés TDR.

4.2.1.2 Mesures indépendantes des propriétés hydrodynamiques

Des mesures de teneur en eau volumique réalisées à l'aide des presses de Richards (Klute, 1986b) aux potentiels 0, -10, -30, -100, -320, -1000, -3200, -10000, -16000 cm ont été réalisées en juillet 2004 sur des échantillons de volume 50 cm³. Des cylindres de 25 mm de hauteur et de 50 mm de diamètre ont été utilisés pour prélever les échantillons dans les horizons profonds de 3 des 5 fosses pédologiques qui ont été instrumentées avec les outils de suivi hydrique. Les mesures ont été faites aux profondeurs 36cm (horizon E), 68 cm (horizon BT) et 110 cm (horizon BT IC) pour le traitement DVB; aux profondeurs 40 cm (horizon E), 55 cm (horizon BT), 103 cm (horizon BT IC) et 140 cm (horizon IC) pour le traitement OMR, et aux profondeurs 40 cm (horizon E), 70 cm (horizon BT), 95 cm (horizon BT IC) et 150 cm (horizon IC) pour le traitement TEM. La relation existant entre la teneur en eau et le potentiel matriciel du sol exprime les variations d'intensité des forces de capillarité en fonction de la teneur en eau. Graphiquement, cette relation $\theta(h)$ est représentée par une courbe, dénommée "courbe caractéristique de rétention en eau" (Musy et Soutter, 1991). Des mesures de conductivité hydraulique ont été réalisées dans les différents horizons des mêmes parcelles, en juin 2004, à l'aide d'infiltromètres à disques aux potentiels matriciels suivants : -1,5, -1, -0,6, -0,3, -0,1 kPa (Perroux et White, 1988; Coquet et al., 2000). Les relations $\theta(h)$ ont été déterminées, aux mêmes potentiels que précédemment, en février 2005, dans la couche labourée des mêmes parcelles. Les mesures ont été faites dans les différentes structures reconnues par la méthode du profil cultural (Manichon, 1982) : les zones tassées (Δ) de la couche labourée non reprise par les façons superficielles, les zones non tassées (Γ) de cette même couche, les inter-bandes de labour (Fig. 4.4) (Schneider, 2005). Chaque mesure est répétée 3 fois. En même temps, des mesures de conductivité hydraulique aux potentiels -0,6, -0,2 et - 0,05 kPa, réalisées à l'aide de l'infiltromètre à disque, ont été effectuées sur les mêmes 3 états structuraux de l'horizon LA. Chaque mesure est répétée 8 fois pour les mottes Δ , Γ , inter-bandes. Les données d'infiltrométrie ont été extrapolées afin d'estimer la conductivité hydraulique à saturation.



Figure 4.4 : (a) profil cultural, réalisé sur la parcelle DVB 201, (b) photo d'une motte (Δ) et (c) photo d'une motte (Γ) (Schneider, 2005).

4.2.2 Modélisation de la dynamique hydrique du sol

4.2.2.1 Présentation du modèle HYDRUS-1D

HYDRUS-1D (Simunek et al., 2009) est un modèle mécaniste qui permet de décrire le transport monodimensionnel de l'eau et des solutés dans un milieu poreux incompressible et variablement saturé, en régime permanent ou transitoire. Ce modèle siumule le transport de l'eau et des solutés en résolvant numériquement, par la méthode des éléments finis, l'équation de Richards et l'équation de convection-dispersion. L'équation de Richards décrit les transferts d'eau dans un milieu poreux variablement saturé. Elle découle de la combinaison de la loi de Darcy généralisée au milieu insaturé (Eq. 3) avec l'équation de continuité (Eq. 4), qui s'écrivent, en forme monodimensionnelle verticale (z) :

$$J_{W}(z,t) = -K(h) \frac{\partial H(z,t)}{\partial z}$$
Équation 4.3
$$\frac{\partial}{\partial t} + \frac{\partial J_{W}}{\partial z} + r_{W} = 0$$
Équation 4.4

où J_w est la vitesse de darcy $[L.T^{-1}]$, *z*, l'axe des altitudes orienté positivement vers le haut [L], *t*, le temps [T], K, la conductivité hydraulique $[L.T^{-1}]$, H(z, t), la charge hydraulique totale en *z* au temps *t* [L], r_w, la fonction puits racinaire $[T^{-1}]$, avec $r_w = \alpha$ (h) S_p(z) où α (h) est une fonction de stress hydrique définie par 4 paramètres (h₁, h₂, h₃, h₄) qui fixent la façon dont la valeur α évolue en fonction du potentiel de l'eau du sol (Feddes et al., 1978; Fig. 4.5) et S_p(z) le taux d'extraction maximum à la profondeur z $[T^{-1}]$, avec TP = $\int Sp(z)dz$ et TP [L.T⁻¹], la

transpiration potentielle du couvert végétal.



Figure 4.5 : Schéma de la fonction de stress hydrique α (h) (Simunek et al., 2009)

En combinant ces deux lois, on obtient l'équation de Richards dans un milieu monodimensionnel vertical variablement saturé :

$$\frac{\partial}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - r_{W}$$
 Équation 4.5

La résolution de l'équation de Richards, équation non linéaire, nécessite la connaissance des deux fonctions décrivant les propriétés hydrodynamiques du sol (la courbe de rétention hydrique, $\theta(h)$, et la courbe de conductivité hydraulique K(h) ou K(θ)) et l'utilisation d'un outil de résolution numérique, par exemple la méthode des éléments finis utilisée par HYDRUS-1D. Les fonctions analytiques de Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980) (Eq. 4.6, 4.7), ont été utilisées pour décrire les deux relations $\theta(h)$ et K(h). Nous avons utilisé le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991) qui permet de paramétrer le modèle de Mualem-van Genuchten sur des valeurs de $\theta(h)$ et K(h) obtenues expérimentalement.

$$\begin{array}{l}
\theta \\
(h) = \begin{cases}
\theta \\
r + \frac{s - r}{\left[1 + \left| \begin{array}{c} h \\ n \end{array}\right]^{m}} & h < 0 \\
\theta \\
s & h \ge 0
\end{array}$$

$$\begin{array}{l}
\text{Équation 4.6} \\
\text{K}(h) = K_{s} Se^{\ell} \left[1 - (1 - Se^{1/m})^{m}\right]^{2} & \text{Équation 4.7} \\
\text{avec} \quad Se = \frac{\theta r \theta}{s - r}
\end{array}$$

où θ_r est la teneur en eau résiduelle [L³L⁻³], θ_s est la teneur en eau à saturation [L³L⁻³], α [L⁻¹] et *n* [-] sont des paramètres empiriques, m = 1- (1/*n*), K_s est la conductivité à saturation [LT⁻¹], Se est la saturation effective du sol [-], ℓ est le coefficient de connexion des pores [-], égal à 0,5 (valeur proposée par Mualem, 1976).

Les paramètres décrivant ces équations peuvent être déterminés par calage des équations aux données expérimentales avec le logiciel RETC, mais aussi à l'aide de la procédure inverse d'HYDRUS-1D. L'optimisation des paramètres de transferts hydriques par la procédure inverse consiste à minimiser une fonction objective Φ (Eq. 4.8) qui correspond le plus souvent à la différence au carré entre les données observées expérimentalement (par exemple les valeurs de teneur en eau volumiques mesurées par les sondes TDR) et les données simulées par le modèle HYDRUS-1D :

$$\Phi(b,q) = \sum_{j=1}^{m_q} v_j \sum_{i=1}^{m_q} \omega_{i,j} \left[q_j^*(z,t_i) - q_j(z,t,b) \right]^2$$
 Équation 4.8

où le terme $q_j^*(z, t_i)$ représente les variables mesurées au temps t_i à la profondeur z et $q_j(z, t_i, \mathbf{b})$ les mêmes variables calculées par le modèle pour le vecteur **b** des paramètres à optimiser (θ_r , θ_{s_i} n, K_s), m_q est le nombre de types de mesures, n_{qj} est le nombre de mesures dans un type j particulier, v_j et $\omega_{i,j}$ sont respectivement les poids associés à chaque type de mesure et aux points de mesure dans un type particulier. La minimisation de la fonction est accomplie par la méthode d'optimisation non linéaire de Levenberg-Marquardt (Marquardt, 1963). Dans notre cas, le même poids a été attribué à toutes les données mesurées et à tous les types de données lors de l'optimisation.

4.2.2.2 Définition du système et la période de simulation

Le domaine du modèle consiste en une colonne de sol à une dimension, allant jusqu'à 2 m de profondeur. La grille est composée de 200 nœuds avec une densité deux fois plus élevée en surface qu'en profondeur, car les gradients de charge hydraulique y sont plus importants. Le profil de sol a été discrétisé en 7 matériaux (Fig. 4.6), correspondant aux différents horizons et différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres. La surface supérieure est soumise à une condition de type « atmosphérique » (permettant de traiter les précipitations et l'évaporation du sol). La contrainte limite de pression négative à ne pas dépasser sur le nœud de cette frontière est fixée à h = -10000 cm d'eau (pF = 5). La frontière inférieure du domaine est une condition de drainage libre. L'état hydrique initial du système est défini par son potentiel matriciel fixé à -100 cm le long de profil. Notre simulation vise la reproduction de l'évolution in situ de l'état hydrique du sol que nous avons suivi entre novembre 2007 et octobre 2008. Deux périodes distinctes sont identifiées pendant cette période, la 1^{ère} où la parcelle expérimentale a été laissée nue, entre octobre 2007 et fin avril 2008, qui sera désignée par la suite par « période nue », et la 2^{ème} période où la parcelle a été cultivée avec du maïs entre début mai et octobre 2008 et qui sera désignée par la suite par « période cultivée ».



Figure 4.6: Domaine de simulation pour la modélisation des transferts hydriques et de solutés dans HYDRUS-1D.

4.2.2.3 Acquisition des paramètres du modèle

4.2.2.3.1 Conditions à la limite supérieure

Le principe de calcul de la demande climatique s'exerçant sur le sol et sur le couvert n'est pas similaire pour les différents modèles.

- L'évaporation du sol potentielle (EP) est calculée dans les différents modèles selon une fonction d'extinction progressive du rayonnement (loi de Beer).

- La transpiration potentielle (TP):
 - a. Avec HYDRUS-1D, la demande climatique s'exerçant sur la plante est estimée par différence entre la demande climatique globale (EP_{ref}) et l'évaporation potentielle du sol (EP).
 - b. Avec les deux modèles STICS et PASTIS, la transpiration potentielle utilise le coefficient cultural maximale K_{MAX}

Pour éviter cette différence, les valeurs des variables TP et EP calculées en sortie de STICS ont été imposées à HYDRUS-1D.

4.2.2.3.2 Paramètres de la plante

Les données requises par HYDRUS-1D pour simuler le prélèvement d'eau par la culture sont le profil racinaire (profondeur d'enracinement) et son évolution au cours du temps. Ces données ont été estimées avec STICS (chapitre 3). Les 4 paramètres (h_1 , h_2 , h_3 , h_4) de la fonction de stress hydrique sont issues de la base de données HYDRUS-1D, elle-même issue de données de la littérature (Wesseling et al., 1991). Ces paramètres ont été fixés à -15, -30, -600, -8000 cm.

4.2.2.3.2 Paramètres hydriques du traitement DVB

Afin de décrire le transfert d'eau, nous avons retenu les expressions de Mualem – van Genuchten qui utilisent 5 paramètres : θ_r , θ_s , K_s , α et *n* (Eq.4.6 et 4.7). Une démarche de paramétrisation progressive, utilisant des mesures indépendantes et incluant progressivement la prise en compte des données de terrain à simuler, a été adoptée. Le but de cette démarche est d'évaluer la capacité de mesures de $\theta(h)$ et K(*h*) indépendantes à simuler les données de terrain. Cette démarche progressive comporte deux étapes structurées en 4 scénarios de paramétrisation, qui correspondent à 4 jeux de paramètres hydriques.



Etape 1:

La 1^{ère} étape consiste à estimer les paramètres hydriques impliqués dans les équations de transfert d'eau indépendamment des données de terrain qui seront simulées. Les paramètres hydriques ont été déterminés par ajustement aux données expérimentales de rétention en eau et de conductivité hydraulique à l'aide du code RETC (van Genuchten et al., 1991). Cet ajustement correspond au premier scénario :

- scenario 1 : ajustement des paramètres de la courbe $\theta(h)$ (θ_r , θ_s , α , n) sur les mesures de rétention d'eau obtenues au laboratoire à l'aide de presses de Richards et estimation de K_s à partir des données d'infiltrométrie à disques

Etape 2 :

Cette étape consiste à déterminer les paramètres hydriques par calage du modèle HYDRUS-1D (méthode inverse) sur les données expérimentales mesurées *in situ*. Les paramètres hydriques (K_s, θ_s , θ_r , α , n) ont été optimisés en utilisant l'évolution au cours du temps des deux variables d'état, teneur en eau volumique et potentiel de l'eau. La procédure d'optimisation a été faite couche après couche en allant de la surface vers la profondeur et en fixant les paramètres des couches « n-i » (i ≥ 1) lors de l'ajustement de la couche « n ». Trois scénarios ont été définis :

 - scenario 2 : L'ajustement des paramètres hydriques a été fait à partir des données observées pendant la période nue. La simulation est ensuite étendue à la période cultivée, afin de vérifier la validité de la calibration des paramètres hydriques faites sur la période nue.

- scenario 3 : Ce scénario est l'inverse du scénario 3. On ajuste les paramètres hydriques à partir des données observées pendant la période cultivée, et on valide la calibration des paramètres avec les données observées pendant la période nue. A partir de fin juin, la reprise de l'ETP, accompagnée de faibles précipitations et du développement de la culture, favorise le dessèchement du profil. Les tensiomètres commencent à décrocher à partir du mois de juillet en surface jusqu'à 60 cm de profondeur. Pour cela, les relevés des tensiomètres pendant la période cultivée n'ont pas été pris dans l'ajustement des paramètres hydriques.

- scenario 4 : L'ajustement des paramètres hydriques a été fait à partir de l'ensemble de deux périodes, période nue et cultivée, prises en compte simultanément.

4.2.2.3.3 Ajustement des propriétés hydriques de l'horizon LA des autres traitements

Pour les autres traitements, nous avons tout d'abord testé les paramètres obtenus pour DVB sur les données de teneur en eau et potentiel mesurées sur le terrain. Puis, nous avons ajusté

les paramètres hydriques (K_s, θ_s , θ_r , α , *n*) de l'horizon travaillé LA pour les 4 traitements OMR, FUM, BIO et TEM. Ces ajustements ont été faits sur les mesures de teneur en eau volumique et de potentiel de l'eau du sol obtenues au cours du temps pour chaque traitement. Nous avons choisi d'ajuster seulement les paramètres hydriques de l'horizon travaillé, car nous avons constaté que les modifications des propriétés du sol suite aux apports de compost ne semblaient concerner que cet horizon.

4.2.2.4 Critères d'évaluation des simulations

La qualité avec laquelle est restituée la dynamique hydrique a été évaluée avec le coefficient d'efficience, E (Nash et Sutcliffe, 1970).

$$\mathsf{E}_{=1-\frac{\sum_{i=1}^{n} (x^{0} - x^{m})^{2}}{\sum_{i=1}^{n} (x_{0} - \overline{x}_{0})^{2}}}$$

avec x_0 la variable observée, x_m la variable simulée et \overline{x}_0 la moyenne de la variable observée.

4.3 Résultats et Discussions



4.3.1 Etude de la masse volumique apparente

Figure 4.7 : Estimation de la masse volumique apparente avec le carottier, le tube et le grand cylindre pour les différentes campagnes de prélèvement, dans le traitement DVB. Les barres horizontales représentent les intervalles de confiance de masse volumique apparente obtenus à partir de 5 profils de prélèvements réalisés avec le carottier, et les 3 répétitions réalisées avec le cylindre.

Les masses volumiques apparentes mesurées dans l'horizon labouré LA, varient entre 1,1 et 1,7 g.cm⁻³ pour le carottier et entre 1,1 et 1,5 g. cm⁻³ pour le tube (Fig. 4.7). En profondeur, la

variabilité des mesures de la masse volumique observée en surface avec le carottier diminue. On note une tendance à la surestimation des masses volumiques apparentes par le carottier, par rapport aux mesures faites à l'aide du tube, mais cette tendance n'est pas systématique. Les volumes de sol prélevés avec le tube et le carottier sont respectivement de 47 et 11 cm³ pour les tranches de 5 cm et 94 et 23 cm³ pour les tranches de 10 cm. Les différences de masse volumique apparente sont vraisemblablement liées à la différence de taille du volume prélevé avec les deux outils (Page-Dumroese et al., 1999). Les masses volumiques les plus élevés sont obtenues avec le volume du sol prélevé le plus petit (carottier), du fait que ce volume n'intègre pas l'ensemble de la porosité. Des tests de Student révèlent un effet de l'outil de prélèvement (p < 0.05) sur les mesures de masse volumique apparente, mais qui n'est pas systématique selon le temps et la profondeur (annexe 2). La comparaison des masses volumiques apparentes mesurées avec ces deux outils avec les mesures faites à l'aide d'un grand cylindre (510 cm³) en 2004 révèle une surestimation de la masse volumique apparente avec le carottier et une légère sous estimation avec le tube, par rapport aux mesures obtenues avec le grand cylindre. La sous estimation observée avec le tube est liée à l'imprécision des profondeurs de prélèvement avec cet outil. On observe aussi que la variabilité des mesures de la masse volumique observée avec le carottier dans l'ensemble du profil est plus importante que celle observée avec le grand cylindre, due à la différence de taille de l'échantillon prélevé. Dans la suite de ce travail, la masse volumique apparente obtenue avec le grand cylindre sera utilisée, notamment pour passer des teneurs en eau et concentrations massiques aux valeurs volumiques. On a attribué une valeur de masse volumique d'un niveau de profondeur échantillonné qui correspond aux profondeurs des mesures échantillonnées avec le grand cylindre.

Trois observations peuvent être faites sur les mesures réalisées avec le grand cylindre (Fig. 4.8) :

- Une masse volumique apparente plus faible dans l'horizon de surface LA que dans les horizons de subsurface à cause du travail de sol
- Une absence de différence entre les différents traitements le long de profil, à l'exception de l'horizon de surface du traitement OMR et de l'horizon éluviale E du traitement BIO



Figure 4.8: Masse volumique apparente mesurée avec le grand cylindre dans l'ensemble du profil pour les différents traitements. Les barres horizontales représentent \pm écart-type. Les mesures en double correspondent profondeurs des mesures échantillonnées (toits inférieur et supérieur du cylindre).

4.3.2 Dynamique hydrique in situ

4.3.2.1 Comparaison des méthodes diélectrique et gravimétrique



Figure 4.9: Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique mesurées avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique dans la couche labourée (LA), pour l'ensemble des traitements. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à partir de 6 profils gravimétriques.

Chaque profondeur du sol a été instrumentée avec une seule sonde TDR le long du profil alors que le profil de teneur en eau gravimétrique est obtenu en faisant la moyenne de 6 sondages répartis sur 10 m (voir chapitre 5; Fig. 5.1). Par conséquent, la confrontation des données TDR aux mesures de teneur en eau réalisées avec la méthode gravimétrique nous a semblé nécessaire, afin de s'assurer de la fiabilité des mesures TDR. Dans le graphique 4.9, on a représenté les relevés de teneur en eau volumique de la couche labourée LA obtenus avec la méthode diélectrique (sondes TDR) et ceux obtenus à partir des profils de teneur en eau gravimétrique mesurés lors des suivis de la dynamique du traceur de l'eau et de l'azote. Les mesures de teneurs en eau gravimétriques ont été transformées en teneurs en eau volumiques en les multipliant par la masse volumique apparente de l'horizon correspondant mesurée à l'aide du grand cylindre (§ 4.3.1). Seuls les profils du traitement DVB prélevés pour le suivi du bromure ont été analysés séparément pour étudier la variabilité intra-parcellaire. Cette variabilité intra parcellaire a été supposée identique pour tous les traitements. Les intervalles de confiance mesurés pour DVB ont donc été extrapolés aux autres traitements. Les profils prélevés pour le suivi de l'azote ont été analysés séparément pour l'ensemble des traitements, les intervalles de confiance sont calculés à partir des 6 profils faits dans chaque traitement.

On voit que les teneurs en eau volumiques de la couche labourée LA obtenues avec les sondes TDR ne sont pas comprises dans les intervalles de confiance des teneurs en eau volumiques obtenues avec la méthode gravimétrique, sauf pour les traitements BIO, OMR et TEM. Les sondes TDR sous-estiment la teneur en eau volumique de 10 à 19 % par rapport à la teneur en eau volumique obtenue avec la méthode gravimétrique pour l'horizon LA des traitements DVB et FUM (Fig. 4.9a, c). L'horizon labouré LA présente une macroporosité importante créée par le labour et l'incorporation des composts. L'organisation structurale de cet horizon, et en particulier l'abondance et de la distribution des mottes Δ , peut conduire à une hétérogénéité importante du point de vue du transfert hydrique (Roger-Estrade et al., 2004), et peut influer sur la qualité des mesures ponctuelles de la méthode diélectrique (Coquet et al., 2005a). La sonde TDR peut se retrouver au sein d'une structure Γ , Δ , ou au sein de la terre fine, ce qui peut entraîner des teneurs en eau volumiques différentes. Par conséquent, l'emplacement d'une sonde TDR dans cet horizon hétérogène est un élément déterminant de la mesure de teneur en eau obtenue. Cette explication est cohérente avec le fait que la sousestimation par la méthode diélectrique n'est pas systématiquement observée de façon significative pour les trois autres traitements (Fig. 4.9 b, d, e). Une autre explication pourrait être liée à la compaction créée tout autour des guides d'onde lors de l'installation, qui peut

induire par la suite une sous-estimation de la teneur en eau volumique proche de saturation allant jusqu'à 10 % (Robinson et al., 2003 ; Noborio, 2001 ; Ghezzehei, 2008). Ghezzehei (2008) a montré que l'installation des TDR juste après le labour peut favoriser la compaction et provoquer par la suite des erreurs de mesures et des sous-estimations de la teneur en eau volumique. Gregory et al. (1995) ont observé aussi une sous-estimation de la teneur en eau volumique à cause d'un problème de contact (vide créée au sommet des guides lors de l'installation).

Plus en profondeur, on observe une sous-estimation de la teneur en eau volumique par les sondes TDR dans l'horizon éluvial E (Fig. 4.10a) principalement dans le traitement OMR (Fig. 4.11a), sauf pour le traitement TEM, pour lequel on observe une légère surestimation (Annexe 3c). A partir de 60 cm de profondeur, on observe cette fois-ci une tendance à la surestimation de la teneur en eau volumique avec la méthode diélectrique (Fig. 4.10c; 4.11b, c et d; Annexe 3). Cette surestimation est inférieure ou égale à 15 % par rapport à la teneur en eau volumique obtenue avec la méthode gravimétrique. Plusieurs études ont montré une surestimation de la teneur en eau volumique avec les sondes TDR dans des sols riches en argile (Bridge et al., 1996 ; Stangl and al., 2009). La présence des sondes TDR dans des zones d'accumulation d'argiles au sein des horizons illuviés BT (Fig. 4.2) pourrait expliquer la légère surestimation de la teneur en eau volumique observée avec les sondes TDR en profondeur.

Les suivis gravimétriques de la teneur en eau faites lors des suivis du bromure et de l'azote ont été faits dans des parcelles différentes (Fig. 4.1). Par exemple, les suivis du bromure et de l'azote pour le traitement DVB, ont été faits dans deux parcelles situées à 45 m de distance. Or, la comparaison de ces mesures (Fig. 4.9 et 4.10) montre une faible variabilité interparcellaire. On constate que les intervalles de confiance obtenus pour les horizons de subsurface, lors du suivi de la dynamique de l'azote, sont en général plus petits que ceux obtenus lors du suivi du bromure (Fig. 4.10, 4.11 ; Annexe 3). Cette différence peut être due à la différence de taille de l'échantillon prélevé. Le suivi de l'azote a été fait sur des tranches de 30 cm de profondeur alors que le suivi du traceur de l'eau a été fait sur des tranches de 5 ou 10 cm. On peut donc s'attendre à une variabilité plus faible pour le suivi utilisant les plus grands échantillons. L'absence d'hétérogénéité entre les différence entre les protocoles et méthodes de mesure à plus qu'à une hétérogénéité spatiale au sein des parcelles. Cette différence peut être expliquée par plusieurs facteurs :



Figure 4.10: Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement DVB: (a) dans l'horizon E ; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à partir de 6 profils gravimétriques.

- la différence de taille du volume de sol mesuré,
- l'absence de répétition pour les mesures TDR ; la localisation de chaque sonde TDR par rapport aux zones plus ou moins tassées, au sein de l'horizon labouré, ou par rapport aux zones lessivées (glosses) ou d'accumulation d'argile au sein des horizons illuviés, peut influencer les mesures.
- des problèmes associés à l'installation des sondes TDR.

Il apparait donc nécessaire d'étalonner les mesures de chaque sonde TDR. Cet étalonnage utilisera les mesures de teneur en eau obtenues par la méthode gravimétrique.



Figure 4.11 : Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement OMR: (a) dans l'horizon E ; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à partir de 6 profils gravimétriques (réalisés dans le traitement DVB dans le cas du suivi Br et supposés identiques pour le traitement OMR).

4.3.1.3 Etalonnage des sondes TDR

L'objectif de cet étalonnage est la détermination d'une relation qui lie la teneur en eau volumique mesurée par la sonde TDR et la teneur en eau volumique mesurée par la méthode gravimétrique. Pour cela, on a étudié par régression linéaire la dépendance entre ces deux variables. Cette relation a été étudiée pour l'ensemble des traitements sur chaque profondeur équipée avec une sonde TDR. On obtient ainsi différentes droites d'ajustement. Puis, on a cherché à savoir si ces droites étaient identiques, premièrement, le long d'un même profil, et, deuxièmement, pour une même profondeur pour l'ensemble des traitements. Les droites de régression ont été comparées deux à deux en réalisant un test sur les pentes des droites de régression, puis un test sur les ordonnées à l'origine de ces droites (Aïvazian, 1970). La comparaison des droites de régression le long des profils révèle une différence non systématique entre les différentes profondeurs pour les différents traitements et entre les

traitements pour une même profondeur (annexe 4). Pour cela, une droite d'étalonnage (par régression linéaire) a été faite pour chaque profondeur et pour chaque traitement. Cet étalonnage a été fait pour les sondes TDR allant jusqu'à 1 m de profondeur seulement, du fait que les teneurs en eau gravimétriques n'ont pas été mesurées à plus de 1,2 m de profondeur. Lors du semis de maïs en mai 2008, la sonde TDR à 20 cm de profondeur a été enlevée, puis replacée ailleurs, ce qui peut avoir biaisé l'évolution de la mesure de θ (Fig. 4.16a). Par conséquent, la relation liant la teneur en eau volumique mesurée avec la sonde TDR et la teneur en eau volumique mesurée par la méthode gravimétrique n'est pas la même avant et après le semis de maïs. Aucune mesure de la teneur en eau volumique par la méthode gravimétrique n'a pas été réalisée après le semis de maïs. Les mesures TDR n'ont donc pas pu être étalonnées pendant la période cultivée pour l'horizon LA.

4.3.1.4 Evolution des variables d'état hydrique du sol au cours du temps

Le suivi hydrique sur le terrain a été réalisé entre fin octobre 2007 et octobre 2008. Ce suivi inclut deux périodes : la première, qui s'étale de novembre 2007 jusqu'à fin avril 2008, est caractérisée par une faible demande évaporatoire ; la deuxième période, qui va de mai à octobre 2008, est caractérisée par une forte demande évaporatoire et la croissance de la culture de maïs. Pour discuter du comportement hydrodynamique du sol, on a donc séparé la période de suivi hydrique en deux périodes, la période « nue » et la période « cultivée ».

4.3.1.4.1 Période nue

Cette période correspond à la période de recharge de la réserve en eau du sol qui commence début novembre. De novembre à début mars, la demande évaporatoire journalière moyenne ne dépasse pas 1 mm. Puis, elle augmente en mars avec une moyenne de 2,1 mm, pour une moyenne de hauteur de pluie de l'ordre de 2,2 mm. Les données de teneur en eau volumique θ et de charge hydraulique H sont représentées pour le traitement DVB conjointement dans la figure 4.12. A partir de fin novembre, la reprise des précipitations avec une faible ETP favorise la recharge du profil ; le pF ne dépasse pas le 1,9 dans l'ensemble du profil. A partir du 12 décembre, les précipitations ont homogénéisé le potentiel matriciel dans l'ensemble du profil. L'horizon de surface reste cependant sensible à l'alternance entre pluie et évaporation. Une baisse de précipitations vers la mi-février favorise un léger desséchement dans l'horizon LA. Le reste des profils de potentiel conserve en permanence une pente gravitaire. Cette pente gravitaire signifie que les écoulements pendant cette période sont dus uniquement à la gravité. On remarque l'absence d'épisodes de saturation locale, au cours desquels le profil passe sous la droite des potentiels gravitaires, contrairement à ce qui avait été observé par Nicole en 2003 (Nicole, 2003; Nicole et al., 2003). Les variations de la charge hydraulique et de teneur en eau du sol sont de faible amplitude pendant cette période. Les teneurs en eau volumiques varient entre 32 et 40 % dans l'horizon de surface et entre 27 et 36 % dans les horizons de subsurface. Malgré des valeurs de potentiel matriciel homogènes le long du profil, des différences en teneur en eau volumique entre les différents niveaux sont observées. On peut les attribuer à des propriétés de rétention en eau θ (h) qui diffèrent entre les horizons. La teneur en eau volumique augmente de l'horizon E (40 cm de profondeur) aux horizons BT (80 cm de profondeur) et BT IC (à 100 et 130 cm de profondeur), pour diminuer à 160 cm de profondeur dans l'horizon IC. Cette augmentation correspond à l'augmentation de la teneur en argile avec la profondeur résultant des phénomènes d'illuviation. La teneur en eau volumique la plus importante est observée dans l'horizon illuvial BT IC. Le même comportement hydrique général est observé au cours du temps pour les autres traitements (Annexe 5). Avant l'étalonnage des données TDR (Fig. 4.13a), les profils de teneur en eau volumique varient en fonction de la profondeur de manière importante et désordonnée. Après étalonnage des mesures TDR, les profils de teneur en eau évoluent de façon progressive en fonction de la profondeur et sont beaucoup plus proches pour les différents traitements (Fig. 4.13b), à l'exception des mesures faites à 1,6 m de profondeur dans le traitement DVB. Ceci peut varisemblablement dû à l'absence d'étalonnage des mesures TDR à cette profondeur. L'ensemble de ces résultats nous poussent à confirmer la nécessité d'étalonner les mesures par sonde TDR pour une estimation fiable de la teneur en eau des sols à l'échelle parcellaire.



Figure 4.12 : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement DVB en fonction de la profondeur pendant la période nue (octobre 07- avril 08), après étalonnage des mesures TDR. T0, correspond au jour d'épandage de bromure ; T1, T2, T3 et T4 correspondent aux différentes campagnes de prélèvements réalisées lors du suivi du bromure (chapitre 5).



Figure 4.13: Evolution de la teneur en eau volumique en fonction de la profondeur pour l'ensemble des traitements, (a) avant l'étalonnage et (b) après l'étalonnage (le 29/01/2008).





Figure 4.14: Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement DVB en fonction de la profondeur pendant la période cultivée (mai- septembre 2008).



Figure 4.15 : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour les traitements OMR (a) et (b), FUM (c) et (d), BIO (e) et (f), TEM (g) et (h), pendant la période cultivée.
4.3.1.4.2 Période cultivée

Cette période inclut la période de ressuyage et la période de la croissance de la culture. La demande évaporatoire potentielle journalière est de l'ordre de 3,7 mm en moyenne entre fin avril et octobre 2008, accompagnée d'une moyenne de précipitation de l'ordre de 1,4 mm. Les données de teneur en eau et de charge hydraulique sont représentées conjointement dans la figure 4.14 pour le traitement DVB. Un épisode pluvieux de 36 mm recharge l'ensemble du profil du sol, le 27/05/08, jusqu'à atteindre la saturation à 1,6 m de profondeur (Fig. 4.14b). Cet événement pluvieux crée une nappe perchée remontant jusqu'à 1,2 m de profondeur dans le traitement témoin (Fig. 4.15h). Cette nappe est créée du fait de la présence du substratum argileux vers 2 m, constituant un obstacle à l'infiltration, et pouvant entraîner l'apparition d'une nappe perchée temporaire (Nicole, 2003 ; Nicole et al., 2003). A partir de juin, la reprise de l'ETP accompagnée de faibles précipitations et du développement de la culture favorise le dessèchement du profil. Les tensiomètres commencent à décrocher à partir du mois de juillet en surface, et progressivement jusqu'à 80 cm de profondeur. La présence permanente, malgré la purge régulière, de bulles d'air de longueur supérieures à 5 mm dans les capillaires de mesure de ces tensiomètres à partir de cette période nous a poussées à ne pas les prendre en compte dans l'analyse des données. On observe que les variations de teneur en eau volumique et de charge hydraulique sont bien marquées jusque vers 80 cm de profondeur, à partir du mois de juin jusqu'à fin juillet (Fig. 4.14c, d). Cette partie supérieure du profil du sol est le siège des principales variations d'état hydrique dues à l'absorption racinaire de l'eau. A partir de fin juillet, le dessèchement diminue fortement dans cette partie du sol pour progresser vers la profondeur en particulier aux profondeurs 100 et 130 cm (Fig. 4.14e, f). Une augmentation progressive de la succion est observée dans ces deux niveaux, plus marquée à 100 cm qu'à 130 cm (Fig. 4.14f). Ceci signifie que l'absorption racinaire de l'eau est la plus importante entre 0 et 80 cm de profondeur, du mois de juin au mois de juillet. A partir du mois d'août, la plante absorbe l'eau entre 80 et 130 cm de profondeur.

En profondeur, le sol se dessèche peu et les succions atteintes ne sont pas très grandes, ce qui n'a pas entraîné le décrochage des tensiomètres. Le comportement est similaire dans les 5 traitements (Fig. 4.15). Des problèmes de dysfonctionnement ont été rencontrés avec la sonde TDR OMR_BT_60cm (Fig. 4.15a) et avec les tensiomètres OMR_BT_60cm (Fig. 4.15b), FUM_BT IC_80cm (Fig. 4.15d), BIO_IC_160cm (Fig. 4.15f) et TEM_BT_60cm (Fig. 4.15h). La sonde TDR à 1,6 m de profondeur du traitement OMR (Fig. 4.15a) a un comportement différent entre juillet et août par rapport aux autres traitements, avec une variation de la teneur en eau volumique plus marquée pour ce traitement, montrant un desséchement plus important. Ce comportement pourrait être expliqué par un retrait du sol suite à une désaturation du sol, créant une macroporosité artificielle autour des guides d'onde.



4.3.1.5 Estimation de la courbe de rétention en eau

Figure 4.16 : Relation θ (h) de l'horizon travaillé LA avant et après le semis du maïs, avant étalonnage (a), et après étalonnage (b) des données TDR pour le traitement DVB.

Les chroniques de mesure in situ des deux variables d'état du sol, la teneur en eau volumique et le potentiel matriciel, permettent de tracer la relation de rétention en eau du sol, $\theta(pF)$, avec pF = log|h|, h étant exprimé en cm, pour chaque profondeur (Fig. 4.16 et 4.17). La relation $\theta(h)$ proche de saturation n'est pas la même avant (période nue) et après le semis du maïs (période cultivée) dans l'horizon travaillé LA (Fig. 4.16a). Cette différence a été observée aussi dans les autres traitements FUM et TEM. Ceci s'explique par le fait que les sondes TDR et les cannes tensiométriques ont été enlevées puis replacées pour permettre les opérations culturales lors du semis du maïs, fin avril 2008. Ce qui signifie que l'emplacement de la sonde TDR et du tensiomètre dans cet horizon, dont l'organisation structurale est hétérogène, détermine l'allure de la relation $\theta(h)$. Le fait d'étalonner les mesures TDR crée une relation θ (h) unique pour l'horizon LA avant et après le semis, pour ces traitements (Fig. 4.16b). En effet, cet étalonnage réalisé en faisant la moyenne de 6 sondages répartis sur 10 m, intègre les hétérogénéités latérales aux différentes profondeurs et élimine donc l'effet de l'emplacement particulier de la sonde TDR. La gamme de potentiel et de teneur en eau explorée est relativement réduite, compte tenu du fonctionnement in situ des tensiomètres qui décrochent en deçà de -800 mbar. Les relations $\theta(h)$ ne sont pas similaires dans l'ensemble du profil (Fig. 4.17). Le point de départ de l'infléchissement de la

courbe θ (h) varie selon les horizons du profil. Par exemple, le point de départ de l'infléchissement de la courbe θ (h) dans les deux horizons LA_20cm et E_40cm du traitement BIO se situe aux alentours de pF 2, alors qu'il se situe plutôt vers pF 2,5 pour horizons profonds BT_80cm et BT IC_100cm (Fig. 4.17d). De même, un décalage de teneur en eau volumique Bt_80cm est observé au sein du même horizon BT à 60 et 80 cm de profondeur (Fig. 4.17a, d).



Figure 4.17 : Relation θ (h) de l'ensemble du profil de sol pour les différents traitements, après étalonnage des données TDR. Les couleurs représentent les mêmes niveaux de profondeur (mais pas forcément les mêmes horizons).



4.3.1.6 Comparaison de la courbe de rétention pour les différents traitements

Figure 4.18 : Relation θ (h) pour chaque niveau instrumenté des différents traitements.

Chaque graphique de la figure 4.18 représente la caractéristique de rétention en eau pour un même niveau instrumenté pour l'ensemble des traitements. La différence de profondeur d'apparition des horizons profonds entre les traitements entre 130 et 160 cm de profondeur (Fig. 4.2) ne permet pas de faire correspondre les graphiques (f) et (g) à un horizon particulier. Pour une même profondeur, les relations $\theta(h)$ obtenues au sein des différents traitements sont assez proches les unes des autres, sauf à 100 et 160 cm. L'infléchissement de la courbe est très similaire dans l'ensemble des traitements, sauf aux profondeurs 100 et 160 cm. L'écart observé entre les traitements à la profondeur 160 cm (Fig. 4.18g) peut être lié à : (i) un problème de pose pour la sonde TDR pour le traitement DVB, (ii) un phénomène de retrait du sol pour le traitement OMR. Les traitements recevant des amendements organiques n'ont pas les mêmes relations $\theta(h)$ que le traitement sans amendement organique pour l'horizon LA. La rétention en eau est plus importante dans les traitements recevant de l'amendement organique par rapport à celle observée dans le traitement TEM. Elle est de 2 à 14 % plus importante dans les traitements DVB et OMR, et de 2 à 4 % dans les traitements FUM et BIO, en valeur relative par rapport au témoin. Si on calcule une moyenne de teneur en eau volumique pendant cette période pour chaque traitement, en tenant en compte des incertitudes expérimentales, on observe que seulement l'apport d'OMR affecte significativement la teneur en eau volumique du sol (Annexe 6). Donc l'apport de compost a affecté la relation $\theta(h)$, pour un pF compris entre 0 et 2,5. On ne peut pas donc décrire la caractéristique de rétention en eau de l'horizon LA par une seule relation $\theta(h)$ pour l'ensemble des traitements. Hudson (1994) a montré que lorsque la teneur en matière organique du sol augmente de 1 à 3 %, la réserve utile du sol est doublée. Après douze ans d'apports de compost sur le site expérimental, la matière organique du sol a passé de 1,7 % à 2 % pour le traitement OMR et à 2,4 % pour les traitements FUM, BIO et DVB (Houot et al., 2007). D'autres études ont montré aussi que l'apport d'amendements organiques et l'augmentation de la teneur en carbone organique du sol affectent la rétention d'eau à des potentiels compris entre -33 hPa et -15000 hPa (Khaleel, et al., 1981; Hollis et al., 1977; Emerson, 1995; Rawls et al., 2003). Les mesures réalisées ici correspondent seulement à des potentiels supérieurs à - 500 hPa, ce qui limite les possibilités de comparaison.

Les caractéristiques de rétention en eau ont été comparées pour l'ensemble des traitements en les regroupant selon l'horizon pédologique. Les relations des deux profondeurs 60 et 80 cm ont été regroupées car elles appartiennent au même horizon BT (Fig. 4.19a). Le point de départ de l'infléchissement des relations θ (h) dans l'horizon BT n'est pas le même pour les 2

profondeurs 60 et 80 cm. Il se situe plutôt à pF ~ 2 pour la profondeur 60 cm et pF ~ 2,5 pour la profondeur 80 cm. La rétention en eau a aussi tendance à être plus élevée à 80 cm de profondeur. Pour l'horizon BT IC (Fig. 4.19b), les différents traitements ont la même teneur en eau proche de saturation puis se différencient dans le point de départ et la pente de l'infléchissement. La gamme de potentiel des relations obtenues à 130 cm de profondeur est plus petite que celle à 100 cm, puisque les succions atteintes à cette profondeur ont été plus petites. L'existence d'une propriété de rétention unique pour chaque horizon de l'ensemble des traitements n'est donc pas vérifiée. Les différences observées semblent liées à l'organisation pédologique plus qu'à l'effet du traitement, mis à part l'horizon LA.



Figure 4.19 : Relations $\theta(h)$ de l'ensemble des traitements pour (a) l'horizon BT et (b) l'horizon BT IC.

4.3.1.7 Dynamique hydrique dans l'horizon de surface LA pendant la période cultivée

A cause de décrochement des tensiomètres, la relation $\theta(h)$ n'a pas pu être tracée pour les horizons de surface pendant la période estivale entre juillet et septembre. On a continué cependant à faire des mesures de teneur en eau volumique pendant cette période. L'évolution de la teneur en eau volumique de l'horizon de surface des différents traitements pendant cette période (Fig. 4.20) montre qu'il y a des différences de teneur en eau volumique entre les différents traitements, à partir de fin juillet. Cette période correspond à une demande évaporatoire importante de l'atmosphère et à une transpiration élevée de la culture. Le traitement TEM a des teneurs en eau volumique proches des deux traitements FUM et OMR. Les deux autres traitements DVB et BIO ont des teneurs en eau volumiques plus importantes de 5 à 50 % en valeur relative par rapport aux valeurs observés dans le traitement TEM. Toutefois le fait que les sondes TDR de l'horizon LA n'ont pas été étalonnées pendant la période cultivée nous empêche de conclure définitivement sur l'effet des traitements sur les propriétés hydriques de l'horizon de surface du sol.



Figure 4.20 : Evolution de la teneur en eau volumique au cours du temps dans l'horizon LA des différents traitements.

La comparaison des caractéristiques de rétention en eau montrant des différences dans l'ensemble du profil, au sein d'un même horizon et entre les traitements. Les relations θ (h) des différentes profondeurs et des différentes traitements n'ont pas été regroupées lors du calage des paramètres hydrauliques avec HYDRUS-1D. Le profil a été divisé en autant de couches que de profondeurs instrumentées (Fig. 4.6).





Figure 4.21 : Relations θ (h) obtenues en laboratoire et in situ pour les horizons LA des traitements (a) TEM, (b) OMR et (c) DVB.

Les figures 4.21 et 4.22 représentent les courbes de rétention d'eau θ (h) issues de la méthode de laboratoire (presse de Richards) et des mesures *in situ* (tensiomètres et sondes TDR). Pour l'horizon LA, les relations obtenues au sein des différents structures identifiées par la méthode du profil cultural sont différentes (Fig. 4.21). Les inter-bandes de labour possèdent une forte capacité de rétention en eau très probablement du à leur forte teneur en matière organique. Les courbes de rétention en eau des mottes compactées delta (Δ) ont une rétention plus importante que les mottes gamma (Γ). Les relations $\theta(h)$ obtenues avec la méthode de laboratoire et les mesures *in situ* sont similaires pour les deux traitements DVB et OMR (Fig. 4.21b, c). Pour le traitement TEM, la méthode de laboratoire a tendance à surestimer la rétention *in situ*. Pour les horizons de subsurface, la méthode de laboratoire surestime la rétention observée *in situ* dans la plupart des cas (Fig. 4.22 ; Annexe 7). Les problèmes de dysfonctionnement rencontrés avec la sonde TDR OMR_BT_60cm et avec les tensiomètres OMR_BR_60cm et TEM_BT_60cm nous a empêchés de comparer les relations $\theta(h)$ obtenues à la profondeur 60cm avec les 2 méthodes pour ces deux traitements (Fig. 4.22 et Annexe 7). Cette incohérence entre mesures au laboratoire et mesures de terrain a été observée dans d'autres auteurs (Coquet et al., 2005a ; Mermoud et Xu, 2006 ; Alletto, 2007) et a été expliquée par plusieurs hypothèses : le piégeage d'air dans la porosité, un délai de temps plus important attribuée aux échantillons de laboratoire pour atteindre l'état de saturation.

Les mesures de conductivité hydraulique à saturation, pour le traitement DVB, sont présentées dans le tableau 4.2. Pour l'horizon de surface LA, une conductivité hydraulique à saturation moyenne a été calculée à partir des valeurs mesurées dans les 3 états structuraux (mottes Δ , mottes Γ , interbandes) de cet horizon (Schneider et al., 2009).







Figure 4.22 : Relations θ (h) obtenues en laboratoire et *in situ* pour les horizons E (a), BT IC (b) et IC (c) du traitement TEM.





Figure 4. 23 : Ajustements selon le modèle de van Genuchten - Mualem des relations θ (h) obtenues avec la méthode laboratoire pour les horizons (a) LA (Δ ,T, interbande), (b) E, (c) BT et (d) BT IC du traitement DVB.

Tableau 4. 2 : Paramètres obtenus pour les différents ajustements réalisés avec RETC ; les valeurs de K_s ont été obtenues avec les mesures d'infiltrométrie ; l est considéré constant, fixé à 0.5 ; R^2 est le coefficient de détermination entre valeurs prédites et observées pour $\theta(\mathbf{h})$ calculé par RETC.

	θ _r	θs	α	n	$K_{s}^{(*)}$		R ²
	cm ³ .	.cm ⁻³	cm ⁻¹		cm.j ⁻¹		
DVB_LA	0,019	0,400	0,006	1,26	206,2	0,5	0,94
DVB_E	0,086	0,399	0,008	1,52	82,3	0,5	0,97
DVB_BT	0,000	0,410	0,032	1,09	145,5	0,5	0,84
DVB_BT IC	0,176	0,414	0,004	1,72	21,6	0,5	0,98

Nous avons utilisé le code RETC (van Genuchten et al., 1991) qui permet d'ajuster le modèle de van Genuchten – Mualem sur les valeurs de rétention en eau obtenues expérimentalement au laboratoire. Les ajustements avec RETC ont été faits seulement pour le traitement DVB, puisque notre démarche consistait à ajuster les propriétés hydrodynamiques de ce traitement, puis à les tester sur les données terrain des autres traitements.

4.3.4 Modélisation hydrique

4.3.3.1 Simulation de la dynamique hydrique pour le traitement DVB

1^{er} scenario : Ajustement des paramètres de la courbe $\theta(h)$ (θ r, θ s, α , n) sur les mesures de rétention d'eau obtenues au laboratoire à l'aide de presses de Richards et estimation de Ks à partir des données d'infiltrométrie à disques



Figure 4.24 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20 cm (a, b) ; l'horizon E à 40 cm (c, d) ; et l'horizon BT à 60 cm (e, f) en utilisant les paramètres estimés à partir des mesures indépendantes (Tab.4.2) (scénario 1).

2^{ème} scénario

		$ heta_{ m r}$	$ heta_{ m s}$	α	n	Ks	1	Φ
		cm ³ .cl	m ⁻³	cm ⁻¹		cm.j ⁻¹		
Mat. 1	LA_20 cm	0,0001	0,41	0,057	1,11	57,5	0,5	0,97
Mat. 2	E_40cm	0,0000	0,35	0,0037	1,78	0,13	0,5	1,69
Mat. 3	BT_60 cm	0,013	0,35	0,0056	1,25	0,53	0,5	1,52
Mat. 4	BT_80 cm	0,0002	0,35	0,0021	2,29	0,096	0,5	2,88
Mat. 5	BTIC_100cm	0,0001	0,37	0,0098	1,10	3,47	0,5	1,24
Mat. 6	BTIC_130cm	0,0023	0,36	0,0037	1,08	3,36	0,5	1,03
Mat. 7	IC_160cm	0,001	0,29	0,0088	1,04	30,3	0,5	0,6

Tableau 4.3: Valeurs des paramètres hydriques optimisés par modélisation inverse (scenario 2) pour les différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres du traitement DVB **sur la période nue**



Figure 4.25 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20 cm (a, b) ; l'horizon E à 40 cm (c, d) et l'horizon BT à 60 cm (e, f) en utilisant le scénario 2

3^{ème} scénario

differences protondeurs instrumences avec les TDR et clisionieures du tratement D v D sur la periode cultivee								
		$\theta_{ m r}$	$ heta_{ m s}$	α	n	K _s	1	Φ
		cm	$^{3}.cm^{-3}$					
		-		cm^{-1}		cm.j ⁻¹		
Mat. 1	LA_20 cm	0,0009	0,51	0,041	1,22	72,7	0,5	0,06
Mat. 2	E_40cm	0,17	0,36	0,0045	1,97	0,12	0,5	0,06
Mat. 3	BT_60 cm	0,22	0,47	0,016	1,87	2,54	0,5	0,08
Mat. 4	BT_80 cm	0,22	0,37	0,0071	1,54	0,37	0,5	0,11
Mat. 5	BTIC_100cm	0,21	0,38	0,022	1,20	6,67	0,5	0,12
Mat. 6	BTIC_130cm	0,0044	0,35	0,0059	1,06	3,93	0,5	0,1
Mat. 7	IC_160cm	0,0010	0,29	0,015	1,05	19,7	0,5	0,11



Tableau 4.4 : Valeurs des paramètres hydriques optimisés par modélisation inverse (scenario 3) pour les différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres du traitement DVB **sur la période cultivée**

Figure 4.26 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20 cm (a, b) ; l'horizon BT à 60 cm (c, d) et l'horizon BT à 80 cm (e, f) en utilisant le scénario 3.

4^{ème} scénario

Tableau 4.5 : Valeurs des paramètres hydriques optimisés par modélisation inverse (scenario 4) pour les différentes profondeurs instrumentées avec les TDR et tensiomètres du traitement DVB sur toute la période (sol nu et cultivé)

		$\theta_{ m r}$	$\theta_{\rm s}$	α	n	Ks	1	Φ
		cm	$^{3}.cm^{-3}$					
			-	cm ⁻¹		cm.j ⁻¹		
Mat. 1	LA_20 cm	0.0002	0.41	0.0515	1.14	19.6	0.5	0.5359
Mat. 2	E_40cm	0	0.38	0.017	1.17	10.35	0.5	0.2118
Mat. 3	BT_60 cm	0.0006	0.37	0.018	1.12	9.21	0.5	0.2419
Mat. 4	BT_80 cm	0.0006	0.38	0.021	1.12	14.8	0.5	0.1665
Mat. 5	BTIC_100cm	0	0.37	0.014	1.09	9.8	0.5	0.1192
Mat. 6	BTIC_130cm	0	0.36	0.0063	1.12	2.76	0.5	0.1249
Mat. 7	IC_160cm	0	0.30	0.014	1.1	12.7	0.5	0.1235



Figure 4.27 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a,c,e) et de la teneur en eau volumique (b, d, f) pour le traitement DVB entre octobre 2007 et octobre 2008 pour l'horizon LA à 20cm (a, b) ; l'horizon BT à 60 cm (c, d) et l'horizon BT à 80 cm (e, f) ; en utilisant le scénario 4

Scenario 1 : L'ajustement des paramètres hydriques à partir des mesures indépendantes (Tab. 4.2) ne permet pas de représenter correctement la dynamique hydrique observée *in situ* au cours du temps (Fig. 4.24). Ce scénario donne des coefficients d'efficience très mauvais pour les différentes profondeurs (Tab. 4.6). Cet échec peut être expliqué par les différences obsrevées entre les mesures obtenues *in situ* et celles obtenues au laboratoire (§ 4.3.3). Ce genre d'incohérence entre la courbe de rétention obtenue avec la presse de Richards et celle mesurée *in situ* a été observé par Mermoud et Xu (2006) et avait pour conséquence de modifier de manière significative le calcul des flux d'eau dans le sol.

Scenarios 2 et 3: A partir des valeurs des paramètres hydriques optimisés pour la période nue, il n'a pas été possible de représenter correctement la dynamique hydrique de la période cultivée et vice versa. Dans le scenario 2 (Fig. 4.25), l'ajustement des paramètres hydriques a été fait à partir des données observées pendant une période humide où le sol était proche de saturation. La gamme de potentiel et de teneur en eau explorée pendant cette période est relativement réduite, proche de la saturation. La teneur en eau volumique varie relativement peu (entre 30 et 40 %). L'extrapolation à la période cultivée donne des résultats peu convaincants, en particulier pour les teneurs en eau. Dans le scenario 3 (Fig. 4.26), l'ajustement des paramètres hydriques a été fait à partir des donnés observés en période d'assèchement du profil. Les teneurs en eau simulées pendant la période humide sont largement surestimées.

Scenario 4: Seul l'ajustement des paramètres hydriques à partir de l'ensemble des deux périodes permet une bonne représentation de la dynamique du potentiel matriciel et de la teneur en eau (Fig. 4.27). Ce scénario donne les coefficients d'efficience les plus proches de 1, en particulier pour les teneurs en eau (Tab. 4.6). Ce travail met en évidence l'importance d'avoir une gamme des mesures *in situ* décrivant le sol dans son état de recharge et dans son état d'assèchement pour accéder à des paramètres hydriques valables pour décrire l'ensemble du fonctionnement hydrique du sol. Les paramètres θ_S et K_s décrivent le sol dans son état de saturation et nécessitent par la suite une gamme des mesures *in situ* qui correspondent au sol dans un état humide. Alors que n et α , paramètres contrôlant la courbure des courbes $\theta(h)$ et K(h) et le potentiel à partir duquel les courbes commencent à s'infléchir, nécessitent une gamme de mesures *in situ* décrivant le sol dans un état d'assèchement. Les valeurs des paramètres optimisés sont présentées dans le tableau 4.5. On observe une valeur de Φ faible dans tous les matériaux, ce qui indique une bonne convergence entre la simulation et les mesures. La teneur en eau résiduelle est presque égale à 0 dans les 7 matériaux. La teneur en

eau à saturation la plus importante est observée dans l'horizon labouré LA, avec une valeur de 10 % plus élevée que celle des 3 horizons sous jacents E, BT et BT IC, et de 36 % plus élevée que celle de l'horizon IC en valeurs relatives. Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation ajustées par le modèle pour les différents matériels sont assez proches. Le paramètre α est plus élevé dans l'horizon LA, sans doute à cause du travail du sol, la faune et les racines.

	0		• • •	
profondeurs, pour les diffé	rents scénarios			
Tableau 4.6 : Evolution d	u coefficient d'efficience	entre valeurs calcule	ées et observées pour	les différentes

		Scenario_1		Scenario_2		Scenario_3		Scenario_4	
Efficience		h	θ	h	θ	h	θ	h	θ
Mat. 1	LA_20 cm	-500.65	0.15	0.83	0.84	0.86	0.86	0.76	0.93
Mat. 2	E_40cm	-255.20	-1.30	0.79	0.22	0.92	0.96	0.87	0.97
Mat. 3	BT_60 cm	-352.05	-0.69	0.92	0.92	0.88	-1.17	0.63	0.91
Mat. 4	BT_80 cm	-102.81	-2.14	0.88	0.05	0.91	0.75	0.70	0.86
Mat. 5	BTIC_100cm	-132.33	-14.93	0.95	0.83	0.97	0.80	0.97	0.84
Mat. 6	BTIC_130cm	-288.62	-57.79	0.81	0.66	0.90	0.56	0.94	0.85
Mat. 7	IC_160cm	-525.14	-220.45	0.36	0.56	0.89	0.74	0.91	0.56

La modélisation hydrique nous a permis d'établir le bilan hydrique de la parcelle DVB sur l'année de suivi hydrique (octobre 2007- octobre 2008), pendant la période où la parcelle était nue (Fig. 4.28a) et pendant la période où la parcelle était cultivée avec du maïs (Fig. 4.28b). Sur la période nue, on observe que 50 % de la lame d'eau précipitée a été drainée vers la profondeur. L'autre moitié a été évaporée. La variation du stock d'eau est de -2 mm (1 % de la lame d'eau précipitée), ce qui signifie que l'ensemble des précipitations sur cette période a gardé le profil de sol à la capacité au champ. Sur la période cultivée, la demande évaporatoire de l'atmosphère et le besoin en eau du maïs sont assurés par la variation de réserve utile du sol et par les précipitations. Si l'on estime la réserve utile du sol entre pF 2 et pF 4,2, on obtient approximativement, pour une profondeur d'enracinement de 110 cm (profondeur maximum d'enracinement du maïs selon STICS, chapitre 3), une réserve d'eau utile pour la plante de 166 mm. Le stock en eau dans le sol a diminué de 160 mm, ce qui signifie que toute la réserve utile du sol a été consommée pour répondre à la demande évaporatoire de l'atmosphère et au besoin en eau de la plante.



Figure 4.28 : Termes du bilan hydrique de la parcelle DVB (a) pour la période comprise entre novembre 2007 et fin avril 2008 (période nue) et (b) pour la période comprise entre mai 2008 et oct. 2008 (période cultivée en maïs).

4.3.3.2 Ajustement des paramètres hydriques des autres traitements

A partir des paramètres hydriques calibrés sur le traitement DVB, on a simulé le fonctionnement hydrique des autres traitements. La dynamique du potentiel matriciel et de la teneur en eau volumique est assez bien décrite pour l'ensemble des traitements (voir exemple du traitement FUM, Fig. 4.29). Cependant, les données de teneur en eau volumique sont moins bien simulées notamment à : (i) 20 cm de profondeur, en particulier l'épisode d'assèchement survenu pendant la période culturale (Fig. 4.29b) et (ii) à 160 cm de profondeur (Fig. 4.29f). On observe le même comportement dans les autres traitements (OMR, BIO et TEM). Comme on a vu précédemment, la sonde TDR à 1,6 m de profondeur dans le traitement DVB ne fonctionne pas comme les sondes des autres traitements à la même profondeur, vraisemblablement à cause d'un problème de pose de la sonde. Pour faire abstraction de cette différence, on a considéré que pour les traitements OMR, FUM, BIO, TEM le système sur lequel s'applique HYDRUS-1D est représenté sous la forme d'un profil de sol, subdivisés en 6 matériaux de la surface à 2 m de profondeur au lieu de 7. La même discrétisation que pour DVB a été adoptée, à l'exception que le 6^{ème} matériel a été considéré entre 1,2 m et 2 m. Cette modification apporte une nette amélioration de la description de la dynamique de teneur en eau volumique par le modèle à 160 cm de profondeur pour les traitements FUM, BIO et TEM (Fig. 4.30a), à l'exception du traitement OMR (Fig. 4.30b). La deuxième étape de ce travail a été d'ajuster les paramètres hydriques (K_s , θ_s , θ_r , α , n) de l'horizon travaillé LA pour les 4 traitements OMR, FUM, BIO et TEM. Une nette amélioration de la prédiction de teneurs en eau volumique est obtenue dans l'horizon de surface LA des différents traitements après ajustement des paramètres hydriques de ce même horizon, à partir des données propres à chaque traitement (Fig. 4.31). On observe alors que le coefficient d'efficience est presque égal à 1 pour tous les traitements (Tab. 4.7), ce qui indique une bonne corrélation entre valeurs observées et simulées. De même, on a trouvé une valeur de Φ très faible dans toutes les couches, ce qui signifie une bonne convergence entre l'estimation du modèle et les mesures. Ce qui souligne le fait que l'apport de PRO modifie les propriétés hydriques du sol uniquement dans l'horizon de surface LA.



Figure 4.29 : Valeurs prédites et mesurées de l'évolution du potentiel matriciel (a, c, e, g) et de la teneur en au volumique (b, d, f, h) pour le traitement FUM en utilisant les paramètres optimisés sur DVB.



Figure 4.30 : Valeurs prédites et mesurées de la teneur en eau volumique pour l'horizon IIC, à 160 cm pour les deux traitements (a) FUM et (b) OMR en utilisant les paramètres optimisés avec DVB sans les paramètres du $7^{\text{ème}}$ matériel.



Figure 4.31 : Valeurs prédites et mesurées du potentiel matriciel (a) et de la teneur en au volumique (b) pour l'horizon de surface LA à 20 cm pour le traitement FUM, en utilisant les paramètres ajustés à partir des mesures *in situ* de FUM.

Tableau 4.7 : Valeurs des paramètres hydriques, de l'horizon LA, ajustées par modélisation inverse à partir des mesures *in situ* de chaque traitement.

	$\theta_{ m r}$	$ heta_{ m s}$	α	n	K _s	1	Φ	Е
	cm ³ .cr	n ⁻³	cm ⁻¹		cm.j ⁻¹			
DVB	2,4027E-04	0,41	0,05	1,14	19,63	0,50	0,54	0,90
OMR	2,9864E-06	0,46	0,03	1,22	19,63	0,50	0,37	0,92
FUM	2,6657E-05	0,41	0,02	1,22	9,03	0,50	0,30	0,95
BIO	3,3125E-05	0,40	0,03	1,15	19,63	0,50	0,19	0,90
TEM	0,42258E- 05	0,41	0,03	1,18	19,63	0,50	0,26	0,86

4.4 Conclusion

Cette étude nous a permis de mettre en évidence les éléments suivants :

- 1) La taille du volume de sol prélevé influe sur la mesure de la masse volumique apparente.
- 2) La confrontation des données TDR aux mesures de teneur en eau réalisées avec la méthode gravimétrique au sein des mêmes parcelles révèle des problèmes associés avec le caractère local des mesures TDR et nécessite, en conséquence, un étalonnage de ces mesures avec celles obtenues avec la méthode gravimétrique. Dans notre étude, les mesures de teneur en eau par la méthode gravimétrique ont été obtenues en faisant la moyenne de 6 sondages répartis sur 10 m, alors que les mesures de teneur en eau de la méthode gravimétrique sont représentatives de la parcelle, tandis que les mesures TDR (non répétées) ne le sont pas.
- 3) Une différence de teneur en eau volumique entre les différents niveaux du sol a été observée et attribuée à des différences de propriétés hydrodynamiques entre les profondeurs. Les propriétés hydrodynamiques sont différentes selon l'horizon exploré et même au sein de l'horizon. Ces différences nous ont conduits à diviser le profil en autant de couches que de profondeurs instrumentées, lors de l'ajustement des paramètres hydriques avec HYDRUS-1D.
- 4) Les différents traitements ont le même comportement hydrique pendant la période nue et la période cultivée, en ce qui concerne l'évolution des variables d'état. L'absorption racinaire de l'eau est plus importante entre 0 à 80 cm de profondeur, au mois de juin et juillet. A partir du mois d'août, la plante absorbe l'eau entre 80 et 130 cm de profondeur. Le comportement est similaire dans les 5 traitements.
- 5) Un seul comportement différent a été observé entre les traitements, lors d'un épisode pluvieux de 36 mm, qui a créé une nappe perchée dans l'horizon limoneux IC du traitement témoin, entre 1,3 et 1,6 m de profondeur.
- 6) Les traitements recevant des amendements organiques ont une rétention en eau plus importante que celle du traitement sans amendement organique, pour l'horizon LA. La rétention en eau est de 2 à 14 % plus importante dans les traitements DVB et OMR, et de 2 à 4 % dans les traitements FUM et BIO, en valeurs relatives, dans la gamme de pF comprise entre 0 et 2,5.

- 7) L'existence d'une propriété de rétention unique pour tous les horizons de l'ensemble des traitements ne semble pas valable, les différences observées étant vraisemblablement plus liées à l'organisation pédologique qu'à l'effet du traitement, mis à part l'horizon LA.
- La relation de rétention d'eau θ(h) mesurée au laboratoire (presse de Richards) ne permet pas de prévoir la relation observée *in situ* (tensiomètres et TDR).
- 9) Le travail de modélisation met en évidence l'importance d'avoir une gamme des mesures in situ décrivant le sol dans son état de recharge et dans son état d'assèchement pour accéder à des valeurs des paramètres hydriques décrivant complètement le fonctionnement du sol.
- 10) Dans le travail de modélisation réalisé, on a pu obtenir une représentation réaliste et conforme aux observations de terrain de la dynamique de l'eau par les traitements étudiés, après quelques ajustements spécifiques (horizon LA, profondeur 160 cm). Ce travail met en évidence que l'apport des amendements organiques n'a modifié les propriétés hydriques que l'horizon de surface.

Chapitre 5: Effets de l'épandage de produits résiduaires organiques sur la dynamique d'un traceur de l'eau (anion bromure) dans le sol

5.1 Introduction

Les transferts de l'eau et des solutés dans le sol sont fortement influencés par l'hétérogénéité du sol (Butters et al., 1989; Roth et al., 1991; Flury et al., 1994; Hammel et al., 1999; Coquet et al., 2005a). Plusieurs études ont montré l'importance des flux préférentiels dans la description des transferts de l'eau et des solutés (Schoen et al., 1999 ; Van der Hoven et al., 2002). En examinant la dynamique du bromure, comme traceur de l'eau, dans un sol argileux, Bronswijk et al. (1995) ont constaté que la concentration moyenne maximale en bromure était située à 55 cm au-dessous de la surface du sol à la suite de seulement 34 mm de précipitations après l'application du traceur. Les techniques traditionnelles permettant l'étude du mouvement de l'eau dans le sol, tels que l'utilisation des tensiomètres et des sondes TDR sont limitées dans l'étude des flux préférentiels : les suivis acquis avec ces outils concernent un volume de sol limité. En conséquence, ces suivis ne reflètent pas les variations du chemin d'écoulement de l'eau à l'échelle locale que les techniques de traçage de l'eau peuvent décrire (Bouma, 1981). Plusieurs études ont montré que le traçage de l'eau est un outil utile permettant de bien décrire les variations des flux d'eau à l'échelle d'un profil (Kung et al., 2000 ; Yasuda et al., 2001 ; Ohrstrom et al., 2004 ; Mali et al., 2007). Le recours à cette technique permet de suivre l'eau et les éléments qu'elle véhicule (solutés) et par la suite d'estimer la dispersion hydrodynamique du soluté, lors de son cheminement dans le sol. Un traceur doit répondre à plusieurs conditions pour être considéré comme un traceur idéal (Kaufman et Orlob, 1956):

a) il doit être capable de bien décrire la variation de vitesse du fluide en question, sans modifier les caractéristiques du système poreux, ni celle de fluide ;

b) il ne doit pas exister déjà à l'état naturel, ou alors en quantités négligeables ;

c) il ne doit pas se décomposer dans l'eau du sol et ne pas être retenu par la phase solide ;

d) sa concentration doit pouvoir être mesurée de façon précise par des méthodes simples ;

e) il doit être inoffensif pour l'homme, les animaux et la végétation aux concentrations utilisées.

L'anion bromure (Br⁻), qui répond à la plupart de ces différents critères, est un traceur couramment utilisé en science du sol (Starr et Glotfelty, 1990 ; Jabro et al., 1994 ; Alletto, 2007). Ce traceur, ayant des propriétés proches de l'ion nitrate, peut être employé avec succès pour quantifier le lessivage du nitrate (Smith et Davies, 1974 ; Tilahun et al., 2003). La recherche du déterminisme des propriétés de transfert des solutés du sol étudié nous a donc amené à utiliser cette technique de traçage de l'eau afin de compléter les informations acquises avec les outils de suivi hydrique et de connaître la dispersivité du sol. Dans cette partie, nous réaliserons une modélisation mathématique simplifiée du transfert des solutés dans le but de connaître la dispersivité du sol.

5.2 Matériels et Méthodes

5.2.1 Expérimentation de traçage

5.2.1.1 Localisation et description des parcelles d'essai

Un épandage de bromure de potassium (KBr) a été fait sur les 5 parcelles équipées avec des tensiomètres et TDR, sur une surface de 10 m x 3 m (Fig. 5.1a). L'épandage a été fait le 28 novembre 2007 (T0), à 35 m des fosses instrumentées. Cette zone a été laissée nue pendant la saison de culture, pour éviter l'impact de la culture sur le transfert de bromure.





Figure 5.1 : (a) Zone d'épandage du traceur, avec la disposition des coupelles pour le contrôle de l'homogénéité de l'apport ; (b) protocole de suivi du traceur : les 5 campagnes de prélèvement

5.2.1.2 Epandage du traceur

L'apport de bromure visé était de l'ordre de 67 g.m⁻² (1 L. m⁻² d'une solution à la concentration de 67g. L⁻¹). L'épandage a été fait avec un pulvérisateur dont la rampe fait 3,5 m et équipée de 7 buses (Fig. 5.2b, c). Pour contrôler la variabilité de la distribution, on a mis 12 boites de pétri par parcelle pour contrôler la lame d'eau épandue. Ces 12 boites ont été déposées suivant 3 rangs espacés de 3 m dans la zone pulvérisée d'une surface de 10 m x 2 m (Fig. 5.1a).



Figure 5.2 : (a) disposition des coupelles ; (b) et (c) épandage de la solution de bromure avec le pulvérisateur ; (d) flaques d'eau formées lors de la pulvérisation de la solution de bromure

5.2.1.3 Suivi du traceur au cours du temps

Afin de suivre la migration du traceur, 5 campagnes de prélèvements (T1,.... T5 comportant 6 points de sondages chacune) ont été effectuées, tous les 50 mm de précipitation environ, dans chaque traitement (Fig. 5.1b). Les apports d'eau (pluies) enregistrés tout au long du suivi et les évapotranspirations journalières calculées à partir des relevés climatiques selon le modèle de Penman (1948) sont cumulés pour chaque campagne à partir du jour de l'épandage (T0) dans le Tableau 5.1. La chronique de précipitations journalières et les relevés climatiques correspondent aux mesures quotidiennes effectuées par la station de météo à proximité du site d'étude (Chapitre 1, § 1.4.4). Les prélèvements, à chaque date, sont alignés perpendiculairement au sens de l'avancement du pulvérisateur, avec une distance de 35 cm, en moyenne, entre les lignes de prélèvements (Fig. 5.1b).

Tableau 5.1 : calendrier des campagnes de prélèvements avec les précipitations et les évapotranspirations potentielles cumulées à partir du jour de l'épandage (T0 = 28/11/2007).

	Pluie	ETP
	(mm)	(mm)
T1_12/12/07	57	6
T2_23/01/08	98	21
T3_07/03/08	150	55
T4_31/03/0	226	95
T5_06/06/08	366	326

Deux outils de prélèvement ont été utilisés pour réaliser les prélèvements du sol. Le premier outil est un carottier pneumatique (Geonor, Milford-USA) (Fig. 5.3a), auquel on va se référer avec le terme « carottier » dans ce qui suit. Le carottier lui-même a une section de 2,26 cm². Cinq points de sondage à chaque campagne ont été échantillonnés avec ce préleveur pour chaque traitement. Pour un des traitements (201_DVB), les 5 sondages ont été analysés séparément, afin d'étudier la variabilité intra parcellaire. Pour les 4 autres traitements, un échantillon moyen a été constitué à partir des 5 sondages réalisés à l'aide du carottier. L'échantillon moyen est constitué en mélangeant les tranches de même niveau. Les sondages ont été coupés (Fig. 5.1b ; 5.3c) tous les 5 ou 10 cm jusqu'à 1,2 m de profondeur suivant la position attendue du pic de concentration en fonction de la profondeur. L'échantillonnage a été fait tous les 5 cm jusqu'à 20 cm de profondeur pour T₁, jusqu'à 40 cm pour T₂, jusqu'à 60 cm pour T₃, et entre 30 et 60 cm pour T₄ (Fig. 5.1b ; Tab. 4.1). Le reste de l'échantillonnage a été fait tous les 10 cm jusqu'à 1,2 m pour l'ensemble des sondages. La campagne T_5 a été faite tous les 10 cm de profondeur.

Un deuxième outil de prélèvement de sol a été utilisé. Il s'agit d'un tube cylindrique de diamètre 3,45 cm (Fig. 5.3d). La section du tube vaut 9,4 cm², soit 4 fois la surface de la section du carottier. Un sondage à chaque date de prélèvement pour chaque traitement a été fait avec cet outil. Le même protocole d'échantillonnage que celui utilisé pour le carottier a été appliqué. La difficulté de prélèvement du sol dans l'horizon illuvial BT, à l'aide de cet outil, nous limité à 60 cm de profondeur de prélèvement lors de la campagne T₁, 70 cm de profondeur pour T₂ et 80 cm pour T₃, T₄ et T₅ (Fig. 5.1b). Au-delà de cette profondeur, on a utilisé lors des 3 dernières campagnes (T₃, T₄, T₅) la tarière traditionnelle (Figure 5.3e) pour prélever jusqu'à 1,1 m de profondeur.



Figure 5.3 : (a) le carottier pneumatique (Geonor); (b) prélèvement des échantillons ; (c) échantillonnage avec le carottier pneumatique ; (d) tube cylindrique de prélèvement; (e) prélèvement à la tarière traditionnelle ; (f) sol prélevé avec le carottier et (g) sol prélevé avec le tube cylindrique.

5.2.1.4 Analyse au laboratoire

Après prélèvement, les échantillons de terre sont pesés, le jour même du prélèvement, puis séchés à l'étuve (48h, 105° C). Le sol sec est pesé pour calculer la teneur en eau pondérale du sol. Sur l'échantillon de sol séché, l'extraction du bromure est faite à l'eau osmosée avec un rapport eau / sol de 2. On agite par retournement pendant 24 heures, puis on laisse décanter pendant 24 heures. Une fois décantés, les extraits sont filtrés avec un filtre de nylon 0,45 μ m (AIT France).

Les teneurs en bromure sont analysées, après extraction, par chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC). Pour toutes les analyses, l'échantillon à analyser est injecté sous la forme d'un volume 50 μ L à l'entrée d'une colonne échangeuse d'anions (A-2 anion 7u 100 mm x 4,6 mm, Alltech) où il se suit la phase mobile qui l'entraîne à un débit de 2 mL/min. 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). Les chromatogrammes sont tracés à 195 nm avec un temps de rétention du bromure de l'ordre de 6,8 min. La limite de quantification de cette méthode est de 1 mg/L. L'analyse quantitative du bromure a été réalisée par la méthode d'étalonnage externe à partir des aires des pics chromatographiques. La droite d'étalonnage a été tracée à partir de solutions standard de KBr (2, 5, 10, 25, 50, 75, 100 mg/L) préparées à partir d'une solution mère de KBr de 5g/L.

La masse volumique apparente mesurée avec le grand cylindre en 2004 a été utilisée (chapitre 4, § 4.3.1) pour passer de la teneur en eau pondérale à la teneur en eau volumique de l'échantillon. La concentration volumique résidente dans le sol est déduite en multipliant la concentration mesurée avec le HPLC par la teneur en eau volumique de chaque échantillon.

5.2.3 Traitement des données

La méthode des moments (Sun and al., 2001; Das and al., 2005; Govindaraju and Das, 2007) a été utilisée afin de caractériser les profils de concentration en bromure. Les moments normalisés (Z_N) ont été utilisés pour exprimer (i) le bilan de masse le long du profil (moment d'ordre 0, μ_0), (ii) la profondeur du pic de Br⁻ (moment d'ordre 1, Z_1) et (iii) l'étalement du pic de Br⁻ (Var_z= Z_2 -(Z_1)² avec Z_2 , moment d'ordre 2) (Freyberg, 1986). L'équation générale des moments normalisés d'ordre N est la suivante:

$$Z_{N} = \frac{\mu_{N}}{\mu_{0}} = \frac{\int_{0}^{\infty} z^{N} \rho_{b} C_{r} dZ}{\int_{0}^{\infty} \rho_{b} C_{r} dZ}$$

avec μ_0 [ML⁻²], le bilan de masse de Br⁻, z [L] la profondeur, ρ_b [ML⁻³] la masse volumique apparente, et C_r [MM⁻¹] la concentration massique du bromure dans le sol défini par le rapport de la masse de Br⁻ à la masse du sol sec. Le taux de recouvrement m_r (sans unité) est défini par le rapport de μ_0 à la quantité apportée à la surface. Un coefficient de variation pour chaque moment et pour chaque date de prélèvement a été calculé à partir des 6 sondages faits pour le traitement DVB. En supposant la même variabilité pour les autres traitements, on a essayé de détecter statistiquement à l'aide d'un test de Student, les différences entre les traitements (Sheskin, 2004). Ce test a été utilisé pour déterminer si on a une différence significative entre les profondeurs du pic de Br⁻ obtenus (i) avec les deux outils de prélèvements (carottier et tube cylindrique) et (ii) pour les différents traitements.

5.2.4 Modélisation du transfert de soluté

HYDRUS-1D (chapitre 4) a été utilisé afin de simuler le transport monodimensionnel de solutés. L'équation qui régit le transfert de solutés est l'équation de convection-dispersion. Dans l'équation de convection-dispersion, les principaux mécanismes de transport pour un soluté non réactif sont la convection et la dispersion hydrodynamique qui englobe la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique. Dans un milieu à flux monodimensionnel vertical, l'équation de convection-dispersion s'exprime sous la forme suivante :

$$\frac{\partial(C\theta)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{H} \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(J_{W}C \right) \qquad \text{Équation 5.1}$$

avec $D_{H} = D + \lambda v$ $\qquad \text{Équation 5.2}$

où C $[ML^{-3}]$ est la concentration dans la phase liquide, θ $[L^3.L^{-3}]$ est la teneur en eau volumique du sol, z l'axe orienté positivement vers le haut, t, le temps [T], D_H $[L^2T^{-1}]$ est le coefficient de dispersion hydrodynamique, D $[L^2T^{-1}]$ est le coefficient de la diffusion moléculaire, λ [L] est la dispersivité du sol, v $[L^1T^{-1}]$ est la vitesse de l'eau dans les pores $(v=J_w/\theta)$ (Bear, 1972). Le seul paramètre de cette équation à déterminer est la dispersivité. L'estimation de ce paramètre a été réalisée grâce au logiciel CXTFIT (Toride and al., 1999). Cet ajustement a été fait séparément pour chacun des 6 sondages faits pour chaque date de prélèvement pour le traitement DVB, ce qui permet d'étudier la variabilité intra parcellaire de ce paramètre. La définition du système modélisé est similaire à celle définie pour le régime hydrique dans le chapitre 4. Le profil a été discrétisé en 6 matériaux correspondant aux différents horizons et profondeurs instrumentés avec les TDR et les tensiomètres. La même discrétisation a été utilisée pour tous les traitements. La condition à la limite supérieure 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.

La démarche adoptée pour ce travail comprend 3 étapes :

Etape 1 : Simulation du transfert de Br⁻ avec HYDRUS-1D pour le traitement DVB, en utilisant la dispersivité ajustée avec CXTFIT. La simulation de transfert de solutés nécessite aussi de simuler conjointement le transfert hydrique. Les paramètres hydriques nécessaires ont été acquis dans le chapitre 4, par ajustement aux mesures *in situ* des TDR et tensiomètres (Tab 4.5). Trois scénarios ont été considérés :

Scénario 1 : Une seule valeur de dispersivité est attribuée à l'ensemble des horizons. Cette valeur est calculée à partir de la moyenne des dispersivités obtenues pour les différents dates de prélèvements (T1, ...T5). Cette valeur sera attribuée à l'ensemble des matériaux du système modélisé. Le but de ce scénario est de savoir si une valeur unique de dispersivité du sol peut être considérée.

Scénario 2 : Une valeur de dispersivité est attribuée à chaque horizon. Ceci est fait en attribuant à chaque horizon une dispersivité permettant une bonne description de la position du pic de concentration en fonction de la profondeur. Par exemple, la dispersivité estimée pour le premier horizon (LA) a été calculée à partir de la moyenne des dispersivités des deux premières dates de prélèvements (T1 et T2), car le pic de concentration de Br⁻ se trouvait entre 0 et 30 cm de profondeur pour ces deux dates de prélèvements. Entre T3 et T5, le pic de concentration de Br⁻ se trouvait entre 30 et 50 cm, dans l'horizon E (matériau 2 du système modélisé). Une dispersivité moyenne a donc été calculée à partir de ces 3 dates de prélèvements. Cette valeur sera attribuée à l'horizon E. Pour les horizons sous-jacents, la même valeur dispersivité a été attribuée.

Scénario 3 : A partir du « meilleur » des scénarios 1 et 2 en termes de description de la dispersivité du sol, nous avons cherché à améliorer de la prédiction de la dynamique de Br⁻ en ajustant les paramètres hydriques à partir des données de TDR, tensiomètres et des profils de concentration de Br⁻ obtenus sur le terrain. Ce calage a été fait par méthode inverse. Seuls les paramètres θ_s et K_s ont été réajustés. Le paramètre K_s a été réajusté car l'ajustement précédent de ce paramètre a été fait uniquement à partir des valeurs θ et *h*, grandeurs qui ne concernent pas les flux d'eau. Le paramètre θ_s a été réajusté afin de permettre de conserver une bonne description de la dynamique hydrique du sol, tout en modifiant Ks.
Etape 2 : Test des jeux de paramètres obtenus avec le traitement DVB sur les données de terrain des autres traitements FUM, BIO, OMR et TEM. Pour ce travail, les scénarios 2 et 3 ont été utilisés.

Etape 3 : Réajustement des paramètres hydriques à partir des données relatifs à chaque traitement. Ce travail est réalisé dans le cas où les 2 jeux de paramètres des scénarios 2 et 3 obtenus avec le traitement DVB ne permettaient pas de bien décrire la dynamique du Br⁻ observée dans les autres traitements.

Scénario 4 : Il consiste à réajuster les paramètres hydriques K_s et θ_s à partir des données expérimentales relatives au transfert de l'eau et du Br⁻ mesurées pour chacun des traitements FUM, BIO, OMR et TEM. Les autres paramètres hydriques des horizons profonds ont été fixées aux valeurs trouvés avec le traitement DVB, issues du scénario 4 de la simulation des transferts hydriques (Tab 4.7).

5.3 Résultats et discussions

5.3.1 Evolution du bilan de masse au cours du temps

Tableau 5.2 : Evolution au cours du temps du bilan de masse du bromure (exprimé en % de la quantité apportée mesurée dans les coupelles) pour les prélèvements faits avec le carottier. Les chiffres entre parenthèses sont les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne. JAA représente le nombre de jours après l'épandage.

	DVB	OMR	FUM	BIO	TEM
T1 / 57 mm/ 15 JAA	82 (±20)	90	86	77	81
T2 / 97 mm/ 55 JAA	71 (±18)	80	76	68	77
T3 /150mm/101 JAA	68 (±29)	80	94	81	104
T4 /226mm/126 JAA	71 (±33)	69	90	72	81
T5 /366mm/ 190 JAA	90 (±8)	80	100	80	92

Tableau 5.3 : Evolution au cours du temps du bilan de masse du bromure (exprimé en % de la quantité apportée mesurée dans les coupelles) pour les prélèvements faits avec le tube cylindrique.

	DVB	OMR	FUM	BIO	TEM
T1 / 57 mm/ 15 JAA	56	89	75	53	53
T2 / 97 mm/ 55 JAA	79	93	67	77	64
T3 /150mm/101 JAA	97	110	70	101	72
T4 /226mm/126 JAA	91	90	123	61	83
T5 /366mm/ 190 JAA	72	63	80	53	92

Les bilans de masses calculés dans l'ensemble des traitements montrent qu'on a récupéré entre 53 et 123 % de la quantité apportée mesurée dans les coupelles (Tab. 5.2 et 5.3). La variabilité du bilan de masse, observée pour le traitement DVB, se situe entre 18 et 33 % pour l'ensemble des dates des prélèvements, à l'exception de T5 pour laquelle elle est de 8 % seulement. Les intervalles de confiance des bilans de masse obtenus avec le carottier recouvrent les valeurs du bilan de masse obtenues avec le tube, à l'exception des campagnes T₁ et T₅ (Tab. 5.3).

5.3.2 Dynamique de bromure au cours du temps pour le traitement DVB

Les profils de concentrations de Br⁻ analysés séparément pour le traitement DVB sont similaires lors de chaque date de prélèvement (Fig. 5.5). Des profils de concentration bimodaux ont été observés (R1 de T1, R3 de T2, R1 de T3, et R6 de T4). Ces profils bimodaux sont caractéristiques des sol hétérogènes (Ghodrati and Jury, 1990 ; Coquet et al., 2005a). Ils peuvent être dûs à l'organisation structurale de l'horizon labouré (Petersen et al.,

1999 ; Coquet et al., 2005a). L'organisation pédologique de l'horizon BT peut aussi contribuer à la formation de ce type des profils, en partageant le traceur entre des zones à conductivité hydraulique accrue (les glosses) et des zones à faible conductivité hydraulique (la matrice illuviée) (Diab et al., 1988 ; Vanderborght et al., 2001). Cette hétérogénéité reste limitée. Certaines répétitions sont différentes des autres, comme par exemple R6 de T1, R5 de T2, R3 de T3, R1 de T5. La concentration maximale en bromure de ces profils se situe plus en profondeur que les autres profils. Par exemple à T2, la profondeur du pic de Br⁻ se trouve à 38 cm pour R5 alors qu'elle est entre 20 et 25 pour les autres répétitions.

Deux outils ont été utilisés pour prélever les échantillons de sol. Nous avons observé que le profil de Br⁻ échantillonné à T1 avec le tube (répétition R4) est plus étalé que les autres profils échantillonnés avec le carottier pneumatique (Fig. 5.5a), mais ce n'était pas le cas pour les autres campagnes de prélèvement. Statistiquement, aucune différence n'a été observée entre les deux outils d'échantillonnage. En conséquence, le profil de bromure pour le traitement DVB a été calculé en faisant la moyenne des six profils quel que soit l'outil d'échantillonnage utilisé.

L'étalement tout autour du pic augmente et la concentration maximale du Br⁻ diminue lorsque le bromure se déplace plus en profondeur dans le sol. L'absence de précipitations entre T2 et T3 (Fig. 5.4) ne produit pas de changements importants dans les profils de concentrations de Br⁻ à T3 par rapport aux profils observés à T2.



Figure 5.4 : Evolution au cours du temps de l'infiltration nette cumulée, et du bilan hydrique climatique hebdomadaire. Les points représentent les campagnes de prélèvement. L'évaporation réelle a été estimée en utilisant le modèle HYDRUS-1D



Figure 5.5: Profils de concentration de bromure dans la phase liquide du traitement DVB

5.3.3 Effet du traitement sur la dynamique du bromure dans le sol

Tableau 5.4: Evolution au cours du temps, pour l'ensemble des traitements, des moments exprimant la distribution spatiale du Br⁻. JAA est le nombre de jours après application. Z₁ exprime la profondeur du pic, Var_z exprime l'étalement du pic du Br⁻. Les valeurs entre parenthèses sont les intervalles de confiance au seuil de risque de 5 %.

	DVB		0	MR	F	FUM		BIO		TEM	
	Z ₁ (cm)	Var _z (cm ²)									
T1 / 57 mm/ 15 JAA	16 (± 3)	88 (±35)	17	92	16	99	16	92	16	123	
T2 / 97 mm/ 55 JAA	26 (± 5)	196 (±98)	27	198	24	200	28	272	27	311	
T3 /150mm/101 JAA	29 (± 5)	300 (±121)	35	283	31	342	31	265	30	424	
T4 /226mm/126 JAA	47 (± 5)	502 (±138)	44	345	40	495	42	417	45	649	
T5 /366mm/ 190 JAA	51 (± 6)	505 (±103)	51	608	44	725	44	486	39	776	

En décembre (T1), les profondeurs de pic étaient similaires pour tous les traitements. Les écart-types des profondeurs du pic obtenues avec le traitement DVB recouvrent celles obtenues avec les autres traitements (Tab. 5.4; Fig 5.6). Les mêmes résultats ont été observés avec les campagnes de prélèvements de janvier, mars et avril (T2 à T4), à l'exception de la campagne T3 du traitement OMR. Les campagnes de prélèvement, de Décembre à Mars (T1 to T4), ont été réalisées pendant une période humide, caractérisée par une faible demande évaporatoire (Fig. 5.4), ce qui nous permet de conclure que les traitements ont le même potentiel de lixiviation pendant la période humide, lorsque la teneur en eau du sol est à la capacité au champ.



Figure 5.6 : Profondeur du pic de Br⁻ pour les différents traitements et campagnes de prélèvements (T1, T2, T3, T4, T5). Les barres verticales correspondent aux écarts-types des profondeurs du pic obtenus à partir des 6 répétitions réalisées dans le traitement DVB.

Après la quatrième campagne de prélèvement, le sol s'assèche en surface à cause de la reprise de l'évaporation accompagnée de faibles précipitations (Fig. 5.4). Le flux d'eau devient ascendant dans les horizons de surface, au dessus du plan de flux nul (Fig. 4.12h et 4.14b, d). En conséquence, le bromure n'a pas été transporté beaucoup plus en profondeur (Fig. 5.6). La profondeur du pic s'est déplacé seulement de 2 à 5 cm plus en profondeur entre T4 et T5 pour les traitements recevant de l'amendement organique (DVB, OMR, FUM and BIO). Pour le traitement témoin, la profondeur du pic s'est déplacée vers le haut, environ 6 cm au dessus de celle de la campagne précédente (Tab. 5.4). Afin de mieux étudier l'effet de la teneur en eau du sol sur la distributions du Br⁻ pendant la phase d'évaporation, nous avons calculé la quantité d'eau retenue dans la couche de sol entre la surface et la profondeur du pic de Br pour chaque traitement et l'avons comparée entre les différents traitements. La différence de quantité d'eau retenue au-dessus de la profondeur du pic de Br⁻ est effectivement liée à la différence de profondeurs du pic entre les traitements. La quantité d'eau retenue la plus faible, 11 cm, a été observée dans le traitement TEM et est associée à la profondeur du pic de Br⁻ la plus basse (Tab 5.4). Pour les autres traitements, la quantité d'eau retenue au dessus de la profondeur du pic de Br⁻ était de 16 cm pour DVB et OMR, 14 cm pour FUM et 13 cm pour BIO. Ainsi, l'eau contenue par la couche de surface est plus importante dans les traitements recevant de la matière organique à cause, vraisemblablement, d'une évaporation moins intense.



Figure 5.7 : Evolution de l'étalement du pic de Br⁻ Var_z(cm²) avec le déplacement du pic Z_1 (cm)

La figure 5.7 montre que l'évolution de l'étalement du soluté avec le déplacement du pic est similaire pour tous les traitements, sauf pour les traitements FUM et TEM. On observe que l'étalement du soluté tout autour du pic est plus important de T3 à T5 pour le traitement TEM et à T5 pour le traitement FUM. Le traitement TEM présente l'étalement du pic le plus important durant toute la période de suivi du bromure. L'ajustement des profils de concentration par la solution en régime permanent de l'équation de convection-dispersion à l'aide de CXTFIT (Toride et al., 1999) nous a permis d'estimer la dispersivité du sol aux différents dates et pour les différents traitements.

Figure 5.8 montre que la dispersivité est localement hétérogène. Les coefficients de variation de la dispersivité calculés à partir des 6 profils analysés séparément pour le traitement DVB étaient de 77% pour la première campagne de prélèvement, 50% pour les autres campagnes et du même ordre de grandeur que ceux trouvés par Vanderborght et Vereecken (2007). Cette hétérogénéité peut être expliquée par les variations spatiales de la vitesse de l'eau dans les pores liées à l'organisation structurale de l'horizon labouré (Coquet et al., 2005a) ou à l'organisation pédologique de l'horizon BT. La dispersivité moyenne estimée à partir des profils individuels est semblable à la dispersivité estimée à partir du profil moyen (Fig. 5.8). Les profils des traitements OMR, BIO, FUM et TEM, obtenus en faisant la moyenne de 6 prélèvements, sont donc représentatifs de la dispersivité du sol à l'échelle parcellaire. La dispersivité augmente avec la profondeur, ce qui implique que le modèle convectif-dispersif n'est pas capable de prédire tous les profils mesurés à partir d'un unique profil mesuré à une date donnée. Le processus de transfert pourrait être mieux décrit par le modèle stochastique-

convectif (Simmons, 1982). L'augmentation de la dispersivité avec la profondeur peut être expliquée par deux raisons: (i) l'organisation pédologique du profil de sol, (ii) les différents horizons le long du profil. En appui à la première hypothèse, on peut supposer que les structures verticales ou les glosses dans les horizons E-BT ont pu agir comme des voies d'écoulement préférentiel, réduisant la diffusion latérale des solutés (Vanderborght and al. 2001). Les volumes élémentaires pédologiques des horizons hétérogènes E et BT peuvent avoir des propriétés hydriques différentes (Frison et al., 2009). Diab et al., (1988) a constaté que la vitesse moyenne du transfert de l'eau était dix fois plus élevée dans les glosses que dans la matrice illuviée. La deuxième hypothèse liée au fait que le mouvement vertical du bromure se fait dans un sol stratifié en horizons (van Wesenbeeck et Kachanoski, 1994), dont les caractéristiques de rétention en eau sont différentes le long du profil (Fig. 4.17; Tab 4.5). Au final, les différentes horizons et structures pédologiques peuvent présenter des vitesses de soluté différentes, induisant une augmentation de la dispersivité du soluté.

Entre T4 et T5, on peut supposer que l'alternance de flux ascendants et descendants favorise une certaine variabilité des intensités et des directions des vitesses de l'eau dans les pores, provoquant ainsi une augmentation de la dispersion du soluté. Cette hypothèse permet d'expliquer la plus grande dispersion du soluté observée dans le traitement TEM à la date T5 (Fig. 5.7).



Figure 5.8 : Dispersivités (λ) des profils de sol calculés avec CXTFIT pour le traitement DVB et les différents dates de prélèvement. λ a été calculé en faisant la moyenne des dispersivités obtenus à partir des 6 sondages, et en ajustant le modèle CDE au profil de Br⁻ obtenu en faisant la moyenne des 6 sondages. La vitesse de l'eau dans les pores correspond à la moyenne calculée à partir des 6 profils individuels.

5.3.4 Modélisation du transfert de solutés

Etape 1

Simulation du transfert du bromure dans le traitement DVB Scenario 1

Dans ce scenario, une seule valeur de dispersivité est attribuée à l'ensemble des horizons. Cette valeur est obtenue en faisant la moyenne des dispersivités obtenues pour l'ensemble des dates de prélèvements (Fig. 5.8). On trouve une valeur moyenne 8,8 cm. L'utilisation d'une seule valeur de dispersivité pour les différents horizons ne permet pas de représenter convenablement la dynamique du bromure entre T0 et T3 (Fig. 5.9). Une surestimation de l'étalement du pic de concentration de Br⁻ est simulée durant ces 3 premières dates de prélèvement. Ce qui signifie que la dispersivité est surestimée pendant cette période.

Scenario 2

Cette simulation a été réalisée en utilisant une valeur de dispersivité de 4 cm en surface (horizon LA) et 11,9 cm en profondeur (Fig. 5.10). On observe une amélioration de la simulation du transfert de Br⁻ au cours des 3 premières dates de prélèvements ; le coefficient d'efficience augmente à ces dates, par rapport au scénario 1. Cette amélioration affecte spécifiquement l'étalement du pic de Br⁻.

Scenario 3

L'optimisation des valeurs de K_s et θ_s de l'horizon LA basée sur l'utilisation simultanée des données θ , h, et Br⁻ améliore légèrement la simulation du transfert de bromure, en particulier la dernière campagne (Fig. 5.11). La conductivité hydraulique ainsi que la teneur en eau à saturation augmentent (Tab. 5.5) par rapport aux valeurs trouvées dans le 1^{er} jeu de paramètres. L'augmentation de la conductivité hydraulique à saturation permet un flux d'évaporation plus important, et par conséquent une meilleure simulation de la reconcentration du bromure observée en surface du sol lors du dernier prélèvement (Fig. 5.11e).

On a calculé une efficience globale pour l'ensemble des 5 profils (5 campagnes de prélèvements) avec les différents scénarios (Tab. 5.6). On observe que le coefficient d'efficience globale augmente de 0,77 à 0,88 entre les scénarios 1 et 2. Ce coefficient augmente légèrement entre les scénarios 2 et 3 (de 0,88 à 0,89). En conséquence, on considère

que le troisième jeu de paramètres hydriques (scénario 3) permet de mieux de représenter les observations de terrain de la dynamique de l'eau et du transfert d'un soluté du traitement DVB. Ce jeu de paramètres hydriques sera utilisé par la suite de ce travail pour le traitement DVB.



Figure 5.9: Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement DVB avec HYDRUS-1D en utilisant la valeur moyenne des dipersivités calculées à partir des différentes dates de prélèvements. Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages (Scénario 1)



Figure 5.10 : Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement DVB avec HYDRUS-1D en augmentant la dispersivité avec la profondeur. Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages (Scénario 2).



Figure 5.11: Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement DVB avec HYDRUS-1D en réajustant les paramètres θ_s et K_s avec les mesures de bromure obtenus pour le traitement DVB. Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages (Scénario 3).

Tableau 5.5 : 1^{er} jeu de paramètres hydriques obtenus à partir des données de TDR et tensiomètres pour l'horizon de surface LA du traitement DVB (chapitre 4) ; 2^{ème} jeu obtenu en réajustant θ_s et K_s avec les données tensiomètres, TDR et les profils de bromure ; α , *n* ont été fixés aux valeurs du 1^{er} jeu.

	θ_r θ_s		α	n	Ks	Φ
	cm	³ .cm ⁻³	cm ⁻¹		cm.j ⁻¹	
1 ^{er} jeu	0,0002	0,407	0,0515	1,14	19,6	0,54
2 ^{ème} jeu	0,0002	0,428	0,0515	1,14	87,7	1,6

Tableau 5.6 : Evolution de l'efficience totale pour l'ensemble des 5 profils (campagnes), avec les différents scénarios.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
DVB	0,77	0,88	0,89
OMR		0,95	0,95
BIO		0,91	0,93
FUM		0,85	0,85
TEM		0,76	0,78

Etape 2

Simulation du transfert de bromure pour les autres traitements

Dans ce travail, on a testé les deux jeux de paramètres (scénarios 2 et 3) obtenus avec le traitement DVB (Tab. 5.5), pour la simulation du transfert du bromure dans les autres traitements (OMR, FUM, BIO et TEM). Le premier jeu de paramètres hydriques obtenu avec DVB (scénario 2) ne permet pas de décrire correctement les profils de bromure observés à la 5^{eme} campagne de prélèvement (T5) pour l'ensemble des traitements. Le deuxième jeu de paramètres hydriques (scénario 3) apporte seulement une amélioration pour les deux traitements OMR et BIO (annexe 8a, b, c et d). Les profils de bromure ne sont pas correctement simulés pour les traitements FUM et TEM (Fig 5.12).

Etape 3 Scénario 4

Dans ce travail, on a réajusté les paramètres hydriques (K_s et θ_s) à partir des données expérimentales (tensiomètres, TDR et bromure) relatifs aux traitements FUM et TEM. Après ces réajustements, les profils de bromure observés dans la campagne T5 sont mieux simulés pour ces deux traitements ; le coefficient d'efficience augmente de – 0,52 (Fig. 5.12d) et de - 0,14 (Fig. 5.12b) à 0,34 (Fig. 5.13b) et 0,89 (Fig. 5.13a). Cependant, la simulation de l'évolution de la teneur eau volumique pour l'horizon de surface LA de ces deux traitements a été détériorée en utilisant le jeu de paramètres obtenus avec ce scénario. Le coefficient d'efficience pour la teneur en eau passe de 0,86 à 0,73 pour le traitement TEM (Fig. 5.14). On observe que la simulation de l'évolution de la teneur en eau volumique est particulièrement mauvaise à partir de mois mai jusqu'à octobre 2008.

Tableau 5.7 : réajustement des deux paramètres \mathbf{K}_{s} et $\boldsymbol{\theta}_{s}$ de l'horizon pour les deux traitements FUM et TEM à partir des données relatifs à chaque traitement ; α , *n* ont été fixés aux valeurs trouvés avec le traitement DVB (scénario 4).

	θ r	θ_{s}	α	n	Ks	Φ
	cm ³	³ . cm ⁻³	cm ⁻¹		cm,j⁻¹	
FUM	0,0002	0,421	0,0515	1,1401	107	5,8
TEM	0,0002	0,408	0,0515	1,1401	219	36,4

Le deuxième jeu de paramètres hydriques obtenus avec le traitement DVB (scénario 3) sera utilisé par la suite de ce travail. On peut considérer ce jeu de paramètres comme le plus représentatif des traitements DVB, OMR, BIO en termes de transfert d'eau et de solutés. Pour les deux autres traitements (FUM et TEM), les paramètres obtenus ne permettent pas de simuler le dernier prélèvement, mais restent satisfaisants pour les 4 autres prélèvements.



Figure 5.12 : Simulation des profils de Br⁻ observés durant la dernière campagne de prélèvements (T5) pour les traitements OMR (a), FUM (b), BIO (c) et TEM (d) avec HYDRUS-1D en utilisant le 2ème jeu de paramètres hydriques obtenus avec le traitement DVB (scénario 3). Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages analysés séparément dans le traitement DVB.



Figure 5.13 : Simulation des profils de Br⁻observés durant la dernière campagne de prélèvements (T5) pour les traitements FUM (a) et TEM (b) avec HYDRUS-1D en utilisant les paramètres ajustés à partir des donnés TDR, tensiomètres, et des profils de bromure observés pour ces traitements.



Figure 5.14: Valeurs prédites et mesurées de l'évolution de la teneur en au volumique pour l'horizon de surface LA, à 20 cm, du traitement TEM, en utilisant les paramètres ajustés (a) à partir des mesures de teneur en eau volumique (TDR) et de potentiel de l'eau du sol (tensiomètres) (Tab. 4.8) et (b) à partir des données simultanées de TDR, tensiomètres et des profils de concentration de Br⁻.

5.4 Conclusion

Le suivi de la dynamique du bromure ne montre pas de différences systématiques significatives entre les traitements pendant la période de recharge. Une lame d'eau de 0,13 m est requise pour que le soluté arrive à une profondeur de 0,46 m dans tous les traitements. Pendant la période à forte demande évaporatoire, l'apport de composts a affecté les propriétés hydriques de l'horizon de surface du sol, en augmentant la rétention en eau et en diminuant les flux d'évaporation par rapport au témoin. La méthode des moments montre le comportement particulier du traitement TEM pendant cette période. Ce traitement présente la quantité d'eau retenue dans le sol au-dessus du niveau du pic de bromure la plus faible et la dispersion du bromure tout autour du pic la plus élevée en comparaison aux traitements recevant un amendement organique. La dynamique de la teneur en eau du sol et de la charge hydraulique a montré une faible rétention en eau à la capacité au champ de la couche labourée pour ce traitement. Pour les traitements recevant un amendement organique, on observe, 190 jours après l'application du bromure, des comportements différents au sein de ces traitements: les trois composts DVB BIO et OMR ont un comportement similaire (déplacement de la profondeur de pic et la dispersion du pic) ; mais le traitement fumier présente une dispersion plus élevée. Cela signifie que la nature des interactions sol-amendements peut différer entre les traitements pendant la période sèche. Des études spécifiques sur la nature des interactions sol-amendements et son influence sur l'évolution des propriétés physiques du sol permettraient de préciser ce résultat.

Le transport du bromure est localement (sur un transect de 10 m) hétérogène. Le coefficient de variation de la dispersivité varie entre 50 et 77 %. Cette hétérogénéité semble due à l'organisation structurale de l'horizon labouré et à l'organisation pédologique des horizons profonds. La présence des profils de concentration en bromure bimodaux confirme cette hypothèse. La dispersivité du sol croit avec le déplacement du bromure vers la profondeur, ce qui montre que le transport dans le sol se rapproche du modèle stochastique-convectif plutôt que du modèle convectif-dispersif.

Le calage des paramètres hydriques et de la dispersivité du sol a été fait pour le traitement DVB. L'utilisation de ces paramètres pour simuler la dynamique du bromure dans le sol des autres traitements semble satisfaisante à l'exception des traitements FUM et TEM. Au final, les paramètres physiques du sol sont très proches pour l'ensemble des traitements.

Chapitre 6 : Modélisation de la décomposition de la matière organique des PRO dans le sol

6.1 Introduction

Cette partie du travail consiste à acquérir les paramètres nécessaires à la modélisation de la dynamique de carbone et de l'azote dans les sols à l'aide du modèle CANTIS. Les paramètres acquis dans ce travail seront insérés dans le modèle PASTIS pour simuler la dynamique de l'azote dans le profil de sol (Chapitre 7).

6.2 Matériels et méthodes

6.2.1 Mesures expérimentales

6.2.1.1 Fractionnement biochimique

Les différents produits résiduaires organiques (PRO) ont été caractérisés par une analyse quantitative ; le fractionnement biochimique Van Soest. Cette analyse correspond à un fractionnement de la matière organique des PRO en substances solubles (Soluble), extractibles à l'eau chaude à 100° C pendant 30 min puis pour un détergent neutre à 100°C pendant 60 min), en hémicellulose (HCE), en cellulose (CEL) et en lignine (LIG), par une succession d'attaques successives avec des réactifs d'acidité croissante, à chaud et à froid (Norme AFNOR, XPU 44-162). Les attaques se font sur des échantillons d'1 g de PRO (broyé à 1 mm), dans des creusets de porosité 40-100 μ m à l'aide d'un extracteur de fibres (VELP Scientifica). Les teneurs en carbone (C) et azote total (N) de chaque fraction sont mesurés par combustion sèche (méthode Dumas) sur analyseur NA 1500 CN (Fison Instrument-Thermoelectron). Ses teneurs sont exprimées en pourcentage (Tab. 6.1). Ce travail a été réalisé par l'équipe sol de l'UMR EGC.

FOM		Soluble	HEM	CEL	LIG	Totale
	C (% COT)	55,8	3,6	20,0	20,6	100
DVB	N (% NOT)	78,5	2,2	7,4	11,9	100
	C/N	7	17	28	18	
	C (% COT)	34,5	7,1	44,7	13,7	100
OMR	N (% NOT)	63,4	17,4	7,0	12,2	100
	C/N	13	10	153	27	
	C (% COT)	63,4	0,0	17,1	19,5	100
FUM	N (% NOT)	73,8	3,4	4,7	18,1	100
	C/N	11	0	48	14	
	C (% COT)	46,0	7,9	15,4	30,6	100
BIO	N (% NOT)	64,8	10,5	2,1	22,6	100
	C/N	7	8	77	14	

Tableau 6.1 : Distribution du C et N des composts dans les fractions biochimiques Van Soest.

6.2.1.2 Mesures d'incubation

Des incubations de sol seul et de mélanges « sol-PRO » ont été réalisées en conditions contrôlées de laboratoire à 28 °C, pendant 91 jours, à une humidité équivalente à pF 2,8. Ces incubations permettent de suivre la minéralisation du carbone sous forme de C-CO₂ (par le piégeage du CO₂ dans 10 ml de NaOH à 0,5 N et par la mesure du C-CO₂ piégée par colorimétrie sur un analyseur en flux continu (SKALAR) et la minéralisation d'azote sous forme N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻ (par extraction dans 100 ml de KCL à 0,5 N et par mesure de l'azote minéral extrait par colorimétrie sur un analyseur en flux continu (SKALAR)). Le sol seul et le témoin correspondent à des sols prélevés des différents traitements du site expérimental, avant l'apport de composts de 2007. Les incubations du « sol seul » vont permettre de caractériser la matière organique humifiée du sol des différents traitements avant l'apport de PRO 2007. Les incubations de mélanges « sol-PRO » permettent de caractériser la matière organique des PRO de l'apport 2007. Le sol utilisé dans le mélange « sol-PRO » provient du traitement qui ne reçoit pas d'amendement organique (témoin). Ces mesures ont été réalisées par l'équipe sol de l'UMR EGC.

6.2.1.3 Mesure de la biomasse microbienne du sol

Le carbone total de la biomasse microbienne a été mesuré par la méthode de fumigationextraction (Vance et al., 1987) dans les sols des différents traitements, prélevés avant l'apport de 2007. Ce travail a été réalisé par l'équipe sol de l'UMR EGC.

6.2.2 Description du modèle CANTIS

La transformation de la matière organique dans le sol est simulée avec le modèle CANTIS (Néel, 1996 ; Garnier et al., 2001). Dans ce modèle, la matière organique non-vivante du sol est divisée en 3 compartiments : la matière organique fraîche (FOM) correspondant aux apports exogènes tels que résidus de culture ou composts dans notre cas, la matière organique humifiée (HOM) et la matière organique soluble (SOL). La matière organique vivante (la biomasse microbienne) est divisée en deux pools : la biomasse autochtone (AUB), responsable de la décomposition de la matière organique humifiée (HOM) et la biomasse zymogène (ZYB), responsable de la décomposition de la matière organique fraîche. La matière organique fraîche est représentée par 4 compartiments ayant chacun un taux de décomposition spécifique : (i) une fraction rapidement décomposable (RDM), (ii) une fraction hémicellulosique (HCE), (iii) une fraction cellulosique (CEL), (iv) une fraction lignifiée (LIG). La décomposition de tous les compartiments de matière organique suit une cinétique d'ordre 1 par rapport à la quantité de carbone du substrat C_i (équation 6.1). Toutefois la vitesse de décomposition peut aussi dépendre de la taille de la biomasse initiale (via le paramètre K_m).

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_i C_i \cdot \frac{Bi}{K_m + Bi} \qquad \text{Équation 6.1}$$

Avec C_i , teneur en carbone du pool i (mg C/kg de sol sec), k_i , vitesse de décomposition du pool i (d⁻¹), B_i , teneur en carbone dans la biomasse (mg C.kg⁻¹), K_m , une constante réduisant la vitesse de décomposition de la matière organique quand elle est supérieure à 0 (mg C.kg⁻¹). Les différents pools de la matière organique fraîche sont décrits à partir des fractions biochimiques du fractionnement Van Soest, dans lequel la matière organique fraîche est fractionnée en substances solubles équivalentes à la fraction rapidement décomposable (RDM), en hémicellulose (HCE), en cellulose (CEL) et en lignine (LIG).

6.2.3 CANTIS adapté aux composts

Initialement, le module décomposition de CANTIS a été conçu pour estimer les quantités de carbone et d'azote minéralisées ou immobilisées dans le sol, suite à un apport de résidus de culture (Garnier et al., 2001 et 2003). Cependant, cette répartition des fractions biochimiques du fractionnement Van Soest pour la caractérisation de la FOM dans le cas des composts n'a pas donné des résultats satisfaisants pour la simulation de la dynamique de N et C et de la biomasse microbienne (Caubel, 2007; Perveen, 2009). Ces auteurs montrent que la fraction RDM correspondant à la fraction soluble dans le réactif détergent neutre du fractionnement Van Soest, habituellement assimilée à une fraction facilement décomposable, apparaît comme étant lentement dégradée pour des MO transformées telles que les composts. Ce que confirment aussi les observations de Francou et al. (2008), Annabi (2005) et Peltre et al. (2010), qui évoquent l'alimentation de cette fraction soluble en composés récalcitrants au cours du compostage. Pour cela, la fraction RDM a été divisée en deux compartiments ; un compartiment facilement biodégradable SOL_F et une autre difficilement biodégradable SOL_S. Cette subdivision a permis d'avoir une bonne simulation de la dynamique de minéralisation C et N pour des boues compostées (Caubel, 2007) et des composts d'ordures ménagères (Perveen, 2009). Une modification supplémentaire a été réalisée pour notre travail, avec la fusion des fractions cellulosique et hémicellulosique. La nouvelle représentation des compartiments organiques décrivant la matière organique exogène (FOM) et les flux de carbone et d'azote décrits par le modèle CANTIS est schématisée dans la figure 6.1 et le tableau 6.2.



Figure 6.1 : Flux de carbone et d'azote lors de la décomposition de la matière organique décrits par le modèle CANTIS (Garnier et al., 2001 et 2003), après modification des compartiments organiques décrivant la matière organique exogène pour le cas des composts.

Tableau 6.2 : Paramètres du modèle CANTIS	
Décomposition de la matière organique fraîche (FOM) (PRO dans notre cas d'étude)	
K ₁ : Taux de décomposition de la fraction HCEL+CEL	Jour ⁻¹
K ₂ : Taux de décomposition de la fraction LIG	Jour ⁻¹
K ₃ : Taux de décomposition de la fraction SOL _F	Jour ⁻¹
K ₄ : Taux de décomposition de la fraction SOL _S	Jour ⁻¹
K _S : Taux de décomposition de la fraction SOL _{H2O}	Jour ⁻¹
Y _S : Rendement d'assimilation du C de SOL par ZYB	g C.g ⁻¹ C
Kz : Taux de mortalité de la biomasse (ZYB)	Jour ⁻¹
Hz: coefficient d'humification de la ZYB	(-)
Y _Z : Rendement d'assimilation du C de ZYB par ZYB	g C.g ⁻¹ C
Décomposition de la matière organique endogène du sol (HOM)	
Kh : Taux de décomposition du C de la HOM	Jour ⁻¹
Yh : Rendement d'assimilation du C de HOM par AUB	g C.g ⁻¹ C
Ka : Taux de mortalité de la biomasse (AUB)	Jour ⁻¹
Ha : coefficient d'humification du C de AUB	(-)
Ya : Rendement d'assimilation du C de AUB par AUB	g C.g ⁻¹ C

6.2.4 Acquisition des paramètres de dégradation des matières organiques avec CANTIS

6.2.4.1 Conditions initiales

Les conditions initiales du modèle CANTIS consistent en la teneur initiale en carbone de chaque pool (C_i) et les rapports (N/ C_i) correspondants. Le fractionnement biochimique de la matière organique des 4 PRO épandus en 2007 a permis de d'obtenir les différents pools de la

FOM (HCEL+CEL, LIG, SOL_F, SOL_S). Le carbone et l'azote de la fraction soluble sont répartis entre les deux compartiments SOL_F et SOL_S . Perveen (2009) a observé que le compartiment SOL_F , le pool le plus décomposable, représente 100 % du soluble total (la fraction soluble dans le réactif détergent neutre du fractionnement Van Soest) pour le PRO OMR et 0 % pour les autres PRO (BIO, DVB, FUM). La même répartition du C et N de la fraction soluble entre les deux compartiments SOL_F et SOL_S a été adoptée dans notre travail (Tab. 6.3).

Le carbone total de la biomasse microbienne a été mesuré dans les sols des différents traitements prélevés en avril 2007. Respectivement 30 et 70 % de la quantité totale mesurée sont attribués de façon arbitraire à la biomasse zymogène et à la biomasse autochtone dans les ajustements faites sur les mélanges « sol-PRO ». Le carbone total de la matière organique humifiée ainsi que son C/N ont été mesurés (ISO 10694, 13878) par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA à Arras sur des sols prélevés avant l'épandage de 2007. L'ensemble des conditions initiales définies dans CANTIS lors des ajustements faits sur les « sols seuls » et mélanges « sol-PRO » sont présentées dans le tableau 6.3.

Sol seul					
	Sol _DVB	Sol _OMR	Sol_FUM	Sol_BIO	Sol _TEM
Amount of HOM added (mg C/kg)	13671	11684	13485	13917	10256
N/C HOM	0,101	0,100	0,101	0,096	0,095
Amount of C in AUB (mg C/kg)	278	292	287	304	244
Mélanges sol +PRO					
	DVB	OMR	FUM	BIO	
COT _FOM (mg C/kg)	1977	1878	2042	1850	
C (% COT)_HCEL+CEL	23,6	51,8	17,1	23,4	
C (% COT)_LIG	20,6	13,7	19,5	30,6	
C (% COT)_SOL _F	0	34,5	0	0	
C (% COT)_SOL _S	55,8	0	63,4	46	
N (% COT)_HCEL+CEL	10	24	8	13	
N (% COT)_LIG	12	12	18	23	
N (% COT)_SOL _F	0	63	0	0	
N (% COT)_SOL _S	78	0	46	65	
C/N ratio of HCEL+CEL	25	51	28	19	
C/N ratio of LIG	18	27	12	14	
C/N ratio of SOL _F	0	13			
C/N ratio of SOL _S	7		11	7	
Amount of C in ZYB (mg C/kg)	73	73	73	73	
Amount of C in AUB (mg C/kg)	171	171	171	171	
Amount of HOM added (sol) (mg C/kg)	10256	10256	10256	10256	

6.2.4.2 Paramètres de calage

Un certain nombre de paramètres du modèle CANTIS (Fig. 6.1 ; Tab. 6.2) sont issus de la littérature et sont présentés dans le tableau 6.4. Ces paramètres sont supposés identiques mêmes pour l'ensemble des traitements (DVB, OMR, FUM, BIO, TEM). Le reste des paramètres ont été ajustés pour chaque traitement. Le paramétrage de CANTIS a été réalisé en deux étapes. Au cours de la première étape, les paramètres relatifs à la décomposition de la MO endogène (HOM) (K_a, K_h, et H_a) sont optimisés à partir des cinétiques de minéralisation du C et N issus des incubations du « sol seul » n'ayant pas reçu l'apport de PRO de 2007. Ces valeurs optimisées sont ensuite fixées au cours de la deuxième étape. Au cours de la deuxième étape, les simulations sont faites sur les données expérimentales des incubations de mélanges

« sol-PRO » lorsque les matières organiques exogènes sont ajoutées. Les optimisations ont porté sur (i) la proportion du C dans le compartiment SOL_F , (ii) le partage de l'azote entre les deux compartiments SOL_F et SOL_S et (iii) les paramètres de la biomasse zymogène (ZYB) (Y_s, K_z, H_z, N/C_{zyb}), car le comportement de la biomasse zymogène varie en fonction du type de la matière organique ajoutée (Néel, 1996). La démarche de paramétrisation suivante a été adoptée :

(i) <u>au cours de la première étape</u>, les paramètres relatifs à la décomposition de la MO endogène (HOM) ont été optimisés à partir des données expérimentales (incubations « sol seul ») de chaque traitement,

(ii) une moyenne de chaque paramètre optimisé a été calculé à partir à partir de l'ensemble des traitements,

(iii) les moyennes calculées des paramètres sont utilisées pour l'ensemble des traitements et réévaluées sur les cinétiques de minéralisation des incubations « sol seul »

(iii) <u>au cours de la deuxième étape</u>, les moyennes calculées des paramètres optimisés de la première étape, sont fixées,

(iv) les paramètres relatifs à la décomposition de la MO exogène (K_4 , Y_s , K_z , H_z , N/C_{zyb}) ont été optimisés à partir des données expérimentales (incubations de mélanges « sol-PRO ») de chaque traitement,

(v) une moyenne de chaque paramètre optimisé a été calculée à partir de l'ensemble des traitements,

(vi) les moyennes calculées des paramètres sont utilisées pour l'ensemble des traitements et réévaluées à partir des cinétiques de minéralisation des incubations, avant de caler si nécessaire le paramètre relatif à la biomasse zymogène (N/C_{zyb}).

unité	valeur	Référence
g C.g ⁻¹ C	0,62	Garnier et al., 2003
g C.g ⁻¹ C	0,62	Garnier et al., 2003
Jour ⁻¹	0,027	Corbeels et al., 1999
Jour ⁻¹	0,0022	Garnier et al., 2003
Jour ⁻¹	0,253	Garnier et al., 2003
Jour ⁻¹	1,49	Garnier et al., 2003
$g C.g^{-1} C$	0,62	Garnier et al., 2003
	unité g C.g ⁻¹ C g C.g ⁻¹ C Jour ⁻¹ Jour ⁻¹ Jour ⁻¹ g C.g ⁻¹ C	unité valeur g C.g ⁻¹ C 0,62 g C.g ⁻¹ C 0,62 Jour ⁻¹ 0,027 Jour ⁻¹ 0,0022 Jour ⁻¹ 0,253 Jour ⁻¹ 1,49 g C.g ⁻¹ C 0,62

Tableau 6.4 : valeurs de paramètres du modèle CANTIS issues de la littérature.

6.3 Résultats

Au cours de la première étape, les paramètres relatifs à la décomposition de la matière organique du sol (HOM) ont été optimisés pour chaque traitement. Les valeurs trouvées (Tab. 6.5) sont similaires pour l'ensemble des traitements et comparables à celles trouvées dans la littérature pour ce modèle (Garnier et al., 2003 ; Caubel, 2007 ; Oorts et al., 2007). Le taux d'humification de la biomasse autochtone (Ha) semble un peu élevé comparé aux valeurs de la littérature (Garnier et al., 2001). Au vu de l'ajustement, les dynamiques du carbone et de l'azote sont considérées bien simulées (Fig. 6.2). Les coefficients d'efficience entre les valeurs calculées et observées sont proches de 1 (supérieurs ou égaux à 0,89) pour l'ensemble des traitements.

Au cours de la deuxième étape, les paramètres relatifs à la biomasse zymogène, Y_s, K_z, H_z, N/Czyb et le taux de décomposition du compartiment difficilement biodégradable (K4) ont été optimisés à partir des cinétiques de minéralisation des incubations faites sur les différents mélanges sol+PRO (sol+DVB, sol+OMR, sol+FUM, sol+BIO). La simulation des dynamiques du C et N apparaît satisfaisante pour les différents traitements (Fig. 6.3). Les coefficients d'efficience varient entre 0, 72 (Fig. 6.3f) et 0,98 (Fig. 6.3b). Les résultats des optimisations montrent le même comportement de la biomasse zymogène pour les 3 traitements DVB, FUM et BIO (Tab. 6.5). Le paramètre (N/Czyb) relatif à la biomasse microbienne ajusté est similaire pour ces 3 traitements (soit $C/N_{zvb} = 10$). Le traitement OMR a une biomasse zymogène différente des autres traitements. La valeur ajustée du paramètre N/C_{zvb} pour ce traitement identifie une biomasse microbienne plus riche en azote avec un rapport C/N égal à 5,6. Cette différence de biomasse zymogène observée pour le traitement OMR peut être expliquée par la différence de nature du produit OMR qui se distingue des autres traitements par : (i) sa forte biodégrabilité et son rapport C/N assez élevé en comparaisant aux autres traitements (§1.4.7, Tab.1.3), (ii) un compartiment SOL_F, facilement biodégradable, représentant 100 % de la fraction soluble, alors que, pour les autres PRO (DVB, FUM, BIO), le compartiment SOL_F représente 0 % de la fraction soluble (Tab. 6.3), (iii) la quantité de cellulose et d'hémicellulose la plus importante par rapport aux autres PRO. Cette fraction occupe 52 % du carbone organique total et elle est pauvre en azote (C/N=51). Dans les autres traitements (Tab. 6.3), le carbone de cette fraction occupe entre 17 et 23 % du carbone organique total. L'ensemble de ces facteurs expliquent la forte minéralisation du carbone organique (Fig. 6.3c) et l'organisation transitoire de l'azote minéral dans le mélange sol+OMR (Fig. 6.3d; 6.4b, d). La nature de ce produit semble stimuler une population microbienne différente de celle des autres traitements. Les cinétiques d'évolution de la biomasse microbienne en carbone et en azote, simulées avec CANTIS, sont significativement plus élevées dans le mélange sol-OMR que dans les autres mélanges (Fig. 6.4).

		TEM	DVB	OMR	FUM	BIO		
Décomposition du carbone de la matière organique endogène de la (HOM) – mesure sur sol seul								
Ka : Taux de mortalité de la biomasse (AUB)	Jour ⁻¹			0,02				
Kh : Taux de décomposition du C de la HOM	Jour ⁻¹			0,0006				
Ha : coefficient d'humification du C de AUB	(-)			0,9				
Décomposition du carbone de la FOM – mesure sur	mélange so	ol +PRO						
K ₄ : Taux de décomposition de la fraction SOL _S	Jour ⁻¹			0,0001				
Y _S : Rendement d'assimilation du C de SOL par ZYB	g C.g ⁻¹ C			0,55				
Kz : Taux de mortalité de la biomasse (ZYB)	Kz : Taux de mortalité de la biomasse (ZYB)Jour-10,0427							
Hz: coefficient d'humification de la ZYB	YB (-) 0,56							
N/C _{zyb} de la biomasse ZYB	gN.g ⁻¹ C	0,1 0,1 0,1786 0,1 0,1						

Tableau 6.5 : Valeurs des paramètres optimisés sur le « sol seul » et le mélange « sol-PRO » des différents traitements.



Figure 6.2 : Ajustement de la dégradation de la matière organique endogène à partir des mesures d'incubation au laboratoire des sols des différents traitements avant l'apport des PRO de 2007.



Figure 6.3 : Ajustement de la dégradation de la matière organique exogène à partir des mesures d'incubation au laboratoire des sols des différents traitements mélangés à des PRO de 2007.



Figure 6.4 : Simulation avec CANTIS de l'évolution du carbone (a, c) et de l'azote (b, d) de la biomasse microbienne totale (a, b) et de la bioamasse zymogène en $(mg.kg^{-1} \text{ sol sec})$

6.4 Conclusion

Les paramètres relatifs à la décomposition de la matière organique du sol (HOM) et de la matière organique fraîche (FOM), ajustés avec CANTIS, sont similaires pour l'ensemble des traitements, à l'exception du compost OMR. Ce traitement se caractérise par : (i) l'alimentation du compartiment facilement décomposable avec toute la fraction soluble mesurée par fractionnement biochimique, alors que, pour les autres traitements (DVB, FUM, BIO), ce compartiment représente 0% de cette fraction soluble ; (ii) une biomasse microbienne différente, plus exigeante en azote. Cette différence peut être expliquée par la biodégrabilité supérieure de ce produit et sa richesse en cellulose et hémicellulose, en comparaison aux autres produits épandus.

Chapitre 7 : Modélisation intégrée de l'impact de l'épandage des produits résiduaires organiques sur le fonctionnement hydrique et azoté du sol.

7.1 Introduction

Un de nos objectifs est de décrire le bilan d'azote du sol sous l'effet d'apports de composts. Pour cela, le modèle PASTIS a été choisi, car il est capable de simuler les processus de transformation des matières organiques dans le sol (notamment leur dégradation), les transferts d'eau, de chaleur et de solutés (notamment le nitrate), ainsi que la croissance des cultures et leur absorption d'azote minéral. C'est un modèle complexe en raison des nombreux processus considérés et de leurs couplages. En conséquence, de nombreux paramètres sont requis afin de simuler conjointement les fonctionnements hydrique, thermique et azoté du sol et la croissance de la plante. La procédure de calage du modèle PASTIS que nous avons utilisée se base sur une acquisition progressive des paramètres. Cette procédure a été organisée en plusieurs étapes :

1. La première étape a porté sur l'acquisition des paramètres nécessaires à la croissance de la plante, à l'aide du modèle STICS, afin de prendre en compte les prélèvements d'eau et d'azote par la plante (chapitre 3).

2. La deuxième étape a porté sur l'acquisition des paramètres nécessaires à la description des transferts hydrique et des solutés dans le sol. Ce travail s'est appuyé sur la modélisation avec HYDRUS-1D (chapitres 4 et 5). Les paramètres du transfert hydrique ont été obtenus à partir des mesures de potentiel matriciel et de teneur en eau volumique du sol, et la dispersivité a été estimée à partir du suivi de la dynamique *in situ* du bromure.

3. La troisième étape a porté sur l'acquisition des paramètres nécessaires à la modélisation de la dynamique du carbone et de l'azote dans les sols à l'aide du modèle CANTIS (chapitre 6).

4. La quatrième étape consiste à acquérir en plus les paramètres du transfert de chaleur dans le sol. Ce travail sera présenté dans ce chapitre (§ 7.3.2). Cette étape de modélisation s'appuiera sur les températures mesurées *in situ* pendant la période de suivi hydrique.

Les résultats obtenus à l'issue de chacune des étapes sont utilisés avec le modèle PASTIS et évalués par le calcul des termes des bilans hydrique, thermique et azoté du sol recevant un apport recevant un matière organique exogène (compost ou fumier).

Les simulations réalisées avec PASTIS ont été faites seulement pour un sol nu durant notre étude, pour tous les traitements, afin de décrire la minéralisation nette suite à un apport de compost. Les résultats de cette partie du travail ouvreront des perspectives, quant à la simulation avec PASTIS des mêmes grandeurs en présence de la culture de maïs, afin de faire un bilan des quantités de nitrate perdu par chacun des traitements.

7.2 Matériels et méthodes

7.2.1 Mesures expérimentales

7.2.1.1 Suivi in situ de la température du sol

Lors de l'ouverture des fosses pédologiques en 2004 (chapitre 4, § 4.2.1), des sondes thermiques (Campbell scientifique, France) ont été installées, avec une inclinaison de 30°, à 5, 10, 15, 20, 40, 60, 80, 100, 130 cm de profondeur dans le traitement témoin (parcelle 303). Le suivi de la température du sol a été réalisé entre septembre 2007 et juin 2008.

7.2.1.2 Suivi in situ de l'évolution de l'azote minéral dans le sol

Un suivi de l'azote minéral dans le sol a été fait après l'épandage de composts, le 11 septembre 2007, dans les différents traitements (Fig. 7.1). Ce suivi a été fait entre octobre 2007 et septembre 2009 sur des zones des parcelles laissées nues. Le but de ce suivi était de suivre la minéralisation nette suite à un épandage et pendant la période qui sépare deux épandages successifs (2 ans). Onze campagnes de prélèvements de sol, avec 6 sondages par traitement et par campagne de prélèvement, ont été effectuées pendant cette période. Les dates de prélèvement sont indiquées dans le tableau 7.1. Les prélèvements de sol ont été réalisés tous les 30 cm depuis la surface jusqu'à 1,2 m avec le carottier pneumatique décrit précédemment. Les échantillons de sol ont été utilisés pour la mesure de la teneur en eau pondérale et pour l'extraction des formes minérales de l'azote (N_NO₃⁻ et N_NH₄⁺). Les extractions d'azote minéral ont été réalisées à l'aide d'une solution de KCl, pour chacune des 4 tranches de sol (0-30, 30-60, 60-90, 90-120 cm). Après agitation d'une heure de la suspension sol-extractant, le mélange est laissé à décanter et une aliquote de la phase liquide est prélevée à l'aide d'une seringue, filtrée à travers un filtre à porosité 0,2 µm et conservée au

congélateur ju	usqu'à la	détermination	par	colorimétrie	automatique	au	laboratoire	de N_	NH_4^+
et de N_NO ₃	-								

	Date
T1	04/10/2007
T2	14/11/2007
Т3	12/12/2007
T4	24/01/2008
T5	07/03/2008
T6	31/03/2008
T7	06/06/2008
T8	15/07/2008
Т9	28/10/2008
T10	02/03/2009
T11	02/09/2009

Tableau 7.1 : Dates de prélèvement de sol pour le suivi de l'azote minéral en sol nu



Figure 7.1 : Localisation des prélèvements de sol pour le suivi de l'azote minéral dans le dispositif expérimental.

7.2.1.3 Mesure de l'exportation de l'azote par la plante

Les exportations de l'azote par le maïs et le blé ont été mesurées à la récolte au champ depuis la mise en place du dispositif. Des échantillons de grains et de tiges de chaque culture ont été prélevés et envoyés à l'USRAVE pour analyse de l'azote (méthode Dumas). La somme de l'azote mesuré dans les tiges et les grains est multipliée par 1,1 pour le maïs et 1,25 pour le blé pour avoir l'absorption en azote de la plante entière. La biomasse racinaire des deux cultures, les résidus de maïs, et le chaume de blé sont restitués au sol. L'azote minéral issu de la minéralisation de ces résidus de récolte n'a pas été pris en compte dans la ce travail. Les exportations en azote par les cultures ont donc été considérées égales à l'absorption en azote de la plante entière.

7.2.2 Modélisation

7.2.2.1 Description du modèle PASTIS

PASTIS (Prediction of Agricultural Solute Transfer In Soils) (Lafolie, 1991 ; Garnier et al., 2001, 2003) est un modèle numérique de simulation de transformation des matières organiques dans le sol, des transferts d'eau, de chaleur et de solutés dans le sol et de la croissance des cultures (Fig. 7.2). Il se classe parmi les modèles mécanistes et déterministes (Addiscott et Wagenet, 1985). Il est dit mécaniste, car les transferts d'eau, de chaleur et de solutés, la transformation de la matière organique et la croissance de la plante sont décrits par des mécanismes fondamentaux. Il est dit déterministe, car les variables et les entrées sont prises en compte comme des grandeurs uniformes. PASTIS comprend 3 modules : un module de transfert, le module de transformation de la matière organique CANTIS (Carbon And Nitrogen Transformations In Soil) et un module de croissance de la culture.


Figure 7.2: Description du modèle PASTIS (d'après Findeling, 2001)

7.2.2.1.1 Module de transfert

Les transferts hydriques et de solutés sont décrits de la même façon que dans le modèle HYDRUS-1D, par l'équation de Richards et par l'équation de convection-dispersion (Eq. 4.5 et 5.1). Le transfert de la chaleur est décrit par l'équation de convection-diffusion (Eq. 7.1) :

$$C_{T} \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\lambda_{T} \frac{\partial T}{\partial z} - qC_{W}T \right)$$
 Équation 7.1

Avec t : le temps (jour) z : la profondeur, considérée positive vers le haut (cm) q : le flux de Darcy (m.s⁻¹) T : la température (K) C_T : capacité calorifique du sol (Jm⁻³K⁻¹) C_w : capacité calorifique de l'eau (Jm⁻³K⁻¹) λ_T : conductivité thermique du sol (Wm⁻¹K⁻¹)

7.2.2.1.2 Module de décomposition de la matière organique

Ce module simule la transformation de la matière organique du sol de la même façon que le modèle CANTIS (§ 6.2.2). Les paramètres nécessaires ont été acquis dans le chapitre 6.

7.2.2.1.3 Module de culture

Ce module simule la croissance de la culture et le prélèvement de l'eau et de l'azote par la plante. Les paramètres nécessaires ont été acquis avec le modèle STICS lors de la simulation de la croissance de la culture de maïs (chapitre 3). La fonction puits racinaire est simulée selon le modèle de Feddes (1978) comme dans le modèle HYDRUS-1D (chapitre 4). L'absorption du nitrate est simulée comme dans le modèle STICS; en confrontant la demande de la culture et l'offre du sol (chapitre 3).

7.2.2.2 Définition du système et de la période de simulation

Le système modélisé est identique à celui modélisé avec HYDRUS-1D (§ 4.2.2.2). La période de simulation correspond à la durée qui sépare deux épandages, 2 ans, et inclut la période de mesure sur le dispositif expérimental. Elle débute le 11 septembre 2007 et se termine le 30 septembre 2009. Les simulations ont été faites seulement pour un sol nu. L'état initial en azote minéral du système est défini à partir des mesures faites sur l'azote minéral dans les sols des différents traitements, une semaine après l'apport de PRO 2007. Ceci signifie que l'azote minéral issu de l'apport des PRO en 2007 a été intégré dans la quantité d'azote minéral initiale du sol.

7.2.2.3 Acquisition des paramètres du modèle thermique

Les paramètres du transfert thermique ont été issus de la littérature. Nous avons utilisé les paramètres de Garnier et al. (2001), qui ont travaillé sur un sol limoneux similaire du Nord de la France. Le flux thermique est soumis à une condition de Dirichlet aux limites supérieure et inférieure, définies respectivement par les mesures de températures faites avec les sondes thermiques installées à 1 cm et à 1,6 m de profondeur, dans le traitement témoin (TEM).

7.2.2.4 Critères d'évaluation du modèle

La qualité avec laquelle sont restitués le suivi hydrique et le transport de solutés *in situ* par PASTIS sont évalués avec le coefficient d'efficience, E (Nash et Sutcliffe, 1970) (§ 4.2.2.4).

7.3 Résultats et discussion

7.3.1 Simulation des transferts d'eau et de solutés dans le sol

Nous évaluerons la qualité avec laquelle sont restitués les suivis hydriques et de solutés simulés par PASTIS, en les comparant avec ceux simulés par HYDRUS-1D, à l'aide du coefficient d'efficience.



Figure 7.3 : Comparaison des évolutions de la teneur en eau volumique (a) et (c) et du potentiel matriciel (b) et (d) simulé avec les modèles HYDRUS-1D et PASTIS, pour l'horizon LA, à 20 cm (a) et (b) et l'horizon éluvial, à 40 cm (c) et (d), du traitement DVB. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D.



Figure 7.4 : Comparaison de la concentration de bromure dans le profil simulée avec PASTIS et HYDRUS-1D (a) avec les valeurs de dispersivité utilisées dans HYDRUS-1D et (b) avec les valeurs de dispersivité calées pour PASTIS. E : critère d'efficience des simulations de PASTIS par rapport à HYDRUS-1D.

Des comparaisons des teneurs en eau volumique, des potentiels matriciels et des concentrations en bromure simulés avec PASTIS et HYDRUS-1D sont présentées dans les figures 7.3 et 7.4 pour le traitement DVB. En général, la qualité des simulations du fonctionnement hydrique est satisfaisante pour l'ensemble des traitements. Les résultats sont cohérents avec les valeurs prédites avec HYDRUS-1D : le coefficient d'efficience E est compris entre 0,95 et 1. Les deux modèles simulent le transfert hydrique de manière identique. Cependant, les simulations du transfert du bromure dans le sol avec PASTIS ne sont pas bien simulées par rapport à HYDRUS-1D (Fig. 7.4a) (E = 0.7). On observe que le profil de bromure est plus dispersé avec PASTIS qu'avec HYDRUS-1D. Les simulations faites avec HYDRUS-1D et PASTIS ont été faites avec des valeurs de dispersivité obtenus par calage avec CXTFIT (4 cm pour l'horizon de surface, LA et 11,9 cm pour les horizons profonds). Un nouveau calage de la dispersivité a donc été réalisé avec PASTIS. Ce calage a été fait manuellement : on retrouve une qualité de simulation identique à celle d'HYDRUS-1D (Fig. 7.4b) en fixant la dispersivité à 1 cm en surface et à 5 cm en profondeur. Les autres dates sont présentées dans l'annexe 9. Après ce calage, le critère d'efficience de la restitution par PASTIS des concentrations de bromure simulées avec HYDRUS-1D, passe de 0,7 à 0,98. Les deux modèles utilisent la même équation de transfert de solutés (équation de convectiondispersion), mais pas le même schéma numérique. Il existe dans PASTIS un schéma

numérique afin de corriger les concentrations négatives induites par le module de géochimie (transformation de la matière organique dans le sol). Ce schéma crée une dispersion numérique supplémentaire. Ultérieurement, les valeurs de dispersivité calées avec PASTIS seront utilisées pour la simulation de la dynamique de l'azote dans le sol.



7.3.2 Simulation du fonctionnement thermique dans le sol

Figure 7.5 : Comparaison des températures du sol simulées et mesurées dans le traitement DVB à 5 cm (a) et 40 cm de profondeur (b).

Les températures du sol simulées avec PASTIS et mesurées sont présentées dans la figure 7.5 pour les profondeurs 5 cm et 40 cm. On observe que les restitutions des températures simulées dans l'ensemble du profil sont satisfaisantes. Les coefficients d'efficience ne sont jamais inférieurs à 0,95. La précision du modèle sera considérée suffisante pour simuler l'effet de la température sur les processus biologiques de transformation de la matière organique.

7.3.3 Simulation de la dynamique de l'azote dans le sol

Le calage des paramètres de la dégradation de la matière organique a été fait à partir des expérimentations menées au laboratoire (chapitre 6). Il s'agit, dans ce travail, d'une vérification en conditions de terrain de la pertinence de ces paramètres. Les différents jeux de paramètres acquis pour la transformation de la matière organique ont été insérés dans le modèle PASTIS pour simuler la dynamique de l'azote dans le profil de sol. L'évolution de

l'azote minéral dans le sol calculée par PASTIS est comparée à celle mesurée sur le terrain en sol nu.

7.3.3.1 Comparaison des simulations et des mesures in situ de l'azote minéral

La figure 7.6 représente les quantités d'azote minéral simulées et mesurées dans chacun des horizons 0-30, 30-60, 60-90, 90-120 cm. Les résultats des simulations apparaissent globalement satisfaisants pour ce traitement, la plupart de valeurs simulées étant comprise dans l'intervalle de confiance des valeurs mesurées (valeurs de E comprises entre 0,52 et 0,93). Ceci montre la pertinence des paramètres calés à partir des expérimentations menées au laboratoire par rapport aux conditions de terrain. On pourra noter plus particulièrement l'effet de la saison sur la production et la lixiviation de l'azote minéral du sol :

(i) en période hivernale, on observe une diminution des teneurs en azote minéral dans l'horizon de surface (0-30 cm) et une augmentation des teneurs dans les horizons profonds suite à la lixiviation de l'azote. Entre septembre 2007 et fin mars 2008, la teneur en azote minéral passe de 101 kg/ha à 29 kg/ha dans l'horizon 0-30 cm. De même, entre octobre 2008 et fin mars 2009, la teneur en azote minéral passe de 156 kg/ha à 34 kg/ha.

(ii) en période estivale, entre avril et fin septembre 2008, on note un accroissement important des teneurs en azote minéral dans l'horizon de surface (0-30 cm) (Fig. 7.6a). Cet accroissement est aussi observé la deuxième année qui suit l'apport de compost, entre avril et septembre 2009. Cet accroissement est lié au fait que : (i) la dégradation de la matière organique dans l'horizon de surface augmente avec la température durant cette période, et (ii) les faibles précipitations durant cette période limitent le phénomène de lixiviation de l'azote minéral du sol.

On a simulé la dynamique de l'azote observée sur le terrain pour les autres traitements. Les modifications apportés concernent seulement le module de décomposition de la matière organique: (i) la taille des différents pools de matière organique mesurés pour chaque traitement, et (ii) la taille (% C et C/N) et la répartition des compartiments du pool FOM et les paramètres relatifs à la dégradation de la matière organique fraîche (FOM) ajustés avec CANTIS. On observe que la dynamique de l'azote est assez bien simulée pour l'ensemble des traitements (Fig. 7.7 à 7.9), à l'exception du traitement OMR (valeurs de E comprises entre - 2,57 et 0,83) (Fig. 7.10). PASTIS simule une période de production d'azote minéral et la lixiviation de ce dernier durant l'hiver de 2007-2008 dans tous les traitements, à l'exception du traitement OMR ne rend pas bien compte de la période qui suit l'apport du produit OMR. On remarque : (i) une sous-estimation de

l'azote minéral dans l'ensemble des horizons, pendant l'année qui suit l'apport du compost, (ii) une diminution de la quantité de l'azote minéral juste dans le mois qui suit l'apport du PRO dans l'horizon 0-30 cm, entre septembre et octobre 2007.



Figure 7.6 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement DVB. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils.

La diminution de la teneur en azote minéral dans l'horizon 0-30 cm (Fig. 7.10a), le mois qui suit l'apport peut être due à une surestimation de l'organisation de l'azote. L'organisation plus prononcée dans ce traitement est en relation avec la faible maturité du compost OMR.

La décomposition de la FOM du compost OMR s'accompagne d'une minéralisation nette négative et d'une organisation par la biomasse microbienne de l'azote minéral du sol qui fait diminuer la teneur en azote minéral de l'horizon 0-30 cm.

Une sous-estimation de la teneur en azote minéral est simulée en profondeur pendant la période hivernale (entre octobre 2007 et février 2008). Cette période se caractérise par une lixiviation de l'azote minéral des horizons superficiels (0-30 cm) vers les horizons profonds. La minéralisation nette négative simulée dans l'horizon de surface (0-30 cm) pendant la période qui suit l'apport entraîne une sous estimation de la lixiviation d'azote minéral en profondeur.



Figure 7.7 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement FUM. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils.



Figure 7.8 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement BIO. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils.



Figure 7.9 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement TEM. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils.



Figure 7.10 : Evolution de teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement OMR. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance obtenus à partir de 6 profils.

7.3.3.2 Prise en compte de l'effet de la répartition de la matière organique dans l'horizon travaillé sur la minéralisation

La figure 7.10 montre que le modèle sous-estime les concentrations d'azote minéral dans le traitement OMR dans les mois qui suivent l'apport de ce produit, suite à une surestimation de l'organisation. Comme on l'a vu précédemment, ce produit OMR présente une biodégrabilité supérieure aux autres produits épandus. Son apport sur le site peut s'accompagner d'une décomposition importante dans les jours qui suivent son apport. Cela dépend toutefois de la disponibilité de l'azote minéral dans le sol au moment de l'apport. Les résultats des incubations faites au laboratoire montrent clairement une vitesse de minéralisation du carbone organique plus poussée dans le traitement OMR que dans les autres traitements (Fig. 6.3). 1100 mg C-CO₂/kg de sol sont minéralisés par le traitement OMR contre 300 à 400 mg C-CO₂/kg pour les autres traitements (BIO, DVB, FUM) en 28 jours. Cette minéralisation importante de la matière organique dans le traitement OMR est accompagnée d'une phase d'organisation de l'azote minéral du sol (Fig. 6.3d). Ce phénomène d'organisation n'est pas apparu de manière aussi importante au champ qu'au laboratoire (Fig. 7.10). Parmi les facteurs biologiques et abiotiques qui contrôlent la décomposition de la matière organique du sol, on trouve : (i) la disponibilité en azote, élément indispensable à la croissance des microorganismes décomposeurs (biomasse zymogène), (ii) le contact entre la matière organique et le sol, (iii) la température et (iv) la teneur en eau du sol. Au laboratoire, l'ensemble de l'azote minéral du sol est accessible à la biomasse microbienne grâce à un contact intime entre le sol et le compost assuré dans les échantillons incubés. Ce qui fait que ce facteur ne limite pas la dégradation du produit OMR en conditions contrôlées de laboratoire. Cela n'est pas le cas au champ, où une distribution hétérogène des apports de composts et de résidus de cultures a été observée. Schneider et al. (2009) ont observé que les composts s'accumulent dans les interbandes de la couche labourée. Cette distribution hétérogène a été observée aussi pour l'incorporation des résidus de culture (Staricka et al., 1991). Cette distribution hétérogène résulte en un contact limité entre la matière organique et le sol et entraîne un ralentissement de la décomposition dû à une limitation de la disponibilité de l'azote pour les microorganismes (Hadas et al., 1998). Cette limitation a été observée par Gaillard et al. (1999), qui montrent que la présence localisée d'un substrat organique de type paille induit une forte hétérogénéité spatiale de l'activité microbienne, à des échelles millimétriques dans le sol, maximale au contact de la paille. En résumé, la distribution hétérogène des composts réduit l'accessibilité de la biomasse microbienne à l'ensemble de l'azote minéral contenu dans la couche dans laquelle les composts et les résidus sont incorporés, et par conséquent réduit la décomposition de ces derniers. Par conséquent, cette réduction peut expliquer la discordance entre les résultats d'incubation et ceux obtenus au champ. La moindre organisation *in situ* de l'azote est un phénomène assez fréquent pour différents résidus de culture (Mary et al., 1996 ; Trinsoutrot et al., 2000a ; Trinsoutrot et al., 2000b ; Dejoux et al., 2000).

Dans les premières simulations avec PASTIS de la dynamique de l'azote dans la parcelle OMR, cette réduction de décomposition n'a pas été simulée correctement. On a donc réalisé un deuxième scenario de simulation en modifiant le paramètre Kmz. Ce paramètre réduit la taille de la biomasse zymogène quand il est supérieur à 0 et, par la suite, réduit la décomposition de la matière organique fraîche (FOM). Une valeur de 350 mgC.Kg⁻¹ a été attribuée à ce paramètre, ce qui correspond à une réduction d'un facteur 5.8 de vitesse de la décomposition de la FOM (Garnier et al., 2003). Ce 2^{ème} scenario a été réalisé pour l'ensemble des traitements. On observe (Fig. 7.11) une amélioration de la prédiction de l'évolution de la dynamique de l'azote minéral dans le traitement OMR, et surtout pour la période qui suit l'apport des composts (entre septembre et décembre). La sous-estimation de la dynamique observée pour le traitement OMR avec le 1^{er} scenario disparait. On n'observe pas d'effet notable sur les autres traitements (DVB, BIO, FUM, et TEM) (Annexe 10). La réduction de la vitesse de décomposition de la FOM apportée ne semble pas avoir de conséquence sur l'évolution de la teneur en azote minéral du sol dans ces traitements. Les PRO DVB, FUM et BIO sont peu biodégradables et plus riches en azote (Chapitre 6). La maturité de ces PRO se traduit par une dégradation progressive et régulière contrairement au produit OMR. La forte biodégrabilité de ce dernier peut stimuler toute la biomasse microbienne du sol et entrainer une décomposition plus importante et plus poussée les mois qui suivent son apport au sol. Ce qui fait que la réduction de sa vitesse de décomposition d'un facteur 5.8 peut fortement influer l'évolution de la teneur en azote minéral du sol en conséquence de la diminution de l'organisation de l'azote minéral fourni par le sol. Dans ce travail, le 2^{ème} scenario sera utilisé pour l'évaluation des différents termes du bilan azoté des différents traitements.



Figure 7.11 : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement OMR, avec les deux scénarios : (i) 1^{er} scénario Kmz = 0 et (ii) 2^{em} scénario Kmz = 350 mg.kg⁻¹.

7.3.3.3 Modélisation de la minéralisation du carbone et de l'azote dans le sol sans l'apport 2007 de PRO dans les différents traitements



Figure 7.12 : Cinétiques de minéralisation du carbone (C_{CO_2} total) simulées dans le profil avant apport de PRO en 2007.

La figure 7.12 représente les flux journaliers cumulés du C_CO2 simulés avec PASTIS dans les sols sans l'apport de PRO 2007 pour les différents traitements. La période simulée, de septembre 2007 à septembre 2009, correspond à la période qui sépare deux épandages successifs. Onze pourcents du carbone organique total du sol s'est minéralisé entre septembre 2007 et septembre 2009 dans l'ensemble des traitements. Les cinétiques de minéralisation sont plus importantes dans les traitements recevant un amendement organique (DVB, OMR, FUM, BIO). Cette différence entre le témoin et les autres traitements est liée à la différence de la quantité de la matière organique humifiée dans le sol. La teneur en matière organique du sol (avant apport 2007) est de 1,7 ; 2,0 ; 2,3 ; 2,3 et 2,4 % respectivement dans les traitements TEM, OMR, FUM, DVB et BIO. Ceci souligne les arrières effets des apports précédents. L'ensemble des traitements montrent un accroissement de la cinétique de minéralisation pendant la période estivale, entre mars et septembre, à cause de l'augmentation de la température.

7.3.3.4 Modélisation de l'effet de l'apport de PRO 2007 sur la dynamique du carbone et de l'azote dans le sol

7.3.3.4.1 Cinétiques de minéralisation



7.3.3.4.1.1 Minéralisation du carbone

Figure 7.13 : Cinétiques de minéralisation du carbone total (C_CO₂ total) après apport de PRO en 2007 (a) en g.m⁻² de sol, (b) du carbone des PRO (C_CO₂) en % du carbone contenu dans les différents PRO (COT_{PRO}).

La figure 7.13a représente les flux journaliers cumulés du C_CO₂ simulés avec PASTIS, dans les sols après l'apport de PRO en 2007 pour les différents traitements. Ces flux correspondent aux cinétiques de minéralisation du carbone organique total du sol (carbone organique des PRO et de la matière organique humifiée). Cette figure montre aussi que la minéralisation du carbone la plus faible est observée dans le traitement témoin sans amendement organique, (TEM). Les cinétiques de minéralisation sont plus importantes dans les traitements recevant un amendement organique. Cette différence entre le témoin et les traitements recevant un amendement organique est lié à la minéralisation du produit résiduaire organique apporté en 2007 et aux arrières effets des apports de PRO précédents (6 apports depuis la mise en place du dispositif). Contrairement aux cinétiques de minéralisation du carbone observées dans les sols avant apport de PRO en 2007 (Fig. 7.12), le traitement OMR présente la cinétique de minéralisation la plus importante parmi les traitements recevant de l'amendement organique (Fig. 7.13a). Dans la figure 7.13b, on a représenté le surplus de minéralisation du carbone organique en proportion du carbone contenu dans les différents PRO apportés. La différence observée entre le traitement OMR et les autres traitements recevant de PRO (Fig. 7.13a)

(DVB, FUM, BIO) est liée à la différence de la minéralisation de ce produit (Fig. 7.13b). Le PRO OMR présente la minéralisation la plus importante entre septembre 2007 et septembre 2008, durant l'année qui suit son apport au champ (figure 7.13b), à cause de forte biodégrabilté (chapitre 6, § 6.3). La minéralisation du carbone du sol amendé en proportion du C contenu dans le PRO entre septembre 2007 et septembre 2008 est de 40 % pour OMR, et 8 % pour les autres produits (DVB, FUM, BIO). Ceci explique pourquoi le stock en matière organique humifiée dans le traitement OMR est la plus faible (2 %) après 10 ans d'apports parmi les traitements recevant des PRO (2,3 et 2,4 %) pour les autres PRO. Après septembre 2008, la minéralisation du C contenu dans le PRO dans l'ensemble des traitements diminue et finit par devenir très faible (< 3 %).



7.3.3.4.1.2 Minéralisation de l'azote

Figure 7.14: Cinétiques de minéralisation nette (a) de l'azote organique total du sol (HOM et PRO) simulées avec PASTIS pour les différents traitements et (b et c) de l'azote organique des PRO sous forme cumulée (b) et journalière (c).

Les cinétiques de minéralisation nette de l'azote simulées avec PASTIS pour les différents traitements, suite à l'apport de PRO en 2007, sont représentées dans la figure 7.14. La minéralisation de l'azote organique suit le même rythme que celui de la minéralisation du carbone, à l'exception du traitement OMR (Fig. 7.14a). La minéralisation nette est supérieure dans les traitements recevant de l'amendement organique, car l'apport de PRO contribue à une fourniture supplémentaire d'azote minéral dans le sol (Tab. 7.2). Ce qui n'est toutefois pas le cas pour le traitement OMR pour la période comprise entre le jour d'apport du compost et le 08/04/2008, au cours de laquelle le compost entraîne au contraire une diminution de la minéralisation nette de l'azote par rapport au témoin (TEM). En représentant dans les figures 7.14b et c la minéralisation nette de l'azote provenant seulement des PRO, on observe qu'elle est négative pour le produit OMR au début du cycle de sa décomposition. Cette diminution s'explique par la phase d'organisation de l'azote, dans le mois qui suit son apport au champ. Le surplus d'azote minéral dans les traitements DVB, OMR, FUM et BIO par rapport à la minéralisation observée dans le témoin est de 90, 70, 85 et 102 kg N.ha⁻¹ respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO sur la période de simulation (Tab. 7.2). L'apport de PRO en 2007 contribue seulement à un surplus en azote minéral de 6, 37, 5 et 10 kg N.ha⁻¹ respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO. Ce qui signifie que l'arrière effet des apports précédents (de 1998 à 2006) contribuent à une fourniture supplémentaire en azote minéral beaucoup plus importante que celui de l'apport de 2007. Le surplus d'azote minéral provenant de l'arrière effet des apports précédents, en proportion du surplus de minéralisation provenant des PRO par rapport à la minéralisation observée dans le témoin, est de 94, 47, 94, 90 % respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO. Le surplus d'azote minéral provenant de l'apport des PRO, en proportion de la quantité d'azote organique des PRO de 2007, correspond à 1,5 % pour les traitements DVB, FUM, 15 % pour le traitement OMR et à 2,1 % pour le traitement BIO.

periode de simulation (septi 2007 septi 2007) pour un sor na					
	TEM	DVB	OMR	FUM	BIO
	KgN.ha ⁻¹				
Minéralisation (humus +PRO) (M_0)	292	382	362	377	395
Surplus de minéralisation dû à l'apport 2007 de PRO ⁽¹⁾		6	37	5	10
Surplus de minéralisation par rapport au témoin (arrière effet+ apport 2007) ⁽²⁾		90	70	85	102
Minéralisation PRO apporté en 2007 ⁽³⁾ (%)		6	53	6	10

Tableau 7.2 : Evolution de la minéralisation nette de l'azote organique selon les différents traitements sur la période de simulation (sept. 2007- sept. 2009) pour un sol nu

⁽¹⁾ surplus d'azote minéral provenant de l'apport des PRO en 2007 par rapport à la minéralisation observée dans les sols sans apport 2007.

(2) surplus d'azote minéral dans les traitements DVB, OMR, FUM et BIO par rapport à la minéralisation observée dans le témoin. Cette fourniture supplémentaire provient de l'arrière effet des apports précédents des PRO (de 1998 à 2006) et de l'apport 2007.

⁽³⁾ exprimée en % par rapport au surplus de minéralisation par rapport au témoin

Le traitement OMR présente les cinétiques journalières de minéralisation nette de l'azote les plus élevés parmi les traitements recevant de l'amendement organique, la première année qui suit son apport. Il présente la cinétique de minéralisation nette en azote la plus importante durant la période culture de maïs (avril-sept. 08). La production journalière d'azote varie de 0,1 kg N.ha⁻¹ à 0,4 kg N.ha⁻¹ entre mars 2008 et juillet 2008, pour ce traitement (Fig. 7.14c). Ce qui fait que la disponibilité de l'azote minéral pour le maïs est plus importante avec l'apport du PRO OMR qu'avec les autres PRO (DVB, FUM, BIO). Après septembre 2008, la minéralisation nette de l'azote du PRO OMR diminue et finit par devenir très faible, comme dans les autres traitements. Le rythme de dégradation se ralentit fortement pour ce traitement suite à la décomposition presque totale du pool N organique durant la première année et à une alimentation par la partie non dégradable constituée par la lignine, qui apparait beaucoup plus lente et quasiment négligeable. Les autres traitements (DVB, FUM, BIO) sont moins biodégradables : la minéralisation de l'azote est progressive tout au long de la période de simulation. Dans ces traitements, le pool SOL_F, le plus décomposable, n'a pas été alimenté avec de la matière organique (chapitre 6, Tab. 6.3).

Deux facteurs expliquent la différence de minéralisation d'azote entre les traitements DVB et BIO :

(i) les rapports C/N des 2 pools HCEL+CEL et LIG de la FOM sont plus faibles dans le traitement BIO que dans le traitement DVB (Tab. 6.3),

(ii) l'alimentation du compartiment lignine en carbone est plus importante pour le traitement BIO, 10 % plus élevée que pour le traitement DVB

7.3.3.5 Evolution des termes du bilan azoté pendant la première période hivernale où le sol est laissé nu

Le tableau 7.3 montre l'évolution des différentes composantes du bilan azoté estimées par le modèle pendant la première période hivernale (septembre 2007 et mars 2008), qui suit l'apport de compost. Le but de ce travail est d'estimer la lixiviation durant cette période car le sol est laissé nu.

L'apport du produit OMR en 2007 aboutit à une minéralisation nette négative durant l'hiver 07-08 qui suit son apport ; la minéralisation nette en azote dans le traitement OMR est plus petite que celle observée dans le témoin (Tab. 7.3). Ce qui signifie que l'apport du compost OMR peut être le mieux adapté pour cette période, car il s'accompagne d'une phase d'organisation de l'azote minéral du sol, dans les deux mois qui suivent son apport au champ. Les pertes en azote minéral sont calculées, en considérant la profondeur accessible aux racines de la culture. La profondeur maximale atteinte par les racines du maïs calculée selon STICS (chapitre 3) est de 115 cm. La lixiviation d'azote a la valeur la plus faible pour le traitement TEM, pour les différentes périodes. Ces pertes sont plus importantes dans les traitements recevant de l'amendement organique (Tab. 7.3). La différence de lixiviation observée entre les traitements est liée au stock initial du sol (Re) au début de l'hiver 07-08 et à la minéralisation nette de la matière organique (M0). Ceci souligne l'importance des arrières effets des apports précédents. Dans le tableau 7.3, on a calculé le pourcentage de la lixiviation par rapport à la somme du stock initial en azote minéral (Re) en début de l'ouverture du bilan et de la quantité de l'azote minéralisée (M0) au cours de la période. La période qui suit immédiatement l'épandage apparaît sensible au risque de lixiviation de l'azote minéral, avec une perte moyenne de 11 % du stock. Cependant, l'apport de composts ne semble pas avoir un effet sur le taux lixivié durant cette période, puisqu'une perte de 11 % a été calculée pour le traitement TEM.

Tableau 7.3 : Evolution des termes du bilan azoté pendant la première période hivernale qui suit l'apport de compost. Re, quantité d'azote minéral du sol présente à l'ouverture du bilan, M0, quantité d'azote organique du sol minéralisée (humifiée et issue de l'apport 2007) et L, quantité d'azote minéral lixiviée au-delà de 1,2 m de profondeur.

sept 07- mars 08						
	Re	M0	L	L ⁽¹⁾		
	(kg N.ha ⁻¹)					
DVB	146	67	24	12		
OMR	93	50	17	12		
FUM	109	66	22	12		
BIO	111	71	17	10		
TEM	58	52	12	11		

⁽¹⁾ exprimé sous la forme de pourcentage de la quantité (Re+M0)

7.3.3.6 Disponibilité de l'azote minéral et exportation de l'azote par la culture

Le tableau 7.4 montre l'évolution de la disponibilité de l'azote minéral estimée par le modèle sur les 2 années qui suivent l'épandage et les exportations des deux cultures (maïs et blé) suivant les différents traitements.

Tableau 7.4: Disponibilité de l'azote minéral estimée par le modèle sur les 2 années qui suivent l'épandage
et les exportations de l'azote par le maïs et le blé, mesurés sur le terrain.

	TEM	DVB	OMR	FUM	BIO	
	KgN.ha ⁻¹					
Minéralisation (humus +PRO) (M ₀)	292	382	362	377	395	
Azote disponible ⁽¹⁾	351	528	455	487	505	
Exportation (maïs et blé) ⁽²⁾	326	375	388	387	353	

 $^{(1)}$ l'azote disponible est égal à la somme de la minéralisation d'azote organique totale du sol (M₀) et du stock initial (Re) lors de l'apport de compost.

⁽²⁾ Exportation totale en azote par le maïs et le blé.

L'offre du sol en azote minéral est plus importante avec l'apport répété de PRO (Tab. 7.4). La matière organique humifiée produit environ 292 kg N.ha⁻¹ d'azote minéral dans le sol pendant cette période. Cette quantité ne répond pas aux besoins des cultures en termes d'azote exporté par les deux cultures. L'apport répété des PRO contribue à une augmentation de la disponibilité de l'azote minéral du sol qui correspond plus aux besoins des cultures (Tab. 7.4).

La proportion d'azote minéral dans les PRO représente 17, 46, 15 et 6 % de la teneur en azote total respectivement dans les PRO DVB, OMR, BIO et FUM. En ajoutant cette quantité à la quantité d'azote organique minéralisée des PRO en 2 ans, la disponibilité d'azote minéral provenant de l'apport de PRO, en proportion de la quantité d'azote totale (organique et minéral) des PRO de 2007, correspond à 16, 42, 8 et 15 % respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO. Ce qui correspond pour les 3 PRO (DVB, FUM, BIO) à ce qui a été observé dans la littérature, où la libération en azote minéral des différents types d'amendements organiques (fumier et composts urbains) ne dépasse pas le 15 % de l'azote total du PRO, l'année qui suit leur apport au champ (Gagnon et Simard, 1999 ; Mamo et al., 1999 ; Amlinger et al., 2003)

7.4 Conclusion

1. La qualité des simulations du transfert de l'eau, de solutés et de la chaleur dans le sol avec PASTIS est satisfaisante pour l'ensemble des traitements.

2. Le modèle PASTIS est capable de reproduire la minéralisation de l'azote *in situ*. La démarche de modélisation adoptée dans ce travail de thèse semble satisfaisante. Le suivi *in situ* de l'azote minéral dans le sol fait après l'épandage de composts, entre octobre 2007 et septembre 2009, sur des zones de parcelles laissées nues est bien reproduit par le modèle PASTIS.

3. Le paramétrage de la dispersivité a été fait en fonction de la profondeur. Le transport des solutés dans le sol étudié semble plutôt correspondre au type stochastique-convectif.

4. Les résultats d'incubation obtenus au laboratoire, en conditions constantes de température et de teneur en eau, sur sol remanié sont extrapolables à la situation du champ, à condition d'imposer une répartition hétérogène de la matière organique fraîche (FOM) au champ. Cette contrainte a fortement influencé l'évolution de la teneur en azote minéral du sol dans le traitement OMR, en conséquence de la diminution de l'organisation de l'azote minéral fourni par le sol nécessaire à sa décomposition. Cette observation incite à la prudence lors de l'extrapolation au champ des mesures de dégradation de la matière organique faites au laboratoire ou lorsque le modèle n'a pas la capacité de prendre en compte des situations de distributions hétérogènes de la matière organique dans le sol.

5. La modélisation de la minéralisation du carbone organique du sol, sans l'apport de 2007, dans les différents traitements montre que les cinétiques de minéralisation sont plus importantes dans les traitements recevant un amendement organique (DVB, OMR, FUM, BIO). Cette différence est liée à l'augmentation de la matière organique humifiée du sol après 6 apports de PRO (de 1998 à 2006). Ceci souligne les arrières effets des apports précédents.

6. Avec l'apport de PRO de 2007, la minéralisation du carbone organique, en proportion du C contenu dans le PRO, est faible (entre 9 et 10 %) et progressive durant les 2 ans qui suivent l'apport au champ, pour les traitements DVB, FUM, BIO. Ce qui n'est pas le cas pour le produit OMR, dont 40 % du carbone organique contenu dans le PRO est minéralisé la première année (sept-2007-sept.2008) qui suit son apport au champ. Alors que seulement 8 % du carbone organique contenu dans les autres PRO (DVB, FUM, BIO) a été minéralisé pendant cette période. Ceci explique pourquoi le stock en matière organique humifiée dans le traitement OMR est le plus faible (2 %) après 10 ans d'apports.

7. L'apport de PRO en 2007 contribue à un surplus en azote minéral, de 6, 37, 5 et 10 kg N.ha⁻¹, respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO, par rapport à la minéralisation observée dans le témoin, sur la période de 2 ans qui suit l'apport, alors que les apports précédents (6 apports de PRO de 1998 à 2006) contribuent à un surplus en azote minéral de 84, 33, 80 et 92 kg N.ha⁻¹ respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO.

8. Le maïs et le blé sont cultivés en rotation sur le site expérimental durant les deux ans qui séparent les apports de composts au champ. La première période hivernale qui suit l'apport de compost et qui précède la culture de maïs est sensible à la lixiviation. Cependant, l'apport de composts au champ ne semble pas avoir un effet supplémentaire sur la lixiviation pendant cette période. La lixiviation apparaît plus liée au stock initial du sol : la lixiviation la plus importante est observée dans les traitements recevant de l'amendement organique, qui ont des stocks initiaux plus importants que celui du traitement sans amendement organique. Ceci souligne l'importance des arrières effets des apports précédents. L'apport du compost OMR semble le mieux adapté pour cette période, puisque l'apport de ce compost s'accompagne par une phase d'organisation de l'azote minéral du sol, dans les deux mois qui suivent son apport au champ.

9. L'offre du sol en azote minéral est plus importante avec l'apport répété des PRO, et semble répondre aux besoins des cultures. Le traitement OMR présente une cinétique de minéralisation nette en azote la plus importante durant la période de croissance de maïs.

10. L'apport du produit OMR, comme amendement organique, présente plus des intérêts durant l'année qui suit son apport, lorsqu'on le compare aux autres traitements (FUM, BIO, DVB). Il présente la lixiviation la plus faible pendant la première période hivernale et la disponibilité en azote minéral pour le maïs la plus importante. Les autres traitements présentent l'avantage d'avoir une minéralisation plus importante à long terme (après des apports répétés).

11. La limitation des pertes en nitrates par lixiviation à l'échelle de l'épandage nécessite de gérer la quantité d'azote minéral présente dans le sol durant la première période hivernale d'interculture.

Chapitre 8 : Conclusion générale et perspectives

Le recyclage en agriculture des déchets organiques urbains compostés est une voie d'avenir pour limiter les impacts environnementaux des villes. En région parisienne, les composts de déchets urbains sont une source intéressante de matière organique pour les sols, dont les taux de matière organique sont souvent très bas, en raison de l'absence d'élevage dans les systèmes de production agricole franciliens. Toutefois, l'apport de composts aux sols peut aussi être source de pollution, lorsqu'une minéralisation excessive des composts dans le sol conduit à un excès de nitrate par rapport au besoin de la culture, ou lorsque des micropolluants se trouvent présents dans les composts apportés. L'apport de composts peut aussi modifier les propriétés physiques du sol, qui vont à leur tour influer sur les risques de pollution. Dans le contexte d'un essai agronomique, nous avons étudié l'effet de l'apport de 4 produits résiduaires organiques (PRO), un co-compost de déchets verts et de boues de station d'épuration urbaine (DVB), un compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR), un compost de fraction fermentescible d'ordures ménagères (BIO) et un fumier de bovins (FUM), sur la dynamique de l'eau, d'un traceur de l'eau - le bromure - et de l'azote dans un sol limoneux du Bassin Parisien. Pour chacun des PRO, l'apport est réalisé tous les 2 ans, après la récolte du blé et avant le semis du maïs, à la dose de 4 tonnes de C organique par ha, depuis 1998. La dynamique de l'eau a été suivie en sol nu ou cultivé avec du maïs à l'aide de sondes TDR et de tensiomètres, entre 20 et 160 cm de profondeur. Le suivi de la dynamique du bromure dans le sol a été réalisé par des prélèvements destructifs sur lesquels on a mesuré la concentration en bromure dans la solution du sol. Le suivi de la dynamique de l'azote a été réalisé par des prélèvements destructifs surlesquels on a mesuré la quantité en azote minéral dan le sol. Un suivi du développement de la culture de maïs (stade de développement, hauteur de la plante, indice foliaire) a été réalisé afin de correctement représenter la dynamique de l'eau et de l'azote lors des suivis réalisés sous culture de maïs.

Sous forme de synthèse, ce chapitre conclusif met en relation dans un premier temps l'ensemble des résultats obtenus *in situ* de façon à présenter le fonctionnement de la parcelle suite aux apports des PRO (§ 8.1). L'apport de la modélisation sera ensuite discuté (§ 8.2) avant de conclure sur les perspectives ouvertes par ce travail (§ 8.3).

8.1 Synthèse des résultats obtenus in situ

8.1.1 Suivi du développement de maïs

\rightarrow L'apport de PRO a un effet positif sur la croissance du maïs

✤ Le suivi de la croissance du maïs montre une différence dans le cycle de développement du maïs selon le traitement. L'apport de PRO stimule le développement du maïs, mais de manière moins prononcée pour le traitement OMR. On observe que le témoin présente un certain retard dans sa croissance en comparaison avec les traitements recevant des amendements organiques. Ce retard concerne le stade phénologique, l'indice foliaire et la hauteur de la plante.

8.1.2 Suivi du fonctionnement hydrodynamique

\rightarrow L'étalonnage des sondes TDR par des mesures gravimétriques est indispensable à la fiabilité du suivi de l'état hydrique du sol

L'instrumentation de chaque traitement avec un profil de sondes TDR (une sonde par profondeur) pose quelques problèmes qui doivent être pris en compte dans le traitement et l'interprétation des données recueillies. La confrontation des données TDR aux mesures de teneur en eau réalisées avec la méthode gravimétrique au sein des mêmes parcelles révèle des problèmes associés avec le caractère local des mesures TDR, ce qui nécessite, en conséquence, un étalonnage des mesures TDR avec celles obtenues avec la méthode gravimétrique. Dans notre étude, les mesures de teneur en eau par la méthode gravimétrique ont été obtenues en faisant la moyenne de 6 sondages répartis sur 10 m, alors que les mesures de TDR ont été obtenues à partir d'une seule sonde TDR. Donc on suppose que les mesures de teneur en eau par la méthode gravimétrique sont représentatives de la parcelle, tandis que les mesures TDR (non répétées) peuvent ne le sont pas. Cette différence entre les deux méthodes de mesure peut être expliquée par plusieurs raisons :

- l'absence de répétition pour les mesures TDR ; la localisation de chaque sonde TDR par rapport aux zones plus ou moins tassées, au sein de l'horizon labouré, ou par rapport aux zones lessivées (glosses) ou d'accumulation d'argile au sein des horizons illuviés, peut influencer les mesures,

- les problèmes associés à l'installation des sondes TDR,
- la différence de taille du volume de sol mesuré.

\rightarrow Les propriétés hydriques du sol ne sont pas homogènes le long du profil

Les relations de rétention en eau varient en fonction de la profondeur, entre les différents horizons du profil et à l'intérieur même des horizons. Ces différences nous ont amené à diviser le profil en autant de couches que de profondeurs instrumentées lors de la simulation du fonctionnement hydrique et de la dynamique de minéralisation de l'azote dans le sol sous l'effet d'apports de composts.

\rightarrow L'apport de PRO a un effet positif sur la rétention en eau du sol

L'apport répété de composts augmente la rétention en eau dans l'horizon de surface (LA) de 2 à 14 % dans les traitements DVB et OMR et de 2 à 4 % dans les traitements FUM et BIO, en valeur relative par rapport à la rétention d'eau observée dans le traitement sans amendement organique (TEM). Cette augmentation est associée à l'augmentation de la teneur en matière organique du sol qui est passée de 1,7 % en 1998 (avant le premier apport de compost) à 2 % pour le traitement OMR et à 2,4 % pour les traitements FUM, BIO et DVB en 2007, après 7 épandages de PRO.

✤ La comparaison de la caractéristique de rétention en eau pour un même niveau instrumenté, dans les horizons de subsurface, pour l'ensemble des traitements, révèle des différences liées à la variabilité spatiale de l'organisation pédologique.

8.1.3 Suivi de la dynamique d'un traceur de l'eau (anion bromure)

→ Le transport du bromure est localement (sur un transect de 10 m) hétérogène

✤ Des profils de concentration en bromure bimodaux ont été observés. L'hétérogénéité des répétitions du profil de concentration en bromure à une date donnée semble liée à l'organisation structurale de l'horizon labouré et à l'organisation pédologique des horizons profonds.

❖ un mode de transport des solutés de type stochastique-convectif : la dispersivité du sol, similaire pour tous les traitements, croit avec le déplacement du bromure vers la profondeur, de 4 cm après 50 mm de pluie à 13 cm après 366 mm de pluie cumulée. Le transport dans le sol se rapproche du modèle stochastique-convectif plutôt que du modèle convectif-dispersif. La dispersivité du sol est aussi très variable latéralement le long des 10 m du transect de mesure.

\rightarrow L'apport de PRO n'a d'effet sur le transport du bromure que pendant la période à forte demande évaporatoire

✤ Le suivi de la dynamique du bromure ne montre pas de différences significatives entre les traitements pendant la période de recharge, une période à faible demande évaporatoire, où le profil de sol est proche de saturation.

✤ Un reconcentration du bromure en surface du sol a été observée, en fin de suivi, dans le traitement témoin. Ce phénomène peut être attribué à un flux d'évaporation plus important que dans les autres traitements recevant des PRO. Ce traitement présente la quantité d'eau retenue dans l'horizon de surface la plus faible et l'étalement du pic de bromure le plus marqué en comparaison aux traitements recevant de l'amendement organique.

8.2 Simulation du fonctionnement hydrique et la dynamique de l'azote du sol

L'azote des composts se trouve principalement sous forme organique et doit être minéralisé par les microorganismes du sol afin de devenir par la suite disponible pour les plantes pendant la saison de croissance. Il n'est pas facile de savoir combien d'azote du sol sera minéralisé et à quel moment, car plusieurs facteurs biologiques et abiotiques contrôlent la décomposition de la matière organique du sol : la disponibilité en azote, élément indispensable à la croissance des micro-organismes décomposeurs (biomasse zymogène), le contact entre la matière organique et le sol, la température et la teneur en eau du sol. Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de considérer et d'intégrer plusieurs processus, tels que les transferts d'eau, de chaleur et de solutés (notamment le lessivage du nitrate).

Seule la modélisation est capable d'intégrer l'ensemble de ces processus afin de mieux comprendre la minéralisation de l'azote apporté par les composts et d'élaborer un bilan d'azote du sol sous l'effet d'apports de composts. Le modèle PASTIS a été choisi car il est capable à répondre ces besoins. Cependant, il s'agit d'un modèle complexe, qui fait intervenir de très nombres paramètres. Une démarche d'acquisition progressive des paramètres, indépendante du modèle PASTIS et s'appuyant sur l'utilisation d'autres modèles dédiés à un nombre limité de processus, a été mise en œuvre. Cette procédure de calage du modèle PASTIS a été réalisée en plusieurs étapes :

8.2.1 Simulation du développement de la culture de maïs

Cette étape a porté sur l'acquisition des paramètres nécessaires à la croissance de la plante avec le modèle STICS. Lors de ce travail, on a pu obtenir :

une bonne représentation de la croissance de la plante : le paramétrage du modèle STICS permet de bien reproduire la croissance de la plante observée sur le terrain. On peut estimer par conséquent que la demande journalière en eau et en azote par la plante devrait être correctement prise en compte dans les simulations qui seront réalisées avec le modèle PASTIS, car celui-ci utilise le même modèle de culture que STICS.

8.2.2 Simulation de la dynamique de l'eau et de soluté dans le sol

Cette étape du travail a porté sur l'acquisition des paramètres nécessaires à la simulation des transferts de l'eau et des solutés dans le sol avec HYDRUS-1D. Lors de ce travail, on a pu montrer:

♦ <u>l'incohérence entre les mesures obtenues *in situ* et celles obtenues au laboratoire : les paramètres hydriques obtenus de manière indépendante, par des mesures au laboratoire de la caractéristique de rétention θ (h) à l'aide de presses de Richards et par des mesures *in situ* de conductivité hydraulique à l'aide d'infiltromètre à disques, ne permettent pas de simuler correctement la dynamique hydrique observée au champ ;</u>

I'influence de la gamme de mesures : on a pu mettre en évidence l'importance d'avoir une gamme des mesures *in situ* décrivant le sol dans son état de recharge et dans son état d'assèchement pour accéder à des valeurs des paramètres hydriques décrivant bien le fonctionnement du sol ;

<u>une bonne représentation du fonctionnement hydrique</u>: le paramétrage du modèle HYDRUS-1D permet de bien représenter les observations de terrain de la dynamique de l'eau sous les modalités étudiées, après quelques ajustements spécifiques (horizon LA, profondeur 160 cm);

 <u>un effet de l'apport des amendements organiques sur le transfert hydrique et des solutés</u> <u>dans le sol :</u> l'apport de PRO modifie les paramètres hydriques uniquement dans l'horizon de surface. La simulation de la dynamique du bromure dans le sol montre que les paramètres physiques du sol sont très proches pour les traitements DVB, BIO, et OMR.

8.2.3 Simulation de la dynamique de carbone et de l'azote dans le sol

Cette partie a consisté à acquérir les paramètres nécessaires à la modélisation de la dynamique de carbone et de l'azote dans le sol à l'aide du modèle CANTIS. Le calage de ces paramètres

a été fait à partir des mesures d'incubations obtenues au laboratoire. Lors de ce travail, on a pu montrer :

Ia distinction du produit OMR des autres PRO: ce travail a permis d'obtenir des paramètres relatifs à la décomposition de la matière organique du sol (HOM) et de la matière organique fraîche (FOM) similaires pour l'ensemble des traitements, à l'exception du compost OMR. Ce dernier traitement se caractérise par une biomasse microbienne différente, plus exigeante en azote. Cette différence peut être expliquée par la nature du produit OMR, qui se différencie des autres traitements par : (i) sa forte biodégrabilité et son rapport C/N assez élevé, (ii) un compartiment facilement décomposable représentant 100 % de la fraction soluble mesurée par fractionnement biochimique, alors que, pour les autres PRO (DVB, FUM, BIO), ce compartiment représente 0 % de la fraction soluble, (iii) une quantité de cellulose et d'hémicellulose plus importante.

8.2.4 Simulation de l'impact de l'épandage sur le fonctionnement azoté du sol

Cette étape a consisté à intégrer l'ensemble des résultats précédents dans le modèle PASTIS, afin de décrire la dynamique de minéralisation de l'azote dans le sol. Ce travail a été fait à l'échelle de deux 2 ans, la période qui séparent deux apports successifs de composts. Cette étape de travail a permis de montrer :

❖ <u>une démarche de modélisation adaptée</u> : la démarche de modélisation utilisée dans ce travail de thèse semble satisfaisante. Le suivi *in situ* de l'azote minéral dans le sol après l'épandage des composts, entre octobre 2007 et septembre 2009, sur des zones de parcelles laissées nues, est bien reproduit par le modèle PASTIS.

✤ <u>un effet de la distribution hétérogène de la matière organique du sol</u>: les résultats d'incubation obtenus au laboratoire, en conditions constantes de température et de teneur en eau, sur des sols remaniés, sont extrapolables à la situation du champ, à condition d'imposer une répartition hétérogène de la matière organique fraîche (FOM) au champ. Cette contrainte a fortement influencé l'évolution de la teneur en azote minéral du sol dans le traitement OMR, avec pour conséquence une diminution de l'organisation de l'azote minéral fourni par le sol, nécessaire à sa décomposition. Cette observation incite à la prudence lors de l'extrapolation au champ des mesures de la dégradation de la matière organique faites au laboratoire. Le modèle utilisé étant mono-dimensionnel, il ne permet pas de décrire des situations hétérogènes de la distribution latérale de la matière organique du sol.

 l'importance des arrières effets des apports précédents sur la matière organique du sol : la modélisation de la minéralisation du carbone et de l'azote dans le sol, sans l'apport de 2007, dans les différents traitements montre que les cinétiques de minéralisation sont plus importantes dans les traitements recevant un amendement organique (DVB, OMR, FUM, BIO). Cette différence est liée à l'augmentation de la matière organique humifiée du sol après 6 apports de PRO (de 1998 à 2006). Le traitement OMR présente les cinétiques de minéralisation les plus faibles dû à un stock en matière organique humifiée plus faible (2,0 %) que dans les autres traitements amendés (2,3 et 2,4 %).

 <u>l'importance des arrières effets des apports précédents sur la fourniture en azote minéral</u> <u>du sol</u> : les apports précédents de PRO contribuent à un surplus en azote minéral de 84, 33, 80 et 92 kg N.ha⁻¹ respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO, par rapport à la minéralisation observée dans le témoin, sur la période de 2 ans.

une minéralisation du carbone 5 fois plus importante dans le traitement OMR après une campagne d'apport de PRO : après l'apport de PRO en 2007, la minéralisation du carbone du sol amendé en proportion du C contenu dans le PRO, pendant l'année qui suit son apport (entre septembre 2007 et septembre 2008), est de 40 % pour OMR, et 8 % pour les autres produits (DVB, FUM, BIO). La forte biodégrabilité du compost OMR explique son faible effet sur le stock en matière organique humifiée du sol.

une minéralisation nette en azote faible dans l'ensemble des traitements, à l'exception du traitement OMR : l'apport de PRO en 2007 contribue à un surplus en azote minéral, de 6, 37, 5 et 10 kg N.ha⁻¹ respectivement pour les traitements DVB, OMR, FUM et BIO. Le traitement OMR présente la cinétique de minéralisation nette en azote la plus importante et la plus adaptée pour la culture de maïs. Pour les autres traitements (DVB, FUM, BIO), l'arrière effet des apports précédents (de 1998 à 2006) contribue à une fourniture supplémentaire en azote minéral beaucoup plus importante que celle liée à l'apport de 2007.

In effet positif de l'apport de PRO sur la disponibilité de l'azote pour la plante : le maïs et le blé sont cultivés en rotation sur le site expérimental durant les deux ans qui séparent deux apports successifs de composts. A l'échelle d'une saison d'épandage en sol cultivé, la matière organique humifiée du traitement témoin, sans amendement, ne semble pas répondre aux besoins de ces cultures. Après 7 apports répétés de PRO, la disponibilité de l'azote minéral du sol augmente et semble correspondre aux besoins des cultures.

<u>* une différence d'effets entre les différents PRO</u> : l'apport du produit OMR, comme amendement organique, présente plus d'intérêt durant l'année qui suit son apport, en comparaison des autres traitements (FUM, BIO, DVB). Il présente la lixiviation la plus faible pendant la première période hivernale et la disponibilité en azote minéral la plus importante pour le maïs. Les autres traitements présentent l'avantage d'avoir une minéralisation plus importante à long terme (après des apports répétés).

Ia nécessité d'une gestion de la période hivernale qui suit l'apport de composts : la première période hivernale qui suit l'apport de compost et qui précède la culture de maïs est sensible à la lixiviation. La lixiviation la plus importante est observée dans les traitements recevant de l'amendement organique, car ils ont des stocks initiaux à l'ouverture du bilan, avant le dernier apport) plus importants que celui du traitement sans amendement organique. Ceci souligne l'importance des arrières effets des apports précédents. L'apport du compost OMR peut être le mieux adapté pour cette période, car il s'accompagne d'une phase d'organisation de l'azote minéral du sol, dans les deux mois qui suivent son apport au champ. La culture d'engrais verts peut être envisagée comme une solution à la réduction des pertes d'azote minéral dans le sol, pendant la période d'interculture.

8.3 Perspectives

Equiper chaque profondeur par traitement avec plusieurs sondes TDR et tensiomètres : la variabilité intra-parcellaire rencontrée sur le site expérimental, les problèmes associées à l'installation des TDR et le caractère local des mesures TDR nécessitent d'équiper chaque profondeur par traitement avec plusieurs sondes TDR.

Etudier comment l'apport de composts affecte les propriétés hydriques du sol aux faibles potentiels : l'apport de compost semble affecter la rétention en eau proche de saturation. La gamme de potentiel explorée est relativement réduite, proche de la saturation, en conséquence l'effet de l'apport sur la rétention eau du sol, pendant la période sèche n'a pas pu être étudié. Pendant la saison estivale, seulement les mesures des tensiomètres non biaisés par la présence des bulles d'air et avant décrochage peuvent être utilisées. Ces mesures correspondent seulement à des potentiels supérieurs à -50 kPa. De même le suivi de la dynamique du bromure montre un flux d'évaporation plus important dans le traitement TEM que dans les autres traitements recevant des PRO, pendant la période à forte demande évaporatoire. Il semble nécessaire d'étudier plus profondément comment l'apport de composts affecte les propriétés hydriques du sol aux faibles potentiels (méthode psychrométrique).

Etalonner les mesures TDR dans l'horizon labouré pendant la période sèche : aucune mesure de teneur en volumique par la méthode gravimétrique n'a été réalisée après le semis

de maïs. Les mesures TDR n'ont donc pas pu être étalonnées pendant la période cultivée pour l'horizon LA. Ce qui nous a empêchés de conclure sur l'effet des traitements sur les propriétés hydriques du sol pendant la période sèche (estivale).

Etudier la relation entre la nature des interactions sol-PRO et les propriétés physiques du sol : l'apport de PRO, répété 7 fois entre 1998 et 2007, semble avoir affecté les propriétés de transport de l'eau et des solutés dans ce sol, en lien avec un accroissement de la teneur en C organique de l'horizon cultivé dans les parcelles recevant des PRO d'1,7 à 2,4 %. Ces modifications semblent varier suivant le type d'amendement organique pendant la période à forte demande évaporatoire (période sèche). Il nous semble nécessaire de mener des études reliant la nature des interactions sol-PRO et l'évolution des propriétés physiques du sol spécifiquement.

Valider les paramètres calés avec des profils d'azote mesurés en sol cultivé et pour une autre campagne d'épandage : le calage des paramètres hydriques a été fait à partir de mesures réalisées en sol nu et cultivé. La validation des paramètres calés a été faite sur un suivi *in situ* de l'azote fait sur des zones de parcelles laissées nues. De même, les paramètres liés à la croissance de la plante, nécessaires pour prendre en compte le prélèvement d'eau et d'azote par la plante doivent être calés. Pour cela, il me semble important de valider ces paramètres sur sol cultivé à l'aide de mesures faites lors d'une autre campagne d'épandage, pour savoir si le modèle calé (PASTIS) peut être utilisé de manière prédictive.

Simuler avec le modèle de PASTIS la dynamique de l'azote en présence de maïs : le travail de modélisation a été fait pour un sol nu. Ce travail nous a permis de comprendre la minéralisation nette suite à un épandage. Il nous semble important de réaliser le même travail en présence de culture afin (i) d'estimer le coefficient apparent d'utilisation de l'azote des composts par la culture, (ii) de faire un bilan des quantités de nitrate perdu, pour les différents types de composts apportés.

Réaliser une étude de sensibilité sur les paramètres ajustés: la méthodologie de modélisation, au cours de la thèse, a nécessité des mouvements de va et vient entre modèles fonctionnels et mécanistes, pour caler les paramètres nécessaires à chaque compartiment et processus. Cette démarche de modélisation s'appuie sur plusieurs modèles dont la prise en main et pour lesquels le développement d'une expertise d'utilisation réclament du temps. Pour
cela, une étude de sensibilité me semble nécessaire afin (i) d'analyser la propagation des erreurs, (ii) d'évaluer l'influence, à chaque étape de modélisation, et pour chaque processus, des paramètres calés sur l'évolution des variables de sortie et (iii) de fixer un domaine de variation raisonnable des paramètres calés.

Etudier l'évolution du bilan azoté depuis 1998 jusqu'au dernier épandage : avec le modèle PASTIS, on ne peut pas simuler les deux bilans (hydrique et azote) sur plusieurs années, d'où la nécessité d'utiliser un autre modèle, comme par exemple le modèle CERES. Ce modèle permet de travailler sur plusieurs années, pour estimer le bilan azote depuis 1998 jusqu'au dernier épandage de compost fait en 2007. Cette partie de travail nous permettra (i) de mieux prendre en compte la quantité d'azote disponible en cas d'apport de compost et de la prendre en compte dans le calcul de la fertilisation et (ii) d'étudier l'évolution de l'arrière effet des apports répétés sur la disponibilité de l'azote minéral dans le sol.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

✤ Abdallahi M.M., N'Dayegamiye A., 2000. Effets de deux incorporations d'engrais verts sur le rendement et la nutrition en azote du blé (Triticum aestivum L.), ainsi que sur les propriétés physiques et biologiques du sol. Can. J. Soil Sci., 80:81-89.

✤ Addiscott T.M., Wagenet R.J., 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. J. Soil Sci. 36:411–424

ADEME, 2009. Les déchets en chiffres en France.
 <u>http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=64346&p1=30&ref=12441</u> (accès Juin 2010)

✤ AFNOR, 2004. Amendements organiques et supports de culture - Détermination du potentiel de minéralisation du carbone et de l'azote - Méthode d'incubation en conditions contrôlées. AFNOR - XP U 44-163.

✤ Agence de l'eau Seine-Normandie, 2004. Etat des lieux : bassin Seine et cours d'eau côtiers normands.172 p. Comité de Bassin Seine Normandie

✤ Aggelides S.M., Londra P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. Bioresour. Technol. 71: 253-259.

✤ Agreste, 2004. Enquête sur les pratiques culturales en 2001. Chiffres et Données - Série Agriculture, n°159, 286 p.

Aïvazian S., 1970. Etude statistique des dépendances. Editions Mir, Moscou, 236 p.

✤ Albaladejo J., Lopez J., Boix-Fayos C., Barbera G.G., Martinez-Mena M., 2008. Longterm effect of a single application of organic refuse on carbon sequestration and soil physical properties. J. Environ. Qual., 37:2093-2099.

❖ Alletto L., 2007. 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. Thèse de Doctorat INAPG, Grignon, 318 p.

✤ Amlinger, F., Gotz, B., Dreher, P., Geszti, J., Weissteiner, C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilization and availability-a review. Eur. J. Soil Biol. 39:107–116.

♦ André P. et Roussel Ph., 1978. Alimentation en eau des communes de la zone rurale de l'Essonne. Vulnérabilité des réservoirs aquifères. BRGM, 78 SGN 610 BDP, 102 p, 3 volumes.

♦ Andreux F., Chaussod R., Descôtes A., Laumonier A., Lévêque J. et Sauvage D. 1996. Effets des pratiques agro-viticoles sur l'activité biologique et la matière organique des sols : exemples en Champagne et en Bourgogne. In Chaussod R., Justes E., Linères M., and Bourgeois S. (Eds.). Valorisation des déchets urbains et agro-industriels. In Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, INRA, France, p. 255-270. ✤ Annabi M., 2005. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de compost d'origine urbaine : relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse de doctorat de l'INAPG, 286 p.

✤ Annabi M., Houot S., Francou C., M., Poitrenaud M., Le Bissonnais , 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. Soil Sci. Soc. Am. J., 71:413-423.

♦ Asche E., Steffens D., Mengel K., 1994. Fertilizer action and soil structure effects of the application of biorefuse compost on agricultural crop areas. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P. (Eds.). Applying compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels. http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/seminar.htm (accès en Juin 2010).

✤ Aulakh M.S., Khera T.S., Doran J.W., and Bronson K.F., 2001. Managing crop residus with green Manure, urea, and tillage in a rice-wheat rotation. Soil Sci. Soc. Am. J., 65: 820-827.

Baize D. et Girard M.C., Editeur., 1995 - Référentiel Pédologique 1995. INRA Editions, 332 p.

✤ Baize D., 2008. Les grands processus pédogénétiques du territoire français : zoom sur le processus d'éluviation / illuviation verticale de particules argileuses menant à la formation des LUVISOLS, UR sols, Unité de Recherche de Science du sol d'Orléans.

✤ Balesdent J., and Arrouays D., 1999. Usage des terres et stockage de carbone dans les sols de territoire français.Une estimation des flux nets annuels pour la période 1900-1999. Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 85:265-277.

✤ Baldock J.A., Nelson P.N., 2000. Soil organic matter, p. 25-84. In Handbook of soil science. M. E. Sumner (Eds.), CRC Press, USA.

✤ Ballestero T., Herzog B., Evans O.D., Thompson G., 2001. Monitoring and sampling the vadose zone, p. 208-244. In: Practical Handbook of Groundwater-Monitoring, Nielsen M.D. (Ed.), Taylor and Francis group, Florida.

✤ Bariteau A., 1996. Modélisation géochimique d'un aquifère: la nappe de Beauce et l'altération des sables de Fontainebleau. Ecole des mines de Paris, Mémoires des sciences de la terre, n°28, 178 p.

♦ Bear J., 1972. Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York.

✤ Beare M.H., Hua S., Coleman D.C., and Hendrix P. F., 1997. Influences of mycelial fungi on soil aggregation and organic matter storage in conventional and no-tillage soils. Appl. Soil Ecol., 5:211-219.

✤ Becker M., and Johnson D.E., 1999. The role of legume fallows in intensified upland ricebased systems of west Africa. Nutr. Cycl. Agroecosyst., 53:71-81. ♦ Benbi D.K. and Richter J., 2003. Nitrogen dynamics, p. 409-482. In: Handbook of processes and modelling in the soil-plant system, Benbi D.K. and Nieder R. (Eds.), Haworth Press, New York.

♦ Bevacqua R.F. and Mellano V.J., 1994. Cumulative effects of sludge compost on crop yields and soil properties. Commun. Soil Sci. Plant. Anal., 25:395-406.

◆ Bouma J., 1981. Soil morphology and preferential flow along macropores. Agric. Water Managem., 3:235-250.

✤ Bridge, B.J., Sabburg, J., Habash, K.O., Ball, J.A.R., Hancock, N.H., 1996. The dielectric behaviour of clay soils and its application to time domain reflectometry. Aust. J. Soil Res. 34, 825–835.

✤ Brisson N., 1998. An analytical solution for the estimation of the critical soil water fraction for the water balance under growing crops. Hydrol. Earth Syst. Sci., 2:221-231.

✤ Brisson N., 2002. STICS. Notice et concepts et formalismes. Logiciel déposé à l'Agence pour la Protection des Programmes n° 9917002600. 83 p.

✤ Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Gate P., Devienne-Barret F., Antonioletti R., Durr C., Nicoullaud B., Richard G., Beaudoin N., Recous S., Tayot X., Plenet D., Cellier P., Machet J.M., Meynard J.M., Delécolle R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parametrization applied to wheat and corn. Agronomie, 18:311-346.

✤ Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeou J., Nicoullaud B., Tayot X., Plenet D, Jeuffroy M.H., Bouthier A., Ripoche D., Mary B., Justes E., 2002. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. II. Assessment by comparing with experimental reality for wheat and corn. Agronomie, 22:69-93

Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R. Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussière F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillère J.P., Hénault C., Maraux F., Seguin B. & Sinoquet H., 2003. An overview of the crop model STICS. Eur. J. Agron., 18:309-332.

✤ Bronswijk J.J.B., Hamminga W., and Oostindie K., 1995. Field-scale solute transport in a heavy clay soil. Water Resour. Res., 31:517–526.

✤ Buchanan-Wollaston V., 1997. The molecular biology of leaf senescence. J. Exp. Bot., 48: 181-199.

♦ Butters G.L., Jury W.A. and Ernst F.F., 1989. Field scale transport of bromide in unsaturated soil. 1. Experimental methodology and results. Water Resour. Res., 25:1575-1581.

✤ Campbell C. A. and Zentner R.P., 1993. Soil Organic Matter as Influenced by Crop Rotations and Fertilization. Soil Sci. Soc. Am. J., 57: 1034-1040. ✤ Campbell A., Zhang X. and Tripepi R., 1995. Composting and evaluating a pulp and paper sludge for use as a soil amendment/mulch. Compost Sci. Util., 3:84-95.

✤ Carter M.R., 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. Soil Tillage Res., 23:361-372.

Castany, 1982. Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Editions Dunod. 236 p.

✤ Caubel J., 2007. Modélisation de la dynamique de minéralisation du carbone et de l'azote de boue compostée ou non dans un sol : recherche de compartiments dynamique. Mémoire de fin d'études, Rennes, 22 p.

✤ Cavelier Cl., Megnien Cl., Pomerol Ch., Rat P., 1979. Le bassin de Paris. 26e congrès géologique international. Bulletin d'informations des géologues du Bassin de Paris, 16:3-52.

♦ Chaussod R., Justes E., Linères M., and Bourgeois S., 1997. Valorisation des déchets urbains et agro-industriels, p.255-270. *In* : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, INRA (Eds.), France.

♦ Chen J.M., Black T.A., 1992. Defining leaf-area index for non-flat leaves. Plant Cell. Environ., 15:421-429.

♦ Chen Y., Nobili M.D., and Aviad T., 2004. Stimulatory effects of humic substances on plant growth, p. 103-130. *In*: Soil organic matter in sustainable agriculture, Mafdoff F., and Weil R.L. (Eds.), CRC press LLC, USA.

♦ Chenu C., Le Bissonnais Y., and Arrouays D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. Soil Sci. Soc. Am. J., 64: 1479-1486.

✤ Combe L., 2005. Nouvelle méthode de suivi au champ de la sénescence des feuilles de maïs. Can. J. Bot., 83:941-953.

✤ Coquet Y., Bouchet A., Labat C., Vachier P., RogerEstrade J., 2000. Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disque. Aspects théoriques et pratiques. E.G.S., 7 :7-24.

✤ Coquet Y., Coutadeur C., Labat C., Vachier P., Van Gneuchten M.Th, Pot V., Rogerestrade J., and Simunek J., 2005a. Water and solute transport in a cultivated silt loam soil: 1. Field obersavtaions. Vadose Zone J. 4:573-586.

✤ Corbeels M., Hofman G., Van Cleemput O., 1999. Siumlation of net immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. Biol. Fertil. Soils, 28:422-430.

✤ Cousin I., 2007. Structure et propriétés hydriques des sols : hétérogénéité spatiale et variabilité temporelle, de l'horizon à la parcelle agricole. Mémoire sur travaux. Habilitation à diriger des recherches, 98 p.

✤ Crahet M., 1981 - Carte pédologique de la France au 1/100.000. Feuille de Chartres. Notice explicative. INRA, n°14, 235 p.

✤ Curtin D., Wang H, Selles F, Zentner RP, Biederbeck VO, Campbell C.A., 2000. Legume green manure as partial fallow replacement in semiarid Saskatchewan: effect on carbon fluxes. Can. J. Soil Sci., 80:499-505.

✤ Das B.S., Wright J.M., G.J. Kluitenberg, H.M. Langner, P.J. Shouse, and W.P. Inskeep, 2005. Evaluation of mass recovery impacts on transport parameters using least-squares optimization and moment analysis. Soil Sci. Soc.Am. J., 69:1209–1216.

Daughtry C.S.T., 1990. Direct measurements of canopy structure. Remote Sens. Rev. 5:45-60.

♦ Degens B.P., 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factors affecting these: a review. Aust. J. Soil. Res, 35: 431-459.

♦ Dejoux J.F., Recous S., Meynard J.M., Trinsoutrot I., Leterme P., 2000. The fate of nitrogen from winter-frozen rapeseed leaves: mineralization, fluxes to the environment and uptake by rapeseed crop in spring. Plant Soil, 218:257-272.

✤ Diab M., Merot P., and Curmi P., 1988. Water movement in a glossaqualf as measured by two tracers. Geoderma, 43:143–161.

✤ Diez J.A., Roman R., Caballero R. and Caballero A., 1997. Nitrate leaching from soils under a maize-wheat-maize sequence, two irrigation schedules and three types of fertilizers. Agric. Ecosyst. Environ., 65:189-199.

✤ Doré C., Varoquaux F., 2006. Histoire et amélioration de cinquante plantes cultivées. Editeur INRA-Paris, 812 p.

✤ Dorioz J.M., Robert M., and Chenu C., 1993. The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. Geoderma, 56:179-194.

♦ Eklind Y. and Kirchmann H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: Carbon turnover. Bioresour. Technol., 74:115-124.

Emerson W.W., 1995. Water retention, organic carbon and soil texture. Aust. J. Soil Res. 33:241-251.

★ Eriksen G.N., Coale F.J., and Bollero G.A., 1999. Soil nitrogen dynamics and maize production in municipal solid waste amended soil. Agron. J., 91:1009-1016.

✤ Evanylo G., Sherony C., Spargo J., Starner D., Brosiusa M. and Haering K., 2008. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. Agric. Ecosyst. Environ., 127:50-58

✤ Farrell M., Jones D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. Bioresour. Technol. 100: 4301-4310. ✤ Feddes R.A., Kowalik P.J., and Zaradny H., 1978. Simulation of field water use and crop yield, John Wiley & Sons, New York, NY.

 Findeling A., 2001. Etude de la modélisation de certains effets du semis direct avec paillis de résidus sur les bilan hydrique, thermique et azoté d'une culture de maïs pluvial au Mexique. Thèse de Doctorat de Montpellier, 442 p.

✤ Flury M., Flüher H., Jury W.A., Leuenberger J., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. Water Resour. Res., 30:1945-1954.

✤ Foley B.J., Cooperband L.R., 2002. Paper mill residuals and compost effect on soil carbon and physical properties. J. Environ. Qual., 31:2086-2095.

✤ Francou C., 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage – Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat INAPG Grignon, 388 p.

✤ Francou C., Linères M., Derenne S., Le Villio-Poitrenaud M., Houot S., 2008. Influence of green waste, biowaste and paper–cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting, 99: 8926–8934.

✤ Franzluebbers A.J., Haney R.L., Honeycutt C.W., Arshad M.A., Schomberg H.H., Hons F.M., 2001. Climatic influences on active fractions of soil organic matter. Soil Biol. Biochem., 33:1103-1111.

✤ Freyberg D.L., 1986. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer:
 II. Spatial moments and the advection and dispersion of non-reactive tracers. Water Resour.
 Res., 22:2031-2046.

✤ Frison A., Cousin I., Montagne D., Cornu S., 2009. Soil hydraulic properties in relation to local rapid soil changes induced by field drainage: a case study. Eur. J. Soil Sci. 60:662-670.

✤ Gagnon B., and Simard R.R., 1999. Nitrogen and phosphorus release from on-farm and industrial composts. Can. J. Soil Sci., 79:481-489.

✤ Gaillard V., Chenu C., Recous S., Richard G., 1999. Carbon, nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. Eur. J. Soil Sci., 50:567 – 578.

❖ Garnier P., Neel C., Mary B., Lafolie F., 2001. Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. Eur. J. Soil Sci., 52: 253-268.

♦ Garnier P., Neel C., Aita C., Recous S., Lafolie F., Mary B., 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. Eur. J. Soil Sci., 54:555-568.

✤ Gerzabek M.H., Kirchmann H. and Pichlmayer F., 1995. Response of soil aggregate stability to manure amendements in the Ultuna long-term soil organic matter experiment. Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde 158:257-260. ✤ Ghezzehei T.A., 2008. Errors in determination of soil water content using time-domain reflectometry caused by compaction around wave guides. Water Resour. Res., 44, W08451.

✤ Ghodrati, M., and Jury W.A., 1990. A field study using dyes to characterize preferential flow of water. Soil Sci. Soc.Am. J., 54:1558-1563.

✤ Gilley, J.E., and B. Eghball, 1998. Runoff and erosion following field application of beef cattle manure and compost. Trans. ASAE, 41:1289-1294.

 Girardin P., 1999. Ecophysiologie du maïs. Association Générale des Producteurs de Maïs, Paris, 323 p.

✤ Giusquiani P.L., Pagliai M., Gigliotti G., Businelli D., and Benetti A., 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. J. Environ. Qual. 24:175-182.

✤ Gomez E., 2002. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 287 p.

♦ Gong Y., Cao Q., and Sun Z., 2003. The effects of soil bulk density, clay content and temperature on soil water content measurement using time-domain reflectometry. Hydrol. Process. 17:3601-3614.

♦ Govindaraju R.S., and Das B.S., 2007. Moment analysis for subsurface hydrologic applications. Springer (Ed.) Vol.61- 292 p.

❖ Gregory, P.J., P. Roland, J. Eastham, and S. Micin. 1995. Use of time domain reflectometry (TDR) to measure the water content of sandy soils. Aust. J. Soil Res. 33:265–276.

✤ Grossman R.B., and T.G. Reinsch, 2002. Bulk density and linear extensibility, p. 201-228.
 In: Methods of soil analysis. Part. 4. Physical methods. J.H. Dane and G.C. Topp (Eds.), SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.

✤ Guerrini M., Mouchel J.M., Meybeck M., Penven M., Hubert G., Muxart T., 1998. Le bassin de la Seine : la confrontation du rural et de l'urbain, p. 29-73. In : La seine en son Bassin, ed. Meybeck M., Elsevier, Paris.

♦ Gulis G., Czompolyovaa M. and Cerhan J.R., 2002. An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia. Environ. Res., 88:182-187.

✤ Guster R., Ebertseder T., Weber A., Schraml M. and Schmidhalter U., 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. J. Plant Nutr. Soil Sci., 168:439-446.

✤ Hadas A.,Parkin T.B.,Stahl P.D., 1998. Reduced CO2 release from decomposing wheat straw under N-limiting conditions: simulation of carbon turnover. Eur. J. Soil Sci., 49:487-494. ✤ Hammel K., Gross J., Wessolek G., Roth K., 1999. Two-dimensional simulation of bromide transport in a heterogeneous field soil with transient unsaturated flow. Europ. J. Soil Sc., 50: 633-647.

♦ Hargreaves J.C., Adl M.S., Warman P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agr. Ecosyst. Environ., 123:1–14.

♦ Harris G.H., Hesterman O. B., Paul E.A., Peter's E., and Janke R.R., 1994. Fate of legume and fertilizer Nitrogen-15 in a long-term cropping systems experiment. Agron J., 86:910-915.

✤ Hartl W. and Erhart E., 2005. Crop nitrogen recovery and soil nitrogen dynamics in a 10year field experiment with biowaste compost. J. Plant Nutr. Soil Sci., 168:781-788.

↔ Hartmann, C. 1992. La sénescence des végétaux. Hermann, Paris, 200 p.

♦ Hernando S., Lobo M., Polo A., 1989. Effect of the application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of soil. Sci. Total Environ., 81/82:589–596.

♦ Hesterman O.B., Russelle M.P., Sheaffer C.C., and Heichel G.H., 1987. Nitrogen utilization from fertilizer and legume residues in legume-corn rotations. Agron. J., 79:726-731.

✤ Hill R.L., and James B.R., 1995. The influence of waste amendments on soil properties, p. 311–326. *In*: Soil amendments and Environment Quality, Rechcgil J.E., Lewis publishers, Boca Raton, FL.

✤ Hollis J.M., Jones R.J.A., Palmer R.C., 1977. The effect of organic matter and particle size on the water retention properties of some soils in the West Midlands of England. Geoderma, 17: 225-238.

✤ Hornung M., 1999. The role of nitrates in the eutrophication and acidification of surface waters, p. 155-174. In: Managing risks of nitrates to humans and the environment, Wilson W.S., Ball A.S., and Hinton R.H. (Eds.), Royal society of chemistry, Cambridge.

✤ Houot S., Bodineau G., Rampon J.N., Balesdent J., Le Villio-Poitrenaud M. - 2007 - Effect of repeated urban compost applications on soil organic matter. International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems, Poitiers, Juillet 2007 (oral communication abstract).

✤ Hudson B.D., 1994. Soil organic matter and available water capacity. J. Soil Water. Conserv. 49:89-194.

✤ IFEN, 2002. L'environnement en France. (eds La Découverte), 600 p.

◆ Iglesias-Jimenez E., and Alvarez C.E., 1993. Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. Biol. Fertil. Soils, 16:313-318.

✤ Inbar Y., Chen Y., and Hadar Y., 1989. Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonnance and infrared spectroscopy of composted organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J., 53:1695-1701. ♦ IPCC, 2000. Land use, land-use change, and forestry special report. Cambridge university press, 377 p.

✤ Jaber F.H., Shukla S., Stoffella P.J., Obreza T.A. and Hanlon E.A., 2005. Impact of organic amendments on groundwater nitrogen concentrations for sandy and calcareous soils. Compost Sci. Util., 13:194-202

◆ Jabro J.D., Lotse E.G., Fritton D.D., Baker D.E., 1994. Estimation of preferential movement of bromide tracer under field conditions. J. Hydrol., 156:61-71.

✤ Jamagne M., 1973. Contribution à l'étude pédogénétique des formations loessiques du Nord de la France. Thèse de doctorat, Gembloux, 445 p.

✤ Jamagne M. et Bégon J.C., 1984 - Les sols lessivés de la zone tempérée. Apport de la pédologie française, p. 55-76. In : Livre jubilaire du Cinquantenaire, A.F.E.S, Paris.

✤ Jonckheere I., Fleck S., Nackaerts K., Muys B., Coppin P., Weiss M., and Baret F., 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination. Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. Agric. For. Meteorol., 121:19-35.

❖ Jones, S.B., Wraith J.M., and Or. D., 2002. Time domain reflectometry measurement: principles and applications. Hydrol. Process., 16:141–153.

✤ Juma N.G., 1995. Dynamics of soil C and N in a Typic Cryoboroll and a Typic Cryoboralf located in the cryoboreal regions of Alberta, p.187-196. *In*: Soil Management and Greenhouse Effect, Lal R, Kimble J, Levine E. and Stewart B.A. (Eds.), CRC, Florida.

✤ Jury W.A., Gardner W.R., and Gardner W.H., 1990. Soil physics. (5th edition). John Wiley and Sons, New York.

✤ Kaufman W.J. and Orlob G.T., 1956. An evaluation of groundwater tracers. Trans. Am. Geophys. Union, 37:297-306.

✤ Khaleel R., Reddy R., Overcash M. R., 1981.Changes in soil physical properties due to organic waste applications: A Review. J. Environ. Qual., 10:133-141.

✤ Kinderiene I., 2009. The effect of organic fertilisers and catch crops on the physical properties of eroded soil. Zemdirbyste (Agriculture), 96:15-31

✤ Kluge, R., Bolduan, R., 2003. Several years application of compost - effects on physical and microbiological properties of soils. In: Amlinger, F., Nortcliff, S., Weinfurtner, K., Dreher, P. (Eds.). Applying compost – Benefits and Needs, Proc. of a seminar 22 – 23 November 2001, BMLFUW, European Commission, Vienna and Brussels.

✤ Klute, A. 1986a. Water potential: tensiometry, p. 536-596. In methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods, Klute A. (Eds.), Agronomy Monograph, 9. ASA and SSSA, Madison, WI. Klute, A. 1986b. Water retention: laboratory methods, p. 635-662. In: methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods, Klute A. (Eds.), Agronomy Monograph, 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

★ Kung K.J.S., Steenhuis T.S., Kladivko E.J., Gish T.J., Bubenzer G., Helling C.S., 2000. Impact of preferential flow on the transport of adsorbing and non-adsorbing tracers. Soil Sci. Soc. Am. J., 64:1290-1296.

◆ Lafolie F., 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non equilibrium and optimization of the root water potential. Fert. Res., 27:215–231.

✤ Lal R., Kimble J.M., Follett R.F., Cole C.V., 1998. The potential of US cropland to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, 128 p.

◆ Lal R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma, 123:1-22.

✤ Lautridou J.-P, 1985. Le cycle périglaciaire pléistocène en Europe du Nord-Ouest et principalement en Normandie, Centre de Géomorphologie, Caen, 2t., 909 p.

★ Lawlor, D., Lemaire, G. and Gastal, F. (2001) Nitrogen, plant growth and crop yield. In: Lea, P.J. and Morot-Gaudry, J.-F., (Eds.) Plant Nitrogen, Berlin: Springer-Verlang, INRA.

✤ Le Bissonnais Y., Cros-Cayot S., Gascuel-odoux C., 2002. Topographic dependence of aggregate stability, overland flow and sediment transport. Agronomie, 22: 489-501.

✤ Ledent J.F., Henkart T., Jacobs B., 1990. Phénologie du maïs, visualisation de la croissance et du développement. Revue de l'Agriculture, 43:391-408.

✤ Lee Y.S., Bartlet R.J., 1976. Stimulation of plant growth by humic Substances. Soil Sci. Soc. Am J., 40:876-879.

★ Lemaire G., Jeuffroy M., Gasta F., 2008. Diagnosis tool for plant and crop N status in vegetative stage. Theory and practices for crop N management. Eur. J. Agron., 28:614–624.

◆ Li Y.C., Stoffella P.J., Alva A.K., Calvert D.V. and Graetz D.A., 1997. Leaching of nitrate, ammonium, and phosphate from compost amended soil columns. Compost Sci. Util., 5:63-67.

Lindsay B.J., Logan T.J., 1998. Field response of soil physical properties to sewage sludge.
 J. Environ. Qual., 27:534-542.

✤ Mali N., Urbanc J., Leis A., 2007. Tracing of water movement through the unsaturated zone of a coarse gravel aquifer by means of dye and deuterated water. Environ. Geol., 51:1401-1412.

♦ Mamo M., Rosen C.J. and Halbach T.R., 1999. Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. J. Environ. Qual., 28:1074-1082.

✤ 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 INAPG, Paris, 214 p.

✤ Marquardt D., 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. SIAM J. Appl. Math., 11:431-441.

♦ Martens D.A., Frankenberger Jr., 1992. Modification of infiltration rates in an organicamended irrigated soil. Agron. J. 84:707-717.

✤ Mary B., Recous S., Darwis S., Robin D., 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. Plant Soil, 181:71-82.

✤ Maynard A., 1994. Effect of annual amendments of compost on nitrate leaching in nursery stock. Compost Sci. Util., 2:54-55.

✤ McVay K. A. Budde J. A. , Fabrizzi K. , Mikha M. M. , Rice C.W., Schlegel A.J., Petreson D.E., Sweeney D.W., Thompson C., 2006. Management effects on soil physical properties in long-term tillage studies in Kansas. Soil Sci. Soc. Am. J., 70:434-438.

✤ Mégnien C., 1980. Synthèse Géologique du Bassin de Paris, Mémoires du BRGM Fr, n° 101, 102 et 103.

✤ Mégnien Cl., Diffre Ph., Turland M., Berger G., Rambert B., Rampon G., Villalard P., Marquet G. et Lauverjat J., 1970. Atlas des nappes aquifères de la région parisienne.
B.R.G.M., Service géologique régional Ile de France, Orléans (45). 20 Planches (60 cartes) + index analytique + notice.

✤ Ménillet F., 1974. Etude pétrographique et sédimentologique des calcaires d'Etampes et de Beauce. Formations dulcaquicoles du Stampien Supérieur à l'Aquitanien dans le Bassin de Paris. Thèse de doctorat de l'université Paris-sud, Centre d'Orsay, 138 p. + planches.

♦ Mensinga T.T., Speijers G.J.A. and Meulenbelt J., 2003. Health implications of exposure to environmental nitrogenous compounds. Toxicol. Rev., 22: 41-51.

✤ Mercier R., 1981. Inventaire des ressources aquifères et vulnérabilité des nappes du département des Yvelines. Service géologique régional Ile de France, B.R.G.M., 81.SGN.348.IDF, 232 p, 9 vol.

♦ Mermoud A., and Xu D., 2006. Comparative analysis of three methods to generate soil hydraulic functions. Soil Tillage Res., 87:89-100.

✤ Michelin J., 2001. Caractérisation de la valeur agronomique de composts d'origine urbaine et appréciation de leurs impacts environnementaux. ADEPRINA, 13p.

✤ Miller J.J., Sweetland N.J., Chang C., 2000. Hydrological properties of a clay loam soil after long-term cattle manure application. J. Environ. Qual., 31:989-996.

 Morvan T., LeHouerou B., Martinez J., et Hacala S., 1997. La valorisation des effluents d'élevage, p. 233-254. In : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. INRA, France. ♦ Mualem Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, Water Resour. Res., 12:513-522.

✤ Musy A., Soutter M., 1991. Physique du sol. Presses Polytechniques et universitaires romandes, 335 p.

♦ Mylavarapu R.S., Zinati G.M., 2009. Improvement of soil properties using compost for optimum parsley production in sandy soils. Scientia Hort., 120:426-430.

✤ Nadler A., Dasberg S., Lapid I., 1991. Time domain reflectometry measurements of water content and electrical conductivity of layered soil columns. Soil Sci. Soc. Am. J., 55:938-943.

✤ Nadler A., Gamliel A., Peretz I., 1999. Practical aspects of salinity effect on TDRmeasured water content: a field study. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 1070-1076.

✤ Nakaya N., Yokoi H., Motomura S., 1977. The method for measuring of water repellency of soil. Soil. Sci. Plant. Nutr., 23: 417-426.

 ♦ Nash J.E., and Sutcliffe J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I: A discussion of principles. J. Hydrol., 10:282-290.

 ✤ Néel C., 1996. Modélisation couplée du transfert et des transformations de l'azote : paramétrisation et évaluation d'un modèle en sol nu. Thèse de doctorat de l'UPMC, Paris, 254 p.

✤ Nevens, F. and Reheul, D., 2003. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. Eur. J.of Agron. 19:189-203.

✤ Nicolardot B., Mary B., Houot S., Recous S., 1997. La dynamique de l'azote dans les sols cultivés. In Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes. Ed. INRA.

✤ Nicole J., 2000. Détermination in situ des caractéristiques hydrodynamiques d'un sol limonoargileux de Grignon par la méthode du drainage interne. Mémoire du Diplôme d'Etude Approfondies d'Hydrologie, Géostatistique et Géochimie de l'Université Paris XI, centre d'Orsay, 69 p

✤ Nicole J., 2003. Dynamique d'une nappe perchée temporaire sur plateau d'argile à meulières du bassin parisien. Thèse de doctorat, Université de Paris-Sud 11, Orsay, 179 p.

✤ Nicole J., Coquet Y., Vachier P., Michelin J., Dever L., 2003. Fonctionnement hydrodynamique et différenciation pédologique d'une couverture de sol limoneux hydromorphe en Bassin Parisien. Etude et Gestion des sols, 10:173 190

✤ Noborio K., 2001. Measurement of soil water content and electrical conductivity by time domain reflectometry: A review. Computers and Electronics in Agriculture, 31:213–237.

✤ Norme NFU 44-095, 2004. Amendement organique contenant des MIAT (matières d'intérêt organiques issues du traitement des eaux.

✤ Norme NFU 44-051, 2006. DSM Dénominations, spécifications et marquage. Amendements organiques. Association Française de Normalisation.

♦ Ohrstrom P., Hamed Y., Persson M., Berndtsson R., 2004. Characterizing unsaturated solute transport by simultaneous use of dye and bromide. J. Hydrol., 289:23-35.

✤ OMM (Organisation Météorologique Mondiale), 1994. Guide des pratiques hydrologiques. Acquisition et traitement des donnés, analyses, prévision et autres applications.OMM- N°68. Cinquième édition. OMM (Eds.)

♦ Oorts K., Garnier P., Findeling A., B. Mary B., G. Richard G., Nicolardot B., 2007. Modeling soil carbon and nitrogen dynamics in no-till and conventional tillage using PASTIS model. Soil Sci. Soc. Am. J., 71:336-346.

✤ Owens L.B., et Edwards W.M., 1993. Tillage studies with a corn-soybean rotation: Surface Runnoff Chemistry. Soil Science Society of America Journal. 57: 1055-1060.

✤ Page-Dumroese D.S., Jurgeson M.F., Brown R.E., and Mroz G.D., 1999. Comparison of methods for determining bulk densities of rocky forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 379-383.

✤ Pagliai M., Vignozzi N., and S. Pellegrini, 2004. Soil structure and the effect of management practices. Soil Tillage Res. 79:131-143.

✤ Patterson D.E., and Smith M.W., 1981. The measurement of frozen water content by time domain reflectometry: results from laboratory tests. Can. Geotech. J. 18:131-144.

✤ Paul J.W., Beauchamp E.G., 1995. Availability of manure slurry ammonium for corn using ¹⁵N-labelled (NH₄)₂ SO₄. Can. J. Soil Sci., 75:35-42.

✤ Peltre C., Dignac M.F., Derenne S., Houot S., 2010. Change of the chemical composition and biodegradability of the Van Soest soluble fraction during composting: A study using a novel extraction method. Waste Management, doi:10.1016/j.wasman.2010.06.021

✤ Penman H. L., 1948. Natural evaporation from open water, bare and grass. Proc. Roy. Soc. Lond. 193:120–145.

♦ Perroux K.M., White I., 1988. Designs for disc permeameters. Soil Sc. Am. J., 52:1205-1215.

✤ Perucci, P., 1990. Effect of the addition of municipal soild-waste compost on microbial biomass and enzyme activities in soil. Biol. Fertil. Soils 10:221–226.

✤ Perveen N., 2009. Paramétrage de modèle CANTIS simulant les minéralisations de C et N dans un sol après apport de matières organiques exogènes : lien avec les caractéristiques chimiques des matières. Mémoire de fin d'études de Rennes, 20 p. ♦ Petersen L.W., 1995. Sampling volume of TDR probes used for water content monitoring: Practical investigation, in Proceedings of the Symposium: Time-Domain Reflectometry Applications in Soil Science, SP Rep. 11, vol. 3, edited by L. W. Petersen and O. H. Jacobsen, pp. 57–62, Dan. Inst. of Plant and Soil Sci., Lyngby, Denmark.

◆ Petersen C.T., Hansen S., and Jensen H.E., 1999. Depth distribution of preferential flow patterns in a sandy loam soil as affected by tillage. Hydrol. Earth Syst. Sci., 4:769-776.

✤ Petersen J., 2003. Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure. J. Agric. Sc., 140, 169-182.

✤ Piccolo A., 1996. Humus and Soil conservation. In Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Piccolo A. (Ed), 225-264 p.

♦ 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. Agron. J., 97:674-683.

✤ Rasool R., KukalS.S., and Hira G.S., 2007. Soil physical fertility and crop performance as affected by long term application of FYM and inorganic fertilizers in rice–wheat system. Soil Tillage Res., 96:64-72.

✤ Rasool R., Kukal S.S., Hira G.S., 2008. Soil organic carbon and physical properties as affected by long term application of FYM and inorganic fertilizers in maize-wheat system. Soil Tillage Res., 101:31-36.

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

✤ Ritchie, J. T., 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover, Water Resour. Res., 8:1204-1213

✤ Robert F.J., Carbon B.A., 1972. Water repellence in sandy soils of South-Western Australia: II. Some chemical characteristics of the hydrophobic skins. Aust. J. soil. Res, 10: 35-42.

✤ Robinson D.A., Jones S. B., Wraith J. M., Or D., and Friedman S. P., 2003. A review of advances in dielectric and electrical conductivity measurement in soils using time domain reflectometry, Vadose Zone J., 2:444-475.

✤ 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 Tillage Res., 79:33-49.

✤ Roth K., Jury W.A., Flühler H., and Attinger W., 1991. Transport of chloride through an unsaturated field soil. Water Resour. Res., 27:2533-2541.

✤ Roussel O., Bourmeau E., Walter Ch., 2001. Evaluation du déficit en matière organique des sols français et des besoins potentiels en amendements organiques. E.G.S., 8 :65- 81.

☆ Sarkar S., Singh S.R., Singh R.P., 2003. The effect of organic and inorganic fertilizers on soil physical condition and the productivity of a rice–lentil cropping sequence in India. J. Agric. Sc., 419-425

✤ Schneider S., 2005. Hétérogénéités d'enfouissement des composts et fonctionnement hydrique des sols. Mémoire de fin d'études d'un master, université de Paris-Sud-Orsay, 43p.

✤ Schneider S., Coquet Y., Vachier p., Labat C., Roger-Estrade J., Benoit P., Pot V., Houot S., 2009. Effect of urban waste compost application on soil near-saturated hydraulic conductivity. J.Environ. Qual. 38:772-781.

Schoen R., Gaudet J.P., Bariac T., 1999. Preferential flow and solute transport in a large lysimeter, under controlled boundary conditions. J. Hydrol., 215:70–81.

♦ Schvartz C., Muller J.C., Decroux J., 2005. Guide de la fertilisation raisonnée. Ed. France agricole.

✤ Sheskin D.J., 2004. Handbook of parametric and non parametric statistical procedures. Third edition. Chapman & Hall/ CRC, 1195p.

✤ Sikora L.J., Szmidt R.A.K., 2001. Nitrogen sources, mineralization rates, and nitrogen nutrition benefits to plants from composts. In: P.J. Stofella and B.A. Kahn (ed.). Compost utilization in horticultural cropping systems. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. p.287-306.

Simmons C.S., 1982. A stochastic-convective transport representation of dispersion in onedimensional porous media systems. Water Resour. Res.18:1193-1214.

☆ Simunek, J, M. Sejna M., H. Saito H., M. Sakai M., and van Genuchten M. Th., 2009. The Hydrus-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variablysaturated media. Version 4.12, HYDRUS software, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA.

Sims J.T., 1990. Nitrogen mineralization and elemental availability in soils amended with cocomposted sewage sludge. J. Environ. Qual., 19:669-675.

✤ Smith S.J., Davis R.J., 1974. Relative movement of bromide and nitrate through soils. J. Environ. Qual., 3:152-155.

✤ Soane B.D., 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. Soil Tillage Res.,16: 179-201.

Stangl R., Buchan G.D., and Loiskand W., 2009. Field use and calibration of a TDR-based probe for monitoring water content in a high-clay landslide soil in Austria. Geoderma, 150:23-31.

✤ Staricka J.A., Allmaras R.R., Nelson W.V., 1991. Spatial variation of crop residue incorporated by tillage. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:1668–1674.

Starr J.L., and Glotfelty D.E., 1990. Atrazine and bromide movement through a silt loam soil. J. Environ. Qual., 19:552-558.

✤ Stevenson F.J., 1994. Humus Chemistry : Genesis, Composition, Reactions. Ed Wiley & Sons, Inc., 350 P.

✤ Sullivan D.M., Bary A.I., Nartea T.J., Myrhe E.A., Cogger C.G., Fransen S.C., 2003. Nitrogen availability seven years afetre a high-rate food waste compost application. Compost Sci. Util., 11:265-275.

♦ Sun N., Sun N.Z., Elimelech M., and Ryan J.N., 2001. Sensitivity analysis and parameter identifiability for colloid transport in geochemically modeling sorbing solute heterogeneous porous media. Water Resour. Res., 37:209–222.

✤ Tejada M., and Gonzalez J.L., 2007. Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. Soil Tillage Res. 93:197-205.

✤ Tejada M., and Gonzalez J.L., 2008. Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality. Geoderma, 145(3-4):325-334

✤ Thorup-Kristensen K., 1993. The effect of nitrogen catch crop species on the nitrogen nutrition of succeeding crops. Fertil. Res., 37: 227-234.

✤ Tilahun K., Botha J.F., Bennie A.T.P., 2003. Comparison of bromide and nitrate transport in the Bainsvlei soil of South Africa under natural rainfall. Water South Africa, 30:9-16.

✤ Tisdall J.M., 1991. Fungal hyphae and structural stability of soil. Aust. J. soil. Res, 729-743.

✤ Topp, G. C., Davis, J. L. et Annan, A. P., 1980. Electromagnetic Determination of Soil Water Content: Measurement in Coaxial Transmission Lines. Water Resour. Res., 16:574-582.

✤ Topp G.C., Davis J.L., and Annan A.P., 1982. Electromagnetic determination of soil water content using TDR. II. Evaluation of installation and configuration of parallel transmission lines. Soil Sci. Soc. Am. J., 46:678-684.

✤ Topp G.C., Galganov Y.T., Ball B.C., and Carter M.R., 1993. Soil water desorption curves. p. 569-579. In: Soil sampling and methods of analysis, Carter M.R. (Eds.), Lewis Publ., Boca Raton, FL.

✤ Topp G., Ferré P.A., 2002. The Soil Solution Phase: Water content, p. 417-545. In Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods, Dane J.H. and Topp G.C. (Eds.), SSSA, Madison, WI.

✤ Torbert H. A., Reeves D.W., R. L. Mulvaney, 1996. Winter Legume Cover Crop Benefits to Corn: Rotation vs. Fixed-Nitrogen Effects. Agron. J., 88:527-535. ✤ Toride N.F., Leij F.J., and van Genuchten M.T., 1999. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments. Res. Rep.119, U.S. Salinity Lab., Agric. Res. Serv., U.S. Dep. of Agric., Riverside, Calif.

✤ Trinsoutrot I., Nicolardot B., Justes E., Recous S., 2000a. Decomposition in the field of residues of oilseed rape grown at two levels of nitrogen fertilisation. Effects on the dynamics of soil mineral nitrogen between successive crops. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 56:125-137.

✤ Trinsoutrot I, Recous S, Mary B, Nicolardot B, 2000b. C and N fluxes of decomposing 13C and 15N Brassica napus L.: effects of residue composition and N content. Soil Bio. Biochem., 4:1-14.

UN, 2004. Word population in 2300. United Nations, New York.
 <u>http://www.un.org/esa/population/publications/longrange2/2004worldpop2300reportfinalc.pdf</u> (accès en Juin 2010)

✤ Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem., 19 :703-707.

✤ van der Hoven S.J., Solomon D.K., Moline G.R., 2002. Numerical simulation of unsaturated flow along preferential pathways: implications for the use of mass balance calculations for isotope storm hydrograph separation. J. Hydrol., 268:214-233.

❖ Vanderborght, J., Vanclooster, M., Timmerman, A., Seuntjens, P., Mallants, D., Kim, D.-Jacques, D., Hubrechts, L., Gonzalez, C., Feyen, J., Diels, J., and Deckers, J., 2001. Overview of inert tracer experiments in key Belgian soil types: Relation between transport and soil morphological and hydraulic properties, Water Resour. Res. 37:2873–2888.

✤ Vanderborght J. and Vereecken H., 2007. Review of dispersivities for transport modeling in soils. Vadose Zone J. 6:29-52.

♦ van Genuchten M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 892-898.

♦ van Genuchten M.Th., Leij F.J., Yates S.R., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. IAG-DW112933934, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, ADA, Oklahoma, 83 p.

✤ van Wesenbeeck I.J., and Kachanoski R. G., 1994. Effect of variable horizon thickness on solute transport. Soil Sci. Soc. Am. J., 58:1307-1316.

✤ Viavattene C., 2006. Exploitation socio-économique de la modélisation souterraine du transfert de nitrate à l'échelle du Bassin de Paris. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 309 p.

♦ Walker JP, WillgooseI G.R., and Kalma J.D., 2004. In-situ measurement of soil moisture: a comparison of techniques. J. Hydrol., 293:85-99.

♦ Werner W., Sherer H.W., and Olfs H.W., 1988. Influence of Long-Term Application of sewage-sludge and compost from garbage with sewage-sludge on soil fertility criteria. J. Agr. Crop Sci., 160:173-179.

♦ Wesseling J.G., Elbers J.A., Kabat P. and Van Denbroek BJ., 1991. SWATRE: instructions for input, Internal Note, Winand Staring Centre, Wageningen, the Netherlands.

• White R.E., 1997. Principles and practice of soil science. The soil as a natural resource. 3^{rd} ed. Blackwell Science. 348p.

♦ Wierzchos J.C., Ciria A., Garcia-Gonzalez., 1992. Changes in microstructure of soils following extraction of organically bonded metals and organic matter. J.Soil. Sci: 505-515.

♦ Wolkowski R.P., 2003. Nitrogen management considerations for land spreading municipal solid waste compost. Journal of Environmental Quality 32, 1844-1850.

✤ Yasuda H., Berndtsson R., Persson H., Bahri A., Takuma K., 2001. Characterizing preferential transport during flood irrigation of a heavy clay soil using the dye Vitasyn Blau. Geoderma, 100:49-66.

ANNEXE

Modalité	Horizon	рH	Argile	Limon	Sable	Corg	CaCO3	CEC
inouunto	monizon	P**	(0-2 µm)	(2-50 µm)	(50- 2000 µm)	$(g.kg^{-1})$	(g.kg ⁻¹)	(cmol ⁺ /kg)
DVB	LA (0-28cm)		147	784	69			
	E (32-47cm)	7,20	227	717	56	3,5	<1	9,8
	BT (47-97cm)	7,60	319	636	45	2,0	<1	16,3
	BT IC (97-160cm)	7,58	239	732	29	1,2	<1	14,0
	IC (>160cm)	7,65	275	641	84	1,7	1,06	16,2
OMR	LA (0-28cm)		139	786	75			
	E (35-50cm)	7,34	211	720	69	3,6	<1	9,1
	BT (50-82cm)	7,37	288	659	53	2,7	<1	14,0
	BT IC (82-122cm)	7,27	304	673	23	1,7	<1	15,2
	IC (122-160cm)	7,46	228	735	37	1,5	<1	13,1
	IIC (>160cm)	8,41	216	684	100	1,5	126,4	14,0
	· · · ·							
FUM	LA (0-27cm)		138	794	68			
	E (35-52cm)	7,16	187	751	62	4,1	<1	8,2
	BT (52-87cm)	7,27	304	648	48	2,5	<1	14,6
	BT IC (87- 125cm)	7,36	261	715	24	1,6	1,1	14,6
	IC (125-152cm)	7,41	225	743	32	1,6	<1	12,6
	IIC (>152cm)	8,38	221	691	88	1,6	119,7	14,5
BIO	LA (0-27cm)		148	788	64			
	E (33-51cm)	7,24	226	715	59	3,8	<1	9,56
	BT (51-90cm)	7,11	309	647	44	2,4	<1	14,2
	BT IC (90-147cm)	7,19	246	717	37	1,4	<1	13,41
	IC (147-177cm)	7,22	261	687	52	1,7	<1	14,75
	IIC (>177cm)	8,24	261	626	113	1,8	44,6	17,27
							,	
TEM	LA (0-27cm)		146	790	64			
	E (35-57cm)	7,07	228	709	63	4,1	<1	9,6
	BT (57-92cm)	7,27	324	630	46	2,4	<1	15,4
	BT IC (92-147cm)	7,64	268	704	28	1,7	<1	14,8
	IC (147-162cm)	7,58	208	748	44	1,6	<1	13,0
	IIC (>162cm)	8,39	226	652	122	1,7	111,1	15,2

Annexe 1 : Caractéristiques physico-chimiques des 5 profils de sol des différents traitements (fosses ouvertes en 2005)

Annexe 2 : Probabilités (en pourcentage) de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie (test Student), avec comme hypothèse nulle : « pas d'influence de l'outil de prélèvement sur la mesure de la masse volumique apparente ».

	DVB-T1		DVB-T2		DVB-T3		DVB-T4		DVB-T5
0-5 cm	4,04	0-5 cm	12,78	0-5 cm	2,11	0-10 cm	51,67	0-10 cm	33,71
5-10 cm	4,53	5-10 cm	80,3	5-10 cm	58,71	10-20 cm	1,04	10-20 cm	0,31
10-15 cm	12,48	10-15 cm	31,49	10-15 cm	74	20-30 cm	3,65	20-30 cm	0,01
15-20 cm	56,58	15-20 cm	24,7	15-20 cm	1,24	30-35 cm	78,47	30-40 cm	47,88
20-30 cm	39,74	20-25 cm	0,73	20-25 cm	0,01	35-40 cm	42,18	40-50 cm	0,01
30-40 cm	0,14	25-30 cm	2,11	25-30 cm	0,18	40-45 cm	1,54	50-60 cm	79,46
40-50 cm	28,91	30-35 cm	8,35	30-35 cm	0,04	45-50 cm	0,19	60-70 cm	4,42
50-60 cm	1,47	35-40 cm	0,72	35-40 cm	11,33	50-55 cm	0,32	70-80 cm	3,52
		40-50 cm	0,01	40-45 cm	0,63	55-60 cm	33,72		
		50-60 cm	0,01	45-50 cm	0,54	60-70 cm	18,06		
		60-70 cm	0,09	50-55 cm	6,27	70-80 cm	0,13		
				55-60 cm	1,18				
				60-70 cm	0,05				





Annexe 3.a: Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement FUM : (a) dans l'horizon E ; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et à 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à partir de 6 profils gravimétriques (réalisés dans le traitement DVB dans le cas du suivi de Br⁻ et supposés identiques pour le traitement FUM)



Annexe 3.b: Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement BIO : (a) dans l'horizon E ; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et à 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à partir de 6 profils gravimétriques (réalisés dans le traitement DVB dans le cas du suivi de Br et supposés identiques pour le traitement BIO)



Annexe 3.c: Comparaison des valeurs de teneur en eau volumique obtenues avec les sondes TDR et par la méthode gravimétrique pour le traitement TEM : (a) dans l'horizon E ; dans l'horizon BT à 60 cm (b) et à 80 cm (c) de profondeur, et (d) dans l'horizon BT IC. Les barres verticales correspondent aux intervalles de confiance de teneur en eau volumique obtenus à partir de 6 profils gravimétriques (réalisés dans le traitement DVB dans le cas du suivi de Br et supposés identiques pour le traitement TEM)

Annexe 4

Annexe 4 : Test de l'homogénéité des droites de régression entre la teneur en eau volumique mesurée par la sonde TDR et la teneur en eau volumique mesurée par la méthode gravimétrique pour les différents couples de profondeurs au sein de chaque traitement ; et pour une même profondeur entre les différents traitements (test Student au seuil alpha de 0,05). (-) signifie une différence significative et (+) signifie une absence d'une différence significative

	DVB	OMR	FUM	BIO	ТЕМ
20cm/40cm	-	+	-	+	-
40cm/60cm	-	-	-	-	+
60cm/80 cm	+	-	-	-	-
80cm/100cm	-	+	+	+	+

20 cm	DVB	OMR	FUM	BIO	TEM
DVB					
OMR	+				
FUM	+	+			
BIO	+	-	+		
TEM	-	+	+	+	

40 cm	DVB	OMR	FUM	BIO	TEM
DVB					
OMR	+				
FUM	-	-			
BIO	+	-	-		
TEM	-	-	-	-	

60 cm	DVB	OMR	FUM	BIO	TEM
DVB					
OMR	-				
FUM	+	-			
BIO	+	+	-		
TEM	-	-	+	+	



Annexe 5a : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement OMR en fonction de la profondeur pendant la période nue (octobre 07-avril 08), après étalonnage des mesures TDR. T0, correspond au jour d'épandage de bromure ; T1, T2, T3 et T4 correspondent aux différentes campagnes de prélèvements réalisées lors du suivi du bromure (chapitre 5)



Annexe 5b : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement FUM en fonction de la profondeur pendant la période nue (octobre 07-avril 08), après étalonnage des mesures TDR. T0, correspond au jour d'épandage de bromure ; T1, T2, T3 et T4 correspondent aux différentes campagnes de prélèvements réalisées lors du suivi du bromure (chapitre 5)



Annexe 5c : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement BIO en fonction de la profondeur pendant la période nue (octobre 07-avril 08), après étalonnage des mesures TDR. T0, correspond au jour d'épandage de bromure ; T1, T2, T3 et T4 correspondent aux différentes campagnes de prélèvements réalisées lors du suivi du bromure (chapitre 5)



Annexe 5d : Evolution de la charge hydraulique et de la teneur en eau volumique du sol pour le traitement TEM en fonction de la profondeur pendant la période nue (octobre 07-avril 08), après étalonnage des mesures TDR. T0, correspond au jour d'épandage de bromure ; T1, T2, T3 et T4 correspondent aux différentes campagnes de prélèvements réalisées lors du suivi du bromure (chapitre 5)

Annexe 6 :



Annexe 6 : Teneur en eau volumique moyenne calculée pour chaque traitement, pour un pF compris entre 0 0 et 2,5.



Annexe 7.a : Relations $\theta(h)$ obtenues en laboratoire et *in situ* pour les horizons E (a), BT IC(b) et IC (c) du traitement OMR.







Annexe 7.b : Relations $\theta(h)$ obtenues en laboratoire et *in situ* pour les horizons E (a), BT (b) et BT IC (c) du traitement DVB.





Annexe 8a : Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement OMR avec HYDRUS-1D en utilisant le 1^{er} jeu de paramètres hydriques obtenus avec le traitement DVB (scénario 2). Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages analysés séparément pour le traitement DVB.



Annexe 8b : Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement **OMR** avec HYDRUS-1D en utilisant le 1^{er} jeu de paramètres hydriques obtenus avec le traitement DVB à partir des suivis de tensiomètres et TDR et du suivi de transfert de bromure dans le sol (scénario 3). Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages analysés séparément pour le traitement DVB.


Annexe 8c : Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement **BIO** avec HYDRUS-1D en utilisant le 1^{er} jeu de paramètres hydriques obtenus avec le traitement DVB (scénario 2). Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages analysés séparément pour le traitement DVB.



Annexe 8d : Simulation du transfert de Br⁻ pour le traitement **BIO** avec HYDRUS-1D en utilisant le 1^{er} jeu de paramètres hydriques obtenus avec le traitement DVB à partir des suivis de tensiomètres et TDR et du suivi de transfert de bromure dans le sol (scénario 3). Les barres horizontales sont les écart-types obtenus à partir des 6 sondages analysés séparément pour le traitement DVB.





Annexe 9 : Comparaison des évolutions de la concentration de bromure dans le profil simulée avec PASTIS et HYDRUS-1D avec les valeurs de dispersivité calées pour PASTIS.

Annexe 10



Annexe 10a : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement DVB, avec les deux scénarios : (i) Kmz=0 (1^{er} scénario)et (ii) Kmz=350mgCKg⁻¹ (2^{ème} scénario).



Annexe 10b : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement FUM, avec les deux scénarios : (i) Kmz=0 (1er scénario) et (ii) Kmz=350mgCKg-1 (2ème scénario).



Annexe 10c : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement BIO, avec les deux scénarios : (i) Kmz=0 (1^{er} scénario) et (ii) Kmz=350mgCKg⁻¹ (2^{ème} scénario).



Annexe 10d : Evolution des teneurs en azote minéral mesurées et simulées avec PASTIS dans les horizons 0-30 cm (a), 30-60 cm (b), 60-90 cm (c) et 90-120 cm (d) du traitement TEM, avec les deux scénarios : (i) Kmz=0 (1^{er} scénario) et (ii) Kmz=350mgCKg⁻¹ (2^{ème} scénario).

Résumé

Le recyclage en agriculture des déchets organiques urbains compostés est une voie d'avenir pour limiter les impacts environnementaux des villes. En région parisienne, les composts de déchets urbains sont une source intéressante de matière organique pour les sols, dont les taux de matière organique sont souvent très bas, en raison de l'absence d'élevage dans les systèmes de production agricole franciliens. Toutefois, l'apport de composts aux sols peut aussi être une source de pollution, lorsqu'une minéralisation excessive des composts dans le sol conduit à un excès de nitrate par rapport au besoin de la culture, ou lorsque des micropolluants se trouvent présents dans les composts apportés. L'apport de composts peut aussi modifier les propriétés physiques du sol, qui vont à leur tour influer sur les risques de pollution. Dans le contexte d'un essai agronomique, nous avons étudié l'effet de l'apport de 4 produits résiduaires organiques (PRO), un co-compost de déchets verts et de boues de station d'épuration urbaine (DVB), un compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR), un compost de fraction fermentescible d'ordures ménagères (BIO) et un fumier (FUM), sur la dynamique de l'eau, d'un traceur de l'eau - le bromure - et de l'azote dans un sol limoneux du Bassin Parisien. Pour chacun des PRO, l'apport est réalisé tous les 2 ans, après la récolte du blé et avant le semis du maïs, à la dose de 4 tonnes de C organique par ha, depuis 1998. La dynamique de l'eau a été suivie en sol nu ou cultivé avec du maïs à l'aide de sondes TDR et de tensiomètres, entre 20 et 160 cm de profondeur. Le suivi de la dynamique du bromure dans le sol a été réalisé par des prélèvements destructifs sur lesquels on a mesuré la concentration en bromure dans la solution du sol. Le suivi de la dynamique de l'azote a été réalisé par (i) des prélèvements destructifs surlesquels on a mesuré la quantité en azote minéral dans le sol et par (ii) une modélisation de la dynamique de l'azote dans le sol suite aux apports de composts.

Le suivi au champ du fonctionnement hydrodynamique montre que l'étalonnage des sondes TDR par des mesures gravimétrique est indispensable à la fiabilité du suivi de l'état hydrique du sol. La dynamique de la teneur en eau volumique et de la charge hydraulique du sol montre une rétention en eau plus importante dans les traitements recevant des amendements organiques. Le suivi de la dynamique du bromure ne montre pas de différences systématiques significatives entre les traitements, hormis durant la période à forte demande évaporatoire, où le traitement témoin présente un flux d'évaporation plus important que dans les autres traitements recevant des PRO. L'apport de PRO semble avoir affecté les propriétés de transport de l'eau et des solutés dans ce sol, que l'on peut attribuer à l'augmentation de la teneur en matière organique du sol qui est passée de 1,7 % en 1998 à 2 % pour le traitement OMR et à 2,4 % pour les traitements FUM, BIO et DVB en 2007, après 7 épandages de PRO. La modélisation de la dynamique de carbone et de l'azote dans le sol a permis de montrer l'importance des arrières effets des apports précédents sur la fourniture en azote minéral du sol et un effet positif de l'apport de PRO sur la disponibilité de l'azote pour la plante. L'apport d'un compost à forte biodégradabilité (OMR), comme amendement organique, présente plus d'intérêt durant l'année qui suit son apport, alors que les composts à faible biodégradabilité (BIO, DVB, FUM) représentent l'avantage d'avoir une minéralisation plus importante à long terme (après des apports répétés).