



**UNIVERSITÉ MONTPELLIER II
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC**

THÈSE

Quantification et modélisation des flux hydriques, thermiques, et azotés dans les systèmes de culture en semis direct avec couverture végétale dans la région des Cerrados brésiliens.

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ MONTPELLIER II

**Discipline : Mécanique, Génie mécanique, Génie Civil
Formation Doctorale : Science de l'eau dans l'environnement continental
Ecole Doctorale : Sciences de la terre et de l'eau**

présentée et soutenue publiquement
par

Victor Manuel REYES GOMEZ

le 24 Octobre 2002

JURY

**Guy Richard
Michel Robert
Serge Marlet
Eric Scopel
Bernard Blavoux
Michel Desbordes
François Lafolie
Fernando Stone**

**INRA, rapporteur
INRA, rapporteur
CIRAD, examinateur
CIRAD, examinateur
Université d'Avignon, examinateur (Directeur de thèse)
ISIM, examinateur
INRA, examinateur
EMBRAPA, membre invité**



Remerciements

Le travail présenté ici, n'aurait pas été réalisé sans le financement et la collaboration du personnel du **CIRAD**¹ (à Montpellier), l'**INRA**² (à Avignon, et à Laon) et de l'**EMBRAPA/CNPAF**³ (à Goiânia). **Florent MARAUX** et **André CHANZY**, occupant en 2000 les postes respectifs de chef du programme Agronomie au CIRAD, et de chef de l'Unité de Recherche Climât, Sol et Environnement à l'INRA, sont à l'origine de cette thèse. Je veux les remercier profondément de m'avoir accueilli. **F. MARAUX** a su régler les nombreux problèmes logistiques et financiers durant ma thèse et mes missions au Brésil, à Avignon et à Laon. Je tiens à le remercier très spécialement pour sa confiance.

A Goiânia, je remercie également **Pedro ARRAES PEREIRA**, **Luis Fernando STONE** et **Jose Aloisio ALVES MOREIRA**, qui m'ont accueilli en tant que stagiaire du CIRAD.

Mon séjour en France a été financé par **CONACYT/SFERE/INECOL**⁴. Le CIRAD a financé aussi mon séjour pour la fin du stage. Je tiens à les remercier de cette confiance sans laquelle je n'aurais pas pu terminer. Je tiens ensuite à remercier l'**UNIVMII**⁵ pour m'avoir fait confiance et accueilli en tant qu'élève de l'Ecole Doctorale.

J'exprime une reconnaissance spéciale à **François LAFOLIE** (INRA-Avignon) et à **Serge MARLET** (CIRAD), qui ont dirigé mon travail scientifique durant ma formation doctorale. Je ne saurais jamais trop les remercier d'avoir partagé leurs compétences en termes de modélisation avec **PASTIS**, et pour avoir accepté être membres de jury en tant qu'examineurs. L'évolution de ma formation doctorale n'aurait pas été possible sans la participation des autres membres de mon comité, qui méritent tous mes remerciements : **Sylvie RECOUS** qui m'a introduit avec tant de patience dans le module **CANTIS** et sur les aspects de la minéralisation de la MO, **Eric SCOPEL** a su partager sa grande expérience sur les aspects de dégradation des paillis résiduels et sur la mise en marche des sites expérimentaux, je le remercie également d'avoir accepté être membre du jury en tant qu'examineur, **Robert OLIVER** qui m'a orienté sur les aspects liés à la dynamique de l'azote, il a su partager son trésor bibliographique, **Bernard BLAVAUX**, professeur de l'UMII m'a apporté beaucoup d'idées sur le bilan hydrique et azoté durant les réunions d'évaluation de ma thèse, je le remercie également pour avoir accepté d'être membre de jury en tant que directeur de ma thèse.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à **Guy RICHARD** et **Michel ROBERT** qui ont accepté d'être membres du jury en tant que rapporteurs de cette thèse. Merci également à **Michel DESBORDES** pour avoir participé au jury de thèse en tant qu'examineur.

Je ne serai jamais arrivé à la fin de ma thèse sans l'aide permanente d'**Antoine FINDELING** qui m'a introduit au fonctionnement basique de **PASTIS-LINUX**. Il m'a fait profiter de son travail au Mexique ce qui m'a beaucoup inspiré pour la réalisation du mien. Je le remercie très spécialement pour son rôle d'interlocuteur. Je remercie spécialement **Jean-Marie DOUZET**, qui m'a conduit dans le CNPAF (à Goiânia) et sur le terrain, qui m'a me montré le fonctionnement du dispositif et qui m'a beaucoup aidé pendant la campagne de mesures, la réussite est due à son organisation du temps et sa disponibilité pour travailler. Je veux remercier également à **J. A. ALVES MOREIRA** pour la mise en marche du dispositif des tensiomètres et sa disponibilité pour partager son expérience sur la culture du riz, pour toutes les facilités

¹ Centre International de Recherche en Agronomie pour le Développement.

² Institut National de Recherche Agronomique

³ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária / Centro Nacional de Pesquisa do Arroz e do Feijão.

⁴ Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología/Société française d'Exportations de Ressources Educatives/Instituto de Ecología.

⁵ Université de Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc

apportées durant le déroulement du travail. Un très grand merci à **Patricia GARNIER** et **Bruno MARY** pour m'avoir introduit au fonctionnement du **CANTIS**. Je remercie également **Aurélie METAY** pour savoir su partager son travail de terrain et pour sa participation sur la campagne de mesures. Je remercie également **Michael DINKHUN** et **Marcel RAISSAC**, pour avoir partagé leur son expérience sur la culture du riz.

Je tiens à remercier tout le personnel de CIRAD, du CNPAF, de l'INRA - Avignon et Laon qui ont fait de leur mieux pour m'aider durant mon séjour : **M. FORTIER, C. BARON, P. CAZEVIELLE, C. CHEVASSUS-ROSSET, J. L. CHOPAR, D. FABRE, N. CONDOM, J.L. MARGER, JEFFERSON, VANDELHO, SILVIO, ADILSON, ABELARDO, MARCO, PONCHO, DAVID, TONHINO, SALUS**. Un grand merci **M. GOETZE** et **N. BONFIGLIO** qui m'ont toujours aidé dans les problèmes quotidiennes. Merci à celles et ceux, qui ont eu le courage de lire des paragraphes et de paragraphes en franco-espagnol : **A. METAY, C. SAISON, J. M. DOUZET, E. SCOPEL, S. MARLET, S. RECOUS, F. MARAUX, F. LAFOLIE, H. POUPON, R. OLIVER, Mme. des COURIERES, M. de RAISAC**.

Je ne pourrai pas oublier toutes les personnes d'**ECOTROP** et de **SOLEMI** qui ont partagé un petit noir très bavard tous les matins et un grand sourire qui m'ont beaucoup plu et qui m'ont aidé à mieux comprendre votre langue et votre culture. **Anne CLEMENT-VIDAL, Antoine, Michaela GOETZE, Vincent BONNAL, Tagro GUEHI, Christian BARON, Denis FABRE, Isabelle, Philip, Julie, Serge, Nicolas, Michael DINGKUHN, Frederic GAY, Anne, Julia**, et tous les autres.

Quisiera agradecer especialmente a todos aquellos quienes nos dieron la oportunidad de compartir momentos que nos ayudaron mucho durante la tesis, nos llevamos mucho de ustedes, de Francia, de Brasil, y de algunas regiones de nuestro México. Gracias por aceptar un poco de lo nuestro : Jean y Sylvie, Michaela y Jean (los fines de semana al pie del pico Sant Loup), Norma y Crhistophe, Crhistian y Garda, Mme. des Courieres, Antoine y Monze, Olivier y Catherinne, Aurelie, Jean-Marie, Patricio, Jaqueline y Lucianne, Henri y Alice, Alice y Franc, Serge, Nicolas y Florence, Alfredo y Mayra, Abraham, Gema, Gina y Benoit, Gil et Florence, Eric y Dominique, y todos aquellos que pudiera olvidar de mencionar aqui pero que los recordaremos siempre.

Jean Marie : Muito obrigado por os lombos et pour les soirées au rythme des seringues. J. Aloisio : Muito obrigado por tudo, por fazer mas agradável minho estagio, J. Mohamed, pour son sourire de tous le jours et son appuie moral. Obrigado por a cachasa (David), o churrasco, os saugados de frango (Aloisio y Familia), por as bricaderas (Poncho e Marco). Muchas gracias a Abelardo por soportar las tardes de filtrado en su oficina. Fiquei muito agradecido com você Suzana, por tudo suo tempo acompanhados com vino e A. Machado. Aurelie , Frédéric et Anne : les agradezco mucho sus animos durante la fase final y los riquisimos panes de chocolate matutinos. A Serge Marlet por hacer de los viajes a Avignon un trayecto agradable al compaz de Cesarea Evora y Carlos Santana. A Monset y a Antoine por compartir momentos de su vida con nosotros.

Je remercie aussi ceux dont le nom m'échappe à cet instant et que je regretterai de ne pas avoir cité.

Por ultimo, agradezco mucho a Lucy quien con ... todo, contribuyo mucho en mi formación.

TABLE DES MATIERES

1	INTRODUCTION	17
1.1	Contexte et Justification.....	17
1.1.1	Semis direct dans les <i>Cerrados</i> Brésiliens	17
1.1.2	Le riz pluvial au Brésil	19
1.1.3	Le cadre de recherche : partenariat CIRAD-Brésil.....	20
1.2	Problématique scientifique.....	21
1.3	Objectifs de recherche.....	22
1.4	Présentation du document.....	24
2	SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	25
2.1	Introduction.....	25
2.1.1	Le concept de paillis résiduel.....	25
2.1.2	Principaux effets des paillis résiduels.....	27
2.2	Mécanismes et facteurs de la décomposition des paillis	28
2.2.1	Compartiments organiques du sol	28
2.2.2	Les cycles de C et du N	29
2.2.3	Processus de décomposition des résidus	30
2.2.3.1	Dégradation des paillis.....	30
2.2.3.2	Voies de transformation biologique des paillis.....	31
2.2.3.2.1	Minéralisation des paillis	31
2.2.3.2.2	Humification des paillis	32
2.2.3.3	Facteurs de la décomposition des résidus.....	33
2.2.3.3.1	Qualité des litières	33
2.2.3.3.2	Influence de la taille et la localisation des paillis.....	33
2.2.3.3.3	Contrôle par l'azote minéral.....	34
2.2.4	Rôle et dynamique de la faune et microflore du sol	35
2.2.4.1	Faune du sol	35
2.2.4.2	Biomasse microbienne	36
2.2.5	Flux de C et N associés à la décomposition, à court et long termes	37
2.2.5.1	Influence à court terme	38
2.2.5.2	Influence à long terme.....	38
2.3	Influence du semis direct associé aux couvertures de végétation.....	39
2.3.1	Effets biologiques sur les cycles de l'azote et du carbone	39
2.3.1.1	Dynamique et lixiviation du nitrate	39
2.3.1.2	Séquestration du carbone	40

2.3.2	Effets physiques sur les flux hydriques et énergétiques.....	41
2.3.2.1	Evaporation et température du sol	41
2.3.2.2	Structure de surface, infiltration et propriétés hydrodynamiques du sol	42
2.3.2.3	Production du ruissellement et l'érosion hydrique.....	42
2.4	Modélisation des effets d'un paillis résiduel.....	43
2.4.1	Définition des types de modèles.....	45
2.4.2	Modélisation couplée des processus physiques et biologiques.....	46
2.4.2.1	Modélisation des flux hydriques et thermiques	46
2.4.2.1.1	Sol nu.....	46
2.4.2.1.2	Sol paillé.....	47
2.4.2.2	Modélisation des processus biologiques.....	47
2.4.2.3	Modélisation couplée des processus physiques et biologiques	47
3	<i>PRESENTATION DU MODELE PASTIS</i>	49
3.1	Introduction.....	49
3.1.1	Modélisation des phénomènes physiques	50
3.1.2	Modélisation des phénomènes biologiques.....	50
3.1.3	Equations du modèle PASTIS.....	50
3.1.3.1	Phénomènes physiques.....	50
3.1.3.1.1	Flux d'eau	50
3.1.3.1.2	Transport de solutés.....	51
3.1.3.1.3	Transfert de chaleur	54
3.1.3.1.4	Equations liées aux plantes de culture	55
3.1.3.1.4.1	La fonction puits des racines	55
3.1.3.1.4.2	Absorption du nitrate.....	55
3.1.3.1.4.3	Développement aérien.....	56
3.1.3.1.4.4	Croissance des racines.....	56
3.1.3.1.4.5	Interception et stockage d'eau de pluie	57
3.1.3.1.5	Equations liées aux paillis résiduels.....	57
3.1.3.1.5.1	Interception, stockage et évaporation d'eau de pluie.....	57
3.1.3.1.5.2	Ruissellement	59
3.1.3.1.5.3	Transfert thermique.....	59
3.1.3.2	Phénomènes biologiques	60
3.1.3.2.1	Modélisation de la dégradation du paillis de surface	60
3.1.3.2.2	Transformations du carbone.....	61
3.1.3.2.2.1	Décomposition de la matière organique humifiée (MOHp par BAUp).....	61
3.1.3.2.2.2	Décomposition de la matière organique fraîche (MOFp ou SOLp par BZp).....	61
3.1.3.2.2.3	Assimilation du C par les biomasse microbiennes (BZp et BAUp)	62
3.1.3.2.2.4	Décomposition des biomasses microbiennes (BZp et BAUp)	62
3.1.3.2.2.5	Humification par BAUp ou BZp.....	62

3.1.3.2.2.6	Recyclage du C dans les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)	62
3.1.3.2.3	Transformations de l'azote	63
3.1.3.2.3.1	Assimilation de N par les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)	63
3.1.3.2.3.2	Assimilation directe de N par les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)	63
3.1.3.2.3.3	Organisation de N par les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)	64
3.1.3.2.3.4	Organisation de N du NH_4^+	64
3.1.3.2.3.5	Organisation de N du NO_3^-	64
3.1.3.2.3.6	Nitrification	64

4 ACQUISITION ET ANALYSE DES PARAMÈTRES ET VARIABLES DE CALAGE DU MODÈLE

4.1 Description générale de la zone d'étude

4.1.1.1	Situation géographique	67
4.1.1.2	Le climat	67
4.1.1.3	Les sols	68
4.1.1.4	Le site expérimental	69
4.1.1.5	Les itinéraires culturaux	70
4.1.1.5.1	Riz en semis direct avec couverture végétale	70
4.1.1.5.2	Riz à l'offset	71
4.1.1.5.3	Riz en labour profond	71
4.1.1.6	Niveaux de fertilisation	72

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1	Parcelles d'essais	74
4.2.2	Dispositif expérimental de mesures	74
4.2.2.1	Mesures climatiques	74
4.2.2.2	Dynamique de l'eau	74
4.2.2.3	Dynamique de la température	75
4.2.2.4	Dynamique de l'azote	75
4.2.2.4.1	Azote minéral dans le sol (N1)	75
4.2.2.4.2	Minéralisation de l'azote in situ (N2)	77
4.2.2.4.3	Estimation de la biomasse microbienne dans le sol (N3)	77
4.2.2.4.4	Bilan de mesures sur l'azote minéral dans le sol	78
4.2.2.5	Etude de la dégradation in situ des paillis résiduels	78
4.2.2.5.1	Paillis en surface	78
4.2.2.5.2	Paillis enfouis	79
4.2.2.6	Caractérisation physique du sol	79
4.2.2.6.1	Texture, masse volumique et résistance à la pénétration	79
4.2.2.6.1.1	Texture	79
4.2.2.6.1.2	Masse volumique	80
4.2.2.6.1.3	Résistance à la pénétration	80

4.2.2.6.2	Caractéristiques hydrodynamiques du sol	83
4.2.2.6.2.1	Courbes de rétention	83
4.2.2.6.2.2	Courbes de conductivité hydraulique de l'horizon superficiel (méthode Beer-kan) ...	84
4.2.2.7	Caractérisation des plantes	86
4.2.2.7.1	Paillis composite de Brachiaria et Sorgho.....	86
4.2.2.7.1.1	Taux de couverture et masse volumique des paillis	86
4.2.2.7.1.2	Densité racinaire	87
4.2.2.7.2	Plants de riz.....	87
4.2.2.7.2.1	Densité racinaire	88
4.2.2.7.2.2	Biomasse sèche.....	89
4.2.2.7.2.3	Azote dans le riz	89
4.3	Résultats expérimentaux.....	90
4.3.1	Rappel des objectifs de l'étude.....	90
4.3.2	Fonctionnement Hydrique	91
4.3.2.1	Conditions à la limite supérieure	91
4.3.2.1.1	Variables climatiques.....	91
4.3.2.1.1.1	Pluie	91
4.3.2.1.1.2	Température de l'air.....	92
4.3.2.1.1.3	Évapotranspiration et rayonnement global	93
4.3.2.1.2	Interception de la pluie par la plante et le paillis	94
4.3.2.1.3	Ruissellement et paramètres de modélisation	95
4.3.2.2	Evolution des potentiels matriciels, condition initiale et conditions à la limite inférieure	96
4.3.2.3	Propriétés hydrodynamiques du sol	99
4.3.2.3.1	Division d'horizons	99
4.3.2.3.2	Courbes de rétention d'humidité	99
4.3.2.3.3	Courbes de conductivité hydraulique.....	103
4.3.3	Fonctionnement thermique	105
4.3.3.1.1	Mesures expérimentales des températures du sol et du paillis.....	105
4.3.3.1.2	Propriétés thermiques	108
4.3.3.1.3	Conditions initiales et aux limites.....	108
4.3.4	Fonctionnement biologique et dynamique de l'azote	108
4.3.4.1	Le riz.....	108
4.3.4.1.1	Généralités et stades phénologiques	108
4.3.4.1.2	Croissance maximale des racines	109
4.3.4.1.3	Indice foliaire – LAI	112
4.3.4.1.4	Production de biomasse et consommation d'azote	112
4.3.4.2	Le paillis	115
4.3.4.2.1	Dégradation de la biomasse sèche	115
4.3.4.2.2	Conditions initiales des paillis placés à la surface	116
4.3.4.2.3	Dynamique du carbone et d'azote résiduels des paillis.....	116

4.3.4.3	Le sol	118
4.3.4.3.1	Azote minéral	118
4.3.4.3.1.1	Profils d'azote.....	118
4.3.4.3.1.2	Stock d'azote minéral : 0-120 cm	121
4.3.4.3.1.3	Conditions initiale et aux limites.....	122
4.3.4.3.1.4	Conclusion préliminaire	122
4.3.4.3.2	Minéralisation de l'azote in situ	122
4.3.4.3.3	Biomasse microbienne.....	124
4.3.4.3.4	Bilan azoté.	125
5	<i>SIMULATION DU FONCTIONNEMENT HYDRIQUE, THERMIQUE ET AZOTÉ DES SYSTÈMES DE CULTURE</i>	129
5.1	Introduction.....	129
5.1.1	Procédure de calage du modèle PASTIS	129
5.1.2	Définition du système et la période de simulation.....	130
5.1.3	Critères d'évaluation du modèle.....	131
5.2	Simulation du fonctionnement hydrique	131
5.2.1	Simulation du profil racinaire	131
5.2.2	Simulation des potentiels hydriques	133
5.2.3	Interception de la pluie, ruissellement et infiltration	136
5.2.4	Evaporation, transpiration et drainage.....	139
5.2.5	Bilan hydrique à l'échelle du cycle de culture	142
5.3	Simulation du fonctionnement thermique	145
5.3.1	Température du sol.....	145
5.3.2	Température du paillis.....	145
5.4	Simulation de la dynamique de l'azote	147
5.4.1	Calage préliminaire du module CANTIS.....	148
5.4.1.1	Quantification des pools organiques	148
5.4.1.2	Ajustement de CANTIS sans paillis	149
5.4.1.3	Ajustement de CANTIS en présence de paillis.....	150
5.4.1.4	Paramètres biologiques supplémentaires de CANTIS non ajustés.....	151
5.4.2	Dégradation du paillis de surface	152
5.4.3	Evaluation des résultats des simulations.....	154
5.4.3.1	Fonctionnement sans apport de résidus : traitement OF.....	155
5.4.3.2	Fonctionnement avec apport de résidus : traitements LP et SCV	157
5.4.3.3	Fonctionnement avec paillis enfoui : traitement LP.....	157
5.4.3.4	Fonctionnement avec paillis superficiel : traitement SCV	160
5.4.4	Bilans azotés	163

6	<i>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</i>	171
7	<i>BIBLIOGRAPHIE</i>	179

Liste des symboles

Symbole	Définition	Unité
a_{Eo}	Coefficient empirique	$\text{kg m}^{-2} \text{Pa}^{-1} \text{j}^{-1}$
A_i^c	Taux d'assimilation	$\text{gC g}^{-1} \text{C j}^{-1}$
A_i^N	Taux d'assimilation de N	$\text{gC g}^{-1} \text{C j}^{-1}$
ALIM	Flux de réapprovisionnement du paillis en contact avec le sol par le paillis non en contact avec le sol	$\text{kg m}^{-2} \text{j}^{-1}$
$a_{\bar{u}}$	Coefficient empirique	sm^{-1}
B_A	Teneur en C dans le pool BAU_p	$\text{mg C kg}^{-1} \text{sol}$
B_i	Quantité du C dans BZp ou $BAUp$	$\text{gC g}^{-1} \text{C}$
B_Z	Teneur en C dans BZp	$\text{mg C kg}^{-1} \text{sol}$
$c_{\tau p}$	Chaleur massique du paillis	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$
CANTIS	Flux de dégradation du paillis en contact avec le sol	$\text{kg m}^{-2} \text{j}^{-1}$
C_h	Capacité calorifique volumique du sol	$\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$
C_H	Capacité calorifique volumique de l'eau	$\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$
C_H	Teneur en C dans MOH_p	$\text{mg C kg}^{-1} \text{sol}$
C_h	Capacité calorifique volumique du sol	$\text{J K}^{-1} \text{m}^{-3}$
C_i	Concentration du soluté	kg m^{-3}
C_i	Concentration aqueuse du soluté	kg m^{-3}
C_i	Teneur en C dans les fractions des pools $MOFp$ et $SOLp$	$\text{mg C kg}^{-1} \text{sol}$
C_m	Capacité calorifique volumique du minéral	$\text{J K}^{-1} \text{m}^{-3}$
C_w	Capacité capillaire	m^{-1}
D_i	Coefficient apparent de dispersion hydrodynamique du soluté	$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$
D_i	Taux d'assimilation directe de N ;	$\text{gC g}^{-1} \text{C j}^{-1}$
D_w	Coefficient de diffusion du soluté dans l'eau	$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$
Eo	Demande évaporative par déficit de saturation	$\text{kgm}^{-2} \text{j}^{-1}$
ETP_{Penman}	Evaporation de Penman	$\text{kg m}^{-2} \text{j}^{-1}$
F	Flux de nitrate par unité de longueur de la racine	$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$
f_E	Facteur lié à l'humidité du sol	-
F_{max}	Valeur maximale d'adsorption	$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$
$f_{mn}(m, M)$	Fonction de la texture $\approx 2^{m-M}$ (Haverkamp, 1998)	-

f_N	Facteur de réduction d'azote entre 0 et 1.	-
f_T	Facteur lié à la température du sol	-
h_i	Coefficient d'humification	-
H_i^c	Taux d'humification du C	$gC\ g^{-1}C\ j^{-1}$
i	Soluté (transport de solutés)	-
i	Pools BZp ou BAUp (transformations des paillis)	-
I_i	Taux d'organisation de N	$gC\ g^{-1}C\ j^{-1}$
I_i^A	Taux d'organisation de N du NH_4^+	$gC\ g^{-1}C\ j^{-1}$
I_i^N	Taux d'organisation de N du NO_3^-	$gN\ g^{-1}C\ j^{-1}$
$(1-h_i)$	Proportion de l'humification des biomasses microbiennes recyclées (nécromasses)	-
j	Pools SOLp ou FOMp	-
K	Conductivité hydraulique	$m\ s^{-1}$
k_F	Coefficient de partition de Freunlich	$m^3\ kg^{-1}$
k_h	Coefficient de décomposition du pool MOHp	j^{-1}
k_i	Coefficients de décomposition des fractions des MOFp ou SOLp	j^{-1}
k_i	Taux de décomposition des BZp ou BAUp	j^{-1}
K_{MA}	Facteur de pondération sur la taille de la biomasse autochtone	-
K_{MZ}	Facteur de pondération lié à la taille du pool BZp	-
K_N	Constante d'affinité entre NH_4^+ et les bactéries nitrifiantes	$mg\ N\ kg^{-1}$
K_s	Conductivité hydraulique à saturation	$m^3\ m^{-3}$
k_T	Constante empirique des échanges thermiques entre paillis et atmosphère	$W\ m^{-2}\ K^{-1}$
$L(t)$	Longueur totale de racines	$m\ m^{-3}$
LAI	Indice foliaire de la culture	$m^2\ m^{-2}$
L_v	Chaleur latente massique de vaporisation de l'eau	$J\ kg^{-1}$
L_v	Chaleur latente d'évaporation de l'eau	Jkg^{-1}
M	Paramètre de normalisation du diamètre des particules constituant le sol (Condappa, 2000)	-
m	Paramètre de forme déduit du produit mn acquis à partir des fonctions pédotransferts décrites dans Haverkamp(1998).	-
mn	paramètres de distribution de la taille de pores du modèle	-

	Mualem (1976)	
N_A	Quantité d'azote N-NH ₄ ⁺	mg N-NH ₄ ⁺ kg ⁻¹ sol
N_N	Quantité d'azote N-NO ₃ ⁻	mg N-NO ₃ ⁻ kg ⁻¹ sol
n_s	Porosité totale du sol	m ³ m ⁻³
n_s	Porosité du sol	-
P	Pluie	m
P_c	Quantité de pluie interceptée par la culture	m
$P_{E,paillis}(t)$	Demande d'évaporation du paillis	kg m ⁻² s ⁻¹
P_E^{res}	Demande résiduelle	kg m ⁻² s ⁻¹
P_p	Pluie interceptée par le paillis	m
P_s	Pluie arrivant au sol	m
$P_{vsat}-P_{va}$	Déficit de saturation de l'atmosphère en vapeur d'eau	Pa
P_v^l	Dérivée de la pression partielle de vapeur d'eau à saturation	PaK ⁻¹
q	Vitesse d'écoulement	m s ⁻¹
$Q(t)$	Intensité de la pluie ou l'intensité du flux évaporatif	m s ⁻¹
Q_p	Masse totale du paillis	kg m ⁻²
Q_p^c	masse de paillis au contact du sol	kg m ⁻²
Q_p^{nc}	Masse de paillis non en contact du sol	kg m ⁻²
Q_t	Biomasse de paillis	kg m ⁻²
R_c	Stockage d'eau de la culture	m
$R_{c,max}$	Stockage d'eau maximal de la culture	m
R_i	Facteur de retard	-
R_i	Rapport N/C dans les pools BZp ou BAUp	-
R_i^c	Taux de recyclage du C ;) ;	gC g ⁻¹ C j ⁻¹
$R_{n,j}$	Rayonnement net journalier	Jm-2j ⁻¹
R_p	Stockage d'eau du paillis	m
$R_{p,max}$	Stockage d'eau maximale du paillis	m
$R_{p,min}$	Stockage d'eau minimum	m
S	La concentration de soluté adsorbée	kg m ⁻³
$S_{max}(t)$	Longueur maximale des racines	m m ⁻³

$S_{w,tur}$	Indice de stress de turgescence	-
t	Temps	s
T	Température	°K ou °C
T_a	Température de l'air	°C
T_c	Température moyenne journalière de la culture	°C
T_c	Température de la culture	°C
T_{cr}	Température critique du riz (~13°C pour notre riz).	°C
T_{dev}	Le temps thermique de développement de la plante	°C j
T_{mji}	Température moyenne journalière	°C
T_p	Température du paillis	°C
T_p	Température du paillis	°C
Tr_c^{pot}	Transpiration potentielle de la culture	m s ⁻¹
T_{dev}^r	Temps thermique nécessaire au développement du système racinaire	°C j
T_{ref}	Température de référence souvent prise à 15°	°C
$T_{ref} = T_c - T_s/2$	Température de référence estimée de l'atmosphère sous la culture	°C
T_s	Température à la surface du sol	°C
T_{th}	Temps thermique cumulé	°C j ⁻¹
\bar{U}	Vitesse moyenne journalière du vent	ms ⁻¹
V_{max}	Taux maximal de nitrification	mg N kg ⁻¹ j ⁻¹
V_N	Taux de nitrification	mg N kg ⁻¹ j ⁻¹
Y_i	Taux de rendement du C par BZp ou BAUp	gC g ⁻¹ C
Y_j	C assimilé par BZp ou BAUp des SOLp ou MOHp	gC g ⁻¹ C
z	Profondeur	m
z	Profondeur courante du front racinaire	m
z_{bzy}	Couche superficielle de sol qui peut être dégradée par BZp	m
z_p	Epaisseur du paillis	m
z_r	Profondeur d'enracinement	m
$z_{r,max}$	Profondeur maximale du front racinaire	m
α	Paramètre de courbure	-

α_r	Facteur de décroissance exponentielle de la densité raculaire	-
α_R	Coefficient de propension à la recharge en eau du paillis	-
α_1	Coefficient empirique (propriétés thermiques du sol)	-
α_2	Coefficient empirique (propriétés thermiques du sol)	-
α_3	Coefficient empirique (propriétés thermiques du sol)	-
α_i	Coefficient de partition entre l'assimilation directe et l'organisation de N	-
α_{LAI}	Coefficient de propension à l'interception de l'eau par la culture	m
$\alpha_{nc \rightarrow c}$	Propension du paillis non en contact au réapprovisionnement du paillis en contact ¹	\bar{j}
β	Coefficient de partition entre le NH_4^+ et NO_3^-	-
$\Delta P_{E, sol}(t)$	Réduction de la demande d'évaporation du sol sous le paillis	$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$
$\eta=3+2/mn$	Paramètre textural de forme	-
$\Gamma_{i, plante}$	Absorption des plantes de culture	$\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$
$\Gamma_{i, sol}$	représente la production nette de soluté dans le sol	$\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$
$\Gamma_r(t)$	Demande transpirative potentielle	$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$
$\Gamma_{w, rac}$	Fonction de la prise d'eau par la plante	s^{-1}
Λ_{sat}	inertie thermique du sol à saturation	$\text{J K}^{-1} \text{m}^{-2} \text{s}^{-1/2}$
λ	Constante psychrométrique (~66)	Pa K^{-1}
λ_D	Dispersivité du sol	m
λ_p	Conductivité thermique du paillis	$\text{W K}^{-1} \text{m}^{-1}$
λ_s	Conductivité thermique du sol	$\text{W K}^{-1} \text{m}^{-1}$
$\lambda_s(\theta, z)$	Conductivité thermique du sol	$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$
θ	Humidité volumique du sol	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$
θ_s	Humidité de saturation	m
θ_r	Humidité résiduelle	m
θ_{fc}	Humidité de la capacité au champ (incubation sol)	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$
θ_p	Humidité de paillis	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$
$\theta_{p, max}$	Humidité maximale du paillis	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$

$\theta_{p,min}$	Teneur en eau minimale	$m^3 m^{-3}$
θ_{wp}	Humidité au point de flétrissement (incubation sol)	$m^3 m^{-3}$
$\theta(\psi)$	humidité effective	m
ρ_e	Masse volumique des paillis (tiges, feuilles, épis,...)	$kg m^{-3}$
ρ_r	Densité racinaire	$m m^{-3}$
$\rho_{r,max}$	Densité racinaire maximale	$m m^{-3}$
ρ_s	Masse volumique du sol	$kg m^{-3}$
τ_c	Taux de couverture du paillis	$m^2 m^{-2}$
τ_c	taux de couverture	$m^2 m^{-2}$
τ_θ	Inverse de la tortuosité	-
ξ	Propension de la couverture du paillis à réduire l'évaporation dans le sol	-
Ψ	potentiel matriciel du sol	m

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte et Justification

1.1.1 Semis direct dans les Cerrados Brésiliens

Le Brésil a connu au XXème siècle un programme intensif de défriche pour la mise en place d'une agriculture intensive, dont la progression s'est accompagnée de phénomènes d'érosion non ou mal maîtrisés. Le travail minimum du sol, le semis direct, le semis direct avec couvertures végétales font partie de l'arsenal de modes de gestion des sols mis en place pour prévenir les désastres écologiques majeurs que l'agriculture intensive annonçait.

La technique du semis direct a comme principe de semer dans un sol non remanié à l'aide de machines agricoles spécifiques. Il s'agit aussi d'encadrer les cycles de cultures commerciales par des cultures n'ayant pas pour fonction d'être récoltées mais de maintenir sur le sol une couverture permanente, soit vivante (avant, ou après les semis de cultures commerciales), soit sous forme de résidus (avant, pendant ou après le cycle des cultures principales). Elle est souvent associée à des couvertures végétales d'intersaison : résidus de récolte ou couverture vivante dans les zones tempérées et subtropicales où il existe une saison froide permettant de maintenir une couverture végétale permanente (Séguy *et al.*, 1996).

Les premiers travaux publiés sur la pratique du semis direct (SD)⁶ au Brésil ont été menés en 1966 sur le semis direct de légumineuses sur pâturages dans la région du *Matão* et de *Paraná* (Figure 1). Le *Rio Grande do Sul* et le *Paraná* ont été des états pionniers où les chercheurs et les producteurs ont investi les techniques du SD pour l'amélioration des pratiques agricoles. A partir de 1980, les cultures annuelles de blé en SD sur défriches récentes se sont développées dans les états du *Rio Grande Do Sul* et du *Paraná* (Borges, 1993). Dans la région des *Cerrados*, au début des années 80, plusieurs échecs dans la lutte contre l'érosion des *Chapadões do Sudoeste de Goiânia* (*Rio Verde, Parúna, Jataí, Mineiros, Aporé, Serranópolis,...*) ont amené les producteurs et organismes préoccupés par les questions environnementales et agricoles à développer les pratiques agricoles sous SD. En 1984 a débuté la culture de soja en SD pour les besoins du développement de l'élevage dans les *Cerrados* brésiliens (Figure 1). Au début des années 80 ont

⁶ Le terme de semis direct, sans ou avec couverture végétale, est l'homologue français des termes anglais "zero tillage", "no-tillage" ou "direct drilling", qui font référence au semis des cultures avec un minimum travail du sol en préservant les résidus de la couverture végétale précédente à la date de semis. Le concept de « zero ou non tillage » est cité pour la première fois dans (135).

débuté les travaux expérimentaux du CIRAD⁷, en collaboration avec l'EMBRAPA⁸, de nombreux agriculteurs, entreprises agricoles et entreprises agro-industrielles.

Ces travaux ont montré les effets positifs du SD dans les conditions climatiques de la région des *Cerrados* (Teixeira *et al.*, 1998 ; Séguy *et al.*, 1996), et ont favorisé la diffusion du SCV chez les agriculteurs. La Fondation de semis direct à *Maracaju*, créée courant 1990, a eu comme objectif la diffusion et l'échange des connaissances sur le SD dans toute la région des *Cerrados*, pour la promotion d'une agriculture durable. A partir de 1991 avec le programme PARANARURAL, une politique de vulgarisation du SD et de technologies adaptées a été lancée auprès des petits producteurs. Ces techniques ont été mises en harmonie avec les technologies locales (semoirs à traction animale) et les systèmes de culture locaux (rotation de mil et de haricot et couvertures végétales d'intersaison).

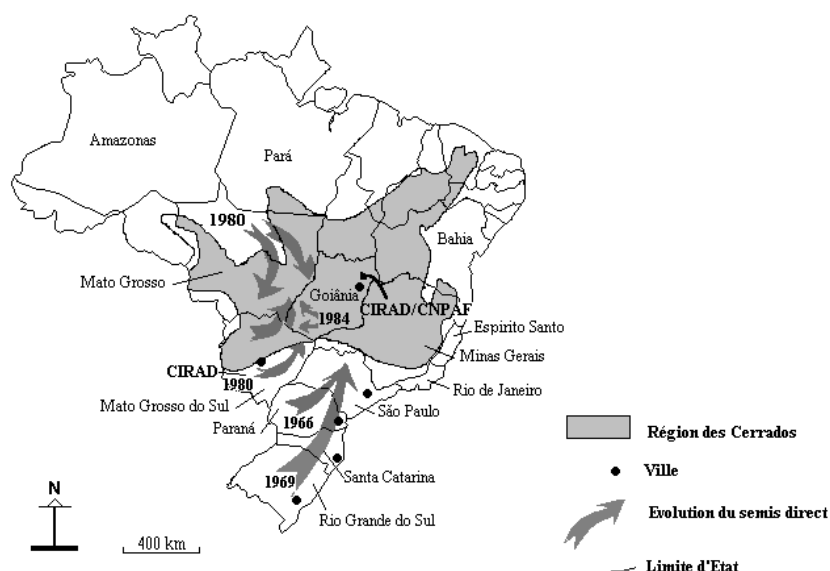


Figure 1 L'avancée du semis direct au Brésil.

Depuis 1993, un projet de développement des systèmes agro-écologiques intégrés a été mis en place pour faire connaître et diffuser auprès des producteurs les performances du SD. Les superficies cultivées sous SD dans la région des *Cerrados* ont ainsi atteint 4 millions d'hectares pour l'année agricole 2001/2002 (Figure 2). Chez les petits producteurs, la surface cultivée sous

⁷ Centre International de Recherche en Agronomie pour le Développement.

⁸ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

SD dépasse les 70 000 ha (162), soit 1.8 % des surfaces cultivées par cette catégorie de producteurs.

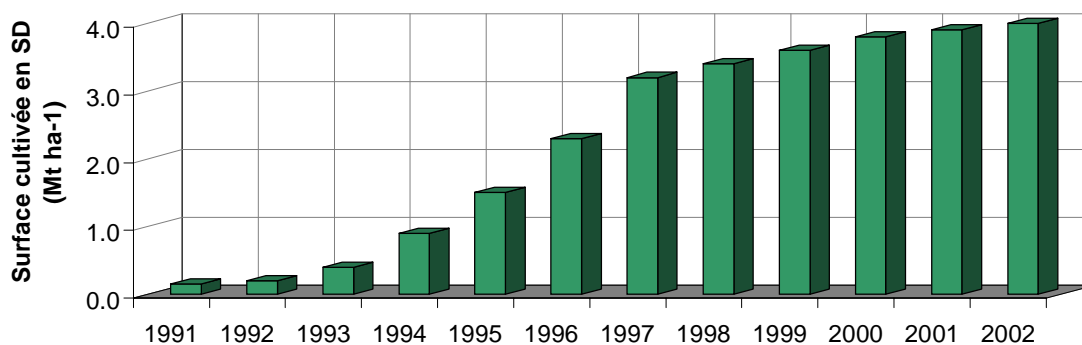


Figure 2. Progression de la surface cultivée en semis direct dans la région des Cerrados. (d'après Raunet et Séguy, 2002).

Ce développement n'est que partiellement accompagné par la recherche nationale et internationale qui manque de références sur des techniques en constante évolution, les effets à court terme (performances techniques et économiques, marges, temps de travaux, bilans énergétiques) et les effets à long terme de ces techniques sur le milieu (compaction des sols, bilans hydriques, minéraux, érosifs, organiques, modifications des équilibres géochimiques, ...). L'accumulation d'informations (en milieu contrôlé comme en milieu réel) et, plus encore, l'adoption massive de SD par les agriculteurs et l'enthousiasme qu'il suscite auprès de multiples instances réfléchissant au devenir de la planète montre cependant que le SD présente un grand intérêt, voire est susceptible d'introduire des changements radicaux dans les rapports entre l'homme et le milieu physique en termes de durabilité (Raunet et Séguy, 1998).

1.1.2 Le riz pluvial au Brésil

Au Brésil, entre 10 et 11 millions de tonnes de riz sont produites par an, dont 40 % en conditions pluviales (Châtel M. *et al.*, 2002 ; Mendez Del Villar et Ferreira, 2002). Traditionnellement, le riz pluvial est une culture d'autosubsistance du petit paysannat, notamment dans le *Nordeste*. Elle se pratique généralement sur des exploitations de moins de 10 hectares où le sol n'est jamais

travaillé, les engrais et les herbicides ne sont pas utilisés et les structures d'encadrement et d'approvisionnement en moyens de production sont extrêmement limitées. Dans les années 70, la culture du riz pluvial a été implantée dans la région des *Cerrados*, sur des terres déjà ouvertes à la culture et l'élevage, du fait que le riz a été considéré comme une culture rustique et tolérante à l'acidité des sols des (Guimarães et Sant Ana, 1999). En revanche, durant les années 80 dans le *Mato Grosso*, le riz pluvial était planté deux années successives sur défriche, une monoculture de soja étant souvent adoptée par la suite (De Raïssac, communication personnelle). Comme dans les Etats du sud, mais de manière plus rapide dans les régions chaudes et humides des *Cerrados* et du *Mato Grosso*, la préparation continue et inadéquate des sols avec des outils appelés *offset* (ou en France pulvérisateur à disque, ou encore « *cover crop* ») sans restitution organique importante, a conduit à une érosion du sol suivie, dans les cas les plus sévères, de faillites rapides et d'abandons des terroirs (Séguy et Bouzinac, 1984). A partir de 1984, le CIRAD a initié un programme de recherche en coopération pour développer des systèmes de culture plaçant riz, maïs ou soja en rotation en lieu et place de la monoculture de soja, et le travail du sol profond pour endiguer l'érosion. Une adaptation au *Mato Grosso* des techniques en SD a été ensuite entreprise. Pendant la dernière décennie, le riz pluvial a été incorporé à des systèmes de semis direct par un travail profond du sol en tête de rotation. Les meilleurs systèmes aux plans agro-technique et économique sont construits sur plusieurs années et comportent des rotations raisonnées incluant cinq à six cultures successives (dont des cultures fourragères comme *Panicum* et *Brachiaria*) (Raunet et Séguy, 1998). Depuis, la culture du riz pluvial a connu un essor remarquable dans le *Mato Grosso* puisque cet état produit 1,5 Mt an⁻¹ en pluvial et se place juste derrière le *Rio Grande do Sul* (dont la production est exclusivement irriguée) (Mendez del Villar et Ferreira, 2002).

1.1.3 Le cadre de recherche : partenariat CIRAD-Brésil

Le CIRAD a étudié les systèmes de culture continus construits après défriche sur les frontières agricoles de l'ouest du Brésil, dont les systèmes de culture en semis direct associés à une couverture de végétation. Dans la suite du texte, on les appellera SCV. Sur ces systèmes, en dépit du non travail du sol, des résultats reproductibles et remarquables en terme de rendements et de protection du sol contre l'érosion sont obtenus aussi bien sur des terres cultivées de longue date que sur des terres nouvellement défrichées, des pâturages dégradés, des écosystèmes forestiers ou des milieux humides (Séguy et Bouzinac, 1994).

Pour mieux comprendre les phénomènes liés au fonctionnement des systèmes de culture sous semis direct, un programme de recherche a été mis en place depuis 1998 dans la région des

Cerrados en collaboration entre le CIRAD et l'EMBRAPA/CNPAP⁹. Les objectifs portent sur la compréhension des processus gouvernant les flux hydriques et minéraux ; les modifications biologiques et physico-chimiques du sol sous l'effet des plantes de couvertures d'intersaison ; la hiérarchisation et la mise en évidence des interactions entre ces différents phénomènes ; et l'organisation des connaissances nouvellement acquises sous la forme de modèles de fonctionnement (Maraux, 1998b).

1.2 Problématique scientifique

Au cours des deux dernières décades, de nombreuses recherches dans le domaine de l'agriculture durable ont été conduites pour comprendre le rôle de la décomposition des résidus organiques sur, simultanément, la disponibilité de l'azote et la dynamique de l'eau dans le sol (Heal *et al.*, 1997; Woome *et al.* 1994 ; Smith *et al.*, 1984 ; Hammel, 1997 ; Wardle et Lavelle, 1997). De telles études sont nécessaires si l'on veut étudier les effets de pratiques agricoles complexes comme les SCV, dans lesquelles la gestion des résidus organiques et l'application des engrais azotés minéraux sont menées de pair. Dans ce cadre, pour un meilleur contrôle de la dynamique de l'azote, pour prévenir la lixiviation du nitrate à court terme ou pour prévoir l'augmentation du stock de carbone dans le sol à long terme (Garnier *et al.*, 2001), une approche mécaniste des processus est requise.

Du fait de la grande difficulté de l'étude *in situ* de la décomposition des résidus organiques, un approfondissement des connaissances est nécessaire sur la dégradation physique et biologique des résidus organiques et ses effets à l'échelle du cycle agricole sur la disponibilité de l'azote (effets directs) et de l'eau (effets indirects). Ce problème est d'autant plus prégnant que l'on se trouve dans les régions étudiées dans un contexte d'excès de pluviométrie et que les risques de lixiviation de l'azote sont importants (Scholes *et al.*, 1994; Giller et Cadisch, 1997).

Par ailleurs, la majorité des modèles capables de simuler les effets de la transformation physique et biologique des résidus organiques sont à l'origine conçus pour la prise en compte des résidus organiques (paillis) enfouis par le labour dans les premiers centimètres du sol (Lafolie, 1991 ; Garnier *et al.*, 2001 ; Lafolie *et al.*, 2002 ; Néel, 1996). Les effets des résidus organiques à la surface du sol ne sont généralement pris en compte que pour caractériser leur influence sur différents processus physiques liés à la dynamique de l'eau : interception d'eau de pluie,

⁹ Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão

diminution du ruissellement, atténuation des variations de la température du sol, flux évaporatifs (Gonzales-Sosa *et al.*, 1999 ; Findeling, 2001 ; Arreola-Tostado, 1996 ; Scopel *et al.*, 1999).

En outre, l'étude séparée des différents effets des SCV montre que ces derniers sont souvent contradictoires. Ainsi, si l'état de surface des sols couverts fait que l'eau s'infiltré plus, les flux générés pourront conduire à un accroissement de la lixiviation des éléments dissous comme les nitrates. Dans le même temps, la décomposition de la couverture végétale libérera de l'azote minéral dans le profil. La dynamique de l'azote sera donc affectée par des effets contradictoires de la couverture opérant à des moments et à des pas de temps différents. Sur la dynamique de l'eau, la présence de résidus interceptant l'eau de pluie (et s'en imbibant) prive les horizons superficiels d'une quantité d'eau équivalente qui ne se retrouvera donc plus accessible aux racines des plantes alors que le paillis pourra aussi limiter l'évaporation du sol.

Les nouvelles recherches à développer devront permettre de quantifier les effets résultants. Pour cela, on cherchera à construire un modèle mécaniste de représentation d'un système complexe dans lequel interagissent les transferts d'eau, la dégradation d'un paillis de résidus, la croissance et les exportations d'une culture, les transferts de chaleur et la dynamique de l'azote (Heal *et al.*, 1997). Un tel outil devra être capable de prendre en compte simultanément les phénomènes, et donc de traiter comme il convient les phénomènes contradictoires précédemment décrits.

1.3 Objectifs de recherche

Cette recherche a comme objectif essentiel, la compréhension de la dynamique l'eau et de l'azote, à l'échelle de la saison culturale, dans trois types de combinaisons *itinéraires techniques / systèmes de culture*. Le fonctionnement hydrique et azoté du sol sous SCV est comparé à deux types de préparation conventionnelle du sol : le semis de riz après labour profond du sol et enfouissement des plantes de couverture (LP), et travail du sol avec offset sans plante de couverture (OF). Les connaissances acquises devront permettre *in fine* de caler les paramètres d'un modèle mécaniste représentant la dynamique de l'eau et de l'azote dans chacun des systèmes de culture considérés.

Cette recherche repose sur les travaux de Findeling (2001^a) qui a développé un modèle intégré permettant de simuler le fonctionnement de systèmes de culture en semis direct conduits au Mexique dans un contexte de culture de maïs, d'une pluviométrie de l'ordre de 500 mm et d'utilisation d'un paillis constitué des résidus de culture de l'année antérieure. Le modèle

développé permet de prendre en compte les effets de ce paillis sur la dynamique de l'eau et l'azote, ainsi que les conditions nécessaires à son utilisation dans un contexte agronomique et climatique différent de celui dans lequel il a été mis au point. La présente thèse se situe clairement dans en continuité de ces travaux, les conditions brésiliennes différant des conditions mexicaines principalement par :

- Le système de culture (plante cultivée / plante de couverture / itinéraire technique)
- La pluviométrie (de l'ordre de 1500 mm contre 500m)
- Des sols de nature différente (cambisol au Mexique et ferrallitique ou ferrasol/ *latosol vermelho escuro* au Brésil).

Prenant en compte les résultats déjà connus et les modèles existants (Findeling, 2001^a), la thèse portera sur la quantification des principaux effets du SCV associé aux résidus organiques d'intersaison sur les composantes des bilans hydrique, thermique, sur les transformations biologiques dans le sol et sur le bilan azoté d'une culture de riz pluvial. L'accent sera mis sur différents objectifs spécifiques non étudiés par (Findeling 2001^a) :

- Le suivi du développement végétatif des parties aériennes et des systèmes racinaires de la culture principale et des couvertures afin de renseigner les paramètres du modèle de base et d'évaluer les effets de semis direct associé aux couvertures sur les performances des systèmes de culture.
- L'étude de la dégradation physique et biologique des couvertures. Le but est ici de caractériser et de quantifier les effets directs des plantes de couverture sur la dynamique de l'eau et de l'azote ;
- L'étude des conséquences indirectes des plantes de couverture sur l'amélioration des propriétés physiques des sols et leur statut organique en relation avec la dynamique de l'azote.

L'ensemble des mesures effectuées permettra d'alimenter un modèle mécaniste permettant de simuler les flux hydriques dans le sol et la dynamique de l'azote en prenant en compte la présence des couvertures végétales (enfouis ou placées à la surface), et leur processus de décomposition.

1.4 Présentation du document

Le document est présenté autour de quatre parties principales.

La première partie comprend une analyse critique des connaissances scientifiques relatives au sujet de thèse. Elle décrit les bases théoriques des mécanismes et facteurs de décomposition des résidus organiques (paillis), et les acquis portant sur les effets des SCV sur les flux azotés, carbonés, hydriques et thermiques.

Dans la deuxième partie, le modèle proposé pour la simulation des mécanismes étudiés est présenté. Seront abordés la description des systèmes, des échelles spatiales et temporelles et les formulations adoptées en insistant sur les simplifications opérées et leurs limites pour la description du fonctionnement intégré des systèmes considérés.

Dans la troisième partie, d'abord on décrit la zone d'étude, les systèmes de culture et les itinéraires techniques agricoles étudiés. Puis, les modalités d'acquisition des paramètres et variables nécessaires au calage du modèle sont abordées en deux chapitres relatifs : au dispositif expérimental et aux protocoles de mesure, d'une part ; et à la présentation des résultats, d'autre part.

La quatrième partie porte sur le calage du modèle et la présentation des résultats des simulations comprenant : la quantification des processus de dégradation des paillis résiduels pour les traitements SCV et LP ; l'estimation des transferts d'eau, de chaleur et d'azote et les calculs des bilans hydriques et azotés pour l'ensemble des systèmes considérés.

Ces résultats seront analysés dans la conclusion. On reviendra alors sur les hypothèses initiales et on tentera, sous l'éclairage des résultats issus des mesures et simulations, d'évaluer les effets des trois systèmes de culture étudiés sur la production et sur l'environnement. On évoquera enfin les limites de la démarche et les perspectives de recherche ouvertes par ce travail.

2 *SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE*

Décrire et prédire les transferts de masse (eau, substances minérales ou organiques provenant de la dégradation des éléments vivants dans les systèmes) et d'énergie dans les couches superficielles du sol devient très important dès qu'il s'agit de résoudre des problèmes concrets liés aux sciences environnementales telles que l'hydrologie, l'agronomie, la climatologie, le génie civil et sanitaire, ... Néanmoins, dans le cadre de ce document, nous ne pourrons pas décrire de manière exhaustive l'ensemble des processus et tous les liens existant entre les phénomènes dits physiques dans le sol (infiltration, ruissellement, évaporation) et ceux dits biologiques (minéralisation de la matière organique sous effets de l'environnement et des organismes du sol). Nous nous limiterons à une synthèse bibliographique concernant les aspects principaux suivants :

- Les paillis résiduels et leurs propriétés
- Les mécanismes et facteurs de la décomposition des paillis résiduels
- Les effets du semis direct associé aux couvertures de végétation sur la dynamique de l'azote et de l'eau
- L'état de l'art en matière de modélisation des processus mis en jeu dans ce contexte

2.1 *Introduction*

2.1.1 **Le concept de paillis résiduel**

Dans la littérature, les matériaux désignés sous le nom de « paillis », sont généralement considérés comme des matériaux d'origine organique, animal ou végétal ; ils sont mis en place dans une optique de recyclage dans la mesure où ils ont un effet positif sur les milieux récepteurs dans les systèmes agricoles.

Il y a différents types de matériaux de recyclage utilisés comme paillis. Les résidus de récolte ou les plantes annuelles mortes fonctionnent comme un écran protecteur du sol (anglicismes *plant-residue-mulch* ou simplement *mulch*) vis à vis de l'érosion hydrique ou pour réduire l'évaporation du sol (Gonzalez-Sosa *et al.*, 1999; Mitchell *et al.*, 1999; Scopel *et al.*, 1999; Findeling, 2001c). Durant la dernière décennie, certains matériaux de recyclage d'origine végétale ou animale ont été considérés comme des engrais organiques (concepts français : *engrais verts* et *fumiers* ; concepts anglais : *crop residues*, *green manure*) ; ils sont appliqués pour l'enrichissement du sol (Schomberg *et al.*, 1994; Aulakh *et al.*, 2000; Aulakh *et al.*, 2001). Des couvertures synthétiques

de composants biodégradables ou non (concept anglais : *mulches*) sont aussi utilisées pour réchauffer les sols, améliorer l'enracinement des plantes, prévenir les maladies des cultures ou lutter contre les pertes d'eau par évaporation. Les *mulchs* fins en polymères biodégradables ont été testés par Olsen et Gounder (2001). Ils ont trouvé des résultats positifs sur le rendement des cultures mais avec un coût élevé. Li et Gong (2002) ont montré que les *mulchs* synthétiques peuvent être combinés avec l'irrigation et la distance entre sillons pour un usage plus efficace de l'eau de pluie dans les climats tempérés.

En agriculture durable, le semis direct (anglicisme : *no tillage, direct-sowing*) est un système agricole souvent associé à une culture d'intersaison qui fonctionne comme un paillis. Les mots clés correspondant les plus fréquemment trouvés dans la littérature sont : *couverture végétale, paillis, plantes de couverture* (en anglais: *cover crops, cover cropped soils, mulch*). Avant de semer la culture principale, les plantes de la culture d'intersaison sont généralement détruites avec un herbicide (Séguy *et al.*, 1996a ; Scopel *et al.*, 1999 ; Woomer *et al.*, 1994; Tian, 1998; Mitchell *et al.*, 1999; Cho *et al.*, 2001a). Parfois, les résidus sont enfouis dans le sol afin d'augmenter la porosité et la perméabilité des sols, et améliorer leur statut organique (Liebig *et al.*, 1993; Mary *et al.*, 1996; Fruit *et al.*, 1999).

Quelles que soient les différentes fonctions des plantes de couvertures traitées dans la thèse (protection contre l'érosion hydrique, source de nutriments, amélioration de la structure du sol, recyclage de C et N, soutien de la faune et de la flore dans le sol), nous allons adopter dans ce document le concept de *paillis résiduel* ou simplement *paillis* pour faire référence aux plantes de couverture mortes provenant de la culture d'intersaison utilisée dans deux types de systèmes de culture : le semis direct du riz (SCV), où le paillis résiduel est laissé sur pied à la surface du sol, et le semis du riz sur labour profond (LP), où les paillis sont enfouis dans le sol à l'occasion d'un labour (Figure 3).

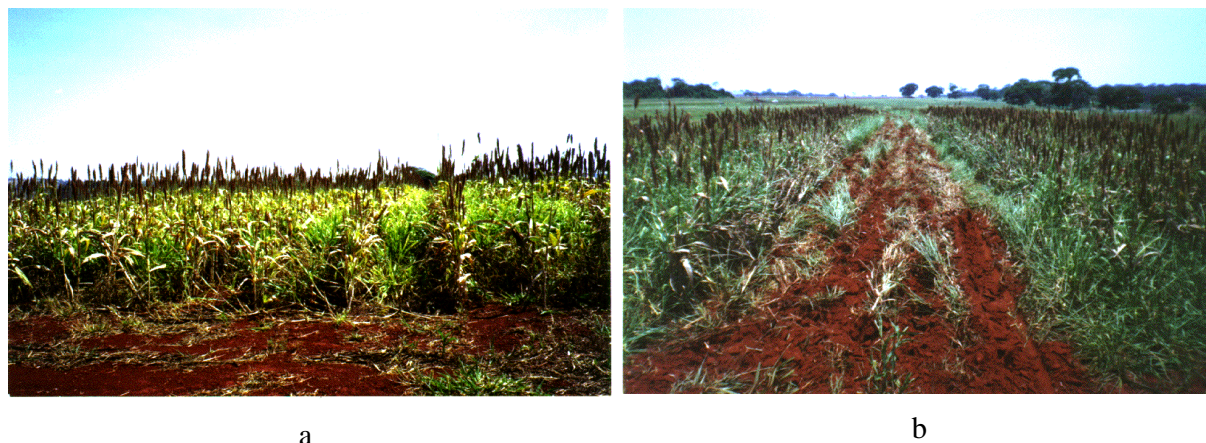


Figure 3. a) Paillis résiduel dressé sous SCV, b) Paillis résiduel enfouis dans le sol sous LP.

2.1.2 Principaux effets des paillis résiduels

Au cours des deux dernières décades, la mise en place d'itinéraires culturaux favorisant la durabilité des systèmes de culture a été observée. Ces questions, notamment celles liées à la dégradation des sols, ont été abordés par Heal *et al.* (1997). La combinaison des effets du paillis sur la libération de nutriments et la disponibilité en eau du sol a été étudiée par plusieurs auteurs (Tian, 1998; Mitchell *et al.*, 1999; Tan *et al.*, 2002). Les effets bénéfiques des paillis résiduels et des couvertures de végétation fréquemment utilisées dans les rotations culturales ont été mis en évidence dans de nombreuses études.

Premièrement, on distingue les effets des labours sur les caractéristiques physiques des sols. Cambardella et Elliot (1993) montrent que dans les sols labourés, une dégradation de la structure des agrégats peut se produire, associée à une perte de carbone (C) et d'azote (N) par minéralisation. Ehlers (1975); Baumhardt *et al.* (1993); Liebig *et al.*, (1993); Azooz *et al.*, (1996); Scopel *et al.*, (1999) ont mis en évidence que l'infiltration de l'eau augmente avec un travail intensif du sol, mais que si celui-ci reste découvert, un tassement peut se produire au niveau de la surface provoquant une diminution importante de la conductivité hydraulique et un accroissement du ruissellement. D'autres auteurs mettent en évidence la protection du sol par différents paillis contre l'effet des pluies agressives, la formation de croûtes superficielles en surface du sol et, en conséquence, l'érosion hydrique (Casenave et Valentin, 1989; Edwards *et al.*, 1993; Morin et Van Winkel, 1996; Findeling, 2001b). Les effets des paillis sur la limitation des amplitudes thermiques dans le sol et sur la réduction de l'évaporation ont été étudiés par Gonzalez-Sosa *et al.*, (1999) et Findeling, (2001b).

On peut trouver aussi de nombreux travaux concernant les effets positifs de la dégradation des paillis sur les processus biologiques dans le sol. Un accroissement de la disponibilité de l'azote suite à la dégradation et la minéralisation des paillis a été mis en évidence par Paul (1984) ;

Campbell et Zentner (1993) ; McKenney *et al.* (1993) ; Mary *et al.* (1996); Aita *et al.* (1997) ; Abiven (2001) ; Schroth *et al.*, (2001). L'influence des paillis sur l'activité de la mesofaune et de la microfaune dans le sol, et ses conséquences sur l'amélioration de la structure du sol et le recyclage de minéraux, a été étudiée par Lynch (1984) ; Syers et Springett (1984) ; Tinker (1984) ; Balota *et al.* (1998) ; Aslam *et al.* (1999) ; Osono (2001). Les effets du travail du sol et des paillis enfouis sur le recyclage du C ont été étudiés par Balesdent *et al.* (2000).

Les systèmes de cultures innovants tel le semis direct couplés à une gestion efficace des résidus d'intersaison sont de plus en plus souvent adoptés pour éviter la dégradation des sols, mais aussi pour diminuer les pertes de nutriments dans les systèmes de cultures où le sol a été soumis à des labours de manière quasi permanente (Woomer *et al.*, 1994; Balasubramanian, 1999a; Balasubramanian *et al.*, 1999b; Cho *et al.*, 2001a). La gestion durable du sol avec des rotations est abordée par plusieurs auteurs qui décrivent les avantages de l'utilisation de l'eau dite résiduelle par des cultures d'intersaison et par des jachères naturelles jouant souvent le rôle d'un paillis résiduel (Mitchell *et al.*, 1999 ; Tan *et al.*, 2002) ; Figueroa-Sandoval et Morales-Flores, 1992 ; Dunin, 2002). L'enrichissement en matière organique et en minéraux sous l'effet du recyclage des résidus a été étudié sur diverses rotations : céréale d'hiver – blé (Campbell et Zentner, 1993); légumineuse – riz (Becker et Johnson, 1999) ; maïs – soja (Owens et Edwards, 1993) ; coton - mil (Séguy *et al.*, 1998) ; riz – blé (Aulakh *et al.*, 2001) ; Cho *et al.*, 2001a). Ces auteurs ont surtout mis en évidence le recyclage du carbone et de l'azote grâce à la production de biomasse végétale d'intersaison. Plus spécifiquement, les effets bénéfiques du semis direct du riz associé à un paillis résiduel sont expliqués par Balasubramanian (1999a) ; Stockfisch *et al.* (1999); Cho *et al.* (2001a), et les effets des paillis enfouis par Stockfisch *et al.* (1999). La réutilisation des paillis résiduels des cultures d'hiver est, pour ses effets à court terme, souvent abordée comme un « piège à nitrates » qui n'ont pas pu être lixiviés pendant l'hiver et sont progressivement mis à disposition de la culture suivante (Schroth *et al.*, 2001). A plus long terme, elle est plutôt considérée comme une stratégie pour la séquestration ou stockage du C. Plusieurs auteurs ont montré ses effets positifs, à long terme, sur l'augmentation du pool de C dans les micro-agrégats de sol (<53 μm) (Campbell et Zentner 1993; Curtin et Wen 1999; Bayer *et al.*, 2000; Sá *et al.*, 2001; Garnier *et al.*, 2002).

2.2 Mécanismes et facteurs de la décomposition des paillis

2.2.1 Compartiments organiques du sol

Les constituants organiques du sol peuvent être divisés selon leur taille granulométrique : d'une part en *fraction organique* de taille grossière (> 200 μm) qui est généralement appelée matière organique particulaire (POM des anglo-saxons) ou matière organique « fraîche » (récemment

introduite dans le sol) issue principalement du matériel végétal ou de déchets entrant dans les sols ; et d'autre part une *fraction organique transformée* appelée humus¹⁰ du sol, provenant de la transformation de la fraction organique fraîche et constituée de macromolécules végétales intrinsèquement résistantes à la biodégradation, de microorganismes vivants et morts, et de produits (métabolites) issus de la biodégradation des microorganismes morts (Robert, 1996 ; Morel, 1989 ; Paul, 1984). Les principaux composés organiques constituant la *fraction grossière* sont des résidus des plantes. Woomer *et al.* (1994) ; Morel, (1989) ont montré que l'origine principale des résidus organiques dans les sols cultivés est soit les *résidus végétaux qui restent sur place* (racines, tiges, pailles, ...) ou sont enfouis dans le sol principalement par l'action de la faune du sol ; soit *les résidus de récoltes plus ou moins transformés* puis incorporés au sol tels que les fumiers et les paillis coupés et homogénéisés avant d'être mis en place..

2.2.2 Les cycles de C et du N

Durant la décomposition des résidus de plantes, les cycles du C et du N dans le sol sont fortement influencés par le métabolisme de la microflore : micro-organismes bactériens ou fongiques (Neel, 1996). La biomasse microbienne représente à la fois une source (minéralisation¹¹) et un puits (organisation) d'azote (**Figure 4**). Pendant l'assimilation du C, l'assimilation¹² du N est déterminée par le flux du carbone et la relation C /N des décomposeurs (Mary *et al.*, 1996 ; Néel, 1999 ; Paul, 1984).

Les sources d'azote pour les biomasses microbiennes peuvent être les résidus des plantes, l'azote minéral présente dans le sol ou l'azote provenant de la récente minéralisation et du recyclage de la biomasse du sol (Marumoto, 1984). Dans la **Figure 4**, l'assimilation directe de N par la biomasse est le flux « j ». Cependant, la proportion d'azote provenant des biomasses mortes et des résidus minéralisée, puis assimilées par la microflore reste mal connue (Mary *et al.*, 1996). **L'assimilation nette de l'azote** par les micro-organismes peut être définie comme la somme de N organique assimilé à laquelle vient s'ajouter la quantité d'azote assimilée à partir de N organique

¹⁰ Le terme « humus » remonte à l'époque romaine, désignant fréquemment le sol dans son ensemble. C'est Wallerius qui, en 1761, qui le premier définit l'humus du sol comme la matière organique décomposée.

¹¹ **Minéralisation / reminéralisation** de l'azote. Les processus par lesquels les micro-organismes du sol libèrent de l'azote minéral (sous forme NH_4^+ ou NH_3^-) sont appelés **minéralisation** de l'azote lorsque cet azote provient directement des matières organiques décomposées ou de l'azote atmosphérique et **reminéralisation** lorsqu'il s'agit de minéraliser de l'azote organique d'origine microbienne, lui-même issu d'azote minéral préalablement organisé par les micro-organismes.

¹² **Assimilation de l'azote**. C'est le processus physiologique qui correspond après absorption, à la transformation d'azote ammoniacal ou nitrique sous forme organique (protéines) par les microorganismes du sol.. Du point de vue du cycle de l'azote dans le sol, on appelle ce processus physiologique « **organisation** d'azote » si l'azote incorporé est initialement présent dans le sol sous forme minérale (NO_3^- ou NH_4^+) ; de **recyclage** s'il est issu du renouvellement des métabolites microbiens morts. On parle d'« assimilation directe » lorsque l'azote absorbé est déjà sous forme de molécule organique.

minéralisé (flux $i + j$ dans la **Figure 4**). Mais l'azote total assimilé par les microbes inclut également le N durant le recyclage des biomasses microbiennes (flux $i + j + a$). Mary *et al.* (1996) expliquent que la dynamique de minéralisation de l'azote sous l'effet de la présence d'un paillis résiduel est aussi fortement influencée par la disponibilité d'azote inorganique (engrais chimiques azotés) et la qualité biochimique des paillis.

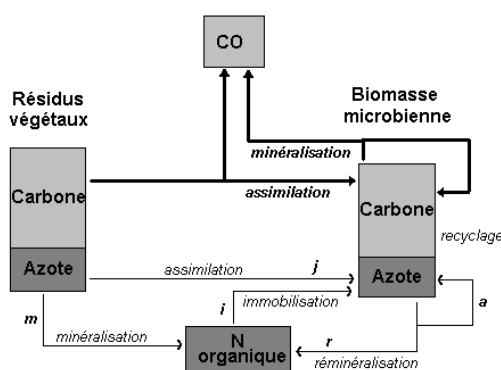


Figure 4 Diagramme des flux de transformation du C et de N pendant la phase initiale de la décomposition des résidus végétaux dans le sol (d'après Mary *et al.*, 1996). Ligne épaisse = flux de C ; ligne fine = flux de N

2.2.3 Processus de décomposition des résidus

2.2.3.1 Dégradation des paillis

Durant la dégradation d'un paillis, le passage de l'état $S1$ à $S2$ (**Figure 5**) est contrôlé par la combinaison de trois groupes de facteurs interactifs : l'environnement physico-chimique (P), la qualité des matériaux organiques (Q), sur lesquels réagissent les organismes décomposeurs (O) (Heal *et al.*, 1997).

La décomposition des matériaux organiques est le résultat de trois processus élémentaires : le catabolisme (par exemple les changements chimiques comme la minéralisation des formes organiques et la synthèse des tissus et de l'humus) ; la dégradation (*comminution*), par laquelle il y a diminution physique de la taille des particules et fréquemment une redistribution sélective des litières chimiquement non altérées ; et un transport (*leaching*) des matériaux vers le bas du profil ou des particules remuantes sous forme non actives ou ayant une haute capacité d'échange.

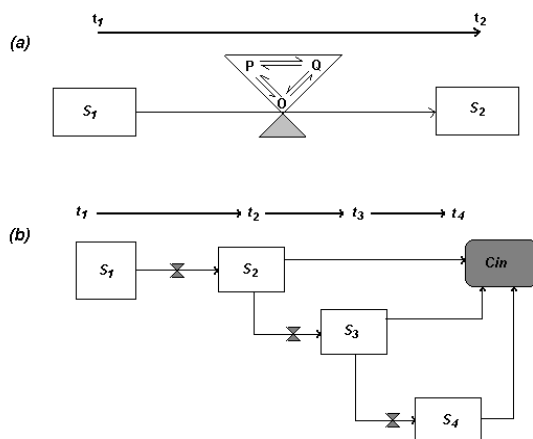


Figure 5. Diagramme central relatif aux processus de décomposition de la matière organique (d'après Heal *et al.*, 1997)

2.2.3.2 Voies de transformation biologique des paillis

Les paillis ou résidus organiques dans le sol sont transformés en **humus** ou **minéralisés** en produits comme le CO_2 et le NH_4^+ . La faune et la microflore existantes dans le sol et dans les litières ont une action importante sur la dégradation des matières organiques fraîches au sein du sol (Wardle et Lavelle, 1997 ; Wachendorf *et al.*, 1997 ; Morel, 1989). La **minéralisation** et l'**humification** sont des processus dont la vitesse dépend des types de résidus apportés au sol : les moins dégradables étant les résidus ligneux riches en lignine ; les plus dégradables étant les sucres simples et polymérisés, les celluloses et hémicelluloses des paillis. Les vitesses de réaction peuvent être bloquées ou fortement diminuées par de basses températures ou en l'absence d'oxygène (Stanford *et al.*, 1975). Par contre en forêt tropicale (abondance d'eau et températures élevées), les résidus organiques sont minéralisés très rapidement et la quantité d'acide humique produite est faible.

2.2.3.2.1 Minéralisation des paillis

Cette première voie correspond à des simplifications moléculaires successives, les molécules de poids moléculaire élevé étant sectionnées en molécules de plus en plus petites. Cette dégradation conduit en définitive aux transformations de l'azote et du carbone en NH_4^+ et CO_2 . Des molécules comme les protéines, les lipides, les aminoacides disparaissent sous forme de CO_2 , NH_4^+ , H_2O , PO_4H_2^- , SO_4^{2-} , K^+ , etc.

Cette simplification moléculaire constitue le phénomène de minéralisation. Les processus de minéralisation des substances non humiques sont relativement courts, de quelques jours à quelques années. Les 2/3 de la masse introduite peuvent être minéralisés après quelques mois

(Robert, 1996). Pendant cette dégradation, une protection physique des particules de paillis peut se produire sous la forme de complexes organo-minéraux plus ou moins résistants, lesquels peuvent être minéralisés plus lentement (> 3 ans après le processus de protection) (Balesdent, 2000) (Figure 6).

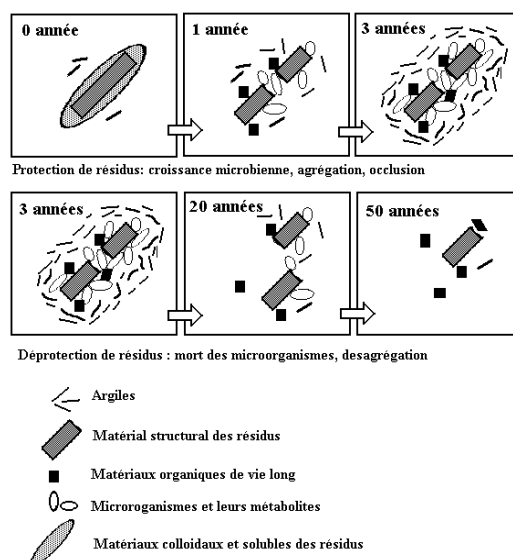


Figure 6 . Représentation schématique de la protection physique des résidus organiques (d'après Balesdent *et al.*, 2000).

2.2.3.2.2 Humification des paillis

Cette seconde voie, plus complexe, présente un double aspect : d'une part un phénomène initial de polymérisation ; et d'autre part une suite de processus de minéralisation des composés organiques nouveaux formés dans la première phase.

Au cours de la première phase, certaines catégories de molécules ou groupements moléculaires organiques se trouvent associés dans l'élaboration de nouvelles entités organiques complexes, les substances humiques. Le phénomène d'humification se développe dans tous les sols aux dépens :

- de molécules organiques libérées à partir des cellules mortes ;
- de molécules des chaînes réactionnelles directes (dérivés phénoliques, composés peptidiques,...)
- de particules minérales de petites dimensions, telles que NH_4^+ .

Dans une seconde phase, les substances humiques se minéralisent à leur tour : apparaissent alors des composés organiques de plus en plus simples, puis des composés minéraux identiques à ceux provenant de la minéralisation directe : CO_2 , H_2O , NH_4^+ . Les structures humiques particulièrement stables, et qui de plus contractent de solides liaisons avec certaines fractions minérales du sol (phase argileuse), offrent une très grande résistance à la minéralisation (plusieurs décades). Après la dégradation rapide de la fraction minéralisable, le processus devient plus lent ; après dix ans, 12% environ du carbone initial demeurent dans le sol, inclus dans des structures humiques.

2.2.3.3 Facteurs de la décomposition des résidus

2.2.3.3.1 Qualité des litières

Le rapport C / N a longtemps été considéré comme un indice général de la qualité des paillis (Heal *et al.*, 1997). Aujourd'hui on considère que les processus de décomposition des paillis sont influencés non seulement par les types de sources, mais encore par l'état du carbone dans les cellules végétales, la concentration d'autres types de nutriments et la composition globale des végétaux. La qualité des matériaux constituant les plantes est définie par la nature des organes (annuelles, feuilles et plantes vivaces, nature des tiges, etc.) et par les conditions de l'environnement où les plantes se développent (Schomberg *et al.*, 1994 ; Van Veen *et al.*, 1984).

L'azote, déterminant la croissance de la biomasse microbienne qui minéralise le C organique, est un des facteurs qui limitent la décomposition des litières (Heal *et al.*, 1997). Le rapport C/N pour la croissance optimale des micro-organismes est d'environ 25. Cependant les champignons et les bactéries décomposent les matériaux dans des conditions éloignées de ces valeurs. Les plantes mortes ont des rapports C/N compris entre 20 et 500 ; et les animaux et les tissus microbiens avec une haute teneur en protéines ont un faible rapport C/N. En général, les valeurs de C/N comprises entre 25 et 75 correspondent aux matériaux facilement décomposables, mais le potentiel de minéralisation de l'azote de quelques tissus de légumineuses peut être masqué pour la fixation des protéines par les poly-phénols quand les cellules sont lysées. Ceci explique pourquoi le rapport N/Polyphénols peut être plus intéressant pour étudier la qualité chimique des couvertures et racines pendant leur décomposition (Heal *et al.*, 1997 ; Lynch, 1984 ; Marumoto, 1984).

2.2.3.3.2 Influence de la taille et la localisation des paillis

Les effets de taille des résidus sur la minéralisation du C ont été étudiés par Fruit *et al.* (1999) qui mettent en évidence que le C des résidus de paillis enfouis dans le sol d'une taille de 0,5 mm se minéralisent plus facilement que ceux de 10 mm. Ils expliquent la différence de minéralisation du C qui apparaît à partir du 15^{ème} jour après l'enfouissement des résidus et le pourcentage plus

élevé de C-CO₂ dérivé des résidus observé pour les paillis de faible dimension (41 et 34% pour les paillis de 0,5 et 10 mm, respectivement).

2.2.3.3.3 Contrôle par l'azote minéral

Mary *et al.* (1996) ont étudié la dynamique de l'azote *in situ* pendant 2 ans au cours de la dégradation d'un paillis placé en surface. Ils ont montré que l'immobilisation de l'azote d'un sol paillé augmente avec l'addition d'azote minéral. La disponibilité d'azote minéral est donc un facteur important du contrôle de la décomposition des paillis. Abiven (2001) a étudié au laboratoire les effets de la localisation des paillis (enfouis et en surface) sur la minéralisation du C et du N. En conditions contrôlées (température et humidité constantes, azote non limitant et absence de transfert d'eau par convection) les résultats montrent qu'il n'existe pas de différence entre la décomposition du carbone d'un résidu placé en contact avec la surface ou enfoui dans le sol (**Figure 7**).

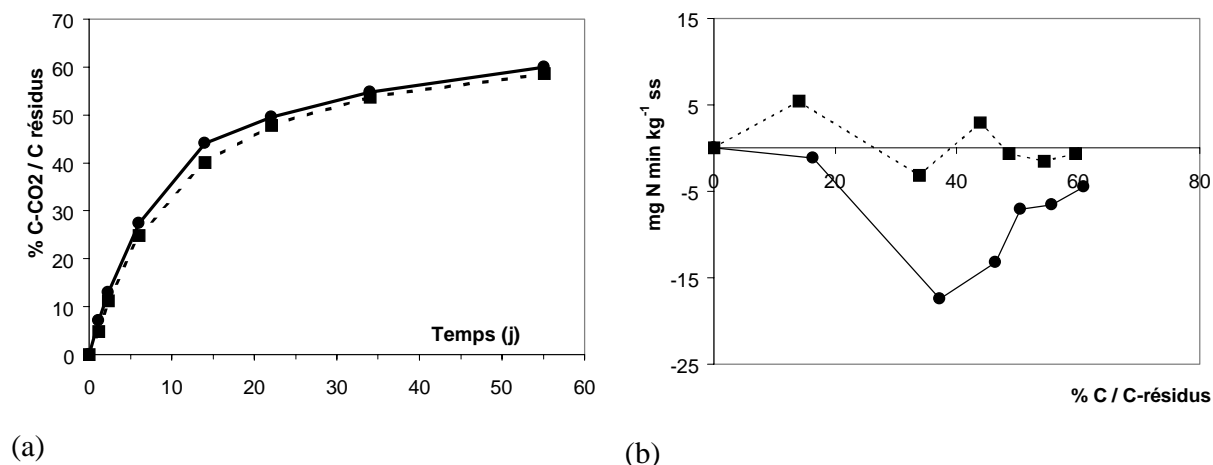


Figure 7. Minéralisation du C (a) et du N (b) pour des paillis résiduels de brachiaria durant la première phase de dégradation. ■ paillis en surface ; ● = paillis enfouis (d'après Abiven, 2001)

Au contraire, en conditions d'azote limitant, Abiven (2001) a constaté que pour les paillis déposés en surface il semble y avoir une plus grande utilisation d'azote organique. Cette différence permet d'assimiler moins d'azote minéral du sol et, quand celui-ci est limitant, de conserver une vitesse de décomposition plus élevée au début de la décomposition de la fraction fraîche des paillis.

2.2.4 Rôle et dynamique de la faune et microflore du sol

2.2.4.1 Faune du sol

La présence des paillis résiduels dans les rotations culturales entraîne une augmentation de l'activité biologique dans les systèmes agricoles. Par ailleurs, la dégradation d'un paillis est influencée par l'activité biologique, mais aussi par les facteurs pédo-climatiques (Heal *et al.*, 1997). La faune¹³ et la microflore¹⁴ ont une action mécanique de broyage, de microdivision, de transport et de dissolution des matières organiques fraîches dans le sol (Wardle et Lavelle, 1997 ; Tian *et al.*, 1997). Pour une action de broyage et microdivision, un facteur favorable est la très grande diversité de la taille des organismes concernés. Une ingestion de matières fraîches par la mésofaune fournit au sol des débris organiques (d'origine fécale ou par broyage). La macrofaune et la mésofaune sont davantage connues car l'action des lombrics ou vers de terre est facilement observable (Syers et Springett, 1984).

Les effets des paillis (résidus végétaux du recyclage naturel) sur l'activité biologique ont été mis en évidence par Tian (1998) qui a constaté qu'un sol cultivé de manière traditionnelle pendant 17 années consécutives montre une réduction de 38% du carbone, de 88% de l'eau infiltrée, de 56% de la biomasse microbienne du sol et de 44% de la densité des micro-arthropodes par rapport à un sol non cultivé avec repousse naturelle (Tableau 1). Nous pouvons observer que les populations de vers de terre sont très différentes dans les deux systèmes étudiés par Tian *et al.* (1997) : 2 et 96 vers par m², respectivement sur un sol cultivé et non cultivé. Contrairement aux vers de terre, les termites sont plus nombreux dans les sols cultivés.

Tableau 1 Comparaison des caractéristiques biologiques de deux types de sol (Moyenne ± ET). (d'après Tian, 1998).

	Biomasse microbienne	Micro arthropodes	Vers de terre	Biomasse fraîche de vers de terre	Termites
	mg c kg ⁻¹	no. m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	no. m ⁻²
Sol cultivé (17 ans)	238 ± 34	17 782 ± 2540	2 ± 6	0.1 ± 0.1	527 ± 508
Sol non cultivé	546 ± 71	31 841 ± 4140	96 ± 20	51 ± 8	2 ± 6

¹³La Microfaune (<0.2 µm) comprend les protozoaires, nématodes libres ou parasites.

La Mésofaune (0.2 à 2 mm) correspond aux arthropodes, enchytraeidae (vers) et petits vers

La Macrofaune (> 2 mm) regroupe les gros arthropodes (arachnides, myriapodes, fourmis) et les vers de terre.

¹⁴La Microflore est constituée des micro-organismes d'origine végétale et animale dans le sol : micro-algues, champignons, bactéries, virus, mycorhizes, actinomycètes)

Ces différences peuvent se répercuter sur les propriétés physiques du sol car les tunnels d'activité biologique des vers facilitent la pénétration de l'air, de l'eau et des racines (Ehlers, 1975). Garvín *et al.* (2001) ont démontré en milieu contrôlé les effets des vers de terre sur la stabilité des agrégats de sol. Les agrégats de trois tailles (2-5, 5-10 et > 10 mm) montrent une résistance à la pression toujours supérieure dans le cas d'un sol avec des vers de terre (Tableau 2).

Tableau 2 Effets de l'activité biologique sur la résistance à la pression des agrégats d'un sol contrôlé par l'action des vers de terre (Moyenne \pm ET) (d'après Garvín *et al.*, 2001).

Taille des agrégats (mm)	Résistance à la pression		
	2-5	5-10	>10
Sol sans vers	187 \pm 81	279 \pm 101	354 \pm 23
Sol avec des vers	690 \pm 155	1306 \pm 514	1150 \pm 458

Minette (2000) a étudié les effets du labour sur l'activité biologique du sol. Il a constaté une densité d'individus plus importante sous semis direct avec paillis résiduel de brachiaria que sous labour conventionnel (1340 et 496 individus m⁻², respectivement).

2.2.4.2 Biomasse microbienne

La biomasse microbienne du sol joue un rôle significatif sur le maintien de la fertilité du sol et représente dans beaucoup de travaux un indicateur des effets des pratiques culturales et des processus de dégradation des paillis (Tarafdar *et al.*, 2001; Balota *et al.*, 1998; Osono 2001). La biomasse microbienne est un indicateur des changements de la quantité et de la qualité de la matière organique du sol. Elle dépend en particulier de la quantité, de la qualité et de la distribution de la source en C (paillis ou résidus organiques), facteurs qui varient en temps et en profondeur (Tarafdar *et al.*, 2001). Osono (2001) montre que la dégradation des lignines et des hémicelluloses des feuilles de litière de *Fagus crenata* Blume dépend de leur distribution dans les feuilles. Cet auteur observe : d'une part un retard dans le processus de dégradation pour des résidus ayant des rapports C/N importants au début de la décomposition ; et d'autre part une variation de la cinétique de décomposition en fonction de la taille des résidus.

Balota *et al.* (1998) ont étudié les effets du semis direct sur la biomasse microbienne et son activité. Ils notent dans l'horizon 0-15 cm d'un sol en semis direct après une année de culture, une augmentation de 118 et 101% du C et du N, respectivement, tandis qu'un sol sous labour conventionnel ne montre aucune évolution significative de sa teneur en C et N. Ils ont constaté que les cultures sous semis direct peuvent fixer plus de C à long terme que les systèmes de culture traditionnels. Aslam *et al.* (1999) constatent une diminution de la biomasse microbienne (- 45%) quand un sol naturel est transformé en sol labouré (rotation maïs-avoine). En revanche la transformation du sol natif en sol de culture sans labour n'entraîne aucune modification de la quantité de la biomasse microbienne.

Les effets de l'enfouissement des paillis sur la biomasse microbienne sont moins connus. Lynch (1984) explique que lorsque les résidus sont brûlés, une plus grande proportion du substrat est disponible pour les micro-organismes. Si les résidus restent à la surface du sol et si un fertilisant azoté est ajouté aux paillis, la biomasse microbienne utilise cet azote pour produire une augmentation de la population microbienne, ce qui accélère le processus de dégradation des paillis. Abiven (2001) a étudié les effets de la localisation des paillis utilisés sur la minéralisation du C et du N en conditions limitantes d'azote. Les résultats montrent, pour les paillis déposés en surface, une plus grande utilisation d'azote organique par la biomasse microbienne. Cette particularité est associée à la présence importante des champignons lors de la décomposition des paillis en surface. Les transferts d'azote organique vers les hyphes de ce type de champignon a été mis en évidence par Johansen et Jensen (1996).

2.2.5 Flux de C et N associés à la décomposition, à court et long termes

La dynamique du C et du N dans le sol est toujours liée à la dégradation des paillis, donc à leur minéralisation (Mary *et al.*, 1996; Recous *et al.*, 1992). L'influence des paillis résiduels sur le recyclage des minéraux dans le sol, notamment C et N, a été étudiée par plusieurs auteurs (Recous *et al.*, 1995) dont les travaux sont basés sur un suivi de C et N dans le sol en différentes conditions : taille et localisation des pailles variables, effets à court et long terme des labours du sol, enfouissement des résidus de récolte, pâturages semi-permanents et rotations des cultures, semis direct avec paillis de surface et apport d'azote inorganique (Aita *et al.*, 1997 ; Angers et Recous, 1997; Fruit *et al.*, 1999; Bayer *et al.*, 2000 ; Bayer *et al.*, 2001 ; Schomberg *et al.*, 1994; Curtin et Wen 1999; Garnier *et al.*, 2002; Mary *et al.*, 1996; Abiven, 2001; Campbell et Zentner, 1993; Aulakh *et al.*, 2000; Aulakh *et al.* 2001; Séguy *et al.* 1998b; Cho *et al.* 2001a).

2.2.5.1 Influence à court terme

Les effets à court terme ont été étudiés par Aita *et al.*, (1997). Ils constatent que pour les paillis enfouis, la taille du pool de C rapidement décomposable (temps de vie moyenne 0,1 an) représente 67% du C appliqué. Ils trouvent pour le pool nommé pool bas par Woome *et al.* (1994) des temps de vie moyenne de l'ordre de 2,67 ans, ce qui est relativement court par rapport aux 5,31 ans mentionnés par Voroney *et al.* (1989). Aita *et al.* (1997) ont montré que durant la décomposition des paillis, diverses particules organiques notamment celles qui sont solubles à l'eau sont intégrées rapidement (moins de 30 jours) dans les fractions fines du sol (entre 50 et 200 μm) et que le C et le N dérivés des paillis ont un passage très rapide (environ 300 jours) dans les fractions intermédiaires (200-2000 μm) ce qui explique l'importance des effets à court terme de la décomposition des paillis sur le cycle du N. Ces auteurs mentionnent que les résidus organiques associés aux minéraux sont surtout composés de cellules microbiennes et de leurs métabolites exogènes lesquels peuvent être oxydés sous forme de substances humiques. Ceci est confirmé par les résultats de Bayer *et al.* (2001) qui ont constaté que pour un sol sous rotation depuis plus de 4 années (rotation avoine – petit pois/maïs + cajanus), les agrégats de dimension inférieure à 53 μm (les moins décomposables) peuvent contenir entre 5 et 9 fois plus de C et entre 13 et 23 fois plus de N que les agrégats organiques dits particuliers (>53 μm).

2.2.5.2 Influence à long terme

La dégradation des paillis et leur minéralisation impliquent une dynamique de l'azote et du carbone complexe et difficile à maîtriser sur périodes courtes (< 3 ans), surtout dans les systèmes de rotation de cultures associées à des paillis d'intersaison. Cette dynamique complexe montre cependant des tendances plus claires à long terme. Bayer *et al.* (2000) ont étudié les effets des paillis résiduels pendant 12 ans sur le recyclage du C et N au sud du Brésil. Ils ont constaté que dans un sol paillé (SP), le C et N s'accumulent beaucoup plus que dans un sol non paillé (NP) : 15 à 67 Mg ha⁻¹ de C et 378 à 3436 kg ha⁻¹ de N pour SP contre 5-6 Mg ha⁻¹ de C et 126 kg ha⁻¹ de N pour NP. Stockfisch *et al.* (1999) montrent que pour un sol de 20 ans de labour, un effet retard de la minéralisation du C et du N peut se produire en raison d'une protection physique des résidus (section 2.2.3.2.1).

Dans le cas de systèmes de cultures permanents sans labour important du sol ou avec rotation de cultures, il semble judicieux d'appliquer un enfouissement de résidus pour réactiver la minéralisation à court terme du C et de N. Becker et Johnson (1999) ont constaté que la rotation soja/riz favorise les apports d'azote si les paillis de soja sont incorporés au sol ; ces effets ont été mis en évidence sur l'augmentation de la production de riz de 29% par rapport à la culture de riz

sous labour conventionnel. Sainju *et al.* (2002) montrent les effets du travail du sol sur les concentrations en C et N. Ils expliquent que durant 5 années d'étude, les concentrations de C et N organique dans le sol ont plus diminué dans le sol labouré (SN) que dans un sol non labouré associé à une couverture d'hiver (SS) : de 19 à 25% contre 6 à 18%, respectivement pour SN et SS.

2.3 Influence du semis direct associé aux couvertures de végétation

2.3.1 Effets biologiques sur les cycles de l'azote et du carbone

Des nouvelles stratégies agronomiques visent à une gestion intégrée de l'azote pour améliorer la nutrition des cultures et minimiser les apports d'azote inorganique. Cho *et al.* (2001a) ont montré les effets du semis direct de riz sur paillis résiduels d'intersaison avec différentes doses de fertilisants inorganiques sur la production du riz : la première année de culture il n'y a pas de différences importantes entre un sol en semis direct (SCV) et en labour conventionnel (LC). En revanche, dès la deuxième année, la production du riz est supérieure sous semis direct : 2 g de N inorganique par m² correspondent à une production de riz d'environ 665 grains m² pour SCV contre 576 grains m² pour LC. Ils constatent aussi les effets du semis direct sans application de fertilisant inorganique sur l'azote microbien et la production du riz (rotation blé-riz sous SCV). Les résultats montrent de nombreux avantages du SCV par rapport au LC : plus de panicules; des LAI plus importants ; davantage d'azote d'origine microbienne dans le sol.

Séguy *et al.* (1998) ont étudié le semis direct du coton sur un paillis de mil sur pied, système de culture de plus en plus adopté par les groupes de producteurs brésiliens. Ces auteurs expliquent que la productivité du coton en semis direct est de 10 à 40% supérieure à celle des systèmes avec travail profond du sol. De plus, ils ont observé une biomasse de couverture importante du mil (environ 16 t ha⁻¹) qui représente une quantité de C recyclé substantielle.

2.3.1.1 Dynamique et lixiviation du nitrate

De nombreux auteurs ont suivi les effets de l'addition de fertilisants organiques sur la production de nitrate, les conséquences financières de l'usage intensif des engrais chimiques non adaptés aux besoins des cultures, la lixiviation du nitrate et son effet polluant sur l'environnement (Cambardella et Elliot 1993; Schroth *et al.*, 2001; Trindade *et al.*, 2001; Singh *et al.*, 2002; Jaakkola, 1984).

Cambardella et Elliot (1993) ont réalisé une étude comparative entre un sol naturel, un sol labouré et un troisième sol avec paillis. Ils ont constaté que la dégradation de la structure des agrégats organiques des sols labourés durant plusieurs années consécutives produit une perte

importante de C et de N. Les travaux intensifs entraînent la formation de surfaces à fort ruissellement qui conduisent à une perte d'azote dans l'eau ruisselée. Owens et Edwards (1993) ont montré que la perte de nitrate par ruissellement est 3,5 fois plus importante pour un sol labouré que pour des sols cultivés sans labour avec une rotation soja-riz. Ils ont constaté que sur 8 averses, 7 produisent du ruissellement sur un sol labouré sans culture d'intersaison, alors que sur sols en présence de paillis ou de culture d'intersaison seul un événement pluvieux produit du ruissellement. Singh *et al.* (2002) ont évalué les flux superficiels de NO_3^- , NH_4^+ et NO_2^- . Ils constatent que l'azote sous forme nitrate, peut se perdre très rapidement au cours des deux ou trois premières pluies ruisselantes. La forme d'azote NH_4^+ , qui par ailleurs se volatilise facilement, peut se perdre en une seule fois par ruissellement. Schroth *et al.* (2001) mentionnent que la combinaison d'une légumineuse avec la culture principale dans les systèmes agricoles permanents permet une réutilisation de l'azote minéral et donc la réduction des éventuelles lixiviations de nitrate.

Trindade *et al.* (2001) ont mis en évidence les effets d'une combinaison d'une culture principale de maïs et d'une culture mixte d'hiver (avoine - pâturage) sur l'azote qui, après la récolte du maïs, peut être lixivié lors des premières pluies du cycle suivant. Leurs résultats montrent que les plantes de la culture d'hiver peuvent immobiliser entre 83 et 116 kg N.ha⁻¹ qui en leur absence pouvaient être lixiviés. Les auteurs expliquent qu'il subsiste toujours une quantité d'azote dans le sol qui reste susceptible d'être lixiviée car les cultures principales comme le maïs n'ont pas une efficacité suffisante pour absorber la totalité de l'azote produite pendant la saison de culture.

2.3.1.2 Séquestration du carbone

Les flux de CO_2 entre le sol et l'atmosphère représentent une composante importante du cycle global du C. Le sol contient environ trois fois plus de C que l'atmosphère (Campbell et Zentner 1993), ce qui justifie son rôle important en tant que réservoir de C. Six *et al.* (2002) expliquent qu'en moyenne, le turn-over du C en zones tropicales est plus rapide qu'en zones tempérées bien qu'il n'existe pas de différence entre les quantités de matière organique du sol. Ces auteurs ont observé une augmentation générale des stocks de C du sol non labouré dans les régions tropicales, ils signalent que 325 (± 113) kg C ha⁻¹.an⁻¹ sont alors stockés dans ces sols.

Les paillis résiduels utilisés dans les systèmes de culture en semis direct ont des effets importants à court et long termes sur le stockage et la minéralisation du C. En outre, Curtin et Wen (1999) admettent qu'un paillis enfoui dans le sol (PE) émet plus de CO_2 qu'un sol paillé en surface (PS) et beaucoup plus qu'un sol sans paillis (SP) (73 > 41 > 25 g CO_2 .m⁻² pour PE, PS, SP respectivement). Garnier *et al.* (2002) ont confirmé que, dans les sols où les paillis sont enfouis, le

flux cumulé de CO₂ a fortement augmenté. Le bilan du C dérivé des paillis fait état de 64% de C respiré et de 36% de C stocké dans le sol. Les auteurs observent qu'un sol paillé (8 t.ha⁻¹) minéralise 2111 kg C-CO₂.ha⁻¹ de plus qu'un sol sans paillis au cours des 13 premiers mois d'expérimentation.

Les systèmes de culture sans labour associés à des paillis résiduels montrent des effets à long terme sur la séquestration du C (Bayer *et al.*, 2001). Ces auteurs observent que durant 12 ans, un sol sans résidus ne subit aucune variation importante de son pool de C, tandis que les sols avec paillis résiduels montrent toujours une nette tendance à l'accroissement en C. Pour une rotation d'avoine et de petit pois / maïs sous couverture d'hiver d'avoine et vicia, le C des agrégats inférieur à 53 µm augmente de 2,1 Mg.ha⁻¹, ce qui représente une séquestration de C dans le sol d'environ 72% supérieure. Ces derniers résultats semblent être cohérents avec ceux qui ont été trouvés lors de l'étude d'une chronoséquence par Sá *et al.* (2001). Ces auteurs notent que la quantité de C séquestré est plus importante dans un sol non labouré mais aussi plus importante que dans un sol naturel. Les auteurs expliquent que l'augmentation du C séquestré se produit surtout au niveau des particules dont la taille est comprise entre 20 et 53 µm et que le flux de séquestration du C pour les sols cultivés sans labour a été estimé de l'ordre de 80,6 g C m⁻².an⁻¹ pour une couche superficielle de 0-20 cm. Ils ont estimé un potentiel de séquestration du C à 9,37 Tg C an⁻¹ pour les sols du sud du Brésil où les pratiques agricoles correspondent à celles qui ont été traitées dans leur étude. Une quantité importante de C peut être incorporée dans les fractions organiques du sol supérieure à 2000 µm après l'enfouissement des résidus. Aita *et al.* (1997) ont constaté qu'environ 94% du C dérivé des paillis du blé incorporé dans le sol a disparu dans les 53 premiers jours, pour être intégrés dans la fraction supérieure à 2000 µm. Ces derniers auteurs ont observé que le C issu des paillis est seulement stocké de manière temporelle dans les fractions de taille intermédiaire (100-2000 et 200-100 µm), et que seulement le 4% a été accumulé dans la fraction de 50-200 µm.

2.3.2 Effets physiques sur les flux hydriques et énergétiques

2.3.2.1 Evaporation et température du sol

Le paillis modifie notablement le bilan radiatif au niveau du sol et les échanges turbulents entre le sol et l'atmosphère. A la manière d'un écran, il atténue le rayonnement arrivant à la surface du sol tout comme celui émanant de ce dernier (Bussière, 1991 ; Findeling, 2001a ; Gonzalez-Sosa *et al.*, 1999 ; Novak *et al.*, 2000c). Obstacle physique poreux, il limite fortement les flux diffusifs et convectifs de chaleur et de vapeur entre le sol et l'atmosphère (Bristow, 1986 ; Bussière et Cellier,

1994 ; Braud, 1998 ; Findeling *et al.*, 2001b ; Gusev, 1996 ; Sauer, 1998), les échanges turbulents apportant une contribution importante (Novak *et al.*, 2000a ; Novak, 2000b). Matériel végétal de faible conductivité thermique, il joue le rôle d'isolant thermique entre le sol et l'atmosphère (Bussière, 1991 ; Gusev, 1993 ; Novak *et al.*, 2000a ; Sauer *et al.*, 1998}. Toutes ces actions se traduisent par la réduction de l'évaporation du sol et des amplitudes thermiques en son sein en présence d'un paillis (Arreola-Tostado, 1996 ; Cheng-hua et Cheng-lin, 1997 ; Kalra *et al.*, 1984 ; Steiner *et al.*, 1989 ; Scopel *et al.*, 1998 ; Unger et Parcker, 1976 ; Varadan et Rao 1983).

2.3.2.2 Structure de surface, infiltration et propriétés hydrodynamiques du sol

Le paillis protège les  tats de surface du sol. Il évite la formation de croûtes de battance causées par l'impact direct des gouttes de pluie sur le sol, en procurant une couverture physique protectrice au sol et en assurant une structure a r e et stable de l'horizon de surface par son enrichissement en matière organique. Le paillis empêche aussi le ruissellement, la formation de croûtes de sédimentation et le colmatage (*sealing* en anglais), dus au transport solide et à la sédimentation des particules fines de sol dans ses micro-dépressions (Abrahams et Parson, 1991 ; Awadhwal et Thierstein, 1985 ; Boiffin, 1984 ; Bristow, 1988 ; Findeling, 2001a ; Valentin et Bresson, 1992). Par ailleurs, l'établissement d'une macrofaune riche et diversifiée dans l'horizon de surface assure le développement d'un système macroporal important dans cet horizon, qui permet la circulation rapide de l'eau de la surface vers l'intérieur du sol (Abrahams et Parsons, 1991 ; Carter, 1992 ; Mando, 1997 ; Trojan, 1998 ; Zachmann, 1987). A moyen terme, la conjonction de ces phénomènes peut contribuer à une forte capacité d'infiltration pour des sols couverts d'un paillis de résidus (Adams, 1966 ; Findeling, 2001a ; Lal, 1978 ; Rao *et al.*, 1998 ; Scopel *et al.*, 1998 ; Zachmann, 1989).

2.3.2.3 Production du ruissellement et l'érosion hydrique.

Le paillis est un milieu fortement poreux susceptible de stocker de l'eau liquide à concurrence d'une capacité maximale de stockage (Arreola-tostado, 1996 ; Savabi et Stott, 1994). Lorsqu'il pleut, il intercepte une partie de la pluie et réduit d'autant la quantité d'eau arrivant au sol (Arreola-Tostado, 1996 ; Norman et Campbell, 1983 ; Rutter *et al.*, 1971 ; Savabi et Stott, 1994 ; Scopel *et al.*, 1998}. Par ailleurs, un paillis de résidus modifie fortement la microtopographie d'un sol (Arreola-Tostado, 1996 ; Gilley et Kottwitz, 1992 ; Gilley et Kottwitz, 1994) et permet la retenue d'un volume d'eau non négligeable dans les micro-bassins formés à l'amont des résidus (Gilley et Kottwitz, 1994). Cette eau peut s'infiltrer ou s'évaporer par la suite mais ne participe pas au ruissellement. En outre le paillis, même sous forme de couverture partielle, offre un obstacle à l'écoulement de l'eau sur le sol par *effet barrage* et augmentation de la rugosité (Abrahams *et al.*, 1994 ; Findeling *et al.*, ^b2001 ; Gilley *et al.*, 1991 ; Gilley et Kottwitz, 1992 ; Gilley et Kottwitz,

1995 ; Weltz *et al.*, 1992), ce qui conduit l'eau à se frayer un chemin tortueux (Abrahams *et al.*, 1994 ; Poesen et Lavee, 1991), et à s'écouler lentement dans le dédale du paillis (Abrahams *et al.*, 1994 ; Gilley et Finkner, 1986a ; Gilley *et al.*, 1986b ; Lopes *et al.*, 1987). Enfin, comme le montre le paragraphe précédent, l'infiltrabilité d'un sol sous paillis est généralement élevée. Ces effets expliquent l'observation courante d'une réduction du ruissellement et de l'érosion sur les sols paillés (Adams et Kay, 1979 ; Figueroa-Sandoval et Morales-Florez, 1992 ; Findeling, ^a2001 ; Gilley et Finkner, 1986a ; Gilley *et al.*, 1986b ; Khan, 1988 ; Lopes *et al.*, 1987 ; Mc Gregor *et al.*, 1990 ; Manipura, 1972 ; Muñoz-Carpena *et al.*, 1993 ; Scopel *et al.*, 1998 ; Velasquez, 1997).

2.4 Modélisation des effets d'un paillis résiduel

La richesse des données sur la compréhension des processus physiques et biologiques *in situ* et en milieu contrôlé a été précisée dans les paragraphes précédents. Nous allons maintenant dégager une synthèse des modèles de bilan hydrique, thermique et azoté. Nous n'avons pas ici l'intention de refaire une analyse sur la complexité des processus et la mise en œuvre des différents modèles dans le domaine scientifique. Il est bien connu que la modélisation couplée de ces processus est complexe car il s'agit de modèles essentiellement non linéaires dans un milieu polyphasique (eau-air-solide-plante) (Vauclin, 1994 ; Néel, 1996 ; Lavelle, 2000 ; Findeling, 2001 ; Lafolie *et al.*, 2002). Nous allons faire une synthèse des modèles qui sont disponibles pour la simulation des processus mis en jeu dans le contexte de la thèse. Nous allons baser cette synthèse sur la liste bibliographique montrée sur le Tableau 3. Nous traiterons ici :

- De la définition des types de modèles,
- Des modèles pour la simulation des processus physiques : flux hydriques et thermiques,
- Des modèles pour la simulation des processus biologiques : flux azoté,
- Des modèles couplés pour la modélisation simultanée des deux derniers processus.

Tableau 3 Liste des modèles disponibles

Modèle	Auteur/année	Processus simulés
		Physiques
PASTIS	Lafolie, 1991 ; Lafolie et al., 2002	Flux d'eau, chaleur, solutés, prise d'eau, prise d'azote, transformations d'azote organique (minéralisation, nitrification et dénitrification)
Sans nom	Jaynes, 1995 et Casey, 1997	Transport d'eau et solutés
PASTIS	Maraux <i>et al.</i> , 1998a	Flux d'eau avec prise d'eau par les plantes
CRACK-NP	Matthews <i>et al.</i> , 2000	Flux d'eau, flux de nitrates, croissance de la plante, prise d'azote, minéralisation et nitrification de l'azote
SiSPAT	Gonzalez-sosa <i>et al.</i> , 1999	Flux de chaleur, d'eau et température dans l'interphase sol-paillis
Sans nom	Adiku <i>et al.</i> , 2000	Flux d'eau et pris d'eau par les plantes
TEC	Chanzy <i>et al.</i> , 1993	Flux d'eau (phases liquide et gazeuse), flux de chaleur
		Biologiques
Modèles simples	Nyamangara <i>et al.</i> , 1999 ; Janssen, 1984 ; Rezende <i>et al.</i> , 1999 ; Scopel <i>et al.</i> , 1998	Dégradation de la biomasse des paillis résiduels
Modèle deux compartiments	Aita <i>et al.</i> , 1997	Cinétique de minéralisation du C et N à courts termes
Modèle deux compartiments	Puget <i>et al.</i> , 2001	Cinétique à court temps du C dérivé de résidus végétaux
Hénin-Dupuis	Andriulfo <i>et al.</i> , 1999	Deux et trois compartiments pour simuler la cinétique du C
Tableau 3. Suite sur la liste des modèles disponibles		
NCSOIL	Hadas <i>et al.</i> , 1993	Minéralisation de la cellulose et de l'azote des paillis du blé
Modèle de décomposition STICS	Nicolardot <i>et al.</i> , 2001	Minéralisation du C et N des paillis résiduels, STICS pour la minéralisation du C et N (humification)
Sans nom	Van Veen <i>et al.</i> , 1984	Minéralisation et immobilisation de l'azote par la biomasse microbienne
MOMOS-N	Bottner <i>et al.</i> , 1999	Transfert du C dans la matière organique du sol Couplées
SWATNIT	Vereecken <i>et al.</i> , 1991	Transfert d'eau, transfert d'azote ; transfert de chaleur, croissance de la plante, prise d'eau et d'azote par les plantes, transformations inorganiques de l'azote (nitrification, dénitrification, volatilisation), distinction des pools frais et résistants, transformations organiques minéralisation immobilisation.
TEC, Paillis, DPFT, PASTIS-paillis	Findeling, a2001	TEC-Paillis : Flux d'eau, flux de chaleur, effets des paillis sur la température et humidité ; DPFT : Effets des paillis sur le ruissellement ; PASTIS-paillis : Transferts d'eau, de chaleur, de solutés, transformations de la matière organique (minéralisation, nitrification, dénitrification), croissance de la

DAISY	Hansen, 1991 ; Neergaard <i>et al.</i> , 2002	culture, effets des paillis sur l'interception de la pluie, sur le ruissellement et l'évaporation. Flux d'eau, température du sol, dynamique de la matière organique, azote minéral, croissance de la culture, cinétiques de minéralisation du C et N
NLEAP	Ersahin <i>et al.</i> , 2001	Flux d'eau, des solutés, de chaleur, transformation de l'azote, minéralisation-immobilisation, nitrification associée aux paillis résiduels.
PASTIS-CANTIS	Neel, 1996 ; Garnier <i>et al.</i> , 2001, Garnier <i>et al.</i> , 2002.	Transfert d'eau, de solutés, de chaleur, transformation de l'azote, les bilans de C et N en prenant en compte la décomposition des paillis, la minéralisation-immobilisation, la nitrification et humification
LIXIM	Mary <i>et al.</i> , 1999	Fonctionnels Minéralisation et nitrification d'azote organique, transport de nitrates
STICS	Brisson <i>et al.</i> , 1998	Simulation de la croissance de la culture et les bilans d'eau et d'azote
Modèle simplifié	Joshua <i>et al.</i> , 2001	Estimation de l'azote minéralisé et la lixiviation

2.4.1 Définition des types de modèles

En général, la modélisation mathématique dans divers domaines (l'hydrologie, l'hydrogéologie, l'agronomie, la climatologie, le génie civil et sanitaire, ...) est divisée ou classée en deux grands groupes (Vauclin, 1994) :

- **Les modèles stochastiques.** Les variables d'entrée et/ou les paramètres sont traités comme des fonctions aléatoires. Il s'agit des cas où les propriétés physico-chimico-biologiques du sol varient d'un point macroscopique à un autre. Cette variabilité spatiale, avec des coefficients de variabilité élevés de l'ordre de 300%, requièrent dans beaucoup de cas l'utilisation de concepts statistiques et géostatistiques pour analyser les résultats et impliquent bien souvent d'ajouter à l'aspect mécaniste des équations une description stochastique des paramètres pertinents.
- **Les modèles déterministes.** Dans ce cas, au contraire, les variables et les entrées sont prises en compte comme des grandeurs uniformes et les fonctions qui décrivent les phénomènes sont soit expérimentales (**modèles empiriques**), soit fondées sur une certaine connaissance des processus impliqués. Ce dernier groupe de modèles est subdivisé en modèles conceptuels de type **mécaniste** ou **fonctionnel**.
- Vauclin et Angulo-Jaramillo (1995) expliquent que les **modèles mécanistes** prennent en compte la majorité des mécanismes fondamentaux des processus mis en jeu et couramment accepté (équations de base qui expliquent le mouvement de l'eau : loi de Darcy ; le transport

de solutés : équation de convection-dispersion ; les réactions de précipitation/dissolution, ...). Aussi, ces modèles sont-ils qualifiés de **conductifs**, car se sont les notions de vitesse et de flux de matière qui sont prises en compte.

- Le concept **fonctionnel** fait référence aux modèles qui incorporent des traitements simplifiés des flux hydriques et de solutés et qui ne demandent pas une prise en compte détaillée des processus complexes. Contrairement aux modèles précédents, les modèles dits fonctionnels sont de type **capacitif**, c'est-à-dire que le sol est assimilé à un réservoir défini par deux humidités caractéristiques : le point de flétrissement et la capacité au champ.

Dans la mesure où les modèles mécanistes essaient de formaliser le maximum de processus, ils constituent d'excellents outils de recherche permettant notamment d'étudier en détail les interactions physico-chimiques dans les sols, et de conduire de manière rigoureuse des études de sensibilité à tel ou tel phénomène ou paramètre (Vauclin, 1994). Les modèles utilisés pour prédire les effets des pratiques agricoles en considérant diverses échelles d'espace et temps (parcelles, ferme et /ou région comprise) sont souvent appelés **modèles conceptuels** (Lavelle, 2000). Ce type de modèles comprend les interactions entre l'agrosystème (c'est à dire les options des pratiques agricoles) et les propriétés du sol (principalement la dynamique des composants organiques et la structure physique du sol).

2.4.2 Modélisation couplée des processus physiques et biologiques

Parmi la diversité des modèles trouvés dans la littérature, nous allons séparer les modèles qui sont liés aux effets des paillis résiduels en trois grands groupes : ceux liés aux transferts d'eau et de solutés, et aux bilans de chaleur et d'énergie que nous pouvons classer en processus physiques; un deuxième groupe prend en compte les processus biologiques ; et un troisième porte sur le couplage des processus physiques et biologiques sous l'effet des paillis résiduels.

2.4.2.1 Modélisation des flux hydriques et thermiques

2.4.2.1.1 Sol nu

Dans la bibliographie, on trouve en premier lieu des modèles qui simulent les phénomènes physiques dans un sol nu à l'interface sol-eau-plante-atmosphère. Les phénomènes physiques qui ont été intégrés aux modèles sont : le flux d'eau dans le sol avec l'équation de Richards, les transferts préférentiels d'eau (séparation des phases mobile et immobile de l'eau), l'absorption et la transpiration d'eau et encore le prélèvement d'azote par les plantes (Lafolie 1991; Jaynes *et al.*, 1995; Casey *et al.*, 1997; Maraux, 1994; Maraux, 1998a; Jaynes et Shao, 1999; Wu *et al.*, 1999; Adiku *et al.* 2000; Lafolie, 2002). L'introduction de l'équation de convection - dispersion dans les modèles a permis la simulation du transfert de solutés comme les nitrates (Lafolie, 1991; Vauclin, 1994; Vauclin et Angulo-Jaramillo, 1995; Šimůnek *et al.*, 1998; Matthews *et al.*, 2000; Ersahin et

Karaman, 2001). Ces modèles sont très utilisés dans le domaine de la prévision de la lixiviation du nitrate (Lafolie, 1991; Vauclin, 1994; Néel, 1996; Findeling, 2001a; Lafolie *et al.*, 2002).

2.4.2.1.2 *Sol paillé*

Dans le cas d'un sol paillé, le développement des techniques agricoles comme le semis direct a nécessité l'introduction dans les modèles des effets des paillis sur les transferts d'eau, d'énergie ainsi que le ruissellement superficiel à l'interface sol-paillis (Arreola-Tostado, 1996; Gonzalez-Sosa *et al.*, 1999; Scopel *et al.*, 1999; Findeling, 2001b).

Le paillis qui reste en surface est d'abord considéré pour son rôle protecteur sur la perte d'eau dans le transfert hydrique à l'interface sol-atmosphère (Arreola-Tostado, 1996; Scopel *et al.*, 1999; Findeling, 2001c). Dans un deuxième temps, les paillis ont été pris en compte pour la simulation de leurs transformations biologiques dans le sol, notamment le devenir du C et du N que nous décrivons dans le paragraphe suivant.

2.4.2.2 *Modélisation des processus biologiques*

En général, les modèles qui simulent les processus biologiques dans le sol sous l'influence d'un paillis résiduel prennent en compte une cinétique de dégradation du type de premier ordre, et dans la majorité des cas les paillis ont été enfouis dans le sol (Janssen, 1984; Mary *et al.*, 1996; Rezende *et al.*, 1999). La cinétique de minéralisation du C et du N est généralement étudiée par la méthode d'incubation qui permet à la fois de fixer le CO₂ dégagé pendant la dégradation des paillis et, de suivre l'azote issu de la minéralisation dans le sol (Méthodes décrites dans Stanford *et al.*, 1975; Mary et Recous, 1994 ; Mary *et al.*, 1996; Aita *et al.*, 1997 ; Abiven, 2001). Pour la modélisation des fractions labile et résistante, les pertes du C dérivé des paillis résiduels sont toujours simulées en prenant en compte les cinétiques de décomposition des deux compartiments (Valauwe *et al.*, 1996; Aita *et al.*, 1997; Mary *et al.*, 1999; Abiven, 2001)

La modélisation de ces processus est basée sur une constante de biodégradation établie pour traduire les dynamiques de décomposition à court et long termes qui correspondent aux fractions labiles et résistantes des paillis (Mary *et al.*, 1996; Aita *et al.*, 1997; Nyamangara *et al.*, 1999). Ces processus de dégradation suivent en général une loi de type Michaëlis-Menten par rapport à la biomasse microbienne (Mary *et al.*, 1996 ; Garnier *et al.*, 2001). La cinétique de minéralisation nette de l'azote, aussi appelée « potentiel de minéralisation de l'azote » (Stanford *et al.*, 1975), est souvent incluse dans les modèles (Mary *et al.*, 1996). Ce potentiel est utilisé pour simuler le taux de minéralisation de l'azote (j^{-1}) sous l'effet d'un paillis résiduel.

2.4.2.3 *Modélisation couplée des processus physiques et biologiques*

Les nouveaux concepts et modèles proposés durant la dernière décennie sont basés sur des approches holistiques qui sont utilisées pour une modélisation intégrée du fonctionnement des

pratiques agricoles. Lavelle (2000) explique que le concept de décomposition dans les contextes agricoles dépend de trois éléments : les organismes du sol, dont la microflore, jouent un rôle très important ; les conditions physiques du sol et la prise en compte de la qualité des sources naturelles : qualité chimique des matériaux organiques produits par les plantes et rôle des organismes décomposeurs.

Les différentes manières de traiter le sol associé aux paillis résiduels pour la modélisation des phénomènes mis en jeu dans le contexte de la thèse ont été expliquées par Findeling (2001a). L'auteur décrit les différences entre les modèles qui simulent les flux hydriques, thermiques et des solutés : il admet qu'elles sont surtout fondées surtout sur un type de géométrie (mono ou bidimensionnelle), le système agricole (sol-plante-paillis) et le nombre de compartiments considérés, la représentation des phénomènes, physique ou empirique, et la nature physique des paillis. Néel (1996) explique que la majorité des modèles couplés pour la simulation des processus physiques et biologiques a été structurée en prenant en compte trois aspects principaux : le premier lié aux transformations de l'azote et du carbone ; le second aux lois d'action des facteurs abiotiques sur l'activité biologique et le troisième aux transferts d'eau, de chaleur et de solutés. Plusieurs auteurs s'accordent quant à la difficulté de trouver des modèles qui s'adaptent à plusieurs conditions de sol, de climat, de culture, de type et de nature des paillis résiduels (Vauclin et Angulo-Jaramillo, 1995; Simunek et Lejna, 1998; Lavelle, 2000; Findeling, 2001a). Nous avons d'ailleurs constaté que, dans la littérature, il existe une très faible quantité d'études traitant de la prévision couplée des processus physiques et biologiques par un seul modèle. Parmi la littérature consultée (liste du Tableau 3), seulement quatre versions de modèles mécanistes comprennent un couplage des processus :

- Le modèle PASTIS dans Findeling, (2001a) ; Néel (1996); Garnier *et al.* (2001); Garnier *et al.* (2002) ;
- Le modèle DAISY dans Neergaard *et al.* (2002) ;
- Le modèle NLEAP dans Ersahin et Karaman (2001) ; et :
- Le modèle SWATNIT dans Vereecken *et al.* (1991).

Nous avons trouvé aussi des modèles fonctionnels qui ont des modules pour simuler les processus physiques et biologiques, tels que STICS dans Brisson *et al.* (1998) pour simuler les cycles d'eau et d'azote, et la version du modèle fonctionnel capacitif dans Joshua *et al.* (2001) qui simule la minéralisation et la lixiviation de l'azote.

3 PRESENTATION DU MODELE PASTIS

Dans cette étude, nous cherchons un modèle qui soit capable de simuler les processus de transformation de la matière organique (notamment la dégradation d'un paillis enfouis ou qui reste en surface) et les transferts d'eau, de chaleur et de solutés (notamment le nitrate).

Dans la littérature, nous avons recensé un important nombre de modèles capables de simuler partiellement les transferts de masses (eau et solutés), de chaleur et la transformation de la matière organique, dont en particulier la dégradation biochimique des paillis résiduels. D'autre part, les modèles sont souvent conçus pour être utilisés dans un domaine spécifique avec un nombre limité de processus pris en compte, ou avec des adaptations à des types particuliers de sol et de climat.

Nous avons opté pour le modèle PASTIS¹⁵ car il s'agit d'un modèle qui prend en compte les transferts d'eau, d'azote (nitrate et ammonium) et de chaleur, ainsi que la transformation de la matière organique (module CANTIS) dans le sol. Un autre avantage est que le modèle a été conçu dans le but de simuler ces processus pour des systèmes agricoles incluant des paillis résiduels enfouis (Aita, 1997; Findeling, 2001 ; Garnier *et al.*, 2001 ; Garnier *et al.*, 2002 ; Lafolie, 1991; Maraux, 1998 ; Mary *et al.*, 1999 ; Néel, 1996 ;). Le module CANTIS¹⁶ permet en outre de distinguer la décomposition lente de la matière organique humifiée, et la dégradation rapide de la matière organique fraîche (Garnier *et al.*, 2002 ; Aita *et al.*, 1997 ; Woomer *et al.*, 1994; Recous, 1995).

3.1 Introduction

PASTIS a été testé par plusieurs auteurs. Maraux, (1994) a travaillé sur les flux hydriques en prenant en compte le phénomène d'absorption radiculaire et les remontées capillaires. Durant la thèse de C. Néel (1996) le module CANTIS est incorporé à PASTIS. Plus récemment, PASTIS a été évalué par Garnier *et al.* (2001) et Garnier *et al.* (2002) pour simuler la transformation de l'azote dans le sol et son transport, et pour simuler la dynamique de C et N dans le sol sous l'influence de la dégradation des paillis résiduels enfouis. Dans le travail de Findeling (2001), le modèle a été modifié pour la prise en compte des effets d'un paillis en surface sur les transferts d'eau et de chaleur, mais sans prendre en compte les effets biologiques de dégradation du paillis.

¹⁵ Prediction of Agricultural Solute Transfer In Soils

¹⁶ Carbon And Nitrogen Transformations In Soil

3.1.1 Modélisation des phénomènes physiques

Le modèle mécaniste unidimensionnel PASTIS (Lafolie, 1991) est représenté sur la Figure 8. Ce modèle permet la simulation couplée des flux d'eau ($\mathbf{FH}_{\text{PASTIS}}$), de solutés ($\mathbf{TS}_{\text{PASTIS}}$) et de chaleur ($\mathbf{FCH}_{\text{PASTIS}}$) dans les compartiments sol, paillis ($\mathbf{DP}_{\text{PASTIS}}$) et plante ($\mathbf{CRP}_{\text{PASTIS}}$, $\mathbf{DR}_{\text{PASTIS}}$). PASTIS fournit à chaque pas de temps les teneurs en eau, le potentiel matriciel de l'eau, les concentrations en solutés et la température sur un profil vertical de sol structuré en couches horizontales homogènes ($0 \leq z \leq z_{\text{max}}$).

3.1.2 Modélisation des phénomènes biologiques

Le module CANTIS (Garnier *et al.*, 2001) simule les transformations biologiques et la dynamique de C et de N de 5 pools organiques considérés dans le système sol-paillis : *la matière organique fraîche* (\mathbf{MOF}_p) ; *la matière organique humifiée* (\mathbf{MOH}_p) ; *les composants solubles dans l'eau* (\mathbf{SOL}_p) en provenance des \mathbf{MOF}_p ; *la biomasse autochtone* (\mathbf{BAU}_p) et *la biomasse zymogène* (\mathbf{BZ}_p). Le pool \mathbf{MOF}_p est divisé en quatre fractions (Figure 8) : les matériaux des paillis *facilement décomposables* (\mathbf{MFD}_f) ; les *hemi-celluloses* (\mathbf{HCE}_f) ; les *celluloses* (\mathbf{CEL}_f) et les *lignines* (\mathbf{LIG}_f).

3.1.3 Equations du modèle PASTIS

3.1.3.1 Phénomènes physiques

3.1.3.1.1 Flux d'eau

Dans PASTIS, le flux d'eau dans le sol est calculé au moyen de l'équation de Richards, dérivée des lois de Darcy et de la conservation de la masse, et une fonction de puits radicaire, tel que :

$$C\psi \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\psi) \frac{\partial H}{\partial z} \right) - \Gamma_{w, rac} \quad \text{Eq. 1}$$

où, t est le temps (s) ; z est la profondeur (considérée positive vers le bas) (m) ; Ψ est le potentiel matriciel (m) ; K est la conductivité hydraulique ($m s^{-1}$) ; $C\psi$ est capacité capillaire dérivée de la courbe de rétention de l'eau par le sol (m^{-1}) ; $\Gamma_{w, rac}$ représente la fonction de la prise d'eau par la plante qui tient compte de la densité de longueur radicaire (s^{-1}).

REMARQUE : On ne considère pas la circulation de l'eau en phase vapeur, ni les potentiels osmotiques, ni le phénomène d'hystérésis (Findeling, a2001 ; Lafolie, 1991).

Une condition de flux (condition de Neumann) est imposée en surface prenant en compte l'évapotranspiration, et le cas échéant, l'infiltration d'eau dans le sol par :

$$\left[-K(\psi, z) \frac{\partial H}{\partial z} \right]_{z=0} = Q(t) \quad \text{Eq. 2}$$

où, $Q(t)$ est l'intensité de la pluie ou l'intensité du flux évaporatif ($m s^{-1}$)

Une condition de Dirichlet est imposée à la profondeur z_m , donnée par le potentiel matriciel :

$$\psi(z_m, t) = \Psi \max(z \max, t) \quad \text{Eq. 3}$$

où, Ψ est le potentiel matriciel mesuré à la côte z au temps t (m)

3.1.3.1.2 Transport de solutés

Le modèle PASTIS simule le transport des solutés en utilisant l'équation de convection dispersion (Lafolie, 1991). Une isotherme de Freundlich, et une hypothèse d'équilibre instantané entre la phase en solution et la phase adsorbée peuvent être utilisées pour simuler le transport de substances adsorbées. Le modèle offre la possibilité de prendre en compte les phases aqueuses mobile et immobile. Toutefois, dans notre étude la totalité de l'eau est considérée mobile. L'équation du transport de solutés est donc :

$$\frac{\partial R_i C_i}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_i \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) - \frac{\partial q C_i}{\partial z} - \Gamma_{i,plante} + \Gamma_{i,sol} \quad \text{Eq. 4}$$

en posant :

$$D_i = D_{i,w} \tau_\theta + \lambda_{Dq} \quad \text{Eq. 5}$$

$$R_i = \theta + \rho_s k_F \quad \text{Eq. 6}$$

$$\tau_\theta = \frac{\theta^{10/3}}{\theta_s^2} \quad \text{Eq. 7}$$

avec, C_i est la concentration du soluté (i) dans la solution ($kg m^{-3}$) ; R_i est un facteur de retard (-), θ est la teneur en eau volumique du sol ($m^3 m^{-3}$) ; q est le flux hydrique donné par la loi de Darcy ($m s^{-1}$) ; D_i est le coefficient de dispersion hydrodynamique ($m^2 s^{-1}$) ; ρ_s est la masse volumique du sol ($kg m^{-3}$) ; k_F est le coefficient de partition de Freundlich ($m^3 kg^{-1}$) ; λ_{Dq} est la dispersivité du sol (m) ; D_w est le coefficient de diffusion du soluté dans l'eau ($m^2 s^{-1}$) ; τ_θ est un coefficient de tortuosité (-) ; z est la profondeur (m) ; t est le temps (s) ; $\Gamma_{i,plante}$ représente l'absorption par la culture ($kg m^{-3} s^{-1}$) ; $\Gamma_{i,sol}$ représente la production nette de soluté dans le sol ($kg m^{-3} s^{-1}$), estimé dans le module de transformation de la matière organique dans le module CANTIS.

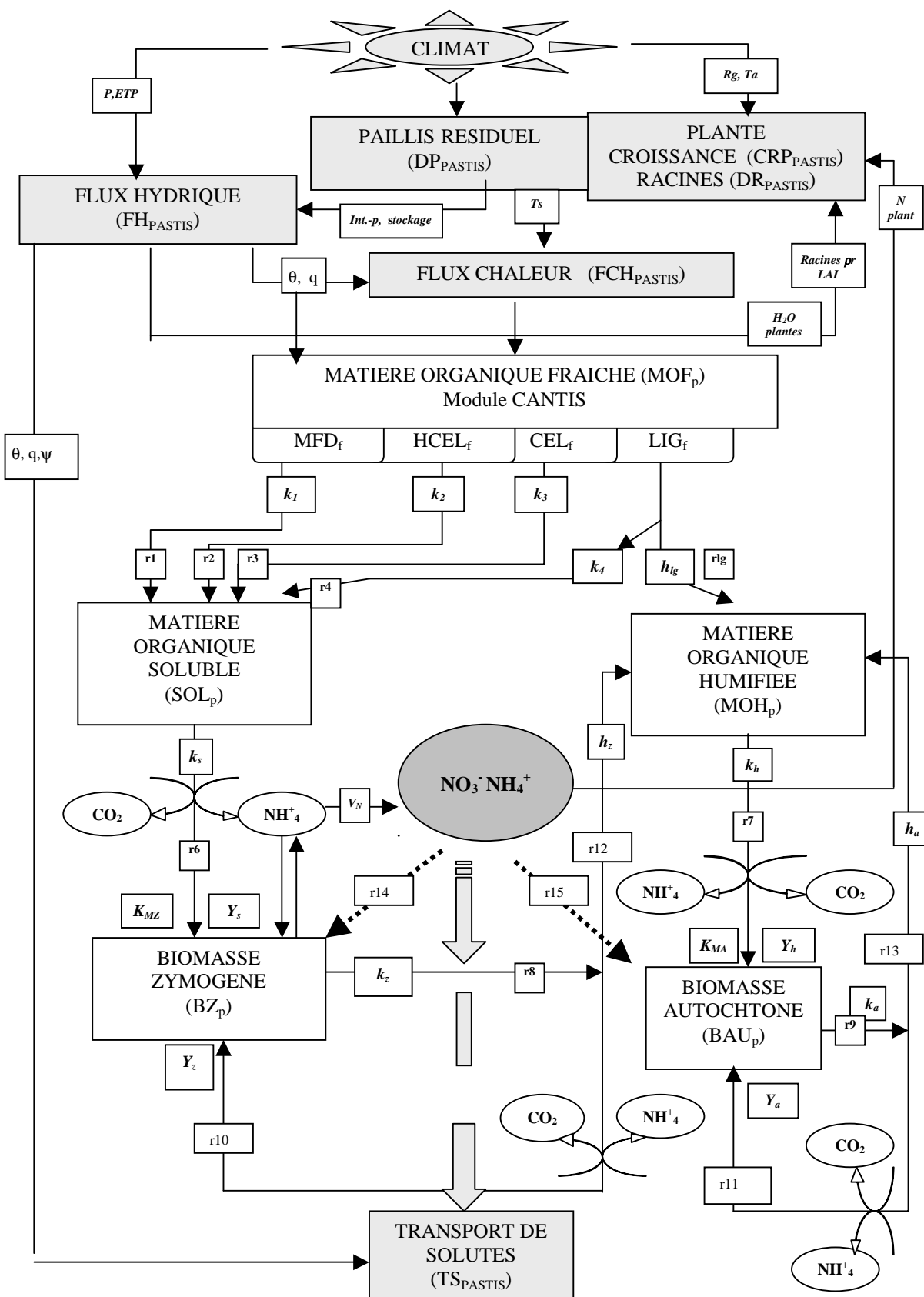


Figure 8. Diagramme du modèle PASTIS, version 2002 (d'après Findeling (2001); Garnier *et al.*, (2002) et Lafolie (1991)). En gris : résumé des phénomènes physiques, en blanc : phénomènes biologiques.

PROCESSUS DANS LE MODELE*FH_{PASTIS}* flux hydrique*TS_{PASTIS}* transfert de solutés*FCH_{PASTIS}* flux de chaleur*CRP_{PASTIS}* croissance de la culture*DR_{PASTIS}* développement racinaire*DP_{PASTIS}* dégradation des paillis de surface*r1 – r4* **décomposition** des fractions des MOFp par la biomasse zymogène*rlg* **décomposition** de la fraction lignine des MOFp par la biomasse autochtone*r6, r7* **Transformation** des solubles (pools SOLp) et MOHp par les biomasses BZp et BAUp*r8, r9* respectivement **dégradation** du C ou N des pools BZp et BAUp*r10 et r11* respectivement **recyclage du C** par les pools BZp et BAUp*r12 et r13* respectivement **humification** des produits carbonés par BZp et BAUp*r14 et r15* respectivement **l'Organisation de l'azote** par BZp et BAUp**Légende de la figure :****CLIMAT***P* précipitation pluviale (m)*ETP*, potentiel d'évapotranspiration ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)*Rg*, rayonnement global (W m^{-2})*Ta*, température de l'air ($^{\circ}\text{C}$)**SOL***Ts*, température du sol ($^{\circ}\text{C}$)*q*, flux de Darcy (m h^{-1}) *θ* , humidité volumique ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) *ψ* potentiel matriciel du sol (m)**PLANTES DE LA CULTURE***LAI*, indice foliaire (-) *ρ_r* densité de longueur des racines (m m^{-3})**PAILLIS : POOLS MOFp et MOH***k₁, k₂, k₃, k₄*, respectivement les coefficients de décomposition des fractions MFD_f, HCEL_f, CEL_f, LIG_f par la biomasse zymogène (j^{-1})*h_{lg}* coefficient du taux de dégradation de la fraction LIG_f (j^{-1})*k_s, k_h*, respectivement les coefficients de décomposition des pools SOL_p, MOH_p (j^{-1})**POOLS BZp et BAUp***k_s, k_a* respectivement coefficients de dégradation des pools BZ_p et BAU_p (j^{-1})*h_w, h_z* respectivement coefficients d'humification des pools BAU_p et BZ_p (j^{-1})*Y_s et Y_h* respectivement le taux d'assimilation direct du C et N par les pools BZ_p et BAU_p ($\text{gC ou N g}^{-1}\text{C}$)*Y_z et Y_w*, respectivement le taux de rendement ou recyclage du C et N par les pools BZ_p et BAU_p ($\text{gC ou N g}^{-1}\text{C}$)*K_{MZ} et K_{MA}*, respectivement la constante de Michaelis-Menten de décomposition des pools SOL_p par BZ_p, et MOHp par BAU_p (-)**AZOTE et CARBONE***NH₄⁺* et *NO₃⁻* formes d'azote dans le sol (kg kg^{-1})*NH₄⁺* et *CO₂* représentent les produits principaux des transformations des différents pools ($\text{kg kg}^{-1}\text{C}$)*Nplantes, H₂O plantes*, les quantités d'azote et de l'eau qui puissent être absorbées par la culture (-).*V_N* représente le taux de nitrification ($\text{mg N kg}^{-1} \text{j}^{-1}$)

Pour les transferts de solutés, la condition à la limite supérieure du système, est une condition de flux (condition de Cauchy), définie par :

$$\left[-\theta D \frac{\partial C_l}{\partial z} + q C_l \right]_{z=0} = q C_{ls} \quad \text{Eq. 8}$$

avec C_{ls} , concentration en soluté dans l'eau entrant dans le sol (kg m^{-3}), C_l , nulle en phase d'évaporation, est fixée à la valeur adéquate lors des fertilisations.

3.1.3.1.2.1.1

La condition à la limite inférieure est une condition de bout libre (Findeling, a2001) définie par :

$$\left. \frac{\partial C_l}{\partial z} \right|_{z=z \text{ max}} = 0 \quad \text{Eq. 9}$$

3.1.3.1.3 Transfert de chaleur

Les transferts de chaleur sont simulés par l'équation de convection – diffusion (Lafolie, 1991). La somme du flux diffusif (conduction thermique) et du flux convectif induit par le flux d'eau représente la totalité du flux de chaleur par :

$$C_h(\theta, z) \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\lambda_s(\theta, z) \frac{\partial T}{\partial z} - q C_H T \right] \quad \text{Eq. 10}$$

où, T est la température ($^{\circ}\text{K}$) ; $\lambda_s(\theta, z)$ est la conductivité thermique du sol ($\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$) ; C_h est la capacité calorifique volumique du sol ($\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$).

La capacité calorifique volumique du sol C_h (Findeling, a2001) est fonction de la capacité calorifique volumique du minéral C_m ($\text{J K}^{-1} \text{m}^{-3}$) et de la capacité calorifique volumique de l'eau C_H ($\text{J m}^{-3} \text{K}^{-1}$) définie par :

$$C_h = C_m(1 - n_s) + C_H \theta \quad \text{Eq. 11}$$

où, n_s est la porosité totale du sol ($m^3 m^{-3}$); C_m a une valeur constante de $2,39 J K^{-1} m^{-3}$ (cas des argiles).

3.1.3.1.3.1.1

Le flux thermique à l'interface sol – atmosphère est soumis à une condition de Dirichlet déterminée par la température de surface du sol calculée à partir de données climatiques et de l'état hydrique de la culture (Brisson *et al*, 1998). En présence de paillis il est tenu compte de l'interception d'une partie de la demande climatique par le paillis (Eq. 29). En profondeur, une condition Neumann dite de bout libre (gradient nul) est imposée.

3.1.3.1.4 Equations liées aux plantes de culture

3.1.3.1.4.1 La fonction puits des racines

Le modèle propose deux options qui sont décrites par (Maraux, 1994; Lafolie, 1991). Une option est basée sur l'approche α (Feddes, 1978) et l'autre sur un modèle utilisant une optimisation du potentiel hydrique radulaire. Dans ce travail on utilisera la première option. On admet tout d'abord que la demande climatique s'exerçant sur la plante est répartie de façon homogène sur l'ensemble du profil radulaire. Le taux d'extraction maximum par unité de longueur de racine $S_{max}(t)$ est égal au rapport de la demande transpirative potentielle $\Gamma_r(t)$ ($kg m^{-2} s^{-1}$) sur la longueur totale de racines au temps t , soit $L(t)$ (m).

$$S_{max}(t) = \frac{\Gamma_r(t)}{L(t)} \quad \text{Eq. 12}$$

Ce taux maximum d'extraction est alors pondéré à chaque cote z par une fonction de stress : $\Gamma_{w,rac} = \alpha(\psi)S_{max}(t)$, terme à droite dans l'équation 1. La fonction α est introduite pour réduire la disponibilité d'eau dans les sols trop humides ou inversement dans les sols trop secs. α dépend des propriétés hydrodynamiques et des caractéristiques du système radulaire (Lafolie, 1991). Maraux (1994) a obtenu des jeux des paramètres différents de la fonction α pour du maïs, du sorgho et une pelouse qu'on commentera au moment du paramétrage du modèle.

3.1.3.1.4.2 Absorption du nitrate

Nous avons utilisé l'option qui simule l'absorption du nitrate par une cinétique de Michaelis-Menten (Nye et Marriott, 1969). Dans ce cas, le flux de nitrate par unité de longueur de racine F ($kg.m^{-2}.s^{-1}$) est défini par :

$$F = F_{\max} \frac{C_i}{K_M + C_i} \quad \text{Eq. 13}$$

où, F_{\max} est la valeur maximale d'adsorption ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$); K_M est la constante de Michaelis-Menten (entre 10^{-5} et 10^{-6} M^{17} ou (moles de N L^{-1} solution)).

Pour la deuxième option, le terme $\Gamma_{i,plante}$ est simplifié en $\Gamma_{i,plante} = F\rho_r$, avec F = flux des nitrates ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$) et ρ_r est la densité de longueur racinaire (m.m^{-3}). On peut déterminer F_{\max} , à partir de la production de biomasse et de la teneur en N de cette biomasse. F_{\max} varie au cours du cycle de culture.

3.1.3.1.4.3 Développement aérien

PASTIS offre plusieurs possibilités. Dans notre cas (culture du riz), nous ne disposons pas de modèle de croissance de la culture et nous pourrions utiliser : soit une fonction comme proposée par Maraux (1994), soit imposer directement au modèle les valeurs du LAI. Etant donné nos objectifs, nous avons utilisé cette seconde possibilité. La partie de modélisation de la croissance de la plante est donc court-circuitée, et nous donnerons au modèle les valeurs du LAI à des temps auxquels il a été mesuré. Le modèle interpole pour obtenir le LAI aux temps où il en a besoin.

3.1.3.1.4.4 Croissance des racines

Le profil de densité racinaire ρ_r (m.m^{-3}) est modélisé par une courbe exponentielle en fonction d'une croissance linéaire avec le temps de la densité racinaire maximale $\rho_{r,\max}$ (m.m^{-3}) et de la profondeur d'enracinement z_r (m) (Maraux, 1998a) :

$$\rho_r(z, t) = \rho_r(0, t) \left[\frac{\exp(-\alpha_r z) - \exp(-\alpha_r z_r)}{1 - \exp(-\alpha_r z_r)} \right] \quad \text{Eq. 14}$$

$$\rho_r(0, t) = \rho_{r,\max} \frac{T_{dev}}{T_{dev}^r} \quad \text{Eq. 15}$$

$$z_r = z_{r,\max} \frac{T_{dev}}{T_{dev}^r} \quad \text{Eq. 16}$$

avec z et $z_{r,\max}$, cotes respectivement courante et maximale du front racinaire (m); α_r , facteur de décroissance exponentielle de la densité racinaire (-); T_{dev} est le temps thermique courant du développement du système

¹⁷ M= concentration de l'entité par litre de solution, soit moles d'azote par litre de solution, en sachant qu'un mol de l'entité est égale à la masse atomique (g).

radiculaire pour éteindre la cote z_r ($^{\circ}\text{C j}$), et T_{dev} , temps thermique nécessaire au développement du système radiculaire ($^{\circ}\text{C j}$).

3.1.3.1.4.5 Interception et stockage d'eau de pluie

On supposera que la plante peut intercepter l'eau de pluie jusqu'à une valeur maximale proportionnelle à son indice foliaire :

$$R_{c,max} = \alpha_{LAI} LAI \quad \text{Eq. 17}$$

avec $R_{c,max}$, stockage d'eau maximal de la culture (m) ; LAI , indice foliaire de la culture ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$) et $\alpha_{LAI} = 2 \cdot 10^{-4}$, coefficient empirique (m).

La gestion du réservoir plante se fait alors comme suit :

$$\frac{dR_c}{dt} = \frac{dP}{dt} - Tr_c^{pot} \quad \text{si } 0 \leq R_c \leq R_{c,max} \quad \text{Eq. 18}$$

avec R_c , stockage d'eau de la culture (m), P cumul de pluie qui est en fonction du temps (m), Tr_c^{pot} , transpiration potentielle de la culture (m s^{-1}). Le respect de la contrainte impose à chaque instant une quantité maximale de la pluie qui peut être interceptée par la culture. La quantité de pluie réellement interceptée par la culture est appelée P_c (m).

Quand la pluie s'arrête R_c diminue à concurrence de la demande évaporative appliquée à la plante, et dans la limite du stock d'eau disponible. Une fois que le stockage d'eau de la culture est épuisé, la transpiration de la plante est activée de nouveau.

3.1.3.1.5 Equations liées aux paillis résiduels

3.1.3.1.5.1 Interception, stockage et évaporation d'eau de pluie

A un instant donné t , le paillis peut intercepter l'eau de pluie jusqu'à une valeur maximale proportionnelle à sa masse (Arreola-Tostado, 1996) :

$$R_{p,max}(t) = \frac{\theta_{p,max}}{\rho_e} Q_t \quad \text{Eq. 19}$$

avec $R_{p,max}$, stockage d'eau maximale du paillis (m), ρ_e la masse volumique de l'ensemble des éléments du paillis (tiges, feuilles, épis,...) (kg m^{-3}) ; $\theta_{p,max}$, humidité maximale du paillis ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) correspondant à $R_{p,max}$ (analogue à la capacité au champ), Q_t est la masse de paillis (kg m^{-2}) au temps t (j).

Le paillis est ensuite caractérisé par une teneur en eau minimale $\theta_{p,min}$ à laquelle correspond un stockage d'eau minimum $R_{p,min}$ (m), défini par (Findeling, 2001a) :

$$R_{p,\min} = \frac{\theta_{p,\min}}{\rho_e} Q_t \quad \text{Eq. 20}$$

La gestion du réservoir paillis se fait alors de deux façons différentes selon que le paillis reçoit ou non de la pluie.

Quand le paillis est sous une pluie ($P - P_c > 0$), l'évaporation du paillis est négligée et l'on considère seulement sa recharge qui se produit selon la loi :

$$\frac{dR_p}{dt} = \tau_c \frac{d(P - P_c)}{dt} \exp\left[-\alpha_R \frac{R_{p,\max} - R_p}{R_{p,\max} - R_{p,\min}}\right] \quad \text{avec } 0 \leq R_p \leq R_{p,\max} \quad \text{Eq. 21}$$

avec R_p , stockage d'eau du paillis (m) ; τ_c taux de couverture du paillis ($m^2 m^{-2}$) et α_R coefficient de recharge en eau du paillis (-), déterminé par calage. La résolution de Eq. 27 utilise un schéma implicite de Cranck-Nicholson avec la contrainte $0 \leq R_p \leq R_{p,\max}$

Dans le cas où le paillis atteint sa quantité maximale de stockage, l'intégralité de la pluie arrivant au niveau du paillis est transmise au sol. Dans le cas contraire le paillis intercepte une partie de la pluie P_p (m). La pluie arrivant au sol après avoir traversé la culture et le paillis, P_s (m), vaut finalement :

$$P_s = P - P_c - P_p \quad \text{Eq. 22}$$

Dans le cas d'un paillis sans pluie ($P - P_c = 0$), le paillis humide passe en phase d'évaporation. Findeling (2001a) explique qu'il se produit une séparation de la demande climatique entre le paillis et le sol. Ces flux sont calculés à partir du terme d'évaporation potentielle $P_E(t)$, en fonction notamment du taux de couverture τ_c ($m^2.m^{-2}$) des paillis. Les termes de demande d'évaporation du paillis et celui de réduction de l'évaporation du sol, sont respectivement :

$$P_{E,\text{paillis}} = \tau_c P_E \quad \text{Eq. 23}$$

$$\Delta P_{E,sol} = (-\xi \tau_c) P_E \quad \text{Eq. 24}$$

avec respectivement $P_{E,paillis}(t)$ et $\Delta P_{E,sol}(t)$ ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), demande d'évaporation du paillis et réduction de la demande d'évaporation du sol sous le paillis, ξ coefficient dépendant de la couverture du paillis (-).

Le terme $P_{E,paillis}(t)$ est appliqué au paillis pour évaporer son stock d'eau R_p :

$$\frac{dR_p}{dt} = -P_{E,paillis} \quad \text{si} \quad R_p \geq R_{p,\min} \quad \text{Eq. 25}$$

Il est possible que l'intégralité de la demande soit utilisée pour évaporer l'eau du paillis en respectant la contrainte $R_p \geq R_{p,\min}$. Dans le cas contraire où le stock R_p est insuffisant une demande résiduelle P_E^{res} ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) subsiste. Dans PASTIS, cette dernière demande sert à réchauffer le paillis et s'écrit :

$$P_E^{\text{res}} = P_{E,paillis} - \frac{R_p - R_{p,\min}}{dt} \quad \text{Eq. 26}$$

3.1.3.1.5.2 Ruissellement

Les effets des paillis sur le ruissellement sont décrits dans (Findeling, 2001a). Etant donné nos objectifs, nous simulerons le ruissellement dans les trois systèmes en sachant que nous ne pourrions pas comparer les simulations avec les mesures faites sur le terrain. Nous n'avons pas caractérisé la surface ni le paillis de SCV, pour tirer toutes les valeurs des paramètres pour simuler les effets des paillis sur le ruissellement, nous avons pris en compte les valeurs des paramètres acquis par Findeling (2001a).

3.1.3.1.5.3 Transfert thermique

L'évolution de la température du paillis dans PASTIS, est représentée de manière semi-empirique par une équation qui décrit trois phénomènes :

1. Le réchauffement par la demande résiduelle P_E^{res} .
2. Les échanges avec le sol par conduction.
3. Les échanges avec l'atmosphère.

L'équation des transferts thermiques dans le paillis est :

$$m_p c_{\tau,p} \frac{dT_p}{dt} = L_v P_E^{res} - \lambda_p \frac{2(T_p - T_s)}{z_p} - k_T (T_p - T_{ref}) \quad \text{Eq. 27}$$

avec $c_{\tau,p}$, chaleur massique du paillis ($J kg^{-1} K^{-1}$), $\lambda_p = 0.32 + 0.262\theta_p$, conductivité thermique du paillis ($W K^{-1} m^{-1}$) tirée de Sharrat (1997), z_p épaisseur du paillis (m), T_p température du paillis ($^{\circ}C$), $T_{ref} = \frac{T_c + T_a}{2}$, température estimée de l'atmosphère sous la culture ($^{\circ}C$), T_s température à la surface du sol ($^{\circ}C$), L_v chaleur latente massique de vaporisation de l'eau ($J kg^{-1}$) et k_T constante empirique des échanges thermiques entre paillis et atmosphère ($W m^{-2} K^{-1}$)

3.1.3.2 Phénomènes biologiques

3.1.3.2.1 Modélisation de la dégradation du paillis de surface

Le paillis de surface est pris en compte comme de la matière organique fraîche (MOFp). Etant donnée sa géométrie érigée, seulement une partie, Q_p^c ($kg.m^{-2}$), de la masse totale du paillis, Q_p ($kg.m^{-2}$), est au contact du sol et donc susceptible d'être dégradée par la biomasse zymogène. Le restant, Q_p^{nc} ($kg.m^{-2}$), constitue une réserve qui ne peut être dégradée, mais qui peut réapprovisionner la fraction en contact au cours de sa dégradation (simulation de la chute progressive du paillis).

Puisque le paillis n'est pas enfoui dans le sol, la température propre du paillis, T_p ($^{\circ}C$), et son humidité θ_p ($m^3.m^{-3}$), sont utilisés pour simuler sa dégradation dans CANTIS. La biomasse zymogène qui le dégrade est, en outre, supposée pouvoir puiser l'azote minéral dans une couche superficielle de sol d'épaisseur z_{bzy} (m). *In fine*, le jeu d'équation qui régit la dégradation du paillis de surface est :

$$dQ_p^c(t) = CANTIS(Q_p^c, \theta_p, T_p, N_{\min}(z_{bzy}))dt + ALIM(t)dt \quad \text{Eq. 28}$$

$$dQ_p^{nc}(t) = -ALIM(t)dt \quad \text{Eq. 29}$$

$$ALIM(t)dt = \min(Q_p^c(0) - Q_p^c(t), \alpha_{nc \rightarrow c} Q_p^{nc}(t))dt \quad \text{Eq. 30}$$

$$Q_p(t) = Q_p^c(t) + Q_p^{nc}(t) \quad \text{Eq. 31}$$

avec $ALIM$, flux de réapprovisionnement du paillis en contact avec le sol par le paillis non en contact avec le sol ($\text{kg m}^{-2} \text{j}^{-1}$), $\alpha_{nc \rightarrow c}$, propension du paillis non en contact au réapprovisionnement du paillis en contact (j^{-1}), $CANTIS$, flux de dégradation du paillis en contact avec le sol ($\text{kg m}^{-2} \text{j}^{-1}$).

3.1.3.2.2 Transformations du carbone

3.1.3.2.2.1 Décomposition de la matière organique humifiée (MOHp par BAUp)

Ces processus correspondent à la décomposition des matières sous l'action exclusive de la biomasse autochtone. Ces processus lents de décomposition suivent une cinétique du premier ordre donnée par l'équation (Garnier *et al.*, 2002) :

$$\frac{dC_H}{dt} = -k_h C_H \frac{B_A}{K_{MA} + B_A} f_T f_E \quad \text{Eq. 32}$$

où, C_H est la teneur en C dans MOH_p ($\text{mg C kg}^{-1} \text{ sol}$) ; k_h est le coefficient de décomposition du pool MOH_p (j^{-1}) ; B_A est la teneur en C dans le pool BAU_p ($\text{mg C kg}^{-1} \text{ sol}$) ; K_{MA} est le facteur de pondération sur la taille de la biomasse autochtone (-) ; f_T est un facteur lié à la température du sol (-) ; f_E est un facteur lié à l'humidité du sol (-).

La cinétique des transformations du C et de N des matières organiques résistantes et décomposables seront traitées en temps normalisé pour prendre en compte les facteurs de réduction de la température et de l'humidité (Garnier *et al.*, 2001).

3.1.3.2.2.2 Décomposition de la matière organique fraîche (MOFp ou SOLp par BZp)

Les processus rapides de décomposition des matériaux organiques frais sont décrits par deux termes et suivent une cinétique de premier ordre pour ce qui concerne la décomposition du C et une cinétique de type Michaëlis – Menten pour tenir compte de l'importance de la biomasse microbienne :

$$\frac{dC_i}{dt} = -k_i C_i \frac{B_Z}{K_{MZ} + B_Z} f_T f_E f_N \quad \text{Eq. 33}$$

où, C_i est la teneur en C dans les fractions des pools $MOFp$ et $SOLp$ ($\text{mg C kg}^{-1} \text{ sol}$) ; k_i représente les coefficients de décomposition des fractions des $MOFp$ et $SOLp$ (j^{-1}) ; B_Z est la teneur en C dans BZp ($\text{mg C kg}^{-1} \text{ sol}$) ; K_{MZ} est le facteur de pondération lié à la taille du pool BZp (-) ; f_N est un facteur de réduction d'azote (-).

Le facteur f_N limite la décomposition des matériaux organiques en condition d'azote minéral limitante (Recous *et al.*, 1995). Ce facteur est compris entre 0 et 1 (Garnier *et al.*, 2001).

3.1.3.2.2.3 Assimilation du C par les biomasse microbiennes (BZp et BAUp)

La biomasse microbienne du sol assimile le C des matériaux organiques (pools SOLp ou et MOFp) avec une vitesse d'assimilation donnée par :

$$A_i^C = -Y_j \frac{dC_j}{dt} \quad \text{Eq. 34}$$

où, i représente les pools BZp ou BAUp (-) ; j représente les pools SOLp ou FOMP (-) ; A_i^C est le taux d'assimilation ($gC g^{-1}C j^{-1}$) ; Y_j représente le C assimilé par BZp ou BAUp des SOLp ou MOHp ($gC g^{-1}C$)

3.1.3.2.2.4 Décomposition des biomasses microbiennes (BZp et BAUp)

Le processus de décomposition des biomasses microbiennes est représenté par la relation :

$$\frac{dB_i}{dt} = -k_i B_i f_N \quad \text{Eq. 35}$$

où : i représente BZp ou BAUp (-) ; B_i est la quantité du C dans BZp ou BAUp ($gC g^{-1}C$) ; k_i le taux de décomposition des BZp ou BAUp (j^{-1}).

3.1.3.2.2.5 Humification par BAUp ou BZp

Les cycles de décomposition des matières fraîches et résistantes ou humifiées (respectivement MOFp et MOHp dans la Figure 8) sont reliés par le processus d'humification des composants carbonés affectant soit la lignine des résidus frais (flux r_{lg} dans Figure 8), soit certains produits microbiens notamment du type mélanine (flux r_{l2} et r_{l3} dans la Figure 8). Les taux d'humification sont représentés par :

$$H_i^C = -h_i \frac{dB_i}{dt} \quad \text{Eq. 36}$$

où : i représente les pools BZp ou BAUp (-) ; H_i^C le taux d'humification du C ($gC g^{-1}C j^{-1}$) ; h_i est le coefficient d'humification (j^{-1}).

3.1.3.2.2.6 Recyclage du C dans les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)

Dans le module CANTIS, les substrats microbiens provenant de la mortalité ou de la prédation microbienne sont supposés être décomposés par le même type de biomasse, ce qui est considéré ici comme un recyclage. Ces processus représentés par YZ et YA dans la Figure 8, sont simulés par la relation de recyclage suivante :

$$R_i^C = -(1 - h_i)Y_i \frac{dB_i}{dt} \quad \text{Eq. 37}$$

où : B_i représentent les pools BZp ou BAUp (-); R_i^C le taux de recyclage du C ($\text{gC g}^{-1}\text{C j}^{-1}$); Y_i le taux de rendement du C par BZp ou BAUp ($\text{gC g}^{-1}\text{C}$); $(1-h_i)$ représente la proportion de l'humification des biomasses microbiennes recyclées (nécromasses) (-).

3.1.3.2.3 Transformations de l'azote

3.1.3.2.3.1 Assimilation de N par les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)

L'assimilation microbienne de l'azote du sol (deux voies) est déduite de celle du carbone par le rapport N/C de la biomasse concernée (rapports N/C des BZp et BAUp) (Neel, 1996). Ces deux processus (YS et YH sur la Figure 8) sont représentés par :

$$A_i^N = -R_i A_i^C f_N \quad \text{Eq. 38}$$

où, i représente les pools BZp ou BAUp (-); A_i^N est le taux d'assimilation de N ($\text{gC g}^{-1}\text{C j}^{-1}$); R_i le rapport N/C dans les pools BZp ou BAUp (-)

REMARQUE. Dans CANTIS, le processus d'assimilation nette est séparé en deux voies d'assimilation : a) assimilation directe (azote absorbé directement des composants organiques issus de la dégradation des matières fraîches) et b) Organisation (azote absorbé à partir du N minéral dans le sol).

Dans les paragraphes suivants les relations pour simuler ces deux processus sont présentées.

3.1.3.2.3.2 Assimilation directe de N par les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)

L'assimilation directe de l'azote par les pools BZp et BAUp est représentée par les taux de recyclage d'azote (ou de carbone) issus de la croissance et de la mortalité des biomasses microbiennes concernées durant leur dégradation (YZ et YA dans la Figure 8). Dans CANTIS ce taux d'assimilation est simulé par la relation :

$$D_i = \alpha_i A_i^N \quad \text{Eq. 39}$$

où, D_i taux d'assimilation directe de N ($\text{gC g}^{-1}\text{C j}^{-1}$); α_i le coefficient de partition entre l'assimilation directe et l'organisation de N (-).

3.1.3.2.3.3 Organisation de N par les biomasses microbiennes (BZp ou BAUp)

L'azote organisé par les biomasses microbiennes représente la partie de l'assimilation nette d'azote qui est consommée par les pools BZp et BAUp et sera modélisé par l'équation suivante (Garnier *et al.*, 2001) :

$$I_i = (1 - \alpha_i) A_i^N \quad \text{Eq. 40}$$

où, I_i représente le taux d'organisation de N ($\text{gC g}^{-1}\text{C j}^{-1}$).

REMARQUE. Le taux d'organisation de l'azote dans CANTIS est séparé selon la forme d'azote assimilé par les biomasses microbiennes concernées.

Ces deux formes d'assimilation sont décrites dans les deux paragraphes suivants.

3.1.3.2.3.4 Organisation de N du NH_4^+

$$I_i^A = I_i \frac{N_A}{\beta N_N + (1 - \beta) N_A} \quad \text{Eq. 41}$$

où, I_i^A le taux d'Organisation de N du NH_4^+ ($\text{gC g}^{-1}\text{C j}^{-1}$); N_A la quantité d'azote N-NH_4^+ ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1} \text{ sol}$); N_N la quantité d'azote N-NO_3^- ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1} \text{ sol}$); β le coefficient de partition entre le NH_4^+ et NO_3^- (-).

3.1.3.2.3.5 Organisation de N du NO_3^-

$$I_i^N = I_i - I_i^A \quad \text{Eq. 42}$$

où, I_i^N le taux d'Organisation de N du NO_3^- ($\text{gN g}^{-1}\text{C j}^{-1}$).

3.1.3.2.3.6 Nitrification

Le taux de nitrification est dépendant de la concentration d'ammonium selon une cinétique de Michaëlis-Menten (Garnier *et al.*, 2001) :

$$V_N = \frac{V_{\max} N_A}{K_N + N_A} f_T f_E \quad \text{Eq. 43}$$

où, V_{\max} le taux maximal de nitrification ($\text{mg N kg}^{-1} \text{ j}^{-1}$); V_N le taux de nitrification ($\text{mg N kg}^{-1} \text{ j}^{-1}$); K_N une constante d'affinité entre NH_4^+ et les bactéries nitrifiantes (mg N kg^{-1}).

4 ACQUISITION ET ANALYSE DES PARAMETRES ET VARIABLES DE CALAGE DU MODELE

4.1 Description générale de la zone d'étude

4.1.1.1 Situation géographique

Le travail de recherche a été conduit au sein d'une ATP (Action Thématique Programmée) du CIRAD, en collaboration avec l'EMBRAPA-CNPAF dans une région située au sud des *Cerrados*, dans l'état du *Goiás* (**Figure 9**). Les *Cerrados* brésiliens couvrent 200 Mha largement consacrés aux pâturages : la graminée *Brachiaria spp.* domine sur environ 50 Mha alors que *Andropogon gayanus* occupe plus de 7 Mha. Au Brésil, la surface des cultures en semis direct (SCV) couvre 8,8 Mha, dont 3,0 Mha sont installés dans la région des *Cerrados* dans le centre ouest du pays (Lagaye 1999; Rezende *et al.*, 1999).

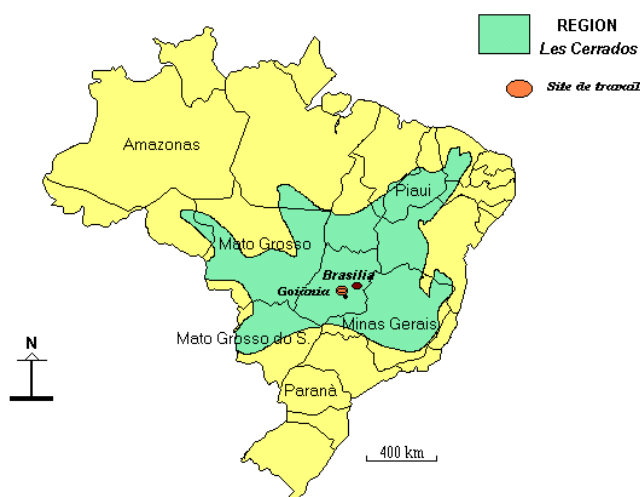


Figure 9 Localisation géographique du site de travail dans la région des *Cerrados*, au Brésil

4.1.1.2 Le climat

Du point de vue de la pluviométrie, la région des *Cerrados* est située entre les isohyètes 800 et 2000 mm (1500 mm environ dans la région de Goiânia). Les pluies sont réparties d'octobre à avril, alors que des périodes de sécheresse (jusqu'à 120 jours continus) s'installent entre les mois de mai et d'août (**Figure 10**). Les événements pluvieux sont parfois d'une forte intensité (supérieure à 100 mm h⁻¹).

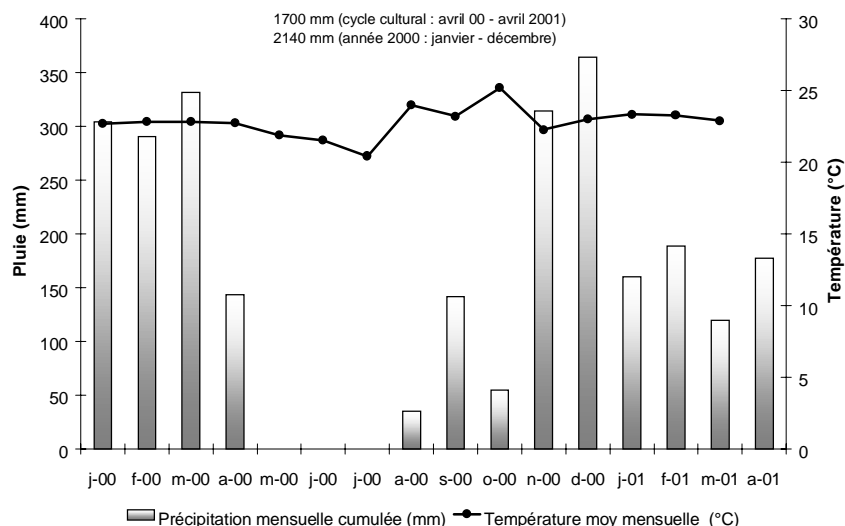


Figure 10 Variation mensuelle de la pluie et de la température dans l'environnement parcellaire CIRAD/CNPAF (Goiânia, Brésil), pour le cycle cultural 2000-2001.

Si les températures sont élevées au début de la saison des pluies, elles baissent légèrement durant la saison sèche (**Figure 10**). L'amplitude thermique peut aller de 30°C au maximum en octobre à 9°C au minimum en juillet ; la moyenne annuelle varie entre 24 et 27°C sur les 5 dernières années. Ces caractéristiques climatiques ont permis à Segalen (1995) de définir le climat des *Cerrados* comme un climat typique des régions tropicales sub-humides.

4.1.1.3 Les sols

Au Brésil, les trois types de sols les plus fréquents sont les sols ferrallitiques (*latosol vermelho escuro*), les sols ferrugineux et les vertisols. Les premiers sont les plus représentés dans la région des *Cerrados*, couvrant jusqu'à 45% de la surface (Séguy *et al.*, 1996). Les sols des parcelles expérimentales ont été décrits par Lagaye (1999) qui a entrepris une analyse concernant la variabilité inter et intra parcellaire du milieu, en termes de caractéristiques physiques des sols (texture, structure et densité apparente). Les résultats indiquent que si les valeurs de pH atteignent des seuils d'acidité élevée ($\text{pH} < 5,5$), les teneurs en Al et Mn restent trop faibles pour être toxiques (Tableau 4). Les valeurs mesurées pour le pH ont permis de mettre en évidence un gradient le long de la pente, estimé à 0,5 unité pH par 10 m. Au sud-ouest de la zone a été délimitée une enclave présentant des caractéristiques différentes : pH et CEC plus faibles, densité apparente plus élevée. Les parcelles d'étude ont été sélectionnées en dehors de cette zone particulière.

Tableau 4 Caractéristiques chimiques selon le type de travail du sol des sites expérimentaux pour l'année 1998. (d'après Lagaye, 1999)

Système	Profondeur cm	PH		Al ³⁺ Cmol kg ⁻¹	C _{or} %	N _{tot} %	P _{as.} mg kg ⁻¹
		H ₂ O	KCl				
OFF	0-5	6,18	5,33	0,00	1,74	1,21	56,0
	5-10	6,23	5,41	0,00	1,72	1,20	56,1
LP	0-5	5,58	4,79	0,02	1,47	0,99	47,3
	5-10	5,43	4,78	0,02	1,48	0,99	47,8
SCV	0-5	5,99	5,19	0,00	1,68	1,17	63,1
	5-10	6,06	5,29	0,00	1,63	1,13	58,3

C_{or} = Carbone organique ; *N_{tot}* = azote total ; *P_{as.}* = phosphore assimilable ; *OFF* = sol travaillé à l'offset ; *LP* = Labour profond ; *SCV* = semis direct associé à une couverture végétale.

4.1.1.4 Le site expérimental

Le dispositif expérimental sur lequel nous avons travaillé est situé dans le centre régional *Arroz e Feijão* (CNPAF) de l'EMBRAPA, à 25 km au Nord de *Goiânia*. C'est un ensemble de parcelles qui couvre environ 6 ha (400 X 150 m²). Le site est constitué de 5 bandes successives séparées par des terrasses à base large, dont 4 bandes cultivées en riz et soja (**Figure 11**).

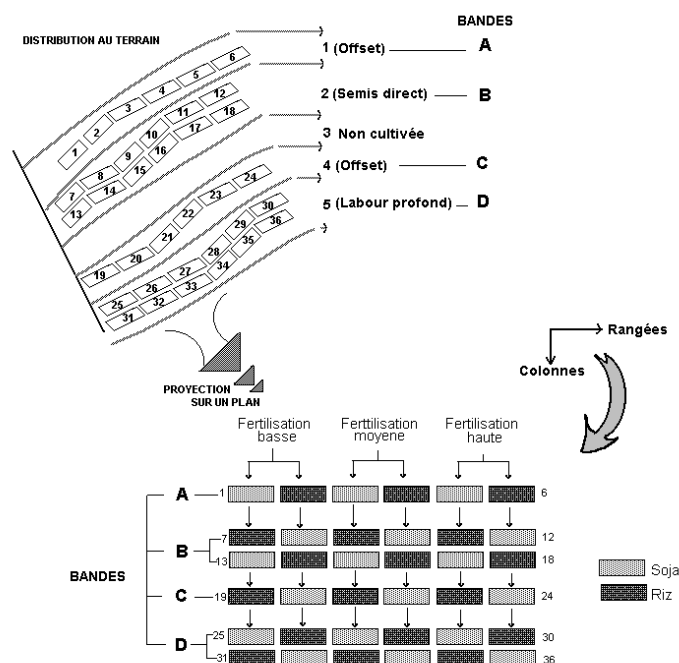


Figure 11 Dispositif expérimental composé de 36 parcelles réparties en 6 rangées, deux par type de travail du sol et 6 colonnes, deux par niveau de fertilisation (inspiré de Lagaye, 1999).

Ce dispositif, qui comprend plusieurs types d'itinéraires techniques et de rotations, a pour objectif de comparer les effets du semis direct associé à des plantes de couverture (SCV) à deux systèmes de culture traditionnels : travail du sol à l'offset (OFF) et labour profond (LP). Ces itinéraires sont décrits dans le paragraphe suivant. Le dispositif général veut prendre en compte trois types de facteurs : modalités du travail du sol (itinéraires), cultures en rotation (riz-soja) et niveaux de fertilisation (bas, moyen, haut). Notre étude concerne la période du cycle du riz et a été limitée à l'étude des modalités suivantes :

- trois types de modalités de semis (SCV, LP et OFF),
- un seul niveau de fertilisation (haut),
- le riz comme culture principale éventuellement semé sous couverture végétale d'hiver.

4.1.1.5 Les itinéraires culturaux

4.1.1.5.1 Riz en semis direct avec couverture végétale.

Après la récolte de la culture principale du cycle cultural 1999-2000, les plantes de couvertures ont été semées le 3 avril 2000, d'abord du sorgho avec un écartement de 0,80 m entre les lignes, puis du *Brachiaria* espacé de 0,80 m également et intercalé entre les lignes de sorgho. Le semis a été fait au semoir à 5 rangs de type direct à raison de 3 passages pour le sorgho, suivis d'autres passages pour le *Brachiaria* (**Figure 12**). Ces plantes de couverture sont arrivées à maturité le 26 octobre 2000.

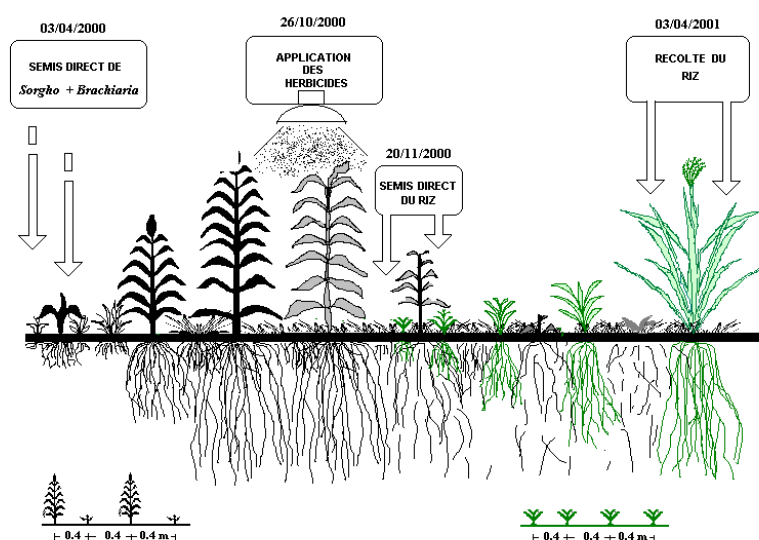


Figure 12 Itinéraire technique semis direct sur couverture végétale.

Un herbicide (1920 g ha^{-1} de glyphosate) a ensuite été appliqué pour dessécher les plantes 15 jours avant le semis de riz effectué le 20 novembre 2000 avec un semoir de type semis direct (variété Canastra, 100 semences par m, 6 passages de semoir à 0,40 m). La formule d'engrais appliquée

au semis a été la suivante : 125 kg ha⁻¹ de sulfate d'ammoniaque + 174 kg ha⁻¹ de super triple + 125 kg ha⁻¹ de KCl + 15 kg ha⁻¹ silice + 120 kg ha⁻¹ Yoorin. Deux jours plus tard, un second traitement herbicide a été appliqué : mélange d'herbadox, de gramoxone et de reglone (1470, 166, 166 gha⁻¹ de pendiméthaline, paraquat et diquat respectivement). Durant le cycle du riz, trois fertilisations azotées ont été réalisées pour assurer une bonne production de riz et mettre en place une expérimentation reprenant fidèlement les conditions des pratiques culturales traditionnellement suivies dans la région des *Cerrados* (tableau 2). Deux sarclages manuels ont permis de désherber la parcelle.

4.1.1.5.2 Riz à l'offset

En ce qui concerne le système conventionnel à l'offset, 2 à 3 passages d'offset lourd (cover-crop) ont été effectués sur 15 cm de profondeur suivis d'un double passage de pulvérisateur à disque en surface (**Figure 13**). Le semis du riz a eu lieu le 20 novembre 2000 avec un semoir traditionnel (variété Canastra, 100 semences par m, 6 passages de semoir à 0,40 m). Deux jours après, un traitement herbicide (herbadox, 1470 gha⁻¹ de pendiméthaline) a été appliqué. Ensuite, les itinéraires techniques ont été identiques à ceux du semis direct, avec seulement deux épandages d'engrais azotés.

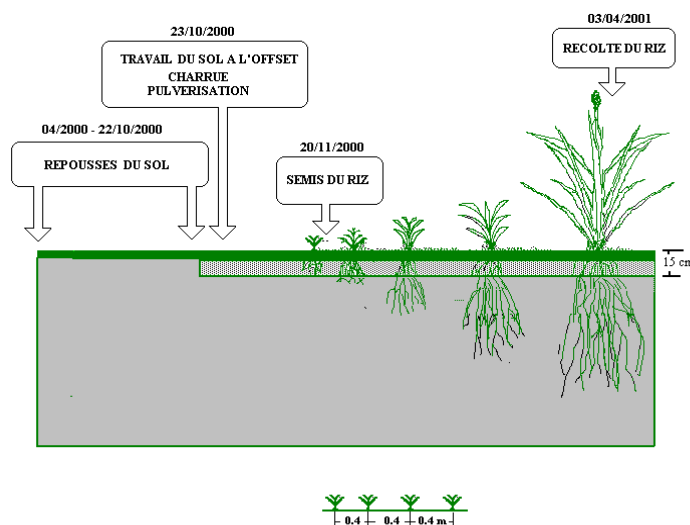


Figure 13 Itinéraire technique offset

4.1.1.5.3 Riz en labour profond

Le même itinéraire technique que pour le SCV a été suivi pour l'installation des plantes de couverture. La différence apparaît avec la gestion de ces couvertures ; ici, les paillis ont été enfouis dans les 25 premiers cm de sol. Dans un premier temps, 15 jours avant le semis, les paillis ont été coupés, homogénéisés et enfouis dans le sol grâce à deux passages du pulvérisateur

« cover crop ». Puis, les parcelles ont été labourées à la charrue à soc (25 cm), et nivelées au pulvérisateur à disques (**Figure 14**). Le semis de riz a été fait avec un semoir classique le 20 novembre 2000 (variété Canastra avec 100 semences par m, 6 passages de semoir à 0,40). L'itinéraire technique est ensuite le même que pour l'offset.

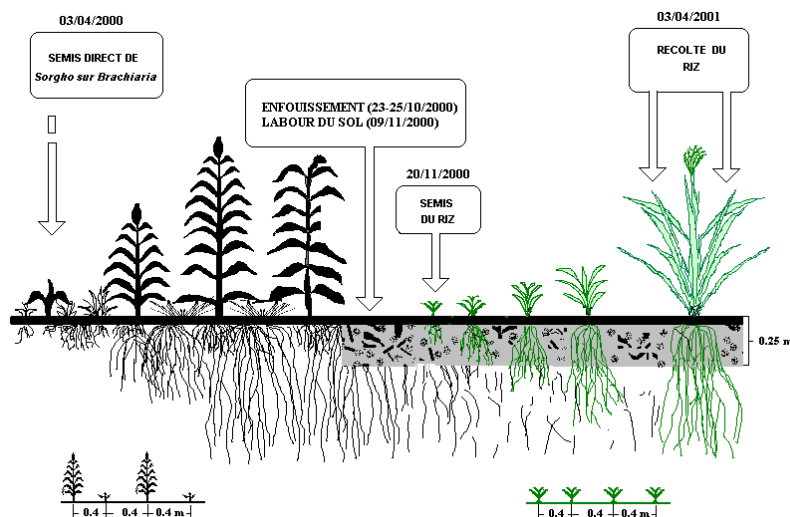


Figure 14 . Itinéraire technique labour profond avec résidus enfouis.

4.1.1.6 Niveaux de fertilisation

Dans son contexte général, le projet ATP comprend trois niveaux de fertilisation :

- ◆ bas : niveau d'intrants censé équilibrer les exportations de N, P et K par les grains
- ◆ moyen : niveau d'intrants supérieur aux besoins, c'est le plus généralement pratiqué dans la zone étudiée.
- ◆ haut : identique au précédent mais avec apport en première année de thermophosphate, riche en Ca, P, oligo-éléments, permettant une meilleure saturation du complexe adsorbant.

Dans cette étude nous n'avons considéré que le niveau haut de fertilisation (Tableau 5).

Tableau 5 . Chronologie de la fertilisation haute pour le riz, cycle agricole 2000-2001

<i>Date</i>	<i>jas*</i>	<i>Fertilisations</i>
20/11/2000	0	125 kg ha ⁻¹ de sulfate d'ammoniaque ¹⁸ 174 kg ha ⁻¹ de super triple 125 kg ha ⁻¹ de KCl 15 kg ha ⁻¹ de silice 120 kg ha ⁻¹ de thermophosphate
06/12/2000	16	100 kg ha ⁻¹ de sulfate d'ammonium (SCV)
18/12/2000	28	100 kg ha ⁻¹ d'urée
22/01/2001	63	100 kg ha ⁻¹ d'urée

**Jours après le semis*

¹⁸ Termophosphate Yoorin : 9% Mg ; 20% Ca ; 17,5% P₂O₅ ; 0,55% Zn ; 0,1% B ; 0,12% Mn ; 0,006 Mo ; 0,05% Cu

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Parcelles d'essais

L'étude expérimentale a été réalisée sur les trois parcelles précédemment décrites (cf. section 4.1.1.5) selon trois itinéraires techniques :

1. semis direct de riz sous couverture végétale (SCV),
2. semis de riz sur labour profond (LP),
3. semis de riz après préparation des parcelles à l'aide d'une charrue à disques lourds tractée (Offset OF).

4.2.2 Dispositif expérimental de mesures

4.2.2.1 Mesures climatiques

Un dispositif de mesures a été mis en place afin d'assurer le suivi permanent des variables climatiques à proximité des parcelles et dans le sol. Il comprenait un pluviomètre et un pluviographe à tambour pour mesurer à l'échelle de la journée la hauteur et l'intensité de la lame de pluie. Les autres données climatiques : température de l'air, rayonnement global, humidité relative et vitesse du vent, utilisées notamment pour le calcul de l'évapotranspiration potentielle, sont issues de la station météorologique du centre située à environ 1 km du site expérimental.

4.2.2.2 Dynamique de l'eau

Dans chaque parcelle, nous nous sommes attachés à mesurer l'évolution du potentiel matriciel dans le sol (ψ). Pour cette étude, nous avons installé deux batteries de 7 tensiomètres, installés dans chacune des trois parcelles à 20, 40, 60, 90, 120, 150 et 180 centimètres (Figure 15). La fréquence des mesures de ψ a été de 3 lectures hebdomadaires. Sur les trois parcelles, nous avons installé un dispositif double simplifié pour une évaluation semi quantitative de la lame de ruissellement.

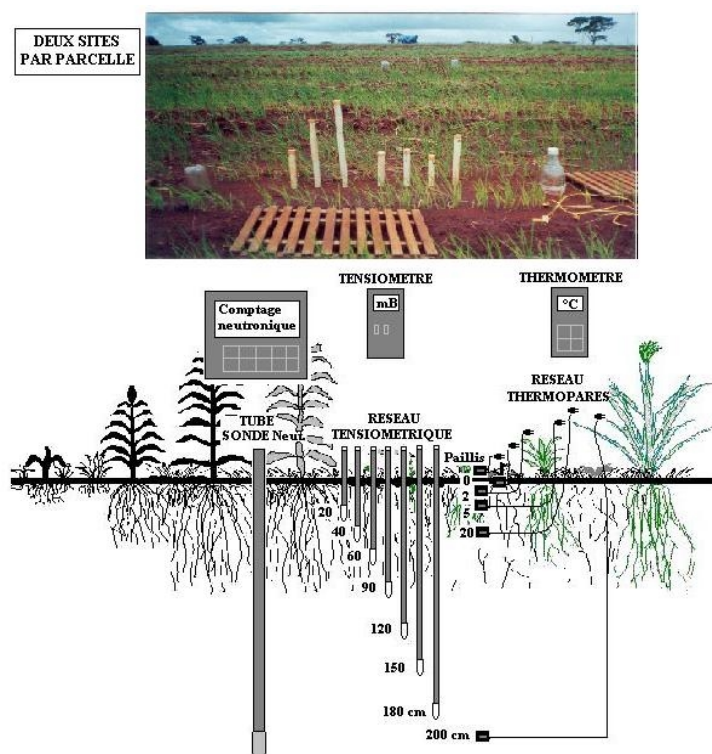


Figure 15 Dispositif expérimental de mesures dans le sol

4.2.2.3 Dynamique de la température

Parallèlement, nous avons mesuré les températures du sol dans les trois systèmes agricoles. Deux sites de mesures ont été établis dans chaque parcelle. Ces sites comprennent une batterie de thermocouples chrome/alumel installés à différentes profondeurs : 0, 2, 5, 20 et 200 cm (Figure 15) pour une mesure hebdomadaire de la température. Dans la parcelle en semis direct, un thermocouple supplémentaire a été installé à l'intérieur d'une tige de sorgho pour estimer la température du paillis. Dans ces mêmes parcelles des thermocouples cuivre/constantan connectés à une centrale d'acquisition nous ont donné accès à la températures du sol à 5 et 20 cm à raison d'une valeur moyenne enregistrée toutes les 30 minutes (cycles 1999/2000 et 2000/2001).

4.2.2.4 Dynamique de l'azote

4.2.2.4.1 Azote minéral dans le sol (N1)

L'évolution des stocks d'azote minéral dans le sol a été déterminée durant tout le cycle cultural. Chaque parcelle a été subdivisée en carrés de 2m de côté (70 carrés identifiés). A chaque date, les prélèvements de sol par carottage ont été effectués dans trois carrés choisis au hasard sous la forme d'échantillons composites constitués chacun de trois prélèvements dans chacun des horizons 0-10, 10-30, 30-60, 60-90 et 90-120 cm (Figure 16). Les prélèvements ont été réalisés à

l'aide d'une tarière cylindrique type INRA-Laon pour les horizons de surface (0-30 cm), tandis que pour les autres horizons, nous avons utilisé une tarière classique (photo supérieure de la Figure 16). Les échantillons de sol composites ont été utilisés conjointement pour la mesure de l'humidité pondérale et l'extraction des formes d'azote minéral (NO_3^- et NH_4^+). Le sol résiduel a ensuite été utilisé pour le remplissage de cylindres d'incubation selon le protocole qui fera l'objet du paragraphe suivant. La cadence a été bimensuelle (les deux premiers mois) puis mensuelle (au cours des trois mois suivants).

Les extractions d'azote minéral ont été réalisées *in situ* à l'aide d'une solution de KCl M (Figure 17). 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 et stérilisée à travers un filtre à porosité $0.2\mu\text{m}$ et conservée en conditions stériles dans des vénojects jusqu'à la détermination par colorimétrie automatique au laboratoire du CIRAD à Montpellier de N-NH_4^+ par la méthode décrite dans Anderson et Ingram (1989) et de N-NO_3^- au réactif de Griess après réduction des nitrates en nitrites sur colonne cadmium-cuivre.

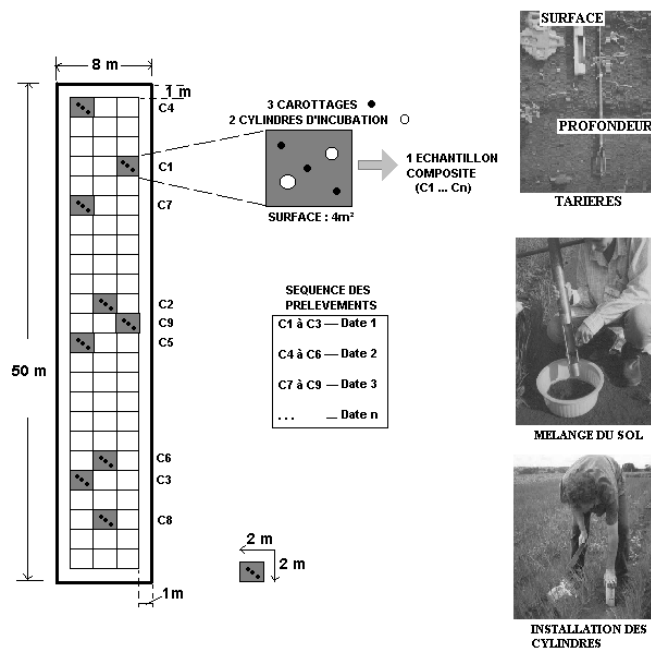


Figure 16 Prélèvement de sol par carottage pour les suivis des teneurs en azote minéral, la minéralisation *in situ* et la détermination des biomasses microbiennes initiales (SCV, LP et OF).

4.2.2.4.2 Minéralisation de l'azote *in situ* (N2)

A l'occasion de chacun des prélèvements, un échantillon composite de sol issu du mélange des trois carottages (procédure précédente) est utilisé pour étudier la minéralisation *in situ* de l'azote selon la méthode des tubes d'incubation *in situ* (Schimer *et al.*, 1988). Sur chacun des 3 carrés de prélèvement, deux cylindres d'incubation (0-10 et 10-30 cm) sont remplis par les échantillons composites puis insérés dans le sol. Sortis de terre 15 jours plus tard (photo inférieure de la Figure 16), ils ont été traités comme exposé précédemment pour la mesure des formes d'azote minérale (N-NH_4 et N-NO_3). Les résultats ont ensuite été utilisés pour déterminer la minéralisation nette pendant les périodes concernées.

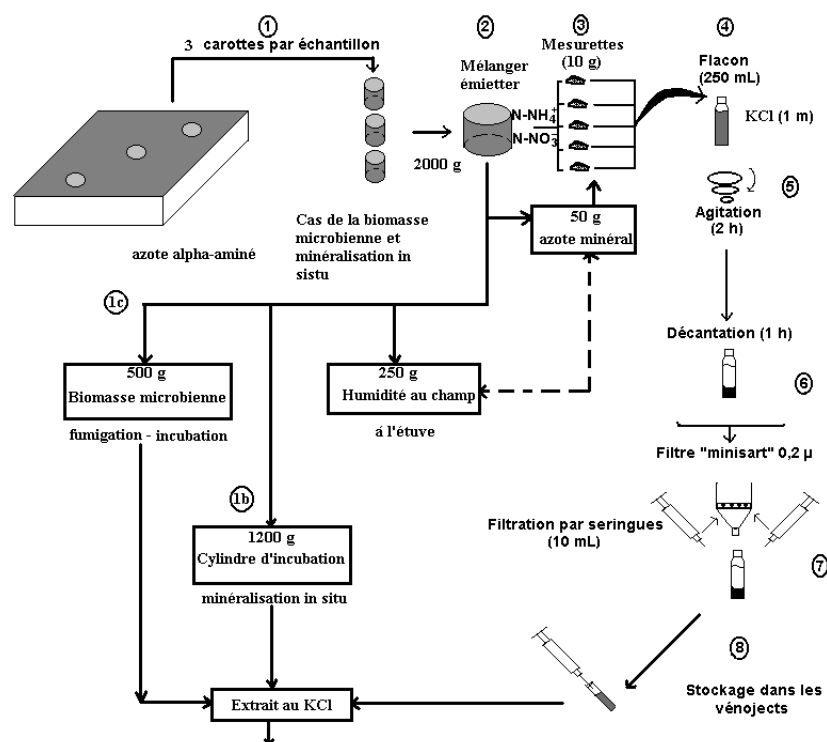


Figure 17 Protocole d'extraction au KCl des solutions du sol pour le dosage de l'azote minéral, l'azote alpha aminé et l'azote minéralisé *in situ* dans le sol.

4.2.2.4.3 Estimation de la biomasse microbienne dans le sol (N3)

La biomasse microbienne présente au démarrage du cycle cultural a été déterminée à partir du premier prélèvement de terre (horizons 0-10 cm et 10-30 cm) effectué pour le suivi de l'azote minéral. Après fumigation au chloroforme d'une aliquote de sol pendant 10 jours, les échantillons fumigés et non fumigés sont traités selon le protocole mis en œuvre pour le suivi de N minéral et

les extraits conservés pour la détermination colorimétrique de N α -aminé à la ninhydrine (Anderson et Ingram, 1989).

4.2.2.4.4 Bilan de mesures sur l'azote minéral dans le sol

La fréquence du suivi de la minéralisation de l'azote sur les trois parcelles est présentée au Tableau 6.

Tableau 6 Cadence et type de mesures relative à l'azote (SCV, OF et LP).

Mesure	Profondeurs	Cadence
Evolution de N minéral (N1)	0-10, 10-30, 30-60, 60-90, 90-120 cm	Départ : 3/11/00, puis tous les 15 jours (durant décembre 2000 et janvier 2001), puis 1 mensuelle (février - avril)
Biomasse microbienne (N2)	0-10 et 10-30 cm	Première date : 24/11/00, puis tous les 15 jours (décembre 2000-février 2001)
Minéralisation in situ (N3)	0-10, 10-30 cm	A partir du 13/11/00, tous les 15 jours (durant décembre 2000 et janvier 2001), puis 1 par mois (février – juin 2001)

4.2.2.5 Etude de la dégradation in situ des paillis résiduels

4.2.2.5.1 Paillis en surface

Sur la parcelle de SCV nous avons mesuré à partir de 5 échantillons la quantité de biomasse sèche initiale du paillis (BS). Chaque échantillon correspond à la végétation recueillie sur une surface de 1 m² puis séchée dans une étuve portée à 60°C pendant 96 h. A partir des échantillons de BS, nous avons pris une aliquote homogène de résidus, que nous avons replacée sur le terrain en adoptant la méthode des cages de surface décrite par Rezende (1999) (Figure 18). Tous les 15 jours, la totalité des paillis subsistant dans trois de ces 21 cages ont été récupérée et stockée dans un sac en papier. Au laboratoire ces 3 prélèvements ont été séchés à l'air, nettoyés par tamisage mailles de 4, 2 et 0,4 mm afin d'éliminer toute trace de terre puis mis à l'étuve à 60°C pendant 72 heures avant d'être pesés pour évaluer la BS résiduelle dans les cages. Les échantillons ont enfin été stockés pour l'analyse des teneurs en C, N et en cendres totales.

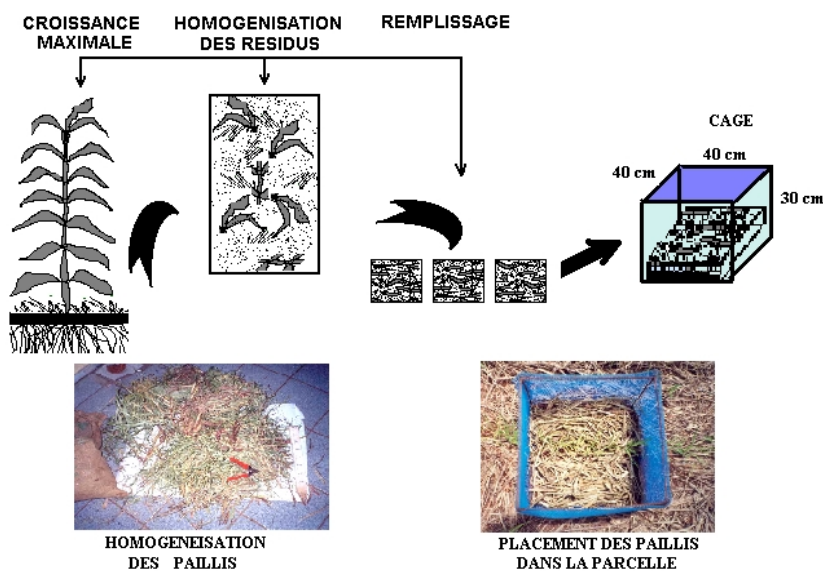


Figure 18. Chronologie du protocole expérimental de l'étude de la dégradation du paillis résiduel de surface, cas du système SCV.

4.2.2.5.2 Paillis enfouis

La cinétique de minéralisation du C et N des paillis enfouis (parties aériennes et le système racinaire) a été étudiée par Abiven (2001) au laboratoire de l'INRA de Laon. Ces résultats seront utilisés pour le calage préliminaire des paramètres du module CANTIS dans le modèle PASTIS.

4.2.2.6 Caractérisation physique du sol

4.2.2.6.1 Texture, masse volumique et résistance à la pénétration

4.2.2.6.1.1 Texture

Nous avons utilisé des échantillons composites, issus des prélèvements pour l'azote minéral (Section 4.2.2.4.1), pour mesurer à plusieurs profondeurs la texture des profils pédologiques des trois parcelles (0-10, 10-30, 30-60, 60-90, 90-120, 120-150 et 150-180 cm). Un total de 8 fractions a été déterminé pour l'établissement de la granulométrie (**Figure 19**). On peut remarquer dans les trois parcelles une couche superficielle (0-10 cm, voire 0-20 cm dans le cas du traitement OF) très différente des horizons plus profonds, caractérisée par des teneurs inférieures en argiles (moins de 37%) et témoignant d'un vraisemblable processus d'érosion et d'entraînement des éléments fins dans une période antérieure. La Figure 20 fournit les profils des matériaux argileux des trois parcelles, on peut constater que le SCV a des teneurs plus faibles que LP. Le traitement OF montre des valeurs intermédiaires, sauf à 80 cm où il semble y avoir eu une erreur de mesure. Ces différences doivent vraisemblablement être imputées à la variabilité naturelle du milieu.

4.2.2.6.1.2 *Masse volumique*

Pour la détermination de la masse volumique du sol (M_v) un prélèvement systématique de 4 échantillons de sol non remaniés a été réalisé à plusieurs profondeurs du sol par la méthode des cylindres de 100 mL (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, ..., 90-100, 100-110, 110-130, et 130-150 cm). Les profils de M_v des sols des trois parcelles sont illustrés sur la Figure 21. On peut constater à nouveau une différenciation des couches superficielles de celles plus profondes. Dans les trois parcelles, la M_v des 5 premiers centimètres de sol est faible ($< 1,35 \text{ g cm}^{-3}$ sol), en dessous les valeurs de la M_v montrent une augmentation qui permet de différencier une couche compactée, entre 5 et 10 cm sur OF ($1,6 \text{ g cm}^{-3}$ sol), 10 et 20 cm pour LP ($1,5 \text{ g cm}^{-3}$ sol), et 20-30 cm pour le sol de SCV ($1,45 \text{ g cm}^{-3}$ sol). Ces résultats pourraient résulter d'effets cumulatifs des différents modes de préparation du sol, le labour induisant une compaction du sol, plus intense et plus superficielle dans le cas du traitement OF par rapport au traitement LP. Dans les horizons inférieurs, on observe une diminution progressive de M_v . Les valeurs plus élevées observées sur le traitement SCV sont probablement liées à la texture moins argileuse du matériau.

4.2.2.6.1.3 *Résistance à la pénétration*

Nous avons mesuré la résistance à la pénétration R_p (Mpa) dans les 60 premiers centimètres de sol des trois parcelles. Après ouverture des fosses pédologiques, les parois ont été humectées avec un arrosoir afin d'obtenir une condition d'humidité homogène au moment de la mesure. Les résultats sont illustrés sur la Figure 22. On peut remarquer, comme pour la M_v , un gradient de valeurs de R_p . Ce gradient permet d'apprécier dans les trois parcelles la présence de trois horizons différents : un horizon superficiel avec des valeurs de R_p inférieure à 1 Mpa, un deuxième horizon dans les 5 premiers cm pour OF et LP, et dans les 10 premiers cm pour SCV avec les valeurs les plus fortes de M_v et R_p (notamment pour OF et LP), et un troisième horizon qui connaît une diminution des valeurs de R_p , suivie d'un dernier pic de résistance pour SCV seulement. Cette dernière discontinuité des horizons s'est révélée à différentes profondeurs du sol dans les trois parcelles.

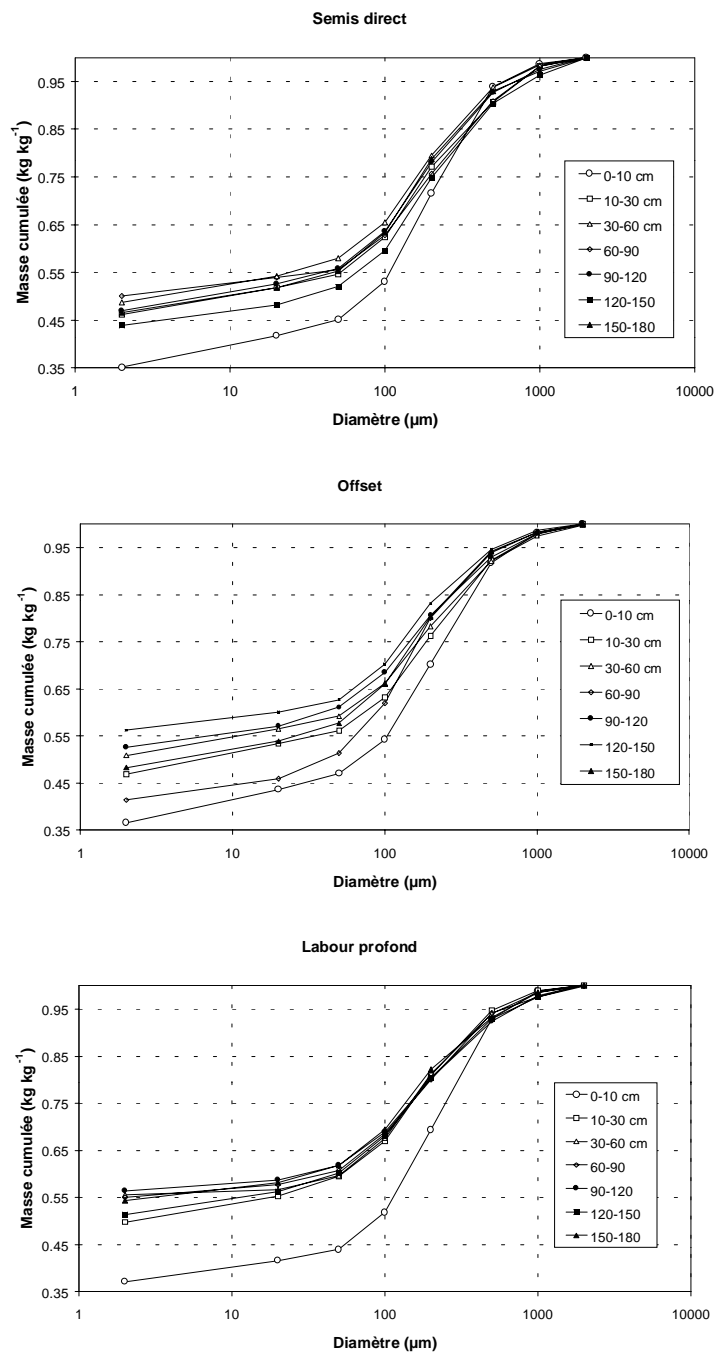


Figure 19 Courbes de granulométrie des sols des trois parcelles d'essais. a semis direct, b offset, c labour profond

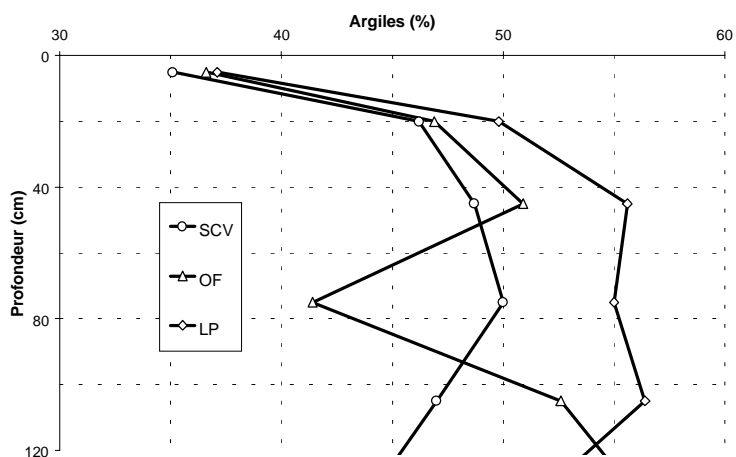


Figure 20 Fraction argileuse des profils pédologiques des trois parcelles

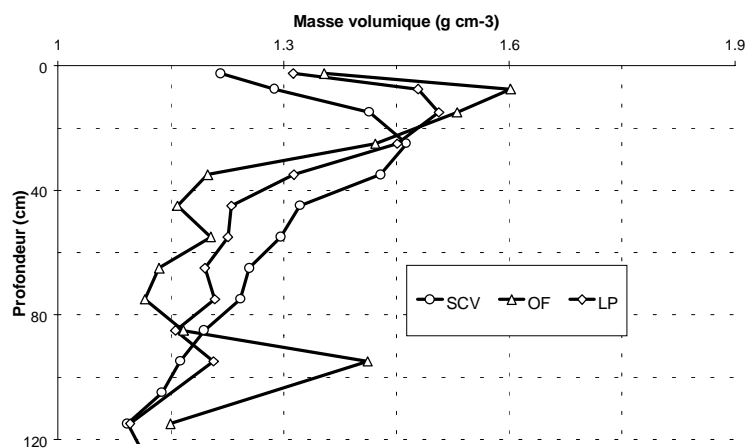


Figure 21 Masse volumique des sols des trois parcelles

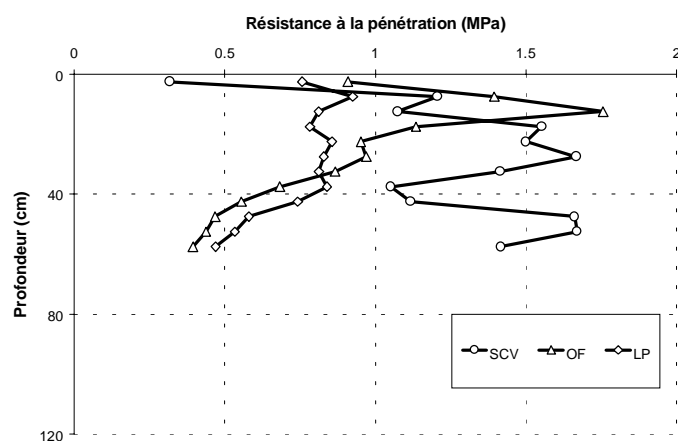


Figure 22 Profils de résistance à la pénétration des trois parcelles

4.2.2.6.2 Caractéristiques hydrodynamiques du sol

Les propriétés hydrodynamiques du sol sont caractérisées par :

- la courbe de rétention qui relie l'humidité volumique du sol θ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) au potentiel matriciel de l'eau dans le sol ψ (m),
- la conductivité hydraulique K (m s^{-1}) qui caractérise la vitesse d'un écoulement d'eau dans un sol à une humidité volumique donnée θ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) ou à son potentiel matriciel.

Dans les deux paragraphes suivants nous présentons les mesures relatives à ces deux caractéristiques.

4.2.2.6.2.1 Courbes de rétention

Les courbes de rétention des sols des trois parcelles ont été obtenues à partir de deux séries de mesures :

- Table à succion : Les 4 cylindres de sol non remanié ont été conjointement utilisés pour la mesure de la masse volumique apparente (cf. § 4.2.2.6.1.2) et la mesure de l'humidité volumique à 3 valeurs de potentiel matriciel : $\psi = -0.1, -0.3$ et -0.6 m).
- Chambre à pression : Les échantillons de sol composites (3x3) ont été utilisés conjointement par la caractérisation de la texture (cf. § 4.2.2.6.1.1) et la détermination de l'humidité pondérale à deux valeurs de potentiels matriciels : pF 3 et 4,2 (tensions de 1000 et 15849 cm respectivement). L'humidité volumique correspondante a été calculée en fonction de l'humidité pondérale et de la densité apparente.

Nous avons déterminé les courbes de rétention par un ajustement des résultats expérimentaux à l'équation de Van Genuchten (1980) avec la condition de Mualem ($m=1-1/n$) :

$$\theta(\psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha\psi|^n\right]^m} \quad \text{Eq. 44}$$

avec $\theta(\psi)$, θ_r , θ_s , respectivement humidités effective, résiduelle et à saturation (m) ; ψ potentiel matriciel du sol (m) ; α paramètre de courbure (-) ; m et n paramètres de distribution de la taille de pores du modèle Mualem (1976) (-).

4.2.2.6.2.2 Courbes de conductivité hydraulique de l'horizon superficiel (méthode Beer-kan)

La méthode Beer-kan (Findeling, 2001 et Condapa, 2000) a été utilisée pour caractériser la conductivité hydraulique de l'horizon superficiel (0-10 cm) du sol des trois parcelles. La méthode consiste à verser une série de petits volumes d'eau (charge quasi constante) sur une surface délimitée par un anneau en PVC légèrement enfoncé dans le sol (**Figure 23**). Les variables mesurées sont le temps t (s) de disparition de chaque volume d'eau versée dans l'anneau, la lame d'eau que représente le volume d'eau infiltré dans le sol L (m), l'humidité initiale θ_0 ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) mesurée sur le terrain au moment du démarrage des expériences d'infiltration, et l'humidité à saturation θ_s ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) déduite des relations entre la porosité et une fonction de la texture du sol (Haverkamp, 1998). La mesure a été répétée trois fois par parcelle.

La théorie de l'infiltration dans les sols, dont on tient compte dans la méthode, est décrite dans Findeling, (2001a), Haverkamp *et al.*, (1999) et Condapa (2000). La fonction utilisée pour caractériser la conductivité hydraulique du sol est la relation $K(\theta)$ de Brooks and Corey :

$$\frac{K(\theta)}{K_s} = \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^\eta \quad \text{Eq. 45}$$

avec K_s , conductivité hydraulique à saturation ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), $\eta = 3 + \frac{2}{mn}$, paramètre textural de forme (-).



Figure 23 Détermination de la capacité d'infiltration du sol superficiel, méthode Beerkan.

REMARQUE. Les valeurs de θ_o et θ_s du sol de surface ont été déterminées sur des sites proches des points où nous avons appliqué la technique : nous avons prélevé du sol avec un cylindre de densité apparente, puis nous l'avons séché à l'étuve pour estimer l'humidité pondérale. Le volume du cylindre nous a permis de connaître la masse volumique du sol. Les sites de prélèvement ont été considérés représentatifs des parcelles expérimentales.

Les valeurs de masse volumique du sol et celle du matériau composant le sol nous ont permis d'estimer la porosité du sol qui peut être relié à θ_s ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) par la relation suivante :

$$\theta_s = n_s f_{mn}(m, M) \quad \text{Eq. 46}$$

où n_s est la porosité du sol ; $f_{mn}(m, M)$ une fonction de la texture $\approx 2^{m-M}$ (Haverkamp, 1998), avec M paramètre de normalisation du diamètre des particules constituant le sol (Condappa, 2000) et m paramètre de forme déduit du produit mn acquis à partir des fonctions pédotransferts décrites dans Haverkamp(1998).

Les valeurs de K_s (m s^{-1}) ont été calculées à partir de l'équation :

$$K_s = \frac{\alpha_t}{\alpha_l} \left[1 - \left(\frac{\theta_o}{\theta_s} \right)^\eta \right]^{-1} \quad \text{Eq. 47}$$

avec α_t (m^{-1}) et α_l (s^{-1}) respectivement les paramètres d'adimensionnalisation de l'infiltration cumulée et du temps (Findeling, 2001).

Les valeurs de K_s , θ_s et η sont données dans le Tableau 7. Les valeurs de K_s sont très proches pour SCV et LP et légèrement supérieures à celle de la parcelle OF (Tableau 7).

Tableau 7. Valeurs de la conductivité hydraulique à saturation et de l'humidité volumique des sols superficiels des trois parcelles. Méthode Beerkan

	Date	Cote	θ_s	η	K_s
		cm	m m^{-3}		m s^{-1}
SCV	30/01/01	0-10	0.50	15,8	$4,7 \cdot 10^{-5}$ ($2,3 \cdot 10^{-5}$)
OF	29/01/01	0-10	0.47	17,4	$2,5 \cdot 10^{-5}$ ($1,9 \cdot 10^{-5}$)
LP	29/01/01	0-10	0.50	16,0	$4,9 \cdot 10^{-5}$ ($2,3 \cdot 10^{-5}$)

4.2.2.7 Caractérisation des plantes

4.2.2.7.1 Paillis composite de *Brachiaria* et *Sorgho*

Le paillis résiduel que nous avons utilisé est composé d'un mélange de *Brachiaria ruziziensis* et de *Sorghum sp.*, dont les proportions en biomasses totales (feuilles, tiges, épis et racines) pour les deux plantes sont d'environ 50%. Nous allons parler de brachiaria pour nous référer à la plante *B. ruziziensis* et de sorgho pour parler de *Sorghum sp.*

La biomasse totale aérienne du paillis composite (fin de la période d'intersaison) a été de 10,96 et 10,23 t.ha⁻¹ (traitements SCV et LP respectivement). Les caractéristiques physiques et biochimiques des principaux éléments constituant le paillis résiduel sont données dans le Tableau 8. Les feuilles montrent les teneurs les plus importantes en celluloses et polyphénols et les valeurs les plus faibles en lignine, contrairement aux racines qui ont les teneurs les plus élevées en lignine. La fraction soluble ou facilement décomposable a des proportions similaires dans les différents éléments du paillis (~ 20%) sauf pour les racines où la proportion est plus élevée (29%).

Tableau 8 Caractéristiques du paillis résiduel constitué du mélange *Brachiaria ruziziensis* et *Sorghum sp.* (croissance maximale des plantes)

	Poids	NDS*	ADS*	ADL*	Lignine*	Polyphénols
	t ha ⁻¹	(FDf)	(HCEf)	(CELf)	(LIGf)	g éq. Acide tannique kg ⁻¹ C
		% (masse)				
<i>B. Ruziziensis</i>						
Feuilles	2,68 ^o	22	43	30	5	14,4
Tiges	2,75	22	32	39	7	7,3
		20	26	38	17	3,6
<i>Sorghum sp.</i>						
Feuilles	2,63	20	46	28	6	15,1
Tiges + Epis	2,52	19	30	42	9	7,0
Composite^a	5,89^a	31	23	27	19	6,2

*Fractionnement Van Soest fait par S. Abiven (2001). NDS, FDf = fraction soluble à l'eau ou facilement décomposable des résidus dans CANTIS (Neutral Detergent Solution), ADS, CELf = Fraction des hemicelluloses (Acid Detergent Solution), ADL = Fraction des celluloses (Acid detergent lignins) ; LIGf = fraction de lignine.

^oBiomasse moyenne provenant des estimations sur les paillis des parcelles de SCV et LP

^areprésente la biomasse sèche des racines du paillis composite (côtes 0-180 cm).

4.2.2.7.1.1 Taux de couverture et masse volumique des paillis

Dans le but de connaître les effets des paillis sur les bilans hydrique et thermique à l'interface paillis-atmosphère, nous avons suivi le taux de couverture des paillis en surface de la parcelle de semis direct avec la méthode des lignes segmentés et par photos (prise verticale). Nous avons mesuré la hauteur du paillis sur des sites fixes (Figure 24). Les mesures de couverture et de hauteur ont été réalisées à un rythme bimensuel. Nous avons calculé la masse volumique sèche

pour les éléments des paillis (tiges, feuilles et épis pour le sorgho et le brachiaria), avec la méthode de déplacement du volume dans le cas de feuilles et épis, et par la méthode de mesure directe du volume et poids dans le cas de tiges.

Le paillis dans le SCV était réparti d'une manière plus ou moins homogène avec un taux de couverture initial de 73% et une hauteur moyenne de 15 cm au moment du semis du riz. La masse volumique moyenne des pailles (tiges, épis, feuilles, des deux espèces végétales) a été de $0,28 \text{ g cm}^{-3}$.



Figure 24. Mesure bimensuelle de la hauteur du paillis

4.2.2.7.1.2 Densité racinaire

Nous avons réalisé une cartographie du profil racinaire des plantes de couverture au moment de la floraison (29/10/2000) précédant l'herbicide de la plante de couverture et la mise en place de la culture principale (riz). Nous avons appliqué la méthode décrite par Chopart (1999) pour estimer la densité de longueur racinaire ρ_r (m m^{-3}).

4.2.2.7.2 Plants de riz

Nous avons caractérisé les plants de riz dans les trois parcelles. Ont été étudiés : le système racinaire au moment de la floraison et l'évolution de la matière sèche aérienne totale du riz et sa composition.

4.2.2.7.2.1 Densité racinaire

Nous avons déterminé la densité racinaire ρ_r de la culture de riz le 10/03/2001, quelques jours après la maturité paniculaire, par la méthode décrite par Chopart (1999). Nous avons prélevé des cubes pour un comptage tridimensionnel. Les racines dans les cubes ont été séparées pour estimer la biomasse sèche Br (kg m^{-3}) et leur densité de longueur racinaire ρ_r (m m^{-3}) par la méthode de Newman (Figure 25). Les cubes ont été prélevés à quatre niveaux du sol (5-15, 20-30, 35-45 et 60-70 cm). Ces valeurs ont été utilisées pour établir une relation entre le comptage par cartographie sur les cubes et la densité racinaire ρ_r . Cette relation a été utilisée pour transformer la cartographie des comptages des interceptions racinaires à l'échelle du profil (0-150 cm) (Figure 25).

Les profils de ρ_r du riz sont données sur la Figure 26, pour les systèmes concernés (SCV, LP et OF). On peut remarquer que les valeurs de ρ_r les plus importantes sont observées dans les 40 premiers cm du sol. Les valeurs des ρ_r diminuent fortement dans les 10 premiers cm pour les trois parcelles en conservant l'ordre LP>SCV>OF. En revanche, à partir de 10 cm, les valeurs des ρ_r varient moins. Elles sont très comparables pour les parcelles SCV et LP et notablement plus faibles pour OF. La profondeur maximale d'enracinement du riz est 140 cm pour SCV, et 115 cm pour OF et LP (Figure 26).

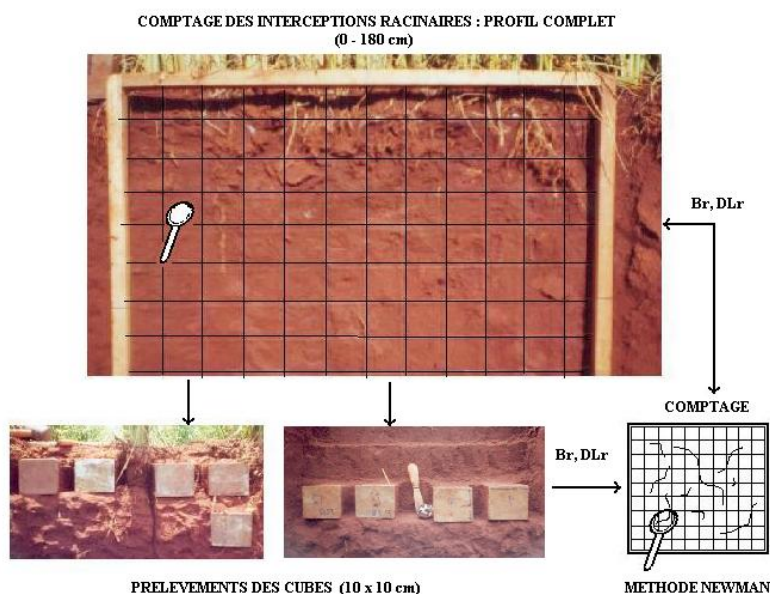


Figure 25. Détermination de la densité de longueur racinaire, méthode Chopart (1999).

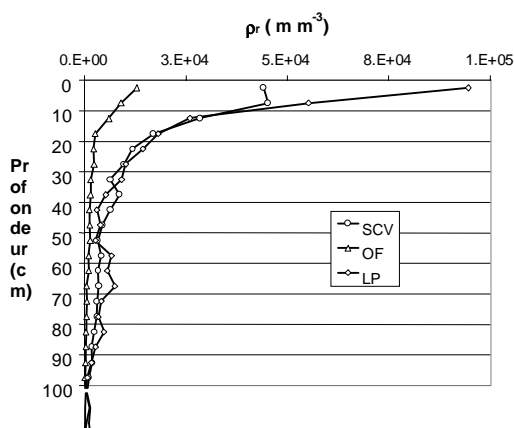


Figure 26 Profils de la densité de longueur radicaire des plantes de riz pour les trois parcelles

4.2.2.7.2.2 Biomasse sèche

Nous avons suivi l'évolution de la masse sèche aérienne du riz B_{sriz} des trois parcelles (SCV, LP, OF). Un prélèvement des plants de riz au ras du sol a été réalisé sur 4 lignes d'un mètre linéaire pour estimer la biomasse sèche totale (kg ha^{-1}). Les dates et les valeurs de B_{sriz} sont indiquées dans le Tableau 9 pour les trois parcelles. On peut remarquer qu'en fin de cycle B_{sriz} est très comparable pour LP et SCV, avec une valeur légèrement supérieure pour SCV. La production totale aérienne pour OF est en revanche environ 30 % plus faible que la moyenne de SCV et LP. La hauteur maximale du riz a été mesurée le 21/03/02 sur 5 mètres de 5 lignes (points de mesure sur une plante tous les 50 cm).

Tableau 9 . Production de biomasse sèche totale aérienne

Date		SCV	OF	LP
	jas	t ha^{-1}		
20/11/00	0	Semis		
18/01/01	59	0.6*(0.1) [°]	0.7(0,4)	0.9(0.1)
01/02/01	73	1.5(0.7)	1.4(0.7)	1.3(0,2)
16/02/01	88	2.8(1.5)	2.2(0.7)	2.8(0,4)
05/03/01	105	5.1(1.6)	3.4(0.6)	4.5(0,7)
20/03/01	120	5.5(1.3)	3.7(0.9)	4.9(1,1)

* valeur moyenne sur 4 ; [°] Ecart type sur 4 ; jas = jours après le semis

4.2.2.7.2.3 Azote dans le riz

Nous avons estimé l'azote mobilisé par le riz durant le cycle cultural, pour les trois parcelles. Une aliquote de 5 échantillons issus des prélèvements pour la mesure de biomasse a été analysée pour la mesure de la teneur en azote de la partie aérienne. L'azote mobilisé par le système racinaire

du riz a été évalué à partir d'un échantillon composite des racines prélevées lors de l'observation des profils racinaires.

4.3 Résultats expérimentaux

4.3.1 Rappel des objectifs de l'étude

Cette recherche a été développée dans le but de comprendre le fonctionnement hydrique, thermique et azoté du sol dans trois types de systèmes agricoles : le semis direct associé à des couvertures d'intersaison (SCV) comparé à deux types de préparation traditionnelle du sol : le semis de riz après labour profond du sol et enfouissement des plantes de couverture (LP) et le travail du sol avec offset ou pulvérisateur sans plante de couverture (OF).

Nous nous sommes basés pour cette recherche sur des études (Findeling, 2001b ; Scopel *et al*, 1999) qui ont mis en évidence plusieurs effets du SCV sur : l'accroissement de la consommation en eau liée à la présence de plantes de couverture pendant l'intersaison, l'augmentation de l'infiltration et la diminution du ruissellement et de l'évaporation du sol. Il fallait cependant approfondir les connaissances des effets des paillis sur la dynamique de l'eau et de l'azote au cours d'une culture de riz, notamment afin de tester l'hypothèse d'une meilleure disponibilité d'azote pour les plantes : immobilisation et libération progressive de l'azote au cours de la saison de culture et réduction du lessivage des nitrates (et autres minéraux).

Pour atteindre ces objectifs nous avons réalisé une campagne de mesures, à l'échelle du cycle cultural, sur les trois parcelles expérimentales (SCV, OF et LP). Les mesures et résultats issus de cette campagne ont été utilisés en partie pour quantifier les flux hydrique, thermique et azoté dans les trois systèmes, et également pour l'acquisition des paramètres et données d'entrée du modèle PASTIS. Les informations requises pour la modélisation sont fondées sur les paramètres du modèle PASTIS servant à simuler les flux hydrique, thermique, azoté et les transformations biologiques du carbone et de l'azote dans le sol.

Nous allons présenter ces paramètres et les variables nécessaire au calage du modèle PASTIS selon trois groupes de mécanismes suivants : i) les paramètres du sol concernant le fonctionnement hydrique ; ii) le fonctionnement thermique; iii) les paramètres plantes et paillis qui ont un effet sur les transferts hydriques, thermiques, et sur le fonctionnement biologique et dynamique de l'azote.

4.3.2 Fonctionnement Hydrique

4.3.2.1 Conditions à la limite supérieure

La condition de la limite supérieure est gérée à partir d'un forçage climatique.

4.3.2.1.1 Variables climatiques

Les mesures climatiques utilisées dans PASTIS sont : la pluie journalière P (mm) et son intensité I_p (cm h^{-1}) mesurées directement sur les parcelles ; les températures minimale et maximale de l'atmosphère $T_{a,\min}$ et $T_{a,\max}$ ($^{\circ}\text{C}$) et les **ETP** journalières.

4.3.2.1.1.1 Pluie

Pendant le déroulement de notre étude, la distribution saisonnière des pluies a montré une période sèche allant du mois de mai au mois d'août et une séquence pluvieuse entre les mois de septembre et mars (Figure 27). La saison pluvieuse a ainsi couvert les 4 mois du cycle végétatif du riz (du 20 novembre au 27 mars). Si cette saison pluvieuse a démarré dès le mois de septembre (150 mm environ), elle a été suivie d'un mois très sec (moins de 50 mm pendant le mois d'octobre). Puis les quatre mois suivants ont reçu 1050 des 1550 mm qui sont tombés durant le cycle de culture 2000-2001. En mars et avril 2001, une pluviométrie favorable d'environ 300 mm, répartie de façon homogène a maintenu l'humidité du sol et repoussé les périodes de sécheresse de plus de 15 jours (les *veranicos*) limitant les risques de stress hydrique pour le riz.

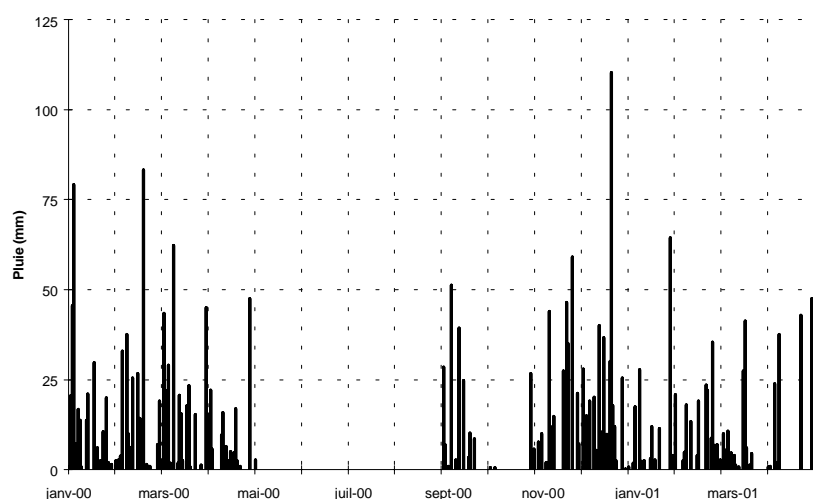


Figure 27. Distribution saisonnière de la pluie

Sur la centaine d'événements recensés nous pouvons distinguer trois groupes. Le premier rassemble 62 averses ayant un pic maximum d'intensité ne dépassant pas 2 cm h^{-1} (Figure 28). Le

second se caractérise par des pluies d'intensité moyenne (30 pluies), présentant un pic d'intensité maximale situé entre 4 et 6 cm h⁻¹. Le dernier groupe intègre 8 averses avec un pic d'intensité supérieur à 6 cm h⁻¹. On peut observer sur la Figure 28 que ces pics d'intensité ont été particulièrement élevés le 26 novembre, le 11 et 30 décembre ou encore le 22 janvier indiquant qu'à ces dates les pluies ont été très agressives.

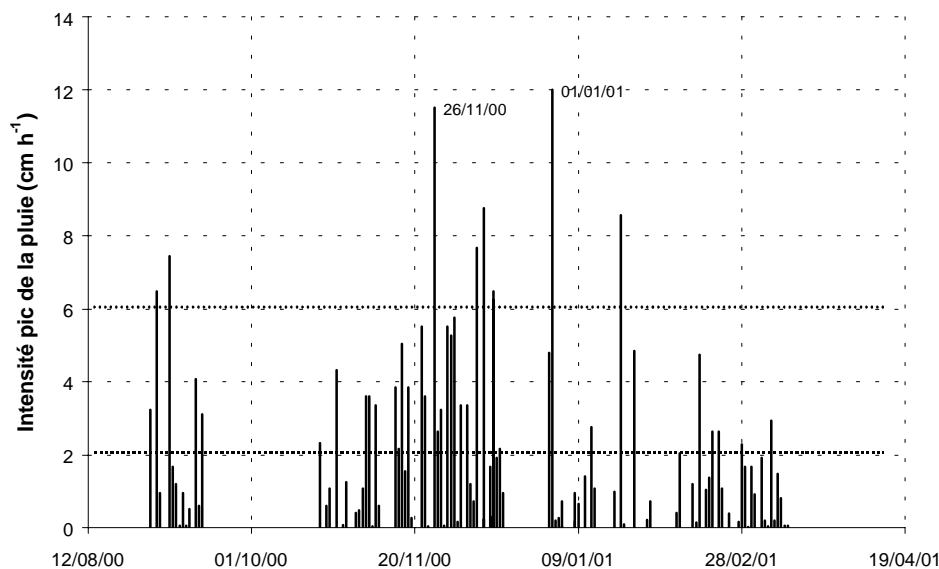


Figure 28. Intensités pics de la pluie de cycle agricole 2000-2001.

4.3.2.1.1.2 Température de l'air

Les mesures de température de l'air sont données dans la Figure 29. On peut observer que pour la période de culture, les températures ont varié entre 20 et 27 °C. Nous avons estimé une moyenne de 23,3°C, valeur plus faible que la moyenne estimée dans le sol pour la même période (28 °C, mesurée à 20 cm dans le sol). La moyenne des deux valeurs (air-sol) a été de 25,6 °C. Ces résultats nous ont appris que cette moyenne était du même ordre de grandeur que les 25°C utilisée pour les incubations des paillis Abiven (2001).

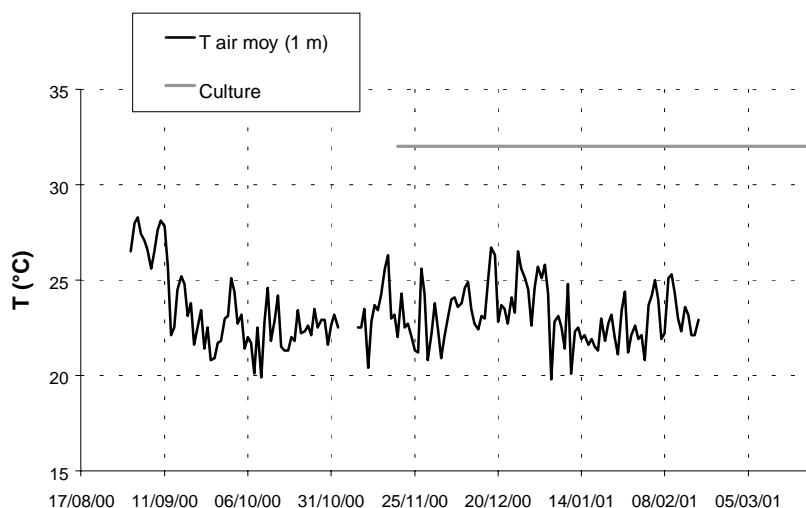


Figure 29. Evolution de la température de l'air.

4.3.2.1.1.3 Evapotranspiration et rayonnement global

Le rayonnement global R_g ($W m^{-2}$) et l'évapotranspiration potentielle ETP_{Penman} ($kg m^{-2} j^{-1}$) mesurés dans la station climatologique du CNPAF sont aussi des variables climatiques d'entrée pour le modèle. A partir des données climatiques journalières, l'estimation de l'évapotranspiration a été obtenue en utilisant la formule de Penman et en appliquant la formule de Angström décrite dans Maraux (1994) pour le rayonnement global. L'équation de Penman qui permet de calculer l'ETP est la suivante :

$$ETP_{Penman} = \frac{\lambda}{\lambda + P_v^1} E_0 + \frac{P_v^1}{\lambda + P_v^1} \frac{R_{n,j}}{L_v}$$

Où

$$E_0 = a_{E_0} (1 + a_{\bar{U}} \bar{U}) (P_{vsat} - P_{va})$$

avec ETP_{Penman} , évaporation de Penman ($kg m^{-2} j^{-1}$), λ constante psychrométrique ($66 Pa K^{-1}$), P_v^1 , dérivée de la pression partielle de vapeur d'eau à saturation ($Pa K^{-1}$), E_0 , demande évaporative par déficit de saturation ($kg m^{-2} j^{-1}$), $R_{n,j}$, rayonnement net journalier ($J m^{-2} j^{-1}$), L_v , chaleur latente d'évaporation de l'eau ($J kg^{-1}$), a_{E_0} et $a_{\bar{U}}$ respectivement coefficients empiriques ($2.6 \cdot 10^{-3} kg m^{-2} Pa^{-1} j^{-1}$ et $0.54 sm^{-1}$) ; \bar{U} vitesse moyenne journalière du vent (ms^{-1}) ; P_{vsat} - P_{va} , déficit de saturation de l'atmosphère en vapeur d'eau (Pa).

Les valeurs estimées des ETPs sont données sur la Figure 30. Nous constatons, durant le cycle du riz, des pics quotidiens atteignant 5 voire 6 $mm j^{-1}$.

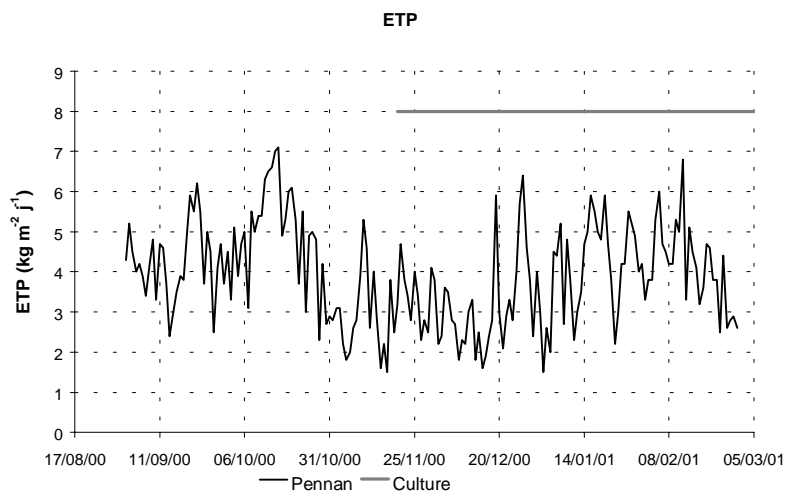


Figure 30 Evolution de l'évapotranspiration journalière pour la période du cycle du riz.

4.3.2.1.2 Interception de la pluie par la plante et le paillis

Le module sur le ruissellement de PASTIS-CANTIS prend en compte l'interception de la pluie par le couvert (Eqs. 17 et 18, section 7.1.3.1.4). Nous avons fixé α_{LAI} à la valeur que propose Findeling (2001), soit $2 \cdot 10^{-4}$ m.

Les paramètres des effets physiques des paillis sur les bilans hydrique et thermique que nous avons retenu pour la simulation sont donnés dans le Tableau 10. Ceux qui n'ont pas été mesurés sont tirés du travail de Findeling (2001).

Tableau 10 Paramètres relatifs aux effets physiques des paillis.

Définition (unité)	Paramètre	Valeur
Biomasse du paillis (kg m^{-2})	Q_p	^a $61,5 \cdot 10^{-2}$
Masse volumique du paillis (kg m^{-3})	ρ_e	^b 275
Humidité maximale du paillis ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	$\theta_{p,\max}$	^b 0,49
Humidité minimale du paillis ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)	$\theta_{p,\min}$	^b 0,01
Couverture du paillis ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$)	τ_c	^b 0,73
Capacité calorifique du paillis ($\text{J kg}^{-1}\text{K}^{-1}$)	C_p	2500
Constante conductivité thermique du paillis ($\text{Wm}^{-1}\text{K}^{-1}$)	C_1 dans λ_p	0,262
Coefficient conductivité thermique du paillis ($\text{Wm}^{-1}\text{K}^{-1}$)	C_2 dans λ_p	0,032
Capacité paillis stockage eau (m ha t^{-1})	α_{Qp}	$2 \cdot 10^{-2}$
Propension recharge paillis (-)	α_R	1
Réduction évaporation (-)	ξ	0,352
Echanges thermiques ($\text{W m}^2\text{K}^{-1}$)	K_T	15

^a valeur de la biomasse des paillis en surface, calculée pour la date du départ de simulation à partir de l'étude de la dégradation des paillis. ^b valeurs mesurées sur les paillis.

4.3.2.1.3 Ruissellement et paramètres de modélisation

Nous n'avons constaté de ruissellement que sur les parcelles OF et LP (Figure 31). Si nous nous référons aux 25 pluies observées durant l'étude du ruissellement, nous constatons que seulement dix d'entre elles ont entraîné un phénomène de ruissellement (Tableau 32, annexe I). Sur la parcelle SCV couverte de paillis aucun ruissellement n'a été observé, cependant il faut signaler que les averses les plus fortes n'ont pas été prises en compte.

Sur OF, le ruissellement apparaît soit après des précipitations caractérisées par une hauteur de pluie supérieure à 10 mm, un pic d'intensité de plus de 20 mm h⁻¹ et une durée minimale de 15 minutes ; soit dans le cas de pluies de faible intensité (10 mm h⁻¹) dès lors qu'elles durent plus de 90 minutes. Dans le cas de LP, la lame d'eau ruisselée est moins importante que sur la parcelle OF (Figure 31), sauf pour la dernière pluie observée. Il nous faut insister ici sur le caractère semi-quantitatif de notre approche du ruissellement. Une véritable étude quantitative précise aurait nécessité un protocole expérimental et un dispositif de terrain qui nous faisaient défaut. Dans le cadre de ce travail, nous retiendrons un ruissellement important sur la parcelle OF, et un ruissellement plus modéré sur la parcelle LP.

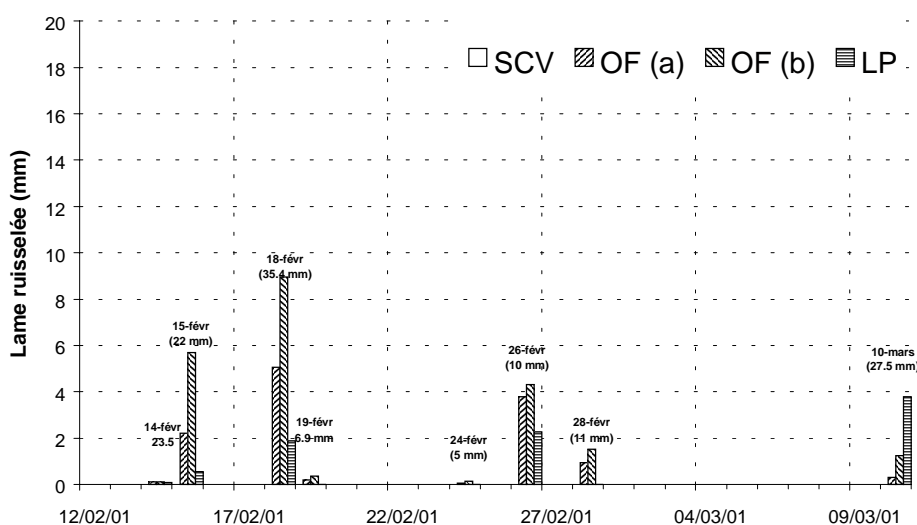


Figure 31. Ruissellement estimé semi quantitativement pour la période de février – mars, sur les trois parcelles (SCV, OF et LP).

Les paramètres retenus pour le module de ruissellement sont donnés dans le Tableau 11 pour les trois parcelles. A part la longueur de la parcelle, les autres paramètres qui sont requis pour le module de ruissellement sont tous tirés du travail de Findeling (2001).

Tableau 11 . Paramètres du ruissellement

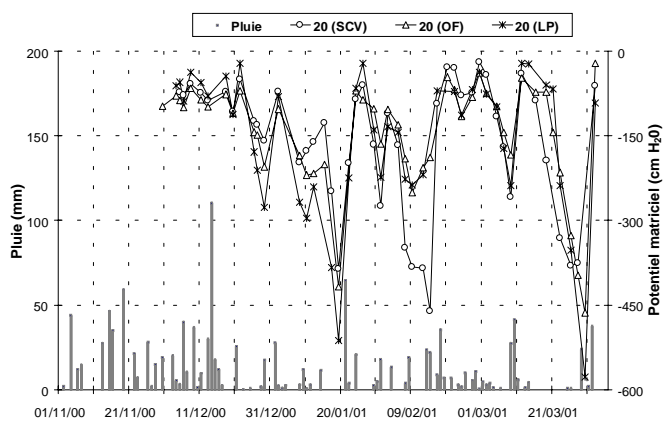
Définition (unité)	Paramètre	Parcelle		
		SCV	OF	LP
Capacité de rétention d'eau en surface du sol (m)	h_s	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
Coefficient de tortuosité (-)	τ	1,5	1,1	1,1
Coefficient de friction (-)	f	10	3	3
Longueur de la surface de ruissellement (m)	l	^a 5	^a 5	^a 5
Fraction de surface inondée (-)	αl	0,35	0,05	0,05

^a valeur mesurée, les autres valeurs étant tirées de Findeling (2001).

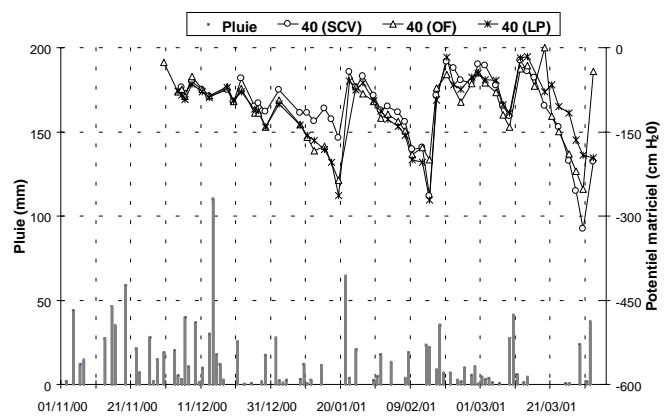
4.3.2.2 Evolution des potentiels matriciels, condition initiale et conditions à la limite inférieure

D'une manière générale, les données de potentiels matriciels sont cohérentes avec la pluviométrie saisonnière. Les potentiels augmentent en séquence pluvieuse et diminuent après quelques jours de sécheresse ou de faibles précipitations (Figure 32 et Figure 33). Ce comportement s'est avéré similaire pour les trois parcelles, et pour les 7 profondeurs étudiées. Plusieurs pics de dessèchement ont été observés pendant le cycle cultural : plus accentués à 20, 40 et 60 cm, modérément à 90 et 120 cm et moins accentués à 150 et 180 cm. Les courbes à 180 cm permettent d'apprécier des valeurs absolues plus faibles des potentiels matriciels sur la parcelle SCV que sur LP pendant une grande partie du cycle de culture, ce qui pourrait indiquer un flux de percolation plus important.

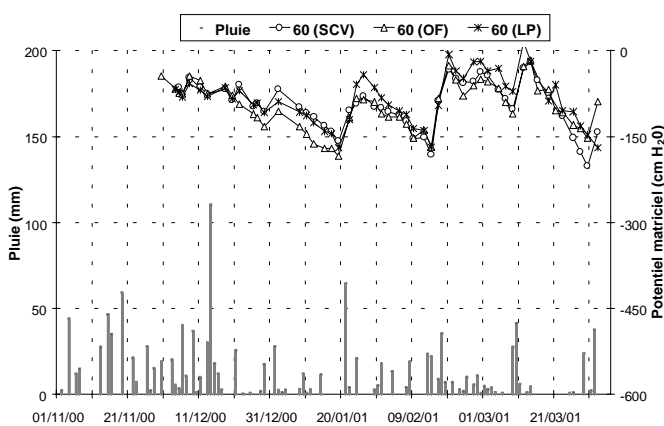
Les conditions initiales des profils pour les trois parcelles, en termes de transferts hydriques, sont constituées par les potentiels matriciels du sol pour l'eau au démarrage des simulations, le 5 décembre 2000 (Figure 34). Un potentiel matriciel à été imposé à la limite inférieure du système à partir des valeurs mesurées durant la période de simulation.



(a)



(b)



(c)

Figure 32. Evolution des potentiels matriciels du sol dans les trois parcelles SCV, OF et LP en fonction de la profondeur: (a) 20 cm ; (b) 40 cm ; (c) 60 cm.

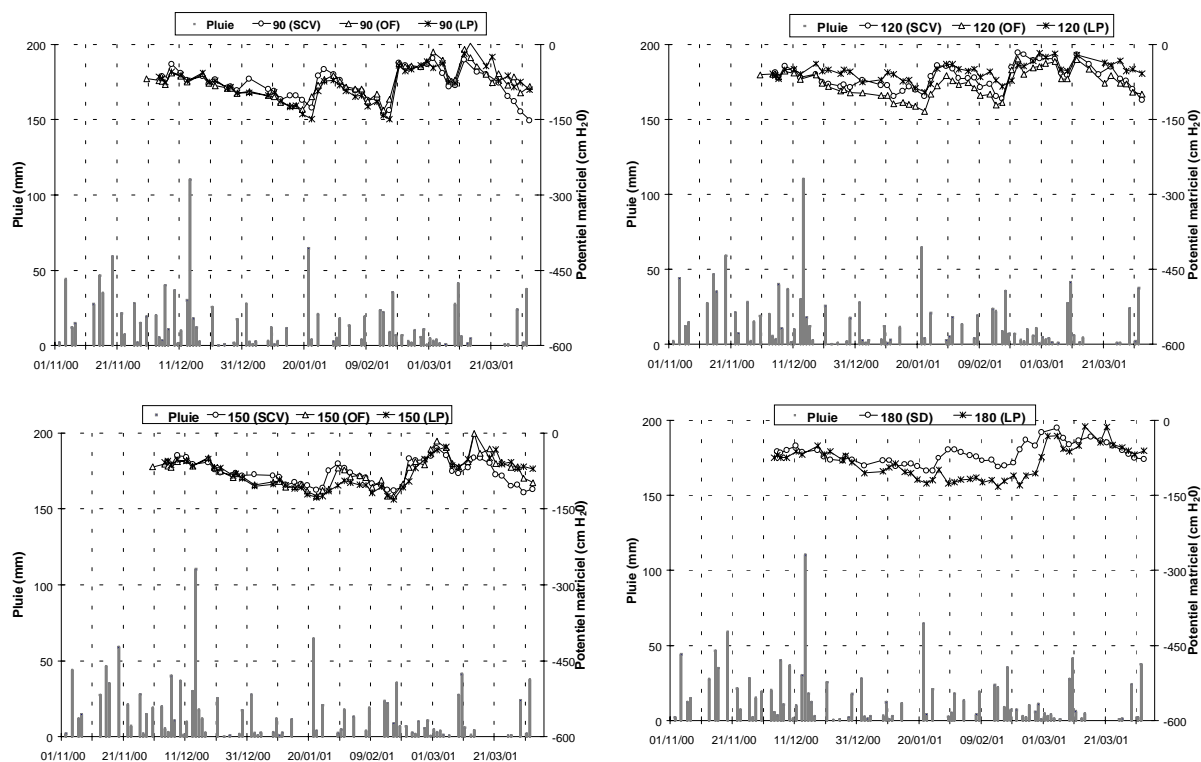


Figure 33. Evolution des potentiels matriciels du sol dans les trois parcelles SCV, OF et LP en fonction de la profondeur : (d) 90 cm ; (e) 120 cm ; (f) 150 cm.

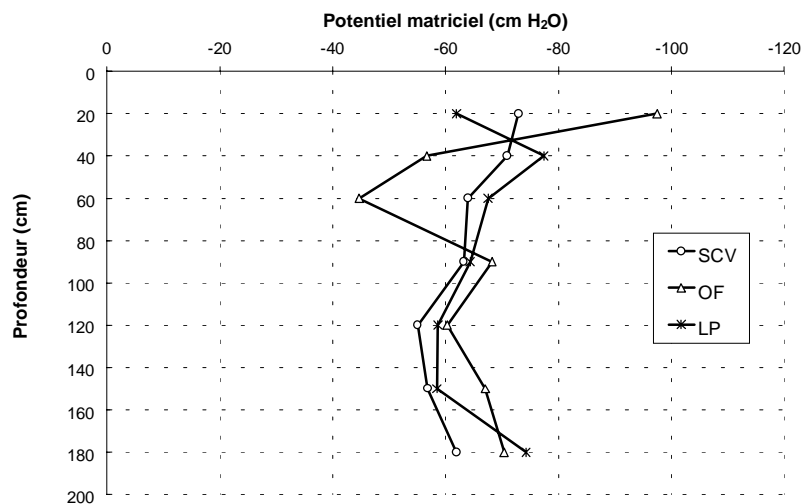


Figure 34 Profils initiaux des potentiels matriciels du sol des trois parcelles, jour 340 (05/12/00).

4.3.2.3 Propriétés hydrodynamiques du sol

4.3.2.3.1 Division d'horizons

Nous avons divisé le sol des trois parcelles en horizons de propriétés physiques homogènes sur toute leur épaisseur et à l'échelle de la parcelle. Pour cela, nous nous sommes appuyés surtout sur les résultats des relations entre l'humidité pondérale et les potentiels matriciels du sol $\psi(H_p)$ acquis à partir des échantillons de sol non remanié par succion en milieu contrôlé.

Nous avons aussi tenu compte des caractéristiques texturales et structurales, et des valeurs de la conductivité hydraulique K_s estimées pour le sol superficiel. Dans le sol de la parcelle OF, nous avons séparé une couche entre 5 et 10 cm en s'appuyant surtout sur les valeurs de la masse volumique et de la résistance à la pénétration qui nous ont permis d'apprécier cet horizon très compacté. Enfin, nous avons retenu 3 horizons pour la parcelle SCV et 4 horizons pour les parcelles LP et OF (Tableau 12).

Tableau 12 : Définition des horizons des trois parcelles

Horizons	SCV	OF	LP
H1	0-10 cm	0-5 cm	0-5 cm
H2	10-90 cm	5-10 cm	5-30 cm
H3	90-150 cm	10-40 cm	30-100 cm
H4		40-150 cm	100-150 cm

4.3.2.3.2 Courbes de rétention d'humidité

Les relations $\psi(\theta)$ des horizons ont été basées sur des jeux de données de ψ (m) et de θ ($m\ m^{-3}$) acquis sur chacune des 3 parcelles expérimentales : au laboratoire sur table à succion sur échantillons non remaniés pour des succions de 0.1 m, 0.3 m et 0.6 m, d'une part, et en chambre à pression sur échantillons composites remaniés pour des pressions équivalentes de 10 m (pF 3.0) et 53.8 m (pF 4.2), d'autre part. Nous rappelons que cinq couples de valeurs de θ et de ψ ont été déterminés au laboratoire sur les séries d'échantillons des sols des trois parcelles (Tableau 13).

Tableau 13 Potentiels utilisés dans les relations $\psi(\theta)$ et $K(\theta)$ des parcelles (SCV, OF et LP).

ψ (m)	Méthode	Répétitions par horizon
0.1	Ts	4 *
0.3	Ts	4 *
0.6	Ts	4 *
10	CHp	2 °
153.8	CHp	2 °

* échantillons non remaniés ; ° échantillons composites ; Ts Table à succion ; CHp chambre à pression.

Les courbes de rétention ont été déterminées à partir des mesures d'humidité par un ajustement de type van Genuchten (1980) avec la condition de Mualem ($m = 1-1/n$) par :

$$\theta(\psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + |\alpha\psi|^n\right]^m} \quad \text{Eq. 48}$$

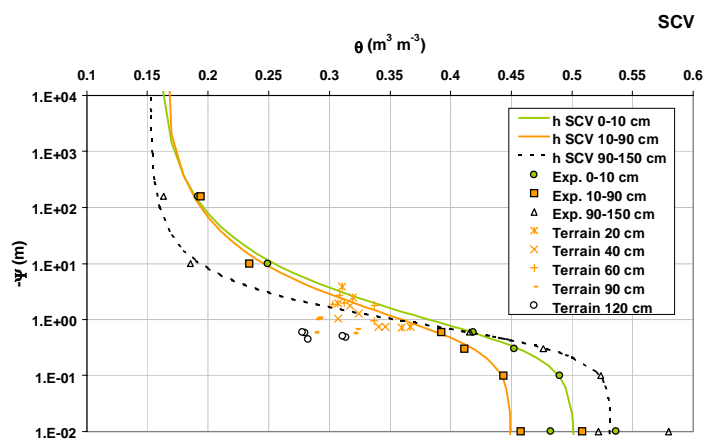
avec θ , θ_r , θ_s , respectivement humidités volumiques effectives, résiduelle et à saturation ($m^3 m^{-3}$) ; ψ potentiel matriciel du sol (m) ; α paramètre de courbure (m^{-1}) ; m paramètre de distribution de la taille de pores du modèle Mualem (1976) (-) n paramètre de forme (-).

Les paramètres d'ajustement (Tableau 14) et les courbes de rétention (Figure 35) montrent la séparation des horizons. Des mesures de terrain ψ et θ issues des suivis tensiométriques et gravimétriques respectivement ont été utilisées pour évaluer la pertinence des ajustements, dans les gammes des humidités moyennes ($0,27 < \theta < 0,37$), non appréhendés par les mesures en laboratoire. En général les ajustements s'avèrent satisfaisants, surtout pour les profondeurs de 20 à 60 cm. Les valeurs estimées à 90 et 120 cm sur LP et SCV, sont légèrement trop fortes (pour le potentiel absolu) par rapport aux mesures sur le terrain. La séparation des horizons est plus nette si l'on observe les courbes dans la gamme des humidités supérieures ($\theta > 0,35$), sauf dans la parcelle OF où on peut noter que la courbe de l'horizon 5-10 cm est très différente par rapport aux autres profondeurs.

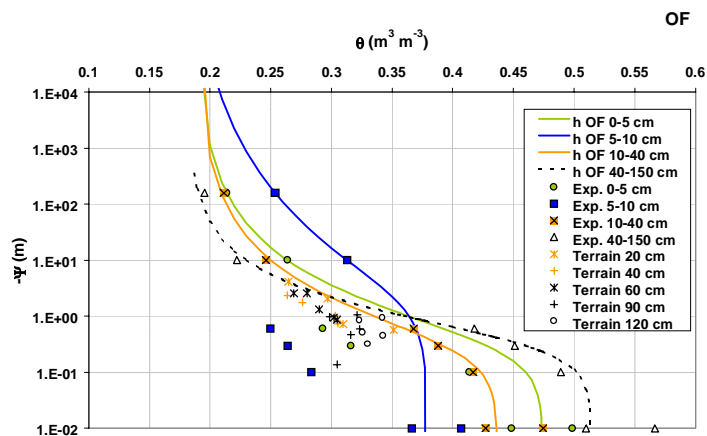
Tableau 14 Liste des paramètres d'hydrodynamique des trois parcelles

Parcelle	Horizon	Ks (10^{-6} m s^{-1})	θ_s ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)	θ_r	α (m^{-1})	m	n (-)	l
SCV	0-10	47,1 ^b (21,9)	0,50 (0,02)	0,16 (0,02)	2,48 (0,25)	0,28 (0,005)	1,389 (0,005)	0,5 (-)
	10-90	2,10 (1,7)	0,45 (0,02)	0,16 (0,02)	2,0 (0,20)	0,29 (0,005)	1,404 (0,005)	0,5 (-)
	90-150	1,28 (1,1)	0,53 (0,02)	0,15 (0,02)	2,03 (0,20)	0,43 (0,005)	1,740 (0,005)	0,5 (-)
OF	0-5	29,5 ^b (18,4)	0,47 (0,02)	0,19 (0,02)	3,07 (0,35)	0,28 (0,005)	1,386 (0,005)	0,5 (-)
	5-10	2,10 (1,6)	0,38 (0,02)	0,17 (0,02)	0,58 (0,05)	0,17 (0,005)	1,209 (0,005)	0,5 (-)
	10-40	5,17 (3,4)	0,44 (0,02)	0,19 (0,02)	3,32 (0,30)	0,28 (0,005)	1,398 (0,005)	0,5 (-)
	40-150	4,36 (3,2)	0,51 (0,02)	0,18 (0,02)	2,44 (0,24)	0,37 (0,005)	1,597 (0,005)	0,5 (0)
LP	0-5	45,5 ^b (21,7)	0,50 (0,02)	0,18 (0,02)	3,71 (0,36)	0,30 (0,005)	1,429 (0,005)	0,5 (0)
	5-30	1,76 (1,5)	0,43 (0,02)	0,22 (0,02)	1,26 (0,12)	0,36 (0,005)	1,573 (0,005)	0,5 (0)
	30-100	2,53 (1,7)	0,50 (0,02)	0,18 (0,02)	1,72 (0,16)	0,43 (0,005)	1,761 (0,005)	0,5 (0)
	100-150	0,97 (0,8)	0,54 (0,02)	0,17 (0,02)	1,91 (0,20)	0,45 (0,005)	1,822 (0,005)	0,5 (0)

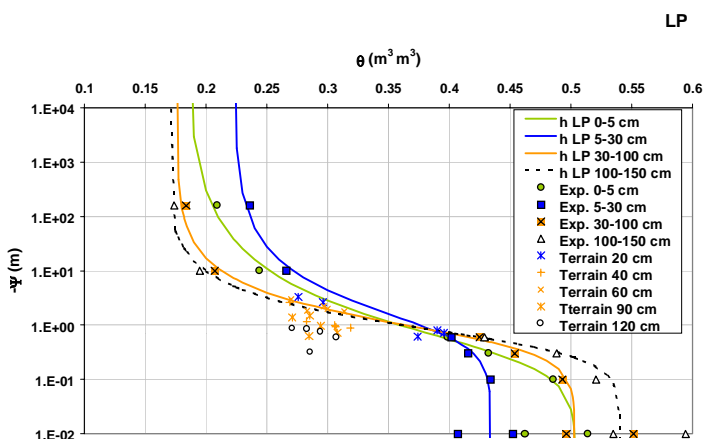
^b déterminés par la méthode Beer-kan. Les incertitudes entre parenthèses : premier horizon Ecart de $n=3$, les autres horizons les écarts moyens de l'humidité des potentiels (table et chambre à pression), $n=4$ pour chaque potentiel (0,1 ; 0,3 et 0,3 m).



a



b



c

Figure 35. Courbes de rétention des différents horizons des parcelles d'essais.

4.3.2.3.3 Courbes de conductivité hydraulique

En surface, nous avons retenu les valeurs des K_s mesurés par la méthode Beer-Kan décrite précédemment (Tableau 14). En profondeur, nous ne possédons pas de mesure directe de la conductivité hydraulique à saturation K_s ($m s^{-1}$). Nous avons recouru à une technique indirecte de détermination de K_s par méthode inverse à l'aide du modèle HYDRUS 1D (Simunek *et al.*, 1998) de la manière suivante :

- Les profondeurs des horizons et les paramètres d'ajustement des courbes de rétention définies précédemment ont été considérés. La conductivité hydraulique du sol est définie par le modèle de Van Genuchten, (1980) :

$$\frac{K}{K_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^l \left[1 - \left[1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{1/m} \right]^m \right]^2 \quad \text{Eq. 49}$$

avec, K_s conductivité hydraulique à saturation ($m s^{-1}$) ; l paramètre de la connectivité des pores (-).

- Seules les phases initiales de suivi ont été utilisées en supposant une absence de prélèvement racinaire (les premières 28 jours après le semis du riz) ;
- Pour chaque profondeur, les conditions aux limites ont été définies à partir des suivis tensiométriques réalisés immédiatement au-dessus (condition à la limite supérieure) et en-dessous (condition à la limite inférieure) de la profondeur considérée ;
- Les valeurs de K_s ont été ajustées par minimisation des écarts entre les potentiels mesurés et simulés à la profondeur considérée. Le coefficient l a été fixé à 0.5 (Mualem, 1976).

Les résultats de cette procédure sont donnés dans le Tableau 14. Les courbes de $K(\theta)$ obtenues sont données sur la Figure 36. On constate encore la présence d'un horizon avec des propriétés hydrodynamiques très différentes de celles des horizons supérieur et inférieur sur OF, liées aux propriétés particulières de l'horizon compacté 5-10 cm.

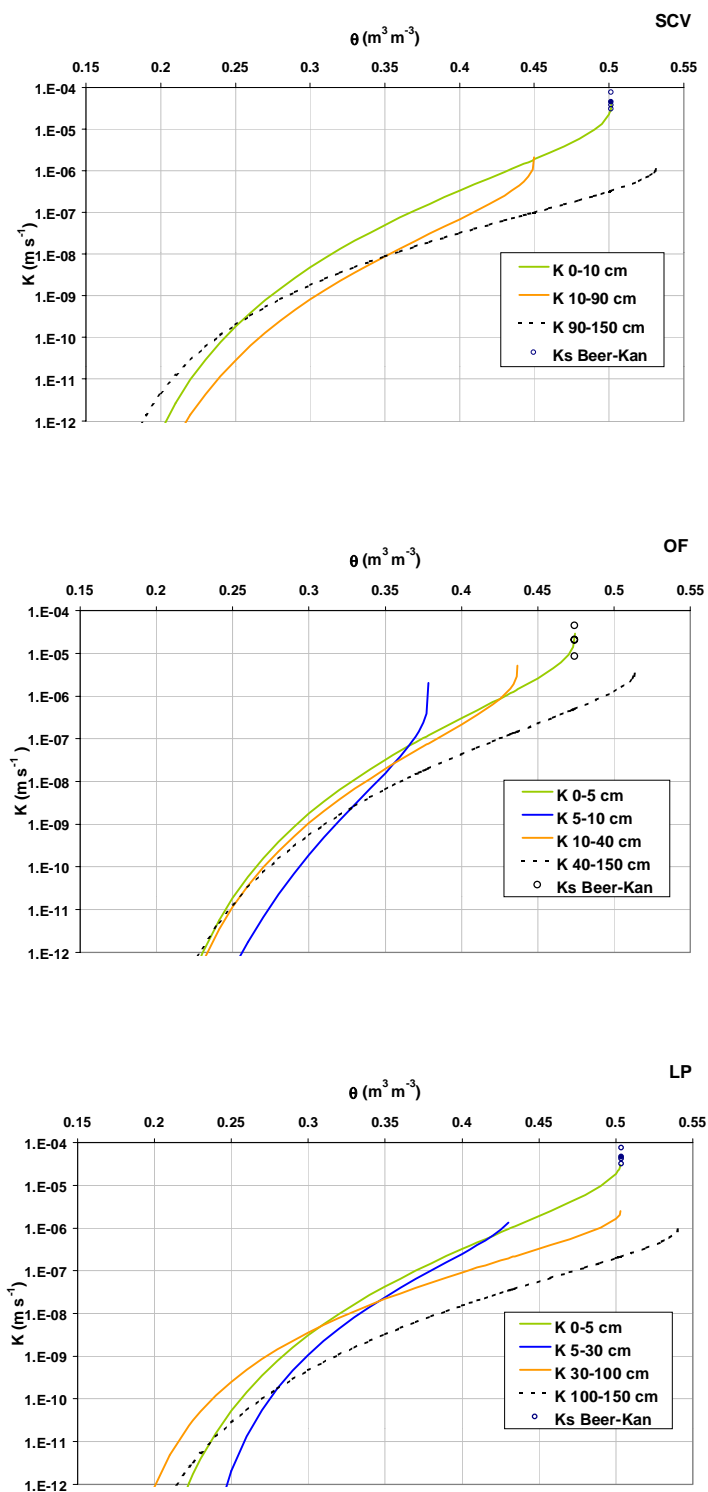


Figure 36 : Courbes de conductivité hydraulique des différents horizons des parcelles d'essais

4.3.3 Fonctionnement thermique

4.3.3.1.1 Mesures expérimentales des températures du sol et du paillis

Nous présentons les évolutions des températures acquises à 9h00 et 14h30 par la centrale pour l'année précédente (Figure 37), et les températures hebdomadaires mesurées vers 9h00 avec les thermocouples pour le cycle agricole 2000/2001 (Figure 38).

Les températures lues à 9H00 évoluent d'une manière relativement identique dans les sols des parcelles avec paillis en surface (SCV), et sans paillis (OF). Si à 5 cm de profondeur, la température reste toujours inférieure à celle mesurée à 20 cm (il s'agit de l'influence du refroidissement nocturne), elle augmente au cours de la journée alors qu'à 20 cm elle reste pratiquement constante. Dans ces conditions, au début de l'après midi (14H30) les températures sont plus élevées à 5 cm qu'à 20 cm. Cette inversion au cours de la journée est plus sensible dans le cas d'un sol non paillé (OF) qu'en présence d'un paillis (parcelle en SCV) (Figure 37).

Un effet du traitement a été remarqué l'après midi : nous avons constaté qu'à 5 cm de profondeur, la température était toujours inférieure dans la parcelle conduite en SCV par rapport à celle en OF. Ainsi nous avons obtenu des moyennes de 30°C pour la parcelle OF alors qu'elles n'atteignaient que 27°C sur SCV. Au sein des paillis, les mesures réalisées les matins (9h00) ont permis de constater un refroidissement nocturne : les paillis se trouvent alors à la même température que l'atmosphère environnant, effet souligné également par Findeling (2001).

Durant la journée (14h30), des pics de température apparaissent dans les paillis quelle que soit la date de la mesure. Findeling (2001) le note aussi puisqu'il rapporte que l'après midi les températures au sommet des paillis sont toujours plus élevées que dans les premiers 5 cm du sol. Findeling (2001), qui a étudié très précisément l'évolution de la température dans une tige de maïs, a constaté que la température dans la partie supérieure de la tige peut approcher 60°C et présenter des amplitudes journalières voisines de 30°C dans les conditions climatiques du Mexique. Ces chiffres sont légèrement supérieurs à ceux que nous avons notés dans notre étude sur une tige de sorgho : nous avons mesuré des pics de température de 45 °C, avec à certains moments une amplitude d'environ 25 °C (Figure 38).

Une autre constatation concerne la faible variation des températures, quel que soit le système étudié sur notre dispositif expérimental (sol paillé SCV ou sans paillis OF), entre 20 et 200 cm, confirmant ainsi les observations faites par Scopel (2000), Gonzalez-Sosa (2000) ou encore Findeling (2001) (Figure 38).

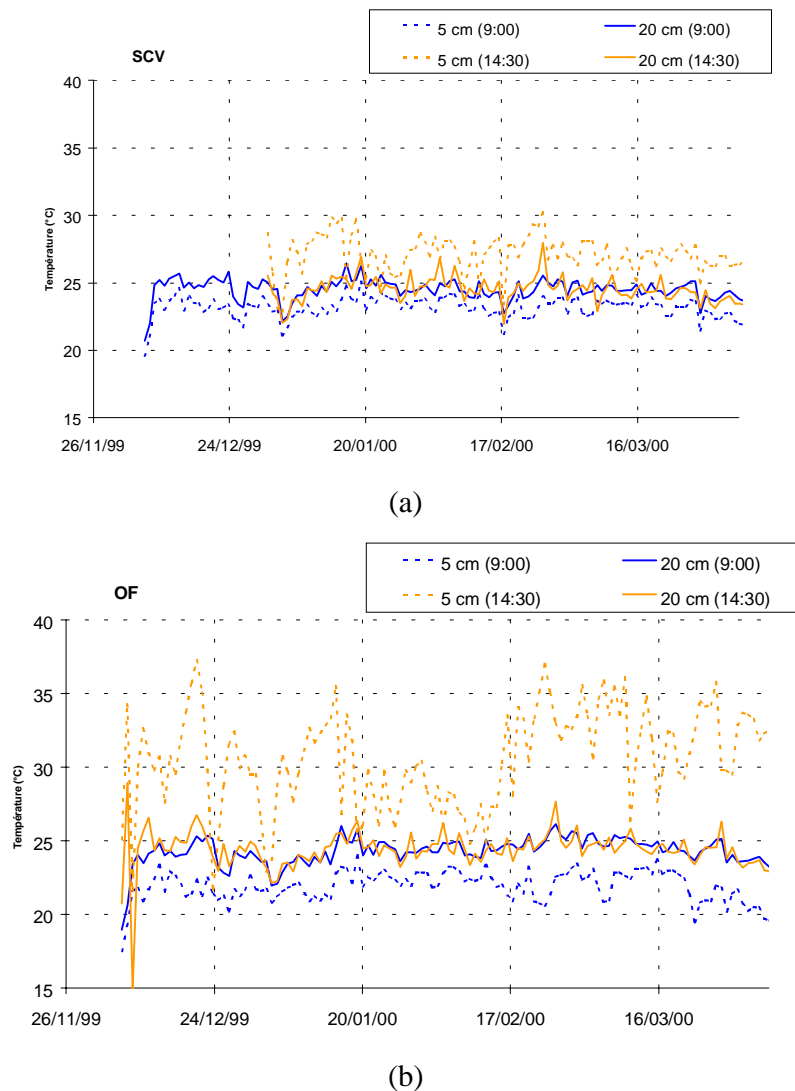


Figure 37. Evolution des températures dans le sol (5 et 20 cm) pour deux systèmes de culture (a= SCV, b= OF). Centrale d'acquisition

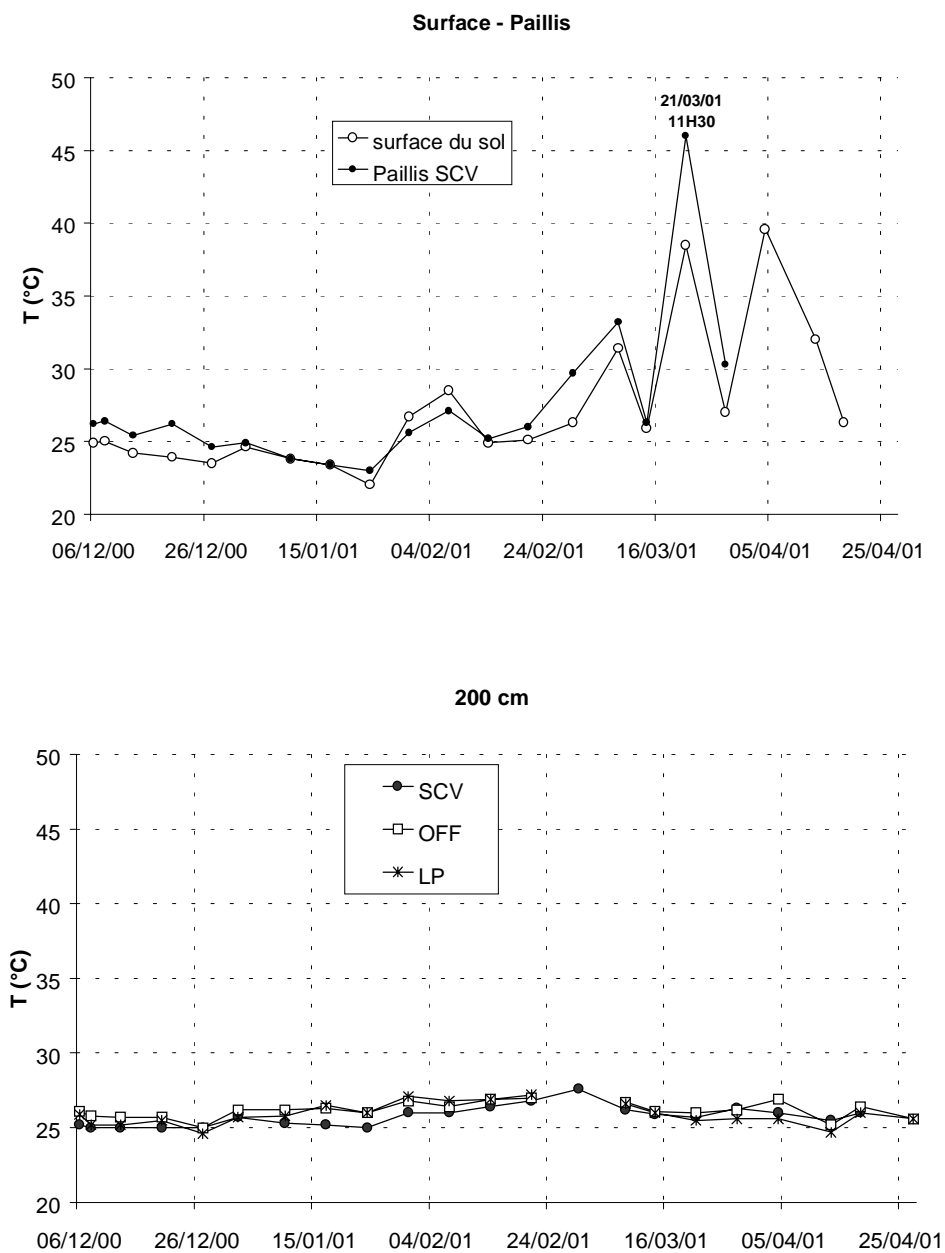


Figure 38. Température dans le paillis, à la surface du sol et en profondeur pour les trois parcelles. Mesures manuelles.

4.3.3.1.2 Propriétés thermiques

Les propriétés thermiques du sol sont appréhendées par sa conductivité thermique λ_s et sa capacité calorifique C_h . Le calcul de la conductivité thermique s'appuie sur la formule empirique de l'inertie thermique proposée par van de Griend & O'Neil (1986) :

$$\lambda_s = \frac{1}{C_h(\theta)} \left(\frac{\Lambda_{sat} + \alpha_1 \theta + \alpha_2}{\alpha_3} \right)^2 \quad \text{Eq. 50}$$

avec , λ_s conductivité thermique du sol ($WK^{-1}m^{-1}$) ; C_h capacité calorifique volumique du sol ($JK^{-1}m^{-3}$) ; θ humidité volumique ($m^3 m^{-3}$) ; $\Lambda_{sat} = 2108$, inertie thermique (Findeling, 2001) du sol à saturation ($JK^{-1}m^{-2}s^{-1/2}$) ; $\alpha_1 = 2300$, $\alpha_2 = -1890$ et $\alpha_3 = 0.654$ coefficients empiriques sans unité (Findeling, 2001).

La capacité calorifique du sol C_h n'a pas été mesurée mais est estimée à partir de la loi de mélange proposée par de Vries (1963). Nous avons pris les valeurs de C_h calculées par Findeling (2001) (Tableau 10).

4.3.3.1.3 Conditions initiales et aux limites

Pour le sol des trois parcelles, deux thermocouples en cuivre/constantan ont fourni la température initiale à 5 et 20 cm. Pour le paillis de SCV un thermocouple au sein d'une tige de sorgho a fourni la température initiale. La limite supérieure, portant sur la température dans PASTIS est gérée à partir d'un forçage climatique, au moyen d'un calcul de bilan énergétique simplifié. A la limite inférieure, une condition de gradient nul est imposée pour la température.

4.3.4 Fonctionnement biologique et dynamique de l'azote

4.3.4.1 Le riz

4.3.4.1.1 Généralités et stades phénologiques

Le riz des trois parcelles a été semé le 20 novembre 2000 (jour 325) avec une densité de 100 grains par mètre linéaire et un espacement de 40 cm entre les rangs. Les dates des stades phénologiques sont données dans le Tableau 15. On peut observer que l'émergence a eu lieu en premier sur la parcelle OF (25/11/00), puis sur les parcelles LP et SCV (26 et 27/11/00 respectivement). La croissance foliaire maximale est atteinte d'abord pour LP, puis SCV et

finaleme nt OF. Le début de la floraison (présence des premières panicules) est daté du 13/02/01 pour les parcelles LP et OF, et deux jours après pour la parcelle SCV. Le remplissage des grains sur les trois parcelles s'est produit à partir du 100^{ème} jour après le semis. La hauteur moyenne du riz à l'état de maturité (jusqu'à l'extrémité de la panicule), a été estimée à 72 (± 5) cm pour LP, 70 (± 9) cm pour SCV et de 56 (± 7) cm pour OF.

4.3.4.1.2 Croissance maximale des racines

Les paramètres de croissance des racines ont été ajustés à partir des profils de densité de longueur racinaire ρ_r mesurés à la maturité paniculaire. Nous avons utilisé une formulation analytique proposée par Gerwitz et Page (1985) décrite dans Mara ux (1994). Les paramètres de la croissance des racines que l'on utilise pour simuler la croissance racinaire sont : $\rho_{r, \max}$ (m m^{-3}), densité maximale de longueur racinaire, $Z_{r, \max}$ (m), profondeur maximale d'enracinement, et α_r (m^{-1}), facteur de décroissance exponentielle de la densité de longueur racinaire avec la profondeur (Tableau 16). Les courbes résultant des ajustements sont montrées sur la Figure 39 et simulent de manière cohérente les densités de longueur racinaire. Néanmoins, une sous estimation est observée pour l'horizon de 60 –90 cm pour LP, et pour l'horizon de 60-120 cm pour SCV. Pour la parcelle de SCV, la profondeur maximale $Z_{r, \max}$ est sous-estimée : le modèle simule une $Z_{r, \max}$ de 120 cm, tandis que sur la cartographie on a confirmé la présence de racines à 140 cm. Pour les parcelles LP et OF, les valeurs de $Z_{r, \max}$ ont été légèrement surestimées (125 et 120 cm respectivement) par rapport aux valeurs observées par cartographie (115 cm pour les deux parcelles).

Tableau 15 Description des stades phénologiques du riz planté sur les trois parcelles.

Stade	Date	Jan	jas	SCV	OF	LP
				T _{th} (°C j)		
Semis	20-nov-00	325	0	0	0	0
Emergence	25-nov-00	330	5		58	
	26-nov-00	331	6			67
	27-nov-00	332	7	75		
Initiation paniculaire	13-févr-01	410	85		878	878
	15-févr-01	412	87	897		
Remplissage des grains	1-mars-01	426	101		1024	1024
	2-mars-01	427	102	1034		
Epis secs (maturité)	15-mars-01	440	115			1243
	16-mars-01	441	116		1253	
	18-mars-01	443	118	1263		

T_{th} = temps thermique cumulé estimé par stade phénologiques du jour t_0 au jour t_p par $T_{th} = \sum_{t_0}^{t_p} (T_{mji} - T_{cr})$ avec T_{mji} la température moyenne journalière (°C), T_{cr} température critique en deçà laquelle on considère que la croissance du riz est arrêtée (13°C pour le riz de notre travail).

Tableau 16 Paramètres de croissance racinaire pour le modèle des trois parcelles d'essais

	SCV	OF	LP
¹ $\rho_{r, \max}$ (m m ⁻³)	53 529	21 507	41 848
² $Z_{r, \max}$ (m)	120	120	125
³ α_r (m ⁻¹)	0,051	0,079	0,048
⁴ T_{dev}^t (°C j)	1110	1119	1119

1 = Densité de longueur racinaire, 2 = Profondeur maximale d'enracinement, 3 = Facteur de décroissance exponentielle de la densité de longueur racinaire, 4 = Temps thermique nécessaire au développement maximal du système racinaire

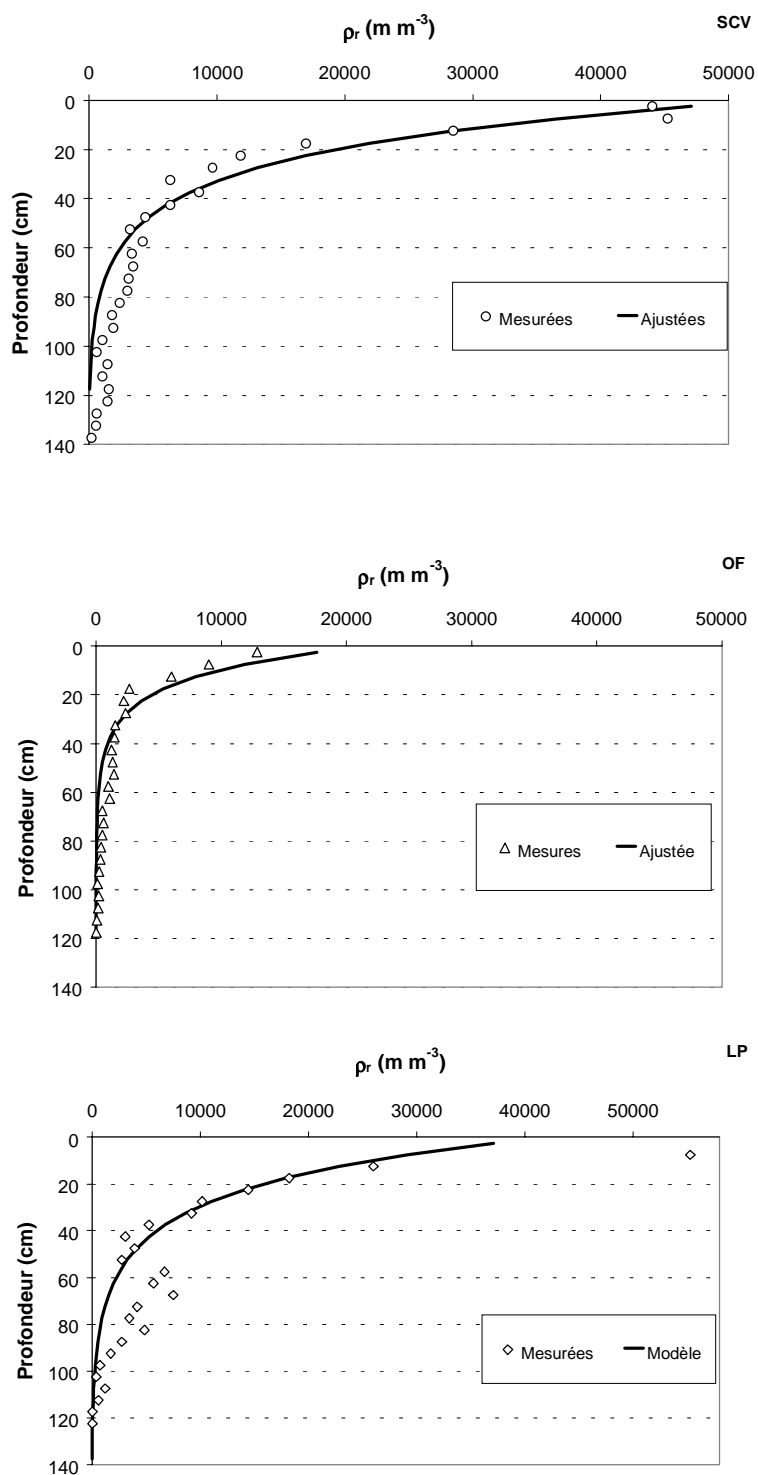


Figure 39 Ajustement des profils des densités de longueur radiculaire du riz à la maturité paniculaire dans les trois parcelles d'essai.

4.3.4.1.3 Indice foliaire – LAI

Des raisons techniques ont fait que les LAI n'ont pu être mesurés. Nous les avons estimés en fonction des mesures d'interception du rayonnement en fonction de la relation suivante :

$$LAI = -\frac{1}{k} \ln \left(1 - \frac{Ei}{0,95} \right)$$

avec, **LAI** indice foliaire de la plante (-) ; **k** coefficient d'extinction moyen du couvert de l'espèce (-), **Ei** efficacité d'interception du rayonnement du couvert (toujours considérée entre 0 et une valeur maximale de 0,95) (-).

A partir de la biomasse sèche **Bs** du riz durant le cycle 2000-2001, nous avons recalculé les LAI. Nous avons utilisé un ajustement polynomial des valeurs maximales de LAI et Bs (Gauche, 1995) issues de mesures durant le cycle agricole précédent (1999-2000). Le modèle acquis est :

$$LAI_{max} = 0,122(Bs,max)^2 + 0,3813(Bs,max) + 7 \cdot 10^{-15}$$

Les courbes des **LAI** que nous avons obtenues sont tracées sur la Figure 40. Les **LAI** ont été estimés avec un coefficient d'extinction de 0,45 pour SCV, et une valeur de 0,3 pour OF et LP, ce qui reproduit des **LAI** comparables aux valeurs moyennes rencontrées dans la bibliographie (Stone *et al.*, 1999), courbe en noir sur la Figure 40.

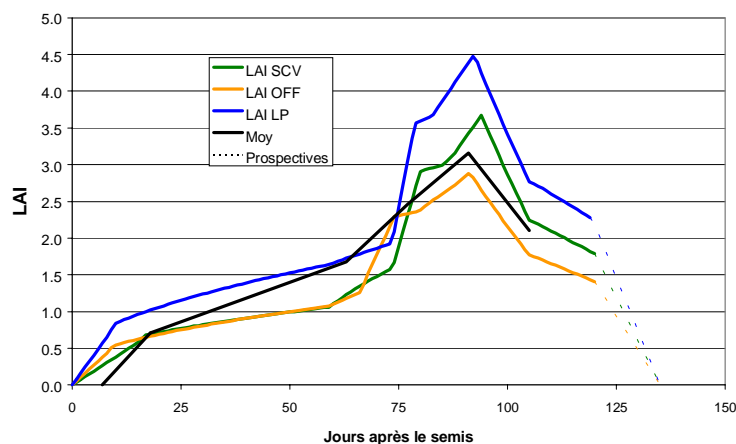


Figure 40 . Indices foliaires recalculés de riz planté dans les trois parcelles d'essai

4.3.4.1.4 Production de biomasse et consommation d'azote

Dans la Figure 41, sont présentées les évolutions de la biomasse totale aérienne du riz **W** (t ha⁻¹). On peut observer que la production de biomasse sèche aérienne est légèrement plus importante sur

SCV ($5,5 \text{ t ha}^{-1}$) que sur LP avec $4,8 \text{ t ha}^{-1}$. En revanche, cette production sur OF a été environ 23 % moins importante que sur SCV, soit $3,7 \text{ t ha}^{-1}$.

Dans la Figure 42, nous pouvons observer les courbes de dilution de l'azote en fonction de l'accroissement de la biomasse qui ont été comparé aux résultats obtenus par Sheehy *et al.* (1998) sur un riz irrigué pour trois niveaux de fertilisation, utilisés comme référence pour l'évaluation pour nos propres résultats (Tableau 17). On peut tout d'abord constater que nos courbes de dilution expérimentales s'ordonnent par ordre de teneur en azote décroissante selon : $\text{SCV} > \text{LP} > \text{OF}$; ce classement est conforme à la production de biomasse sèche du riz. Parmi l'ensemble des valeurs mesurées, les teneurs en azote mesurées apparaissent particulièrement faibles dans le cas du traitement OF entre la troisième et la quatrième date de mesure, soit entre début février et début mars, alors même que la production de biomasse décroche par rapport aux autres traitements (SCV et LP). Le même phénomène est observé pour ce qui concerne le traitement LP à la quatrième date de mesure (début du mois de mars) mais son intensité est plus modérée. Ces résultats semblent indiquer l'existence d'un stress azoté pour les traitements OF et, dans une moindre mesure, LP ; ils sont confortés par des valeurs inférieures à la courbe critique de dilution de l'azote obtenue par Sheehy *et al.* (1999) (Figure 42).

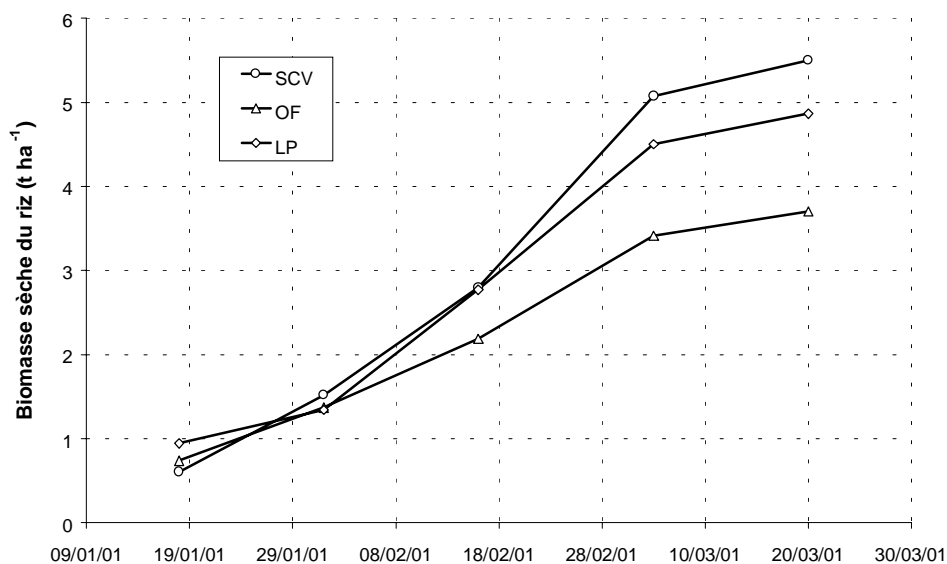


Figure 41. Production de biomasse sèche du riz des trois parcelles

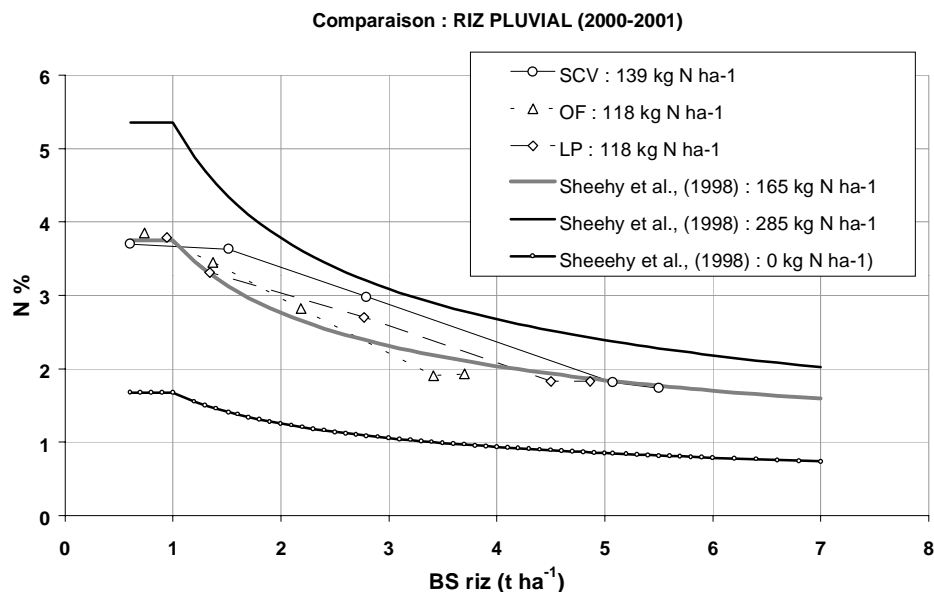


Figure 42. Comparaison des concentrations critiques de N de riz de cultures tropicales (Sheehy *et al.*, 1998) et les concentrations en N de riz pluvial des Cerrados sur les trois sites.

Tableau 17. Valeurs des paramètres a et b pour la relation de Greenwood *et al.*, (1990), pour la croissance du riz à différentes concentrations de N appliqué aux Philippines (Sheehy *et al.*, 1998), et sur les sites de Goiânia.

N appliqué (kg ha ⁻¹)	Sheehy et al, (1998)			Site d'étude : Goiânia		
	0	165	285	SCV 139	OF 118	LP 118
(a)	3,75	5,35 (0,24)	1,68 (0,09)	3,59 (-)	3,64 (-)	3,81 (-)
(b)	0,44	0,50 (0,02)	0,42 (0,04)	0,36 (-)	0,46 (-)	0,45 (-)

a et *b*, coefficients empiriques de la relation ($N\% = aW^b$) avec $W \geq 1 \text{ t ha}^{-1}$: $a = 100(t_N/t_{DW})(t_{DW} \text{ ha}^{-1})^b$; *b* = non dimensionné. unités : *t*DW (t de matière sèche) ; *t*N tonnes de N dans la plante

4.3.4.2 Le paillis

4.3.4.2.1 Dégradation de la biomasse sèche

Dans la Figure 43, la biomasse sèche constituant les paillis résiduels d'intersaison est présentée pour les parcelles SCV et LP. On peut remarquer des valeurs très similaires pour la biomasse aérienne dans SCV et LP, et légèrement plus faible dans la biomasse racinaire de LP. La cinétique de dégradation de cette biomasse aérienne, mesurée à partir de la méthode des cages, est montrée dans la Figure 44. On peut observer que 32 % du C est dégradé durant les premiers 16 jours, puis une atténuation de la dégradation est observée. A la fin du cycle, 72,5% de la biomasse totale des paillis a été dégradée, ce qui représente une dégradation d'environ 8 t ha⁻¹ en 120 jours, par rapport aux 11 tonnes de départ.

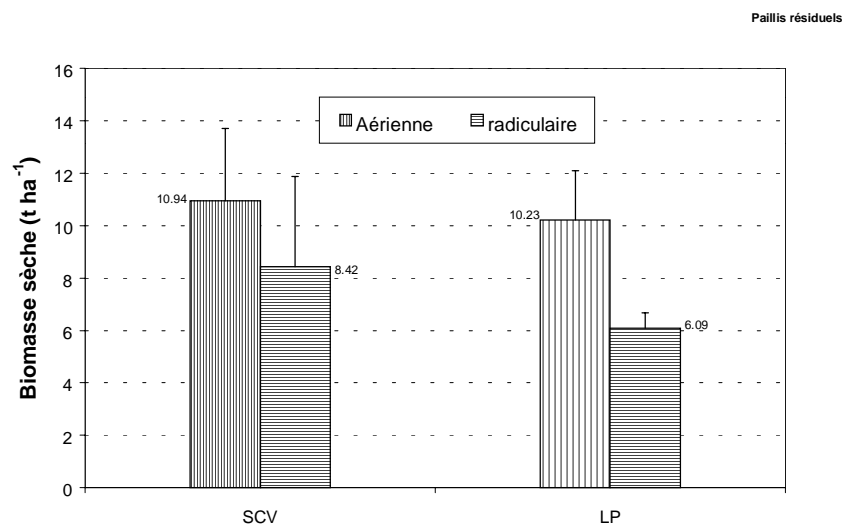


Figure 43. Biomasse totale des paillis. La biomasse des racines à été estimé au moment de la floraison.

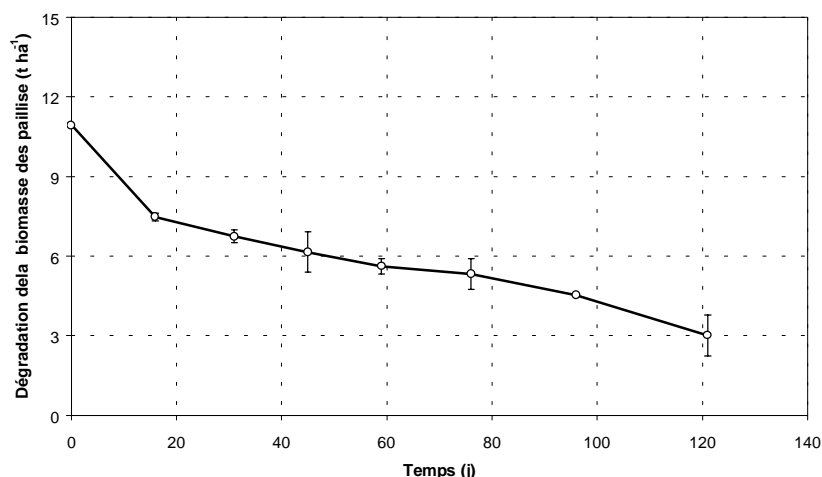


Figure 44. Cinétique de dégradation du paillis mélangé de surface (*Brachairia ruziziensis* et *Sorgho sp.*).

4.3.4.2.2 Conditions initiales des paillis placés à la surface

Pour la simulation de la dégradation des paillis qui restent en surface, nous avons retenu les quantités et les conditions de température et d'humidité données dans le Tableau 18. Le paramètre $\alpha_{nc \rightarrow c}$, a été introduit dans PASTIS avec une valeur initiale de $0,15 \text{ j}^{-1}$. Postérieurement, un calage manuel pourra être réalisé pour reproduire ces processus, au moment du calage du module de dégradation.

Tableau 18. Conditions initiales pour la dégradation des paillis

SCV	
Q_p (t BS ha ⁻¹)	11
Q_p^{nc} (t BS ha ⁻¹)	4,15
Q_p^c (t BS ha ⁻¹)	2,0
$\alpha_{nc \rightarrow c}$ (j ⁻¹)	0,05
z_{bzy} (m)	0,15
T_p (°C)	25
θ_p (m ³ m ⁻³)	0.45

4.3.4.2.3 Dynamique du carbone et d'azote résiduels des paillis

Pour exprimer la cinétique minéralisation de l'azote ou du carbone dans les paillis, nous avons pris en compte les pourcentages de C et N dosés dans les résidus provenant de chaque date du suivi des dégradations des paillis. L'évolution des quantités d'azote résiduel est présentée dans la Figure 45. La cinétique montre une libération d'azote importante durant les premiers 16 jours, environ 82 kg N ha^{-1} des 182 Kg N ha^{-1} dans le paillis au temps zéro, soit 45 % du total initial. Un ralentissement se produit durant les 60 jours suivants au cours desquels seulement 22 kg N ha^{-1} ont été mobilisés par dégradation, soit 13 % d'azote total dans le paillis de départ. Pendant les 44 jours suivants, une légère accélération se produit avec et environ 38 kg N ha^{-1} sont libérés (soit 18 % de l'azote initial). Il semble que la dégradation du paillis puisse encore représenter une contribution importante en fin de cycle de culture.

La dynamique du carbone résiduel a montré une cinétique décroissante similaire à celle observée pour l'azote (Figure 46). Une quantité importante de carbone est dégagée les premiers 16 jours de dégradation, environ $1560 \text{ kg C ha}^{-1}$ (32% du carbone total). Puis, un ralentissement plus faible que pour l'azote est observé dans le cas du C les jours suivants, une mobilisation constante de C est établie à partir du 16^{ième} jour, un taux de dégagement de C d'environ $21 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ est estimé pour les 104 jours successifs. A la fin du cycle, le carbone résiduel dans les paillis qui restent représente encore 28 % du carbone au temps zéro.

Une certaine augmentation du rapport C/N qui en résulte, notamment pendant la phase initiale, est vraisemblablement lié à une dégradation plus rapide de certains composés dont le rapport C/N est le plus bas. Nous reprendrons plus tard ces différents aspects au moment de l'acquisition des paramètres de minéralisation du C et N par calage préliminaire du module CANTIS.

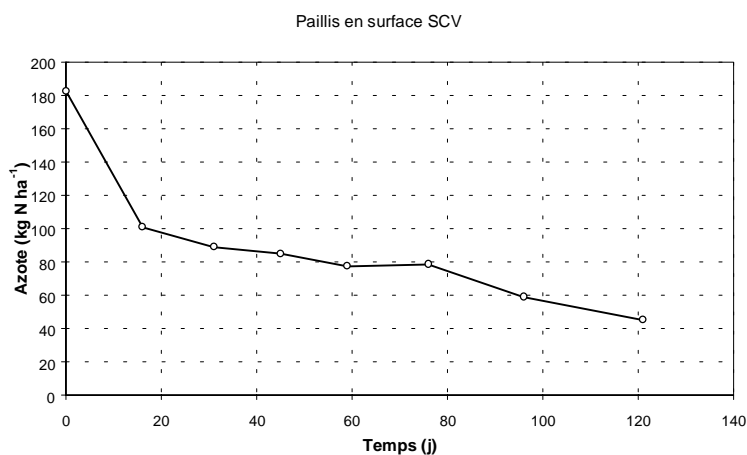


Figure 45. Evolution de l'azote résiduel dans les paillis de surface durant leur dégradation.

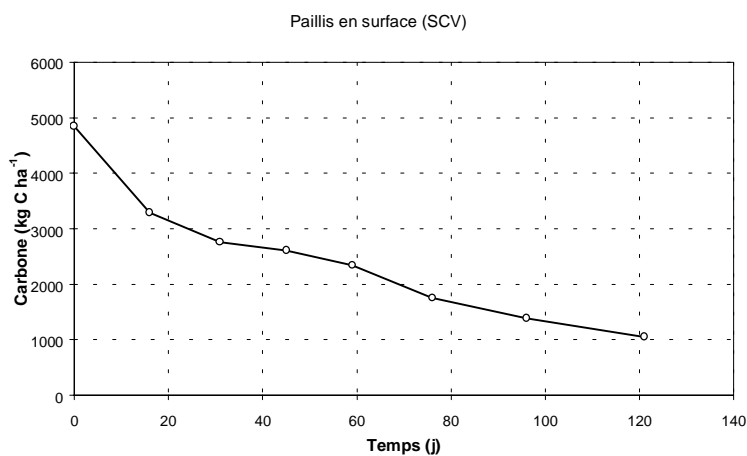


Figure 46. Evolution du carbone résiduel dans les paillis de surface durant leur dégradation

4.3.4.3 Le sol

Dans ce paragraphe, nous présenterons les résultats expérimentaux des trois ensembles de mesures d'azote réalisées dans les sols :

- les stocks d'azote basés sur les profils d'azote minéral ($N-NO_3 + N-NH_4$) mesurés entre 0 et 120 cm sur les trois parcelles ;
- les évolutions du taux de minéralisation, estimé *in situ* par la méthode des cylindres sur une couche de 0-30 cm ; et :
- la biomasse microbienne du sol, estimée au temps zéro des simulations sur une couche de 0-30 cm du sol sur les trois parcelles.

A la fin du chapitre nous analysons un bilan azoté des trois systèmes, calculé à partir des quantités estimées dans les compartiments décrits précédemment.

4.3.4.3.1 Azote minéral

4.3.4.3.1.1 Profils d'azote

Les profils d'azote minéral ($N-NO_3 + N-NH_4$) sont représentés dans la Figure 47. On peut remarquer une dynamique très semblable entre les traitements SCV et LP liés à la mise en œuvre d'un culture d'intersaison susceptible de consommer l'azote minérale, par rapport au traitement OF. Ceci est surtout le cas entre 20 et 60 cm où les teneurs en N sont de l'ordre de 60-70 kg ha⁻¹ pour le traitement OF et de moins de 15 kg ha⁻¹ pour le cas des traitements SCV et LP.

Au moment du semis du riz, environ 20 jours après la première date du dosage d'azote (le 23/11/00), les teneurs en azote sous OF ont changé de manière importante et une diminution d'environ 60 % est observée entre 20 et 60 cm. Si on regarde les stocks en azote pour OF à 80 cm, on peut constater une augmentation de 32 kg N. Durant ces 20 jours, les teneurs en azote pour les traitements SCV et LP ont montré une tendance similaire au traitement OF (Figure 47). Selon les pluies tombées entre ces deux premières dates (environ 260 mm avec 8 pluies), et du fait que les plantes constituant les paillis ne consomment plus d'azote, on peut affirmer qu'il s'agit pour l'essentiel d'un transfert par lixiviation.

Pendant les 60 jours suivants (du 12-12-00 à 12-02-01) correspondants au développement du riz, nous avons constaté que les stocks d'azote ont augmenté pour SCV et LP dans les premiers 60 cm, avec une tendance plus marquée pour SCV du fait d'un apport d'azote minéral supplémentaire de 21 kg.ha⁻¹ le 6 décembre suite à un jaunissement des plants de riz. Au contraire, pour OF le stock des premiers 40 cm est resté plus ou moins constant. Au-delà, les stocks d'azote sur le traitement OF ont montré une diminution progressive durant le cycle de culture sous l'influence conjuguée du lessivage et des prélèvements par la culture. Dans le même temps, on observe une tendance à l'augmentation du stock d'azote sur les autres traitements sous l'influence supposée d'une minéralisation progressive des paillis, enfouis ou pas. A la fin du cycle cultural (le 20/03/01), les stocks d'azote dans les trois parcelles ont diminué entre 0 et 80 cm et augmenté à 120 cm sous l'influence des flux hydriques de percolation.

Pendant la période de la culture, trois apports d'engrais ont été réalisés sur les trois parcelles (Tableau 19). Parmi l'évolution des profils d'azote, ceux du 12/02/01 montrent des teneurs importantes qui peuvent avoir un rapport avec les dates des fertilisations. Nous n'avons mené aucun suivi spécifique permettant d'identifier l'origine des formes d'azote minérale dans les sols.

**Tableau 19 Azote appliqué (kg N ha⁻¹)
sous la forme de fertilisants**

	SCV	OF	LP
20/11/00	26	26	26
06/12/00	21		
27/12/00	46	46	46
22/01/01	46	46	46
Totaux	139	118	118

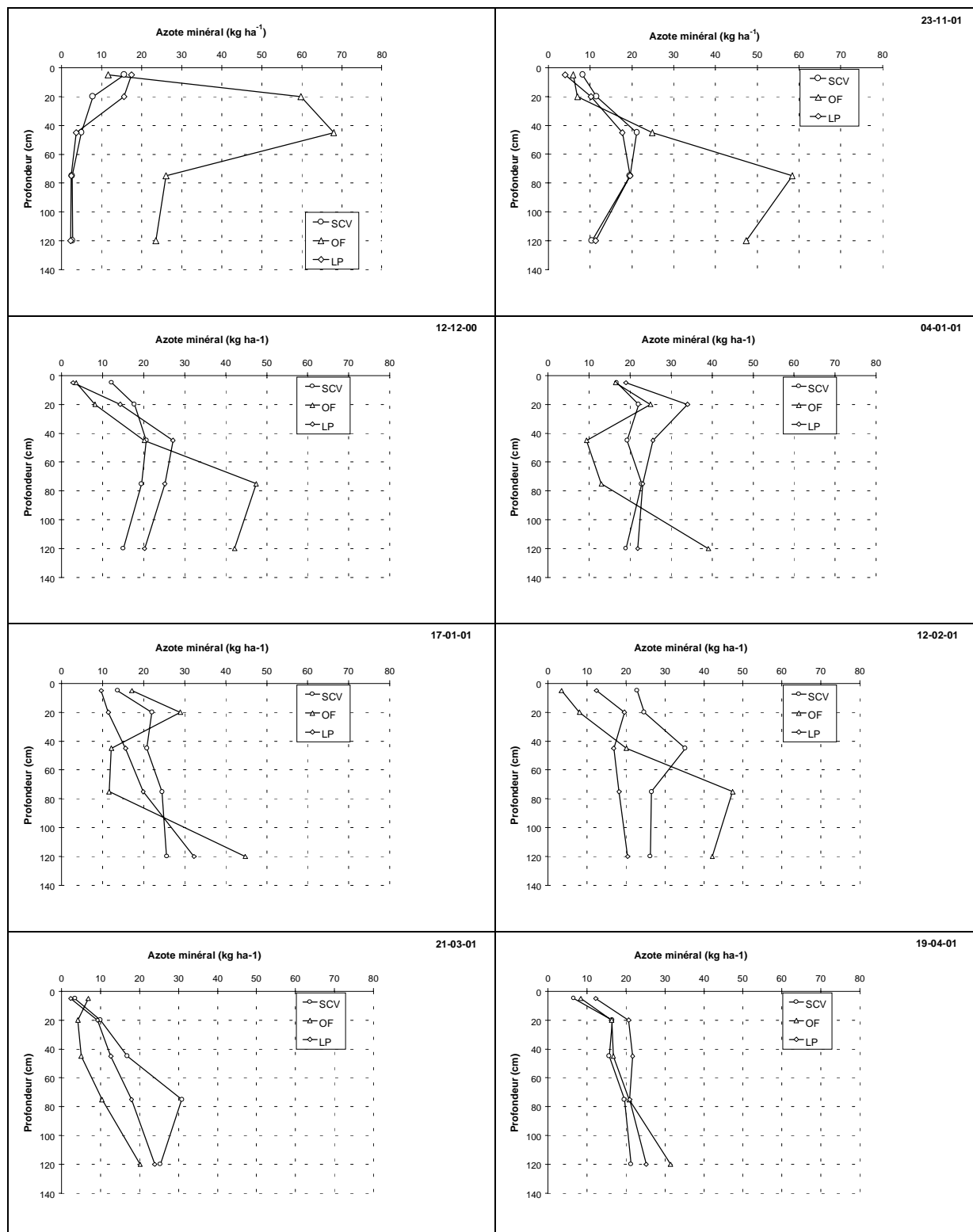


Figure 47. Profils des stocks d'azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) de sol des trois parcelles.

4.3.4.3.1.2 Stock d'azote minéral : 0-120 cm

Les évolutions des stocks d'azote minéral (0-120 cm) pour les trois parcelles sont données sur la Figure 48. On peut constater que les stocks dans les parcelles SCV et LP suivent une dynamique très similaire durant les 60 premiers jours, toujours en augmentation. En revanche, sur OF, cette période d'observation a permis constater une chute du stock d'azote minéral très remarquable et le bilan net est déficitaire d'environ 80 kg N ha^{-1} .

Postérieurement, sur le traitement SCV, le stock d'azote a continué à augmenter jusqu'au 100^{ème} jour pour atteindre un pic d'environ 140 kg N ha^{-1} . Ce pic maximal observé sur SCV, présente une chute pendant les 20 jours suivants ($- 60 \text{ kg N ha}^{-1}$), puis une valeur quasi constante jusqu'à la fin du cycle de culture.

Après l'augmentation initiale observée jusqu'au 60^{ème} jour sur le traitement LP, une diminution d'azote a été constatée durant les 60 jours suivants (jours 360 à 440). Par contre, après cette date, une augmentation de stock d'azote minéral de 80 kg N ha^{-1} est à nouveau constatée.

Sur le traitement OF le stock d'azote minéral, après une forte diminution initiale jusqu'au 60^{ème} jour, reste globalement stable malgré une chute brutale aux environs du jour 440 (Figure 48).

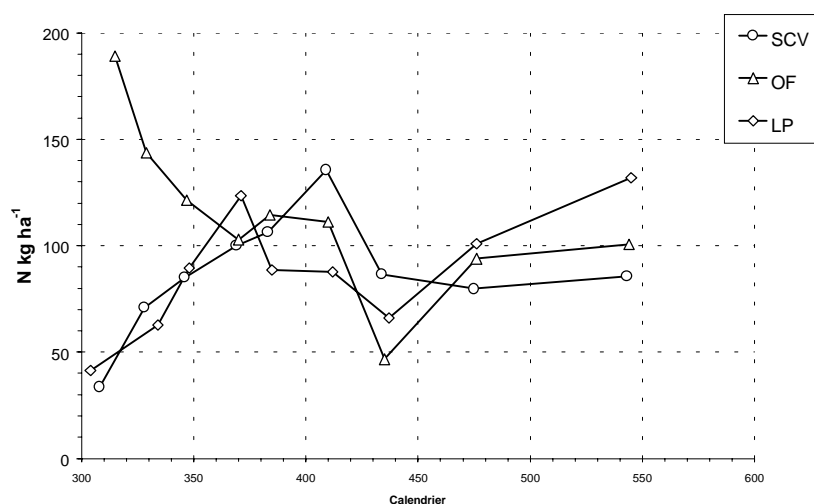


Figure 48. Evolution des stocks d'azote minéral des trois parcelles (0-120 cm).

4.3.4.3.1.3 Conditions initiale et aux limites

La condition initiale en solutés correspond aux teneurs en azote minérale le jour du début de la simulation (5/12/00, jour 340), basé sur l'interpolation entre deux dates de mesures (23/11/00 et 11/12/00).

La condition à la limite supérieure en soluté est un flux nul, sauf au moment des fertilisations ou sous l'influence des apports liés à la dégradation des pailles résiduels sur le traitement SCV. A la limite inférieure, une condition de gradient nul est imposée pour les solutés.

4.3.4.3.1.4 Conclusion préliminaire

Les résultats précédents sur les profils et les stocks d'azote minéral dans le sol entre 0 et 120 cm de profondeur sur les trois parcelles mettent clairement en évidence l'influence des cultures de couverture :

- sur le stockage de l'azote pendant l'intersaison sous la forme d'une biomasse aérienne de plus de 10 t ha⁻¹ ;
- puis sa libération au cours de la saison de culture sous l'influence des biomasses microbiennes zymogènes susceptibles de dégrader ces matières fraîches.

Ils illustrent aussi la forte sensibilité du traitement Offset à une lixiviation précoce de l'azote résiduel dans les conditions bioclimatiques des *Cerrados* marqués par un excès d'eau important. Les autres traitements ne sont pas totalement épargnés par le phénomène comme le démontre l'augmentation continue de la teneur en azote minéral à la base du profil sous l'influence des transferts hydriques.

4.3.4.3.2 Minéralisation de l'azote in situ

Dans la Figure 49 nous présentons les évolutions des taux de minéralisation de l'azote que nous avons estimé à partir des mesures faites par la méthode des cylindres d'incubation *in situ* pour une couche de 0-30 cm. Rappelons à cette occasion que les débris végétaux les plus gros ont été systématiquement exclus lors de la préparation des cylindres, plus particulièrement dans le cas du paille enfoui sur le traitement LP.

A l'exception de la phase terminale du cycle, la vitesse de minéralisation est systématiquement supérieure sur le traitement SCV par rapport aux autres traitements (OF et LP) : entre 0,42 et 0,58 kg N kg⁻¹ j⁻¹ pour SCV ; entre 0,2 et 0,4 kg N kg⁻¹ j⁻¹ pour OF ; et entre 0,1 et 0,25 kg N kg⁻¹ j⁻¹. Ces différences pourraient être imputées à deux causes :

- Soit un effet des traitements, que ce soit un effet cumulatif à long terme du traitement SCV sur le statut organique du sol et le potentiel de minéralisation de l'azote, ou un effet dépressif à court terme de l'enfouissement du paillis sur le traitement LP par une vraisemblable immobilisation d'azote qui reste mobilisable par la suite (rappelons la nette augmentation du stock d'azote minéral en fin de cycle sur le traitement LP) ;
- Soit à un artefact expérimental dans la mesure où le remaniement des sols est susceptible de stimuler de façon atypique l'activité microbienne dans des horizons normalement non travaillés : ensemble du profil dans le cas des SCV ou horizons inférieurs à la profondeur de travail de sol superficiel (traitement OF) ou plus profond (traitement LP).

Ces vitesses de minéralisation semblent se caractériser par une accélération (plus accentué sur SCV) puis un ralentissement, donc une intensité maximale qui apparaît plus précoce sur LP que sur SCV, tandis qu'elle est très peu marquée sur le traitement OF. Ces résultats semblent indiquer des dynamiques différentes pour l'effet conjugué de la minéralisation et de l'immobilisation de l'azote selon que l'on considère l'influence prépondérante d'une biomasse humifiée (cas de SCV et OFF) ou d'une biomasse fraîche (cas de LP).

Sous réserve de leur représentativité, ces résultats ont été utilisés pour estimer les cumuls en azote minéral produit dans les cylindres d'incubation *in situ* selon les différents systèmes considérés (Figure 50, Tableau 33, annexe I). La quantité d'azote produite est supérieure dans le sol de la parcelle SCV. L'azote total minéralisé pendant le cycle du riz (environ 120 jours) a été de l'ordre de 125 kg N ha⁻¹ pour les parcelles OF et LP, tandis que pour la parcelle SCV, un total de 225 kg N ha⁻¹ a été estimé et ce sans les apports liés à la minéralisation du paillis de surface.

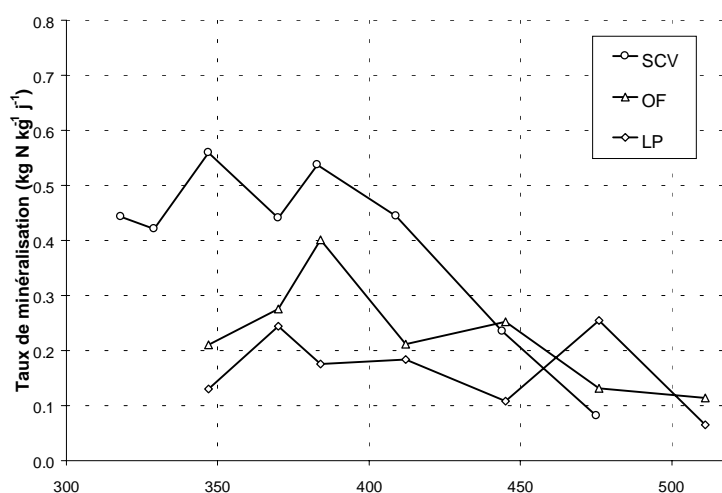


Figure 49. Evolution des taux de minéralisation de l'azote. Méthode des cylindres d'incubation. (0-30 cm).

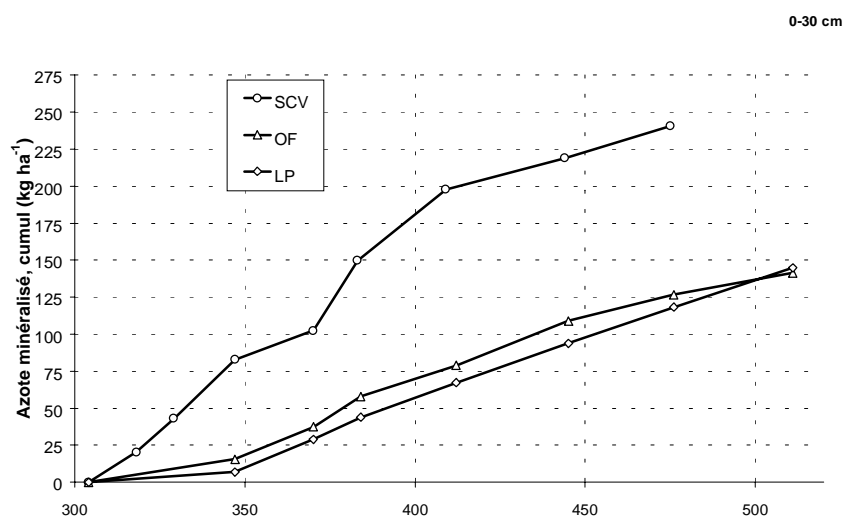


Figure 50. Cumuls d'azote minéralisé sur les trois parcelles

4.3.4.3.3 Biomasse microbienne

La biomasse microbienne B_{mic} a été estimée dans les premiers 30 cm du sol par la méthode de fumigation-incubation décrite dans Schiner *et al.* (1995). Les valeurs de B_{mic} au moment du semis du riz suivant les travaux du sol sont illustrées sur la Figure 51. On peut remarquer que les valeurs de B_{mic} des deux dates mesurées sont plus importantes dans SCV par rapport à OF et légèrement supérieure à LP. Ces grandeurs, appréhendées sur sol non remanié, sont vraisemblablement plus représentative de l'activité microbienne réelle que les suivis précédents de la minéralisation.

Dans le domaine de la modélisation, le module CANTIS prend en compte la biomasse microbienne selon deux pools : la biomasse autochtone et la biomasse zymogène. Les paramètres biologiques de ces pools seront présentés ultérieurement à l'occasion du calage préliminaire du module CANTIS sur la base des résultats d'incubation d'Abiven (2001) .

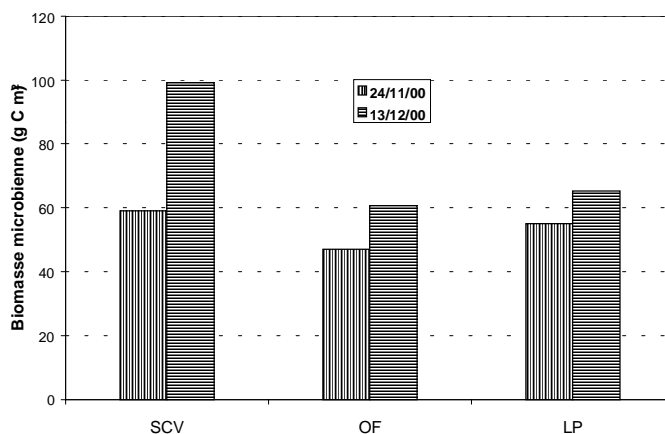


Figure 51. Biomasse microbienne dans le sol des trois parcelles. Méthode de fumigation / incubation / extraction.

4.3.4.3.4 Bilan azoté.

A partir de données sur les estimations d'azote des paragraphes précédents, nous avons calculé un bilan azoté à l'échelle du cycle agricole pour les trois parcelles étudiées. Dans le Tableau 20, les quantités d'azote estimées pour chaque compartiment du système sol-plante-paillis sont présentées. Les méthodes pour ces mesures sont décrites dans la section du protocole expérimental de mesures et les résultats issus des paragraphes précédents :

- Les quantités de N du début et de la fin du cycle ont été estimées dans les horizons 0-10, 10-30, 30-60, 60-90 et 90-120 cm.
- L'azote consommé par la culture a été estimé à partir des biomasses finales dans les parties aériennes et les racines.
- Les apports d'azote provenant de la dégradation des paillis ont été estimés par différence des teneurs en azote des biomasses initial et final des paillis pendant la période considérée pour le traitement SCV ; ces résultats sont proches des estimations réalisées par Abiven (2001) au laboratoire où l'azote minéralisée représente environ 0.5% du poids sec de la biomasse fraîche apportée. Ces résultats ont été extrapolés pour l'estimation de la minéralisation du paillis enfoui dans le traitement LP .

Tableau 20. Bilan azoté pour le cycle cultural 2000-2001. Entre parenthèses les incertitudes

Traitement	OF kg N ha ⁻¹		LP		SCV	
N minéral initial (0-120 cm)	189	(50)	41	(7)	34	(16)
N minéral final (0-120 cm)	47	(11)	66	(22)	86	(26)
Entrés:						
Fertilisation	118	(10)	118	(10)	139	(10)
Minéralisation	121	(20)	109	(20)	187	(20)
Dégradation des pailles			55	(30)	60	(30)
Sorties :						
Azote mobilisé pour les plantes dur riz	91	(11)	131	(13)	156	(28)
Volatilisation + ruissellement	37	(10)	37	(10)	56	(10)
Lixiviation	203	(50)	39	(50)	122	(50)

- 40 % de réduction sur la quantité d'azote ajouté dans le sol sous forme minérale a été considéré (Pande 1997). Cette réduction est attribuée aux pertes par ruissellement et volatilisation. Trois applications de fertilisants ont été réalisées sur les parcelles : 26 kgN.ha⁻¹ de NPK et deux doses de 46 kgN.ha⁻¹ d'urée. Pour SCV une dose supplémentaire a été appliquée (6/12/00) : 21 kgN.ha⁻¹ de NPK.
- L'estimation de la minéralisation de la biomasse humifiée est issu des incubations *in situ* (Shinner *et al.*, 1995).
- Le travail de Metay (2002) sur les émissions gazeuses (dénitrification) des parcelles étudiées montre que, durant la période de février en mars de la culture, des quantités négligeables de N₂O ont été émises par le sol. En outre, dans la bibliographie recensée, un pourcentage très faible d'azote inorganique peut être dégagé sur ces types de systèmes (entre 2 et 4 kg N ha⁻¹) (Document FAO/IFA).
- Enfin, la lixiviation de nitrate (kg N ha⁻¹) pour une couche de z_{max} (m) a été estimée à partir de la loi de conservation de la masse azotée par :

$$LIX_{N_{\min}} = (\Delta Stock_{N_{\min}} + FERT_N + MIN_N + APORP_N) - (CULT_N + RUIVOL_N + EMIG_N)$$

avec, $\Delta Stock_{N_{\min}}$ variation de stock d'azote minéral dans le sol (kg N ha⁻¹); $FERT_N$ azote inorganique appliqué au sol (kg N ha⁻¹); MIN_N azote minéralisé (Kg N ha⁻¹); $APORP_N$ azote minéral provenant de la dégradation des pailles (Kg N ha⁻¹); $CULT_N$ azote mobilisé par la culture (Kg N ha⁻¹); $RUIVOL_N$ perte d'azote inorganique par ruissellement et volatilisation (kg N ha⁻¹); $EMIG_N$ perte d'azote sous la forme gazeuse (kg N ha⁻¹).

La lixiviation estimée a été de 39 kg N ha⁻¹ pour le traitement LP, de 122 kg N ha⁻¹ pour SCV et de 228 kg N ha⁻¹ pour le traitement OF. La valeur supérieure obtenue sur OF était attendue du fait

de l'absence des plantes de couverture d'intersaison et de la présence de grandes quantités d'azote minéral résiduelles dans le sol au début du cycle. Cet azote résiduel a été lessivé durant les premières pluies de la saison alors que le riz n'a pas encore émergé. Sur les parcelles SCV et LP, l'azote minéral a été recyclé par les plantes de couverture (*Brachiaria ruziziensis* et *Sorghum sp.*) durant la saison sèche (mai- septembre 2000), lesquelles ont absorbé plus de 180 kg N ha⁻¹ (Tableau 35, annexe I). Un travail similaire a permis de conclure sur l'importance du recyclage de N pour les plantes de couvertures utilisées sur des rotations avec le riz (Kundu et Ladha, 1999). Cependant, ces bilans indicatifs doivent être considérés avec la plus grande réserve du fait de la forte incertitude liée aux différents termes du bilan. Ils seront repris à partir des résultats des simulations numériques.

5 SIMULATION DU FONCTIONNEMENT HYDRIQUE, THERMIQUE ET AZOTE DES SYSTEMES DE CULTURE

5.1 Introduction

5.1.1 Procédure de calage du modèle PASTIS

Considérant la complexité du fonctionnement du système considéré et le nombre très important de paramètres requis pour les simulations conjointes du fonctionnement hydrique, thermique et azoté des trois systèmes de culture étudiés (OF, LP et SCV), la démarche a principalement porté sur une tentative d'acquisition progressive des paramètres, indépendante de procédure de calage numérique du modèle global PASTIS.

Dans une première étape, le module hydrique a été évalué à partir des résultats présentés dans les chapitres 4.2.2 et 4.2.4 :

- paramètres mesurés ou estimés portant sur les variables climatiques, les propriétés hydrodynamiques des sols, le potentiel matriciel mesuré à la limite inférieure, le développement de la culture et la dégradation des paillis ; et :
- potentiels matriciels mesurés pendant la période considérée.

Dans une seconde étape, le module thermique a été évalué selon la même approche à partir des résultats présentés dans le chapitre 4.2.3 :

- paramètres mesurés ou estimés portant sur les propriétés thermiques des composants et les conditions à la limite du système ; et :
- températures mesurées sur quelques périodes sélectionnées.

Dans une troisième étape, le module biologique de modélisation de la dynamique du Carbone et de l'Azote dans les sols (CANTIS) a été évalué après différentes étapes préliminaires selon l'approche suivante :

- un calage préliminaire des caractéristiques des différents pools organiques considérés dans les sols et le paillis à partir des résultats d'incubation menés au laboratoire par Abiven (2001) ;
- un calage préliminaire du module de dégradation du paillis ;
- le paramétrage du module CANTIS et la comparaison des simulation avec les données mesurées, en fonction des résultats présentés dans le chapitre 4.2.4 ; et :

- la comparaison et l'évaluation de différents jeux de paramètres pour ce qui concerne certaines transformations des pools organiques sur lesquels nous reviendrons dans la suite du document.

A l'issue de chaque partie, les résultats obtenus seront commentés et critiqués avant d'être utilisés par le calcul des termes des bilans hydriques, thermiques et azotés relatifs à chacun des systèmes de culture considérés : traitement OF, LP et SCV.

5.1.2 Définition du système et la période de simulation

Le système modélisé a été représenté sous la forme d'un profil de sol de la surface à 150 cm de profondeur, subdivisé en plusieurs horizons considérés comme homogènes :

- Dans le module hydrique, le profil comprend 3 horizons distincts dans la parcelle de SCV et 4 horizons pour les deux parcelles sous labours conventionnels OF et LP (Tableau 12), dont les propriétés hydrodynamiques sont considérées comme homogènes ;
- Dans le module biologique, la biomasse humifiée a été considérée comme homogène dans l'horizon 0-30 cm, puis décroissante linéairement dans l'horizon 30-60 cm, pour les trois traitements. Pour le traitement LP (labour profond), la matière organique fraîche (paillis enfoui) a été considérée comme homogène dans l'horizon 0-20 cm.

Dans les modules hydriques, thermiques et azotés, la présence d'un paillis superficiel a été considérée pour le traitement SCV.

Les périodes de simulation considérées sont indiquées sur le Tableau 21 pour les trois parcelles d'essai. Elles correspondent à la durée de la période de mesure sur le dispositif expérimental pour ce qui concerne l'acquisition des paramètres et variables nécessaires à son évaluation.

Tableau 21. Dates du début de la simulation avec PASTIS-CANTIS.

Parcelle	Début		Fin		Durée Jours
	Date	Jour	Date	Jour	
SCV	05/12/00	340	02/04/01	458	118
OF	05/12/00	340	02/04/01	458	118
LP	06/12/00	339	02/04/01	458	119

5.1.3 Critères d'évaluation du modèle

Dans le but de comparer les simulations issues de PASTIS, nous avons créé un jeu de variables observées (mesures expérimentales) auxquelles ont été comparées les variables de sortie calculées par le modèle. Ces variables, mesurées dans les trois traitements, sont :

- Le potentiel matriciel du sol mesuré de 20 à 150 cm de profondeur ;
- La température du sol mesurée de 2 à 20 cm et la température du paillis ;
- L'évolution de la biomasse du paillis superficiel et l'évolution des profils de teneur en azote minéral mesuré dans le sol de 0 à 120 cm de profondeur. Les différents jeux de paramètres portant sur les transformations de certains pools de matière organique seront comparés par l'utilisation du critère d'efficacité de Nash.

5.2 Simulation du fonctionnement hydrique

Dans ce premier bilan, nous vérifierons d'abord la qualité de simulation de l'évolution des profils racinaires, puis nous évaluerons la qualité avec laquelle sont restitués les potentiels matriciels du sol par PASTIS. Par la suite, les résultats des simulations seront utilisés pour l'évaluation des composantes du bilan hydrique : interception de la pluie, ruissellement, infiltration, évaporation, transpiration et drainage.

5.2.1 Simulation du profil racinaire

Dans la Figure 52, les évolutions de la densité de longueur racinaire simulée avec PASTIS sont présentées et comparées au profil de densité racinaire mesuré le 435^{ème} jour, une vingtaine de jours avant la récolte du riz. Les résultats apparaissent satisfaisants à l'exception d'une légère sous-estimation de la densité racinaire au-delà de 60 cm de profondeur. Ces différences s'expliquent par le fait que nous avons privilégié la restitution des profils d'enracinement dans la zone superficielle lors de l'ajustement.

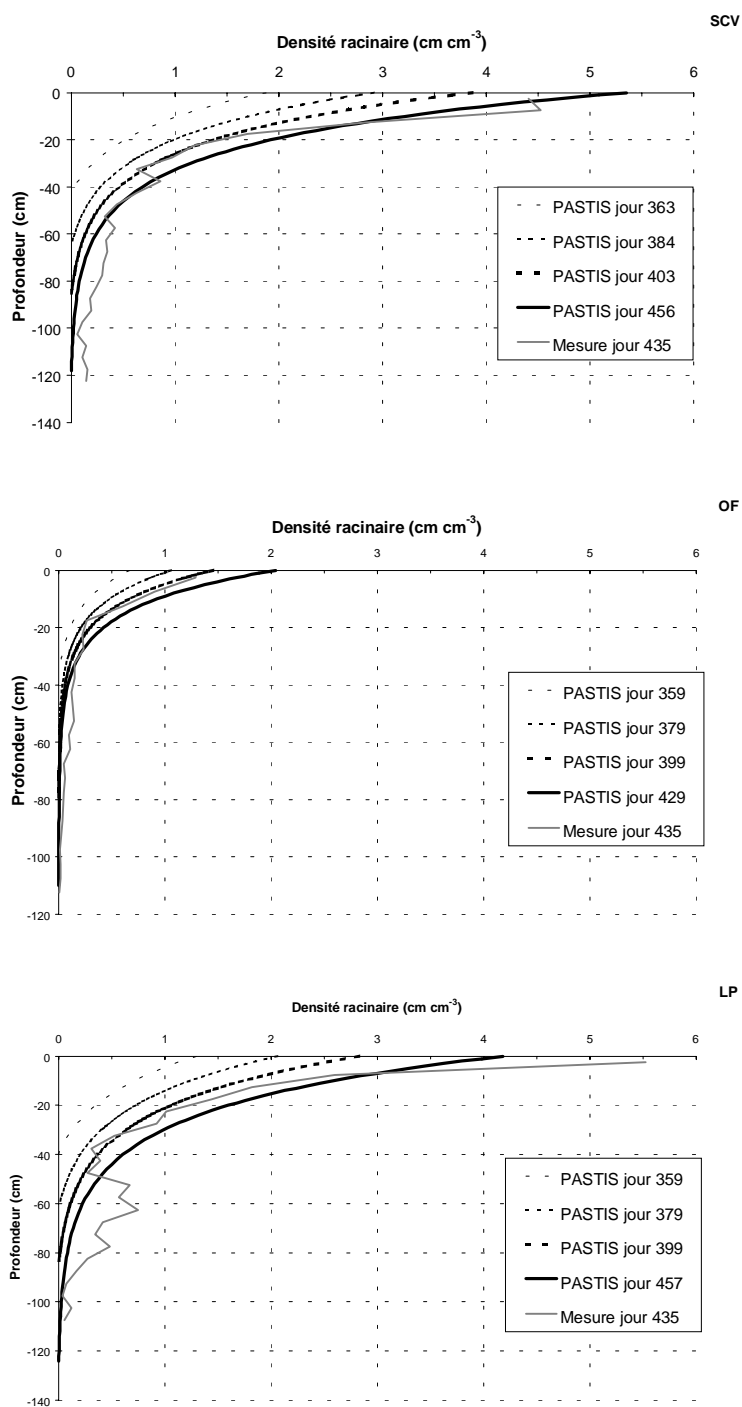


Figure 52. Comparaison des simulations et mesures de la densité de longueur racinaire des trois systèmes de culture.

5.2.2 Simulation des potentiels hydriques

Les comparaisons des potentiels hydriques totaux, mesurés et simulés par le modèle PASTIS, sont présentées dans la **Figure 53** pour le traitement SCV, la **Figure 54** pour le traitement OF et la **Figure 55** pour le traitement LP. Deux mesures du potentiel hydrique ont été réalisées aux profondeurs de 20, 40, 60, 90 et 120 cm. Nous avons aussi représenté la pluviométrie journalière afin d'apprécier les effets des périodes sèches ou pluvieuses sur l'évolution des potentiels hydriques.

En général, la qualité des simulations du fonctionnement hydrique est satisfaisante sur les trois parcelles d'essais. Les résultats des simulations sont cohérents à la fois avec les valeurs mesurées et avec les épisodes climatiques, sur le plan des dates comme sur celui de l'intensité des épisodes pluviométriques. Les valeurs des potentiels hydriques aux profondeurs de 20, 40 et 60 cm montrent une augmentation immédiate suite aux précipitations importantes pour les trois parcelles considérées. Cette augmentation est légèrement décalée dans le temps (2-3 jours) mais aussi beaucoup moins intense pour les profondeurs de 90 et 120 cm. Nous observons par ailleurs pour les profondeurs de 20 et 40 cm, une chute significative des potentiels après une période de sécheresse de quelques jours (>3 jours). Cette dynamique est moins sensible pour les profondeurs supérieures à 60 cm où nous notons un état hydrique du sol plus stable à l'exception des 30 derniers jours du cycle.

Cependant la qualité des simulations tend à se dégrader lorsque s'installent des périodes de plus de 5 jours sans recharge importante. Le processus d'assèchement du profil apparaît alors sous-estimé par le modèle, notamment entre la surface et 40 cm de profondeur. Ces écarts pourraient être liés à :

- une sous-estimation de la consommation en eau du couvert végétal ou :
- une imprécision dans l'estimation des courbes de rétention dans les horizons de surface et une sur-estimation de la capacité capillaire du sol.

Nous observons par ailleurs une tendance à la sous-estimation des potentiels hydriques dans la phase terminale du cycle (à partir du jour 390), plus particulièrement dans les horizons profonds. Ces écarts sont particulièrement évidents après une période de pluies continues : jour 388 et jours 410 à 430, et pourraient être lié à :

- une sous-estimation des lames d'eau infiltrées : omission d'un ou plusieurs épisodes pluviométriques, sur-estimation du ruissellement, ..., ou ;
- des imprécisions dans l'estimation des courbes de rétention et des paramètres hydrodynamiques dans les horizons profonds : sur-estimation de la conductivité hydraulique, sous-estimation de la capacité capillaire, ...

Ces imprécisions n'en restent pas moins modérées et les résultats des simulations seront retenus par la suite pour l'évaluation des termes du bilan hydrique, puis le fonctionnement thermique et azoté des différentes parcelles.

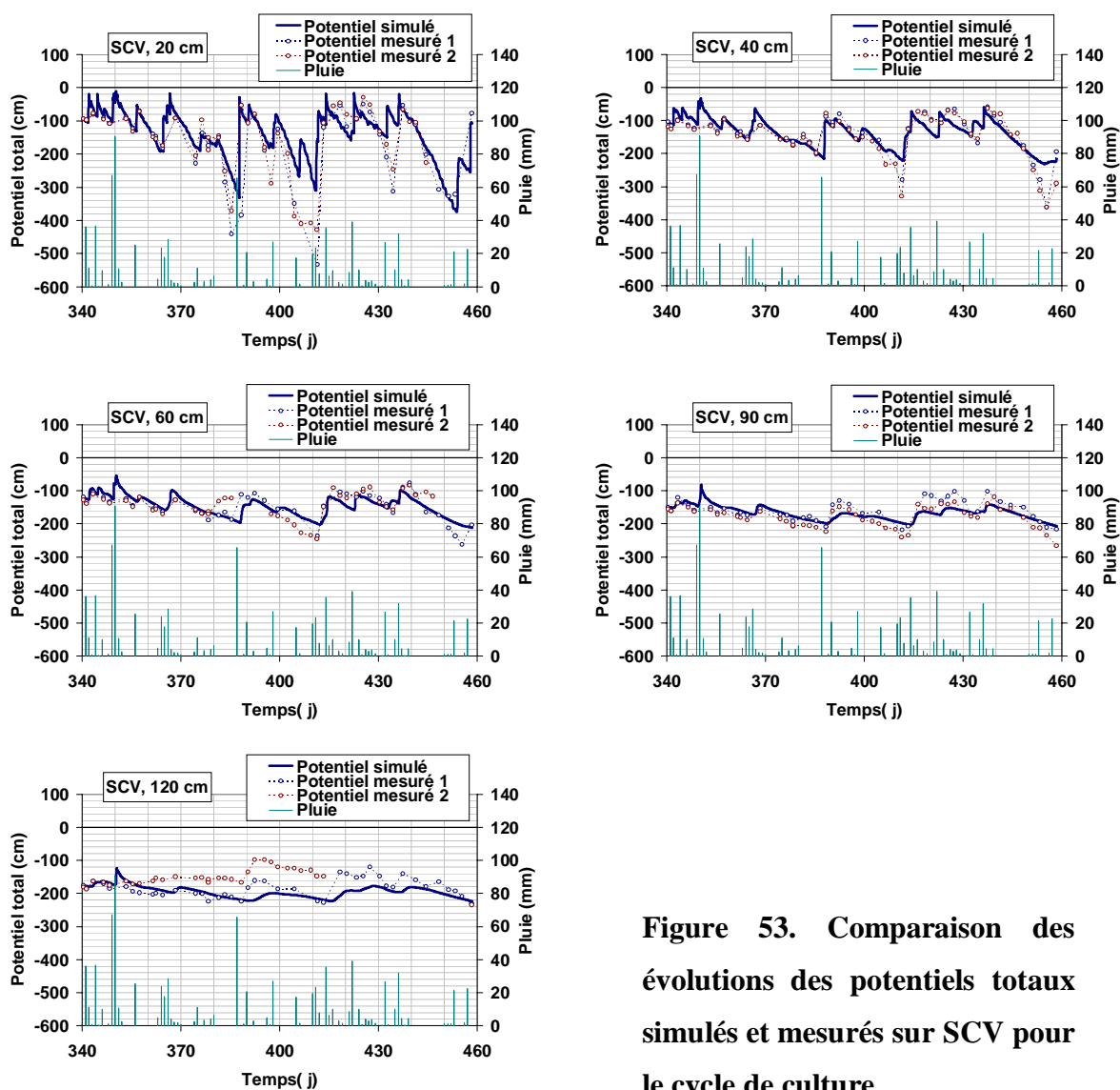


Figure 53. Comparaison des évolutions des potentiels totaux simulés et mesurés sur SCV pour le cycle de culture.

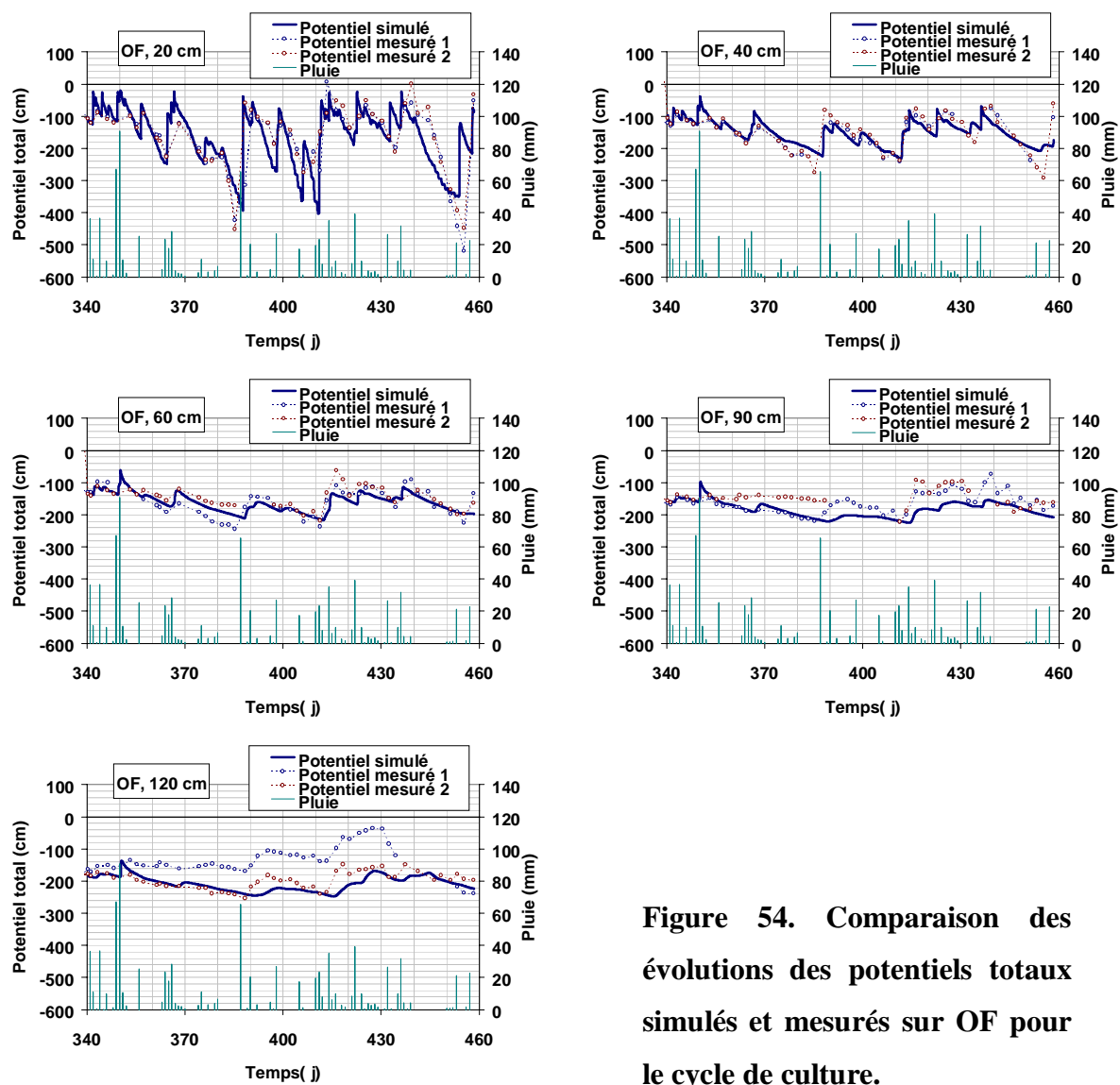


Figure 54. Comparaison des évolutions des potentiels totaux simulés et mesurés sur OF pour le cycle de culture.

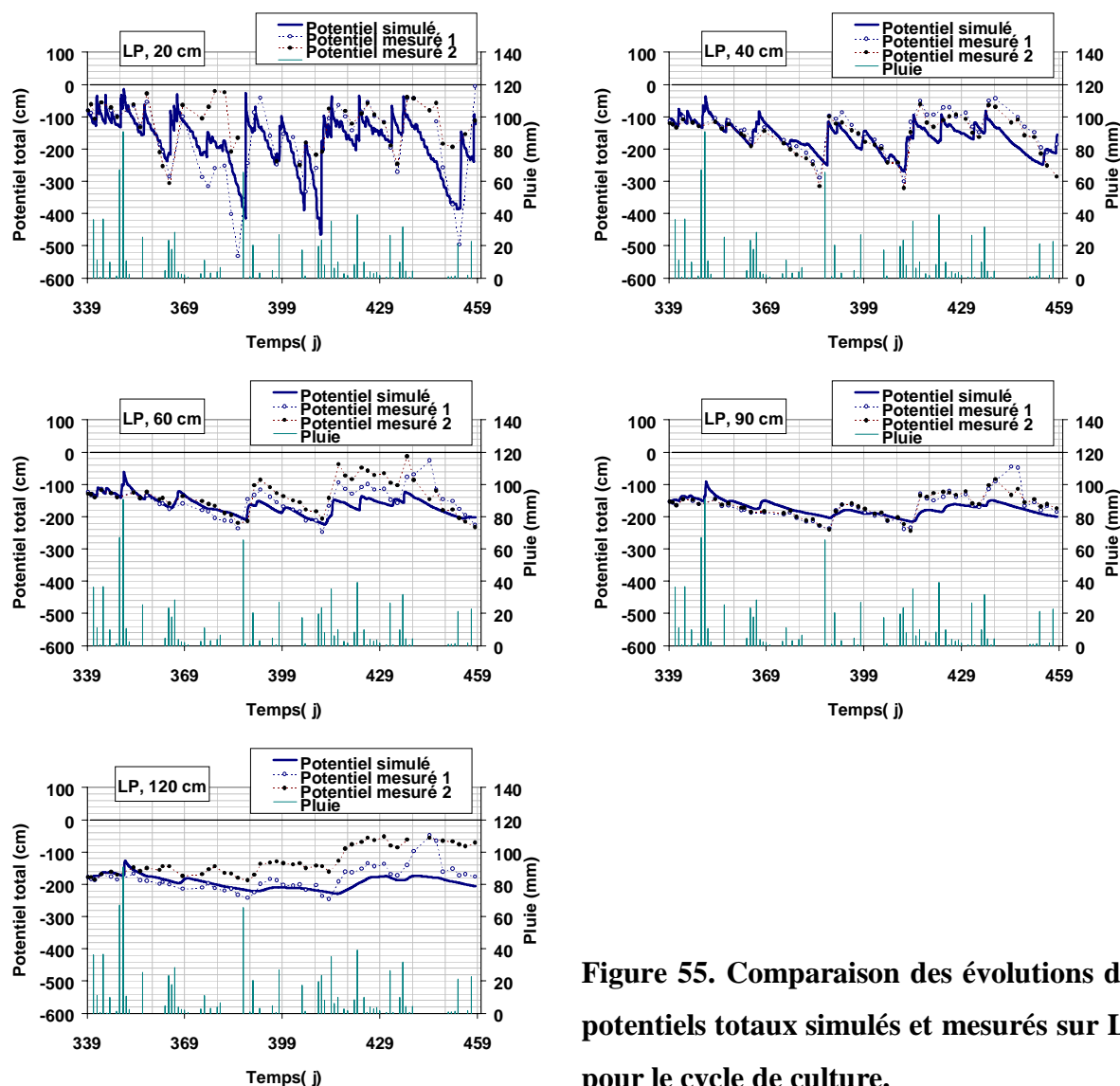


Figure 55. Comparaison des évolutions des potentiels totaux simulés et mesurés sur LP pour le cycle de culture.

5.2.3 Interception de la pluie, ruissellement et infiltration

Les résultats des simulations concernant l'interception de la pluie par la culture et le paillis, et le ruissellement sont représentés sur la Figure 56 pour les trois parcelles. Les courbes présentées sur la partie gauche représentent la pluie, la quantité d'eau arrivant au sol et le ruissellement produit durant le cycle cultural, et celles présentées sur la partie droite représentent le cumul des lames de pluie interceptées par la culture et le paillis, le cas échéant. Pour un cumul pluviométrique de 856 mm (862 mm pour LP), la culture intercepte 27,6 mm pour le traitement OF, 40,2 mm pour le traitement LP et 32,6 mm pour le traitement SCV, soit respectivement 3,2%, 4,7 % et 3,8% de la pluviométrie (Tableau 22). Il s'y ajoute dans le cas du traitement SCV l'interception par le paillis qui atteint 29,7 mm, soit 3,5 % de la pluie. Ces

quantités restent limitées mais ne peuvent être négligées dans le bilan hydrique. Nous constatons également un effet de la biomasse de la culture sur la quantité d'eau interceptée : faible sur OFF, moyenne sur SCV, elle devient substantielle sur LP, ce qui est essentiellement dû au calcul du réservoir eau de la culture en fonction des évolutions du LAI. Ces effets sont illustrés par l'évolution des capacités maximales d'interception par les cultures des trois parcelles sur la **Figure 57**, ou encore par les évolutions de la capacité maximale d'interception du paillis en fonction de la dégradation progressive de sa biomasse.

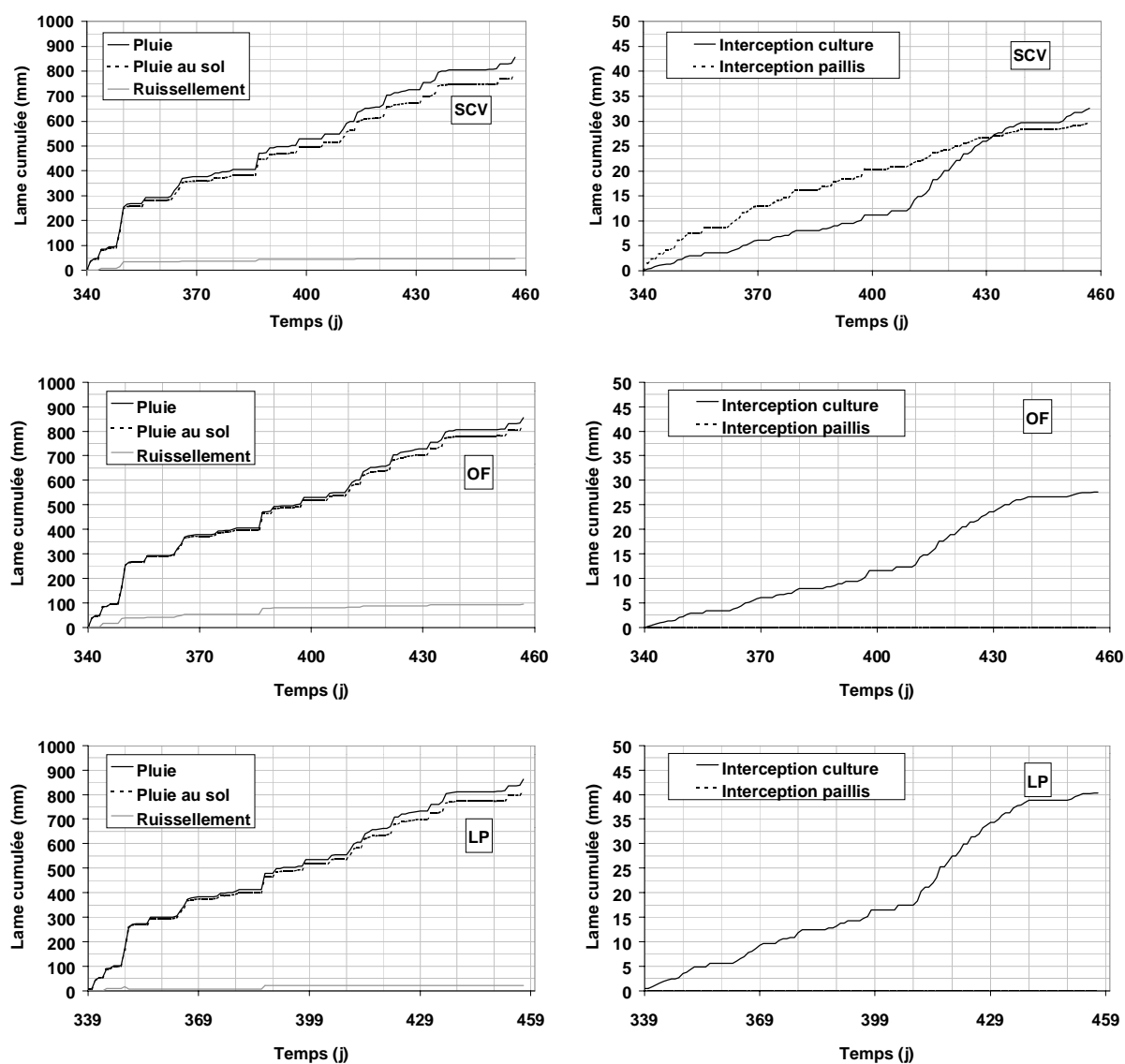


Figure 56. Simulation du ruissellement et de l'interception de la pluie sur les trois parcelles.

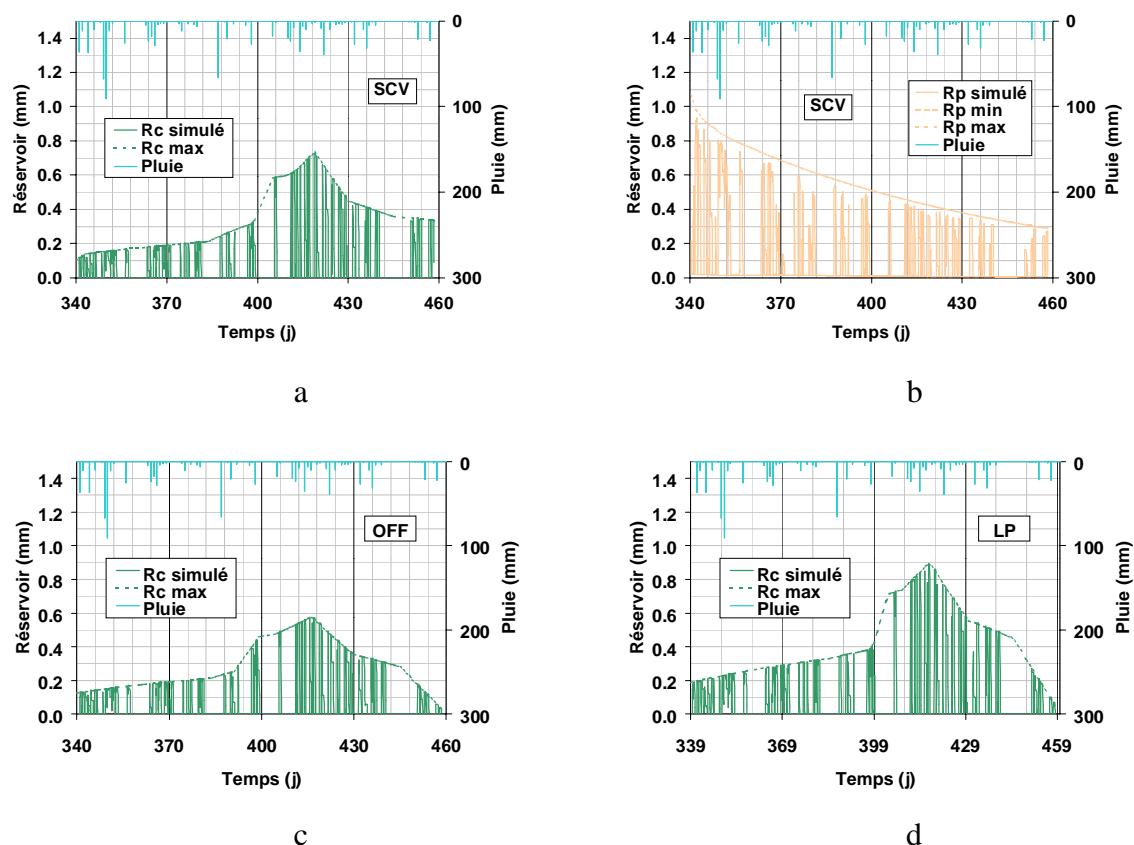


Figure 57. Dynamique et capacité maximale des réservoirs d'eau de la culture (a,c,d), et du pailis (b)

Les lames cumulées d'eau ruisselées (Figure 56) permettent de constater des valeurs sensiblement plus importantes sur la parcelle OF. Ces résultats s'ordonnent de manière similaire aux estimations semi-quantitatives réalisées sur le terrain. Ces cumuls de ruissellement représentent une lame de 95,1 mm pour le traitement OF, de 46,5 mm pour le traitement SCV et de 41,7 mm pour LP (Tableau 22). Ces valeurs correspondent à des coefficients de ruissellement de 11,1 % sur OF, 5,4% sur SCV et 4,8 % sur LP.

Sous l'effet conjugué de l'interception de la pluie et du ruissellement, la lame d'eau infiltrée représente 83,9% de la pluviométrie pour le traitement OF, 85,3% de la pluviométrie pour le traitement SCV et 92,5% de la pluviométrie pour le traitement LP.

5.2.4 Evaporation, transpiration et drainage

Les résultats des simulations concernant les cumuls d'évaporation, de transpiration et de drainage sont présentés sur la **Figure 58**. Les valeurs journalières durant le cycle de culture sont représentées sur la Figure 59. La variable drainage est comptée positivement dans le cas d'un flux d'eau vers le bas, et négativement dans le cas de remontées capillaires. Les valeurs des cumuls de ces trois flux seront reprises dans le Tableau 22.

Il apparaît que les lames d'eau évaporées par le sol sont très similaires sur les traitements OF et LP, respectivement 229 et 233 mm. Sous l'effet du paillis, l'évaporation est réduite à 208 mm sur le traitement SCV. Cependant, si l'on tient compte de la reprise de l'eau interceptée par le paillis (29.7 mm), l'évaporation totale s'élève alors à 238 mm.

Le volume d'eau drainée à la base du profil prend des valeurs similaires sur les différents traitements. Il s'élève à 392 mm pour le traitement LP, 396 mm pour le traitement OF et 403 mm pour le traitement SCV (tableau 22). Ces quantités sont très importantes puisqu'elles représentent plus de 45% de la pluviométrie sur tous les traitements. Elles témoignent de la forte pluviométrie observée sur la zone d'étude. Les flux les plus élevés sont intervenus en début du cycle de culture (à partir du jour 350) suite à une série de fortes pluies dont le cumul est proche de 150 mm (Figure 59). Les flux décroissent ensuite progressivement pour atteindre des valeurs modérées jusqu'à la fin du cycle de culture. Les risques de lixiviation de l'azote seront principalement liés à ces fortes pluies de début de cycle.

La transpiration cumulée est maximale pour le traitement LP (176 mm), intermédiaire pour le traitement SCV (141 mm) et plus faible pour le traitement OF (126 mm) (Tableau 22). Ces résultats doivent être directement reliés aux valeurs de LAI renseignées dans le modèle. On n'observe en effet aucun stress hydrique sur les traitements LP et SCV, à l'exception d'un stress très modéré sur le traitement OF, notamment au cours de la période des besoins de pointe de la culture aux alentours du jour 410 (Figure 59).

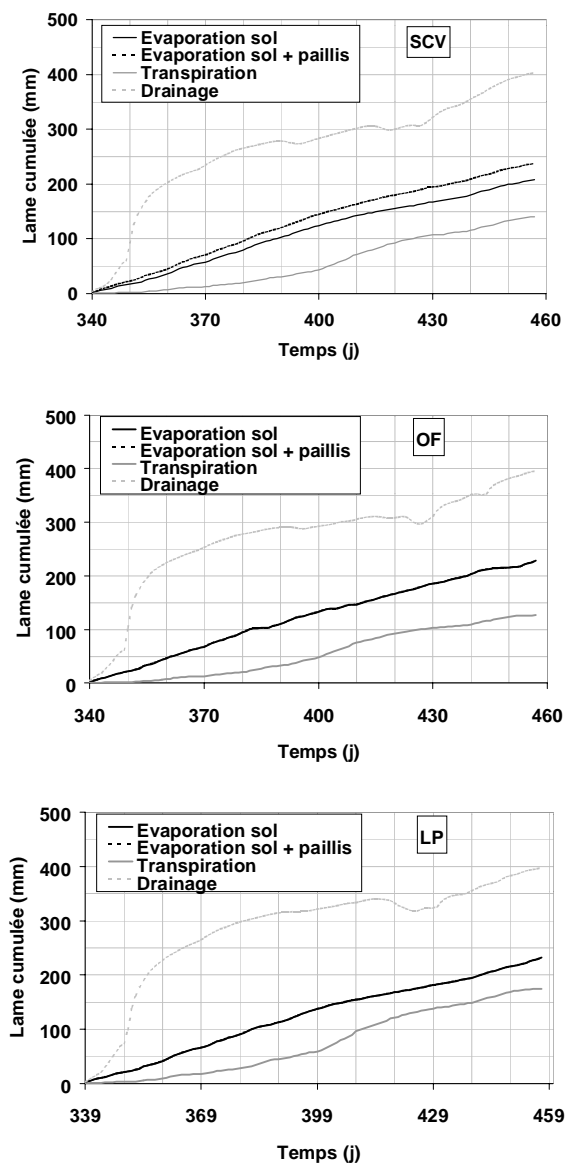


Figure 58. Modélisation des lames cumulées d'évaporation, de transpiration, et de drainage des trois parcelles.

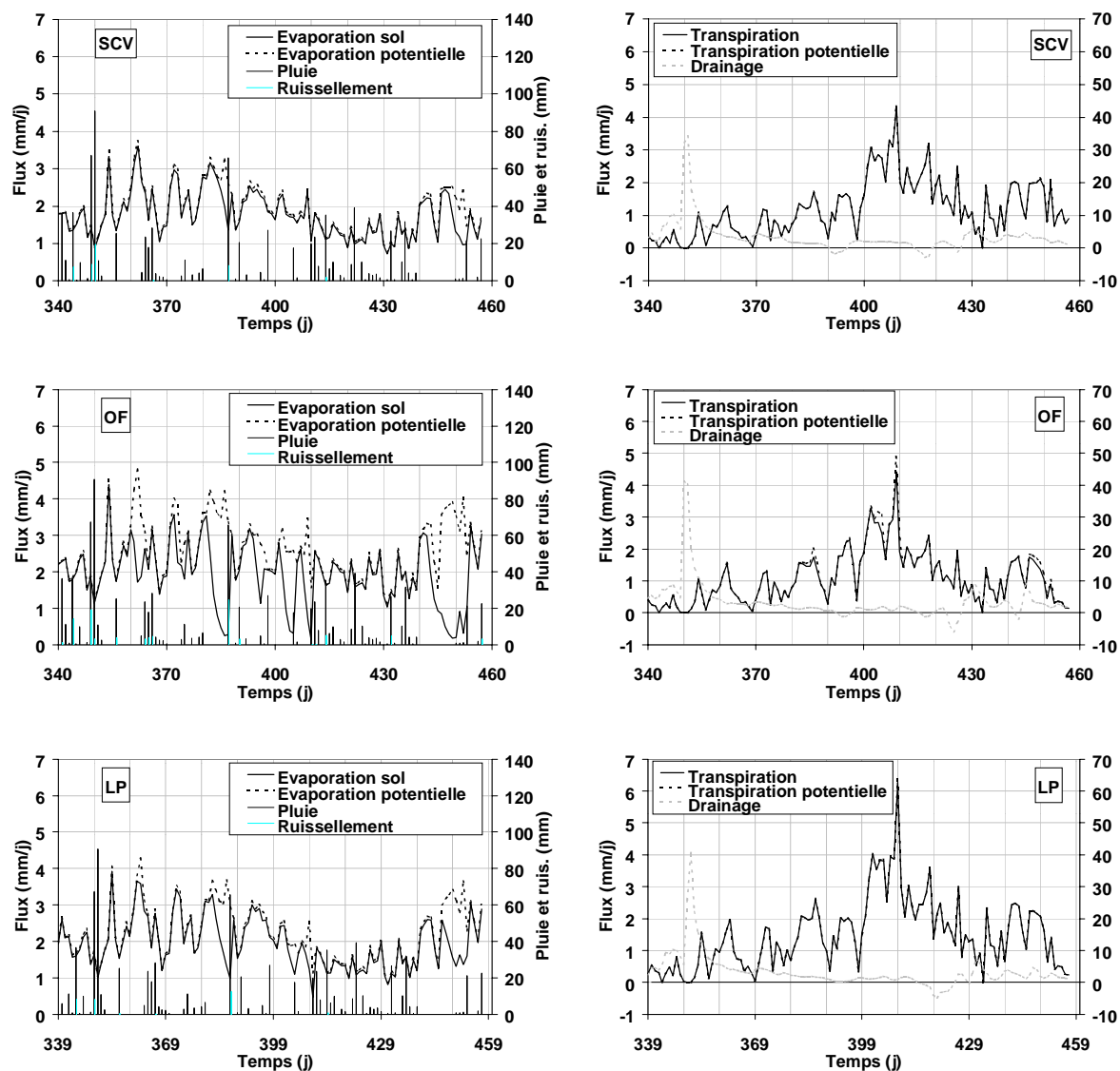


Figure 59. Simulation des flux journaliers d'évaporation, de transpiration et de drainage des trois parcelles.

5.2.5 Bilan hydrique à l'échelle du cycle de culture

Un récapitulatif de l'ensemble des termes du bilan hydrique des trois parcelles est présenté dans le Tableau 22 et sur la Figure 60.

Tableau 22. Simulation des lames cumulées des termes du bilan hydrique des trois parcelles.

	SCV		OF		LP	
	mm	%	mm	%	mm	%
Apports						
P	856,0	100,0	856,0	100,0	862,0	100,0
Pertes pour culture		<i>a</i>		<i>a</i>		<i>a</i>
<i>R_c = P_c</i>	32,57	3,80	27,63	3,23	40,22	4,67
<i>R_p = E_p = P_p</i>	29,70	3,47	0,00	0,00	0,0	0,0
<i>D_r</i>	402,90	47,08	396,04	46,28	392,04	45,50
<i>E_s</i>	208,42	24,35	228,50	26,70	232,65	27,00
<i>R_s</i>	46,53	5,44	95,10	11,11	41,71	4,84
<i>Γ_{w,rac} = Tr_c</i>	140,58	16,43	126,55	14,79	175,12	20,33
Stock d'eau sol						
<i>ΔS_i</i>	600,74	-	578,50	-	616,22	-
<i>ΔS_f</i>	522,88	-	525,70	-	544,12	-
Δs	-77,87	-9,10	-52,8	-6,16	-72,10	-8,37
Infiltration						
<i>I_f = P - P_c - P_p - R_s</i>	746,10	87,29	733,1	85,67	769,65	90,49
Evapotranspiration						
<i>E^p_{sol}</i>	222,53		228,50		261,50	-
<i>Tr^p_c</i>	140,98		130,78		175,63	
Ratios						
<i>E_s/E^p_{sol}</i>	0,94	-	1,00	-	0,89	-
<i>Tr_c/Tr^p_c</i>	1,00	-	0,97	-	1,00	-

P = Pluie ; *a* = pourcentage de la pluviométrie ; **P_c** = Interception d'eau par la culture ; **P_p** = interception d'eau de pluie par le paillis ; **D_r** = drainage ; **E_s** = évaporation du sol ; **Tr_c** = transpiration de la culture ; **R_c** = réservoir culture ; **R_p** = réservoir paillis ; **R_s** = ruissellement ; **I_f** = infiltration ; **E^p_{sol}** = Evaporation potentielle ; **Tr^p_c** = transpiration potentielle.

Dans le contexte spécifique étudié, les différents traitements montrent des effets modérés sur le fonctionnement hydrique des sols. Les principales différences sont liées à une sensibilité plus importante au ruissellement du traitement OF en raison de la présence d'un horizon compacté et de moindre conductivité hydraulique (K_s de $29,5 \text{ cm.h}^{-1}$). Dans le même temps, le paillis (traitement SCV) ne semble jouer qu'un rôle marginal sur le ruissellement en raison d'une bonne conductivité hydraulique des sols labourés (K_s de $45,5 \text{ cm.h}^{-1}$ sur le traitement LP et $47,1 \text{ cm.h}^{-1}$ sur le traitement SCV). Si l'évaporation du sol est légèrement réduite, elle est intégralement compensée par la reprise par évaporation de l'eau interceptée par le paillis.

En outre, on n'observe aucun stress hydrique majeur sur l'ensemble des traitements. Le résultat le plus marquant porte sur la mise en évidence d'une lame d'eau drainée très importante à la base du profil, de l'ordre de 400 mm. Ce flux intervient principalement vers le début du cycle de culture en raison de très fortes pluies et pourrait jouer un rôle déterminant sur la lixiviation du stock d'azote résiduel au début de la saison de culture.

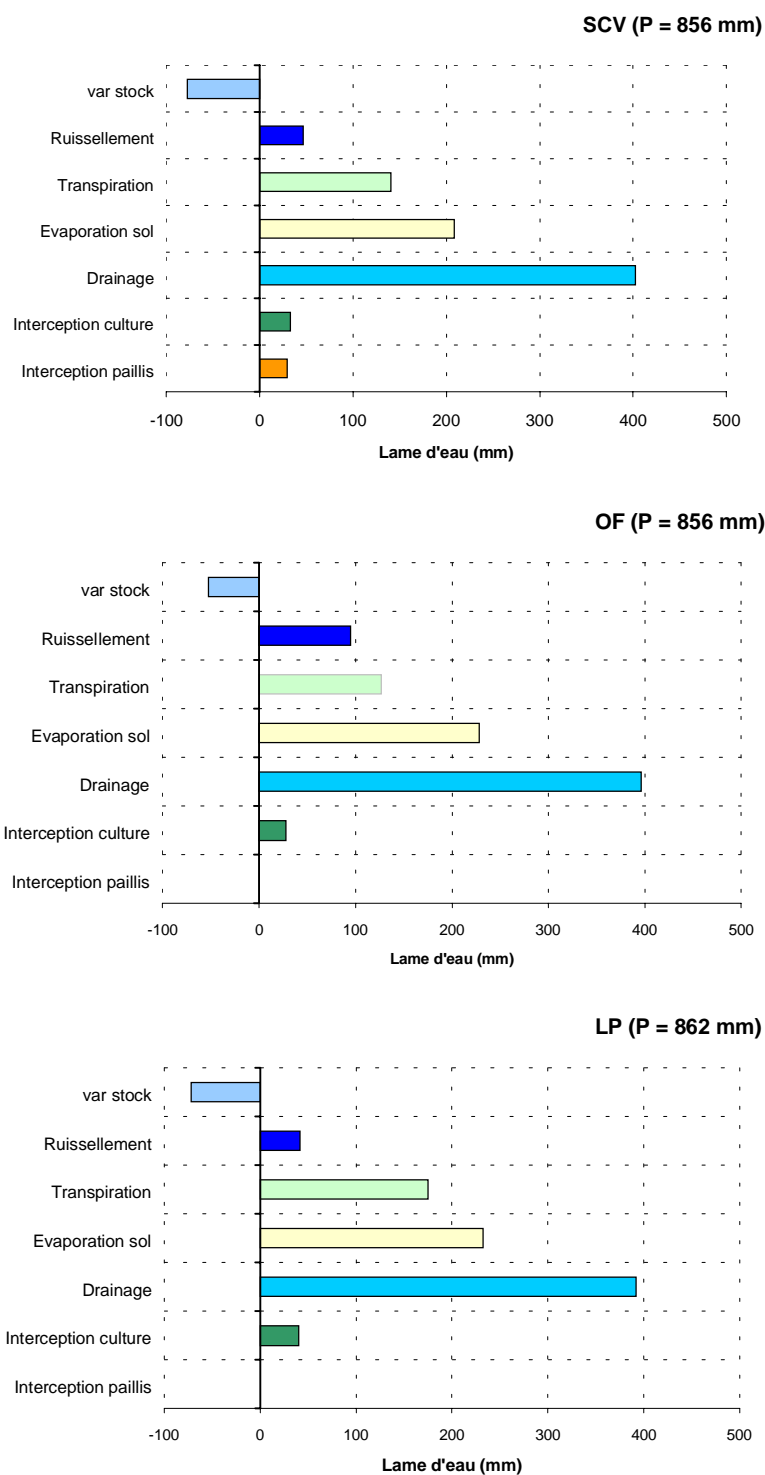


Figure 60. Effet du traitement des parcelles sur les termes du bilan hydrique à l'échelle du cycle de culture (pourcentage des apports).

5.3 Simulation du fonctionnement thermique

Les températures simulées et mesurées sont présentées pour la période commençant le jour 390 (24/01/2001) et se terminant le jour 400, soit 65 à 75 jours après semis, où la culture de riz était déjà bien développée (Figure 61, Figure 62, et Figure 63). Les mesures représentées sont :

- Les températures du sol à 2, 5 et 20 cm mesurées par thermocouple (SCV, OF, LP) ;
- La température du paillis mesurée par thermocouple (SCV).

5.3.1 Température du sol

Les restitutions des températures simulées aux trois profondeurs sur les trois parcelles sont satisfaisantes. On observe une décroissance normale des amplitudes thermique avec la profondeur. Les écarts moyens observés varient de moins de 1°C sur LP à 2°C sur SCV et OFF. Toutefois, le manque de données expérimentales, notamment aux moments où la température est maximale ou minimale, ne permet pas de valider ces simulations. La précision du modèle sera néanmoins considérée suffisante pour simuler l'effet de la température sur les processus biologiques de transformation de la matière organique.

5.3.2 Température du paillis

Les résultats de simulation de la température dans le paillis sont présentés sur la Figure 63. Les rapides oscillations de température correspondent à des cycles d'humectation par la pluie et de dessèchement. Quantitativement, le modèle semble simuler moins bien la température du paillis que celle du sol. Il la surestime de 1 à 5°C aux dates de mesures de l'ensemble du cycle de culture. Toutefois, comme pour le sol, le manque de mesures ne permet pas de conclure quant à la qualité des simulations et le réalisme des températures extrêmes susceptibles d'altérer fortement le processus de dégradation du paillis.

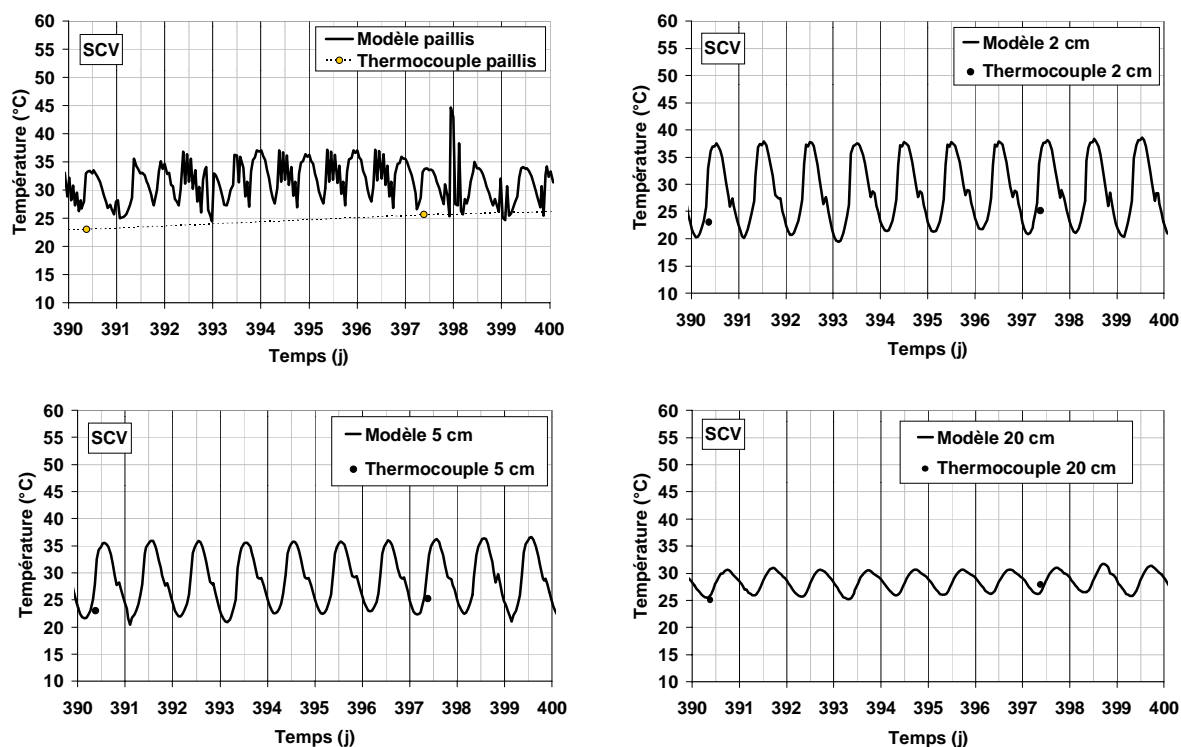


Figure 61. Comparaison des températures simulées et mesurées du paillis et du sol de la parcelle SCV.

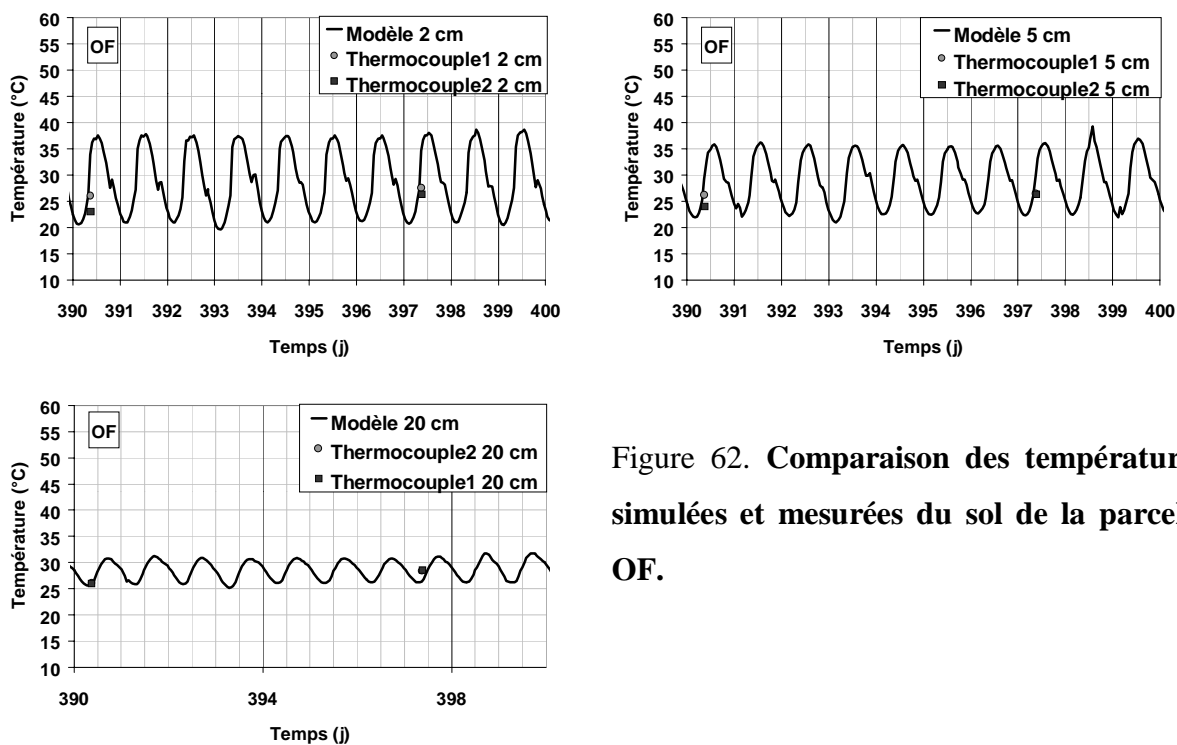


Figure 62. Comparaison des températures simulées et mesurées du sol de la parcelle OF.

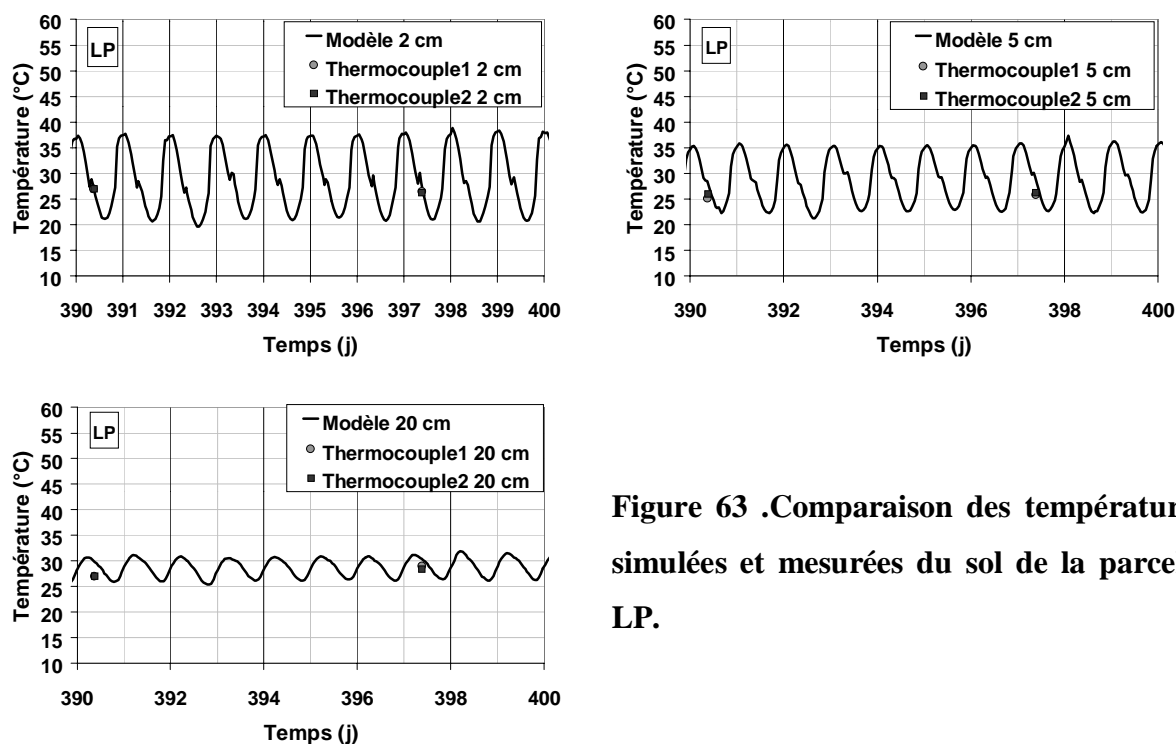


Figure 63 .Comparaison des températures simulées et mesurées du sol de la parcelle LP.

5.4 Simulation de la dynamique de l'azote

L'acquisition des paramètres du module CANTIS simulant les transformations biologiques de l'azote et du carbone, à partir de la dégradation de la biomasse humifiée par la biomasse microbienne autochtone, d'une part, et de la dégradation de la biomasse fraîche par la biomasse microbienne zymogène, d'autre part, a été réalisée dans une première étape à partir des résultats expérimentaux obtenus par Abiven (2001) au laboratoire. Ces travaux ont porté sur des incubations réalisées à partir d'échantillons de sol et de débris végétaux recueillis sur le dispositif expérimental de cette étude. A cette occasion, la qualité des paillis a été caractérisée par la quantification des différents pools organiques de chacune des composantes de nos paillis composites, constitué d'un mélange de tige et de feuille de brachiaria et de sorgho.

Dans une deuxième étape, le module décrivant la dégradation du paillis superficiel a pu être calé en fonction des paramètres du module CANTIS adaptés à cette situation spécifique.

Dans une troisième étape, les différents jeux de paramètres acquis ont été insérés dans le modèle pour :

- la simulation de la dynamique de l'azote dans le traitement OF en l'absence de matière organique fraîche et sous l'influence unique de la dégradation de la matière organique humifiée. L'efficacité de la fertilisation minérale azotée a été calée à cette occasion ;
- la simulation de la dynamique de l'azote dans les traitements LP et SCV en comparant la qualité des restitutions issues des différents jeux de résultats expérimentaux obtenus dans les étapes précédentes. L'efficacité de la fertilisation minérale azotée a été calée à nouveau.

Dans une dernière étape, les meilleures simulations ont été exploitées pour l'évaluation des différents termes du bilan azoté des trois systèmes de culture considérés.

5.4.1 Calage préliminaire du module CANTIS

Les travaux d'Abiven (2001) ont porté sur la cinétique de minéralisation du sol et des différents éléments des plantes de couvertures : tiges, feuilles et racines en fonction de leur localisation, qu'ils soient enfouis dans le sol ou maintenus en surface. Les résultats ont montré un comportement similaire entre les éléments de paillis enfouis dans le sol et ceux maintenus en surface sous la forme d'une couche de résidus au contact de la surface du sol. Seuls les résultats des paillis enfouis ont donc été exploités dans cette étude. Nous présenterons successivement les résultats portant sur :

- La quantification des différents pools organiques du sol et des éléments de paillis ;
- Le calage du module CANTIS sur les résultats d'incubation de sol portant sur la dégradation de la biomasse humifiée par la biomasse microbienne autochtone ;
- Le calage du module CANTIS sur les résultats d'incubation d'un mélange de sol et d'éléments de paillis portant sur la dégradation de biomasse fraîche (éléments de paillis) par la biomasse zymogène.

Ces différents résultats seront ensuite utilisés pour le paramétrage du modèle PASTIS.

5.4.1.1 Quantification des pools organiques

Les tailles des différents pools organiques du sol et des paillis : feuilles de Brachiaria (BF), tiges de Brachiaria (BT), feuilles de Sorgho (SF), tiges de sorgho (ST) et paillis composite (PC), sont présentées dans le Tableau 23. Ces différents pools sont : les matières facilement décomposables (MFDf), les hémicelluloses (HCELf), la cellulose (CELf) et la lignine (LIGf) des matières organiques fraîches (MOF) ; la matière organique soluble (SOL), la biomasse microbienne zymogène (BZ), la biomasse microbienne autochtone (BAU) et la matière

organique humifiée (BOH) dans les sols ; ainsi que le rapport N/C correspondant à ces différents pools organiques.

Tableau 23 . Proportions des pools organiques.

Pool, Unités	Sol	BF	BT	SF	ST	PC
Biomasse paillis (g.m ⁻²)	-	159,9 (26%)	156,1 (25%)	146,4 (24%)	152,6 (25%)	615,0 (100%)
% de MFDf des MOFp	-	22,0	12,7	4,2	12,2	12,9
% de HCELf des MOFp	-	30,0	43,6	32,4	49,9	39,0
% de CELf des MOFp	-	43,0	35,6	56,4	31,5	41,5
% de LIGf des MOFp	-	5,0	8,1	7,0	6,4	6,6
Carbone des solubles, SOL-C (mg C kg ⁻¹ sol)	-	0	37,2	28	44,7	27,2
Carbone de la biomasse zymogène, BZp-C (mg C kg ⁻¹ sol)	-	25,0	9,0	9,0	9,0	9,0
Carbone de la biomasse autochtone, BAUp-C (mg C kg ⁻¹ sol)	126,7	-	-	-	-	-
MOS humifié, MOHp-C (mg C kg ⁻¹ sol)	17500	-	-	-	-	-
Rapport N/C de MFDf (mgN/mgC)	-	0,27	0,242	0,359	0,047	0,230
Rapport N/C de HCELf (mgN/mgC)	-	0,0214	0,021	0,093	0,023	0,040
Rapport N/C de CELf (mgN/mgC)	-	0,0366	0,0203	0,074	0,0045	0,034
Rapport N/C de LIGf (mgN/mgC)	-	0,0475	0,023	0,057	0,019	0,037
Rapport N/C de SOLp (mgN/mgC)	-	0,155	0,0276	0,062	0,0276	0,068
Rapport N/C de BZp (mgN/mgC)	-	0,166	0,166	0,166	0,166	0,166
Rapport N/C BAUp (mgN/mgC)	0,124	-	-	-	-	-
Rapport N/C MOAp (mgN/mgC)	0,1462	-	-	-	-	-

Les conditions initiales des pools organiques du sol et des paillis pour les trois parcelles sont basées sur les calculs précédents des proportions des pools données dans le Tableau 23.

5.4.1.2 Ajustement de CANTIS sans paillis

Un sol français non paillé (Garnier *et al.*, 2002) a été utilisé pour définir les valeurs initiales des paramètres dans la procédure d'ajustement des paramètres de la décomposition du carbone humifié mesuré par incubation d'un échantillon de sol sans apport de paillis (Tableau 34, Annexe I). Nous avons ajusté le taux de mortalité de la biomasse autochtone, k_a , le coefficient d'humification de cette nécromasse, h_a , et le taux de dégradation de la matière organique stabilisée (humus), k_h , pour reproduire au mieux le fonctionnement du sol nu brésilien (Figure 71, Annexe I). Les autres paramètres n'ont pas été modifiés.

Tableau 24 Paramètres biologiques de décomposition des pools organiques

Paramètres	SOL	BF	BT	SF	ST
$k_1 (j^{-1})$	-	^a 2,50 10 ⁻¹	^a 2,50 10 ⁻¹	^a 2,50 10 ⁻¹	^a 2,50 10 ⁻¹
$k_2 (j^{-1})$	-	^a 1,00 10 ⁻¹	^a 1,00 10 ⁻¹	^a 1,00 10 ⁻¹	^a 1,00 10 ⁻¹
$k_3 (j^{-1})$	-	^a 1,50 10 ⁻¹	^a 1,50 10 ⁻¹	^a 1,50 10 ⁻¹	^a 1,50 10 ⁻¹
$k_4 (j^{-1})$	-	^a 2,22 10 ⁻³	^a 2,22 10 ⁻³	^a 2,22 10 ⁻³	^a 2,22 10 ⁻³
$k_s (j^{-1})$	-	1,311	0,493	0,165	0,108
$k_z (j^{-1})$	-	0,0404	1,01	0,318	1,032
$k_a (j^{-1})$	5,64 10 ⁻²	-	-	-	-
$k_h (j^{-1})$	5,70 10 ⁻⁵	-	-	-	-
$h_z (-)$	-	0,53	0,0065	0,0185	0,273
$h_a (-)$	3,53 10 ⁻⁵	-	-	-	-

a : paramètre non ajusté provenant de Garnier *et al.* (2002).

5.4.1.3 Ajustement de CANTIS en présence de paillis

Dans un deuxième temps, les paramètres précédemment calés pour le sol nu ont été réutilisés pour l'ajustement des paramètres spécifiques du paillis. Les coefficients correspondant aux taux de décomposition des différentes fractions du résidu : MFDf (k_1), HCEf (k_2), CELf (k_3) et LIGf (k_4) sont issus de la littérature. Nous avons ajusté : le taux de décomposition de la fraction soluble, k_s , le taux de mortalité de la biomasse zymogène, k_z , et le coefficient d'humification de la nécromasse zymogène, h_z . Nous avons choisi de ne pas caler le facteur de décomposition lié à la taille de la biomasse zymogène qui pourrait néanmoins faire l'objet

d'investigations ultérieures. Les résultats des ajustements sont présentés dans les Figure 72 et Figure 73, en annexe I et les paramètres résultant des ajustements sont présentés dans le Tableau 24.

En première analyse, on constate une assez grande variabilité des paramètres d'ajustement. Cette analyse sera poursuivie à l'occasion de l'évaluation des résultats de simulation avec le modèle PASTIS et ces différents jeux de paramètres.

5.4.1.4 Paramètres biologiques supplémentaires de CANTIS non ajustés

Certains paramètres biologiques varient peu en fonction de la nature du sol et de la matière organique (Mary *et al.*, 1998 ; Garnier *et al.*, 2002). Il s'agit de la nitrification potentielle, V_N , l'affinité pour le NH_4^+ des bactéries nitrifiantes, K_N , le coefficient de Langmuir pour l'immobilisation de l'azote par les pools BZ_p et BAU_p , βL , les fractions de l'assimilation directe de N et leur immobilisation par les BZ_p et BAU_p , FR_z et FR_{AU} respectivement, ainsi que les constantes de décomposition des pools SOL_p et MOH_p , K_{MZ} et K_{MA} respectivement . La valeur de ces paramètres considérés constants lors des ajustements décrits précédemment a été tirée des travaux de Mary *et al.*, (1998) et Garnier *et al.*, (2002) et est présentée dans le Tableau 25.

Tableau 25. Paramètres biologiques supplémentaires non ajustés

Paramètre (unité)	Valeurs
Coefficient Langmuir pour l'immobilisation, βL (-)	0,045
Taux maximal de nitrification V_N ($\text{mg N kg}^{-1}\text{j}^{-1}$)	5
Constante d'affinité des nitrifiants K_M (mg N kg^{-1})	3.5
Fraction d'azote assimilé par BZ_p , FrZ (-)	1
Fraction d'azote assimilé par BAU_p , $FrAU$ (-)	0
Valeur maximale du rapport N/C du matériel humifié, RH ($\text{g N g}^{-1}\text{C}$)	0,125
Constante de Michaëlis-Menten de la décomposition de SOL par BZ_p , K_{MZ} (mg C kg^{-1})	0,1
Constante de Michaëlis-Menten de la décomposition de SOL par BAU_p , K_{MA} (mg C kg^{-1})	0
Mode de limitation en azote, N_{limit} (0-7)	3
Facteur de réduction en N pour la décomposition du C, FRN (-)	0,5
Fraction de priorité d'humification sur la nitrification (0-1), H/Vn (-)	0,999
Biomasse minimale dormante, $B_{d,m}$ (mg C kg^{-1})	0

5.4.2 Dégradation du paillis de surface

Le modèle PASTIS a été modifié au cours de ce travail pour la simulation de la dégradation des paillis en surface en fonctionnement des paramètres du module biologique CANTIS dans PASTIS. Les comparaisons entre les simulations et les mesures de terrain sont présentées dans la Figure 64. PASTIS tient compte des processus de dégradation des paillis à partir de la biomasse totale aérienne Q_p selon les modalités suivantes :

- une biomasse dégradable qui représente la quantité de biomasse en contact avec le sol, Q_p^c . Les processus de dégradation y sont simulés par le module biologique CANTIS à partir des paramètres définis pour la dégradation des composantes du paillis dans le sol et de la température et de l'humidité du paillis simulé par le modèle PASTIS ;
- une biomasse non dégradable Q_p^{nc} qui représente un réservoir de paillis alimentant le pool précédent selon une cinétique d'ordre 1 ($\alpha_{nc \rightarrow c}$) ;
- un horizon superficiel du sol d'épaisseur, z_{bzy} , contribuant à l'alimentation du pool de biomasse dégradable en azote minéral.

La simulation intègre la période de simulation de flux hydrique (jours 340-454) et ne prend pas en compte la première phase de dégradation des paillis. C'est pourquoi la biomasse total du paillis a été initialisée à $6,15 \text{ t}_{\text{BS}} \text{ ha}^{-1}$ au lieu des $11 \text{ t}_{\text{BS}} \text{ ha}^{-1}$ estimées à la fin du cycle d'intersaison (vers le jour 285). En l'absence des données requises, cette phase de dégradation n'a pas pu être simulée. La valeur initiale du pool dégradable a été fixée à $1 \text{ t}_{\text{BS}} \text{ ha}^{-1}$. Les coefficients $\alpha_{nc \rightarrow c}$ et z_{bzy} ont été estimés à $0,01 \text{ j}^{-1}$ et $0,05 \text{ m}$ respectivement. La valeur initiale de la température du paillis est issue des mesures par thermocouple. Enfin, l'humidité initiale du paillis a été fixée à 0.01 en s'inspirant des travaux de Findeling (2001) (Tableau 26).

Tableau 26. Caractérisation du paillis de surface (SCV)

Paramètre	Valeur
$\alpha_{nc \rightarrow c}$ (j^{-1})	0,01
z_{bzy} (m)	0,05

Variable	Valeur initiale
Q_p ($t_{BS} \text{ ha}^{-1}$)	6,15
Q_p^{nc} ($t_{BS} \text{ ha}^{-1}$)	5,15
Q_p^c ($t_{BS} \text{ ha}^{-1}$)	1,0
T_p ($^{\circ}\text{C}$)	26
θ_p ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)	0.1

Les résultats de simulation (Figure 64) montre une phase initiale de dégradation rapide du paillis. Ils témoignent de la vitesse de dégradation élevée du pool dégradable déterminé par les paramètres de calage du module CANTIS pour ce qui concerne les éléments de paillis enfouis comme ceux maintenus en surface au contact direct avec le sol. La dégradation des éléments de paillis superficiel apparaît ainsi sensiblement plus lente.

Dans un deuxième temps, le rythme de dégradation se ralentit fortement avec la décomposition totale du pool dégradable dont l'alimentation par la partie non dégradable apparaît beaucoup plus lente. La vitesse de dégradation du paillis apparaît alors correctement simulé.

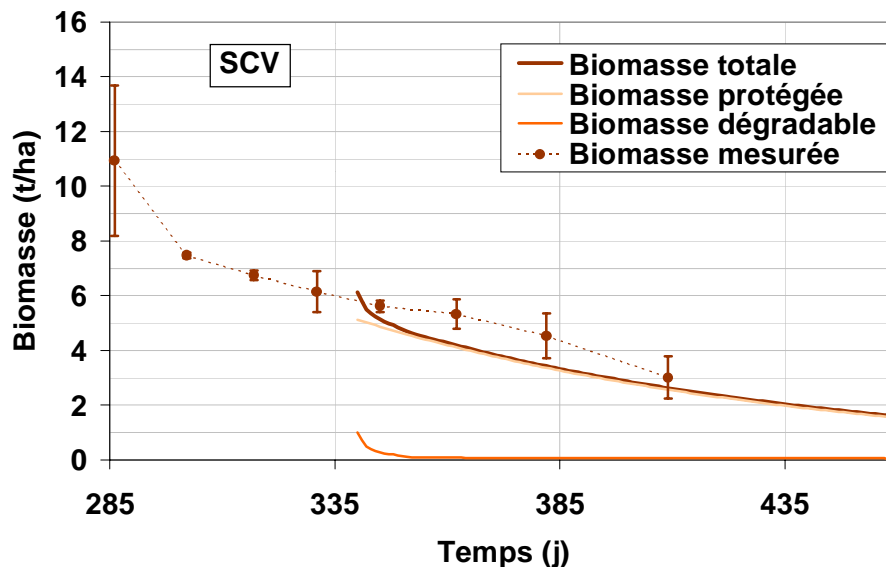


Figure 64. Comparaison de la dégradation du paillis de surface simulée par PASTIS et les observations tirées de la méthode des cages.

5.4.3 Evaluation des résultats des simulations

Les simulations ont été réalisées en fonction des paramètres calés à partir des expérimentations menées au laboratoire. Il s'agit donc d'une vérification en conditions de terrain de la pertinence de ces paramètres. Aucun calage additionnel n'a été réalisé, à l'exception d'une évaluation de différentes hypothèses portant sur l'efficacité de la fertilisation minérale azotée apportée sous forme d'urée et de sulfate d'ammonium, susceptible d'induire des pertes significatives par volatilisation de NH_3 ou par transport horizontal par ruissellement.

Un critère d'efficacité, Eff_N (-), a été défini pour estimer la qualité des simulations des flux azotés. Il se base sur la restitution des teneurs en azote minéral du sol :

$$Eff_N = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_{sim,i} - X_{mes,i})^2}{\sum_{i=1}^n (\bar{X}_{mes} - X_{mes,i})^2}$$

avec $X_{sim,i}$ et $X_{mes,i}$, teneurs en azote minéral du sol simulée et mesurée respectivement (kg ha^{-1}), $\overline{X_{mes}}$, moyenne des teneurs en azote minéral du sol mesurées, n , nombre de points de mesure dates et profondeurs confondues (-).

5.4.3.1 Fonctionnement sans apport de résidus : traitement OF

Les paramètres retenus pour la simulation du fonctionnement biologique des sols pour ce qui concerne la dynamique du carbone et de l'azote sont présentés dans les tableaux 23, 24 et 25. Il s'agit des paramètres sol liés aux transformations de la biomasse humifiée par la biomasse microbienne autochtone.

Quatre simulations ont été réalisées avec comme hypothèse une perte d'azote lors de l'apport des fertilisations minérales de 0%, 20%, 40% et 60% de l'azote apporté. Les résultats, présentés dans le Tableau 27, montrent que l'efficacité la plus élevée est obtenue pour une perte d'azote de 40% (efficacité de 60% de la fertilisation azotée). Les résultats des simulations sont présentés sur la Figure 65.

Tableau 27. Efficacité des simulations portant sur l'évolution des teneurs en azote minérale aux différentes profondeurs et dates de mesure sur le traitement OF

Perte de fertilisant (%)	Efficacité (-)
60	0.236
40	0.242
20	0.162
0	-0.031

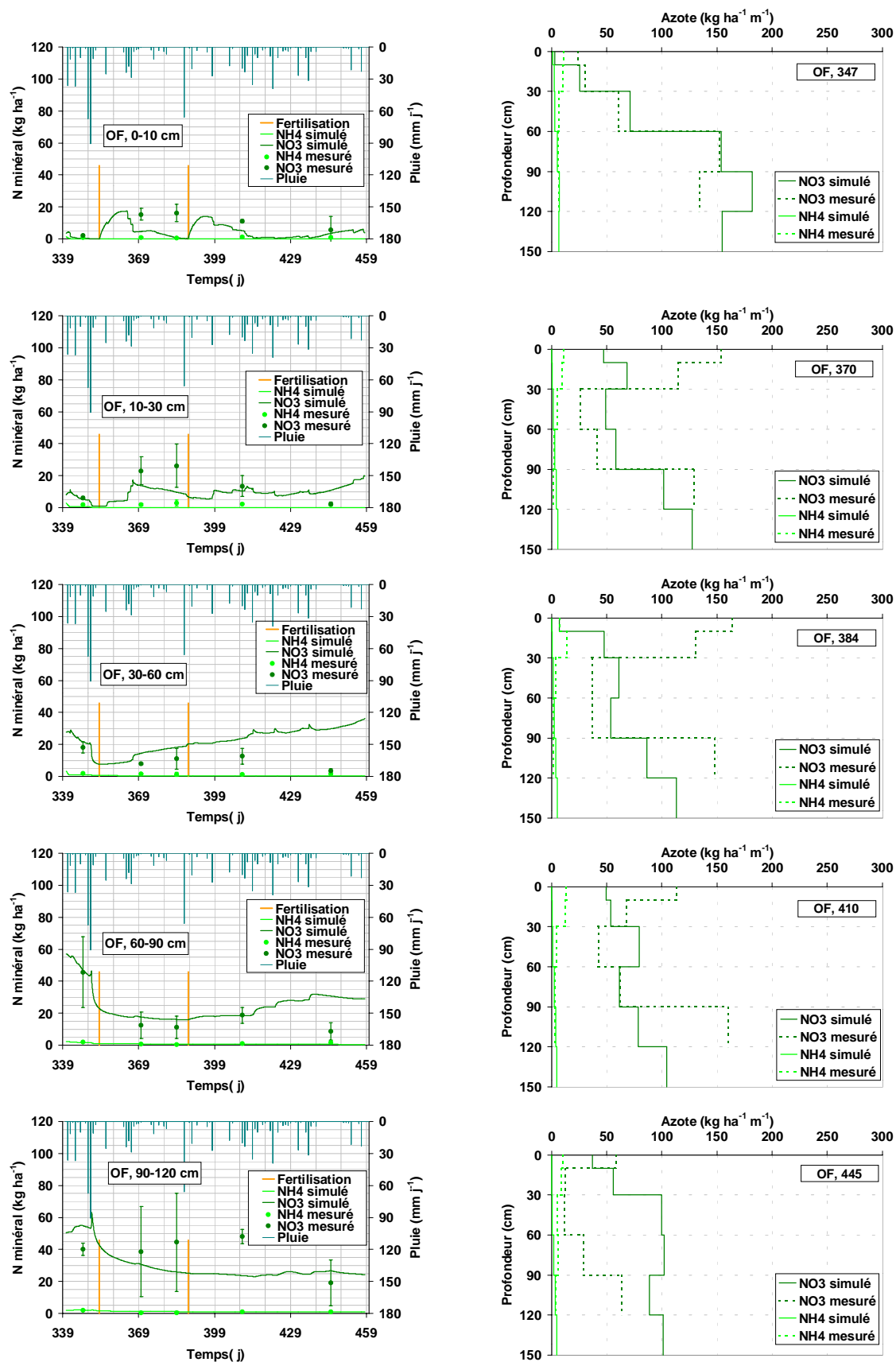


Figure 65. Restitution des évolutions et profils de teneurs en azote minéral du sol avec 40% de perte du fertilisant (traitement OF)

Dans les horizons superficiels (0-30 cm), les simulations reproduisent qualitativement correctement les apports d'engrais ainsi que les phases de prélèvement par la culture et de lixiviation. Les teneurs en azote apparaissent néanmoins globalement sous-évaluées, notamment au jour 384 qui précède un apport de fertilisant. Les prélèvements par la plante dans ces horizons ont pu être surévalués.

Dans les horizons profonds (30-120 cm), les teneurs en azote sont bien reproduites par le modèle pendant la première phase du cycle de culture. On observe notamment une décroissance importante pendant la phase de lessivage intense précédemment observé à partir du jour 350. Les résultats sont par contre moins satisfaisants pendant la seconde phase du cycle où on observe une surévaluation systématique de la teneur en azote (30-90 cm) qui pourrait être liée à trois phénomènes :

- une sous-estimation des prélèvements d'azote minéral en relation avec la sur-estimation notée dans les horizons superficiels ; ou :
- une surévaluation du pool de matière organique humifiée et de sa minéralisation dans l'horizon 30-60 cm ; ou :
- une sous-estimation des flux hydriques de lessivage. Rappelons à ce sujet que pendant cette même période, nous avons noté une sous-évaluation du potentiel hydrique total dans l'évaluation de la simulation des transferts hydriques.

5.4.3.2 Fonctionnement avec apport de résidus : traitements LP et SCV

En se basant sur les résultats du sol nu, un premier test de réponse en efficacité a été réalisé sur les traitements avec paillis en considérant des pertes de fertilisant de 20, 40 et 60 %. La dégradation de la matière organique fraîche, que constitue le paillis, a été prise en compte en considérant d'une part la nature des pools organiques (PC : paillis composite, BF : feuilles de brachiaria, BT : tiges de brachiaria, SF : feuilles de sorgho, ST : tiges de sorgho) présentés dans le tableau 23 et d'autre part le jeu de paramètres biologiques de dégradation des pools organiques (même notation), présentés dans le tableau 24.

5.4.3.3 Fonctionnement avec paillis enfoui : traitement LP

Les efficacités calculées pour les différentes simulations sont présentées dans le tableau 28.

Tableau 28. Efficience des simulations portant sur l'évolution des teneurs en azote minérale aux différentes profondeurs et dates de mesure sur le traitement LP

Nature du paillis	Cinétique utilisée	Efficience (-)		
		60	40	20
PC	BF	-0.738	-0.562	-0.813
PC	BT	-23.830	-25.708	-28.007
PC	SF	-18.822	-22.307	-26.272
PC	ST	-0.289	-0.446	-1.008
BF	BF	0.046	-0.611	-1.707
BT	BT	-12.343	-13.532	-15.158
SF	SF	-50.409	-56.028	-61.787
ST	ST	-2.131	-1.793	-1.334
		60	40	20
Perte de fertilisant (%)				

L'ensemble des simulations réalisées à partir des paramètres de transformation biologique calés pour la dégradation des tiges de bracharia (BT) et des feuilles de sorgho (SF) apparaissent de très mauvaise qualité. La procédure d'ajustement CANTIS réalisée à partir des données expérimentales semblent manquer de robustesse et a conduit à l'obtention de paramètres apparemment inutilisables.

Les hypothèses portant sur l'efficience de la fertilisation minérale semblent ne jouer qu'un rôle marginal dans la qualité des simulations. En conséquence, nous avons conservé l'hypothèse d'une perte de 40% obtenue pour le traitement OF dans des conditions d'apports comparables. Les meilleurs résultats sont obtenus pour le paillis composite et les paramètres de transformation des tiges de sorgho. Ces résultats ont été retenus pour la suite du travail et sont présentés sur la Figure 66.

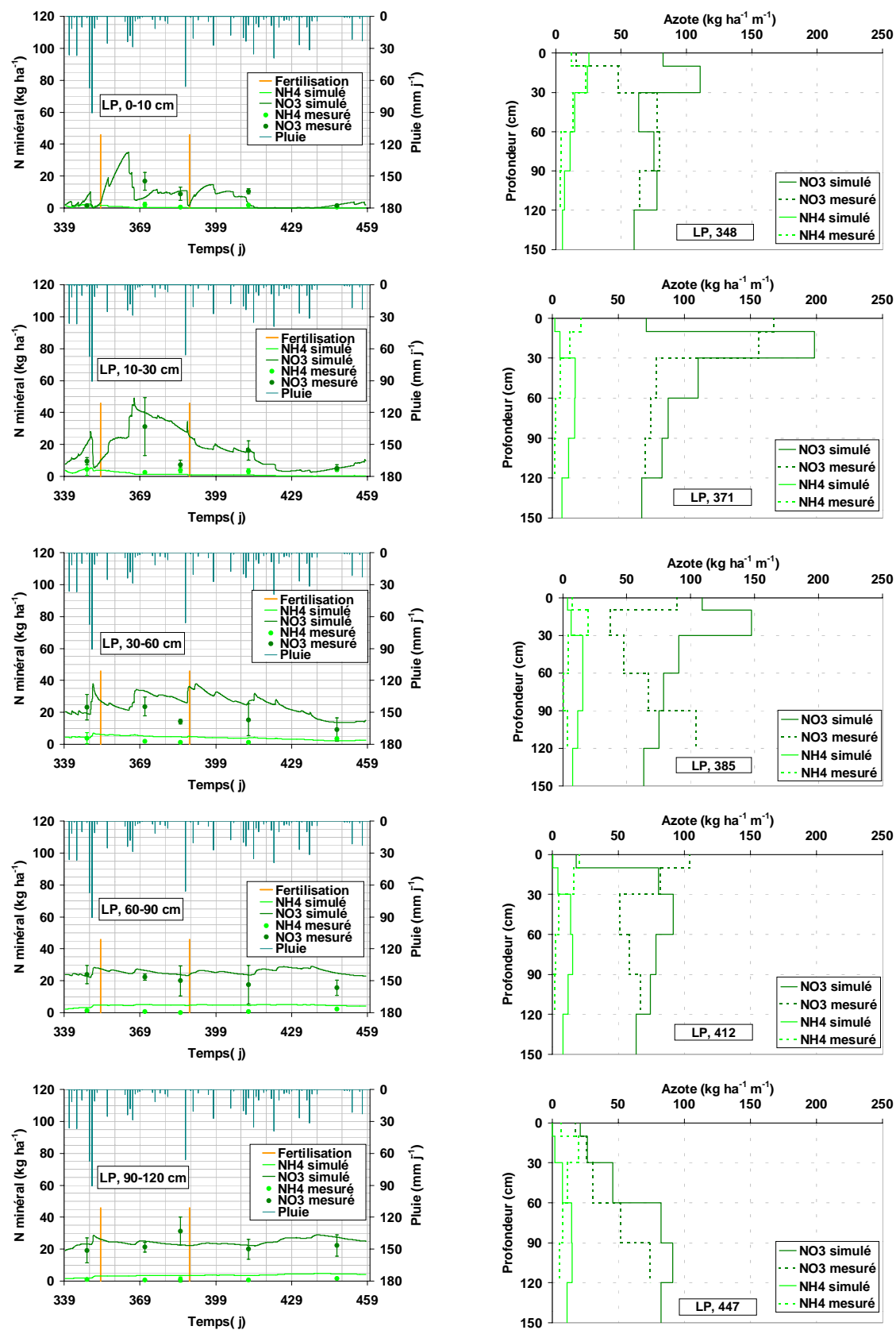


Figure 66. Restitution évolutions et profils de teneurs en azote minéral du sol pour 40% de perte du fertilisant et la caractérisation biochimique du pailis PC ST (traitement LP)

Les résultats des simulations apparaissent globalement satisfaisants, la plupart des valeurs simulées étant comprise dans l'intervalle de confiance des valeurs mesurées. On pourra noter plus particulièrement les conséquences de la dégradation des paillis enfouis qui se manifestent par un accroissement rapide des teneurs en azote minéral dans les horizons superficiels dans les premières périodes du cycle de culture. Ces valeurs atteignent rapidement 35 kgN.ha^{-1} (ou $350 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{m}^{-1}$) dans l'horizon 0-10 cm, et près de 50 kgN.ha^{-1} (ou $250 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{m}^{-1}$) dans l'horizon 20-30 cm. L'horizon 30-60 cm apparaît aussi fortement pourvu par lixiviation à partir des horizons superficiels. Les quantités d'azote minérale disponibles y atteignent près de 40 kgN.ha^{-1} (ou $130 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{m}^{-1}$). Dans la seconde partie du cycle, ces valeurs décroissent fortement dans les horizons superficiels (0-30 cm) dans lesquels les éléments de paillis ont été enfouis.

5.4.3.4 Fonctionnement avec paillis superficiel : traitement SCV

Les efficacités calculées pour les différentes simulations sont présentées dans le tableau 29.

Tableau 29. Efficacité des simulations portant sur l'évolution des teneurs en azote minérale aux différentes profondeurs et dates de mesure sur le traitement SCV

Nature du paillis	Cinétique utilisée	Efficacité (-)		
		60	40	20
PC	BF	-1.229	-1.387	-1.694
PC	BT	-6.717	-7.601	-8.779
PC	SF	-4.050	-5.048	-6.315
PC	ST	-2.663	-3.028	-3.659
BF	BF	-1.247	-1.474	-1.880
BT	BT	-5.942	-6.762	-7.844
SF	SF	-5.752	-7.152	-8.893
ST	ST	-2.327	-2.420	-2.783
		60	40	20
Perte de fertilisant (%)				

Si les simulations réalisées à partir des paramètres de transformation biologique calés pour la dégradation des tiges de bracharia (BT) et des feuilles de sorgho (SF) restent de qualité médiocre, les résultats apparaissent néanmoins de meilleure qualité que ceux obtenus pour les

paillis enfouis. Cette observation doit vraisemblablement être mise en relation avec la dégradation plus lente des paillis superficiels.

Comme pour le traitement LP, les hypothèses portant sur l'efficacité de la fertilisation minérale semblent ne jouer qu'un rôle marginal dans la qualité des simulations, et l'hypothèse d'une perte de 40% de la fertilisation minérale sera retenue. Les meilleurs résultats sont obtenus pour le paillis composite et les paramètres de transformation des feuilles de brachiaria. Ces résultats ont été retenus pour la suite du travail et sont présentés dans la Figure 67.

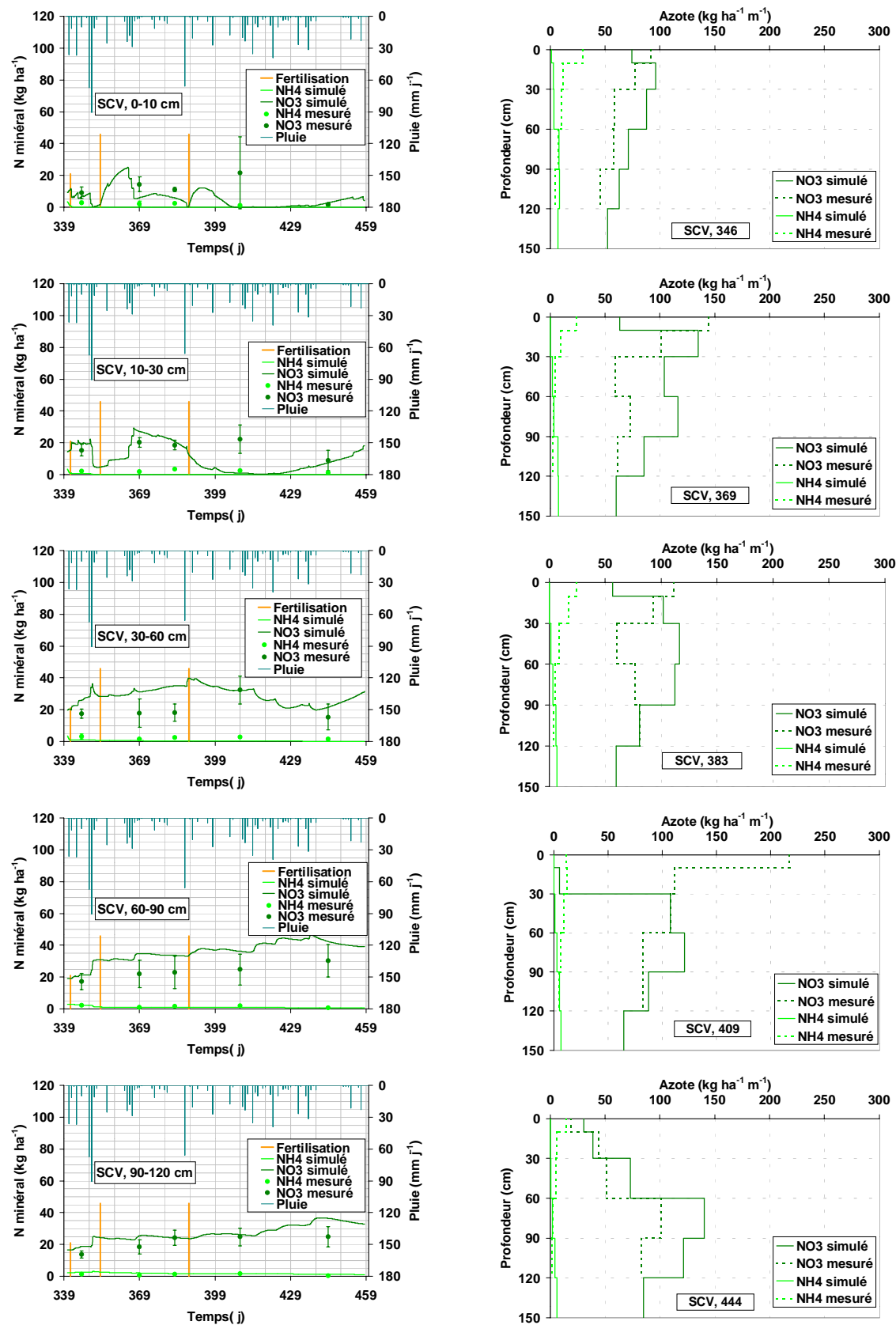


Figure 67. Restitution des évolutions et profils de teneurs en azote minéral du sol pour 40% de perte du fertilisant et la caractérisation biochimique du paillis PC BF (SCV)

Les résultats des simulations apparaissent relativement satisfaisants. On note cependant :

- Une tendance à la sous-estimation des teneurs en azote minéral dans l'horizon superficiel. Il pourrait indiquer une sous-évaluation de la vitesse de dégradation du paillis résiduel ou une sur-estimation des consommations en azote dans l'horizon superficiel comme cela a pu aussi être noté dans le cas du traitement OF.
- Une légère sur-estimation des teneurs en azote minéral dans l'horizon 60-90 cm.

Par comparaison avec les résultats des simulations du traitement LP, on peut noter les conséquences d'une moindre vitesse de minéralisation des paillis de surface par rapport à leur enfouissement lors du labour. Les teneurs en azote minéral apparaissent en effet plus faible pendant la première partie du cycle malgré un apport de fertilisation minérale supplémentaire. Les valeurs maximales observées atteignent seulement 25 kgN.ha⁻¹ (ou 250 kgN.ha⁻¹.m⁻¹) dans l'horizon 0-10 cm, et 30 kgN.ha⁻¹ (ou 150 kgN.ha⁻¹.m⁻¹) dans l'horizon 20-30 cm. Cette minéralisation apparaît aussi différée dans les temps puisque les valeurs finales de teneur en azote minérales sont sensiblement supérieures dans le traitement SCV par rapport au traitement LP : près de 25 kgN.ha⁻¹ dans le traitement SCV contre moins de 15 kgN.ha⁻¹ dans le traitement LP à l'issue de la simulation.

5.4.4 Bilans azotés

La Figure 68 montre les estimations des principaux flux azotés par le modèle des trois parcelles. Les bilans azotés sont calculés à l'échelle du cycle de culture du riz pour les trois traitements. Les résultats présentés portent sur :

- Les apports d'azote minéral liés aux apports d'engrais (**fertilisation**) ;
- Les apports d'azote minéral du sol liés à la minéralisation de la matière organique. Les formes ammoniacales ne sont ici que des formes transitoires qui se transforment rapidement en nitrates par nitrification. Leur rôle reste marginal dans les bilans et n'a pas été considéré. Les résultats présentés correspondent à une minéralisation nette, c'est-à-dire le résultat de la minéralisation brut de l'azote et de son organisation. Ils sont la somme de la minéralisation de la matière organique humifiée et de la matière organique fraîche (paillis) dans le cas des traitements SCV et LP. Cette minéralisation nette sera qualifiée par la suite de **minéralisation totale** ;

- Les pertes d'azote par volatilisation ou par transport lors du ruissellement, estimées à 40 % des apports de fertilisants azotés (**volatilisation**) ;
- Les pertes d'azote par lixiviation du nitrate à la base du profil (**lixiviation**) ;
- Les quantités d'azote absorbé par la culture (**azote absorbé**). Ces valeurs ont été comparées à la **demande de la plante** en azote, introduite comme forçage du modèle. Cette condition n'a pas pu être intégralement satisfaite par le modèle, notamment sur le traitement SCV où la demande est plus importante. Cependant, les résultats restent proches des valeurs mesurées et les traitements s'ordonnent toujours de manière cohérente.
- Les **stocks d'azote minéral** en début et en fin de période de simulation, et les variations de stock correspondantes ; et enfin :
- Les **défauts de bilan** liés aux erreurs numériques et aux simplifications opérées dans la restitution des résultats liés aux transformations biologiques de l'azote organique.

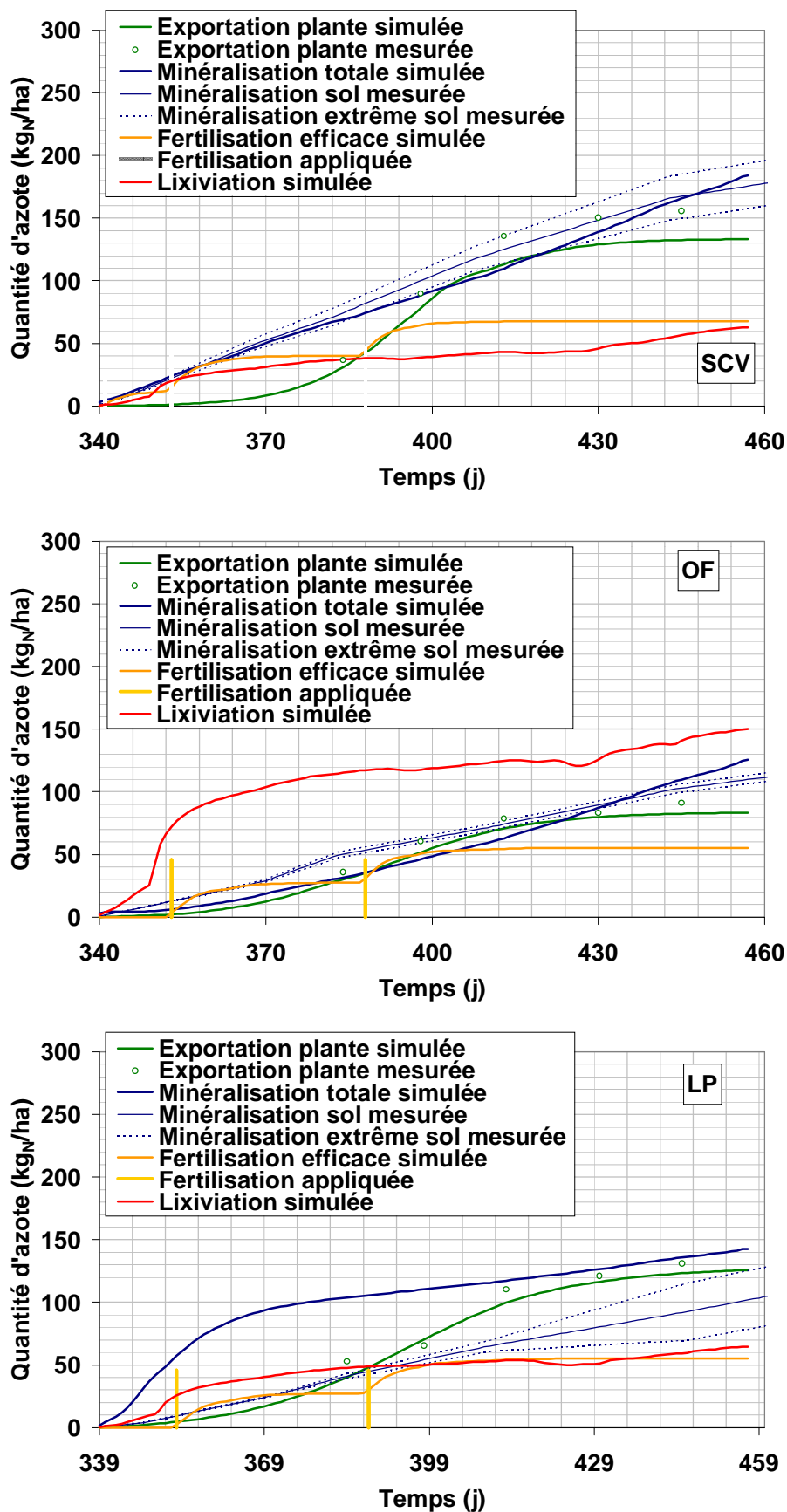


Figure 68. Simulation des principaux flux nets d'azote minéral pour les trois traitements

Les simulations de la minéralisation nette de l'azote ont été comparées aux mesures des cylindres d'incubation *in situ*, permettant d'estimer la minéralisation nette du sol. Dans le cas du traitement OF on observe un bon accord entre modèle et mesure. Pour le traitement LP, les résultats de simulation montrent des valeurs nettement supérieures, surtout en début de cycle. Rappelons ici les débris enfouis les plus gros ont systématiquement été exclus des cylindres d'incubation. La différence se crée durant la phase initiale du cycle, où ces éléments de paillis sont susceptibles de contribuer de façon significative à la minéralisation d'azote. Pour le traitement SCV la mesure des cylindres d'incubation devrait donner des résultats inférieurs à la simulation qui inclut la dégradation du paillis de surface. Le fait que les résultats soient similaires provient d'une surestimation de la mesure vraisemblablement suite au remaniement du sol, dont la déstructuration a pu entraîner un surcroît de minéralisation par mise à nu de certains sites organiques protégés.

Si nous comparons les simulations des différents traitements, nous observons la minéralisation nette la plus faible pour le traitement OF, où seule la biomasse humifiée du sol contribue à la fourniture d'azote minéral (Figure 68). Elle est supérieure pour le traitement LP où un pic de minéralisation apparaît dès le début du cycle suite à l'enfouissement des éléments de paillis. Le rythme de la minéralisation nette de réduit ensuite très sensiblement. La minéralisation la plus forte est observée pour le traitement SCV. Le rythme de minéralisation apparaît beaucoup plus régulier pour ce traitement, en raison de la dégradation progressive du paillis superficiel (ré-alimentation progressif du stock de paillis en contact avec le sol). Une étude de la contribution du paillis à la minéralisation nette a été menée pour les traitements SCV et LP. La différence entre la minéralisation nette des traitements SCV et LP et celle du traitement OF, qui représente le fonctionnement de base du sol, est présentée sur la Figure 69. On observe tout d'abord une minéralisation nette du paillis toujours positive alors qu'une phase d'immobilisation d'azote minéral était attendue en début de cycle (Abiven, 2001). Les faibles valeurs de C/N des résidus expliquent toutefois partiellement l'absence d'une phase marquée d'immobilisation.

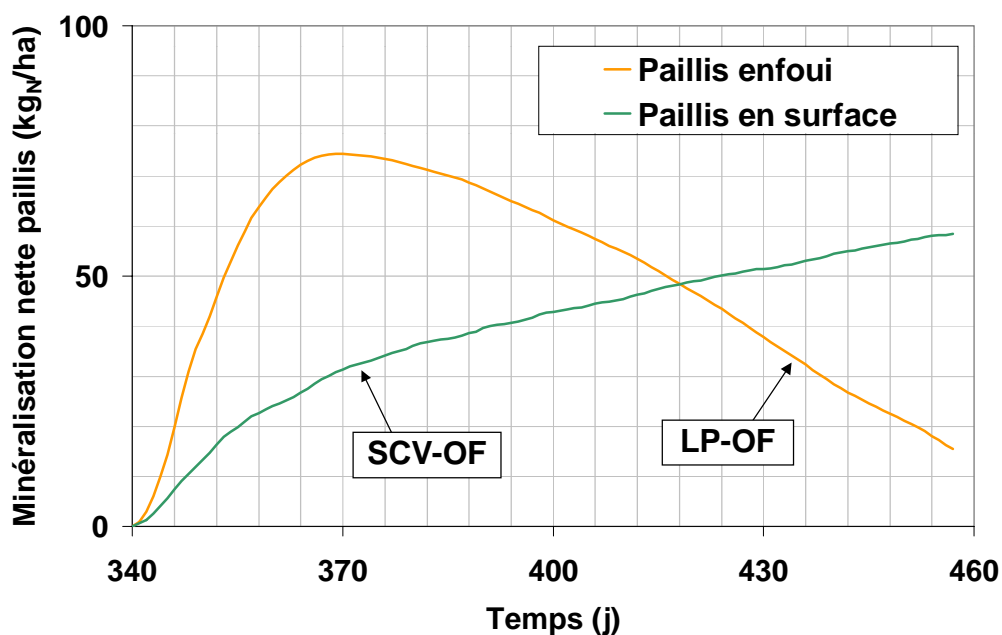


Figure 69. Flux net de minéralisation du paillis (traitements SCV et LP) par différence avec la minéralisation de base du sol (traitement OF)

En terme de bilan à l'échelle du cycle de culture, il apparaît que la matière organique humifiée produit environ $125 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ d'azote minéral dans le profil de sol. La minéralisation nette s'élève à environ $143 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ pour le traitement LP et $181 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ d'azote pour le traitement SCV. Les quantités d'azote supplémentaires apportées par les paillis ne s'élèvent qu'à $18 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ d'azote pour le traitement LP et $56 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ pour le traitement SCV. Si l'on considère que le paillis initial contenait environ $111 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$, ces résultats montrent la présence importante d'azote organique en fin de cycle, notamment dans le cas du traitement LP. Ce résultat pourrait être dû à des interactions négatives entre le fonctionnement autochtone et zymogène du sol conduisant à la non superposition linéaire des deux processus de dégradation. En outre, une analyse plus approfondie des paramètres ajustés sous CANTIS devrait être réalisée pour préciser quantitativement les minéralisations nettes.

La lixiviation d'azote prend des valeurs importantes sur les traitements SCV et LP à très importantes pour le traitement OF, soit respectivement $63 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$, $64 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ et $150 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$. Ces pertes interviennent pour l'essentiel dans la phase initiale du cycle pour les traitements à l'occasion d'une période de très fortes pluies, discutée précédemment dans les présentations des résultats de simulations des transferts hydriques. Si son effet reste modéré dans le cas des

traitements LP et SCV, le traitement OF apparaît beaucoup plus sensible à ce risque en raison d'un stock résiduel d'azote plus important en début de cycle : 210 kg_N ha⁻¹, contre 107 kg_N ha⁻¹ et 113 kg_N ha⁻¹ pour les traitements LP et SCV respectivement. Ces différents résultats sont récapitulés dans le Tableau 30 et la Figure 70.

Tableau 30. Bilan azoté des trois parcelles d'essais sur la période de simulation.

Terme du bilan azoté ^a	SCV	OF	LP
	kg _N ha ⁻¹		
Apport de N minéral			
Fertilisation	113,0	92,0	92,0
Minéralisation totale	181,4	125,6	142,6
	(175,6±18,0) ^d	(109,8±3,4) ^d	(101,9±23,3) ^d
Perte de N minéral			
Volatilisation ^b	-45,2	-36,8	-36,8
Lixiviation	-62,9	-150	-64,3
Alimentation de la plante			
Azote absorbé	-135,8	-83,3	-125,7
<i>Forçage de la demande</i>	-155,4	-88,8	-131,4
Stock d'azote minéral sol			
Stock initial	113,2	210,0	107,2
Stock final	155,3	141,0	112,2
Variation de stock	42,1	-69,0	5,0
Défaut de bilan	-8,4	-16,5	-2,8

^a Les termes sont exprimés sous la forme de cumul sur le cycle de culture.

^b Les pertes comprennent la volatilisation et le transport par ruissellement.

^c Ce ratio est sans unité.

^d Valeur expérimentale des cylindres d'incubation *in situ*.

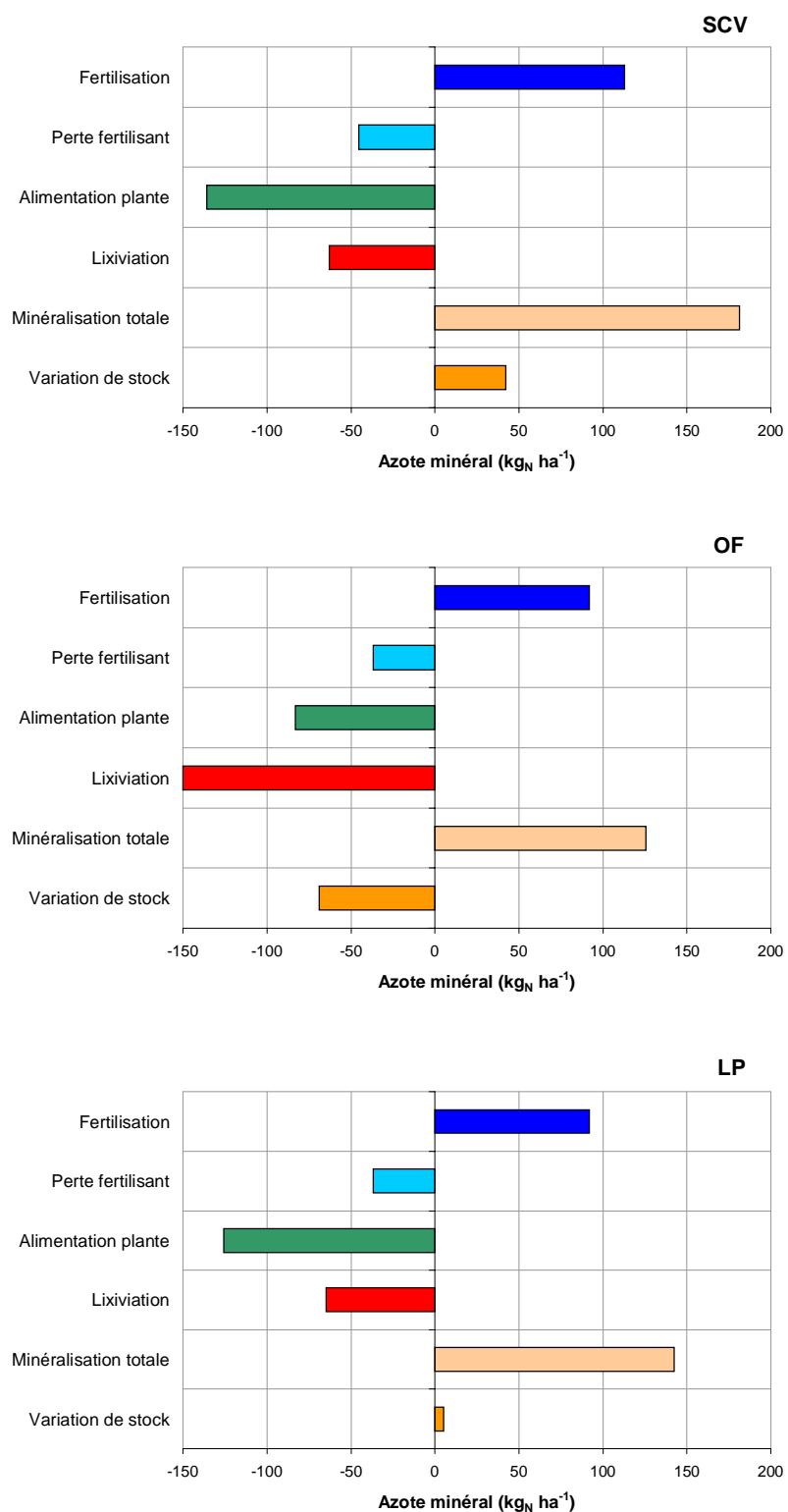


Figure 70. Effet du traitement sur les termes du bilan azoté à l'échelle du cycle de culture.

6 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Rappel sur les objectifs

Ce travail avait comme objectif général la compréhension de la dynamique de l'eau, de la chaleur et de l'azote, à l'échelle de la saison culturale, dans le système de culture semis direct sur couverture végétale (SCV), comparé avec les systèmes plus conventionnels de travail superficiel à la charrue offset (OF) et labour profond avec enfouissement des résidus (LP). Il fait suite à différents travaux antérieurs ayant mis en évidence certains effets performants des SCV sur le fonctionnement hydrique des systèmes de culture, principalement sous climat semi-aride et avec paillis de résidus issus de la précédente saison de culture (Findeling 2001a, Scopel *et al.*, 1999). Dans le contexte climatique plus humide des *Cerrados*, des systèmes de culture spécifiques ont été mis au point. Ils montrent de très bonnes performances agronomiques et s'adaptent bien aux filières de production locales. Ils sont fondés sur la pratique de rotations culturales et la mise en place de cultures d'intersaison sur les résidus desquelles un semis direct de la culture principale est réalisé.

Dans ce contexte, il s'agissait d'apporter des réponses aux questions agronomiques suivantes:

- Quels effets les SCV ont-ils sur les transferts d'eau dans le sol et la disponibilité de l'eau pour la culture, à travers les différents processus que les couvertures affectent : interception de la pluie, infiltration et ruissellement, évaporation, ... ?
- Quels effets les SCV ont-ils sur la disponibilité et les risques de lixiviation de l'azote (mais aussi potentiellement d'autres minéraux) à travers une forte immobilisation d'azote par les plantes de couverture, puis sa libération progressive au cours de la saison de culture ?

Ces questions ont été traitées à travers la conduite de démarches coordonnées d'expérimentation (au champ et au laboratoire) et de modélisation. Dans cette conclusion générale, on discutera de la qualité des expérimentations et de la modélisation, de la pertinence des résultats, et des perspectives qu'ils ouvrent sur un plan scientifique comme pour la gestion raisonnée de ces systèmes de culture.

La démarche expérimentale

A défaut d'observations de type lysimétriques, (qui posent des problèmes de conduite et d'interprétation à bien des égards difficilement surmontables), l'approche de modélisation choisie devait permettre de s'affranchir d'une observation ou d'une mesure systématique de tous les facteurs. A condition de renseigner correctement ses paramètres, les conditions initiales et les conditions aux limites, le modèle était censé simuler le fonctionnement de l'ensemble des systèmes observés, et donc fournir à la fois les situations instantanées de variables d'état, et des bilans. Les difficultés expérimentales et de modélisation, dans leur ensemble, n'ont pas permis d'arriver à remplir les objectifs dans leur intégralité. Sur un plan agronomique, il n'a pas été possible de caractériser un cycle agricole complet (une année, depuis le début du semis de la plante de couverture jusqu'à l'année suivante à la même époque). Différents problèmes, notamment d'ordre logistique, n'ont pas permis de considérer de façon explicite le fonctionnement hydrique, thermique et azoté de la plante de couverture (ou du sol nu pour le traitement OF), mais d'imposer ses effets en « forçant » les conditions initiales des simulations. En termes d'analyse du fonctionnement des systèmes de culture, ce fait est regrettable au sens où l'on ne dispose que d'une observation tronquée de la réalité agronomique, dont la portée est ainsi limitée. Il n'en reste pas moins que, dans la mesure où ces situations initiales ont été correctement observées, le cycle du riz est correctement couvert ainsi que les effets résiduels des plantes de couverture.

Discussion générale des résultats

Le Tableau 31 présente une synthèse des caractéristiques principales du fonctionnement hydrique, thermique, et biologique des trois systèmes étudiés. Elles portent sur les biomasses des plantes, du paillis et du riz, les termes des bilans hydriques et azotés mesurés ou simulés par le modèle PASTIS dans les sols et les composantes végétales du système.

Tableau 31. Résumé des principaux effets des systèmes de culture

Description (unités)	SCV	OF	LP
<u>Plantes de couverture (Sorgho + Brachiaria)</u>			
Biomasse sèche aérienne / paillis mesurée (t ha ⁻¹)	10,9	-	10,3
• Carbone (kg _C ha ⁻¹)	4845	-	4553
• Azote (kg _N ha ⁻¹)	184	-	152
<u>Sol</u>			
Drainage simulé (mm)	403	396	397
Ruissellement simulé (mm)	46,5	95,1	47
Température moy du sol à 5cm mesurée à 14h00 (°C)	27	30	-
Biomasse microbienne initiale mesurée à 0-30 cm (g _C m ⁻²)	59	47	55
Minéralisation nette de l'azote simulée (kg _N ha ⁻¹)	181	126	143
<u>Evapotranspiration</u>			
Evaporation simulée du sol + paillis (mm)	208,4	228,5	232,7
	+ 29,7		
Transpiration simulée (mm)	140,6	126,6	175,1
<u>Plantes de culture (riz)</u>			
Biomasse sèche aérienne mesurée (t ha ⁻¹)	5,5	3,7	4,8
Densité de longueur de racine mesurée (cm cm ⁻³)	5,4	2,2	4,2
Azote consommé mesuré (partie aérienne) (t ha ⁻¹)	135,8	83,3	125,7
Production de grains mesurée (kg ha ⁻¹)	2172	939	1447
<u>Transfert de Nitrate</u>			
Azote lixivié simulé (kg _N ha ⁻¹)	63	150	64

Bilan hydrique

En termes de méthodes, les aspects hydriques avaient été largement explorés par Findeling (2001a) sur des systèmes en semis direct avec paillis, aboutissant à une adaptation du modèle PASTIS prenant en compte les effets des paillis de résidus. Le travail de la thèse a ici essentiellement consisté à acquérir les paramètres du modèle dans les conditions locales du Brésil, et à effectuer les simulations.

Pour ce qui est de la caractérisation hydrodynamique du sol, les courbes de rétention comme la conductivité hydraulique de l'horizon de surface ont été mesurées de façon satisfaisante. Par contre, les conductivités hydrauliques des horizons profonds ont été estimées numériquement par méthode inverse ; en ce sens, elles sont sujettes à critique. Il convient de préciser ici que les effets cumulatifs liés aux modalités de gestion des systèmes de culture, dont le système SCV, sont susceptibles d'induire une modification des propriétés hydrodynamiques des sols. Oliver *et al.*, (2002) ont ainsi montré que des parcelles cultivées depuis 10 ans en semis direct présentaient des propriétés physiques différentes du fait de l'activité de la macrofaune, de l'accumulation de matière organique et de ses effets sur l'agrégation et la structure du sol. Cependant, ces effets interviennent principalement sur les propriétés des horizons de surface qui ont été mesurées. On observe une perméabilité significativement plus faible sur le traitement OF par rapport aux traitements LP et SCV dont on simule les conséquences par un accroissement du ruissellement.

Les températures dans le sol et dans le paillis ont été estimées à des pas de temps longs, ne permettant qu'une confrontation grossière avec les résultats de simulation. De ce fait, les estimations par le modèle des contraintes thermiques sur les transformations de la matière organique manquent vraisemblablement de précision.

Enfin, et surtout, le ruissellement n'a fait l'objet que d'une évaluation très partielle, ne permettant pas de valider les résultats simulés par le modèle.

Cependant, pour ce qui est des résultats d'ensemble et dans les conditions pédoclimatiques considérés, les limitations mentionnées plus haut se sont pas déterminantes au niveau de la qualité des simulations et l'estimation des termes du bilan hydrique. Les apports d'eau se sont révélés très excédentaires par rapport aux besoins en eau des cultures (pluviométrie de 856 mm pour une évapotranspiration inférieure à 350 mm). Le profil cultural est resté humide pendant tout le cycle sans effet notable sur l'alimentation hydrique des cultures. En outre, la fréquente humectation du sol et du paillis par les pluies n'a pas permis l'expression des effets attendus du paillis sur la réduction de l'évaporation. Une période sèche en cours de saison de culture aurait sans doute conduit à l'obtention de résultats plus contrastés. Malgré l'absence d'évaluation satisfaisante des épisodes de ruissellement simulés, les résultats paraissent cohérents si l'on considère les relativement bonnes perméabilités des sols étudiés. Ces résultats doivent néanmoins être relativisés dans la mesure où il semble que bon nombre des sols de la région présentent une sensibilité plus importante au ruissellement. En conséquence

des ces différents mécanismes, les percolations profondes estimées sont similaires pour les différents traitements.

Bilan carboné

Si le modèle simule la dynamique conjointe du carbone et de l'azote dans les sols, il n'entraîne pas dans les objectifs de ce travail d'étudier cet aspect particulier. On s'interdira donc de tirer des conclusions à ce sujet.

Bilan azoté

L'étude de la dynamique du carbone et de l'azote à court terme et les conséquences qui en résultent sur les bilans azotés à l'échelle de la saison de culture sont les principaux objectifs de ce travail. Il s'agit d'un aspect original qui n'avait pas été abordé de manière approfondie dans les travaux antérieurs.

Pour ce faire, le modèle PASTIS a été adapté pour la simulation de la dégradation d'un paillis superficiel. Ce module tient compte des processus de la dégradation biologique des matières organiques mais a dû être contraint dans la mesure où les premiers résultats conduisaient à une forte surestimation de sa vitesse de dégradation. En l'absence de modèle de culture performant disponible pour le riz, les quantités d'azote consommées par les plantes et l'évolution du LAI ont été forcées dans les simulations.

L'étude *in situ* de la dégradation des matières organiques est un défi ambitieux et certains travaux réalisés ont dû être écartés. Il s'agit notamment des suivis de la dégradation de différents éléments des plantes (parties aériennes et racines) enfouis dans des *litterbags* dont on peut s'interroger sur la représentativité. Les résultats expérimentaux n'apparaissent, en effet, pas cohérents avec les résultats des incubations menées au laboratoire et l'observation des profils d'azote minéral qui ont été retenus dans la procédure de calage et d'évaluation des résultats de simulation avec le modèle PASTIS. Par contre, les résultats portant sur le suivi de la dégradation des paillis superficiels ont été exploités pour le calage du module de dégradation du paillis, de même que les mesures de minéralisation nette *in situ* dans des cylindres d'incubation ont été exploitées comme élément d'évaluation de la qualité des simulations.

Le module CANTIS décrivant les transformations biologiques des différents éléments de paillis dans le modèle PASTIS a été calé à partir d'expérimentations menées au laboratoire.

Malheureusement, aucune de ces incubations n'a été réalisée à partir du paillis composite utilisé dans cette étude. Les différentes compositions des pools organiques de chacun des quatre éléments de paillis considérés (tiges et feuilles de sorgho et brachiara) et le paillis composite, d'une part, ainsi que les différents jeux de paramètres décrivant les transformations biologiques de ces éléments de paillis, d'autre part, ont du être testés dans le modèle sans qu'aucun jeu se réfère précisément au paillis composite considéré. De plus, certains jeux de paramètres ont fourni des simulations de mauvaise qualité, qui semblerait indiquer leur inadéquation pour rendre compte des transformations *in situ* du paillis.

Le suivi *in situ* des évolutions et profils de teneur en azote minéral a fourni des résultats solides et a permis une évaluation objective des résultats de simulation.

Malgré certaines des limitations évoquées précédemment, les résultats de simulation sont globalement satisfaisants, même si la procédure de calage utilisé rend leur extrapolation délicate en l'état. Les évolutions des teneurs en azote minéral sont assez correctement restituées et illustrent bien les tendances majeures observées pour chacun des traitements. En l'absence de cultures d'intersaison (OF), l'important stock résiduel d'azote minéral dans le sol a été rapidement lixivié. En présence d'une culture d'intersaison, le stock résiduel apparaît beaucoup plus limité. L'azote est rapidement restitué dans le cas du paillis enfouis (LP) et plus lentement dans le cas du semis direct sur paillis de résidus (SCV). En terme de minéralisation nette, la minéralisation nette totale de la matière organique (fraîche et humifiée) s'élève à $126 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ (OF), 143_N ha^{-1} (LP) et $181 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ (SCV). Ces valeurs sont supérieures aux quantités d'azote consommées par les parties aériennes des cultures et aux apports de fertilisants minéraux. Les contributions spécifiques des paillis restent très inférieures à l'azote mobilisé par les plantes de couvertures. Ces observations laissent penser qu'il existe des mécanismes d'interaction entre le fonctionnement autochtone et zymogène du sol conduisant au maintien d'un stock d'azote organique, susceptible d'être minéralisé par la suite. En tout état de cause, les pertes d'azote par lixiviation apparaissent nettement réduites en présence de plantes de couverture : $63 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ (SCV) ou $64 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ (LP), par rapport au traitement conventionnel : $150 \text{ kg}_N \text{ ha}^{-1}$ (OF). Ces quantités restent importantes et laissent penser que des améliorations sensibles sont possibles en matière de gestion raisonnée de la fertilisation azotée.

Perspectives

Le travail présenté a permis, avec ses limites, de montrer une des voies vers laquelle la recherche peut aller si elle veut contribuer à la mise au point de systèmes de culture durables. La voie classique en agronomie est celle de l'expérimentation, qui laisse toute la place à la créativité, à la chance parfois, et, sous clause de reproductibilité, permet des avancées fort utiles à l'agriculture.

La voie proposée ici est celle de la modélisation, qui permet tout d'abord de simuler pour mieux comprendre les processus impliqués, puis éventuellement d'extrapoler à d'autres situations. Sur certaines variables, comme par exemple les flux de drainage ou de nitrate, on sait qu'il est inenvisageable d'avoir une quantification expérimentale précise. Le fait de disposer d'un modèle correctement paramétré permet alors d'explorer les conséquences de différentes combinaisons de cultures, de plantes de couverture, de dates de semis, de longueur de cycle, dans des situations de climat ou de sol réalistes, mais pour autant inaccessibles à l'expérience.

En première approximation, le système le moins favorisé d'un point de vue agricole et environnemental est le traitement OF : moins de production de biomasse sèche et des grains, moins de recyclage d'azote, plus de sensibilité à la lixiviation de nitrate, plus de ruissellement, ...; sans oublier les problèmes d'érosion qui n'ont pas été abordés dans ce travail. Les simulations sont cohérentes avec les résultats expérimentaux mais la modélisation n'apporte pas de conclusion générale forte, applicable à toutes les situations. Il reste notamment à étudier plus en détail le ruissellement et les conséquences qu'il pourrait avoir sur les flux dans le profil et les risques de lixiviation de nitrate. C'est ici que la puissance de la modélisation prend toute sa signification en rendant ce genre d'exploration possible.

Ce travail a permis de réaliser une sérieuse avancée, sous réserve d'une description plus pertinente des paramètres décrivant la croissance des cultures, y compris les cultures d'intersaison, et d'un calage plus adapté des paramètres du module CANTIS. Nous considérons avoir produit un outil convenable pour simuler, dans les conditions des *Cerrados*, les effets hydriques, thermiques et azotés des trois systèmes de culture étudiés. Une des étapes ultérieures de ce travail pourrait porter sur la « dégradation » du modèle afin de permettre une exploitation plus fonctionnelle des connaissances, pour l'aide à la décision dans la gestion des systèmes de culture et/ou l'extrapolation spatiale et temporelle de leur fonctionnement.

7 BIBLIOGRAPHIE

1. ABIVEN, S. (2001). "Effet de la qualité et de la localisation initiale dans le sol sur la décomposition de résidus de culture". DEA Paris, INAA P-G, Paris VI: 41.
2. ABRAHAMS A.D. et A.J. PARSONS (1991). "Relation between infiltration and stone cover on a semiarid hillslope, southern Arizona". *Journal of Hydrology*. 122 : 49-59
3. ABRAHAMS A.D., A.J. PARSON, J. WAINWRIGHT (1994). "Resistance to overland flow on semiarid grassland and shrubland hillslopes, Walnut Gulch, southern Arizona". *Journal of Hydrology*. 156 : 431-446
4. ADAMS, J.E. (1966). Influence of mulches on runoff, erosion, and soil moisture depletion. *Soil Science Society of America Journal*. 30 : 110-114.
5. ADAMS, T.Jr. et B.L. KAY (1979). "Erosion control on bare slopes around your home (Mulch, ground cover, runoff diversion)". *Leaflet - Division of Agricultural Sciences, University of California ; University of Berkeley ; Cooperative Extension Service*. 2137, 7 p. ill.
6. ADIKU, S. G. K., C. W. ROSE, R.D. BRADDOCK, H. OZIER-LAFONTAINE (2000). "On the Simulation of Root Water Extraction: Examination of a Minimum Energy Hypothesis." *Soil Science* 165(3): 226-236.
7. AITA, C., S. RECOUS, D.A. ANGERS (1997). "Short-term kinetics of residual wheat straw C and N under field conditions: characterisation by ^{13}C , ^{15}N tracing and soil particle size fractionation." *European Journal of Soil Science*. 48: 283-294.
8. ANDERSON J.M. et J.S.I. INGRAM (1989). "Organic Matter and Nutrient Dynamics. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods". CAB INTERNATIONAL; pp 57-80
9. ANDRIULO, A., B. MARY, J. GUERIF (1999). "Modelling soil carbon dynamic with various cropping sequences on the rolling pampas." *Agronomy* 19: 365-377.
10. ANGERS, A. D. et S. RECOUS (1997). "Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size." *Plant and Soil* 189: 197-203.
11. ARREOLA-TOSTADO, J. M. (1996). "Etude de la modélisation de l'effet des paillis sur le bilan hydrique, le cas de semis direct sous paillis au Mexique". Mémoire de DEA, Montpellier, Université MII: 82.
12. ASLAM, T., M. A. CHOUDHARY, S. SAGGAR (1999). "Tillage impacts on soil microbial biomass C, N and P, earthworms and agronomy after two years of cropping following permanent pasture in New Zealand." *Soil & Tillage Research* 51: 103-111.
13. AULAKH, M.S., T.S. Khera, J.W. Doran, Kuldip-Singh, Bijay-Singh (2000). "Yields and Nitrogen Dynamics in a Rice-Wheat System Using Green Manure and Inorganic Fertilizer" *Soil Science of Society American Journal* 64: 1867-1876.

14. AULAKH, M.S., T.S. KHERA, J.W. DORAN, K.F. BRONSON (2001). "Managing Crop Residus with Green Manure, Urea, and Tillage in a Rice-Wheat Rotation." *Soil Science of Society American Journal* 65: 820-827.
15. AWADHWAL, N.K., G.E. THIERSTEIN (1985). "Soil crust and its impact on crop establishment: a review". *Soil Tillage Research*. 5 : 289-302.
16. AZOOZ, R.H., M.A. ARSHAD, A.J. FRANZLUEBBERS (1996). "Pore Size Distribution and Hydraulic Conductivity Affected by Tillage in Northwestern Canada". *Soil Scienc of Society American Journal*. 90 : 1197-1201
17. BALASUBRAMANIAN, V., A. C. MORALES, R.T. CRUZ, S. ABDULRACHMAN (1999^a). "On-farm adaptation of knowledge-intensive nitrogen management technologies for rice systems." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53: 59-69.
18. BALASUBRAMANIAN, V. (1999^b). "Farmer adoption of improved nitrogen management technologies in rice farming: technical constraints and opportunities for improvement." *Nutrien Cycling in Agrecosystems* 53: 93-101.
19. BALESIDENT, J., C. CHENU, M. BALABANE (2000). "Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage." *Soil & Tillage Research*. 53: 215-230.
20. BALOTA, E. L., A. COLOZZI-FILHO, D.S. ANDRADE, M. HUNGRIA (1998). "Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas." *Revista Brasileira da Ciencia do Solo*. 22: 641-649.
21. BAUMHARDT, R. L., C. W. WENDT, J.W. KEELING (1993). "Tillage and Furrow Diking Effects on Water Balance and Yields of Sorghum and Cotton." *Soil Science Society of America Journal*. 57: 1077-1083.
22. BAYER, C., L. MARTIN-NETO, J. MIELNICZUK, C.A. CERETTA (2000). "Effet of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance." *Soil & Tillage Research*. 53: 95-104.
23. BAYER, C., L. MARTIN-NETO, J. MIELNICZUK, C.N. PILLON, L. SANGOI (2001). "Changes in Soil Organic Matter Fractions under Subtropical No-till Cropping Systems." *Soil Science Society of American Journal*. 65: 1473-1478.
24. BECKER, M. et D. E. JOHNSON (1999). "The role of legume fallows in intensified upland rice-based systems of West Africa." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 53: 71-81.
25. BOIFFIN, J.L (1984). La dégradation structurale des couches superficielles sous l'action des pluies. Paris, Institut National Agronomique de Paris, Thèse de Docteur-Ingénieur. 128 pages.
26. BOND, J. et Willis, W. (1970). "Soil water evaporation : first stage drying as influenced by surface residue and evaporation potential. Soil Science". *Society Society of America Journal*, 34 : 924-928.

27. BORGES, G. de O. (1993). « Resumo histórico do Plantio Direto no Brasil. *In*: EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Trigo. *Plantio Direto no Brasil*. Passo Fundo: EMBRAPA-CNPT / FECOTRIGO / Fundação ABC / Aldeia Norte, p.13-18.
28. BOTTNER, P., M. PANSU, Z. SALLIH (1999). "Modelling the effect of active roots on soil organic matter turnover." *Plant and Soil* 216: 15-25.
29. BRAUD, I (1998). "Numerical discretisation of the version of SiSPAT model taking into account a mulch horizon". Grenoble LTHE (CNRS UMR 5564, INPG, UJF).
30. BRISSON, N., B. MARY, D. RIPOCHE, M.H. JEUFFROY, F. RUGET, B. NICOULLAUD, P. GATE, F. DEVIENNE-BARRET, R. ANTONIOLETTI, C. DURR, G. RICHARD, N. BEAUDOIN, S. RECOUS, X. TAYOT, D. PLENET, P. CELLIER, J.M. MACHET, J.M. MEYNARD, R. DELECOLLE (1998). "STICS : "a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance , I. Theory and parameterization applied to wheat and corn." *Agronomie* 18: 1-40
31. BRISTOW K.L., G.S. CAMPBELL, R.I. PAPENDICK, L.F. ELLIOT (1986). "Simulation of heat and moisture transfer through a surface residue-soil system *Agricultural and Forest Meteorology*" 36 : 196-214
32. BRISTOW, K.L. (1988). "The role of mulch and architecture in modifying soil temperature". *Australian Journal of Soil Research*. 26 : 269-280
33. BUSSIERE, F. (1991). Transferts thermiques et hydriques dans le continuum sol-mulch végétal-atmosphère : modélisation et première validation expérimentale. Institut National Agronomique. Thèse doctorale. Paris-Grignon et INRA. 60 pages.
34. BUSSIERE, F. et P. CELLIER (1994). "Modification of the soil temperature and water content regimes by a crop residue mulch : experiment and modelling." *Agricultural and Forest Meteorology* 68: 1-28.
35. CAMBARDELLA, C. A. et E. T. ELLIOT (1993). "Carbon and Nitrogen Distribution in Agregates from Cultivated and Native Grassland Soils." *Soil Science Society of America Journal* 57: 1071-1076.
36. CAMPBELL, C. A. et R. P. ZENTNER (1993). "Soil Organic Matter as Influenced by Crop Rotations and Fertilization." *Soil Science Society of America Journal* 57: 1034-1040.
37. CARTER, M.R., G.R. STEED (1992). "The effects of direct-drilling and stubble retention on hydraulic properties at the surface of duplex soils in North-Eastern Victoria". *Australian Journal of Soil Research*. 30 : 505-516.
38. CASENAVE, A. et C. VALENTIN (1989). "Les états de surface de la zone Sahélienne : Influence sur l'infiltration". Paris, France, IRD.
39. CASEY, F. X. M., S. D. LOGSDON, R. HORTON, D.B. Jaynes (1997). "Immobile Water Content and Mass Exchange Coefficient of a Field Soil." *Soil Science Society of America Journal* 61: 1030-1036.

40. CHAN, K. Y., A. M. BOWMAN, W. SMITH, R. ASHLEY (2001). "Restoring soil fertility of degraded hardsetting soils in semi-arid areas with different pastures." *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 41: 507-514.
41. CHANZY A. et L. BRUCKLER (1993). "Significance of Soil Surface Moisture With Respect to Daily Bare Soil Evaporation". *Water Resources Research*. 29(4) : 1113-1125.
42. CHATEL, M., P. MENDEZ DEL VILLAR, C.M. FERREIRA, M. de RAISSAC (2002). Perspectivas del sector arrocero en America Latina. 1° Congreso da Cadeia Productiva de Arroz/ VII Reunião Nacional de Pesquisa de Arroz - Renapa. 20002, 20-23 agosto. Florianópolis, 100-106.
43. CHENG-HUA Li et Ma. CHENG-LIN (1997). "Soil cover with organic mulch and its influences on soil physical parameters (III) - Soil temperature regime under organic mulch". *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*. 13(3) : 80-83.
44. CHO, Y. S., Z. R. CHOE, S.E. (2001a). "Managing tillage, sowing rate and nitrogen top-dressing level to sustain rice yield in a low-input, direct-sown, rice-vetch cropping system." *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41: 61-69.
45. CHO, Y. S., B. Z. LEE, Z.R. CHOE, S.E. OCKERBY (2001b). "An evaluation of a no-tillage, unfertilised, direct-sown, wheat-rice cropping system in Korea." *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 2001: 43-60.
46. CHOPART, J.L. (1999). "Development and validation of a model to describe root length density of maize from root counts on soil profiles". *Plant and Soil*. 213 : 93-98.
47. De CONDAPA, D. (2000). Illustration de la méthode Beer-Kan en vue de la caractérisation hydrodynamique d'un sol. DEA, Grenoble INPG. 43 p.
48. CURTIN, D. et G. WEN (1999). "Organic Matter Fractions Contributing to Soil Nitrogen Mineralisation Potential." *Soil Science Society of American Journal*. 63: 410-415.
49. DUNIN, F. X. (2002). "Integrating agroforestry and perennial pastures to mitigate water logging and secondary salinity." *Agricultural Water Management*. 53: 259-570.
50. EDWARDS, W., G. B. TRIPLETT, D.M. VAN DOREN, L.B. OWENS, C.E. REDMOND, W.A. DICK (1993). "Tillage Studies with a Corn-Soybean Rotation: Hydrology and Sediments Loss." *Soil Science Society of America Journal* 57: 1051-1055.
51. EHLERS, W. (1975). "Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil." *Soil Science* 119(3): 242-249.
52. ERSAHIN, S. et M. R. KARAMAN (2001). "Estimating potential nitrate leaching in nitrogen fertilized and irrigated tomato using the computer model NLEAP." *Agricultural Water Management*. 51: 1-12.
53. FAO/IFA, (2001). Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. FAO editions, Viale delle Terme di Caracalla, 00100, Rome. p. 30 et 31
54. FEDDES R.A., P.J. KOWALIK, H. ZARADNY 1978. Simulation of water use and crop yield. Simulation Monograph. Pudoc, Wageningen, Pay-Bas. 189 p.

55. FINDELING, A. (2001a). "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 Docteur, Montpellier, Ecole Nationale du Génie Rural de Eaux et Forêts: 355.
56. FINDELING A., A. CHANZY, N. de LOUVIGNY (2001b). "Modeling heat and water flows through a mulch allowing for convective and radiative exchanges in the mulch". *Water Resources Research (soumis)*.
57. FINDELING A., S. RUY, E. SCOPEL (2001c). "Modeling the effects of a partial residue mulch on runoff using a physically based approach". *Journal of Hydrology (soumis)*
58. FIGUEROA-SANDOVAL, B. et F.J. MORALES-FLORES. Manual de producción de cultivos con labranza de conservación. Chapingo (Méjico), éditon : SARH - Colegio de Postgraduados - 1a edición - Salinas, S.L.P. 273 pages.
59. FRUIT L., S. RECOUS, G. RICHARD (1999). "Plant residue decomposition : Effect of soil porosity and particle size". New York, Plenum. 189-196.
60. GARNIER, P., C. NEEL, B. MARY, F. LAFOLIE (2001). "Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil." *European Journal of Soil Science* 52: 253-268.
61. GARNIER, P., C. NEEL, C. AITA, S. RECOUS, F. LAFOLIE, B. MARY (2002). "Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation." *Soumis dans European Journal of Soil Science*.
62. GARVIN, M. H., F. MARTINEZ, J.B. JESUS, M. GUTIERREZ, P. RUIZ, D.J. DIAZ COSIN (2001). "Effect of *Hormogaster elisae* (Oligochaeta; Hormogastridae) on the stability of soil aggregates." *European Journal of Soil Biology*. 37: 273-276.
63. GONZALEZ-SOSA, E., I. BRAUD, I., J.L. THONY, M. VAUCLIN, P. BESSEMOULIN, J.C. CALVET (1999). "Modelling Heat and water exchanges of fallow land covered with plant-residue mulch." *Agricultural and Forest Meteorology* 97: 151-169.
64. GILLER K.E., G. CADISCH (1997). "A Sense of Arrival or Departure" in : *Driven By Nature Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB INTERNATIONAL, London. 393-399.
65. GILLEY, J. E., S. C. FINKNER, et al. (1986a). "Runoff and erosion as affected by corn residue : I. Total losses." *ASAE* 85-2540: 157-164.
66. GILLEY, J. E., S. C. FINKNER, R.G. SPOMER, L.N. MIELKE (1986b). "Runoff and erosion as affected by corn residue. II. Rill and interrill components." *Transactions of the ASAE American Society of Agricultural Engineers*: 161-164.
67. GILLEY, J. E. et E. R. KOTTWITZ (1992). "Beginning of motion for selected unanchored residue materials." *Journal of irrigation and drainage engineering* 118(4): 619-630.
68. GILLEY, J. E. et E. R. KOTTWITZ (1994). "Maximum surface storage provided by crop residue." *Journal of irrigation and drainage engineering* 120(2): 440-449.
69. GILLEY, J. E. et E. R. KOTTWITZ (1995). "Darcy-Weisbach roughness coefficients for surfaces with residue and gravel cover." *ASAE* 38(2): 539-544.

70. GILLEY, J. E., E. R. KOTTWITZ, G.A. WIEMAN (1991). "Roughness coefficients for selected residue materials." *Journal of irrigation and drainage engineering* 117(4): 503-514.
71. HAMMEL, K.E (1997). "Fungal degradation of lignin". *In : Driven By Nature Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB INTERNATIONAL. London, 35-45
72. HAVERKAMP R., P.J. ROSS, K.R.J. SMETTEM, J.Y. PARLANGE (1994). "Tree-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation". *Water Resources Research*. 30(11) : 2931-2935
73. HEAL, O. W., J. M. ANDERSON, M.J. SWIFT (1997). *Plant Litter Quality and Decomposition: An Historical Overview*. *In : Driven By Nature Plant Litter Quality and Decomposition*. CAB INTERNATIONAL. London: 4-30.
74. JAAKKOLA, A. (1984). "Leaching losses of nitrogen from a clay under grass and cereal crops in Finland." *Plant and Soil* 76: 59-66.
75. JANSSEN, B. H. (1984). "A simple method for calculating decomposition and accumulation of "young" soil organic matter." *Plant and Soil* 76: 297-304.
76. JAYNES, D. B., M. SHAO, R. HORTON (1995). "Field Method for Measuring Mobile/Immobile Water Content and Solute Transfer rate Coefficient." *Soil Science Society of America Journal* 59: 352-356
77. JAYNES, D. B. et S. D. LOGSDOM (1999). "Evaluation of a simple technique for estimating two-domain Transport Parameters " *Soil Science Society of America Journal* 164 (2) : 82-91.
78. JOHANSEN, A. et E. S. JENSEN (1996). "Transfer of N and P from intact or decomposing roots of pea to barley interconnected by arbuscular mycorrhizal fungus." *Soil Biology and Biochemistry* 28(1): 73-81.
79. JOSHUA, W. D., M. BLASI, G. L. OSBORNE (2001). "Simplified functional model for estimating nitrogen mineralisation and leaching in biosolids-amended soils." *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 41: 1207-1216.
80. KALRA N, K.S.S. SARMA, Y. NAGARAJARAO (1984). "Modification of hydro-thermal regimes by the application of residue mulch for better water use, root growth and yield of summer mung-bean". *Transactions of Indian Society of Desert Technology and University Centre of Desert Studies*. 9(2) : 68-71.
81. KHAN, M.J., E.J. MONKE, G.R. FOSTER (1988). "Mulch cover and canopy effect on soil loss". *Transactions of the ASAE, American Society of Agricultural Engineers*. 31(3) : 706-711
82. KELLNER, E. (2001). "Surface energy fluxes and control of evapotranspiration from a Swedish *Sphagnum* mire." *Agricultural and Forest Meteorology* 110: 101-123.
83. KUNDU, D. K. and J. K. LADHA (1999). "Sustaining productivity of lowland rice soils: issues and options related to N availability." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53: 19-33.

84. LAL, R (1978). Influence of tillage methods and residue mulches on soil structure and infiltration rate. in : *Modification of Soil Structure*, John Wiley & Sons, Emerson, W.W.; Bond, R.D.; Dexter, A.R. - editors. Chichester, 393-402
85. LAFOLIE, F. (1991). "Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical non-equilibrium and optimization of the root water potential." *Fertilizer Research*. 27: 215-231.
86. LAFOLIE, F., B. MARY, A.-M. de COCKBORNE, G. SEVENIER, D. MOHRATH (Soumis, 2002). "Water application rate consequences on crop growth, water and nitrogen balances: experiment and modeling". *Soil Science Society of America Journal*.
87. LAGAYE, C. (1999). "Caractérisation des parcelles expérimentales à Goiânia, état de Goiás, Brésil". Mémoire du DEA, Paris. 39.
88. LANDERS, J.N. (2000). "Situação do plantio direto". In: CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO POR TUTORIA À DISTÂNCIA. Módulo 1. Brasília, DF: ABEAS / UnB, 2000. P. 93.
89. LAVELLE, P. (2000). "Ecological Challenges for Soil Science." *Soil Science*. 165(1): 73-86.
90. LI, X.-Y. et J.-D. GONG (2002). "Effects of different ridge : furrow ratios and supplemental irrigation on crop production in ridge and furrow rainfall harvesting system with mulches." *Agricultural Water Management*. 54: 243-254.
91. LIEBIG, M. A., A. J. JONES, L.M. MIELKE, J.W. DORAN (1993). "Controlled Wheel Traffic Effects on Soil Properties in Ridge Tillage." *Soil Science Society of America Journal*. 57: 10061-1066.
92. LOPES, P. R. C., N.P. COGO, E. CASSOL (1987). "Influence of crop residue mulch on runoff velocity and size distribution of eroded soil sediments. - Influencia da cobertura vegetal morta na reducao da velocidade da enxurrada e na distribuicao de tamanho dos sedimentos transportados". *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 11(2) : 193-197
93. LYNCH, J. M. (1984). "Interactions between biological processes, cultivation and soil structure." *Plant and Soil*. 76: 307-318.
94. MANDO, A. 1997. The role of termites and mulch in the rehabilitation of crusted Sahelian soils. Wageningen Agricultural University, édition : Tropical resource management papers.
95. MANIPURA, W. B. (1972). "Influence of mulch and cover crops on surface run-off and soil erosion on tea lands during the early growth of replanted tea." *Tea Quarterly* 43(3): p.95-102.
96. MARAUX, F. (1994). "Modélisation mécaniste et fonctionnelle du bilan hydrique des cultures. Le cas des sols volcaniques du Nicaragua". Thèse Docteur, Paris, Institut National Agronomique Paris-Grignon: 217.
97. MARAUX, F. et F. LAFOLIE (1998a). "Modeling Soil Water Balance of a Maize-Sorghum Sequence". *Soil Science Society American Journal*. 62 : 75-82.
98. MARAUX, F. (1998b). Projet d'ATP " Contribution à la modélisation du fonctionnement des systèmes de culture en semis direct sous couvertures". Montpellier, CIRAD: 21.

99. MARUMOTO, T. (1984). "Mineralization of C and N for microbial biomass in paddy soil". *Plant and Soil*. 76 : 165-173.
100. MARY, B., N. BEAUDOIN, E. JUSTES, J.M. MACHET (1999). "Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model." *European Journal of Soil Science*. 50: 549-566.
101. MARY, B. et S. RECOUS (1994). "Measurement of nitrogen mineralisation and immobilisation fluxes in soils as a means of predicting net mineralisation." *European Journal of Agronomy*. 3: 291-300.
102. MARY, B., S. RECOUS, D. DARWIS, D. Robin (1996). "Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil." *Plant and Soil*. 181: 71-82.
103. MATTHEWS, A. M., A. C. ARMSTRONG, P.B. LEEDS-HARRISON, G.L. HARRIS, J.A. CATT (2000). "Development and testing of a model for predicting tillage effects on nitrate leaching from cracked clay soils." *Soil & Tillage Research*. 53: 245-254.
104. MCGREGOR, K. C., C.K. MUTCHLER, M.J.M. ROMKENS (1990). Effects of tillage with different crop residues on runoff and soil loss Transactions of the ASAE. - : 1551-1556
105. MCKENNEY, D.J., S.W. WANG, C.F. DRURY, W.I. FINDLAY (1993). "Denitrification and Mineralization in Soil Amended with Legume, Grass, and Corn Residues". *Soil Science Society of America Journal*. 57 : 1013-1020.
106. MENDEZ DEL VILLAR, P., C.M. FERREIRA (2002). "Arroz de terras altas as Dinâmicas agrícolas em Mato Grosso. 1º Congresso da Cadeia Productiva de Arroz/ VII Reunião Nacional de Pesquisa de Arroz - Renapa. 2002, 20-23 agosto. Florianópolis, 80-83.
107. METAY, A. (2001). Emissions de gaz à effet serre et respiration sur des sols tropicaux sous semis - direct, offset et labour profond. Fonctionnement physique, chimique et biologique de la biosphère continentale. Paris, Ecole Normale Supérieure UML, Université Paris VI: 59.
108. MINETTE, S. (2000). "Etude de l'impact des techniques de semis direct sur les caractéristiques physiques et biologiques des sols des cerrados Brésiliens". DEA, Rennes, Ecole Nationale Supérieure Agronomique: 53.
109. MITCHELL, J.P., D. W. PETERS, C. SHENNAN (1999). "Changes in Soil Water Storage in Winter Fallowed and Cover Cropped Soils." *Journal of Sustainable Agriculture*. 15 (2/3): 19-31.
110. MOREL, R. (1989). "Fraction organique du sol", *In* : Les sols Cultivés. Tec-Doc Lavopisier, Paris France. 83-118.
111. MORIN, J. et J. VAN WINKEL (1996). "The Effect of Raindrop Impact and Sheet Erosion on Infiltration Rate and Crust Formation." *Soil Scienc of Society American Journal*. 60: 1223-1227.
112. MUÑOZ-CARPENA, R., J.E. PARSONS, J.W. GILLIAM (1993). "Numerical approach to the overland flow process in vegetative filter strips". *American Society of Agricultural Engineers*. 36(3) : 761-770.

113. MYERS, R.J.K., C.A. PALM, E. CUEVAS, I.U.N. GUNATILLEKE, M. BROSSARD (1994). "The synchronisation of nutrient mineralisation and plant nutrient demand". The biological management of tropical soil fertility, Woomeer et Switf, éditeur. 81-116.
114. NEEL, C. (1996). "Modélisation couplée du transfert et des transformations de l'azote: paramétrisation et évaluation d'un modèle en sol nu". Thèse Docteur, Paris, Université Paris 6: 254.
115. NEERGAARD, A., HAUGGAARD-NIELSEN, L.S. JENSEN, J. MAGID (2002). "Decomposition of white clover (*Trifolium repens*) and ryegrass (*Lolium perenne*) components : C and N dynamics simulated with the DAISY soil organic matter submodel." *European Journal of Agronomy*. 16: 43-55.
116. NICOLARDOT, B., S. RECOUS, B. MARY (2001). "Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition : A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues." *Plant and Soil* 00: 1-21.
117. NORMAN, J.M., G.S. CAMPBELL (1983). "Application of plant-environment model to problems in irrigation". In : Advances in irrigation, D. Academic Press Hillel, editors. New York. 2 : 155-183.
118. NOVAK M.D., W. CHEN, A.L. ORCHANSKY, R. KETLER (2000b). "Turbulent exchange processes within and above a straw mulch". Part II: Thermal and moisture regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*. 102 : 155-171.
119. NOVAK, M. D., W. CHEN, M. A. HARES (2000c). "Simulating the radiation distribution within a barley-straw mulch." *Agricultural and Forest Meteorology*. 102: 173-186.
120. NYAMANGARA, J., M. I. PIHA, H. KIRCHMANN (1999). "Interactions of aerobically decomposed cattle manure and nitrogen fertiliser applied to soil." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 54: 183-188.
121. NYE P.H. et F.H.C. MARRIOT (1969). "A theoretical study of the distribution of substances around roots resulting from simultaneous diffusion and mass flow" . *Plant and Soil*. 30 : 459-472.
122. OLIVER, R., J.M. DOUZET, E. SCOPEL, E. BLANCHART, P. CURMI, J.A. ALVES MOREIRA, S. MINETTE, P. GUERIN, M. FORTIER, F. MARAUX (2002). Medium term impact of no tillage on some physical properties of a brasilian Oxisol in Cerrados." Document interne -CIRAD.Congré International de la Science du Sol, Bangkok, 2002. Simposium 930. 930-939.
123. OLSEN, J. K. et R. K. GOUNDER (2001). "Alternatives to polyethylene mulch film - a field assessment of transported materials in capsicum (*Capsicum annum*)." *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 41(1): 93-103.
124. OSONO, T. (2001). "Effets of organique chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria sp.*" *Europol Journal of Soil Biology*. 37: 17-23.

125. OWENS, L. B. et W. M. EDWARDS (1993). "Tillage Studies with a Corn-Soybean Rotation: Surface Runoff Chemistry." *Soil Science Society of America Journal*. 57: 1055-1060.
126. PAUL, E. A. (1984). "Dynamics of organic matter in soils." *Plant and Soil*. 76: 275-285.
127. PANDE, H. K. (1997). Systèmes améliorés de riziculture pluviale, FAO.
128. POESEN, J.W.A, H. LAVEE (1991). "Effects of size and incorporation of synthetic mulch on runoff and sediment yield from interrills in a laboratory study with simulated rainfall". *Soil and Tillage Research*. 21 : 209-223.
129. PUGET P. et L.E. DRINKWATER (2001). "Short-Term Dynamics of Root- and Shoot-Derived Carbon from a Leguminous Green Manure". *Soil Science Society of American Journal*. 65 : 771-779
130. RAO, K.P.C., T.S. STEENHUIS, A.L. COGLE, S.T. SRINIVASAN, D.F. YULE, G.D. SMITH (1998). "Rainfall infiltration and runoff from an alfisol in semi-arid tropical India. 1. No-till systems". *Soil and Tillage Research*. 48 : 51-59
131. RAUNET, J. (2002). Evolução do plantio direto nos Cerrados Brasileiros. Federação Brasileira do Plantio Direto em Palha, 2002. 10-15.
132. RECOUS S., J.M. MACHET, B. MARY (1992). "The partitioning of fertilizer-N between crop and soil : comparison of ammonium and nitrate applications". *Plant and Soil*. 44 : 101-111.
133. RECOUS S., D. ROBIN, D. DAEWIS, J.M. MACHET (1995). "Soil inorganic N availability : effet on maize residue decomposition". *Soil Biology Biochimique*. 27 : 1529-1538.
134. REZENDE, C. d. P., R. B. CANTARUTTI, J.M. BRAGA, J.A. GOMIDE, J.M. PEREIRA, E. FERREIRA, R. TARRE, R. MACEDO, B.J.R. ALVES, S. URQUIAGA, G. CADISCH, K.E. GILLER, R.M. BODDEY (1999). "Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 54: 99-112.
135. ROBERT, M. (1996). "Evolution de la matière organique", in LE SOL : interface dans l'environnement ressource pour le développement. MASSON, Séries de l'environnement, Paris France. 42-58.
136. RUTTER, A.J., K.A KERSHAW, P.C. ROBINS, A.J. MORTON (1971). "A predictive model of rainfall interception in forests. I. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pines". *Agricultural Meteorology*. 9 : 367-384.
137. SÁ M., J. C. (1992). "Fertilidade do solo em plantio direto". Fundação ABC, Castro, PR. 1992. p. 25
138. SÁ M., J. C., J. C. CERRI, A.D. WARREN, R. LAL, S.P. VENSKE, M.C. S.P. PICCOLO, B.E. FEIGL (2001). "Organic Matter Dynamics and Carbon Sequestration Rates for a Tillage Chronosequence in a Brazilian Oxisol." *Soil Science Society of American Journal*. 65: 1486-1499.

139. SAINJU, U. M., B. P. SINGH, W.F. WHITEHEAD (2002). "Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA." *Soil & Tillage Research* 63: 167-179.
140. SANDOVAL F., S. et F. MORALES (1992). "Fundamentos para la producción de cultivos con labranza de conservación. Manual de Producción de Cultivos con Labranza de Conservación". San Luis Potosi, México, Colegio de Postgraduados: 52-62.
141. SAUER T.J., J.L. HATFIELD, J.H. PRUEGER, J.M. NORMAN (1998). "Surface energy balance of a corn residue-covered field". *Agricultural and Forest Meteorology*. 89 : 155-168.
142. SAVABI, M.R. et D.E. STOTT (1994). "Plant residue impact on rainfall interception". *ASAE*. 37(4) : 1093-1098.
143. SCHINER F., R. OHLINGER, E. KANDELER, R. MARGEISIN (1995). Nitrogen Mineralisation in Methods of soil biology, Springer éditeur, CAB INTERNATIONAL, UK.
144. SCHOLES, M.C., M.J. SWIFT, O.W. HEAL, P.A. SANCHEZ, J.S.I INGRAM, R. DALAL (1994). "Soil Fertility Research in Response to the Demand for Sustainability". IN : JHON WILEY & SONS/TSBF éditeurs, *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. 1-14.
145. SCHOMBERG, H.H., J.L STEINER, P.W. UNGER (1994). "Decomposition and Nitrogen Dynamics of Crop Residues: Residue Quality and Water Effects." *Soil Science Society of America Journal*. 58: 372-381.
146. SCHROTH, G., E. SALAZAR, J.P. DA SILVA Jr. (2001). "Soil Nitrogen Mineralization under Tree Crops and a Legume Cover Crop in Multi-Strata Agroforestry in Central Amazonia : Spatial and Temporal Patterns." *Experimental Agricultural*. 37: 253-267.
147. SCOPEL E., B. MULLER, J.M. ARREOLA TOSTADO, E. CHAVEZ GUERRA, F. MARAUX 1998. "Quantifying and modelling the effects of a light crop residue on the water balance: an application to rainfed maize in Western Mexico". World Congress of Soil Science. Montpellier, France. Août, 1994.
148. SCOPEL, E., E. CHAVEZ-GUERRA, J.M. ARREOLA-TOSTADO (1999). "Le semis direct avec paillis de résidus dans l'ouest Mexicain: une histoire de l'eau ?." *Agriculture et développement*. 21: 71-86.
149. SEGALEN, P. (1995). "Les sol ferralitiques en Amérique" In : Les sols ferralitiques et leur répartition géographique, série études et thèses. Orstom éditions. Paris, Tome 2 (123-132).
150. SEGUY, L., S. BOUZINAC, A. TRENTINI, N.A. CORTES (1996). "Semis direct, une mode de gestion agrobiologique". *Agriculture et Développement*. 12 : 48-61.
151. SEGUY, L., S. BOUZINAC, E. MAEDA, N. MAEDA (1998). "Brésil, semis direct du cotonnier en grande culture motorisée." *Agriculture et développement*. 17: 3-24.
152. SHEEHY, J.E., M.J.A. DIONORA, P.L. MITCHELL, S. PENG, K.G. CASSMAN, G. LAMAIRE, R.L. WILLIAMS (1998). "Critical nitrogen concentrations : implications for

- high-yielding rice (*Oryza sativa* L.) cultivars in the tropics". *Field Crops Research*. 59 : 31-41.
153. SIMUNEK, J., M. SEJNA, M. Th. VAN GENUCHTEN (1998). "The HYDRUS-1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media". Riverside, California, U.S., Salinity Laboratory, USDA, ARS.
154. SINGH, M., A. K. BHATTACHARYA, T.V.R. NAIR, A.K. SINGH (2002). "Nitrogen loss through subsurface drainage effluent in coastal rice field from India." *Agricultural Water management*. 52: 249-260.
155. SIX, J., C. FELLER, K. DENET, S.M. OGLE, J.C. de MORAES Sa, A. ALBRECHT (soumis, 2002). "Soil Organic Matter, Biote and aggregation in Temperate and Tropical Soils, effect of No-Tillage". *Agronomy : Agricultural and Environement*.
156. SMITH, K.A., A.E. ELMES, R.S. HOWARD, M.F. FRANKLI (1984). "The Uptake of Soil and fertilizer-nitrogen by Barley Growing under Scottish Climatic Conditions". *Plant and Soil*. 76 : 49-57
157. STANFORD, G., M. H. FRERE, R.A VANDEL POL (1975). "Effet of Fluctuating Temperatures on Soil Nitrogen Mineralization." *Soil Science*. 119(3): 222-226.
158. STEINER, J.L (1989)."Tillage and residue effects on evaporation from soils". *Soil Science Society of America Journal*. 53: 911-921.
159. STOCKFISCH, N., T. FORSTREUTER, W. EHLERS (1999). "Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany." *Soil & Tillage Research*. 52: 91-101.
160. STONE, L.F., MARQUES da SILVEIRA P., ALVES MOREIRA J.A., (1999). A cultura do arroz no Brasil : Irrigação. Goiânia, Brésil, Almeida N., Baêta et Sant'Ana, editores, EMBRAPA. 416-451
161. SYERS, J. K. et J. A. SPRINGETT (1984). "Earthworms and soil fertility." *Plant and Soil*. 76: 93-104.
162. TAN, C. S., C. F. DRURY, J.D. GAYNOR, J.D., T.W. WELACKY, W.D. REYNOLDS (2002). "Effect of tillage and water table control on evaporation, surface runoff, tile drainage and soil water content under maize on a clay loam soil." *Agricultural Water Management*. 54: 173-188.
163. TARAFDAR, J. C., S. C. MEENA, S. KATHJU (2001). "Influence of starw size on activity and biomass of soil microorganisms during decomposition." *Europal Journal of Soil Biology*. 37: 157-160.
164. TEIXEIRA, S.M.; FREITAS, P.L.de; LANDERS, J.L.N.; BLANCANEUX, PH.; MILHOMEN, A. (1998). "Efeitos econômicos e pedológicos do plantio direto nas Savannas brasileiras ("Cerrados") – Uma técnica que melhora a sustentabilidade de um sistema cultural". In: Blancaneux, Ph. (ed.) Interações Ambientais no Cerrado - Microbacia Piloto de Morrinhos, Estado de Goiás. Brasília e Rio de Janeiro, Embrapa SPI e Embrapa Solos, 1998. Cap. IX, pp. 283-309.

165. TIAN, G., L. BRUSSAARD, B.T. KANG, M.J. SWIFT (1997). "Soil Fauna-mediated Decomposition of Plant Residus under Contrained Environmental and Residue Quality Conditions". *Driven by nature plant litter quality and decomposition*. UK, CAB INTERNATIONAL. Wallingford, UK. 125-134.
166. TIAN, G. (1998). "Effet of soil degradation on leaf decomposition and nutrient release under humid tropical conditions." *Soil Science*. 163(11): 897-906.
167. TINKER, P. B. (1984). "The role of microorganisms in mediating and facilitating the uptake of plant nutrients from soil." *Plant and Soil*. 76: 77-91.
168. TRINDADE, H., J. COUTINHO, S. JARVIS, N. MORIRA (2001). "Nitrogen mineralisation in sandy loam soils under an intensive double - cropping system with dairy-cattle slurry applications." *Europeal Journal of Agronomy*. 15: 281-293.
169. TROJAN, M.D. D.R. LINDEN (1998). "Macroporosity and hydraulic properties of earthworm-affected soils as influenced by tillage and residue management". *Soil Science Society of America Journal*. 62 : 1687-1692
170. UNGER P.W. et J.J. PARCKER 1976. "Evaporation reduction from soil with wheat, sorghum, and cotton residue". *Soil Science Society of America Journal*. 40 : 938-942
171. VALAUWE, B., O. C. NWOKE, E. JUSTES, J.M. MACHET (1996). "Impact of residue quality on the C and N minaralization of leaf and root residue of three agroforestry species." *Plant and Soil*. 183: 221-231.
172. VALENTIN, C., L.M. BRESSON (1992). "Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils". *Geoderma* 55 : 225-245.
173. VAN GENUCHTEN M.TH, (1980). "A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils". *Soil Science Society of America Journal*. 42 : 892-898
174. VAN VEEN, J. A., J. N. LADD, M.J. FRISSEL (1984). "Modelling C an N turnover through the microbial biomass in soil." *Plant and Soil*. 76: 257-274.
175. VARADAN K.M., A.S. RAO 1983. "Effect of mulch on soil temperature in humid tropical latosols under coconut (*cocos nucifera* linn) and banana (*musa paradisiaca*)". *Agricultural Meteorology*. 28 : 375-386.
176. VAUCLIN, M. (1994). "Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol: Revue - état de l'art." *Sciences de l'Eau*. 7(1): 81-102.
177. VAUCLIN, M. et R. ANGULO-JARAMILLO (1995). "Water and Solute Transport Processes in Unsatured Soils : Some Hydrological and Geotechnical Aspects". 1st. Conf. on Unsatured Soils, 1995. Paris.
178. VELASQUEZ-VALLE, M.A., M. TISCAREÑO-LOPEZ, R. CLAVERAN-ALONSO, M. GALLARDO-VALDES (1997). Erosión y productividad bajo labranza de conservación I - Avances de investigación en suelos de ando de Michoacán. INIFAP-PRODUCE, Morelia, Michoacán, México. 1 : 35

179. VEREECKEN, H., M. VANCLOOSTER, M. SWERTS, J. DIELS (1991). "Simulating water and nitrogen behaviour in soils cropped with winter wheat." *Fertilizer Research*. 27: 233-243.
180. VORONEY, R.P., E.A PAUL et D.W. ANDERSON (1989). " Decomposition of straw and stabilization of microbial products". *Canadian Journal of Soil Science*. 69 : 63-77.
181. WACHENDORF, C., U. IRMLER, H.-P. BLUME (1997). "Relationships between Litter Fauna and Chemical Changes of Litter during Decomposition under Different Moisture Conditions". *Driven By Nature Plant Litter Quality and Decomposition*. UK, CAB INTERNATIONAL. Wallingford, UK : 135-144.
182. WARDLE, D. A. et P. LAVELLE (1997). "Linkages between Soil Biota, Plant Litter Quality and Decomposition". *Driven By Nature Plant Litter Quality and Decomposition*. UK, CAB INTERNATIONAL. Wallingford, UK : 107-124.
183. WELTZ, M.A., B.A AWADIS, L.J. LANE (1992). "Hydraulic roughness coefficient for native rangelands". *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 118 : 776-790.
184. WOOMER, P.L., A. MARTIN, A. ALBRECHT, D.V.S. RESCK (1994). "The importance and Management of Soil Organic Matter in the Tropics". *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. J. W. S. C. TSBFP: 47-80.
185. WU, J., R. ZHANG, G. SHENGXIANG (1999). "Modeling soil water movement with water uptake by roots". *Plant and Soil*. 215: 7-17.
186. ZACHMANN, J.E. et D.R. LINDEN (1987). « Macroporous infiltration and redistribution as affected by earthworms, tillage and residues ». *Soil Science Society of America Journal*. 51 : 1580-1586.
187. ZACHMANN, J.E. ; D.R. LINDEN (1989). « Earthworm effects on corn residue breakdown and infiltration ». *Soil Science Society of America Journal*. 53 : 1843-1859.

LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1 L'avancée du semis direct au Brésil.</i>	18
<i>Figure 2. Progression de la surface cultivée en semis direct dans la région des Cerrados. (d'après Raunet et Séguy, 2002).</i>	19
<i>Figure 3. a) Paillis résiduel dressé sous SCV, b) Paillis résiduel enfouis dans le sol sous LP.</i>	27
<i>Figure 4 Diagramme des flux de transformation du C et de N pendant la phase initiale de la décomposition des résidus végétaux dans le sol (d'après Mary et al., 1996). Ligne épaisse = flux de C ; ligne fine = flux de N.</i>	30
<i>Figure 5. Diagramme central relatif aux processus de décomposition de la matière organique (d'après Heal et al., 1997).</i>	31
<i>Figure 6. Représentation schématique de la protection physique des résidus organiques (d'après Balesdent et al., 2000).</i>	32
<i>Figure 7. Minéralisation du C (a) et du N (b) pour des paillis résiduels de brachiaria durant la première phase de dégradation. ■ paillis en surface ; ● = paillis enfouis (d'après Abiven, 2001)</i>	34
<i>Figure 8. Diagramme du modèle PASTIS, version 2002 (d'après Findeling (2001); Garnier et al., (2002) et Lafolie (1991)). En gris : résumé des phénomènes physiques, en blanc : phénomènes biologiques.</i>	52
<i>Figure 9 Localisation géographique du site de travail dans la région des Cerrados, au Brésil.</i>	67
<i>Figure 10 Variation mensuelle de la pluie et de la température dans l'environnement parcellaire CIRAD/CNPAF (Goiânia, Brésil), pour le cycle cultural 2000-2001.</i>	68
<i>Figure 11 Dispositif expérimental composé de 36 parcelles réparties en 6 rangées, deux par type de travail du sol et 6 colonnes, deux par niveau de fertilisation (inspiré de Lagaye, 1999).</i>	69
<i>Figure 12 Itinéraire technique semis direct sur couverture végétale.</i>	70
<i>Figure 13 Itinéraire technique offset.</i>	71
<i>Figure 14 . Itinéraire technique labour profond avec résidus enfouis.</i>	72
<i>Figure 15 Dispositif expérimental de mesures dans le sol</i>	75
<i>Figure 16 Prélèvement de sol par carottage pour les suivis des teneurs en azote minéral, la minéralisation in situ et la détermination des biomasses microbiennes initiales (SCV, LP et OF).</i>	76
<i>Figure 17 Protocole d'extraction au KCl des solutions du sol pour le dosage de l'azote minéral, l'azote alpha aminé et l'azote minéralisé in situ dans le sol.</i>	77
<i>Figure 18 Chronologie du protocole expérimental de l'étude de la dégradation du paillis résiduel de surface, cas du système SCV.</i>	79
<i>Figure 19 Courbes de granulométrie des sols des trois parcelles d'essais. a semis direct, b offset, c labour profond.</i>	81
<i>Figure 20 Fraction argileuse des profils pédologiques des trois parcelles</i>	82
<i>Figure 21 Masse volumique des sols des trois parcelles</i>	82
<i>Figure 22 Profils de résistance à la pénétration des trois parcelles</i>	82
<i>Figure 23 Détermination de la capacité d'infiltration du sol superficiel, méthode Beerkan.</i>	84
<i>Figure 24 Mesure bimensuelle de la hauteur du paillis</i>	87
<i>Figure 25 Détermination de la densité de longueur radiculaire, méthode Chopart (1999).</i>	88
<i>Figure 26 Profils de la densité de longueur radiculaire des plantes de riz pour les trois parcelles</i>	89
<i>Figure 27. Distribution saisonnière de la pluie</i>	91

Figure 28. Intensités pics de la pluie de cycle agricole 2000-2001.	92
Figure 29. Evolution de la température de l'air.	93
Figure 30 Evolution de l'évapotranspiration journalière pour la période du cycle du riz.	94
Figure 31. Ruissellement estimé semi quantitativement pour la période de février – mars, sur les trois parcelles (SCV, OF et LP).	95
Figure 32. Evolution des potentiels matriciels du sol dans les trois parcelles SCV, OF et LP en fonction de la profondeur: (a) 20 cm ; (b) 40 cm ; (c) 60 cm.	97
Figure 33. Evolution des potentiels matriciels du sol dans les trois parcelles SCV, OF et LP en fonction de la profondeur : (d) 90 cm ; (e) 120 cm ; (f) 150 cm.	98
Figure 34 Profils initiaux des potentiels matriciels du sol des trois parcelles, jour 340 (05/12/00).	98
Figure 35. Courbes de rétention des différents horizons des parcelles d'essais.	102
Figure 36 : Courbes de conductivité hydraulique des différents horizons des parcelles d'essais.	104
Figure 37. Evolution des températures dans le sol (5 et 20 cm) pour deux systèmes de culture (a= SCV, b= OF). Centrale d'acquisition.	106
Figure 38. Température dans le paillis, à la surface du sol et en profondeur pour les trois parcelles. Mesures manuelles.	107
Figure 39 Ajustement des profils des densités de longueur radicaire du riz à la maturité paniculaire dans les trois parcelles d'essai.	111
Figure 40 . Indices foliaires recalculés de riz planté dans les trois parcelles d'essai.	112
Figure 41. Production de biomasse sèche du riz des trois parcelles.	113
Figure 42. Comparaison des concentrations critiques de N de riz de cultures tropicales (Sheehy et al., 1998) et les concentrations en N de riz pluvial des Cerrados sur les trois sites.	114
Figure 43. Biomasse totale des paillis. La biomasse des racines à été estimé au moment de la floraison.	115
Figure 44. Cinétique de dégradation du paillis mélangé de surface (<i>Brachairia ruziziensis</i> et <i>Sorgho</i> sp.).	116
Figure 45. Evolution de l'azote résiduel dans les paillis de surface durant leur dégradation.	117
Figure 46. Evolution du carbone résiduel dans les paillis de surface durant leur dégradation.	118
Figure 47. Profils des stocks d'azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) de sol des trois parcelles.	120
Figure 48. Evolution des stocks d'azote minéral des trois parcelles (0-120 cm).	121
Figure 49. Evolution des taux de minéralisation de l'azote. Méthode des cylindres d'incubation. (0-30 cm).	123
Figure 50. Cumuls d'azote minéralisé sur les trois parcelles.	124
Figure 51. Biomasse microbienne dans le sol des trois parcelles. Méthode de fumigation / incubation / extraction.	125
Figure 52. Comparaison des simulations et mesures de la densité de longueur racinaire des trois systèmes de culture.	132
Figure 53. Comparaison des évolutions des potentiels totaux simulés et mesurés sur SCV pour le cycle de culture.	134
Figure 54. Comparaison des évolutions des potentiels totaux simulés et mesurés sur OF pour le cycle de culture.	135
Figure 55. Comparaison des évolutions des potentiels totaux simulés et mesurés sur LP pour le cycle de culture.	136

<i>Figure 56. Simulation du ruissellement et de l'interception de la pluie sur les trois parcelles.</i>	<i>137</i>
<i>Figure 57. Dynamique et capacité maximale des réservoirs d'eau de la culture (a,c,d), et du paillis (b).....</i>	<i>138</i>
<i>Figure 58. Modélisation des lames cumulées d'évaporation, de transpiration, et de drainage des trois parcelles.</i>	<i>140</i>
<i>Figure 59. Simulation des flux journaliers d'évaporation, de transpiration et de drainage des trois parcelles.</i>	<i>141</i>
<i>Figure 60. Effet du traitement des parcelles sur les termes du bilan hydrique à l'échelle du cycle de culture (pourcentage des apports).....</i>	<i>144</i>
<i>Figure 61. Comparaison des températures simulées et mesurées du paillis et du sol de la parcelle SCV.</i>	<i>146</i>
<i>Figure 62. Comparaison des températures simulées et mesurées du sol de la parcelle OF.....</i>	<i>146</i>
<i>Figure 63. Comparaison des températures simulées et mesurées du sol de la parcelle LP.....</i>	<i>147</i>
<i>Figure 64. Comparaison de la dégradation du paillis de surface simulée par PASTIS et les observations tirées de la méthode des cages.....</i>	<i>154</i>
<i>Figure 65. Restitution des évolutions et profils de teneurs en azote minéral du sol avec 40% de perte du fertilisant (traitement OF).....</i>	<i>156</i>
<i>Figure 66. Restitution évolutions et profils de teneurs en azote minéral du sol pour 40% de perte du fertilisant et la caractérisation biochimique du paillis PC ST (traitement LP).....</i>	<i>159</i>
<i>Figure 67. Restitution des évolutions et profils de teneurs en azote minéral du sol pour 40% de perte du fertilisant et la caractérisation biochimique du paillis PC BF (SCV).....</i>	<i>162</i>
<i>Figure 68. Simulation des principaux flux nets d'azote minéral pour les trois traitements.....</i>	<i>165</i>
<i>Figure 69. Flux net de minéralisation du paillis (traitements SCV et LP) par différence avec la minéralisation de base du sol (traitement OF).....</i>	<i>167</i>
<i>Figure 70. Effet du traitement sur les termes du bilan azoté à l'échelle du cycle de culture.....</i>	<i>169</i>
<i>Figure 71 Minéralisation de C (a) et N (b) dans un sol brésilien non paillé (OF).....</i>	<i>200</i>
<i>Figure 72 Minéralisation du C et N d'un sol brésilien avec des paillis enfouis (LP). a, b = feuilles de brachiaria (BRF) ; c, d = feuilles de sorgho (SGF) ; e, f = racines de brachiaria (BRR); g, h = racines de sorgho (SGR).</i>	<i>201</i>
<i>Figure 73 Minéralisation du C et N d'un sol brésilien avec des paillis à la surface (SCV). a, b tiges de brachiaria (BRT); c et d tiges de sorgho (SGT).....</i>	<i>202</i>

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 Comparaison des caractéristiques biologiques de deux types de sol (Moyenne \pm ET). (d'après Tian, 1998).</i>	35
<i>Tableau 2 Effets de l'activité biologique sur la résistance à la pression des agrégats d'un sol contrôlé par l'action des vers de terre (Moyenne \pm ET) (d'après Garvín et al., 2001).</i>	36
<i>Tableau 3 Liste des modèles disponibles.</i>	44
<i>Tableau 4 Caractéristiques chimiques selon le type de travail du sol des sites expérimentaux pour l'année 1998. (d'après Lagaye, 1999)</i>	69
<i>Tableau 5. Chronologie de la fertilisation haute pour le riz, cycle agricole 2000-2001</i>	73
<i>Tableau 6 Cadence et type de mesures relative à l'azote (SCV, OF et LP).</i>	78
<i>Tableau 7. Valeurs de la conductivité hydraulique à saturation et de l'humidité volumique des sols superficiels des trois parcelles. Méthode Beerkan</i>	85
<i>Tableau 8 Caractéristiques du paillis résiduel constitué du mélange <i>Brachiaria ruziziensis</i> et <i>Sorghum sp.</i> (croissance maximale des plantes).</i>	86
<i>Tableau 9. Production de biomasse sèche totale aérienne</i>	89
<i>Tableau 10 Paramètres relatifs aux effets physiques des paillis.</i>	94
<i>Tableau 11. Paramètres du ruissellement</i>	96
<i>Tableau 12 : Définition des horizons des trois parcelles.</i>	99
<i>Tableau 13 Potentiels utilisés dans les relations $\psi(\theta)$ et $K(\theta)$ des parcelles (SCV, OF et LP).</i>	100
<i>Tableau 14 Liste des paramètres d'hydrodynamique des trois parcelles</i>	101
<i>Tableau 15 Description des stades phénologiques du riz planté sur les trois parcelles.</i>	110
<i>Tableau 16 Paramètres de croissance racinaire pour le modèle des trois parcelles d'essais.</i>	110
<i>Tableau 17. Valeurs des paramètres a et b pour la relation de Greenwood et al., (1990), pour la croissance du riz à différentes concentrations de N appliqué aux Philippines (Sheehy et al., 1998), et sur les sites de Goiânia.</i>	114
<i>Tableau 18. Conditions initiales pour la dégradation des paillis</i>	116
<i>Tableau 19 Azote appliqué (kg N ha^{-1}) sous la forme de fertilisants</i>	119
<i>Tableau 20. Bilan azoté pour le cycle cultural 2000-2001. Entre parenthèses les incertitudes.</i>	126
<i>Tableau 21. Dates du début de la simulation avec PASTIS-CANTIS.</i>	130
<i>Tableau 22. Simulation des lames cumulées des termes du bilan hydrique des trois parcelles.</i>	142
<i>Tableau 23. Proportions des pools organiques.</i>	149
<i>Tableau 24 Paramètres biologiques de décomposition des pools organiques.</i>	150
<i>Tableau 25. Paramètres biologiques supplémentaires non ajustés.</i>	151
<i>Tableau 26. Caractérisation du paillis de surface (SCV).</i>	153
<i>Tableau 27. Efficience des simulations portant sur l'évolution des teneurs en azote minérale aux différentes profondeurs et dates de mesure sur le traitement OF</i>	155
<i>Tableau 28. Efficience des simulations portant sur l'évolution des teneurs en azote minérale aux différentes profondeurs et dates de mesure sur le traitement LP</i>	158

<i>Tableau 29. Efficience des simulations portant sur l'évolution des teneurs en azote minérale aux différentes profondeurs et dates de mesure sur le traitement SCV.....</i>	<i>160</i>
<i>Tableau 30. Bilan azoté des trois parcelles d'essais sur la période de simulation.</i>	<i>168</i>
<i>Tableau 31. Résumé des principaux effets des systèmes de culture</i>	<i>173</i>
<i>Tableau 32. Lamé de ruissellement (Lr, mm) mesuré dans les parcelles expérimentales. Cycle 2000-2001.....</i>	<i>199</i>
<i>Tableau 33 Cumul des teneurs en azote minéralisé $N_{\text{minéralisé}}$ dans le sol, estimées à partir des cylindres d'incubation in situ.</i>	<i>200</i>
<i>Tableau 34 Valeurs des paramètres biologiques du sol nu de l'étude de Garnier et al., (2001).</i>	<i>203</i>
<i>Tableau 35. Evolutions des teneurs biochimiques dans les paillis pendant leur dégradation.....</i>	<i>204</i>

ANNEXE I

Tableau 32. Lame de ruissellement (Lr, mm) mesuré dans les parcelles expérimentales. Cycle 2000-2001

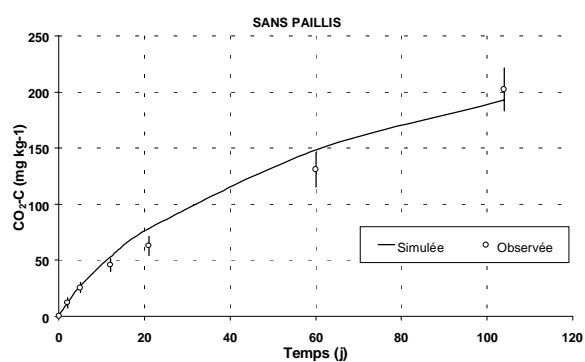
	Pluie	SCV	OFF		LP	
		Site a	Site a	Site b	Site a	Site b
2001			mm			
1-févr	17.9	NI	0.9	6.7	NI	NI
14-févr	23.5	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1
15-févr	22.0	0.0	2.2	5.7	0.6	5.4
17-févr	8.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
18-févr	35.4	0.0	5.1	8.9	1.9	9.3
19-févr	6.9	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0
21-févr	7.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
23-févr	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
24-févr	1.8	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
26-févr	10.0	0.0	3.8	4.3	2.3	5.0
27-févr	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
28-févr	10.8	0.0	0.9	1.5	0.0	0.0
1-mars	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2-mars	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3-mars	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
4-mars	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5-mars	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
7-mars	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10-mars	27.5	0.0	0.3	1.2	3.8	6.8
11-mars	41.3	0.0	0.2	0.5	1.7	2.9
12-mars	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
14-mars	1.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
15-mars	4.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
26-mars	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
27-mars	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

SCV = Système semis direct ; OFF = système à l'offset ; LP = système avec labour profond

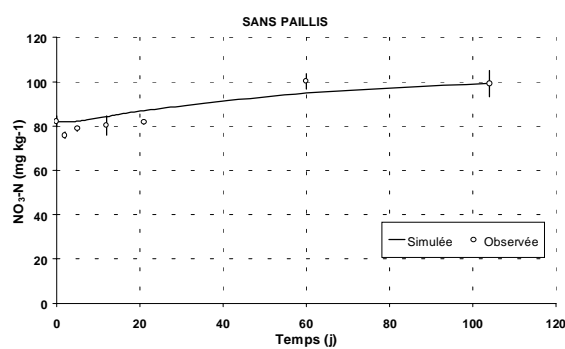
Tableau 33 Cumul des teneurs en azote minéralisé $N_{\text{minéralisé}}$ dans le sol, estimées à partir des cylindres d'incubation *in situ*.

DATE	SCV	OFF	LP	
			kg N ha ⁻¹	
13/11/00	20.2 ^a	(2.8) ^b		
11/12/00	43.0	(4.8)	15.7	(0.1)
03/01/01	82.7	(10.4)	37.4	(1.7)
17/01/01	102.6	(13.4)	57.8	(3.2)
12/02/01	149.9	(17.4)	78.9	(3.5)
19/03/01	197.7	(28.6)	108.9	(4.6)
19/04/01	218.9	(29.7)	126.8	(4.9)
28/06/01	240.6	(32.4)	141.4	(5.3)

^a = valeur moyenne sur 3 échantillons ; ^b = écart type



a



b

Figure 71 Minéralisation de C (a) et N (b) dans un sol brésilien non paillé (OF).

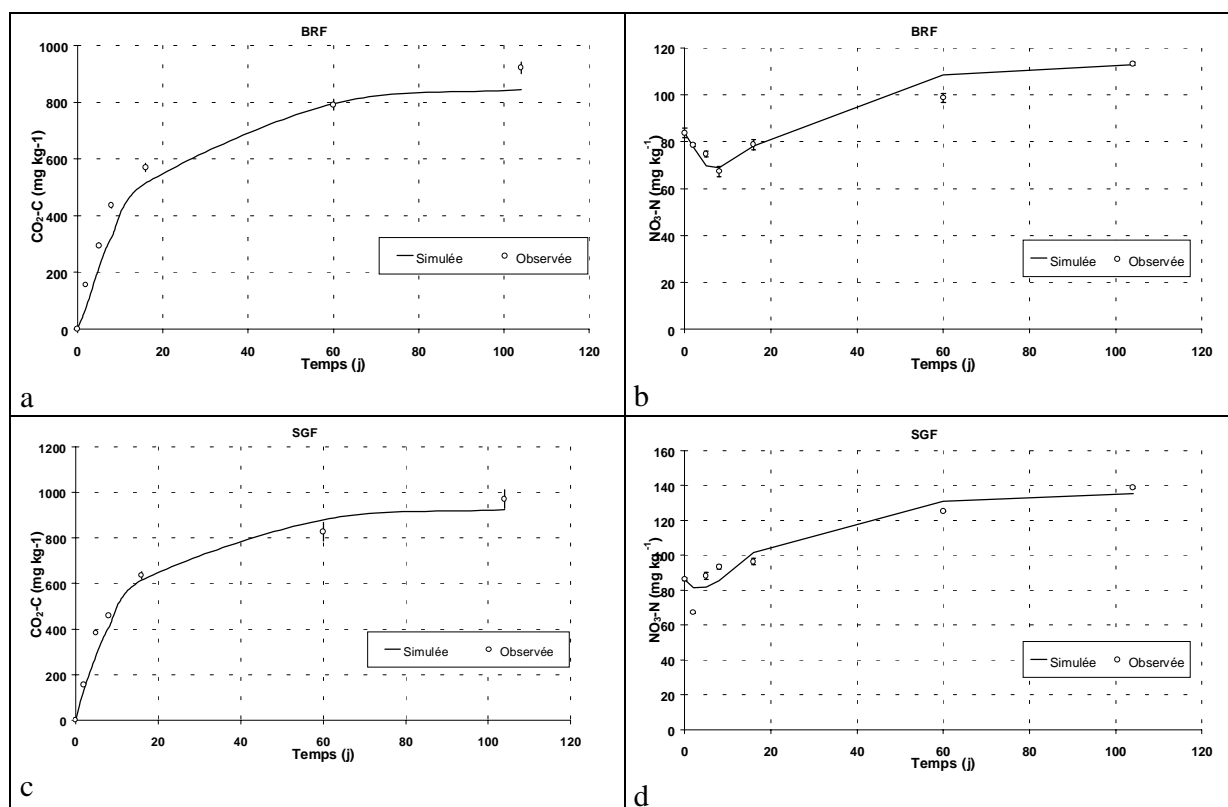


Figure 72 Minéralisation du C et N d'un sol brésilien avec des paillis enfouis (LP). a, b = feuilles de brachiaria (BRF) ; c, d = feuilles de sorgho (SGF) ; e, f = racines de brachiaria (BRR) ; g, h = racines de sorgho (SGR).

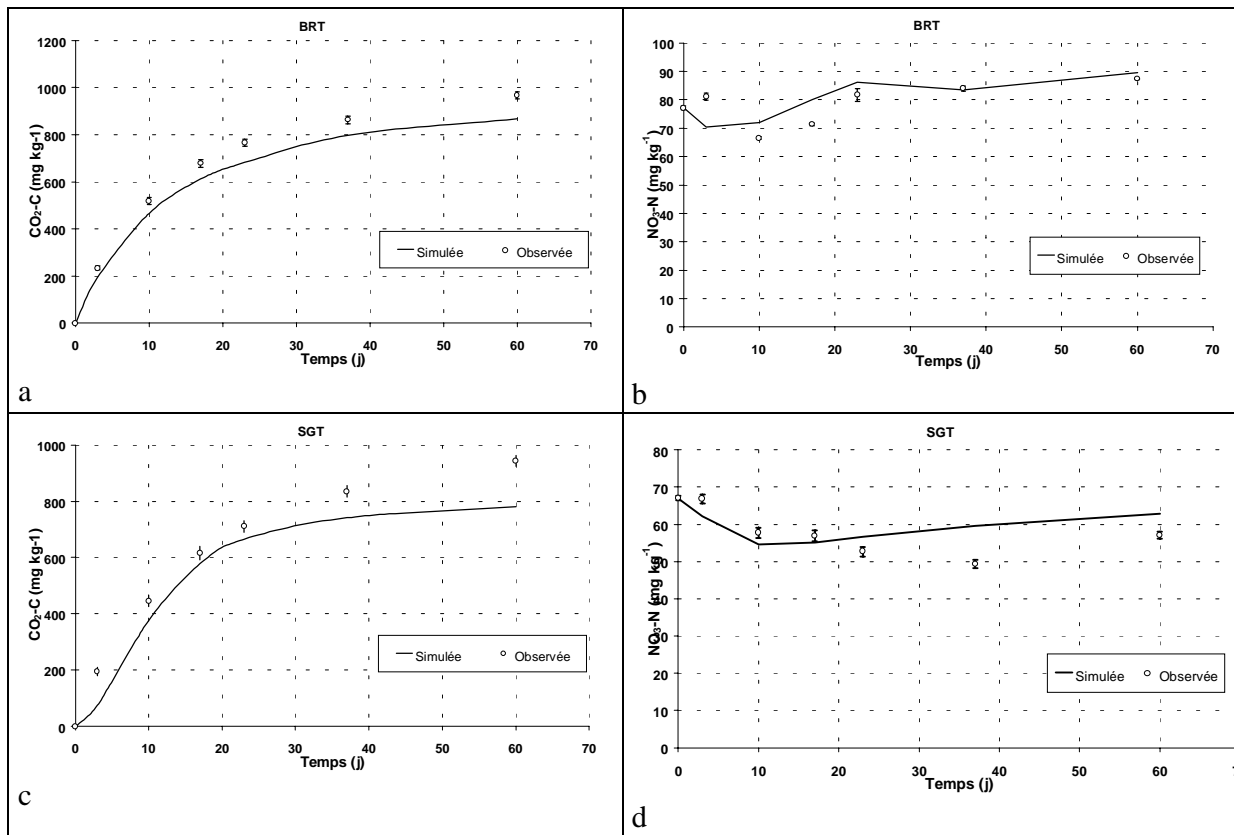


Figure 73 Minéralisation du C et N d'un sol brésilien avec des pailis à la surface (SCV). a, b tiges de brachiaria (BRT); c et d tiges de sorgho (SGT).

Tableau 34 Valeurs des paramètres biologiques du sol nu de l'étude de Garnier *et al.*, (2001).

Paramètres	Valeurs
Taux de décomposition de la fraction MFD, k_1 (j^{-1})	$2,50 \cdot 10^{-1}$
Taux de décomposition de la fraction HCEL, k_2 (j^{-1})	$1,00 \cdot 10^{-1}$
Taux de décomposition de la fraction CEL, k_3 (j^{-1})	$1,50 \cdot 10^{-1}$
Taux de décomposition de la fraction LIG, k_4 (j^{-1})	$2,22 \cdot 10^{-3}$
Taux de décomposition du pool SOLp, k_S (j^{-1})	$1,49 \cdot 10^{+0}$
Taux de décomposition du pool BZp, k_Z (j^{-1})	$1,30 \cdot 10^{-2}$
Taux de décomposition du pool BAUp, k_A (j^{-1})	$1,20 \cdot 10^{-2}$
Taux de décomposition du pool MOHp, k_H (j^{-1})	$1,45 \cdot 10^{-4}$
Taux d'assimilation du pool SOL par BZp, $\gamma_S(-)$	$6,20 \cdot 10^{-1}$
Taux de recyclage du C du pool BZp, $\gamma_Z(-)$	$6,20 \cdot 10^{-1}$
Taux de recyclage du C du pool BAUp, $\gamma_H(-)$	$6,20 \cdot 10^{-1}$
Taux d'assimilation du MOHp par BAUp, $\gamma_A(-)$	$6,20 \cdot 10^{-1}$
Coefficient d'humification par le pool BZp, $h_Z(-)$	$8,00 \cdot 10^{-2}$
Coefficient d'humification par le pool BAUp, $h_A(-)$	$7,89 \cdot 10^{-1}$
Coefficient d'humification de LIG, $h_L(-)$	$1,00 \cdot 10^{+0}$
Coefficient Langmuir pour l'immobilisation, $\beta_L(-)$	$4,50 \cdot 10^{-2}$
Taux maximal de nitrification V_{Nm} ($mgN \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$)	$5,00 \cdot 10^{+0}$
Constante d'affinité des nitrifiants K_M ($mgN \cdot kg^{-1}$)	$3,50 \cdot 10^{+0}$
Fraction d'azote assimilé par BZp, $Fr_Z(-)$	$1,00 \cdot 10^{+0}$
Fraction d'azote assimilé par BAUp, $Fr_A(-)$	$0,00 \cdot 10^{+0}$
Valeur maximale du rapport N/C du matériel humifié, R_H ($g \cdot N \cdot g^{-1} \cdot C$)	$1,25 \cdot 10^{-1}$
Facteur de décomposition de SOL par BZp, K_{M_Z} ($mg \cdot C \cdot kg^{-1}$)	$1,00 \cdot 10^{-1}$
Facteur de décomposition de SOL par BAUp, K_{M_A} ($mg \cdot C \cdot kg^{-1}$)	$0,00 \cdot 10^{+0}$
Régulation en azote, N_{limit} (0-7)	$3,00 \cdot 10^{+0}$
Facteur de réduction en N pour la décomposition du C, $FR_N(-)$	$5,00 \cdot 10^{-1}$
Fraction de priorité d'humification sur la nitrification (0-1), $H/V_n(-)$	$1,00 \cdot 10^{+0}$
Biomasse minimale dormante, $B_{d,m}$ ($mg \cdot C \cdot kg^{-1}$)	$0,00 \cdot 10^{+0}$

Tableau 35. Evolutions des teneurs biochimiques dans les paillis pendant leur dégradation

Date	Bs	N	P	K	MM	C	rapC :N	N_mobil	P_mobil	K_mobil	C_mobil
	t ha-1	%					kg ha-1				
Paillis											
surface											
10/12/00	10.93	1.67	0.12	1.07	7.68	44.33	26.54	182.53	13.23	117.28	4845.27
26/12/00	7.47	1.35	0.08	0.28	6.58	43.97	32.57	100.90	5.83	21.23	3286.39
10/01/01	6.74	1.32	0.07	0.26	13.32	40.94	31.02	88.98	4.38	17.39	2759.61
24/01/01	6.15	1.38	0.07	0.14	13.86	42.36	30.70	84.87	4.06	8.43	2605.14
07/02/01	5.61	1.38	0.07	0.17	10.40	41.81	30.30	77.48	3.93	9.43	2347.54
24/02/01	5.33	1.47	0.07	0.17	27.50	32.98	22.44	78.37	3.79	9.06	1758.31
16/03/01	4.53	1.30	0.06	0.13	34.80	30.61	23.55	58.88	2.58	5.75	1386.44
12/04/01	3.01	1.50	0.06	0.17	29.14	34.97	23.31	45.13	1.74	5.14	1052.09

Bs = Biomasse sèche ; N= azote ; P= phosphore ; K = potassium ; MM = matériaux minéraux ; rapC/N = rapport des teneurs de C sur teneurs de N ; N,C,P,K_mobil = sont les quantités mobilisées par les plantes.

Résumé

Le semis direct sur paillis résiduels d'intersaison (SCV) connaît un développement rapide dans la région des *Cerrados* (Brésil) en raison de bonnes performances agronomique et économique et de son adaptation aux systèmes de production locaux. Ce travail a pour but d'analyser et de quantifier les principaux processus intervenant sur les bilans hydrique, thermique et azoté du SCV. Trois techniques agricoles ont été évaluées : i) le semis direct de riz sur paillis résiduel (SCV), comparé aux systèmes conventionnels ii) labour profond avec enfouissement du paillis résiduel (LP) et iii) travail superficiel à l'offset sans paillis (OF). Le modèle PASTIS a été utilisé pour la simulation des processus de transfert hydrique, thermique et la dynamique de l'azote. Les différents paramètres et variables requis pour l'évaluation du modèle ont été acquis dans le cadre d'une expérimentation menée en collaboration sur la station de l'EMBRAPA (CNPAP) de Goiânia, et complété par des travaux au laboratoire. Ils concernent en particulier les propriétés hydrodynamiques des sols, la caractérisation des éléments de paillis et de leurs transformations biologiques, et l'évolution des profils hydriques, thermiques et de teneur en azote minéral.

Les résultats montrent que le modèle PASTIS permet de simuler de façon satisfaisante les processus mis en jeu. Les transferts d'eau et de chaleur ne sont que faiblement affectés dans le contexte pédoclimatique des *Cerrados*. Les systèmes de culture se différencient principalement par la dynamique du carbone et de l'azote. Dans le cas du traitement OF, un stock résiduel d'azote minéral subsiste en début de campagne et peut être rapidement lixivié. En présence d'une culture d'intersaison, l'azote résiduel est immobilisé avant d'être progressivement minéralisé au cours de la saison de culture. Cette minéralisation de l'azote apparaît plus rapide lorsque le paillis est enfoui (LP) par rapport à un semis direct sur paillis résiduel (SCV). Ces dynamiques ne sont pas apparues déterminantes sur les performances agronomiques des systèmes de culture, dont l'évaluation globale repose sur d'autres facteurs que les bilans hydriques ou azotés. Toutefois, ces résultats ont vocation à être utilisés pour une meilleure gestion des pratiques culturales, notamment en matière de fertilisation azotée.

Mots clés : climat tropical humide ; semis direct ; plantes de couverture ; transfert d'eau ; transfert de chaleur ; azote ; transformation biologique ; sol ; modélisation ; riz ; Brésil

Quantification and modelling of the water, heat and nitrogen balances of the no-tillage cropping system with a mulch of residual cover plants in the *Cerrados* (Brazil)

Abstract

The no-tillage cropping system with a cover plant residue mulch (SCV) is spreading fast in the *Cerrados* (Brazil) due to its good agronomic and economic performance and suitability with the local farming systems. This work aims at analysing and quantifying the major processes involved in the water, heat and nitrogen balances of SCV. Three agricultural practices were evaluated: i) direct sowing of rice on a mulch of residues (SCV), compared with two conventional cropping systems ii) deep ploughing with buried plant residues (LP) and iii) offset without residue (OF). The mechanistic PASTIS model proved to simulate fairly well the water and heat transport and the nitrogen dynamics in soil. The parameters and variables required for the model calibration were derived from an experimental layout set up in the EMBRAPA (CNPAP) research station in Goiânia, and supplemented by laboratory experiments. The measurements concerned mainly the soil hydraulic properties, the characterisation of the plant residues and their biological transformation, and the monitoring of the soil water matrix potential, the temperature and the mineral nitrogen in soil.

The results showed that the PASTIS model allows simulating accurately the various processes. Water and heat transports are slightly affected by the agricultural practices in this pedoclimatic context. The cropping systems differ mainly in carbon and nitrogen dynamics. For OF treatment, a residual amount of mineral nitrogen remained in soil at the beginning of the cropping cycle that may be lixiviated with the early rainfalls. With an inter-cycle cover plant, nitrogen is consumed and then released by mineralisation of the cover plant residues during the cropping cycle. The nitrogen mineralisation appeared to be faster when crop residue are buried (LP) than when they remain at the surface (SCV). Those dynamics did not have a substantial impact on the agronomic performance of the cropping systems. However, these results can be used for a better management of the cultural practices, and in particular the N fertiliser schedule.

Words keys : *sub-humid climate ; no-tillage ; cover crop ; mulch ; water transfer ; heat transport ; nitrogen ; biological transformation ; soil ; modelling ; rice ; Brazil.*

Discipline : CNU 60 – UNIVMII