



HAL
open science

Transferts d'eau et des ions potassium et nitrate dans un sol à capacité d'échange anionique sous un couvert redistributeur de la pluie; étude expérimentale et modélisation dans une bananeraie fertilisée sur un andosol

Julie Sansoulet

► **To cite this version:**

Julie Sansoulet. Transferts d'eau et des ions potassium et nitrate dans un sol à capacité d'échange anionique sous un couvert redistributeur de la pluie; étude expérimentale et modélisation dans une bananeraie fertilisée sur un andosol. Sciences du Vivant [q-bio]. Institut National Agronomique Paris Grignon; ABIES Doctoral School, 2007. Français. NNT: . tel-02823150

HAL Id: tel-02823150

<https://hal.inrae.fr/tel-02823150>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS GRIGNON

ECOLE DOCTORALE ABIES

Doctorat ès sciences

Sol-Plante-Atmosphère

Julie SANSOULET

TRANSFERTS D'EAU ET DES IONS
POTASSIUM ET NITRATE
DANS UN SOL À CAPACITÉ D'ÉCHANGE ANIONIQUE
SOUS UN COUVERT REDISTRIBUTEUR DE LA PLUIE

Etude expérimentale et modélisation
dans une bananeraie fertilisée sur un andosol

Thèse dirigée par Yves-Marie CABIDOCHÉ

Soutenue le 30 janvier 2007

Jury :

M.Alain Perrier	Professeur, INA-PG	France	Président
M.Bruno Delvaux	Professeur, Université Catholique de Louvain	Belgique	Rapporteur
M.Roger Moussa	Directeur de Recherche, INRA, Montpellier	France	Rapporteur
M.Philippe Cattan	Chercheur, CIRAD Guadeloupe	France	Examineur
M.Cyril Kao	Chargé de Recherche, CEMAGREF, Antony	France	Examineur
M.Fabien Thomas	Directeur de Recherche, CNRS, Nancy	France	Examineur
M.Yves-Marie Cabidoche	Directeur de Recherche, INRA, Guadeloupe	France	Directeur

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS GRIGNON

DOCTORAL SCHOOL ABIES

Doctorat ès sciences

Soil-Plant-Atmosphere

Julie SANSOULET

WATER FLOW AND
TRANSPORT OF POTASSIUM AND NITRATE IONS
IN A SOIL WITH ANIONIC EXCHANGE CAPACITY
UNDER RAINFALL REDISTRIBUTED BY CROP

Experimental and modeling study
in a banana plantation fertilized on an andosol

PhD managed by Yves-Marie CABIDOCHÉ

Defended on January 30, 2007

Jury :

M.Alain Perrier	Professor, INA-PG	France	President
M.Bruno Delvaux	Professor, Catholic University of Louvain	Belgium	Examinor
M.Roger Moussa	Research Director, INRA, Montpellier	France	Examinor
M.Philippe Cattan	Researcher, CIRAD, Guadeloupe	France	Reviewer
M.Cyril Kao	Researcher, CEMAGREF, Antony	France	Reviewer
M.Fabien Thomas	Research Director, CNRS, Nancy	France	Reviewer
M.Yves-Marie Cabidoche	Research Director, INRA, Guadeloupe	France	Director

Résumé

La compréhension des transferts d'eau et d'ions dans la zone non saturée d'un andosol sous bananeraie est complexe car gouvernée par des mécanismes hydrodynamiques et chimiques intervenant à des échelles spatiales différentes. D'une part, le bananier intercepte la pluie incidente et la concentre plus de 20 fois le long de son pseudo-tronc (stemflow). D'autre part, les engrais solubles épandus manuellement et intensivement à proximité du pseudo-tronc sont exposés à ce stemflow, qui les entraîne vers les horizons superficiels et profonds du sol à charges variables où existe une adsorption conjointe d'anions et de cations.

Ces caractéristiques font des bananeraies sur andosol des configurations culturales sur lesquelles on ne peut porter de diagnostic ni suggérer des pratiques de fertilisation optimisées que si l'on comprend et sait prévoir les flux sortants de solutés. Des expérimentations en laboratoire - mesure des paramètres hydrodynamiques (*Wind*), batch, colonnes de sol - et *in situ* - mesure des paramètres hydrodynamiques (*Beerkan*, *Decagon*, *Trims*, *infiltromètre double anneaux*), lysimétrie à succion contrôlée, tensiométrie - associés à des modèles numériques - HYDRUS 1D/2D/3D - sont utilisés pour gérer de tels systèmes.

Les objectifs de la thèse sont de (i) mesurer et modéliser les transferts hydriques à l'échelle de la plante et de son rang (ii) mesurer et analyser le comportement des ions, K^+ et NO_3^- à l'échelle du batch, de la colonne de sol et au champ (iii) modéliser les transferts hydriques et de ces ions à l'échelle de la colonne de sol.

Les résultats des isothermes de sorption établis en systèmes batch montrent la capacité des horizons B, en conditions acides, à adsorber préférentiellement les nitrates relativement au potassium et inversement pour l'horizon A. Les mesures en colonne de sol ont permis de confirmer ce comportement. Une modélisation satisfaisante est obtenue en une dimension grâce au calage des paramètres des isothermes linéaires, Langmuir-Freundlich. Au champ, les résultats montrent que l'impact du stemflow concerne essentiellement l'aplomb du bananier et son aval immédiat. Les paramètres hydrauliques (courbe de rétention, conductivité hydraulique en fonction de la charge) évalués par une procédure inverse prenant comme fonction objective les écoulements lysimétriques ont été conformes aux mesures par infiltromètres à double anneau pour la conductivité hydraulique à saturation. La modélisation bi ou tri-dimensionnelle des transferts hydriques est validée par comparaison avec les données tensiométriques. L'identité des écoulements simulés obtenus avec et sans lysimètre a permis de montrer que le dispositif est généralement sans biais sur les périodes étudiées. Le bilan hydrique à l'échelle d'une maille élémentaire et sur 168 jours est équilibré à 4% près, malgré une pluviométrie considérable de 4120 mm. La modélisation des transferts de solutés à l'échelle du bananier n'est pas envisagée car, compte tenu de l'intensité des flux d'eau, il n'est pas possible d'atteindre l'équilibre *in situ*. Cependant, les expérimentations ont montré que l'impact du stemflow sur les pertes d'azote nitrique et de potassium devient considérable lorsque les engrais sont apportés au pied du bananier : ces ions n'ont alors pas le temps d'interagir avec les capacités d'échange anionique et cationique, et se trouvent rapidement lessivés. Cet impact affecte peu la rétention des nitrates si les fertilisations azotées sont épandues de manière diffuse. Malgré les pluviométries très élevées qu'ils subissent, les andosols sont donc capable de tamponner le lessivage des nitrates abondants sous fertilisation azotée excessive, sauf si les apports d'engrais sont exposés à des drainages localisés suralimentés dus à la concentration de la pluie par des peuplements végétaux cultivés.

Mots clés : stemflow, distribution spatiale du drainage, modélisation, transferts d'eau, charges variables, capacités d'échange anionique et cationique, bananier, andosol, potassium, nitrate.

Abstract

Water flow and ion transport in the vadose zone of an andosol under banana plants are complex processes controlled by hydrodynamic and chemical mechanisms active at different spatial scales. On the one hand, the banana plant intercepts the incident rainfall and concentrates it more than 20 times around its pseudo-trunk (stemflow). On the other hand, soluble manure manually and intensively spread near the plant foot is exposed to this stemflow and carried away to depths of the variable charge soil that simultaneously sorbs both cations and anions.

These characteristics make banana plantations on andosol very complex. Decisions about configurations on which to carry diagnosis or about optimized fertilization practices can be made only if one understands and can envisage outgoing flows of aqueous solutions. To better understand and manage such systems, laboratory experiments (measurements of the soil hydraulic properties using the *Wind* evaporation method; batch experiments, and soil columns experiments), *in situ* experiments (measurements of the hydrodynamic parameters using the *Beerkan*, *Decagon*, *Trims*, *double rings infiltrometer* methods, lysimetry with controlled suction, and tensiometry) and analyses with the numerical HYDRUS-1D/2D/3D models were carried out.

The objectives of the thesis are (i) to measure and model water flow at the scale of the plant and its row, (ii) to measure and analyze the behavior of the K^+ and NO_3^- ions at batch, column and field scales, and (iii) to model the water flow and ions transfers at the scale of the soil column.

The adsorption isotherms established in batch systems showed the capacity of the B horizon, under acid conditions, to preferentially adsorb nitrates compared to potassium. Opposite behavior was found for the A horizon. Measurements on soil columns confirmed this behavior. Fitted parameters of the linear and Langmuir-Freundlich isotherms provided satisfactory model descriptions of solute transport in one-dimensional column experiments. *In situ*, results showed that the main stemflow impact is directly under the banana plant and immediately downstream of it. The soil hydraulic parameters (parameters of the retention curve and the hydraulic conductivity function), obtained using an inverse procedure that considered as objective function the lysimeter fluxes, were in good agreement with saturated hydraulic conductivities measured using double ring infiltrometers. Two- and three-dimensional water flow modeling was validated by comparison with the tensiometric data. The similarity of the simulated fluxes obtained with and without lysimeters made it possible to show that the lysimeter device did not affect results during studied periods. The water balance for the banana plant and the row and duration of 168 days, is reasonable, with an error of 4%, despite of a considerable rainfall of 4120 mm during the studied period. Solute transport modeling at the plant scale was not done since the large water fluxes did not permit *in situ* equilibrium to be reached. However, the experiments showed that the stemflow considerably affected the potassium and nitric nitrogen losses when manure was spread at the foot of the banana plant. Ions then did not have enough time to interact with the anion and cation exchange capacities of the soil and were quickly leached. The stemflow affected the retention of nitrates and potassium less if fertilizers were spread uniformly on the soil surface. In spite of very high rainfalls typical for regions with andosols, these soils are able to prevent the leaching of abundant nitrates under excessive fertilization, except when manure is exposed to localized drainage fluxes, such as stemflow resulting from the rainfall focused by the cultivated crops.

Key words: stemflow, spatial distribution of drainage, modeling, water flow, variable charge, anion and cation exchange capacities, banana plant, andosol, potassium, nitrate.

Remerciements

Cette thèse n'aurait vu le jour sans l'accueil, la disponibilité et la rigueur de mon Directeur de thèse, Yves-Marie Cabidoche, Directeur de Recherche à l'Unité AgroPédoClimatique de l'INRA Antilles Guyane. La pleine confiance qu'il a placée en moi m'a permis d'élaborer un plan de thèse personnel et propre à mes aspirations. De plus, les conseils qu'il a divulgués tout au long de la rédaction, ont toujours été clairs et succincts, me facilitant grandement la tâche et me permettant d'aboutir à la production de résultats scientifiques.

Mes plus sincères remerciements vont également à Alain Perrier, Professeur à l'Institut National Agronomique Paris Grignon, qui en agissant en tant que Directeur de DEA et Président du jury de cette thèse aura fortement enrichi ma formation. Ses conseils et ses commentaires auront été fort sages et utiles.

Je remercie les rapporteurs de cette thèse Bruno Delvaux, Professeur à l'Université Catholique de Louvain ainsi que Roger Moussa, Directeur de Recherche à l'INRA de Montpellier, pour la rapidité avec laquelle ils ont lu mon manuscrit et l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail. Merci également aux autres membres du jury qui ont accepté de juger ce travail : Fabien Thomas, Directeur de Recherche au CNRS de Nancy, Cyril Kao, Ingénieur-Chercheur au Cemagref d'Anthony et Philippe Cattan, Chercheur au Cirad de Guadeloupe.

Je tiens en mettre en valeur la confiance, l'énergie et la générosité de Jirka Simunek, Professeur à l'Université de Riverside (Californie, USA). Je lui suis reconnaissante pour nos intenses et rationnelles discussions et voudrais l'honorer d'avoir valorisé toutes mes qualités et capacités. Je souhaite aussi le remercier pour m'avoir accueillie dans son laboratoire et donné l'opportunité de participer au Congrès International de Science du Sol à Philadelphie.

Georges Pédro, ancien Secrétaire Général de l'Académie d'Agriculture de France m'a octroyé une bourse de recherche afin de participer au congrès final sur les sols volcaniques en Islande dans le cadre d'un réseau européen COST. Je l'en remercie. Les scientifiques rencontrés lors de cette session finale de travail ont su apporter une vision holistique sur mon travail de thèse, initier et critiquer la réflexion sur les charges variables, et m'ont permis de publier dans un journal à haute valeur scientifique.

La qualité et la continuité des données présentées ici sont le fruit d'un travail d'équipe sur le terrain et de maintenance soutenue des stations. J'ai pour cela pleinement profité de la présence et de l'efficacité de l'équipe technique de l'Unité AgroPédoClimatique de l'INRA Antilles Guyane. Mes plus vifs remerciements vont à Jacques André, Andève Mulciva, Christian Palmier et Thierry Bajazet, pour leur accueil, leur disponibilité et leur esprit critique.

L'Unité AgroPédoClimatique de l'INRA Antilles Guyane a été un cadre approprié pour effectuer ma thèse. Parmi ceux qui ont contribué à mes réflexions, je remercie tout particulièrement Raymond Bonhomme mais aussi François Bussière, Harry Ozier Lafontaine, Jorge Sierra, Régis Tournebize et Marie-Françoise Zébus.

J'aimerais par ailleurs souligner la contribution apportée par tous les membres non cités de mon comité de pilotage : Serge Marlet, Chercheur Sénior au CIRAD de Montpellier, et Stéphane Ruy, Chargé de Recherche à l'INRA d'Avignon. Leurs commentaires et suggestions ont été fort judicieux et appréciés ; ils m'ont permis de prendre les décisions de recadrage nécessaires.

Je n'oublierai pas les aides financières reçues du personnel administratif du Centre Antilles Guyane et de l'Ecole Doctorale ABIES : Alain Xandé et Françoise Launay ont su aller au-delà des difficultés d'un doctorant éloigné de la dynamique scientifique nationale et m'ont permis de suivre une formation sur le modèle de transfert HYDRUS2D, en compagnie de ses concepteurs, à la Barbade (West Indies).

Le Laboratoire de l'Unité m'a permis de réaliser des analyses dans de bonnes conditions. Un grand merci à Lucienne Desfontaines, Directrice du laboratoire ainsi qu'à Frédérique Razan, Jocelyne Leinster et Guy Gougougnan, techniciens de laboratoire, pour leur aide indispensable lors de la préparation de mes expérimentations de laboratoire.

J'ai une pensée émue pour tous les étudiants et volontaires aide technique avec qui j'ai partagé une salle, un café, un ordinateur : Lise, Nicolas, Alexis, Jérôme, Claire, Hélène, Malika, Manuel, Cécile, François, Alexandra, Natasha, Jean-Baptiste, Jean-Marc, Antoine. De précieux appuis techniques m'ont notamment été apportés par des stagiaires et amies spécifiques : Cécile Malaval, Thélia Brudey, Mirella Virginie et Jennifer Martin.

Merci à mes amis rencontrés en Guadeloupe, Anne, Cathy, Line, Mélodie, Jérôme, Michaël, Simon, mes amies et sœurs gardées en France, Costie, Françoise, Lucile, Marion, ainsi que mes parents, Jean et Jeanny, sans qui ce travail n'aurait été possible. Vous m'avez soutenue et supportée pendant ces années d'intenses joies et préoccupations. Cette thèse est à présent finie, aussi grâce à vous.

Enfin, une pensée réfléchie à Jean qui m'a accompagné dans ces longs moments de remise en question et de complicité. Confiance, rêves et vertus sont les souvenirs que je garderai.

Note liminaire

Symbolique du mot Hydre, racine d'Hydrus

1- Dans la mythologie grecque, **l'hydre de Lerne** était un monstre qu'Héraclès dut tuer dans le cadre de ses douze travaux.

Ce serpent d'eau à corps de chien possédait plusieurs têtes (le nombre varie de 5 à 100 voire 10 000 selon les auteurs) dont une immortelle (en partie en or). Ces têtes se régénéraient doublement lorsqu'elles étaient tranchées.

Héraclès et l'Hydre de Lerne, amphore attique à Figures noires, vers 540-530 av. J.-C., musée du Louvre



Figure imaginaire héraldique



2- En zoologie, **une hydre est un polype** de l'ordre des cnidaires.

L'hydre est un pluricellulaire complexe d'apparence végétale, assez petit (il peut atteindre 15 mm), qui n'a pas de squelette, c'est un polype qui vit en eau douce, qui possède 8 à 10 tentacules urticants et qui régénère rapidement les parties qui lui sont enlevées.

Hydra viridis



3- En astronomie :

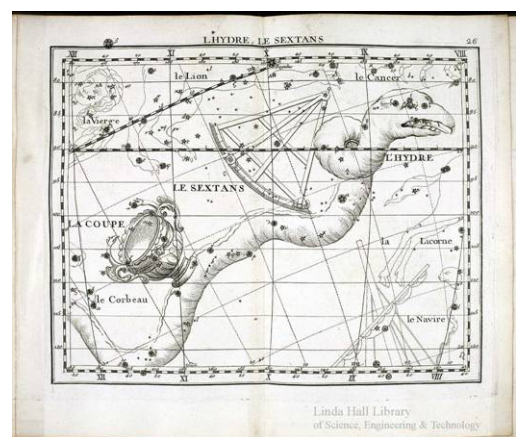
❖ deux constellations portent ce nom :

○ **L'Hydre femelle, la plus vaste constellation des cieux,**

Elle est la plus longue des 88 constellations, s'étendant sur plus de 1 300 degrés carrés. La tête de l'Hydre se trouve au sud du Cancer et son corps sinueux s'étend jusqu'à la Balance. Malgré sa taille, elle ne contient que deux étoiles réellement brillantes.

○ **L'Hydre mâle, beaucoup plus petite.**

Elle est une petite constellation située près du pôle sud céleste et découpe une partie de l'espace située sous le plan de la Voie lactée. Elle ne contient donc pas énormément d'étoiles visibles.



L'Hydre femelle

❖ ainsi qu'un **satellite naturel de Pluton, Hydra.**

Hydra a été Photographiée en mai 2005 par le télescope spatial Hubble lors du programme de recherche de satellites de Pluton Pluto Companion Search (NASA). Sa taille approximative est estimée entre 44 et 130 km, selon que la valeur réelle de son albédo est de 35% ou 4%.

Table des matières

<i>Résumé</i>	3
<i>Abstract</i>	4
<i>Remerciements</i>	5
<i>Note liminaire</i>	7
<i>Table des matières</i>	8
<i>Table des illustrations</i>	12
<i>Introduction</i>	16
1.1 Le complexe atmosphère-sol-plante	20
1.1.1 Géographie et climat de la Guadeloupe	20
1.1.2 Les andosols	22
1.1.2.1 Caractéristiques générales	22
1.1.2.2 Propriétés physico-chimiques des sols à charges variables	23
a. Adsorption et transport des ions dans les sols à charges variables	23
b. Le pH(H ₂ O), le pH(KCl) et le Point de Charge Nulle	25
1.1.2.3 Le stock organique et la minéralisation dans les andosols	26
1.1.3 La culture du bananier sur andosol : fonctionnement hydrique redistributif, apport d'engrais localisé	26
1.1.3.1 Physiologie du bananier	27
1.1.3.2 Fonctionnement hydrique en bananeraie	27
a. La redistribution de la pluie par le bananier	27
b. La mesure de la distribution spatiale du drainage dans les systèmes de culture sur andosol	29
c. Le ruissellement en bananeraie sur andosol	31
d. L'évapotranspiration dans les systèmes de culture bananier	31
1.1.3.3 Pratiques culturales, fertilisation et nutrition azotée	31
a. Pratiques culturales et fertilisation azotée	31
b. Nutrition azotée et potassique du bananier	32
1.2 Modélisation des transferts et choix de l'outil numérique	33
1.2.1 Les modèles de transport dans un sol	33
1.2.2 Equations de base	33
1.2.3 Revue des codes répertoriés et choix du modèle	36
2. Approche expérimentale et de modélisation	40
2.1 Dispositifs expérimentaux	42

2.1.1	Caractéristiques générales de l'andosol	42
2.1.2	La parcelle expérimentale (16°04'38'' N, 61°36'04'' W, altitude 250 m)	44
2.1.3	Mesures des propriétés hydrauliques du sol	44
2.1.3.1	Mesure de $\theta(h)$ et $K(h)$ par la méthode de Wind	45
2.1.3.2	Infiltrométrie	45
a.	Infiltromètre à doubles anneaux	46
b.	Infiltromètres à charge nulle de type <i>Beerkan</i>	46
c.	Infiltromètres à succion de type Trims et de type Decagon	49
2.1.4	Mesures des propriétés d'adsorption ionique du sol	51
2.1.5	Mesures des propriétés biologiques du sol	52
2.1.6	Mesure des transferts d'eau et de solutés	53
2.1.6.1	Les colonnes de sol	53
a.	Principe	53
b.	Méthodes et objectifs	53
2.1.6.2	L'expérimentation in situ	56
a.	Mesures météorologiques à la parcelle	56
b.	Les lysimètres à mèches	56
c.	La placette expérimentale	59
d.	Bilan hydrique et bilan de masse	60
2.2	Approche de modélisation des transferts d'eau et de solutés KNO₃	63
2.2.1	Transferts hydriques	63
2.2.1.1	Evaluation des propriétés hydrauliques	63
2.2.1.2	Domaines de simulation en 2D, conditions initiales et aux limites	64
a.	Domaines de simulations	64
b.	Distribution des couches de sol et conditions initiales	66
c.	Conditions aux limites	66
d.	Prélèvement d'eau par la plante	66
e.	Discretisation de l'espace et du temps	67
2.2.1.3	Validation et scénarios de simulation	67
2.2.2	Simulations en une dimension des transferts de solutés K ⁺ et NO ₃ ⁻	68
2.2.2.1	Domaine de simulation en 1D des colonnes de sol, conditions initiales et aux limites	68
2.2.2.2	Evaluation des paramètres d'adsorption	69
2.2.2.3	Apports, stocks initiaux et nutrition minérale de la plante	69
2.2.2.4	Dispersivité du sol et diffusion des solutés	69
2.2.2.5	Minéralisation de l'azote organique	69
2.2.2.6	Discretisation du temps et de l'espace	69
3.	Résultats et Discussion	70
3.1	Les transferts hydriques	71

3.1.1	Etude dynamique des flux hydriques à l'échelle du bananier et de son inter-rang - Résultats expérimentaux	71
3.1.1.1	Pluviométrie	71
3.1.1.2	Ruissellement	71
3.1.1.3	Evapotranspiration	73
3.1.1.4	Etude dynamique du drainage	73
a.	Lysimétrie	73
b.	Tensiométrie	76
3.1.1.5	Synthèse	79
3.1.2	Propriétés hydrodynamiques du sol et paramétrage	82
3.1.2.1	Conductivités hydrauliques à saturation	82
3.1.2.2	Analyse critique des mesures de conductivités hydrauliques	83
3.1.2.3	Paramètres de la Courbe de rétention $\theta(h)$	85
3.1.2.4	Procédure inverse	85
3.1.2.5	Synthèse	86
3.1.3	Modélisation des transferts hydriques	88
3.1.3.1	Evaluation des conditions aux limites supérieures	88
3.1.3.2	Simulations en deux dimensions des transferts hydriques	88
a.	Vecteurs vitesse et flux simulés	88
b.	Validation	89
3.1.3.3	Simulations en trois dimensions des transferts hydriques	94
3.1.3.4	Scénarios de simulation en deux dimensions des transferts hydriques sans lysimètre	96
3.1.4	Conclusion du chapitre	97
3.2	Les transferts de solutés, K^+ et $N-NO_3^-$	100
3.2.1	Expérimentations	100
3.2.1.1	Expérimentations en laboratoire	100
a.	Expérimentations en batch	100
b.	Mesure de la production biologique d'azote nitrique	102
c.	Expérimentations en colonnes de sol	102
d.	Comparaison batch et colonnes de sol	105
3.2.1.2	Expérimentations in situ	107
a.	Transferts de solutés	107
b.	Bilan de masse	111
3.2.1.3	Synthèse	112
3.2.2	Modélisation	113
3.2.2.1	Simulations des éluions en colonnes de sol en une dimension	113
a.	Analyse de sensibilité des paramètres d'adsorption (isotherme généralisé)	113
b.	Simulations des éluions en colonnes de sol avec Hydrus1D	115
3.2.2.2	Application de concentrations moyennes aux flux hydriques simulés en deux dimensions	118
3.2.3	Conclusion du chapitre	119

<i>Conclusion générale</i>	121
<i>Bibliographie</i>	126
<i>Annexes</i>	137
<i>Annexe 1</i>	138
<i>Annexe 2</i>	141
<i>Annexe 3</i>	147
<i>Annexe 4</i>	153

Table des illustrations

Figures

Chapitre 1

Figure 1.1 : Situation géographique de l'Archipel guadeloupéen.....	20
Figure 1.2 : Comparaison des pluviométries et températures moyennes 1979-1999 et 2003	21
Figure 1.3 : Diagramme de fréquence des intensités pluviales	22
Figure 1.4 : Carte des sols de la Guadeloupe.....	26
Figure 1.5 : Evolution du ΔpH , $pH(KCl) - pH(H_2O)$, en fonction du $pH(H_2O)$	25
Figure 1.6 : Bilan hydrique à l'interface atmosphère-bananier.....	28
Figure 1.7 : Evolution du rapport stemflow / pluie incidente relativement à la section du pseudo-tronc en fonction de l'Indice Foliaire (LAI).....	28
Figure 1.8 : Répartition volumique des tailles de goutte de pluie incidente et des tailles de goutte de pluie interceptée.....	29

Chapitre 2

Figure 2.1 : Algorithme décrivant les étapes de calculs lors de l'analyse des données <i>Beerkan</i>	48
Figure 2.2 : Calcul des paramètres K_{sat} conductivité hydraulique à saturation et α pour l'estimation de $K(h)$ – Exemple des <i>Decagons</i>	50
Figure 2.3 : Division de la placette expérimentale en sous parties afin d'évaluer le drainage moyen..	58
Figure 2.4 : Dispositif d'interception du stemflow.....	60
Figure 2.5 : Dispositif général de la placette expérimentale	62
Figure 2.6 : Définition du domaine 1 de simulation, conditions aux limites, maillage, assignation des couches	64
Figure 2.7 : Domaine en 3 dimensions.....	65
Figure 2.8 : Domaine de simulation monodimensionnel pour la modélisation des éluions à travers les colonnes de sol	68

Chapitre 3

Figure 3.1 : Boîtes à moustaches et diagramme de dispersion des volumes de pluie, intensités maximales et moyennes pluviales et durée des précipitations.....	72
Figure 3.2 : (a) Coefficient de ruissellement en fonction du volume de l'évènement pluvieux incident et (b) ruissellement cumulé en fonction du temps pendant la période expérimentale.....	73
Figure 3.3 : Coefficients culturaux du bananier en fonction de son âge	73
Figure 3.4 : Moyennes pondérées du drainage mesuré dans chacune des fosses expérimentales - F3 représentative de la moyenne.....	74
Figure 3.5 : Drainage cumulé dans les lysimètres 1, 2, 3 et 4 en fonction du temps.....	75

Figure 3.6 : Analyse fréquentielle des temps de montée au dessus des lysimètres 1 et 2. e.	75
Figure 3.7 : Potentiels de pression mesurés à l'aide des tensiomètres situés à 6, 25 et 55 cm au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 et pluviométrie journalière associée.	77
Figure 3.8 : Typologie des évolutions des courbes de potentiels matriciels après une pluie	76
Figure 3.9 : Type de réponse des tensiomètres en fonction de la profondeur et du volume de pluie..	78
Figure 3.10 : Etude de la répartition des potentiels matriciels à 3 profondeurs pour un évènement pluvieux représentatif de l'expérimentation.....	81
Figure 3.11 : Courbes de conductivité hydraulique $K(h)$ et de rétention $\theta(h)$ utilisées pour la modélisation des transferts hydriques.....	87
Figure 3.12 : Visualisation de l'influence du stemflow et du throughfall sous le bananier via les vecteurs vitesse après un évènement pluvieux	88
Figure 3.13 : Cumul des flux d'eau drainés mesurés en fonction des flux d'eau drainés ajustés	89
Figure 3.14 : Potentiels matriciels en fonction du temps mesurés et simulés au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 à 2 profondeurs (25 et 55 cm).....	91
Figure 3.15 : Bilan hydrique à l'échelle du bananier, de son rang et inter-rang, (a) du 15/06/04 au 09/11/04 (jour 167 au jour 314) en dehors des pluies de forts volumes et intensités de fin de période), (b) du 15/06/04 au 29/11/04 (jour 167 au jour 334, période expérimentale intégrale)..	92
Figure 3.16 : Comparaison des flux cumulés avec et sans lysimètres	93
Figure 3.17 : Répartition des potentiels matriciels dans le domaine avec lysimètres utilisé pour les simulations des transferts hydriques juste après un évènement pluvieux.....	93
Figure 3.18 : Flux d'eau cumulés en fonction du temps, mesurés et simulés grâce à HYDRUS 3D dans les lysimètres 1, 2, 3 et 4.....	94
Figure 3.19 : Evolution des potentiels matriciels sous bananier en 3 dimensions après des évènements pluvieux pendant 16 jours.....	95
Figure 3.20 : (a) Flux cumulés avec des conductivités hydrauliques à saturation de surface (Horizon A) égales à 5 et 30 m j^{-1} (208 et 1250 mm h^{-1}), S1, en fonction des flux cumulés de référence, Sr, ($K_{\text{sat surface}} = 2.6 \text{ m j}^{-1} = 107 \text{ mm h}^{-1}$).....	98
Figure 3.21 : Fractions ioniques équivalentes $K^+/(K^++Ca^{2+})$ et $N-NO_3^-/(N-NO_3^- +Cl^-)$ adsorbés sur la phase solide du sol (meq 100g)/(meq 100g) en fonction de ces mêmes fractions en solution (meq L^{-1})/(meq L^{-1}) dans les horizons A et B de l'andosol pour des pH>5.3 et <5.3	101
Figure 3.22 : Production d'azote nitrique et total dans un andosol en fonction du temps	102
Figure 3.23 : Evolution du ratio adsorption/(apport+stock) des ions potassium et nitrate, lithium et bromures en fonction du volume de pores élué.....	103
Figure 3.24 : Evolution du rapport Br/Li adsorbé en fonction du pH.....	104
Figure 3.25 : Concentrations de potassium et nitrate dans les éluats (meq L^{-1}) en fonction du volume de pores dans les horizons A et B de sol pendant les expérimentations en colonnes de sol. Les pH des éluats sont aussi représentés en fonction du volume de pores..	106
Figure 3.26 : Stocks initiaux de potassium et de nitrates avant les apports de KNO_3	107
Figure 3.27 : Evolution des rapports molaires N/K des eaux de drainage (moyenne mobile 3 dates), après apports d'engrais 70 kg N ha^{-1} et 200 kg K ha^{-1} , diffus et au pied du bananier	108

Figure 3.28 : Lessivage de potassium et de nitrates après apport diffus et localisé d'engrais KNO ₃ , 70 kg N ha ⁻¹ et 200 kg K ha ⁻¹ , en fonction du drainage cumulé : moyenne pondérée (a) lysimètre 1 (b) et lysimètre 4 (c)..	110
Figure 3.29 : Sensibilité de l'adsorption à la variation des paramètres de l'isotherme généralisé (Linéaire, Langmuir, Freundlich ou Langmuir-Freundlich)	114
Figure 3.30 : Isothermes d'adsorption du Potassium versus Calcium et du Nitrate versus Chlorure dans les horizons A et B de l'andosol	115
Figure 3.31 : Courbes d'éluion modélisées grâce à la procédure inverse d'HYDRUS 1D	117
Figure 3.32 : Lixiviation des solutés potassium et nitrates en prenant en compte le drainage simulé en deux dimensions dans la fosse 3.	119

Tableaux

Chapitre 1

Tableau 1.1 : Logique de distribution des sols dans les Département d'Outre-Mer Insulaires. L'ETP est l'évapotranspiration potentielle	22
Tableau 1.2 : Pratiques de fertilisation et d'amendement suggérées sur andosol par le manuel du planteur de bananes	32
Tableau 1.3 : Référencement des modèles de transferts réactifs	37

Chapitre 2

Tableau 2.1 : Propriétés minéralogiques, physiques, chimiques et organiques de l'andosol étudié	43
---	----

Chapitre 3

Tableau 3.1 : Médiane, moyenne et Ecart-types de la moyenne des temps de montée (hh:min) des tensiomètres après un évènement pluvieux au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 à 3 profondeurs (6, 25 et 55 cm)	79
Tableau 3.2 : Récapitulatif des conductivités hydrauliques à saturation mesurées selon les méthodes de l'infiltromètre à double anneaux, du perméamètre à pression constante (Wind), de l'infiltromètre à charge nulle (Beerkan), et des infiltromètres à disques (Trims et Decagon)	82
Tableau 3.3 : Distribution granulométrique de l'andosol allophanique selon différents auteurs	84
Tableau 3.4 : Paramètres hydrauliques de la courbe de rétention issue de l'équation de Van Genuchten (1980) obtenus selon les méthodes du perméamètre à pression constante (Wind), de l'infiltromètre à charge nulle (Beerkan)	85
Tableau 3.5 : Evaluation des paramètres de transferts évalués grâce à la procédure inverse d'HYDRUS 2D. Les valeurs en orange représentent les paramètres optimisés	86
Tableau 3.6 : Bilan minéral d'azote et de potassium à l'échelle du bananier et de la parcelle expérimentale (rang/ inter-rang)	112
Tableau 3.7 : Paramètres des isothermes d'adsorption généralisés issus des expérimentations en batch et des procédures inverse	116

Photographies

Chapitre 2

Photo 2.1: Cylindre Wind avec les micro-tensiomètres et la balance	45
Photo 2.2 : Infiltromètre à double-anneaux	46
Photo 2.3 : Infiltromètre à charge nulle de type Beerkan (au centre) et infiltromètres à disques de type Decagon (sur les côtés)	47
Photo 2.4 : les sachets batch	52
Photo 2.5 : Incubateur	52
Photo 2.6 : Colonnes de sol prélevées au champ.....	55
Photo 2.7 a-b-c : Lysimètres à mèches avant (a) et après installation dans le rang (lysimètre 1, 2 et 3, Photo b) et dans l'inter-rang (lysimètre 4, Photo c).....	57
Photo 3.1 : Effets de transferts latéraux lors de la mise en œuvre de la méthode Beerkan.....	83



Introduction

Dans tous les pays industrialisés et pendant près de cinquante ans, l'accroissement continu de la productivité agricole par unité de surface, l'uniformisation des techniques et l'intensification de la production se sont soldés dans les années 1980 par des impacts environnementaux de plus en plus négatifs sur les agro-écosystèmes : problèmes d'érosion, diminution de la biodiversité, pollution de l'eau et des sols. Les sources de pollution diffuses, rejets en multiples points difficiles à localiser, sont dues à une utilisation intensive de produits agrochimiques, engrais pour maintenir la fertilité des sols et produits phytosanitaires pour limiter les pertes causées par les ravageurs ou adventices. Alors qu'en l'absence de contamination par les engrais, la teneur en nitrates des eaux souterraines varie de 0,1 à 1 mg L⁻¹ (CNRS, 2007), elle dépasse souvent aujourd'hui 50 mg L⁻¹, norme retenue pour les eaux potables par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2007). La pollution de l'eau et des sols par les pesticides est devenue un problème sanitaire et environnemental inquiétant (Cabidoche, 2006). Aussi, une évolution s'est opérée peu à peu à partir des années 1990, en posant les bases d'une agriculture durable remettant en cause ce modèle intensif, ou tout au moins l'infléchissant là où il pouvait engendrer des externalités négatives importantes comme les pollutions diffuses.

Si l'on admet que ces émissions polluantes d'origine anthropique sont localisées, donc différentes d'un système atmosphère-plante-sol à l'autre, cela incite à tenir compte d'une vulnérabilité différenciée des systèmes et à définir des moyens de compréhension adaptés aux conditions de production locales. Aux Antilles, le continuum *climat tropical - bananier - andosol* est majoritairement présent puisque 60% de la sole bananière est cultivée sur andosol : le bananier trouve en effet les conditions optimales de son développement dans des régions tropicales de bilan hydrique excédentaire, sur des sols dotés d'une capacité infiltration élevée (50-300 mm h⁻¹) et généralement bien pourvus en minéraux : c'est le cas des régions d'andosols sur roches volcaniques (Petites Antilles, Equateur, Costa Rica, Cameroun, Indonésie, Philippines...). L'expansion de la production dans les grandes plantations bananières, cultivées en monoculture, s'est faite aux dépens des forêts et des autres formations de végétations naturelles. Les spécificités liées au système sont, d'une part, dues à une utilisation localisée et intensive de produits agrochimiques : la culture bananière reçoit manuellement au pied du bananier jusqu'à 400 kg N/ha/an et 700 kg K/ha/an (Godefroy and Dormoy, 1988) et 3 à 12 kg/ha/an de matières actives pesticides (Cabidoche, 2006). D'autre part, le bananier intercepte et redistribue les pluies tropicales, de fortes intensités, à l'interface atmosphère-sol : la pluie redistribuée peut-être divisée en (i) stemflow, flux important le long du pseudo-tronc pouvant atteindre 40 fois la pluie incidente relativement à la section du pseudo-tronc (Levia and Frost, 2003, Bassette, 2005) et (ii) throughfall, flux sous les feuilles, essentiellement issu de l'égouttage. Les engrais solubles épandus manuellement à proximité du pseudo-tronc sont immédiatement exposés aux concentrations

d'eaux issues du stemflow. Enfin, ce fonctionnement hydrologique distributif de l'eau et des solutés est susceptible d'entraîner les intrants solubles vers les horizons superficiels et profonds de l'andosol où existe une adsorption conjointe d'anions et de cations grâce aux Capacités d'Echange Anionique (CEA) et Cationique (CEC) (Wada, 1989). L'andosol comporte en effet des charges variables en fonction du pH susceptible de retarder le transport des espèces ioniques potassiques et nitriques issues de l'engrais apporté sous forme KNO_3 . Enfin la désynchronisation progressive des récoltes, au fil des cycles de rejets, a conduit à une replantation tous les 3 ou 4 cycles, précédée de passages multiples de déchaumeurs lourds afin de détruire et hacher la culture précédente. Appliqués sur des sols humides, les passages de déchaumeur entraînent fréquemment des semelles de labour, à une profondeur de 30 à 40 cm (Dorel et al., 2000). Ces labours ont une influence sur les transferts (Moussa et al. 2002).

Ces caractéristiques font des bananeraies sur andosol des configurations culturales sur lesquelles on ne peut porter de diagnostic ni suggérer des pratiques de fertilisation optimisées que si l'on comprend et sait prévoir les flux sortants de solutés. Des expérimentations *in situ* associés à des modèles numériques, dont le rôle des est d'aider à la compréhension des mécanismes de transferts dans les sols (Jarvis, 1991; Lafolie, 1991; Simunek et al., 1999), sont nécessaires pour gérer de tels systèmes. La compréhension des phénomènes est rendue complexe par le fait qu'il s'agit d'étudier des processus couplés dans un milieu où les concentrations en solutés varient dans le temps et l'espace sous l'action conjuguée de la redistribution de la pluie et des échanges physico-chimiques. Lorsque l'on aborde l'étude expérimentale et la modélisation des transferts dans un tel complexe, trois niveaux d'échelles, correspondant à des niveaux d'analyse et de préoccupations différents doivent être considérés :

- l'échelle de l'agrégat de sol, supposée grande devant l'échelle microscopique (le pore). C'est à cette échelle qu'il convient de se placer pour la compréhension fine des mécanismes fondamentaux mis en jeu (Ndayiragije and Delvaux., 2004). Des expérimentations en conditions statiques (batch) sont nécessaires pour analyser par des isothermes d'adsorption les affinités des différents ions pour le sol, à différents niveaux de pH initial et de concentrations ioniques.
- l'échelle de la colonne de sol. Cette échelle permet d'établir une équivalence entre le milieu réel dispersé et un milieu fictif continu. Des données issues d'expérimentations en colonnes permettent de caractériser les paramètres hydrauliques et d'appréhender les transferts des solutés tout en considérant les phénomènes d'échange, décrits par des équations dont les variables et les paramètres sont représentatifs de grandeurs moyennes au sein de la colonne de sol (Bianchi et al., 2003 ; Braud et al., 2005).
- l'échelle du terrain. L'extension de l'approche précédente au milieu naturel se heurte au caractère aléatoire des conditions aux limites. Des données issues d'expérimentations d'infiltration permettent de caractériser les paramètres hydrauliques (Bougoul et al., 2005). Des expérimentations lysimétriques et tensiométriques à l'échelle du bananier et de son inter-rang, aident à la validation du drainage simulé par le modèle (Vandervelde et al., 2005).

Les objectifs généraux de la thèse sont de mesurer et de modéliser les transferts hydriques et d'ions, K^+ et NO_3^- , dans un andosol sous bananeraie. L'objectif prioritaire de ce travail est de représenter les hétérogénéités des flux d'eau drainés, conditionnés par la redistribution de la pluie par le bananier et d'analyser les exports d'anions et de cations dans les eaux de drainage, compte tenu d'une CEC et d'une CEA effectives.

Les mécanismes de transport de ces ions sont appréhendés *via* le modèle de transfert monodimensionnel HYDRUS1D (Simunek et al., 2005). La distribution spatiale du drainage est prise en compte grâce aux modèles bidimensionnel HYDRUS 2D (Simunek et al., 1999) et tridimensionnel HYDRUS 3D (Simunek et al., 2006). Ces modèles simulent les transferts d'eau selon la formulation de Darcy et les transferts de solutés selon l'équation de transport convection-dispersion. Leur utilisation a pour objectifs complémentaires de (i) représenter les mesures et évaluer les biais expérimentaux associés, notamment pour l'usage de lysimètres à mèche *in situ*, via un paramétrage obtenu grâce aux expérimentations de laboratoire et de terrain, et à des procédures inverses (paramètres hydriques), (ii) envisager différents scénarios de simulation représentant les configurations dont peuvent dépendre les transferts - redistribution de la pluie, propriétés hydrauliques et d'adsorption, semelle de labour, conditions initiales, (iii) représenter les transferts de solutés K^+ et NO_3^- en utilisant les formalismes d'adsorption généralisé – linéaire, Langmuir-Freundlich - pour simuler les transferts monodimensionnels à l'échelle de la colonne de sol.

Dans une première partie, nous présentons l'état de l'art associé à notre sujet d'étude. Avant de présenter les modèles numériques de transferts, nous abordons la caractérisation du continuum climat tropical-bananier-andosol.

Dans la deuxième partie, nous définissons la méthodologie expérimentale et de modélisation mise en place pour cette étude.

Dans une dernière partie, nous présentons et discutons les différents résultats obtenus.

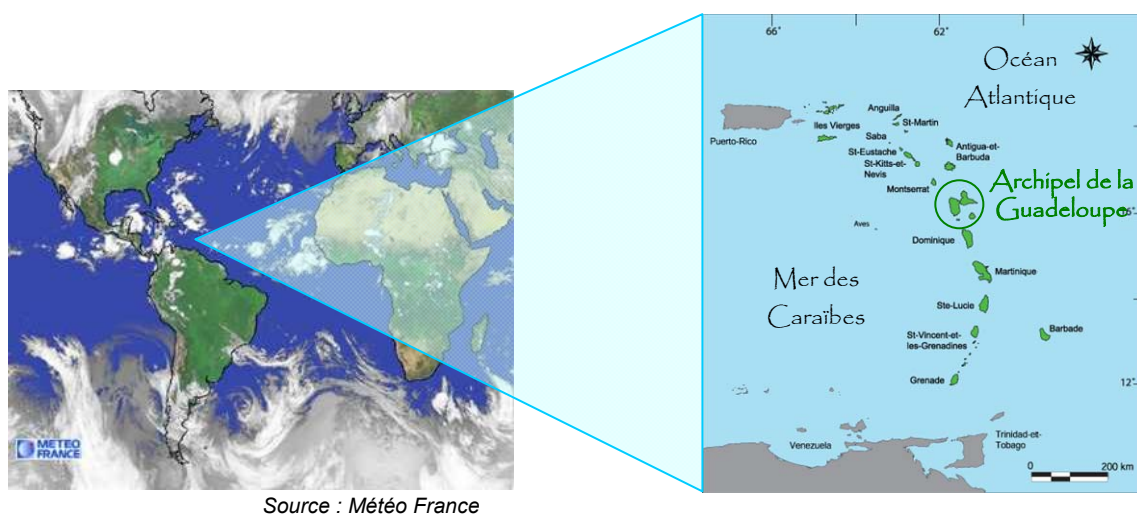


1. *Synthèse bibliographique*

1.1 Le complexe atmosphère-sol-plante

1.1.1 Géographie et climat de la Guadeloupe

L'archipel guadeloupéen, situé entre 15°57' et 16°31' nord, et entre 61°10' et 61°48' ouest, comporte deux îles principales : à l'ouest, la Basse-Terre (848 km²), d'origine volcanique, culminant au volcan de la Soufrière (1467 m), et à l'est, la Grande-Terre (590 km²), appuyée sur un plateau de calcaire récifal. Ces deux terres sont séparées par un très étroit bras de mer, la Rivière Salée qui unit la Baie de Pointe-à-Pitre à la mer des Caraïbes au sud et à l'océan Atlantique au nord (Figure 1.1). A proximité et au sud de l'archipel, sont situées l'île de Marie-Galante, les Saintes, la Désirade et Petite Terre. Deux cents kilomètres plus au nord, se situent les îles de Saint-Barthélemy et de Saint-Martin. Cet archipel est un département français d'outre-mer (DOM).



Source : Météo France

Figure 1.1 : Situation géographique de l'Archipel guadeloupéen

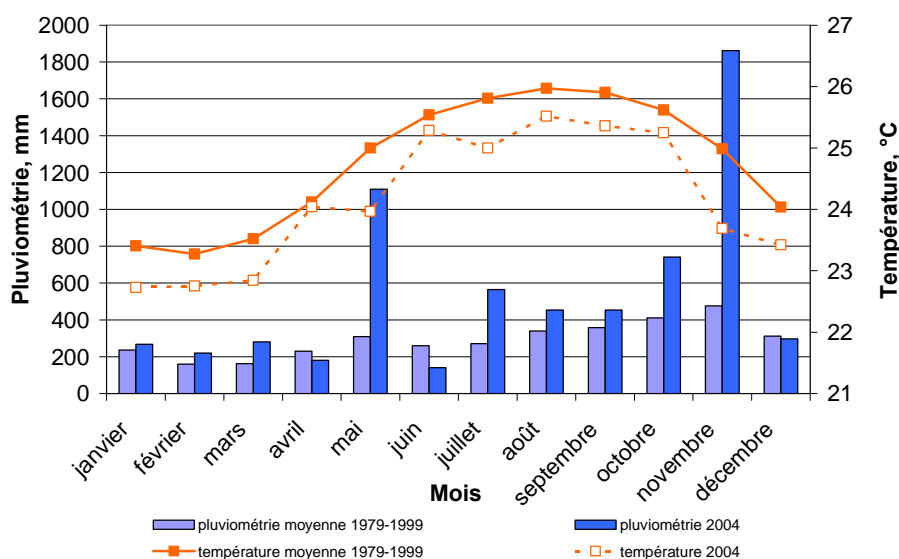
La Guadeloupe bénéficie d'un climat de type tropical humide. L'anticyclone des Açores dirige vers les îles un vent d'Est plus connu sous le nom d'Alizé. En Basse-Terre, le relief, perpendiculaire au flux d'Alizé, régule le régime des pluies : à l'Est des montagnes, la pluviométrie s'accroît avec l'altitude (de 2 m/an jusqu'à plus de 10 m/an au sommet de la Soufrière), les périodes sèches sont courtes ; sur le versant Ouest, la pluviométrie décroît fortement sous la dépendance d'un effet de foehn, pour atteindre seulement 1 m/an sur la Côte « sous le Vent ». Le plateau calcaire de la Grande-Terre a une saison sèche de plusieurs mois.

Plus généralement, il y a deux saisons avec des transitions plus ou moins marquées :

- Une saison sèche appelée Carême de Décembre à Mai. L'anticyclone des Açores se décale vers le Sud. L'air est plus sec et les averses sont peu fréquentes. Les températures sont agréables et les alizés généralement bien établis.

- Une saison plus humide appelée Hivernage de Juin à Novembre, accompagnée de période de pluies fréquentes et intenses. Des phénomènes à grande échelle (cyclones, lignes de grains), ou à échelle locale (convection diurne favorisant le développement de nuages vecteurs d'averses souvent violentes et orageuses), provoquent parfois de terribles intempéries, sources d'inondations catastrophiques ou de coups de vent tout aussi dévastateurs. La saison cyclonique type s'étend normalement de début juin à fin octobre.

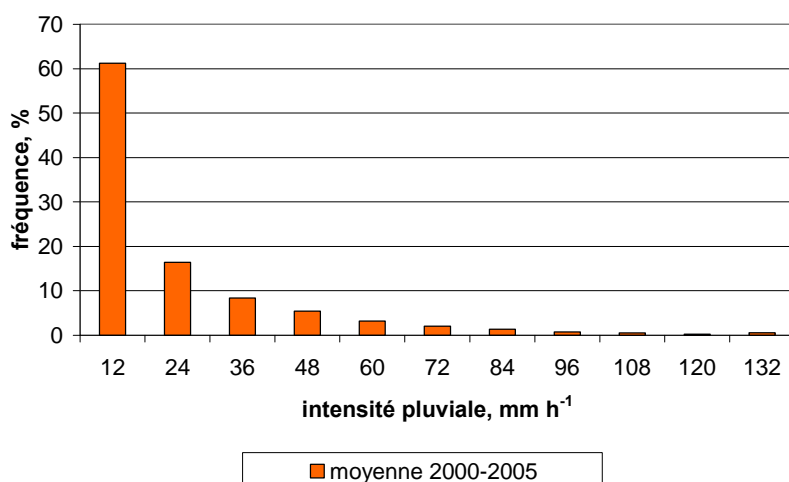
Nous avons étudié l'année 2004 : hydrologiquement, elle s'est avérée intéressante car elle s'est différenciée par une saison des pluies très pluvieuse et donc une pluviométrie totale très abondante (6568 mm) ainsi qu'une température moyenne légèrement plus faible (24.1°C) que celles collectées de 1979 à 1999 par Météo-France (2000) et évaluant la pluviométrie annuelle moyenne à 3565 mm et la température annuelle moyenne à 24.4°C (Figure 1.2), au site expérimental envisagé (Basse Terre, Capesterre Belle Eau).



Source : Météo-France, 2000 + données mesurées

Figure 1.2 : Comparaison des pluviométries et températures moyennes 1979-1999 et 2003

La variabilité spatiale et temporelle du régime des précipitations, imposée par la morphologie des îles, l'échelle et la fréquence des perturbations atmosphériques, constitue la principale particularité du climat tropical, humide et insulaire de la Guadeloupe. Les intensités pluviales, mesurées toutes les minutes, peuvent atteindre plus de 100 mm h⁻¹ lors de fortes perturbations mais sont majoritairement inférieures à 36 mm h⁻¹ (Figure 1.3).



Source : Météo France

Figure 1.3 : Diagramme de fréquence des intensités pluviales sur 1 min

1.1.2 Les andosols

1.1.2.1 Caractéristiques générales

Les andosols sont des sols formés à partir de matériaux volcaniques pyroclastiques (cendres, lapillis, ponces et tufs) d'âges récents (Shoji et al., 1993), sous climat humide, souvent tropical (Tableau 1.1). Ce sont des sols plus jeunes que les vertisols, nitisols et ferrasols mais qui évoluent sous un climat plus humide que les cambisols, pourtant du même âge.

	Sols jeunes (10^3 - 10^4 ans) Minéraux primaires sableux	Sols anciens (10^5 - 10^6 ans) Plus de minéral primaire
Pluviométrie < ETP (1.3 à 1.5 m/an)	Sol vertique à <i>smectite</i> Vertic cambisol	Vertisol à <i>smectite</i> Vertisol
ETP < Pluviométrie < 2 ETP	Sol brun à <i>halloysite</i> Argic cambisol	Sol fersiallitique ou ferrisol à <i>smectite et halloysite</i> Nitisol
Pluviométrie > 2 ETP	Andosol à <i>allophane</i> Andosol	Sol ferrallitique à <i>halloysite et</i> <i>oxydes de Fe et Al</i> Ferralsol

Source : Cabidoche, 2001

Tableau 1.1 : Logique de distribution des sols dans les Département d'Outre-Mer Insulaires. L'ETP est l'évapotranspiration potentielle. En gras est la dénomination FAO (1998).

L'analyse minéralogique et chimique des constituants des andosols a montré que ceux-ci contiennent de grandes quantités de substances paraissant amorphes aux rayons X :

- soit des matières vitreuses « primaires » (verre volcaniques),
- soit des colloïdes minéraux « secondaires » non cristallisés ou mal cristallisés dont des gels d'hydroxydes et des alumino-silicates « amorphes » que l'on a désigné sous le terme général d'« **allophanes** » (Wada, 1989 ; Jongmans et al., 1995). Ces produits amorphes et mal cristallisés sont des sphérules creuses de 3-4 nm de diamètre interne incomplètement organisées et non structurées en feuillets. L'allophane est typiquement un produit à **charges variables** résultant d'une forte altération (Wada, 1989). Il est caractérisé par la petite taille des particules (donc grande surface spécifique) et la présence de groupes hydroxyles associés aux oxyhydroxydes de silice, de fer et d'aluminium en surface dans la structure minérale (Theng et al., 1982 ; Shoji et al., 1993).

Les andosols développés sur des cendres volcaniques se caractérisent par une forte capacité d'infiltration, 50-300 mm h⁻¹ (Cattan et al., 2005), une teneur en eau importante (climat humide) et une densité apparente faible (<0.9 g.cm⁻³) principalement due à la forme, la taille et l'agencement des particules d'allophanes : les nombreux groupements hydroxyles (OH) permettent de créer des liaisons hydrogènes, ce qui entraîne une forte hydratation du sol et une très grande capacité de rétention d'eau (Wada, 1989). Ces sols sont également caractérisés par une porosité totale importante supérieure à 65% (Shoji et al., 1993). Les comportements physiques des andosols non séchés reposent sur le niveau d'organisation (0.01 à 1µm) des nanoagrégats élémentaires (Rosello, 1984). Ainsi la porosité interne des constituants et la porosité ménagée par l'arrangement des particules (porosité < 0.01µm) expliquent la prédominance de micropores dans les andosols (Maeda et al., 1977). Lors d'une forte dessiccation, apparaît une irréversibilité des propriétés physiques des andosols. Les principales propriétés affectées sont : la capacité de rétention d'eau, la porosité, la dispersion des argiles et les limites de liquidité et de plasticité. La dessiccation provoque notamment un réarrangement de l'espace poral qui se traduit par une forte diminution de la microporosité (Maeda and Warkentin, 1975). Ce réarrangement est lié à une micro-agrégation irréversible entraînant l'augmentation de la taille des particules (Kubota, 1972). L'amplitude de ce phénomène varie en fonction de la teneur en allophane mais semble indépendant de la teneur en matière organique (Shoji et al., 1993). Enfin, Clothier et al. (2000) énoncent la présence d'états initiaux hydrophobes après apport d'eau pour expliquer des écoulements préférentiels avant d'atteindre un régime d'infiltration permanent dans ces types de sol.

1.1.2.2 Propriétés physico-chimiques des sols à charges variables

a. Adsorption et transport des ions dans les sols à charges variables

Dans la plupart des sols, la charge de surface des minéraux secondaires est généralement négative et permanente : les minéraux ont tendance à ne pas avoir d'affinité pour les solutés anioniques voire les repousser, les excluant ainsi de la fraction de l'eau liée aux particules, c'est l'exclusion anionique.

Les solutés anioniques s'écoulent alors dans un volume poral restreint et ont tendance à avancer en moyenne à la même vitesse ou plus rapidement que les molécules d'eau en moyenne (Wierenga and Van Genuchten, 1989).

A *contrario*, les sols à charges variables développent une Capacité d'Echange Cationique (CEC) et une Capacité d'Echange Anionique (CEA) dans des conditions acides (Wada, 1989, Sansoulet et al., 2006). Les charges variables des andosols sont capables d'adsorber par attraction électrostatique (cf. encadré) à la fois des cations et des anions (Van Raij and Peech, 1972 ; Okamura and Wada, 1983). L'adsorption est définie par « l'accumulation de matière à l'interface solide-liquide selon un arrangement en deux dimensions » (Sposito, 1989).

L'horizon B d'un andosol allophanique est riche en oxyhydroxydes comportant des groupes OH très réactifs qui développent des CEA, en conditions acides (Uehara and Gillman, 1980 ; Grove et al., 1982 ; Bellini et al., 1996 ; Qafoku et al., 2000). Dans l'horizon A, la matière organique développe plutôt des charges négatives provenant de la dissociation des groupes hydroxyle (OH) et carboxyle (COOH) (Hayes and Swift, 1978) et a donc plutôt une affinité pour les cations.

Les charges variables positives et négatives sont dépendantes du pH de la solution et de la concentration ionique (Bellini et al., 1996 ; Katou et al., 1996). Par conséquent le transport des ions dans ce type de sol est aussi très fortement influencé par ces deux facteurs (Chan et al., 1980).

L'adsorption résulte d'interactions entre les solutés et les surfaces des minéraux. Deux mécanismes en sont responsables (Sposito, 1989) :

1/ La complexation de surface, qui, par analogie avec la complexation en phase aqueuse, peut se subdiviser en :

o complexation surfacique de sphère interne : dans ce cas, il y a contact direct entre le soluté et les sites de surfaces, avec création de liaisons covalentes ou ioniques.

o complexation surfacique de sphère externe : dans ce cas, des molécules d'eau restent interposées entre le cation ou l'anion et les sites de surface.

2/ L'attraction électrostatique dans la couche diffuse autour des surfaces chargées des minéraux. Dans ce cas, les cations ou anions adsorbés restent dans la couche diffuse où ils neutralisent les charges électriques de surface du minéral. Ils ne forment donc pas de complexes avec les groupes fonctionnels de surface et, de ce fait, cette interaction est conditionnée uniquement par la valence du cation ou de l'anion et la charge surfacique de la particule solide.

En conditions statiques, les travaux menés sur l'adsorption des fertilisants dans les deux horizons d'andosols de régions tropicales relatent l'adsorption du potassium (Delvaux et al., 1989; Fontaine et al., 1989; Ndayiragije et al., 2004) et des nitrates (Kinjo and Prat, 1971; Wong et al., 1990; Ryan et al., 2001). L'adsorption des nitrates dans les andosols a été observée dans l'horizon B, entre 2.6 m et 6 m dans des ferralsols à charges variables (Dynia et al., 2000) et entre 1m et 2.5 m de profondeur plus spécifiquement dans des andosols (Reynolds-Vargas et al., 1994). Toutefois, aucune étude n'a rapporté l'effet des conditions de pH sur le degré d'adsorption du potassium et des nitrates dans un andosol allophanique.

En conditions dynamiques, alors que beaucoup d'auteurs ont étudié des sols dans lesquels les anions tels que les bromures et le nitrate étaient passifs pendant leur transport (Zellweger, 1994 ;

Whitmer et al., 2000), peu d'études ont relaté l'adsorption des anions et cations sur les complexes d'échange des sols allophaniques. Les résultats obtenus avec des expériences de colonne ont prouvé que le transport des bromures (Ishiguro et al., 1992; Katou et al., 1996) et du potassium (Shoji et al., 1993) étaient retardés sur la surface des andosols allophanique des régions tropicales.

La littérature produite au sujet de l'influence de l'adsorption des ions sur leur transport dans les sols à charges variables en condition *in situ* (Hasegawa and Eguchi, 2002) relatent également un retard dans le transport des espèces chimiques.

D'autres anions présents dans le sol et les nappes profondes (magnésium, calcium, sodium mais aussi sulfate et phosphate) peuvent aussi entrer en compétition lors de l'adsorption des ions sur les charges de surface des minéraux (Kinjo and Pratt, 1971 ; Mekaru and Uehara, 1972 ; Melamed et al., 1994). Si l'on ajoute ces derniers anions lors des pratiques culturales, ils peuvent entrer en compétition avec le nitrate, accélérer son mouvement même si le phosphate et le sulfate s'adsorbent par complexation de surface (Curtin and Syers, 1990; Agbenin, 1997). Par conséquent, la capacité d'un sol à adsorber le nitrate ou le potassium n'est pas seulement fonction du pH et de la concentration ionique mais aussi de la présence d'anions ou de cations compétitifs dans la solution de sol.

b. Le pH(H₂O), le pH(KCl) et le Point de Charge Nulle

Le pH(H₂O) et le pH(KCl) varient de façon concomitante et assez parallèlement avec un décalage systématique vers le bas pour le pH(KCl) pour les sols des régions tempérées (Damay, 2002). Les ions K⁺ de la solution K⁺ déplacent en effet des H⁺ et des ions Al³⁺ échangeables. Cela signifie que les ions Al³⁺ et H⁺, entre les couches de silicates, contribuent en majorité à l'acidité de la solution. En présence de charges variables, le pH(KCl) devient supérieur au pH(H₂O), ce qui signifie que les ions Cl⁻ sont adsorbés sur les charges positives, résultant à une formation nette de KOH, ce qui augmente le pH(KCl) de la solution. La différence entre le pH(H₂O) et le pH(KCl) est donc utilisée comme un indicateur de charges variables : une différence négative indique l'abondance de matériaux allophaniques (Shoji et al., 1993). Le point de charge nulle (Zero Point of Charge, ZPC) ou point isoélectrique est le pH auquel la balance entre les charges positives et négatives de surface s'équilibre. Sur la Figure 1.4, les ZPC des horizons A et B d'andosols de Guadeloupe ont été estimés grâce à la relation $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) - \text{pH}(\text{KCl}) = f(\text{pH}(\text{H}_2\text{O})) = 0$. Le ZPC de l'horizon A (>5% Corg) est toujours inférieur à 4.5 alors que celui de l'horizon B (2% Corg) est égal à 5.3 (Clermont Dauphin et al., 2004).

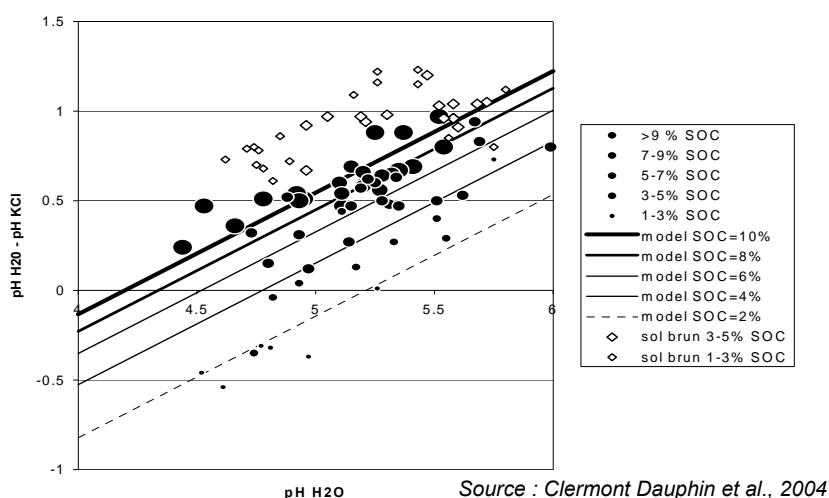


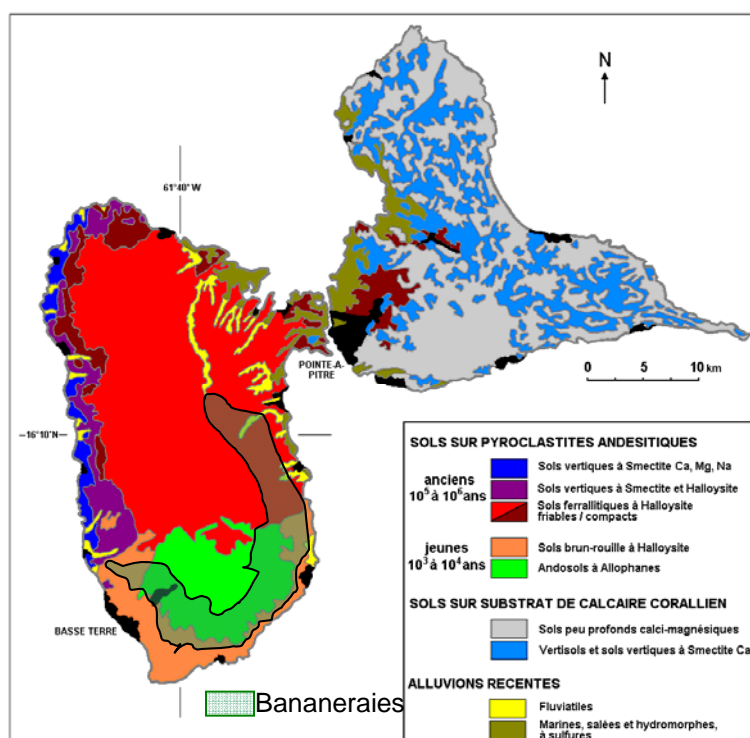
Figure 1.4 : Evolution du ΔpH , $\text{pH}(\text{KCl}) - \text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, en fonction du $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$

1.1.2.3 Le stock organique et la minéralisation dans les andosols

Les andosols développés sur des cendres volcaniques sont généralement profonds, avec un taux de carbone organique élevé (Figure 1.5). Les teneurs en carbone organique sont variées et fonction de l'altitude. Elles peuvent passer ainsi dans les 20 cm superficiels de 3 à 5% à 200 m d'altitude, à plus de 10 à 15% vers 600 m. Le carbone organique semble migrer profondément dans le profil. En dépit de la couleur beige ou beige jaune clair du sol, des teneurs de 2% vers 1 m de profondeur sont fréquentes (Shoji et al., 1993). Les teneurs en azote organique peuvent dépasser 0.6 % en surface et atteindre 0.3% en profondeur. Le pourcentage d'azote minéralisable par rapport à l'azote organique total est de l'ordre de 3.5 % (Saito, 1990). Bien que plusieurs mécanismes aient été proposés afin d'expliquer la stabilisation de l'azote organique dans les andosols allophaniques (Stevenson, 1982), deux mécanismes semble être prépondérants : (i) l'azote organique est séquestré dans les allophanes, au sein des complexes Al-humus et (ii) les micropores de l'andosol semblent ne pas être des sites favorables pour les réactions enzymatiques avec les composés organiques.

1.1.3 La culture du bananier sur andosol : fonctionnement hydrique redistributif, apport d'engrais localisé

La surface de bananes cultivées en Guadeloupe approche les 3500 ha (Ministère Outre-Mer, 2006) et cette surface est majoritairement située sur andosols (Figure 1.5).



Source : Cabidoche, 2001

Figure 1.5 : Surface de bananes sur andosol en Guadeloupe

1.1.3.1 Physiologie du bananier

De la famille des Musaceae, le bananier est une plante herbacée de 6 à 9 m de haut selon les variétés. Son pseudo-tronc (ou stipe) est constitué par l'emboîtement des gaines foliaires. Les larges feuilles du bananier sont érigées verticalement pour les plus récentes et en arches, de cordes horizontales, pour les plus anciennes, pouvant atteindre jusqu'à 3 m de longueur et 1 m de largeur en fin de croissance. Les fleurs femelles émergent du pseudo-tronc sept à neuf mois après la plantation, portées par un long axe épais et terminé par la popotte (ou bourgeon mâle). Ces fleurs donnent naissance à des fruits (les doigts) disposés en étages (les mains) pour former un régime de bananes mûres trois mois après la floraison (12 mois après la plantation). Le cycle végétatif dure environ un an. Chaque stipe ne peut porter qu'un seul régime ; il est coupé lors de la récolte. Après la récolte du régime, la pousse principale péricleite, un rejet latéral présélectionné en amont du pied mère permet le démarrage d'un nouveau cycle de culture.

1.1.3.2 Fonctionnement hydrique en bananeraie

a. La redistribution de la pluie par le bananier

Le bananier intercepte et redistribue les pluies tropicales, de fortes intensités, à l'interface atmosphère-sol. Une pluie incidente au-dessus d'un couvert végétal peut atteindre directement le sol si la trajectoire des gouttes n'est pas modifiée, ou peut-être interceptée par la végétation (Figure 1.6). Si l'on considère un épisode pluvieux et la période de ressuyage qui suit, les phénomènes impliqués dans le stockage et la redistribution de l'eau incidente sur le couvert végétal sont les suivants (Armstrong et Mitchell, 1988) :

- l'eau s'écoule le long de la tige. Les intrants solubles donc immédiatement exposés aux concentrations d'eaux issues du **stemflow**,
- l'eau s'écoule par les bords de la feuille (égouttage),
- la goutte incidente "éclate" au contact de la surface produisant des gouttelettes par éclaboussure (splash),
- l'eau reçue par la feuille peut être stockée et évaporée (stockage et évaporation).

L'égouttage, la pluie incidente passant à travers le feuillage et le splashing constituent le **throughfall**. Les précipitations directes et indirectes, le stemflow et le throughfall constituent, à l'échelle de la plante, une source d'hétérogénéité spatiale dans la distribution de l'eau au sol (Levia and Frost, 2003, Bassette, 2005).

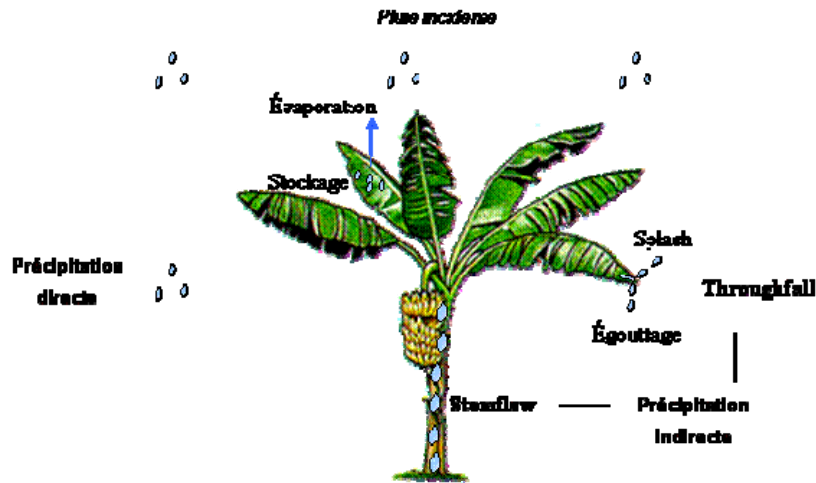
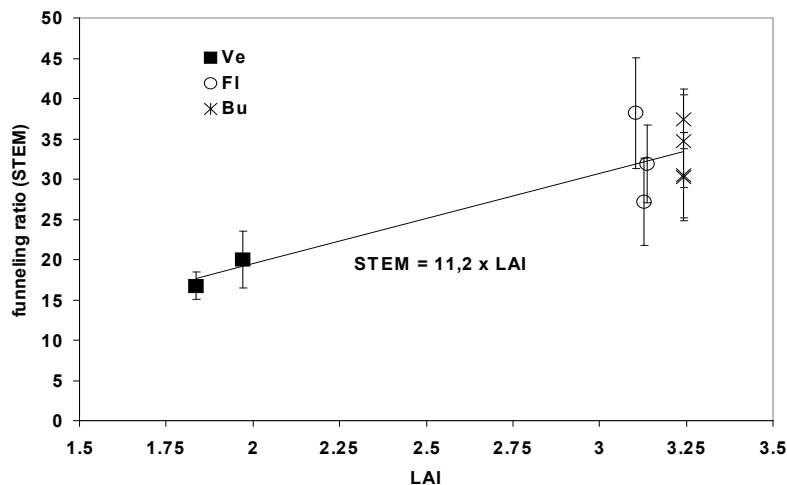


Figure 1.6 : Bilan hydrique à l'interface atmosphère-banancier

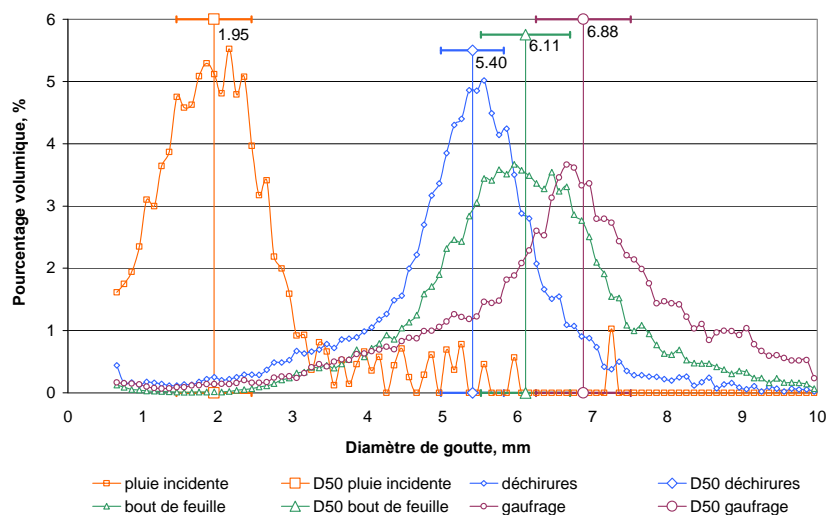
Le bananier est fortement redistributif de l'eau de pluie en raison de ses larges feuilles interceptant l'eau de pluie et l'interception de la pluie par le bananier dépend de l'architecture de la plante (Bussière, 2002). Les études menées par Jimenez and Lhomme (1994) ont montré que le stemflow représentait près de 10% de la pluie incidente, valeur uniquement pondérale et non ramenée à la section du pseudo-tronc du bananier. Pour des parcelles de variétés « Grande Naine », il peut atteindre entre 15 et 20 fois la pluie incidente relativement à la section du pseudo-tronc (Bassette, 2005) et augmente avec l'indice de surface foliaire (Leaf Area Index), représentant jusqu'à 40 fois la pluie incidente (Nouvellon, 1999 ; Cattan et al., 2006a) (Figure 1.7).



Source : Cattan et al., 2006a

Figure 1.7 : Evolution du rapport stemflow / pluie incidente relativement à la section du pseudo-tronc en fonction de l'Indice Foliaire (LAI) – Ve : Véraison, FI : Floraison, Bu : Récolte (bunch)

Le throughfall issu essentiellement de l'égouttage observé au niveau du bout, des gaufrages et des déchirures des feuilles de bananier entraînent des énergies cinétiques plus intenses et des tailles médianes de gouttes finales variant de 5.4 mm à 6.88 m contre des tailles de gouttes incidentes égales à 1.95 mm (Figure 1.8) (Sansoulet, 2002).



Source : Sansoulet, 2002

Figure 1.8 : Répartition volumique des tailles de goutte de pluie incidente et des tailles de goutte de pluie interceptée

b. La mesure de la distribution spatiale du drainage dans les systèmes de culture sur andosol

La variabilité du drainage dans les systèmes de cultures peut généralement être due à l'irrigation (Young and Wallender, 2002), à des flux préférentiels (Greco, 2002) mais aussi à des propriétés hydrauliques du sol différentes selon l'horizon considéré ou à la propagation des racines, plus ou moins éloignée de la plante (Arya et al., 1975). Durocher (1990) a évoqué l'effet de la redistribution de la pluie par des arbres forestiers et l'influence du stemflow sur la distribution spatiale de l'eau à l'interface plante-sol mais la littérature traitant de l'effet du stemflow sur la distribution du drainage est peu abondante.

Echantillonner le drainage en conditions non saturées est aujourd'hui un défi car une succion doit être exercée pour échantillonner les flux d'eau. Traditionnellement, une pompe est utilisée avec des coupelles en céramiques. Les flux dérivés sont irréguliers à cause de la surface d'échantillonnage trop petite, de l'incertitude sur le volume de sol échantillonné et ces dispositifs génèrent des artefacts relatifs aux fractions colloïdales et macromoléculaires de la solution de sol (Brandi-Dohrn et al., 1996 and Weihermuller et al., 2005).

Des échantillonneurs plus larges et plus simples sont connus comme les plaques ou les dispositifs à tension nulle. Ces dispositifs sont composés d'une plaque remplie avec du matériau grossier qui intercepte les flux. Cependant, pour que l'eau s'écoule dans la plaque, une condition à la limite nulle (condition de suintement) est nécessaire.

Dans les sols dont les matériaux originels sont plus fins que celui de la plaque, cela induit une divergence des flux et résulte en une sous-estimation des flux naturels. Une évaluation numérique de Flury et al. (1999) a montré que la zone saturée au dessus de l'échantillonneur avait non seulement un effet significatif sur le flux échantillonné mais aussi sur la concentration chimique de l'échantillon.

Récemment, des systèmes de tension à l'équilibre ont été développés (Brye et al., 1999; 2001; Siemens et al., 2003; Barzegar et al., 2004; Kosugi and Katsuyama, 2004). Ces systèmes mesurent une tension dans le sol non remanié représentative du flux d'eau non saturé dans le profil de sol. Ces nouveaux dispositifs sont prometteurs mais coûtent très chers à l'implémentation et à l'entretien. Pour de plus amples informations sur l'installation et la commande des ces lysimeters de tension à l'équilibre, le lecteur est référé à Masarik et al. (2004).

Un système d'échantillonnage plus fréquent est le lysimètre à tension constante avec une succion communément appliquée entre -100 et -300 cm d'eau. Les conditions hydriques à proximité de l'échantillonneur sont une fonction de la tension appliquée.

Les échantillonneurs avec mèche en fibre de verre sont les plus appropriés et les moins chers pour échantillonner les lixiviats. Selon Holder et al. (1991), Boll et al. (1992), Knutson et Selker (1994) et Rimmer et al. (1995), la fraction d'eau qui est collectée est fonction du type de mèche, de la conductivité hydraulique, de la longueur, du diamètre de mèche, de la vitesse de flux dans la mèche et du type de sol. Les mèches en fibres de verre sont particulièrement recommandées car elles n'absorbent ni les ions minéraux ni les composés organiques (Biddle et al., 1995). Les lysimètres à mèches ont l'avantage d'être faciles à installer, et ne nécessite pas de remanier le sol pendant l'installation (Knutson et Selker, 1994). Zhu et al. (2002) a montré une efficacité égale à 101% pour des échantillonneurs à mèche, sur une période de 4 ans, alors que cette efficacité a été évaluée à 40 % pour des lysimeters à plaques.

Gee et al. (2003), Lentz and Kincaid (2003) réduisent au minimum l'effet de la tension constante en employant des systèmes confinés avec des bords latéraux se prolongeant au-dessus de l'échantillonneur. Cependant, les parois latérales présentent le risque de saturation, d'écoulement préférentiel le long des parois et compliquent l'installation des échantillonneurs. Par conséquent, les parois latérales ne sont pas plus discutées.

Les travaux de Vandervelde et al. (2005) ont montré l'utilité d'utiliser des échantillonneurs à succion dans un sol d'origine volcanique en conditions tropicales pour mesurer les transferts d'eau. Les études relatant de la variabilité spatiale du drainage en bananeraie ont montré que le drainage mesuré dans un andosol grâce à l'utilisation simultanée de lysimètres à plaques et de lysimètres à mèches était fortement influencé par les flux distribués à l'interface sol-plante et suralimenté sous bananier (Cattan et al., 2006b). Ces deux derniers auteurs ont montré la difficulté de mesurer le drainage en utilisant simultanément les deux types d'échantillonneurs (gravitaires et à succion) car les premiers génèrent un écoulement uniquement dans des conditions de saturation alors que les deuxièmes étaient suralimentés par l'eau qui ne s'écoulait pas dans les premiers.

c. Le ruissellement en bananeraie sur andosol

Le ruissellement en bananeraie a été étudié par Cattan et al. (2005) sur la parcelle d'expérimentation présentée dans notre étude. Des coefficients de ruissellement (CR) ont été établis pour 3 classes de volume de pluie, sur des sols labourés avant implantation de la bananeraie :

- classe 1 : volume < 5 mm, CR = 1% de la pluie incidente,
- classe 2 : 5 mm < volume < 10 mm, CR = 5% de la pluie incidente,
- classe 3 : volume > à 10 mm, CR = 10% de la pluie incidente.

Plus généralement, sur des sols volcaniques de type andique, le ruissellement est faible (< 10%) et généré par des pluies de fortes intensités (Godefroy et al., 1975 ; Perret, 1993). Les travaux de Ruy et al. (2005) ont montré qu'à l'échelle locale d'une placette autour du bananier, les CR pouvaient se révéler être plus importants (>20%).

d. L'évapotranspiration dans les systèmes de culture bananier

L'ETP est la quantité d'eau susceptible d'être évaporée par le couvert végétal dont l'alimentation en eau n'est pas le facteur limitant. La valeur limite de l'évapotranspiration potentielle est fonction de l'énergie disponible. L'ETP a été évaluée par Pellerin, 1986 comme étant une fonction du rayonnement global (Rg) selon le formalisme $ETP = 0.23 \cdot Rg$.

L'ETR est la réponse, en terme de vapeur d'eau, d'un milieu donné à la demande exercée par l'évapotranspiration potentielle, compte tenu de la quantité d'eau disponible. L'ETR a été évaluée par Monteith, 1965, comme étant une fonction de l'ETP selon le formalisme : $ETR = k \cdot ETP$ avec k le coefficient cultural. Les coefficients culturaux à différents stades de la croissance du bananier ont été établis par Santana et al. (1993).

Van Vosselen et al., 2005 ont montré que l'évaluation de l'évapotranspiration en bananeraie grâce à une approche mécaniste également basée sur l'équation originale de Penman-Monteith (incluant l'ETP, le rayonnement net, le flux de chaleur, la densité de l'air, les résistances aérodynamiques, les résistances de cultures et autres variables) était comparable à une méthode basée sur la connaissance des autres composants du bilan hydrique (pluie, irrigation, drainage, ruissellement).

Enfin, l'évapotranspiration a été globalement évaluée à 3.5 mm j^{-1} dans une bananeraie établie (Meyer and Schoch 1976).

1.1.3.3 *Pratiques culturales, fertilisation et nutrition azotée*

a. Pratiques culturales et fertilisation azotée

Avant l'installation de la culture, l'andosol est généralement travaillé avec une machine à bêcher ou un pulvérisateur à disque suivi d'un labour. La plantation des vitroplants peut être effectuée en quinconce (2.3 m x 2.3m), en lignes jumelées avec simple inter-rang (2.5 m x 2.35 m) ou double inter-rang (petit-rang : 1.8 m, grand-rang : 3.6 m x 2 m). Les parcelles sont généralement pentues.

En phase d'installation de la culture, entre la plantation et la floraison du 1^{er} cycle, la fréquence des apports d'engrais et la proportion des différents éléments composant la fertilisation sur andosol (Tableau 1.2) doivent être adaptées à la pluviométrie (Godefroy and Dormoy, 1988). Ainsi, la culture bananière issue de vitroplants reçoit aujourd'hui aux Antilles jusqu'à 300 kg N/ha/an et 700 kg K/ha/an, considérant une pluviométrie annuelle de 3500 mm. Un amendement calco-magnésien est également conseillé pour palier une acidité trop importante et une éventuelle carence en soufre sur les jeunes plants. Dans la pratique, bon nombre d'agriculteurs apportent l'engrais manuellement à proximité du pseudo-tronc. Notons que des études ont montré que les concentrations issues du stemflow étaient chargées en potassium et magnésium (Jordan, 1978 ; Bellot et Escarre, 1991), constituant ainsi un complément de fertilisant.

Engrais	Amendement
<p>Les engrais sont apportés tous les 250 mm de pluie (environ toutes les 3-4 semaines) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - A la plantation, 50g/pied de DAP (18%N, 48% P₂O₅) - Au démarrage des rejets, apport de 50g/pied de DAP (18%N, 48% P₂O₅) - Avant la sortie des premières fleurs, apport 100 g/pied de KCl (60% K₂O) - Entre ces stades, apports réguliers de type 15-4-30+8 	<p>Apport de 1T/ha de calcaire broyé avant la plantation</p>

DAP = diammonium phosphate

Source : Cirad, 2003

Tableau 1.2 : Pratiques de fertilisation et d'amendement suggérées sur andosol par le manuel du planteur de bananes

En 1999, le manuel du planteur de la banane édité par les institutions antillaises habilitées à donner des conseils techniques (Cirad, 1999), préconisait de ne pas employer d'engrais nitriques seuls, sous forme KNO₃ par exemple, car « ils étaient facilement lessivés dans les sols en cas de forte pluie ». Le manuel relatait que la forme nitrique était directement assimilable par les racines du bananier mais n'était pas retenue par le sol. Les études menées après cette date ont permis d'introduire le concept de capacité d'échange anionique dans la nouvelle version du manuel 2003 et d'encourager l'utilisation d'engrais nitriques sur andosols (Cirad, 2003).

b. Nutrition azotée et potassique du bananier

Les travaux menés sur la nutrition minérale du bananier ont montré que pour un rendement compris entre 40 et 60 t ha⁻¹, les besoins du bananier étaient compris entre 225 et 400 kg N ha⁻¹ et entre 500 et 800 kg K ha⁻¹ à l'échelle d'un premier cycle de bananier (Martin-Prével et al., 1987). Les travaux relatant la différence de prélèvement entre les différents cycles culturaux montrent que l'absorption azotée était 4 fois plus faible en 4^{ème} cycle qu'en 1^{er} cycle de bananes (Thieuleux, 2006).

1.2 Modélisation des transferts et choix de l'outil numérique

1.2.1 Les modèles de transport dans un sol

Les modèles de transport d'une espèce chimique dans un sol peuvent être classés en trois grandes catégories : les modèles stochastiques, les modèles déterministes fonctionnels, les modèles déterministes mécanistes (Vauclin, 1994).

Les modèles *stochastiques* sont très spécifiques aux conditions d'étude et difficilement transférables, sans caractérisation supplémentaire, à un milieu différent. Les processus y sont analysés par une approche probabiliste des phénomènes. Les modèles *déterministes fonctionnels* sont de type capacitifs : le sol est assimilé à un réservoir défini par deux humidités caractéristiques, le point de flétrissement et la capacité au champ. Ces modèles ne peuvent prévoir l'impact de modifications du milieu physique sur les processus de transport. Enfin, les *modèles déterministes mécanistes* permettent la prise en compte du couplage de plusieurs phénomènes. Ils offrent donc la possibilité d'étudier finement les interactions entre les phénomènes ou la sensibilité de ceux-ci par rapport à un paramètre ou une variable du milieu étudié. Les potentialités de développement de tels outils sont le plus souvent limitées par le nombre de paramètres et de conditions initiales à déterminer pour réaliser la simulation. Ceci rend d'autant plus difficile leur validation. Nous nous bornerons essentiellement à l'étude de modèles déterministes mécanistes.

1.2.2 Equations de base

Dans les modèles déterministes mécanistes, l'écoulement hydrique est conditionné par les variations du potentiel hydrique total de l'eau. Il s'effectue des points où ce potentiel est élevé vers ceux où il est le plus bas. La densité de flux volumique est donnée par la loi de Darcy :

$$q = -K(h) \left[\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right] \quad (1.1)$$

où z est la profondeur sous la surface du sol (L), $K(h)$ la conductivité hydraulique (LT^{-1}) et h le potentiel de pression (L).

La variation de la charge hydraulique totale et la vitesse à laquelle se produit l'écoulement sont définies par l'équation de Richards. Elle est issue de la combinaison de l'équation de Darcy et de l'équation de continuité, combinaison à laquelle un terme puits a été rajouté :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right] - S \quad (1.2)$$

où θ est l'humidité volumique (L^3L^{-3}), t le temps (T) et S un terme puits (T^{-1}), pouvant représenter la nutrition hydrique de la plante. Cette équation non linéaire ne peut être résolue analytiquement en dehors de situations particulières. Une linéarisation de ces équations (éléments finis) et un mode de résolution numérique (calcul de convergence) sont nécessaires. Le temps et l'espace doivent être discrétisés de sorte que les erreurs numériques soient minimisées. Le maillage et les pas de temps doivent être resserrés lorsque ces équations deviennent fortement non linéaires (discontinuités,

régime hydrique variable). Pour décrire de façon continue la fonction $\theta(h)$, la forme analytique du modèle de Van Genuchten (1980) est souvent utilisée car elle est relativement simple et aisément dérivable. Elle permet de mieux rendre compte de l'existence du point d'inflexion sur les courbes $\theta(h)$ et des changements de pente autour de celui-ci. La fonction de conductivité hydraulique en conditions non saturées est dépendante des paramètres de rétention de l'eau dans le sol. Les expressions mathématiques décrites par Van Genuchten (1980) et Mualem (1976) sont les suivantes :

$$\theta(h) = \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + |\alpha h|^n)^m} + \theta_r, \quad h < 0 \quad (1.3)$$

$$\theta(h) = \theta_s, \quad h \geq 0$$

$$\text{avec } m = 1 - \frac{1}{n}, \quad n > 1 \quad (1.4)$$

$$\text{et } K(h) = K_s s_e^l \left[1 - (1 - s_e^{1/m})^m \right]^2 \quad (1.5)$$

$$\text{avec } s_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (1.6)$$

où θ_r est l'humidité résiduelle (L^3L^{-3}), θ_s l'humidité à saturation (L^3L^{-3}), h le potentiel de pression, α , n et l sont des paramètres empiriques d'ajustement. K_s est la conductivité hydraulique à saturation (LT^{-1}). Le paramètre l corrige la pente de la fonction $K(h)$; plus il sera élevé plus la pente sera forte. Ce paramètre estimé est généralement estimé proche de 0,5 pour de nombreux sols (Mualem, 1976).

Le transport de solutés est classiquement représenté par une équation de transport convectif-dispersif. La convection rend compte du transport macroscopique des solutés qui accompagnent le fluide. La dispersion rend compte à la fois de la diffusion moléculaire, et de la dispersion hydrodynamique. Cette équation est de la forme :

$$\zeta + \frac{\delta(\theta c)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left(\theta D \frac{\delta c}{\delta z} \right) - \frac{\partial qc}{\partial z} - S c_r - \Omega \quad (1.7)$$

(a) (b) (c) (d) (e) (f)

Le premier terme (a) représente les processus d'adsorption-désorption et d'échanges ioniques. Sa modélisation est l'objet de nombreuses discussions. Il peut être représenté par le formalisme $\frac{\delta(\rho s)}{\delta t}$ ($M L^{-3} T^{-1}$) décrivant le taux de passage de l'espèce considérée de la phase liquide à la phase solide et inversement. Des hypothèses d'équilibre et de non équilibre local sont utilisées pour décrire ces processus.

L'hypothèse d'équilibre local conduit à considérer ces processus comme instantanés et décrits par des isothermes d'adsorption reliant s et c , les concentrations de l'espèce considérée respectivement associées à la phase solide (MM^{-1}) et liquide (ML^{-3}), ρ étant la masse volumique de sol sec (ML^{-3}).

Ces isothermes sont décrites par une équation générale non linéaire de la forme :

$$s = \frac{k_d c^\beta}{1 + \eta c^\beta} \quad (1.8)$$

où k_d ($L^3 M^{-1}$), appelé coefficient d'adsorption, β (-) et η ($L^3 \cdot M^{-1}$) sont des coefficients empiriques. Les isothermes linéaire ($\eta = 0, \beta = 1$), de Langmuir ($\beta = 1$) et de Freundlich ($\eta = 0$) sont des cas particuliers de l'Equation 1.8.

La représentation linéaire suppose que le nombre total de sites d'adsorption est en large excès par rapport au nombre de moles de l'espèce chimique adsorbée. Cette approche considère que l'adsorption est réversible.

La représentation de Langmuir se rapporte à des systèmes simples où l'adsorption reste quasi proportionnelle à la concentration de l'espèce réactive présente dans la phase aqueuse, jusqu'à saturation des sites. Il s'agit généralement de systèmes caractérisés par un seul type de site. Elle est rarement adaptée à la représentation fidèle de données expérimentales obtenues sur des systèmes naturels complexes.

Enfin, le paramètre β de la représentation de Freundlich traduit un système où l'adsorption n'est pas directement proportionnelle à la concentration de l'espèce chimique en solution, donc un système qui pourrait comporter plusieurs types de sites, ceux de fortes et de faibles affinités pour les espèces chimiques.

L'hypothèse de non équilibre local a conduit à une modélisation fondée sur la prise en compte d'une cinétique chimique à un site (Lapidus and Amundson, 1952) ou à deux sites (Gamerding et al., 1990).

Le terme (b) rend compte du taux de variation de l'espèce dans la phase liquide ($M L^{-3} T^{-1}$). Notons que la modélisation peut être basée sur l'existence physique d'une distribution bi-modale de vitesse de pore. Ces modèles intègrent une classe d'eau où les transferts ne se font que par diffusion et une classe où ils se font par convection-dispersion. Cela conduit à l'introduction du concept de phases liquides mobile et immobile avec cinétique d'échange, aussi appliqué au terme (a), (c) (d) et (f).

Le terme (c) décrit le transfert dispersif associant la diffusion moléculaire provoquée par les variations spatiales de la vitesse de l'écoulement à l'échelle porale. Le coefficient de dispersion hydrodynamique de l'espèce chimique, D ($L^2 T^{-1}$), observé à l'échelle de la colonne de sol intègre et moyenne ces fluctuations.

Le terme (d) représente le transport convectif, l'espèce chimique étant transporté par le flux d'eau, q (LT^{-1}) donné par la loi de Darcy.

Le terme (e) représente l'éventuel prélèvement de l'espèce chimique par la plante, S étant le terme puits de l'équation de transport d'eau (LT^{-1}), c_r est la concentration de l'espèce chimique dans le terme puits ($M \cdot L^{-3}$).

Le terme (f) peut inclure différents processus chimiques tels que les réactions de précipitation/dissolution, les oxydo-réductions, les transformations d'origine microbologique, etc. Des relations paramétriques pseudo-empiriques du type $\Omega = \mu_w \theta c - \mu_s \rho s + \gamma_w \theta + \gamma_s \rho$, sont introduites, où μ_w et μ_s caractérisent des taux de disparition de l'élément dans les phases liquide et solides respectivement (ordre 1), γ_w and γ_s étant les taux de production de liquide et de solides (ordre 0).

1.2.3 Revue des codes répertoriés et choix du modèle

Les modèles de transport de masse présentés dans le Tableau 1.3 offrent la possibilité de simuler les transferts d'eau et de solutés dans un milieu non saturé en eau à partir des équations de Richards et de convection dispersion. La solution des équations de transport est obtenue grâce à une discrétisation dans l'espace et dans le temps et un schéma numérique (différences finies, éléments finis, volumes finis). Les modèles utiles pour rendre compte de l'élution de solutés dans des colonnes de sol pouvaient être à une dimension (HP1, MACRO, LEACHM, PASTIS, SWAP) alors que pour simuler les transferts dans un andosol sous bananier, il était impératif d'évaluer l'influence de la distribution de la pluie à l'interface plante-sol sur la distribution des flux dans le sol. Dans ce sens, il est apparu qu'une approche distribuée et multidimensionnelle, permettant l'identification de zones critiques, comme le pied du bananier, susceptibles de contribuer à la lixiviation précoce des solutés, était probablement la plus appropriée. Il devait de ce fait être adapté à une utilisation à l'échelle du bananier, de son rang et de son inter-rang afin de pouvoir distribuer les conditions aux limites en stemflow et throughfall. Un modèle à deux dimensions (CHEMTRAP, HYDRUS 2D) ou trois dimensions (HYDROGEOCHEM, HYDRUS 3D, FEFLOW) était alors indispensable.

D'autre part, l'outil numérique devait rendre compte des flux sortants des solutés chargés en potassium et nitrate considérant l'adsorption de ces cations et anions sur les charges variables de l'andosol. Les modèles de transport non-réactifs (non référencés dans le Tableau 1.3) apparaissent aujourd'hui particulièrement inadaptés pour l'étude de l'évolution de la plupart des espèces chimiques qui sont impliquées dans d'autres mécanismes que le simple transport dans les sols. Aussi, des termes supplémentaires ont été ajoutés à l'équation de transport afin de rendre compte de l'effet de processus physico-chimiques. Pour simuler les transferts réactifs :

- (i) des modèles d'adsorption avec hypothèses d'équilibre local sont ajoutés au modèle de transport (HYDRUS 2D, HYDRUS3D, FEFLOW, LEACHM, MACRO, SWAP).
- (ii) le modèle originel de transport de masse est couplé à un modèle géochimique de spéciation (CHEMPTRAP, HP1, HYDROGEOCHEM). Les modèles géochimiques sont conçus pour calculer les transferts de masse entre phases solide et liquide (précipitation/dissolution, réactions d'oxydo-réduction, échanges cationiques). Ces modèles sont basés sur les relations d'équilibre (lois d'action de masse) et sur la réversibilité des réactions.

Nom du modèle	Pays, Institut	Référence	Dimensions	Solution inverse	Pente	Stratification du sol	Echanges ioniques		Dégradation de l'azote organique		Non équilibre physique	Transpiration	Nutrition minérale par la plante	Croissance de la plante
							Fonction d'adsorption généralisée (Freundlich, Langmuir ou linéaire)	Formalisme thermodynamique f(pH)	Cinétique de 1er ordre	Precipitation/ Dissolution f(temp., humidité)				
PASTIS <i>Predicting Agricultural Solute Transport in Soils</i>	France, Institut National de la Recherche Agronomique	Lafolie, 1991	1	-	-	x	-	-	x	-	x	x	x	x
SWAP <i>Soil Water Atmosphere Plant</i>	Hollande, Wageningen University	Van dam et al., 1997	1	-	-	x	x	-	x	-	x	x	x	x
HYDROGEOCHEM <i>HYDROlogic transport and GEOCHEMical reaction model</i>	Etats-Unis, University of Central Florida	Yeh and Salvage, 1996	3	-	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
LEACHM <i>LEACHing estimation and chemistry Model</i>	Australie, School of Chemistry, Physics and Earth Sciences	Hutson & Wagener, 1992	1	x	x	x	x	-	-	x	x	x	-	-
MACRO	Suède, Swedish University of Agricultural Sciences	Jarvis, 1991	1	-	-	x	x	-	-	x	x	x	x	x
HYDRUS 2D	Etats-Unis, University of California Riverside	Simunek <i>et al.</i> , 1999	2	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	-
HP1 Hydrus 1D - Phreeqc	Belgique, Centre d'Etudes de l'Energie Nucléaire / Etats-Unis, University of California Riverside	Jacques & Simunek, 2005 (Simunek et al., 2005) (Parkhurst & Apello, 1999)	1	-	-	x	-	x	-	x	x	x	x	x
CHEMTRAP <i>CHEMical and TRANsport Processes : (SUBIEF/CHESS)</i>	France, EDF/ France, Ecole des Mines de Paris	Lucille et al., 2000.	2	x	x	x	-	x	-	x	-	-	-	-
FEFLOW <i>Finite Element subsurface FLOW system</i>	Germany, WASY, Institute for Water Resources Planning and Systems Research	Diersh, 2002	3	x	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-
HYDRUS 3D	Etats-Unis, University of California Riverside	Simunek et al., 2006	3	-	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-

Tableau 1.3 : Référencement des modèles de transferts réactifs

La deuxième approche décrit plus finement les phénomènes et elle permet d'introduire l'effet du pH sur les coefficients calculés. Dans les deux cas, l'adsorption peut être traduite de manière élémentaire par des coefficients d'adsorption ou de partage de l'élément entre la solution et la phase solide du sol et déterminés empiriquement. La résolution numérique des formalismes qui en découle est simple.

Enfin, l'outil numérique devait permettre une approche "réaliste" du comportement d'une colonne de sol ou d'un lysimètre à mèche dans un sol, à travers une résolution des équations de transferts qui se voulaient applicables à des systèmes complexes : sol stratifié, pente, non équilibre physique (FEFLOW, HP1, HYDRUS 2D et 3D, LEACHM, MACRO, PASTIS, SWAP), nutrition hydrique (FEFLOW, HP1, HYDRUS2D et 3D, LEACHM, MACRO, PASTIS, SWAP) et minérale (FEFLOW, HP1, HYDRUS 2D et 3D, MACRO, PASTIS, SWAP) de la plante, minéralisation de l'azote organique (tous la prennent en compte). Aussi, un modèle adapté à l'étude des transferts de solutés sous un bananier dans un andosol devait permettre de rendre compte des facteurs du milieu dont ils dépendaient. Un outil transférable dans différentes conditions était donc nécessaire pour simuler l'impact de différents scénarios, basés sur une compréhension réaliste du système complexe, sur la distribution du drainage et des solutés.

Des modèles de transport 2D ou 3D couplés à des modèles géochimiques auraient été appropriés pour l'étude de sols cultivés à l'échelle du cycle du bananier où les perturbations causées par la gestion du sol (distributions de l'eau par le bananier, pratiques culturales...) pouvaient rentrer en interaction avec les propriétés physico-chimiques originelles du sol. Parmi eux, CHEMTRAP et HYDROGEOCHEM auraient pu être les outils candidats à la modélisation, et permettre de modéliser les transferts à différents niveaux de pH en reproduisant les conditions *in situ* mais ils n'ont pas de module « plante » (évapotranspiration, nutrition minérale). Aussi, nous avons privilégié une approche moins mécaniste au niveau des processus d'adsorption tout en considérant la présence du bananier en choisissant d'utiliser HYDRUS 2D et 3D. Ils permettaient de répondre à notre premier objectif : rendre compte de l'impact de la distribution de l'eau à l'interface atmosphère-sol sur la distribution du drainage, tout en considérant de l'effet des processus d'adsorption sur les transferts de solutés mais à pH constant. Les fondements théoriques de ce modèle apparaissent adaptés pour la prise en compte des mécanismes et des facteurs contribuant à modifier les transferts d'eau et de solutés dans un andosol sous bananier. Il permet d'accéder aux variables d'état (humidité, potentiel matriciel, concentration) et aux variables du transfert de masse (lessivage). HYDRUS 2D et 3D assistent aussi les utilisateurs dans la conception en 2 et 3 dimensions du domaine, intègre différentes couches de sol et leurs propriétés hydrauliques/physico-chimiques, permet de considérer la pente, évalue la nutrition hydrique et minérale de la plante et peut simuler la minéralisation de la matière organique dans les sols. Pour la résolution des équations, la méthode à "un pas" consiste à résoudre simultanément les équations. Le couplage est réalisé par l'introduction d'un terme puits-source dans l'équation de transport. L'équation de transport de solutés devient alors fortement non-linéaire ce qui requiert un processus itératif pour atteindre la convergence. Une littérature abondante a été produite sur l'utilité du modèle HYDRUS 1D ou 2D pour simuler le prélèvement hydrique par la plante (Chabot et al., 2002 ; Sommer et al., 2003), évaluer le ruissellement monodimensionnel (Mertens et al., 2001), les effets de l'irrigation sur la distribution spatiale du drainage (Assouline, 2002), prédire le drainage

d'eau et de solutés dans la zone saturée et non saturée du sol (Ventrella et al., 2000), évaluer le transport de pesticides dans le sol (Persicani et al., 1995; Pang et al., 2000) et analyser l'écoulement dans la zone non saturée au dessus de nappe superficielle (Kao et al., 2001).

Pour simuler les transferts de KNO_3 à l'échelle de la colonne de sol, HP1 (HYDRUS1D + PHREEQC) paraissait plus adapté car il permettait de simuler l'adsorption et le transfert des ions en une dimension, en impliquant les équations issues des principes thermodynamiques à différents niveaux de pH. HP1 assiste aussi les utilisateurs dans la conception du domaine, intègre différentes couches de sol et leurs propriétés hydrauliques/physico-chimiques. Il a récemment permis de simuler la modification de la Capacité d'Echange Cationique en fonction du pH et l'adsorption consécutive d'éléments métalliques (Jacques and Simunek, 2005). Malheureusement, il n'a pas été possible de présenter les résultats obtenus avec ce modèle, dans ce travail de thèse nous nous bornerons donc à l'utilisation d'HYDRUS 1D pour les simulations des éluions en colonne de sol en considérant l'adsorption des ions à un pH moyen selon les formalismes linéaires et de Langmuir Freundlich.



2. Approche expérimentale et de modélisation

L'approche expérimentale et de modélisation envisagée consistait à successivement étudier :

- (i) les transferts d'eau à l'échelle d'un bananier en premier cycle cultural, de son rang et de son inter-rang. L'étape de calage/paramétrisation du modèle visait à intégrer les caractéristiques hydriques du milieu étudié, évaluées avec les formalismes de Mualem et Van Genuchten intégrés dans les modèles HYDRUS2D et 3D. Les paramètres de transferts hydriques ont été évalués grâce aux mesures en milieu contrôlé (Wind) et en plein champ (infiltromètres à disques, infiltromètres à doubles anneaux) mais aussi à l'aide de la procédure inverse d'HYDRUS2D, utilisant les données lysimétriques pour sa fonction objective. La validation, a alors consisté sur cette base de calage, à vérifier la pertinence des processus, dont le formalisme général était indépendant du milieu étudié, par comparaison entre calculs et résultats expérimentaux. Aussi, les résultats de potentiels de pression obtenus grâce aux tensiomètres ont été comparés aux potentiels de pression simulés par le modèle, considérant le prélèvement d'eau par la plante, et validés par analyse statistique. Les biais expérimentaux dus à l'introduction d'une mèche dans le sol ont été identifiés et reproduits. Différents scénarios de simulations sans lysimètre pour éviter les biais ont été envisagés et discutés.
- (ii) les transferts d'eau et des ions K^+ et NO_3^- à l'échelle de la colonne de sol (1D) avec les paramètres de transferts hydriques évalués dans la phase (i). Les résultats des éluions mesurées sur des colonnes de sol non remanié ont été comparés aux flux d'eau simulés et validés. Les paramètres de transferts décrivant l'adsorption des ions K^+ et NO_3^- versus Ca^{2+} et Cl^- , obtenus grâce à des expérimentations en conditions statiques (batch), calculés selon les formalismes de Freundlich, Langmuir, Langmuir-Freundlich ou linéaire (HYDRUS 1D) ont été utilisés pour simuler les éluions de K^+ et NO_3^- dans les colonnes. Les biais expérimentaux dus à l'aspect statique ont été admis et discutés. La procédure inverse d'HYDRUS 1D a permis de ré-évaluer les paramètres qui pouvaient décrire au mieux les éluions des colonnes de sol à un pH moyen.
- (iii) les transferts des ions K^+ et NO_3^- à l'échelle du bananier, de son rang et de son inter-rang, en analysant les résultats expérimentaux et appliquant une concentration moyenne aux transferts hydriques simulés en deux et trois dimensions.

Nous présenterons dans une première partie la méthodologie mise en place pour l'acquisition des données expérimentales. Dans une seconde partie, nous aborderons la modélisation mise en œuvre pour simuler les transferts.

2.1 Dispositifs expérimentaux

2.1.1 Caractéristiques générales de l'andosol

L'andosol utilisé dans ces expérimentations a été décrit par Ndayiragije (1996) et Sansoulet (2004) et classé comme étant un Andosol Humique dans le système WRB, World Ressources Base (ISSS, 1998).

La roche mère, pyroclastite andésitique, est constituée de sables composés de plagioclase, pyroxène et verres volcaniques (Dagain et al., 1981). L'orthose, les micas et la chlorite sont absents. Ainsi, aucun minéral primaire source de potassium n'est présent.

L'horizon A (0-40 cm) montre une texture limoneuse, une consistance friable, une structure polyédrique sub-anguleuse centimétrique dont les agrégats ont beaucoup de pores tubulaires fins.

L'horizon B (40 - 80 cm) a une structure macroscopique continue, avec des pores tubulaires moyens et fins, et une texture « fluffy » typique des allophanes. Les minéraux primaires de taille de sables ne sont décelables que dans l'horizon BC, au-delà de 60 à 80 cm.

La teneur en argile, la rétention du phosphore et les teneurs en Si, Al and Fe extractibles ont été évalués par Ndayiragije and Delvaux (2004).

Les autres propriétés de sol ont été analysés aux laboratoires d'analyse de l'INRA d'Arras et de l'unité Agropédoclimatique de Guadeloupe, France (Tableau 2.1).

Avant les expérimentations, huit profils de 20 cm de sol ont été échantillonnés jusqu'à une profondeur de 1 m entre les pieds des bananiers pour une mesure du pH(H₂O), pH(KCl), teneurs initiales en K⁺ et N-NO₃⁻, mesurées après extraction au KCl 1N respectivement par spectrométrie d'absorption atomique et colorimétrie.

	Unité	Horizon A	Horizon B
<i>Propriétés minéralogiques et physiques</i>			
Argile^a	(%)	58.60	63.10
Si_o	(%)	1.32	3.24
Al_o	(%)	3.69	7.44
Fe_o	(%)	2.37	3.01
Fe_d	(%)	5.65	5.34
Al_p	(%)	1.36	0.42
Fe_t	(%)	9.12	8.91
Densité apparente	(g cm ⁻³)	0.71	0.49
Densité réelle	(g cm ⁻³)	2.4	2.6
Porosité totale	(%)	67.30	66.50
<i>Propriétés chimiques</i>			
pH (H₂O)		5.34	4.98
pH (KCl)		5.18	5.33
CEC^b	(cmol _c kg ⁻¹)	17.65	14.43
SEB^b	(cmol _c kg ⁻¹)	5.39	2.41
SEB^c	(cmol _c kg ⁻¹)	4.64	2.02
Rétention du P	(%)	94	98
<i>Propriétés organiques</i>			
Matière organique	(%)	11.51	6.41
C organique	(%)	6.69	3.73
N organique	(%)	0.67	0.30

^a La teneur en argile a été déterminée après sonification et dispersion avec des résines saturées en sodium

_{o, d, p} et _t réfèrent, respectivement aux teneurs obtenues par extraction oxalate, dithionite, pyrophosphate et totale

^b Capacité d'Echange Cationique et Somme des Bases Echangeables mesurées avec l'acétate d'ammonium 1M, pH 7

^c Somme des Bases Echangeables mesurées avec cobalthexamine 0.016 M, au pH du sol

Tableau 2.1 : Propriétés minéralogiques, physiques, chimiques et organiques de l'andosol étudié

Les propriétés mesurées de l'andosol étudié étaient dans la gamme des andosols allophaniques (Quantin, 1994 ; García-Rodeja et al., 2004). Les valeurs très faibles de la densité apparente (<0.9 g cm⁻³), la rétention très élevée de phosphate (>85%), (Al_o+1/2 Fe_o) >2.5%, le contenu en matière organique, la porosité totale élevée ainsi que la teneur importante en « argile » reflétaient en effet les caractéristiques d'un andosol. Les andosols ont une structure de sol qui reflète l'abondance de matériaux non cristallins (Shoji et al, 1993), aussi la distribution granulométrique n'a pas été déterminée intégralement (limon et sable non évalués). Le contenu de matière organique diminuait et le contenu d'argile augmentait avec la profondeur de sol. Les valeurs de pH(H₂O) étaient faibles dans les deux horizons, comprises entre 4.98 et 5.34. L'horizon B de l'andosol a révélé des valeurs de pH (KCl) plus élevées que les valeurs pH(H₂O). Ceci est attribué à l'adsorption des ions Cl sur les sites chargés positivement des argiles non cristallins et a pour résultat le déplacement net des OH dans la solution de sol, ce qui augmente le pH(KCl) de la solution de sol. Les horizons supérieurs avaient des valeurs plus faibles de pH(KCl). Les ZPC des horizons A et B ont été estimés à des pH respectivement de 4.8 et 5.3,.

La CEC effective, définie comme la SEB plus l'aluminium extractible au KCl, était en général faible. Ainsi, la plupart des sites étaient occupés par des protons. Les SEB mesurées avec de l'acétate d'ammonium ou le cobalthexamine étaient comparables, quoique légèrement plus élevée avec l'acétate. L'ammonium (NH_4^+) a un plus petit diamètre que le cobalthexamine ($\text{Co}(\text{NH}_3)^{6+}$), et déplace ainsi plus de cations déjà adsorbés sur le complexe d'échange.

2.1.2 La parcelle expérimentale (16°04'38" N, 61°36'04" W, altitude 250 m)

La parcelle expérimentale « Espérance Haut » était un petit bassin versant de 6000 m², situé sur la station expérimentale du CIRAD à Capesterre Belle-Eau, Guadeloupe. La plantation des bananiers de variété *Grande Naine* (1800 pieds ha⁻¹) a eu lieu le 2 avril 2003, après un travail du sol sur toute l'épaisseur de l'horizon A à la rotobèche en mars 2003. La première récolte a eu lieu en janvier et février 2004. Un deuxième cycle de bananes a alors pris le relais, après la coupe des pieds mères à 50 cm de haut environ. La deuxième récolte a eu lieu fin novembre 2004. Deux apports de KNO_3 ont été effectués, chacun équivalent à 70 kg N- NO_3 ha⁻¹ et 200 kg K ha⁻¹. Le premier apport, le 02 août 2004, était homogène sur la parcelle afin de s'affranchir de cette source distribuée et mieux comprendre l'effet de la redistribution de la pluie sur les transferts de solutés. Le deuxième a eu lieu le 18 octobre 2004 et était effectué au pied du bananier (pratique usuelle). La topographie a été mesurée grâce à un tachéomètre TRIMBLE 3300DR (ZPS Geodetic Systems) et la pente moyenne de la parcelle était de 12%.

Quatre états de surface ont été identifiés dans la bananeraie :

- **Etat de surface 1** « Zone d'accumulation » où s'accumulaient les matériaux transportés par la lame ruisselée (amont du pseudo-tronc, obstacles au ruissellement)
- **Etat de surface 2** « Chemin d'eau », zone creusée par le ruissellement
- **Etat de surface 3** « Croûte + mousse », zone peu sollicitée par les flux d'eau à la surface du sol, où un tapis de bryophytes se développe
- **Etat de surface 4** « Pied du bananier », zone aval du pseudo-tronc, où le sol est régulièrement remanié par le stemflow. Cette zone présente un aspect grumeleux, sans croûte ni mousse.

2.1.3 Mesures des propriétés hydrauliques du sol

Les quatre paramètres de transferts hydriques décrivant les formalismes de Mualem (1976) et Van Genuchten (1980) (Equations 1.3 à 1.6) ont été obtenus grâce à des données d'évaporation sur colonnes (Wind) en conditions contrôlées et des mesures d'infiltrométrie sous succion contrôlée *in situ*.

2.1.3.1 Mesure de $\theta(h)$ et $K(h)$ par la méthode de Wind

Nous avons utilisé une méthode de laboratoire proposée par Wind (1968), récemment évalué par Tamari et al. (1993) et Simunek et al. (1998) d'un point de vue théorique, et par Mohrath et al. (1997), d'un point de vue pratique. Elle consiste à soumettre un cylindre de sol non remanié prélevé dans un tube en acier inox, de 70 mm de hauteur et 150 mm de diamètre interne, initialement saturé (Photo 2.1), à un dessèchement progressif et de suivre :

- la variation temporelle de la masse de sol dans le cylindre afin de déterminer la perte en eau par évaporation et l'humidité moyenne du sol
- l'évolution du potentiel matriciel du sol, à différentes profondeurs en fonction du temps.

16 cylindres ont été prélevés sur le terrain : 8 dans l'horizon A et 8 dans l'horizon B.

Le boîtier centralisateur réunit les capteurs de pressions différentielles ainsi que l'électronique associée. De ce boîtier sortent les six capteurs tensiométriques destinés à être installés dans le cylindre qui contient l'échantillon de sol à analyser. Le cylindre ainsi préparé est installé sur une balance de précision qui permettra de connaître la quantité d'eau contenue dans l'échantillon de sol et de faire la relation entre cette donnée et les potentiels hydriques associés et mesurés par des micro-tensiomètres. Le boîtier centralisateur est étudié pour que les différents effets perturbateurs (température, pression, etc...) extérieurs à la manipulation soient éliminés, permettant de ce fait des mesures d'une assez bonne précision.



Source : Heuzé, 2005

Photo 2.1: Cylindre Wind avec les micro-tensiomètres et la balance

2.1.3.2 Infiltrométrie

Afin d'ajuster les données correctement à saturation, des mesures directes de la conductivité hydraulique à saturation ont été faites en utilisant un infiltromètre à doubles anneaux (Reynolds et al., 2002), des infiltromètres à charge nulle de type *Beerkan* (Braud et al., 2004) ainsi qu'à succion de type *Trims* (Ankeny et al., 1991) et *Decagon* (Smettem and Clothier, 1989), qui fonctionnent sur le principe des infiltromètres à disques poreux.

a. Infiltromètre à doubles anneaux

L'infiltromètre à doubles anneaux est utilisé pour mesurer *in situ* la conductivité hydraulique à saturation du sol. L'appareil est composé de deux anneaux concentriques (diamètres 30 et 50 cm sur la Photo 2.2) enfoncés dans le sol de quelques centimètres et alimentés par des vases de Mariotte gradués, maintenant une charge de 2 cm d'eau en surface. Ce matériel est fabriqué dans de la tôle galvanisée chanfreinée à la base (pour obtenir une bonne pénétration dans le sol) et renforcée au sommet, afin de supporter les coups de masse, quand le sol est trop résistant à l'enfoncement.

L'anneau central sert à effectuer les mesures. L'anneau externe sert à maintenir un niveau d'eau constant et équivalent à celui de l'anneau interne pour améliorer la verticalité de l'écoulement sous l'anneau interne. Deux tubes en tôle galvanisée, sont soudés sur le bord de ce cylindre, et assurent l'alimentation en eau de chacun des anneaux, avec maintien d'un niveau identique et constant.

Le principe est de suivre l'évolution du niveau d'eau en fonction du temps dans l'anneau interne pour connaître la vitesse d'infiltration sur chaque pas de temps. Au bout d'un certain temps un régime permanent s'installe et la vitesse d'infiltration devient constante. 6 mesures ont été exécutées : 3 en surface et 3 au sommet de l'horizon B.



Photo 2.2 : Infiltromètre à double-anneaux

b. Infiltromètres à charge nulle de type Beerkan

Description et principe

La méthode de caractérisation des propriétés hydrodynamiques du sol connue sous le nom de *Beerkan* s'appuie sur la connaissance de la distribution granulométrique du sol, la teneur en eau initiale et finale du sol, sa densité apparente sèche et des essais simplifiés d'infiltration.

La procédure est menée selon les opérations suivantes :

1 - La surface du sol est préalablement dégagée de sa couverture végétale éventuelle (mousse, mauvaises herbes). Un cylindre d'un diamètre d'environ 15 cm est positionné à la surface du sol, et enfoncé précautionneusement dans le sol à une profondeur de 1 cm, pour éviter les pertes latérales d'eau dues aux effets de bord (Photo 2.3).

2 - A proximité du cylindre d'infiltration, 3 types d'échantillons sont prélevés : (i) un échantillon non remanié de sol est prélevé dans la couche 0-5 cm de profondeur grâce à un cylindre de 100 cm³ pour déterminer la densité apparente sèche, (ii) un échantillon remanié de sol est prélevé pour l'analyse de la distribution granulométrique sur 8 fractions (<2mm) et (iii) un profil de teneur en eau gravimétrique initial est réalisé à l'aide d'une tarière tous les 10 cm sur une profondeur de 60 cm.

3 - Une fois l'infiltromètre placé à la surface du sol, un volume d'eau fixé de manière à obtenir une charge hydraulique de 1 cm est versé dans le cylindre. L'eau commence à s'infiltrer à une vitesse déterminée par les propriétés hydrauliques du sol. Dès que la lame d'eau a disparu, on verse un volume d'eau identique et cette opération est répétée 4 fois. La connaissance de la durée d'épuisement de chaque lame d'eau imposée nous permet de connaître la vitesse d'infiltration en fonction du temps. Notons qu'avec cette procédure, la charge hydraulique en surface n'est pas tout à fait constante (elle varie entre 1 et 0 cm). Cependant, Haverkamp et al. (1998) ont montré que des faibles variations n'influençaient pas significativement les résultats.

11 mesures ont été effectuées à surface du sol, réparties entre les différents états de surface, et 3 au dessus de l'horizon B.



Photo 2.3 : Infiltromètre à charge nulle de type Beerkan (au centre) et infiltromètres à disques de type Decagon (sur les côtés)

Traitement des données

La méthode *Beerkan* repose sur les théories de l'analyse dimensionnelle appliquée à l'infiltration (Birkhoff, 1960). La théorie détaillée est expliquée par Braud et al. (2004). L'hypothèse sous-jacente est que toute courbe d'infiltration, $I(t)$, peut être ramenée à une courbe adimensionnelle universelle d'infiltration, $I^*(t^*)$, par l'application de deux facteurs d'adimensionnalisation (Haverkamp et al., 1998) :

$$\alpha_l = I^*/I \text{ et } \alpha_t = t^*/t \quad (2.1)$$

Ces deux facteurs intègrent l'intégralité des spécificités de l'essai d'infiltration (type de sol, conditions initiales et à la limite) et permettent notamment de calculer la conductivité hydraulique à saturation qui s'écrit :

$$K_s = \alpha_l / \alpha_l \quad (2.2)$$

à condition que K_0 , conductivité à l'humidité initiale de l'essai d'infiltration, soit largement inférieure à K_s . Cette condition, assez facilement vérifiée dès que le sol est en régime non saturé, peut être testée en considérant que la conductivité hydraulique suit la loi de Brooks and Corey (1964) :

$$K(\theta) = (\theta / \theta_{sat})^\mu \quad (2.3)$$

Une mesure de densité apparente permet d'estimer la porosité du sol et donc θ_{sat} .

La détermination de μ n'a pas été réalisée directement avec la courbe granulométrique, mais par une relation entre les paramètres m et n de l'Equation 1.3 (Haverkamp et al. 1998) :

$$\mu = 3 + 2 / (m * n) \quad (2.4)$$

Les données ont été analysées en 1 et 3 dimensions selon la théorie de l'infiltration cumulée dans un sol $I(t)$, à pression constante, définie par l'équation de Green and Ampt (1911). Ainsi, la courbe expérimentale $I(t)$ a été modélisée en utilisant un temps théorique $t(K_s, \alpha_l)$ défini par l'équation :

$$t(K_s, \alpha_l) = \frac{\Delta I_1}{K_s - K_0} - \frac{\alpha_l}{K_s - K_0} \ln \left(1 + \frac{\Delta I_1}{\alpha_l} \right) \quad (2.5)$$

$$\text{avec } \Delta I_1 = I_3 + [K_0 + \delta(K_s, \alpha_l)]t \quad (2.6)$$

Le paramètre δ inclue l'effet du mouvement de l'eau en 3 dimensions. Aussi, δ est égal à 0 pour l'analyse de l'infiltration en une dimension. I_3 est l'infiltration mesurée cumulée en 3 dimensions.

L'algorithme présenté dans la Figure 2.1 a été utilisé pour les calculs.

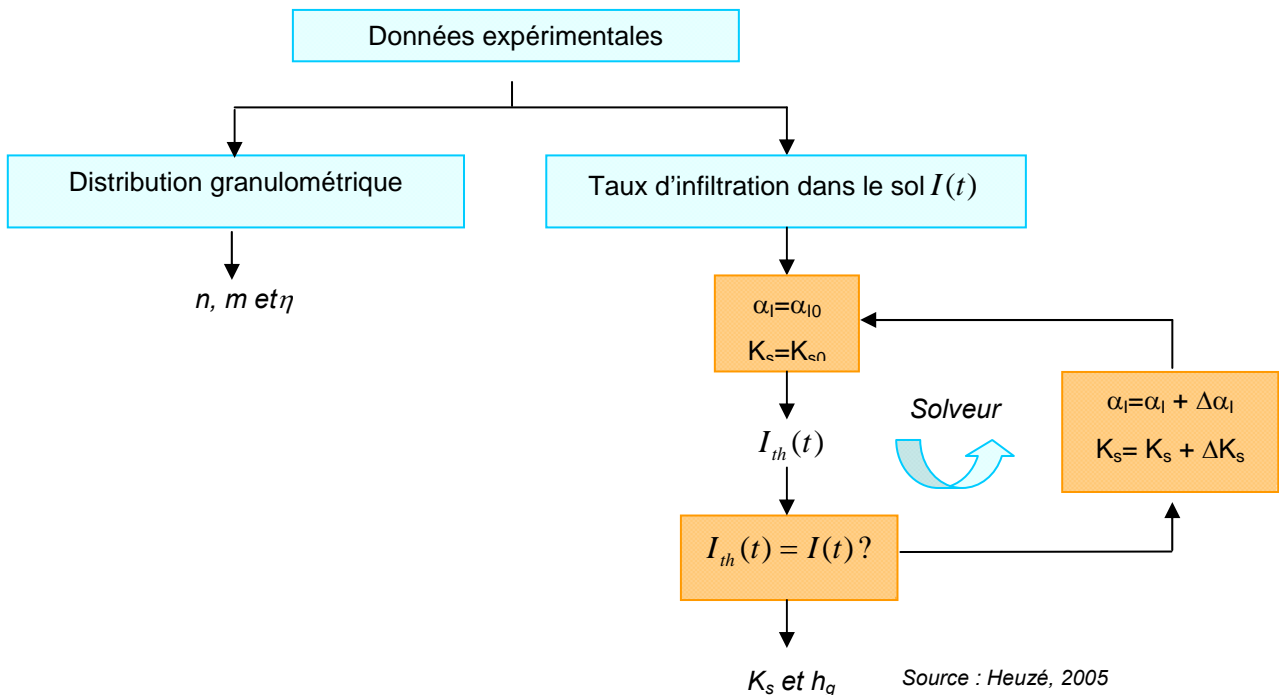


Figure 2.1 : Algorithme décrivant les étapes de calculs lors de l'analyse des données Beerkan

c. Infiltromètres à succion de type Trims et de type Decagon

Description

Les infiltromètres à succion multidisques permettent d'accéder à la courbe de conductivité des premiers cm de sol *in situ*. Ils mesurent le flux d'infiltration axisymétrique de l'eau dans le sol à travers un disque ou membrane poreuse. Le potentiel de l'eau à l'interface disque/sol, négatif et constant au cours du temps, est fixé par l'utilisateur. Dans le cas des *Decagon* (Soils Physics Instruments *Decagon Devices*, Washington, USA) le potentiel de l'eau est déterminé par le diamètre d'un tube de mise à la pression atmosphérique situé à la base de l'infiltromètre et les succions exercées étaient de 6, 2 et 0.5 cm. Dans le cas des *Trims* (Objectif K, Saint Avertin, France), les succions étaient exercées grâce à un tube de réglage raccordé à une embase qui servait aussi de support au réservoir gradué ; ces succions étaient de 1, 0.6, 0.3, 0.1 et 0 cm.

Principe

Le principe est d'apporter de l'eau à la surface du sol sous une succion contrôlée. Les infiltromètres sont remplis d'eau dégazée. Une couche peu épaisse de sable fin est épanchée à la surface du sol afin d'améliorer la surface de contact. L'infiltromètre est posé délicatement et parfaitement vertical à la surface de cette couche de sable. L'opérateur enregistre alors l'évolution du niveau d'eau dans le réservoir au cours du temps en enregistrant les temps de passage du ménisque devant les graduations du réservoir jusqu'à l'obtention d'un régime permanent. 24 infiltromètres *Trims* ont été utilisés sur différents états de surface : 10 sur les zones d'accumulation de terre (état de surface 1), 9 sur les chemins d'eau (état de surface 2) et 5 en aval du pseudo-tronc du bananier (état de surface 4). 38 *Decagon* ont été utilisés : 4 dans les zones d'accumulation de terre, 14 dans les chemins d'eau, 11 sur les croûtes et mousses (état de surface 3) et 7 en aval du pseudo-tronc du bananier.

En infiltrométrie, qu'il s'agisse de *Trims* ou de *Decagon*, l'expérience est arrêtée lorsque le régime pseudo-permanent s'est installé, ce qui peut prendre de 30 minutes à plusieurs heures.

Traitement des données

Des équations et des méthodes de résolutions différentes peuvent être trouvées dans la littérature (Vandervaere, 1995) suivant que l'on considère le "début" de l'infiltration (régime transitoire) ou la fin de l'infiltration lorsque le régime permanent est supposé être atteint. La solution approchée de Wooding (1968) au calcul de flux en régime permanent à partir d'un disque de rayon r s'écrit :

$$q_{\infty}(h) = K(h) \cdot \left[1 + \frac{4}{\pi r \alpha} \right] \quad (2.7)$$

avec $q_{\infty}(h)$ [L.T⁻¹] : densité de flux d'infiltration en régime permanent à la surface du sol

$K(h)$ [L.T⁻¹] : conductivité hydraulique du sol au potentiel d'infiltration h

Conditions d'application :

- 1- Le sol est considéré comme un milieu semi-fini (limité uniquement par sa surface), homogène et isotrope. Pour le cas particulier des croûtes, on fait l'hypothèse que la zone croûtée est limitante pour l'infiltration et l'on considère en première approximation que tout se passe comme si l'on avait une épaisseur de croûte infinie.
- 2- Le potentiel initial h de l'eau dans le sol est constant dans tout le sol.
- 3- La relation $K(h)$ est de type exponentiel (Gardner, 1958) :

$$K(h) = K_{sat} \exp(\alpha h) \quad (2.8)$$

avec $K_{sat} [L.T^{-1}]$: conductivité hydraulique à saturation

$\alpha [L^{-1}]$: constante caractéristique du sol

Sous sa forme logarithmique, la relation 2.7 s'écrit :

$$\ln(q_{\infty}(h)) = \ln \left[K_{sat} \left[1 + \frac{4}{\pi r \alpha} \right] \right] + \alpha h \quad (2.9)$$

Cette relation est linéaire avec α , la pente et $\ln \left[K_{sat} \left[1 + \frac{4}{\pi r \alpha} \right] \right]$, l'ordonnée à l'origine comme

expliquée sur la Figure 2.2. Il a été démontré que α n'était pas constant. Aussi, plusieurs points expérimentaux étaient nécessaires à des succions différentes (-60, -20 et -5 mm pour les *Decagon*,). La droite entre les 2 potentiels les plus élevés était utilisée pour estimer la conductivité hydraulique à saturation.

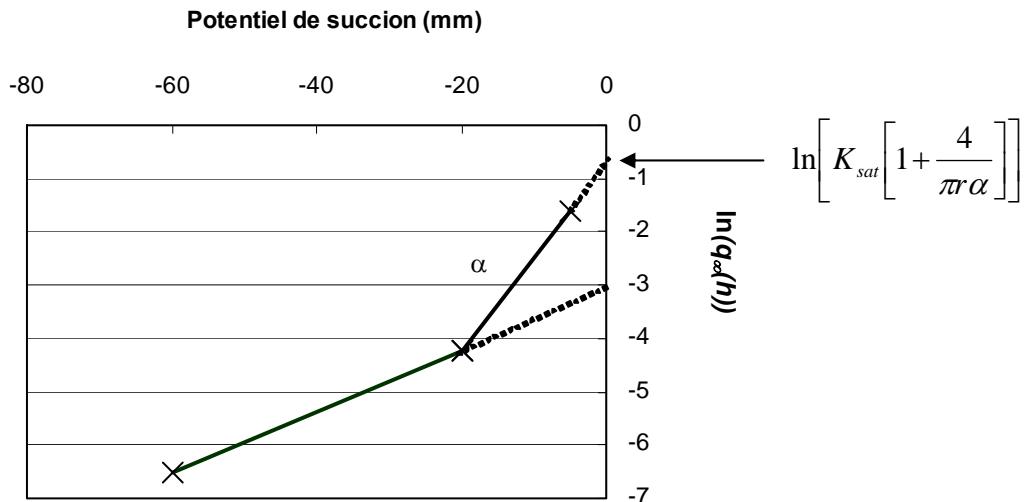


Figure 2.2 : Calcul des paramètres K_{sat} conductivité hydraulique à saturation et α pour l'estimation de $K(h)$ – Exemple des *Decagons*

2.1.4 Mesures des propriétés d'adsorption ionique du sol

Les expérimentations « batch » en conditions statiques ont permis d'analyser les isothermes d'adsorption décrivant l'affinité du complexe d'échange pour les deux espèces ioniques considérées, K^+ et NO_3^- versus Ca^{2+} et Cl^- , à 2 niveaux de pH. La méthodologie de ces expérimentations est basée sur des procédures déjà existantes dans la littérature (Wada and Okamura, 1980; Delvaux et al. 1989; Song and Ishiguro, 1991; Ryan et al. 2001). Lors d'une forte dessiccation, apparaît une irréversibilité des propriétés physiques des andosols (Shoji et al., 1993). Des tests préliminaires ont montré une diminution de l'adsorption de l'ordre de 46 % lorsque le sol utilisé était préalablement séché à l'air. Aussi lors de l'expérimentation, 5 g d'échantillons de sol humide, issus de l'horizon A et B, ont été saturés dans des sachets « batch » (Photo 2.4) avec une solution de 50 ml de 0.2 M $CaCl_2$. Ensuite le pH a été ajusté dans les gammes 4.0 +/-0.1, 5.0 +/-0.1, 6.0 +/-0.1, 7.0 +/-0 par addition de 0.05 M HCl ou $Ca(OH)_2$. Les échantillons de sol saturés en Ca et Cl ont été mis en contact avec des solutions de 50 ml à 8 niveaux de concentrations ioniques : 0.001 M, 0.002 M, 0.005 M, 0.007 M, 0.01 M, 0.02 M, 0.05 M and 0.1 M de KNO_3 . La sorption de K^+ et de NO_3^- a été évaluée grâce à l'abaissement de concentration de la solution sortante. Finalement les échantillons de sol ont été re-saturés avec une solution de 50 ml de 0.2 M $CaCl_2$. A chaque phase, les suspensions ont été agitées pendant 2 heures et laissées en contact pendant 1 nuit. Les phases solides et liquides ont été séparées par filtration et rincées cinq fois avec de l'éthanol. Les solutions sortantes étaient analysées en calcium, potassium, chlorures, nitrates et pH. Deux répétitions par horizon étaient considérées. Les concentrations en nitrates et chlorures ont été déterminées par la colorimétrie grâce à un autoanalyseur (Technicon Industrial Systems, USA). La méthode de la réduction à l'hydrazine et du thiocyanate de mercure ont été utilisées pour NO_3^- (Kampshake et al., 1967) et Cl^- (Zall et al., 1956) respectivement. Le potassium et le calcium ont été analysés par absorption atomique grâce un spectromètre de masse (Thermo Jarrel Ash Corp., USA). Les précisions analytiques des concentrations en anions et cations dans les solutions aqueuses étaient de 2 et 5 %, respectivement. Le pH a été mesuré avec un pH-mètre (Radiometer analytical PHM240, Denmark, ISO 10390 X31-117). Ces méthodes de dosage ont aussi été appliquées pour les analyses des solutés énoncés ci-après.

Les isothermes d'adsorption ont été tracés selon les formalismes de Freundlich, Langmuir, Langmuir-Freundlich ou linéaire (Equation 1.8). Nous avons également opté pour une représentation en diagramme carré avec la fraction ionique équivalente du soluté adsorbé \overline{E}_A fonction de la fraction

ionique équivalente du soluté en solution E_A , sachant que $\overline{E}_K = \frac{N_K}{N_{Ca} + N_K}$, $\overline{E}_{NO_3} = \frac{N_{NO_3}}{N_{Cl} + N_{NO_3}}$,

$$E_K = \frac{C_K}{C_{Ca} + C_K}, E_{NO_3} = \frac{C_{NO_3}}{C_{Cl} + C_{NO_3}}, \text{ avec } N \text{ les molalités et } C \text{ les concentrations des ions } K^+,$$

Ca^{2+} , NO_3^- et Cl^- dans les phases solides et liquides.



Photo 2.4 : Les sachets batch

2.1.5 Mesures des propriétés biologiques du sol

La minéralisation de l'azote organique a été mesurée grâce à des incubations au laboratoire décrites par Abiven et al. (2004). Le sol a été échantillonné dans les 30 premiers cm de l'horizon A et conservé à son humidité initiale, au froid (4°C). Lors de l'expérimentation, 30 g de sol frais ont été placés dans des coupelles en verre et traités avec une solution de KNO_3 . Ainsi : (i) l'humidité du sol a été ramenée à la capacité au champ, (ii) la teneur en azote minéral ajustée à $80 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ MS}$ afin de permettre une minéralisation nette dans des conditions azotées non limitantes. Deux traitements ont été envisagés : l'un dans un sol nu et l'autre après apport de résidus de cultures, équivalent à l'apport au champ (36 mg par coupelle). Les coupelles situées dans des bocaux en verre de 2 litres, ont été conservées à température et humidité relative constante (25°C, 60%) pendant 100 jours dans un incubateur (Photo 2.5). A des pas de temps en progression géométrique (12 prélèvements en tout), les échantillons de sol ont été extraits avec une solution de 1 M de KCl pour analyser les quantités de $\text{NO}_3\text{-N}$ et de $\text{NH}_4\text{-N}$ présentes dans le sol. 3 répétitions ont été analysées à chaque prélèvement. La méthode d'analyse est rappelée paragraphe 2.1.4.



Photo 2.5 : Incubateur

2.1.6 Mesure des transferts d'eau et de solutés

2.1.6.1 *Les colonnes de sol*

Des éluions de K^+ et NO_3^- ont été menées dans des colonnes de sol non remanié, grâce à une procédure adaptée des travaux de Wong et al. (1990) et Bellini et al. (1996).

a. Principe

Le principe de l'étude en colonne de sol est d'émettre en entrée de colonne un signal connu (effluent entrant) et d'analyser ensuite le signal obtenu en sortie de colonne dans l'éluat. La mesure de la concentration en soluté à la sortie de la colonne en fonction du temps permet d'établir la courbe d'éluion du soluté. C'est elle qui constitue le signal de sortie à analyser (Schweich and Sardin, 1981). L'étude de la déformation subie en sortie par le signal d'entrée, permet d'émettre des hypothèses sur les phénomènes impliqués dans le transport et la rétention du soluté au cours de son transfert dans la colonne.

Afin de comparer facilement les courbes d'éluion obtenues dans des conditions opératoires différentes (concentration d'entrée, volume de solution ajoutée...), il est d'usage de les exprimer à l'aide de variables adimensionnelles.

- L'adimensionnalisation de la concentration C en sortie de colonne est réalisée en la divisant par la concentration imposée à l'entrée de la colonne, C_0 . On parle alors de concentration relative, C/C_0 .
- L'adimensionnalisation du temps t se fait en définissant un temps adimensionnel égal au volume écoulé V au temps t divisé par le volume d'eau maximal dans la colonne V_0 (porosité du sol). On parle alors de volume écoulé relatif, V/V_0 .

L'éluion d'un soluté est alors représentée par l'évolution de C/C_0 en fonction de V/V_0 .

b. Méthodes et objectifs

Afin de tester l'hypothèse de l'adsorption des anions, des éluions successives ont été effectuées dans des colonnes d'andosol non remanié. L'impact de différents facteurs sur les mécanismes d'adsorption et de désorption des cations et anions au niveau de l'horizon A et B des andosols de la parcelle de « Espérance Haut » (Cirad Fhlor, Guadeloupe) ont été étudiés :

- Les conditions climatiques au moment de l'épandage des engrais. Pour cela deux situations ont été envisagées : « macération » (M) ou « non-macération » (NM) des engrais apportés. La macération consiste à épandre les engrais suffisamment longtemps avant la première éluion pour permettre la dissolution des cristaux et l'incorporation des solutés à la surface des colonnes de sol. Au contraire, pour la non macération, l'apport des engrais précède immédiatement la première éluion.
- Le pH lié à la pratique du chaulage des parcelles. Les différents échantillons prélevés avaient des pH initiaux différents en raison de la variabilité spatiale de l'impact d'un chaulage réalisé deux ans avant les prélèvements.

- La nature des apports minéraux qui sont selon les cas du Nitrate de Potassium (KNO_3), du Bromure de Lithium (LiBr , Li^+ , testé comme traceur potentiel de K^+ , et Br^- comme traceur de NO_3^-) ou aucun apport initial (Témoin, avec la garniture ionique initiale).

Afin de simuler la réalité des apports d'engrais suivis de pluies, des apports minéraux sont effectués en amont de la colonne (effluent entrant) et des éluions successives à l'eau sont ensuite réalisées. Il s'agissait donc d'une expérience d'éluion non conventionnelle, dans laquelle $\text{Co} = 0$.

Les colonnes de sol étaient constituées des horizons A et B de l'andosol, directement échantillonnées à la parcelle. Des tubes en PVC de 10 cm de long et 12 cm de diamètre interne ont d'abord été lentement enfoncés sur 7 cm dans le sol puis délicatement extraites (Photo 2.6), conservées à la capacité au champ en les entourant d'un sac plastique et ramenées au laboratoire.

Le volume poral (V_0) des colonnes a été déterminé, pour l'horizon A et B en établissant la différence entre le volume de sol total et le volume de sol solide, calculé grâce à la densité réelle et à la masse de sol sec séché à 105°C . La densité réelle (d_r) a été déterminée grâce à un pycnomètre à eau (Van Oort, 1984). Cette mesure est effectuée au laboratoire avec de la terre finement broyée. Le principe repose sur la mesure du poids et du volume de la phase solide d'un échantillon de sol sec. La mesure de volume est réalisée par déplacement de liquide. C'est une mesure délicate qui nécessite un matériel particulier, des répétitions et des précautions de manipulation. La densité apparente (d_a) a été déterminée expérimentalement grâce à des prélèvements à l'aide de petits cylindres en métal de volume V_a . Elle est égale au rapport entre le poids de l'échantillon séché à 105°C et V_a .

Le volume V_0 de pores pour l'ensemble de la colonne était ainsi de $0.54 \pm 0.05\text{L}$ pour les colonnes d'horizon A et $0.64 \pm 0.05\text{L}$ pour les colonnes d'horizon B. L'épandage de KNO_3 effectué sur chacune des colonnes correspondra à une fraction de 20 unités d'azote qui sera élue pendant 15 jours. Cependant, cette quantité ne sera pas appliquée à 1ha. En effet, les apports d'engrais ne sont pas réalisés sur la totalité de l'ha, ils sont concentrés au pied de chacun des bananiers. Ainsi, si on considère les paramètres suivants :

- densité moyenne de plantation : 2000 pieds/ ha
- circonférence moyenne d'un bananier : 50 cm
- rayon traité (à partir du centre du bananier) : 30 cm

On arrive à une surface effectivement traitée de 525.7 m^2 .

En ramenant cette quantité de 20 unités d'azote (20 kg de N) à la section d'une colonne, on détermine la quantité de KNO_3 à apporter pour chacune des colonnes, soit : 3.104 g. En ce qui concerne le traceur (LiBr), on apportera 6 g par colonne. Cette dose fixée de LiBr , supérieure à celle de KNO_3 , facilitera l'épandage du produit. Cependant, elle est du même ordre de grandeur (en nombre de moles) que celle apportée sous forme de KNO_3 . Les apports ont été solubilisés et ajoutés à la surface de 4 colonnes et 4 autres colonnes ont servi de témoins. Enfin, des éluions avec un volume poral d'eau permutée étaient effectuées tous les deux jours pendant 14 jours. Les éluats étaient conservés dans des flacons en plastiques à 5°C avant analyse des teneurs en K^+ et NO_3^- .

Après l'expérimentation, les colonnes ont été rapidement sectionnées pour analyse. Le potassium a été extrait avec 1 M NH₄OAc (pH 7), les nitrates extraits avec 1 M KCl et le bromure de lithium avec du fluorure d'ammonium (NH₄F). Les analyses étaient effectuées au laboratoire d'analyse INRA Unité AgroPédoClimatique de Guadeloupe et d'Arras, France.

Le retard que subit un soluté réactif au cours de son transfert par rapport au transfert d'une molécule d'eau (ou d'une espèce non réactive) peut être évalué par le facteur de retard R , obtenu en combinant les termes (a) et (b) de l'Equation 1.7 :

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \frac{\partial \rho s}{\partial t} = \frac{\partial \theta c}{\partial t} + \rho \frac{ds}{dc} \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\rho}{\theta} \frac{ds}{dc} \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial(\theta R c)}{\partial t} \quad (2.10)$$

$$\text{où } R = 1 + \frac{\rho}{\theta} \frac{ds}{dc} \quad (2.11)$$

En prenant en compte l'Equation 1.8, nous obtenons :

$$R = 1 + \frac{\rho}{\theta} \frac{K_d \beta c^{\beta-1}}{(1 + \eta c^\beta)^2} \quad (2.12)$$

Pour un isotherme d'adsorption linéaire, la description mathématique de R est donné par :

$$R = 1 + \frac{K_d \rho}{\theta} \quad (2.13)$$

où R est le facteur de retard, K_d le coefficient de distribution entre la phase liquide (M L⁻³), et la phase solide (M M⁻¹), ρ la densité apparente (M L⁻³) et θ l'humidité volumétrique (L³ L⁻³).

R témoigne des interactions que subit le soluté au cours de son transfert :

- $R = 1$: signifie que le soluté n'interagit pas avec le sol.
- $R < 1$: signifie que le soluté avance plus vite que les molécules d'eau. C'est le cas lorsqu'il y a exclusion anionique.
- $R > 1$: signifie que le soluté est en retard par rapport aux molécules d'eau. C'est le cas lorsqu'il subit des interactions avec la matrice solide au cours du transfert.



Source : Malaval, 2002

Photo 2.6 : Colonnes de sol prélevées au champ

2.1.6.2 L'expérimentation *in situ*

a. Mesures météorologiques à la parcelle

La pluviométrie était mesurée toutes les minutes grâce à un pluviomètre à jauges installé en bas de la parcelle et connecté à une centrale d'acquisition des données Campbell CR10 et à un GSM, Système Global de communication Mobile, SM TC35T (Campbell Scientific, Shepshed, Leicestershire, UK) pour consultation à distance.

Une station météorologique automatique était aussi localisée à 500 m de la parcelle. Le rayonnement net et global, la température de l'air, l'humidité relative, la vitesse et la direction du vent étaient mesurées toutes les 15 s et moyennées toutes les 5 minutes.

b. Les lysimètres à mèches

Les transferts d'eau et de solutés potassiques ainsi que nitriques ont été mesurés grâce à des lysimètres à mèche installés à 70 cm de profondeur dans le sol. Les lysimètres avaient une dimension de 45 cm x 45 cm x 5 cm de haut et étaient remplis avec du sol issu de l'horizon B (Photo 2.7). Un trou de 2 cm de diamètre percé dans un des coins du lysimètre a permis de faire passer la mèche en fibre de verre, à double tressage de 1.45 cm de diamètre. La mèche de 80 cm de longueur était détorsadée de la tresse secondaire sur 30 cm dans sa partie supérieure, étalée horizontalement sur le lysimètre. Les 50 cm suivants (longueur calculée par Lacas (2003) pour représenter le potentiel moyen à 70 cm de profondeur) pendaient verticalement dans un tuyau collecteur raccordé à l'exutoire du lysimètre, correspondant à une pression exercée égale à environ -5kPa. Les caractéristiques hydrodynamiques de la mèche étaient obtenues grâce aux données expérimentales de Knutson and Selker (1994).

Au moment de l'installation, une fosse de 1 m de profondeur x 2 m de longueur a été creusée entre les rangs des bananiers ; les lysimètres étaient installés et tenus par des coins dans une excavation horizontale, creusée dans la paroi verticale de la fosse, à 30 cm au dessous de l'horizon A. Le profil au dessus des lysimètres, incluant les bananiers, la litière de surface, l'horizon A, la semelle de labour et l'horizon B, n'a pas été remaniée.

Les mèches étaient insérées dans des tuyaux en polyéthylène, raccordés aux exutoires des lysimètres, amenant gravitairement l'eau et les solutés *via* une tranchée souterraine (pente 2%), dans des bidons de collecte PVC de 20 l installés à 15 m du dispositif expérimental. Ainsi, les flux d'eau et de solutés étaient interceptés par le lysimètre, écoulés dans la mèche et conduits dans les bidons de collecte. Après l'installation, la fosse a été re-remplie avec les matériaux d'origine (horizon B puis horizon A).



Photo 2.7 a-b-c : Lysimètres à mèches avant (a) et après installation dans le rang (lysimètre 1, 2 et 3, Photo b) et dans l'inter-rang (lysimètre 4, Photo c)

L'évaluation expérimentale du drainage à différentes positions relatives au pied du bananier devait répondre à 3 objectifs : (i) appréhender les variations locales des transferts relatives à la redistribution de la pluie par le bananier (stemflow et throughfall) (ii) prendre en compte les transferts parallèlement et orthogonalement à la pente (ii) échantillonner les solutions de sol en dessous de la surface d'application des fertilisants. Ainsi, le dispositif lysimétrique interceptait les flux à différentes positions relativement à celle du pseudo-tronc du bananier. Les hypothèses étaient les suivantes : (i) sous le bananier, le lysimètre 1 recueillait l'essentiel du stemflow ; (ii) entre 25 et 70 cm en aval, sur le rang, le lysimètre 2 recueillait la part non interceptée par 1, compte tenu d'un stemflow préférentiel sur la génératrice d'aval du pseudo-tronc ; (iii) entre 1,20 et 1,65 en aval sur le rang, le lysimètre 3 recevait les transferts issus du throughfall ; (iv) entre 2 bananiers dans l'inter-rang, le lysimètre 4 recevait la pluie incidente en début de croissance puis les transferts issus du throughfall en fin de croissance du bananier.

Cinq répétitions ont été installées : une en haut de parcelle où l'horizon A était érodé de 10 cm (érosion mécanique sèche due aux labours cumulés), deux au milieu de la parcelle et deux en bas de parcelle où le sol du haut de parcelle venait s'accumuler. Vingt lysimètres ont ainsi été installés. Les eaux étaient récoltées, pesées tous les 40 mm de pluie.

Les temps de montée ont été calculés ; ils étaient définis comme la durée s'écoulant entre le début des précipitations et le flux maximum atteint. Le drainage moyen (Dm) a été évalué selon la Figure 2.3 attribuant un coefficient de $1/8$ au lysimètre 1, $3/16$ aux lysimètres 2 et 3, ainsi qu' $1/2$ au lysimètre 4, en supposant que ce dernier était représentatif de l'intégralité de l'inter-rang.

$$Dm = \frac{1}{8}L1 + \frac{1}{8}L2 + \frac{1}{8}\left(\frac{L2+L3}{2}\right) + \frac{1}{8}L3 + \frac{1}{8}(4L4) \quad (2.14)$$

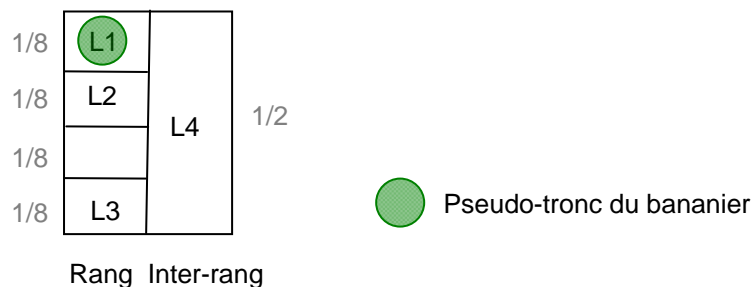


Figure 2.3 : Division de la placette expérimentale en sous parties afin d'évaluer le drainage moyen. L1 = Lysimètre 1, L2= Lysimètre 2, L3= Lysimètre 3, L4= Lysimètre 4

Les eaux de drainage ont été analysées en K^+ et NO_3^- (laboratoire d'analyse INRA Unité AgroPédoClimatique de Guadeloupe) et cette même équation a été appliquée aux transferts de solutés. Les méthodes d'analyse sont rappelées paragraphe 2.1.4.

Afin d'extrapoler la quantité d'ions lessivée de la colonne de sol à la parcelle, nous avons supposé que le rapport de la quantité de l'ion lessivée (L) à un V/V_0 donné sur la quantité de l'ion apportée + le stock initial de cet ion (S), suivait une fonction puissance dont l'exposant était défini comme le ratio entre les longueurs de la colonne et de l'horizon considéré. Par exemple, pour un horizon (index h) ayant une longueur deux fois plus importante que celle de la colonne (index c), nous obtenons :

$$\frac{L_h}{S_h} = \left(\frac{L_c}{S_c}\right)^{\frac{1}{2}} \quad (2.15)$$

En appliquant cette hypothèse à la couche de sol au dessus du lysimètre, nous obtenons :

$$\frac{L_f}{S_f} = \left(\frac{L_{cA}}{S_{cA}}\right)^{\frac{l_c}{l_A}} \left(\frac{L_{cB}}{S_{cB}}\right)^{\frac{l_c}{l_B}} \quad (2.16)$$

où L_f est la quantité d'ion lessivée à l'échelle de la parcelle ($kg\ ha^{-1}$), S_{cA} et S_{cB} ($kg\ ha^{-1}$) sont les sommes des quantités d'ions apportées et du stock initial de ces ions dans les colonnes contenant respectivement l'horizon A et B ; S_f ($kg\ ha^{-1}$) est la même variable à l'échelle de la parcelle. L_{cA} et L_{cB} ($kg\ ha^{-1}$) sont les quantités d'ions lessivées des colonnes contenant respectivement l'horizon A et B, l_c est la longueur de la colonne de sol (m), l_A et l_B sont les épaisseurs des horizons A et B (m).

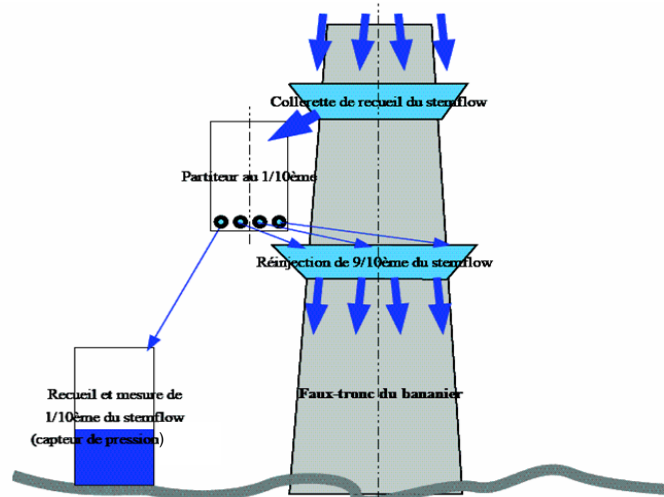
c. La placette expérimentale

Une placette expérimentale de 7.8 m², présentée sur la figure 2.5 a été entièrement équipée et automatisée afin d'obtenir les différents termes du bilan hydrique à l'échelle du bananier, de son rang et de l'inter-rang. Elle comportait 3 lysimètres à mèches à différentes positions relatives au pseudo-tronc, un bac de recueil du ruissellement, 25 tensiomètres, un collecteur - partiteur de stemflow à restitution majoritaire et des tôles verticales la délimitant hydrauliquement. Les données étaient enregistrées par une centrale d'acquisition Campbell de type CR10X (Campbell Scientific Ltd, Loughborough, Leicestershire, UK).

La **micro topographie** initiale de la placette a été effectuée à l'aide d'un tachéomètre TRIMBLE 3300DR (ZPS Geodetic Systems). Les points de mesure ont été relevés suivant des transects perpendiculaires à l'axe de la pente, puis le long de la tôle délimitant la placette, à l'emplacement des tensiomètres et enfin autour du bananier. L'incertitude en X, Y, Z était de +/- 2 mm.

Les **tensiomètres** (SKT 850, SDEC, Reignac sur Indre, France) ont permis une mesure des potentiels hydriques et ont été placés au dessus de chaque lysimètre, en aval et amont du bananier, le long d'un ancien chemin d'eau, sous la croûte ou sous les zones d'accumulation. Ainsi 25 tensiomètres ont été utilisés : 10 tensiomètres placés en surface (6 cm de profondeur), 10 tensiomètres à 25 cm de profondeur et 5 tensiomètres à 55 cm de profondeur. Pour chaque évènement pluvieux étudié, les temps de montées ont été déterminés pour chacun des tensiomètres. Le temps de montée (t_m) correspondait au temps mis par le sol à une profondeur donnée pour atteindre son potentiel maximum, à partir du début de la précipitation.

Le **stemflow** a été évalué grâce un partiteur placé en aval d'une collerette permettant de recueillir l'eau s'écoulant le long du tronc du bananier (figure 2.4). Il était nécessaire, pour étudier les flux d'eau atteignant le sol, que l'eau ainsi interceptée soit réinjectée au pied du bananier en générant une perturbation minimale des écoulements, tant sur le plan quantitatif que qualitatif. A cet effet, le partiteur était disposé de manière à ne récupérer dans un bidon qu'un certain pourcentage du volume d'eau constituant le stemflow (coefficient évalué lors des étalonnages), le reste du flux d'eau étant réinjecté sur le pseudo-tronc au moyen d'une collerette percée située plus bas.



Source : Martin, 2004

Figure 2.4 : Dispositif d'interception du stemflow

Le **ruissellement** était évalué sur la surface de la placette, isolée hydrauliquement par des tôles enfoncées de 10 cm, par un réceptacle en forme de lavoir placé dans une fosse à l'exutoire de la placette. Le volume recueilli dans la partie parallélépipédique du lavoir était calculé à partir de la hauteur d'eau mesurée.

Le bidon recueillant le flux du stemflow, les 4 bidons recueillant les eaux de drainage et le bac de ruissellement étaient munis en leur fond de capteurs de pression (ICseNSORS Modèle 84) permettant d'obtenir des mesures instantanées des hauteurs de lames d'eau écoulées. Chaque bidon était muni de 3 détecteurs de niveaux permettant de vérifier les hauteurs indiquées par les capteurs de pression. La température était également mesurée grâce à des PT100 fixés sur les capteurs de pression, 2 thermocouples placés à terre et un thermomètre de référence (Campbell Scientific) afin de filtrer la dérive thermique des tensions fournies par les capteurs. Les étalonnages des capteurs sont présentés en annexe 1.

L'ensemble du dispositif électronique était alimenté en 12V par une batterie connectée à un panneau solaire. En l'absence de précipitation, les données, acquises à l'aide de multiplexeurs et cartes électroniques reliées à la centrale d'acquisition, étaient scrutées toutes les 15 minutes. Lors d'une pluie, une scrutation toutes les 10 secondes était programmée puis toutes les 30 secondes 1 heure après la pluie et enfin toutes les 5 minutes pendant les 6 heures qui suivaient.

d. Bilan hydrique et bilan de masse

Un bilan hydrique a été établi à l'échelle de la placette expérimentale et sur 5 mois et demi de mesures (du 15 juin au 29 novembre 2004, jour 167 au jour 334) selon l'équation suivante :

$$\begin{aligned} \text{Entrées} &= \text{Sorties} \\ P &= D + R + ETR + \Delta S \end{aligned} \quad (2.17)$$

avec P , la pluie, D , le drainage, R , le ruissellement, ETR , l'évapotranspiration réelle du bananier, et ΔS l'eau stockée dans le sol.

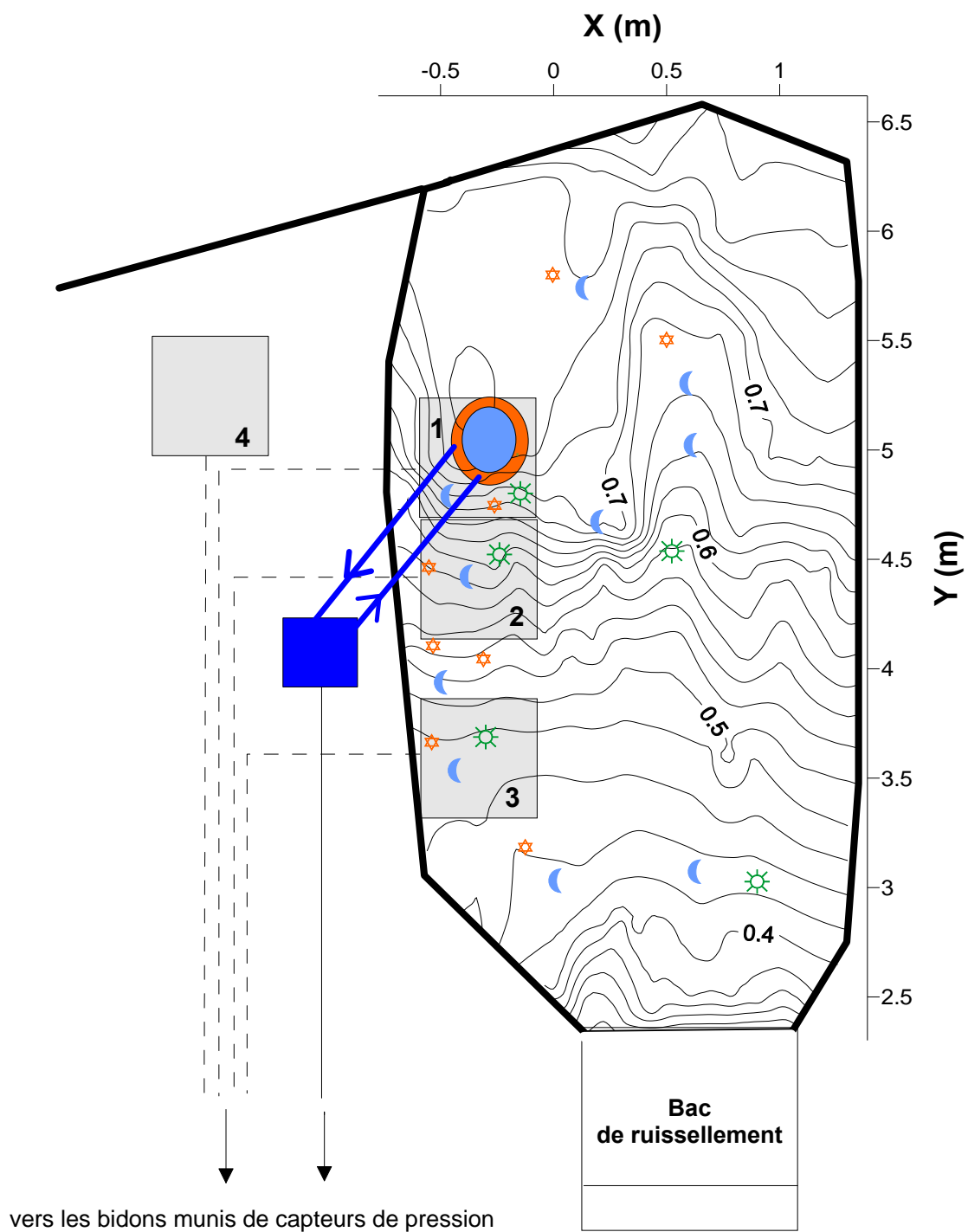
Le stemflow et throughfall n'apparaissent pas directement dans notre système car ils sont composants de la pluie incidente. Notons qu'il n'y a pas d'irrigation dans notre système.

Un bilan de masse des solutés a également été envisagé à la même échelle d'espace mais à une échelle de temps plus faible, pendant 4 mois du 27 juillet au 25 novembre 2004, jour 209 au jour 330, car les apports de fertilisants ont été décalés du début des mesures hydriques. Le bilan de masse pour le nitrate et potassium s'écrit de la façon suivante :

Entrées = Sorties

$$A + S_i + M = L + R_s + N + S_f \quad (2.18)$$

avec A , l'apport, S_i , le stock initial dans le sol, M , la minéralisation (pour l'azote), L la lixiviation, R_s l'export associé au ruissellement, N , la nutrition du bananier et S_f , le stock final dans le sol.












- | | | | |
|---|------------------------------------|---|-----------------------|
|  | Faux-tronc du bananier |  | Collerette |
|  | Tensiomètres de surface |  | Tuyaux |
|  | Tensiomètres à 25 cm de profondeur |  | Tôles |
|  | Tensiomètres à 55 cm de profondeur |  | Lysimètres |
| | |  | Partiteur de stemflow |

Figure 2.5 : Dispositif général de la placette expérimentale

Source : Martin, 2004

2.2 Approche de modélisation des transferts d'eau et de solutés KNO₃

Les flux d'eau et de solutés étaient simulés grâce aux modèles :

- HYDRUS2D (Simunek et al., 1999) et 3D (Simunek et al., 2006) pour calculer les flux d'eau et de solutés sous bananier, dans son rang et son inter-rang, compte tenu d'un paramétrage des propriétés hydrauliques grâce aux données expérimentales (*Wind* et Infiltrométrie), selon le formalisme de Van Genuchten (1980) et en 2D à l'aide de la procédure inverse.

- HYDRUS1D (Simunek et al., 2005) pour calculer les flux d'eau et de solutés issus des éluions des colonnes de sol, dans des domaines en 1 D. Les paramètres hydrauliques ont été obtenus grâce à la procédure inverse effectuée en 2D. Les propriétés d'adsorption ont fait l'objet d'un calage grâce à la procédure inverse d'HYDRUS1D. Le transport de solutés a été simulé avec les paramètres d'adsorption évalués grâce aux expérimentations en batch, selon les formalismes de Freundlich, Langmuir, Langmuir-Freundlich ou linéaire.

2.2.1 Transferts hydriques

2.2.1.1 Evaluation des propriétés hydrauliques

Les paramètres de transferts hydriques ont été évalués grâce aux mesures en milieu contrôlés (*Wind*) et en plein champ (infiltromètres à disques, infiltromètres à doubles anneaux) selon les formalismes de Mualem (1976) et Van Genuchten (1980), mais aussi à l'aide de la procédure inverse d'HYDRUS2D. L'optimisation des paramètres hydrauliques par la procédure inverse consiste à minimiser une fonction objective qui exprime la différence au carré des données observées expérimentalement (données lysimétriques) et des données simulées. D'une manière simple, on peut décrire la fonction objective, Φ , à minimiser comme :

$$\Phi(b, q) = \sum_{j=1}^m v_j \sum_{i=1}^{n_j} w_{i,j} [q_j^*(x, t_i) - q_j(x, t_i, b)]^2 \quad (2.19)$$

où le terme de droite représente les déviations entre $q_j^*(x, t_i)$, les variables mesurées au temps t_i aux coordonnées x (Y, Y) et $q_j(x, t_i, b)$, les mêmes variables calculées par le modèle. Le terme b est le vecteur des paramètres optimisés, m est le nombre de types de mesures, n_j est le nombre de mesures dans un type particulier, v_j et $w_{i,j}$ sont respectivement les poids associés à chaque type de mesure et aux points de mesure dans un type particulier. $w_{i,j}$ représente la déviation standard ou les erreurs analytiques de mesure, on assume que $w_{i,j}$ est unitaire et v_j est défini de la manière suivante :

$$v_j = \frac{1}{n_j \sigma_j^2} \quad (2.20)$$

où σ_j^2 est la variance des mesures $q_j^*(x, t_i)$.

La fonction objective est alors la différence pondérée au carré normalisée par la variance des mesures. La minimisation de cette fonction est accomplie par la méthode d'optimisation non linéaire de Marquardt-Levenberg (Marquardt, 1963). Le même poids a été attribué à toutes les données mesurées lors de l'optimisation.

2.2.1.2 Domaines de simulation en 2D, conditions initiales et aux limites

a. Domaines de simulations

Les domaines envisagés pour la modélisation des transferts d'eau à l'échelle du bananier et de son inter-rang en 2 et 3 dimensions sont respectivement illustrés sur les Figures 2.6 et 2.7.

Le domaine en 2D représente le rang, où est implanté le bananier, il est dans le sens de la pente et fait 3.2 m de longueur sur 0.7 m de haut.

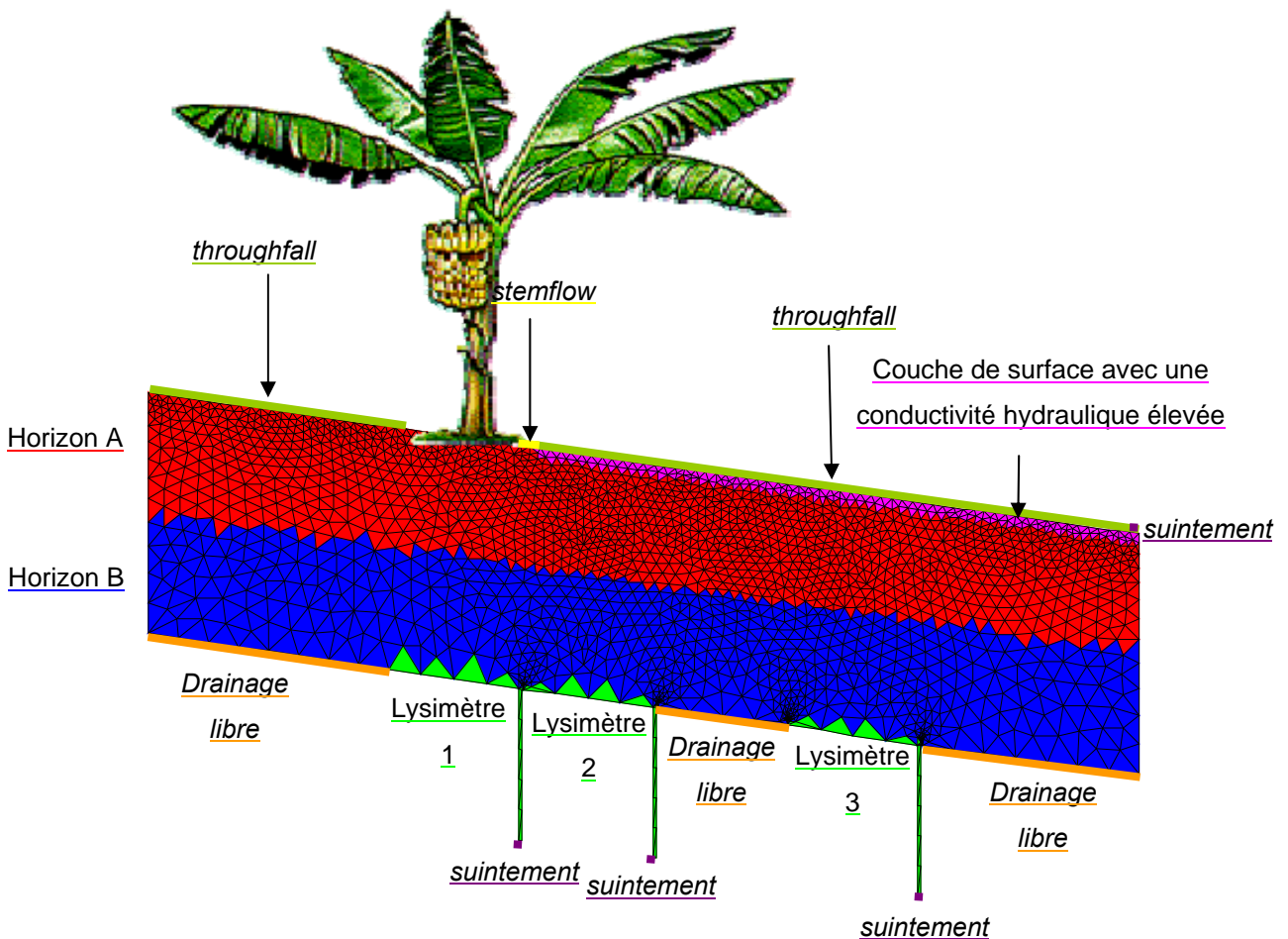


Figure 2.6 : Définition du domaine 1 de simulation, conditions aux limites, maillage, distribution des couches

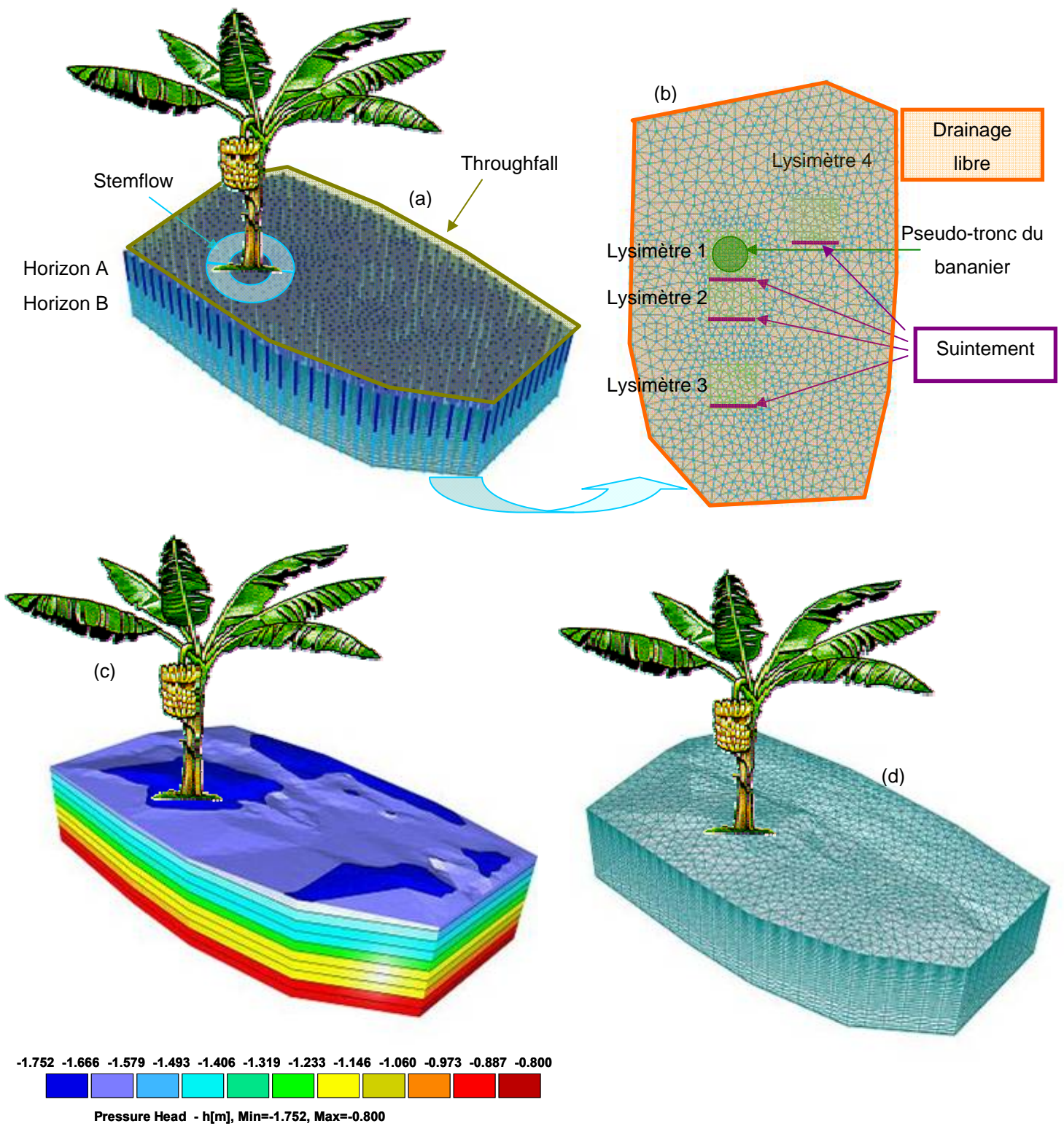


Figure 2.7 : Domaine en 3 dimensions

- Distribution des couches de surface (Horizon A) et profonde (Horizon B)
- Définition des zones lysimétriques
- Conditions initiales
- Discrétisation de l'espace et maillage

b. Distribution des couches de sol et conditions initiales

Les différentes couches de sol - horizon A et B, mèches ont été différenciés (Figure 2.6, Figure 2.7 a, b) et leur propriétés hydrauliques renseignées. En 2D, il a été possible de représenter les bords des lysimètres alors qu'en 3D, une condition d'anisotropie a été imposée sur les bords des lysimètres pour représenter ces bords. La variabilité des propriétés hydrauliques du sol était décrite par une distribution suivant une loi log-normale (déviatoin standard = 1) répartie de manière aléatoire.

Les conditions initiales ont été évaluées en imposant des potentiels de pression, similaires aux données tensiométriques, croissants avec la profondeur (Figure 2.7 c).

c. Conditions aux limites

Les données issues des mesures effectuées avec le partiteur de stemflow et les coefficients établis par Bassette (2005) nous ont permis de convertir les pluies incidentes en stemflow et throughfall, composantes de la pluie transmise par le bananier. Ces deux flux redistribués ont été imposés en conditions aux limites supérieures et respectivement utilisés en tant que condition atmosphérique et condition de flux variable dans les domaines en 2D et 3D. En 2D, le stemflow était appliqué sur un intervalle de 0.04 m sur le côté droit du bananier alors qu'en 3D, le stemflow s'infiltrait tout autour du pseudo-tronc du bananier.

En 2D, des mèches lysimétriques ont été différenciées en profondeur sur une longueur de 0.5 m pour imposer la charge hydraulique et une condition de suintement a été imposée en bout de ces mèches. En 3D, les mèches lysimétriques ont été représentées par une condition uniforme de suintement sur les bords aval des lysimètres avec une pression imposée manuellement. La condition de suintement suppose une charge nulle le long de la partie saturée de la mèche au bout de laquelle l'eau va suinter. C'est une condition dynamique qui change selon les conditions de flux : lorsque la mèche n'est pas saturée en eau, le flux est nul. Les autres parties inférieures du domaine étaient en drainage libre. La condition de drainage libre représente un gradient hydraulique unitaire. Les bords du domaine étaient en condition de flux nul. Le ruissellement n'est pas décrit dans HYDRUS 2D : lorsque le flux d'eau candidat à l'infiltration dans le sol est supérieur à la capacité d'infiltration, la condition de flux atmosphérique est transformée en condition de charge ($h=0$) et l'excès d'eau disparaît du système. Pour les simulations en 2D, une manière de répondre à cette impasse a été d'introduire une couche virtuelle de surface ayant une discrétisation très fine, une conductivité hydraulique élevée afin de faire écouler le surplus d'eau et d'intégrer la redistribution de l'eau en surface.

d. Prélèvement d'eau par la plante

Le prélèvement d'eau par la plante était considéré selon le formalisme de Feddes et al. (1978) et la profondeur d'enracinement fixée à une profondeur de 40 cm, les racines étant réparties de manière homogène sous le bananier et au niveau de l'inter-rang (Lecomte, 2003).

Le terme puits de l'Equation 1.2, S , représente le volume d'eau prélevé par unité de temps dans un volume de sol unitaire du au prélèvement par la plante. Le formalisme de prélèvement est le suivant :

$$S(h) = a(h)S_p \quad (2.21)$$

où $a(h)$ est une fonction de réponse au stress hydrique et S_p le potentiel de prélèvement hydrique par la plante. Lorsque $a(h) = 1$, il n'y a pas de stress hydrique, ce qui est supposé avoir été le cas lors de notre expérimentation qui s'est déroulée dans des conditions de bilan hydrique toujours excédentaire.

e. Discrétisation de l'espace et du temps

Une grille d'éléments finis triangulaires a été créée à l'intérieur des domaines grâce à un générateur de grille automatique. La densité de la grille était considérée comme suffisante lorsque la solution convergait systématiquement et lorsque l'erreur de bilan hydrique était inférieure à 1%. En surface, entre les couches de sol et près de la mèche, des densités de grille élevées étaient nécessaires car les gradients de charge hydraulique étaient importants.

En 2D, la grille d'éléments finis comportait au total 2053 noeuds et 3905 éléments triangulaires, et en 3D 33090 noeuds et 184788 éléments tétraédriques (Figure 2.7 d).

Enfin, les discrétisations du temps étaient les suivantes : pas de temps initial 1e-004 jour, pas de temps minimal 1e-005 jour et pas de temps maximal 2 jours.

2.2.1.3 Validation et scénarios de simulation

L'adéquation entre les données de drainage mesurées et simulées par le modèle a été déterminée grâce à un coefficient d'Effcience (E) défini par Nash and Sutcliffe (1970) :

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (mesure_i - simulation_i)^2}{\sum_{i=1}^n (mesure_i - moyenne_{obs})^2} \quad (2.22)$$

Différents scénarios de simulation ont ensuite été envisagés pour évaluer les effets (i) de l'absence de la redistribution de la pluie (ii) de l'amplitude du stemflow qui peut varier du début à la fin de la croissance de 5 à 20 fois la pluie incidente relativement à la surface du pseudo-tronc (iii) d'un domaine plat (iv) de différentes conductivités hydrauliques à saturation dans la semelle de labour (de 0.12 à 0.72 m j⁻¹) et dans l'horizon A (de 1.2 à 6 m j⁻¹) (v) de différentes conditions initiales de potentiel (de -5 m à -0.01 m d'eau) sur les transferts d'eau distribués. Les ordres de grandeur des valeurs utilisées dans cette analyse ont été déterminés grâce à une pré-analyse en 1 D qui nous a aidée à définir la sensibilité du modèle aux variations de ces paramètres.

2.2.2 Simulations en une dimension des transferts de solutés K^+ et NO_3^-

2.2.2.1 *Domaine de simulation en 1D des colonnes de sol, conditions initiales et aux limites*

Le domaine envisagé pour la modélisation des transferts d'eau à l'échelle de la colonne de sol est illustré sur la Figure 2.8. Le domaine a une profondeur de 0.07 m. Les simulations effectuées avec l'horizon A étaient différenciées des simulations menées avec l'horizon B. Les paramètres de transferts hydriques évalués à l'aide de la procédure inverse étaient renseignés. Les conditions initiales de potentiel, évaluées à un potentiel de pression égal à -1 m d'eau, correspondaient aux ordres de grandeurs des valeurs de charges observées grâce aux données tensiométriques. La grille d'éléments finis consistait en un total de 101 noeuds. Les discrétisations du temps étaient les suivantes : pas de temps initial 0.1 jour, pas de temps minimum 0.01 jour et pas de temps maximum 2 jours. Les résultats des éluions mesurées sur des colonnes de sol non remanié ont été comparés aux flux d'eau simulés et validés à l'aide du coefficient de Nash and Sutcliffe (1970).

Elutions avec 0.5 L d'eau dans l'horizon A
ou 0.6 L dans l'horizon B
tous les 2 jours

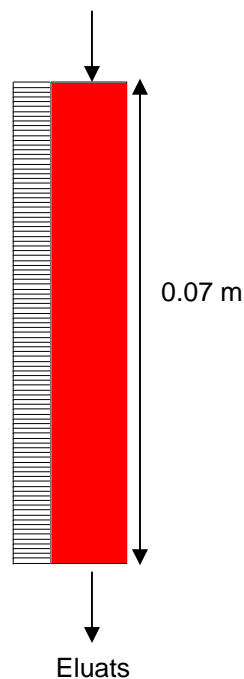


Figure 2.8 : Domaine de simulation monodimensionnel pour la modélisation des éluions à travers les colonnes de sol

2.2.2.2 Evaluation des paramètres d'adsorption

Les expérimentations « batch » en conditions statiques ont permis d'analyser les isothermes d'adsorption décrivant l'affinité du complexe d'échange pour les deux espèces ioniques considérées, K^+ et NO_3^- versus Ca^{2+} et Cl^- , à 2 niveaux de pH. Les paramètres d'adsorption ont été déterminés selon les formalismes de Freundlich, Langmuir, Langmuir-Freundlich et linéaire (Equation 1.8) et réévalués grâce à la procédure inverse d'HYDRUS1D, décrite dans le paragraphe 2.2.1.1. Les données observées de la fonction objective étaient les éluions mesurées dans les colonnes de sol au cours du temps.

2.2.2.3 Apports, stocks initiaux et nutrition minérale de la plante

Afin de simuler la concentration de soluté en solution dans la colonne de sol, nous avons effectué un apport de fertilisant équivalent à $20 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}$ et 56 kg K ha^{-1} , directement solubilisé après la première élution. L'absorption de l'azote et du potassium par la plante n'a pas été considérée lors des simulations en 1D. La teneur initiale de chaque soluté dans le sol était appliquée au domaine en tenant compte de la variation de stock selon les horizons de sol considérés.

2.2.2.4 Dispersivité du sol et diffusion des solutés

Les dispersivités longitudinales et transversales du sol étaient fixées à 1 cm et 0.1 cm. Les coefficients de diffusion moléculaire dans l'eau libre d'une espèce ionique sont référencés dans le Handbook of Chemistry (Weast, 1970) et équivalents à $1.9 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Ces coefficients de diffusion sont multipliés par un facteur de tortuosité, généralement égal à 0,6, selon la formulation de Millington and Quirk (Jury et al., 1991).

2.2.2.5 Minéralisation de l'azote organique

Les paramètres de dégradation ou de production d'azote nitrique ont été calculés à partir d'expérimentations au laboratoire mettant en évidence la dynamique de la minéralisation ou de l'organisation de l'azote contenu dans la matière organique du sol. Les paramètres envisagés sont des constantes représentant des coefficients de dégradation de premier ordre (chaîne de dégradation $NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$) dans la phase liquide, solide et gazeuse du sol.

2.2.2.6 Discrétisation du temps et de l'espace

Afin de résoudre l'équation de transfert, le temps est discrétisé selon le schéma de Crank-Nicholson (semi-implicite). L'espace est discrétisé selon la formulation de Galerkin avec une dispersion artificielle, afin de stabiliser la solution numérique et éviter les oscillations numériques lorsque des fronts de fortes concentrations sont simulés. Cette dispersion artificielle est représentée par un critère de stabilité (Nombre de Peclet * Nombre Courant) fixé à 2 (Perrochet and Berod, 1993).



3. Résultats et Discussion

3.1 Les transferts hydriques

3.1.1 Etude dynamique des flux hydriques à l'échelle du bananier et de son inter-rang - Résultats expérimentaux

3.1.1.1 Pluviométrie

Pendant les 5 mois et demi de mesures, du 15 juin au 29 novembre 2004 (jour 167 au jour 334), la quantité totale de pluie tombée a été de 4120 mm. Mis à part la deuxième moitié du mois de juin, les pluviométries mensuelles mesurées ont été entre 21 et 74 % supérieures aux moyennes mensuelles enregistrées sur les 20 dernières années (Figure 1.2).

Les 141 évènements pluvieux dont les volumes sont supérieurs à 2 mm sont répertoriés en annexe 2. La sélection des évènements pluvieux a été réalisée en considérant que la lame d'eau précipitée durant les 2 heures précédant et suivant le début de la pluie était inférieure à 4 mm. Les caractéristiques de ces évènements, en terme de volumes, intensités et durées, sont présentées sur la Figure 3.1. Une pluie moyenne a un volume de 28.2 mm, une intensité maximale moyenne de 96.7 mm h⁻¹ (calculée sur 1 min), une intensité moyenne de 34.56 mm h⁻¹ et une durée de 3h46 alors qu'une pluie médiane a un volume et une durée plus faibles (9.8 mm en 2h06) et des intensités équivalentes. Les pluies les plus volumineuses (maximum de 692 mm), intenses (maximum de 312 mm h⁻¹) et longues (maximum de 45h46) ont eu lieu en fin d'expérimentation pendant le mois de novembre 2004 et ne sont pas représentatives de l'ensemble des évènements pluvieux.

3.1.1.2 Ruissellement

Les intensités pluviales sont relativement élevées pendant la période de mesures et semblent influencer sur la quantité de pluie évacuée par ruissellement. Cattani et al. (2005) ont démontré que malgré les capacités d'infiltrations élevées de l'andosol, un ruissellement modéré à important apparaissait en bananeraie sur andosol à l'échelle de la parcelle (entre 5 et 30% de la pluie incidente). Les fortes précipitations rencontrées en Juillet et Août, tant au niveau des intensités que des volumes et durées des pluies, ont pu expliquer les coefficients de ruissellement (CR), évalués par Ruy et al. (2005) à l'échelle de la placette, atteignant plus de 50% de la pluie incidente. Une relation linéaire entre pluie et CR a été établie par ces derniers mais ce formalisme n'avait pas de signification physique et ne prenait pas en compte un seuil de déclenchement. Sur les mêmes données nous avons effectué un ajustement de type logarithmique avec un seuil de déclenchement à 2 mm. Nous n'avons pas tenu compte d'un affaiblissement apparent du CR lors de fortes pluies car les conditions météo des deux pluies longues et peu intenses mesurées par Ruy et al. (2005) étaient très atypiques ; pour les pluies volumineuses et très intenses de novembre, qui pèsent lourd dans le bilan, un CR dépassant les 50% est largement admissible. La Figure 3.2 présente le résultat de cette relation appliquée à l'ensemble des 141 évènements pluvieux répertoriés ; le ruissellement cumulé a alors atteint 1808 mm sur les 5 mois et demi de mesures.

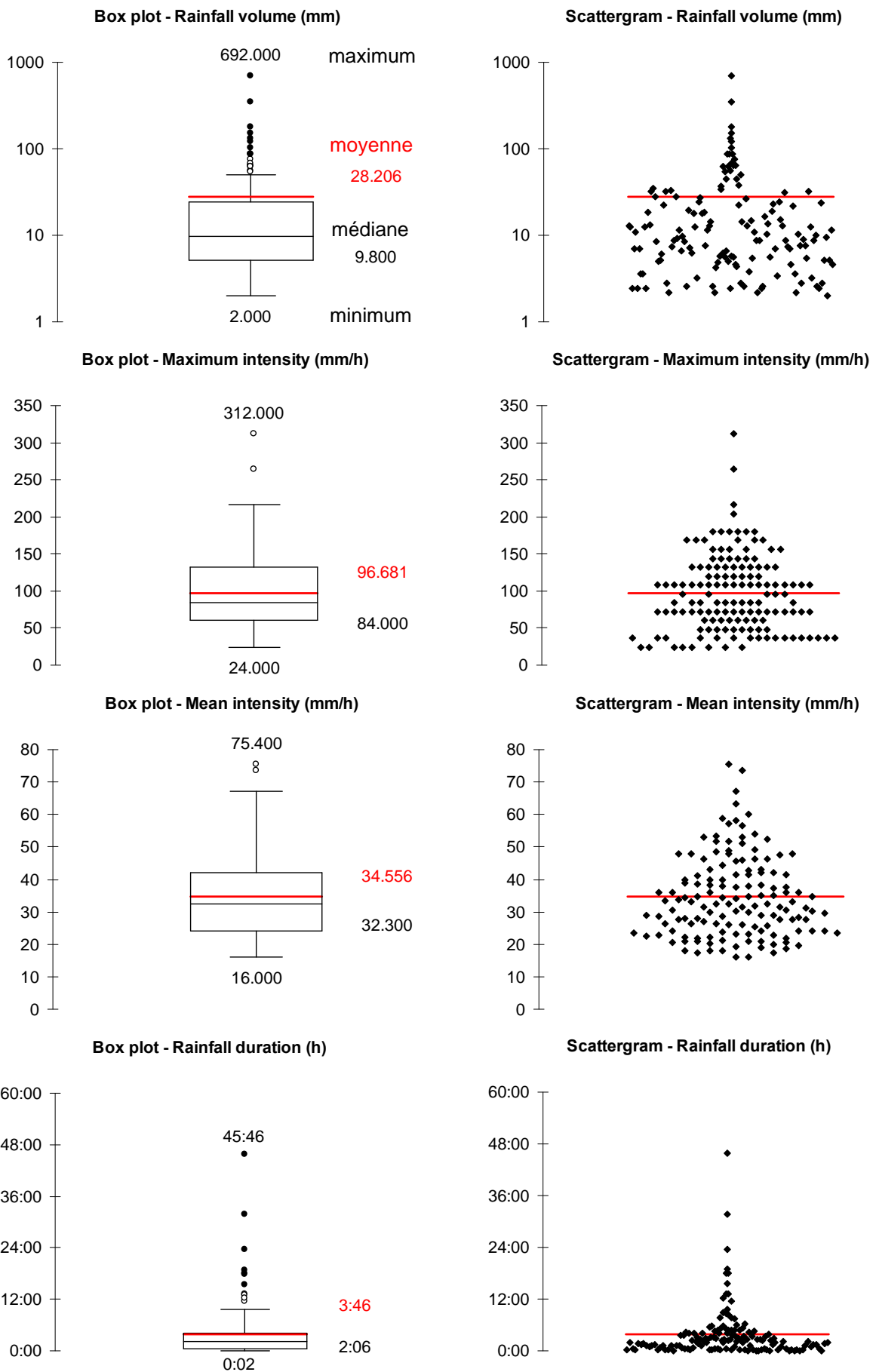


Figure 3.1 : Boîtes à moustaches et diagramme de dispersion des volumes de pluie, intensités maximales et moyennes pluviales et durée des précipitations. En rouge sont indiquées les moyennes, la largeur utilisée sur les axes des x des diagrammes de dispersion indique la densité de valeurs dans un intervalle y donné.

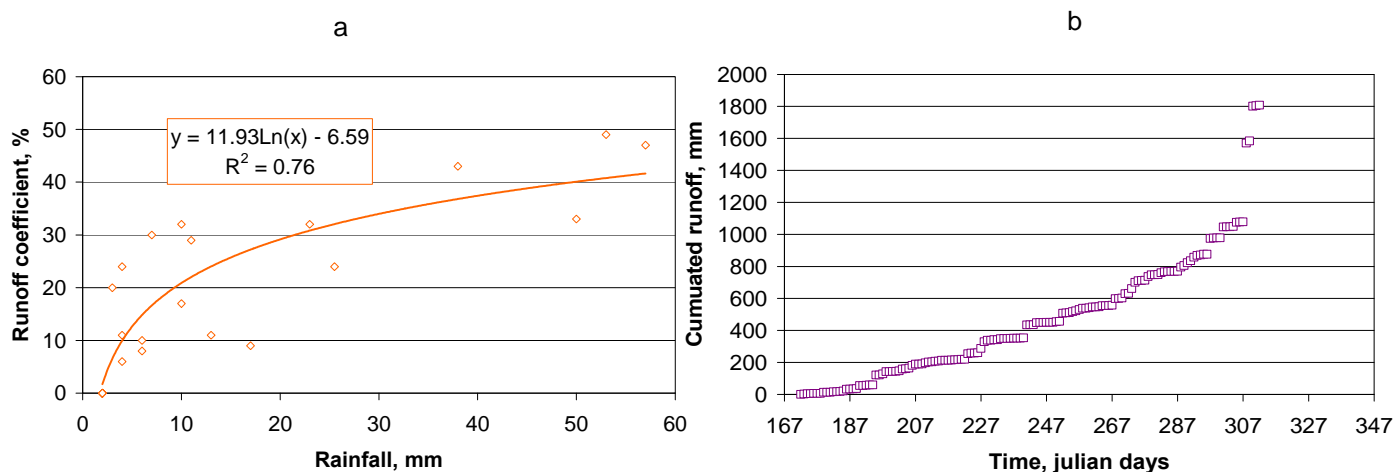


Figure 3.2 : (a) Coefficient de ruissellement en fonction du volume de l'évènement pluvieux incident et (b) ruissellement cumulé en fonction du temps pendant la période expérimentale.

3.1.1.3 Evapotranspiration

Sur les 5 mois et demi de mesures, l'ETP totale était égale à 585 mm. Les coefficients culturaux à différents stades de la croissance du bananier ont été évalués par Santana et al. (1993). Une relation de type exponentielle a été établie entre ces coefficients culturaux et l'âge du bananier (Figure 3.3). L'évapotranspiration réelle finale a ainsi atteint 472 mm.

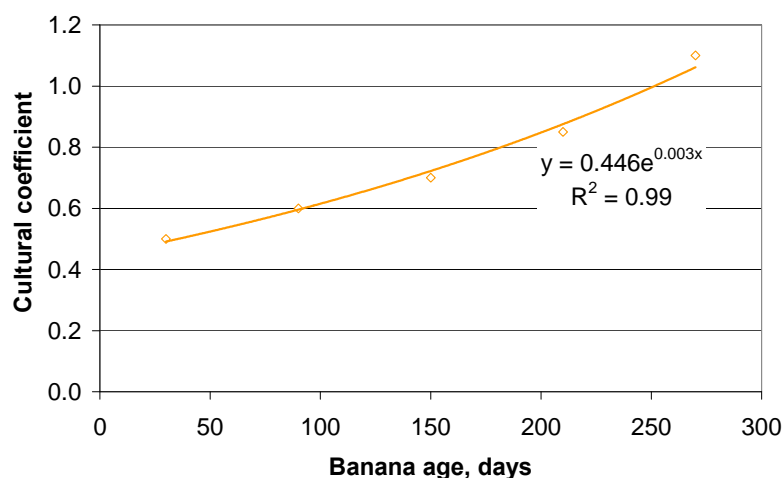


Figure 3.3 : Coefficients culturaux du bananier en fonction de son âge

3.1.1.4 Etude de la dynamique du drainage

a. Lysimétrie

La cohérence du dispositif de 5 fosses x 4 lysimètres à mèches a été bien vérifiée pendant une période restreinte (jour 209 au jour 326) (Figure 3.4). L'interprétation de l'ensemble des données lysimétriques permet d'évaluer les incertitudes sur les moyennes spatiales du drainage pondéré issu de l'Equation 2.11. Nous constatons que la fosse 3 est représentative des moyennes spatiales des flux sur l'ensemble du dispositif et fera l'objet ultérieur d'une modélisation déterministe.

Les incertitudes relatives des moyennes de drainage pondérées sont de +/- 13% du 27/07/04 (jour 209) au 20/10/04 (jour 294) lorsque les 5 fosses étaient expérimentées puis de +/- 19% du 20/10/04 (jour 294) au 21/11/04 (jour 326) lorsque seulement 3 fosses étaient expérimentées (fosse 3 à 5). Ces données ont été jugées correctes pour des incertitudes liées à de la lysimétrie.

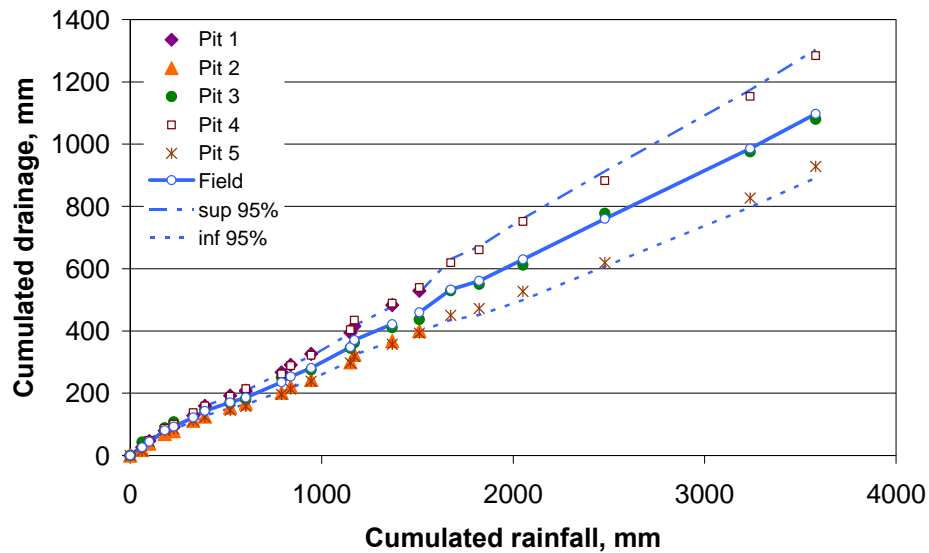


Figure 3.4 : Moyennes pondérées du drainage mesuré dans chacune des fosses expérimentales (Equation 2.14) - F3 représentative de la moyenne. Field = moyenne, Sup = Superior et Inf = Inferior (P=0.95)

Les données de drainage mesurées dans la fosse 3 du 15 juin au 29 novembre 2004 (jour 106 au jour 334) sont présentées sur la Figure 3.5. Notons qu'entre le 6 et 9 septembre 2004 (jour 250 à 253) et qu'entre le 10 et le 19 novembre 2004 (jour 315 à 324), nous avons observé un dysfonctionnement de l'appareillage, causé par de trop fortes pluies lors de la deuxième période.

Les résultats ont clairement montré que sous le bananier, dans les lysimètres 1 et 2, le drainage est suralimenté. En aval du pseudo-tronc, dans le rang (lysimètre 3) et entre les bananiers (lysimètre 4), dans l'inter-rang, les flux hydriques sont 3 à 5 fois plus faibles que sous le bananier (lysimètre 1 et 2). Le lysimètre 2 reçoit plus d'eau que le lysimètre 1, suggérant une redirection de l'eau en aval du pseudo-tronc du bananier en profondeur ou en surface.

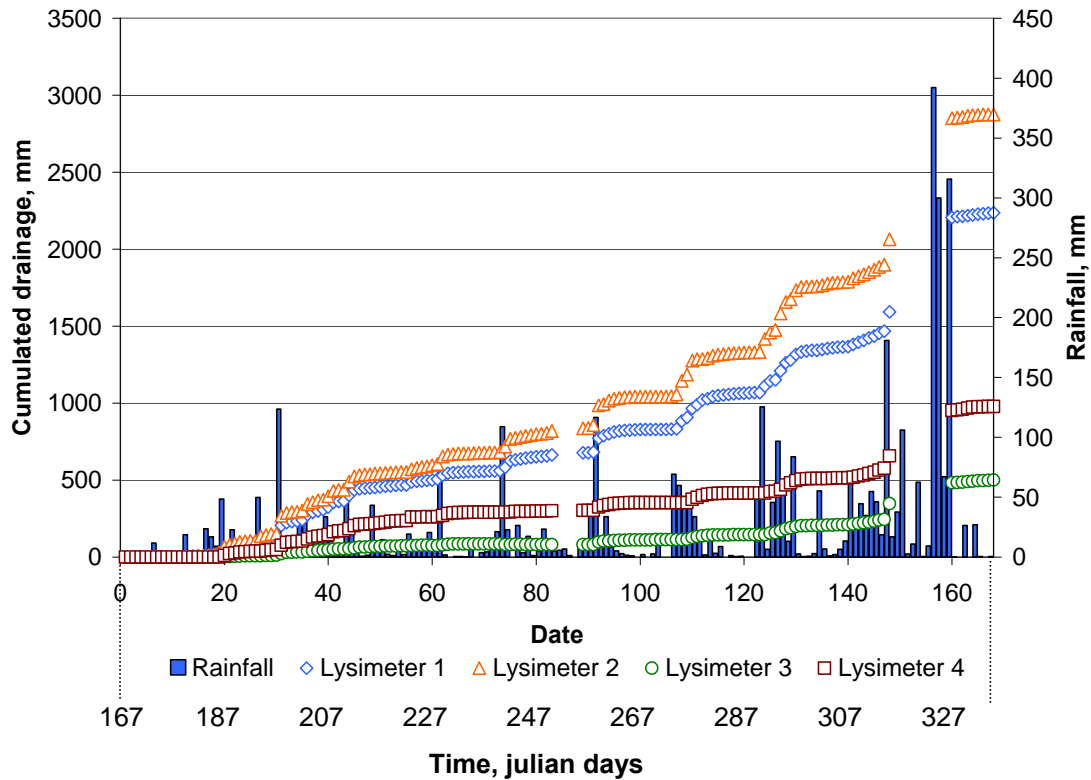


Figure 3.5 : Drainage cumulé dans les lysimètres 1, 2, 3 et 4 en fonction du temps

Une analyse fréquentielle des temps de montée des flux de drainage menée sur 30 périodes lysimétriques, sélectionnées après des événements pluvieux, montre que le drainage est plus rapidement initié dans le lysimètre 1 que dans le lysimètre 2 (74% des événements analysés). Le temps de montée le plus fréquent est en effet inférieur à 24 minutes dans le lysimètre 1 alors qu'il est compris entre 24 et 48 minutes dans le lysimètre 2 (Figure 3.6). Notons que dans 81% des cas, l'intensité du flux drainé est corrélée à la zone d'initiation du drainage.

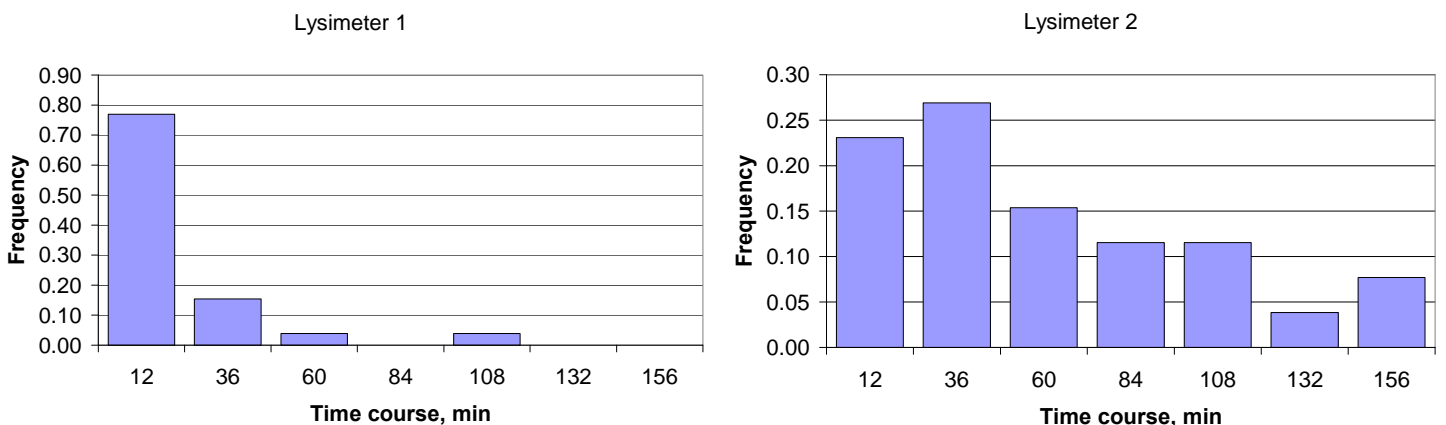


Figure 3.6 : Analyse fréquentielle des temps de montée au dessus des lysimètres 1 et 2. Les volumes drainés étant faibles dans les lysimètres 3 et 4, il n'a pas été possible d'établir une analyse cohérente des temps de montée.

b. Tensiométrie

Les potentiels de pression mesurés au dessus des trois premiers lysimètres à 3 profondeurs (6, 25 et 55 cm) ainsi que la pluviométrie journalière associée à la variation de ces potentiels sont représentés sur la Figure 3.8. Les potentiels enregistrés au dessus des lysimètres 1 et 2 sont en moyenne 21% supérieurs aux potentiels enregistrés au dessus du lysimètre 3, toutes profondeurs considérées.

Les tensiomètres de surface subissent les plus fortes variations de potentiels, le sol dans ses premiers centimètres étant fortement soumis aux sollicitations climatiques (pluie, évaporation) ; les valeurs extrêmes de potentiels matriciels en surface sont ainsi comprises entre -3.81 et -0.10 m, la valeur moyenne étant de -0.77 m. A 25 et 55 cm de profondeur, les potentiels matriciels varient beaucoup moins (de -2.27 à -0.05 m) et sont supérieurs aux charges de surface, la moyenne était en effet de -0.55 m, valeur très proche de la succion exercée par les mèches des lysimètres (-0.5 m).

La variation des potentiels matriciels est corrélée aux pluies. Après une pluie, les potentiels augmentent en effet de 0.34 m en surface, 0.25 m à 25 cm de profondeur et 0.16 m à 55 cm de profondeur (moyennes sur les 30 périodes analysés ci-dessus). Notons qu'une lame d'eau drainée de faible hauteur n'influence que très peu les valeurs de potentiel matriciel en profondeur, ce qui peut expliquer qu'en dehors de la zone de contribution du stemflow à la base du bananier, l'état d'humidité du sol en profondeur varie très peu.

Les potentiels observés ont permis de différencier 3 types de courbes (Figure 3.7), à l'instar de la typologie établie par Martin (2004) :

- Type 1 (peu réactif) : pas ou peu de variation de potentiel au cours de la pluie
- Type 2 (moyennement réactif) : variation lente (>10 min), temps de retour long
- Type 3 (très réactif) : variation rapide (>10 min), même temps de retour que pour le type 1

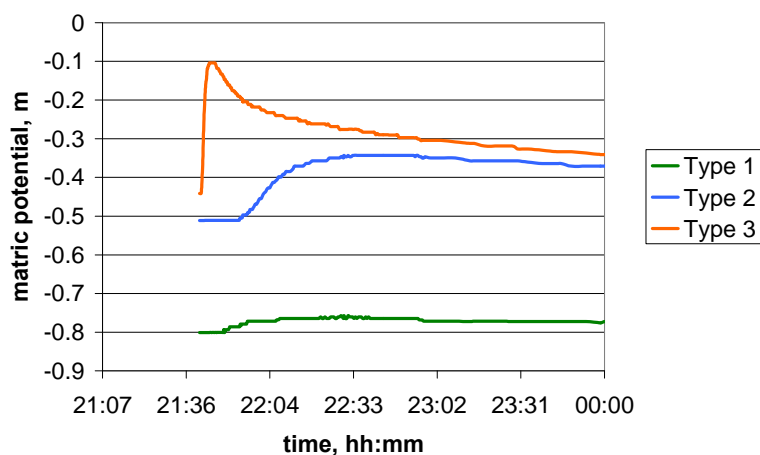


Figure 3.7 : Typologie des évolutions des courbes de potentiels matriciels après une pluie

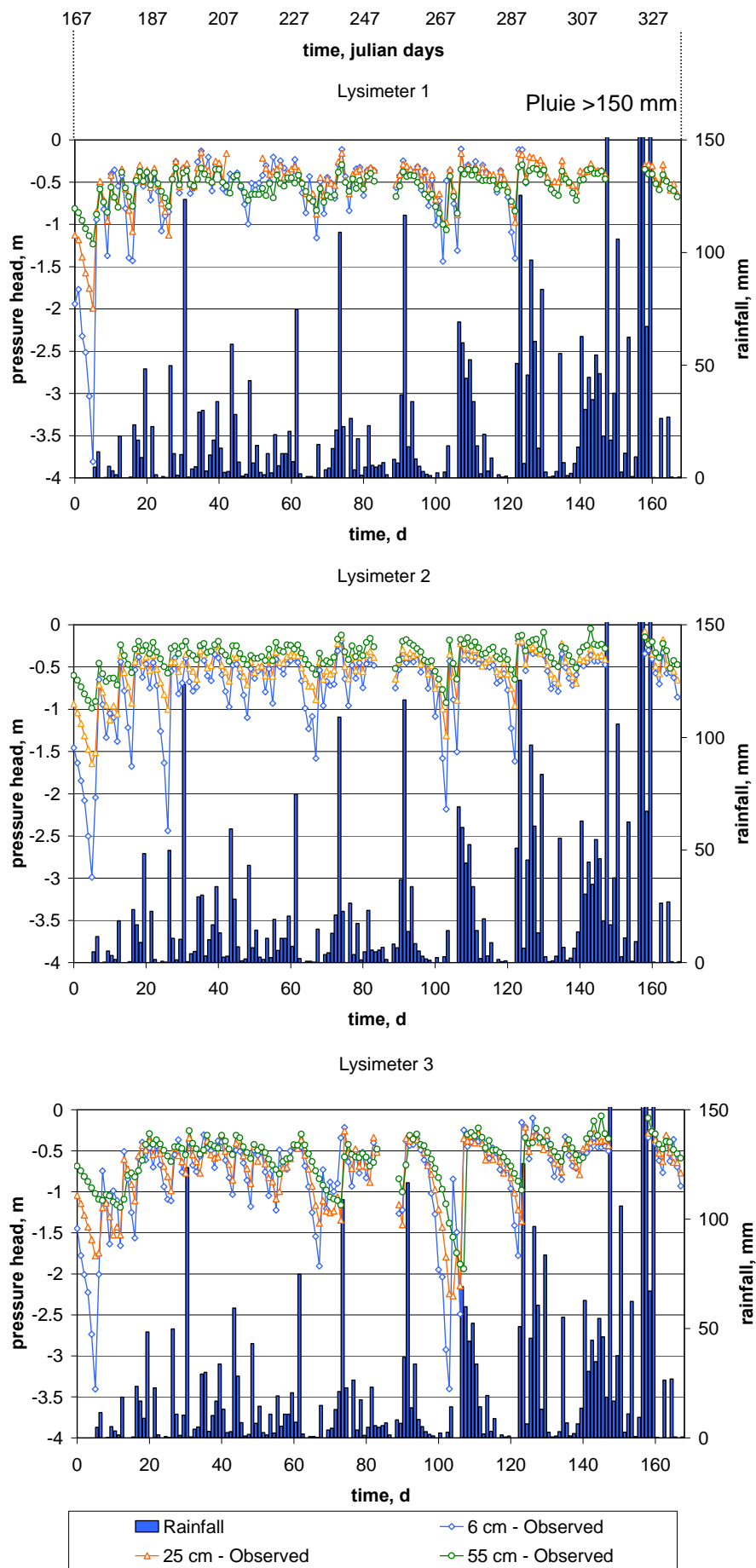


Figure 3.8 : Potentiels de pression mesurés à l'aide des tensiomètres situés à 6, 25 et 55 cm au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 et pluviométrie journalière associée.

Les courbes de type 1 permettent d'identifier les emplacements ou les profondeurs de sol qui ne subissaient pas l'influence de la lame d'eau infiltrée. Les courbes de type 2 présentent les caractéristiques d'un écoulement d'eau en milieu poreux décrit par la formule de Darcy (remplissage des micropores de l'andosol, suivi d'un drainage lent, de type matriciel). L'augmentation rapide du potentiel de type 3 permet de mettre en évidence des zones de remplissage macroporal. Cette macroporosité semble être présente de manière diffuse dans les andosols (zone racinaire, pores tubulaires de l'horizon B). Ce remplissage est suivi d'un drainage rapide par écoulement préférentiel jusqu'à un potentiel élevé, compris entre -0.04 et -0.3 puis par un drainage plus lent.

Les histogrammes de la Figure 3.9 établis grâce aux réponses des 141 événements pluvieux répertoriés montrent que plus le volume de pluie augmente, plus on observe des conditions d'écoulement préférentiel. D'une manière générale les tensiomètres de surface ont des réponses de type 3. Les tensiomètres implantés plus en profondeur présentent des courbes de types variables (1 ou 2), dépendant de la lame d'eau précipitée. Les tensiomètres à 25 cm de profondeur ont plutôt des réponses de type 2 alors que ceux situés à 55 cm de profondeur ont plutôt des réponses de type 1. Plus les volumes de pluie augmentent, plus les réponses de type 2 sont fréquentes en profondeur et inversement pour les réponses de type 1. Notons qu'au pied du bananier, plus de 85% des réponses sont de type 2 ou 3, toutes profondeurs comprises, traduisant une possible influence du flux d'eau infiltré issu du stemflow.

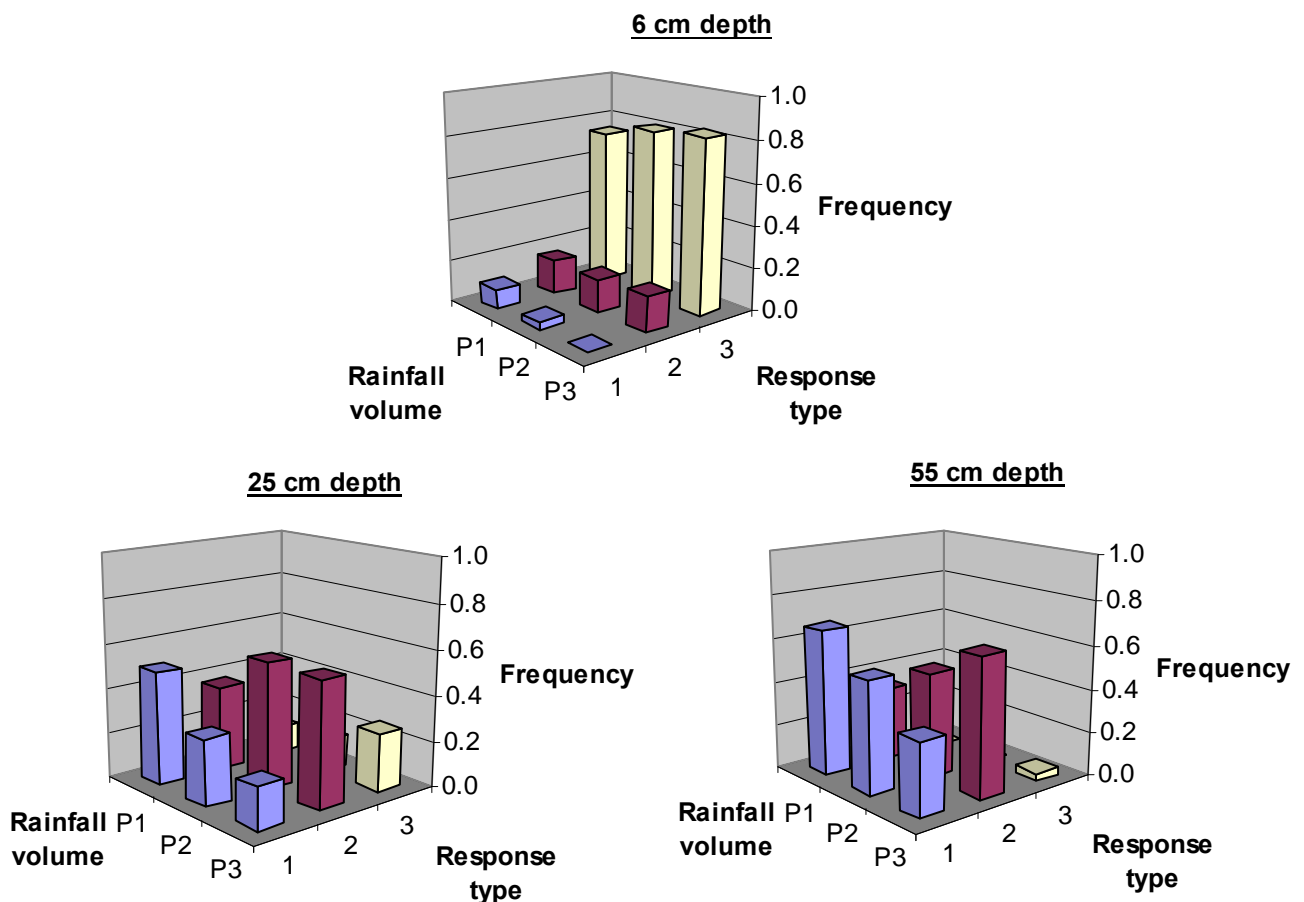


Figure 3.9 : Type de réponse des tensiomètres en fonction de la profondeur et du volume de pluie. *P* est le volume de l'évènement pluvieux, P1 : $P < 12$ mm, P2 : $12 \text{ mm} < P < 63$ mm, P3 : $P > 63$ mm.

Une analyse statistique effectuée sur 30 périodes tensiométriques, sélectionnées après des évènements pluvieux, montre que les temps de montée les plus courts correspondent aux potentiels matriciels en surface, quel que soit le lysimètre envisagé. Cette analyse montre par ailleurs que les tensiomètres réagissent d'autant plus vite qu'ils sont en surface : les temps de montée moyens en surface sont de 15 +/- 3, 45 +/- 5 et 52 +/- 8 min respectivement au niveau des lysimètres 1, 2 et 3 alors que les tensiomètres à 25 et 55 cm de profondeur atteignent leur potentiel maximum sur une durée plus longue (Tableau 3.1), pouvant atteindre de 1h30 à 3 h. Ces temps de montée en profondeur sont également d'autant plus long que l'on s'éloigne du pseudo-tronc.

Lysimètre 1	6 cm	25 cm	55 cm
Médiane	00:08	00:38	01:01
Moyenne	00:15	00:43	01:34
Ecart-type de la moyenne	00:03	00:04	00:13
Lysimètre 2			
Médiane	00:40	01:39	01:53
Moyenne	00:45	01:51	02:28
Ecart-type de la moyenne	00:05	00:14	00:23
Lysimètre 3			
Médiane	00:43	02:15	03:57
Moyenne	00:52	02:57	03:20
Ecart-type de la moyenne	00:08	00:45	00:50

Tableau 3.1 : Médiane, moyenne et Ecart-types de la moyenne des temps de montée (hh:min) des tensiomètres après un évènement pluvieux au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 à 3 profondeurs (6, 25 et 55 cm)

La Figure 3.10 nous montre l'évolution dans le temps de la répartition des potentiels matriciels à l'échelle de la placette expérimentale à différentes profondeurs pour une pluie jugée représentative d'un évènement pluvieux moyen présenté précédemment (paragraphe 3.1.1.1). Elle montre l'influence du stemflow sur l'augmentation des potentiels matriciels à l'échelle du quart d'heure en surface, de l'heure et demi à 25 cm de profondeur et de plusieurs heures à 55 cm de profondeur. Les potentiels matriciels mesurés dans la zone soumise au throughfall, protégée par le couvert végétal et soumise à l'égouttage, ne varient que très peu relativement à ceux mesurés à proximité de la zone influencée par le stemflow. La rapide évolution des charges de surface directement en aval du pseudo-tronc du bananier, correspond à une possible propagation du ruissellement en surface, dû à un refus d'infiltration du stemflow.

3.1.1.5 Synthèse


Ces résultats sont en accord avec la littérature évoquant l'impact de la végétation sur la répartition spatiale de l'eau à l'interface plante-sol (Levia, 2003 ; Bassette, 2005) et mettent en lumière l'impact du stemflow et du throughfall sur la distribution spatiale du drainage à l'échelle du bananier, de son rang et inter-rang. D'après l'interprétation combinée des données tensiométriques et lysimétriques au niveau des lysimètres 1 et 2, il apparaît que le drainage sous bananier est essentiellement dû au stemflow : les volumes drainés, les temps de montée lysimétriques et tensiométriques y sont plus longs.

La propagation du ruissellement en surface, dû à un refus d'infiltration du stemflow au pied du bananier, entraîne une redirection des flux d'eau dans le sens de la pente, du lysimètre 1 vers le lysimètre 2 : les potentiels matriciels mesurés en surface évoluent très rapidement après un évènement pluvieux directement en aval du pseudo-tronc. L'hypothèse d'une redirection de la lame d'eau infiltrée en profondeur du lysimètre 1 vers le lysimètre 2 n'est pas valide : les temps de montée tensiométriques et lysimétriques sont d'autant plus élevés que l'on se situe en surface (verticalement) et que l'on s'approche du pseudo-tronc (latéralement). Un transfert latéral du stemflow vers l'inter-rang est également observé mais peut être négligeable relativement aux flux d'eau observés en aval du bananier dans le sens de la pente.


Characteristics of the studied rainfall


Rainfall volume (mm)	Maximum intensity (mm/h)	Mean intensity (mm/h)	The last 24h rainfall (mm)
31.4	132	31.4	11

Tensiometers
6 cm depth

 Banana pseudo-trunk

 Lysimeter 4

 Lysimeter 1

 Lysimeter 2

 Lysimeter 3

Tensiometers
25 cm depth






1 - Stemflow influence

2 - Run off propagation at the soil surface

3 - Protected zone under the leaves (dripping)

Tensiometers
55 cm depth

Pressure heads (m)

-  - 5 to - 1
-  - 1 to - 0.5
-  - 0.5 to - 0.35
-  - 0.35 to - 0.2
-  - 0.2 to 0

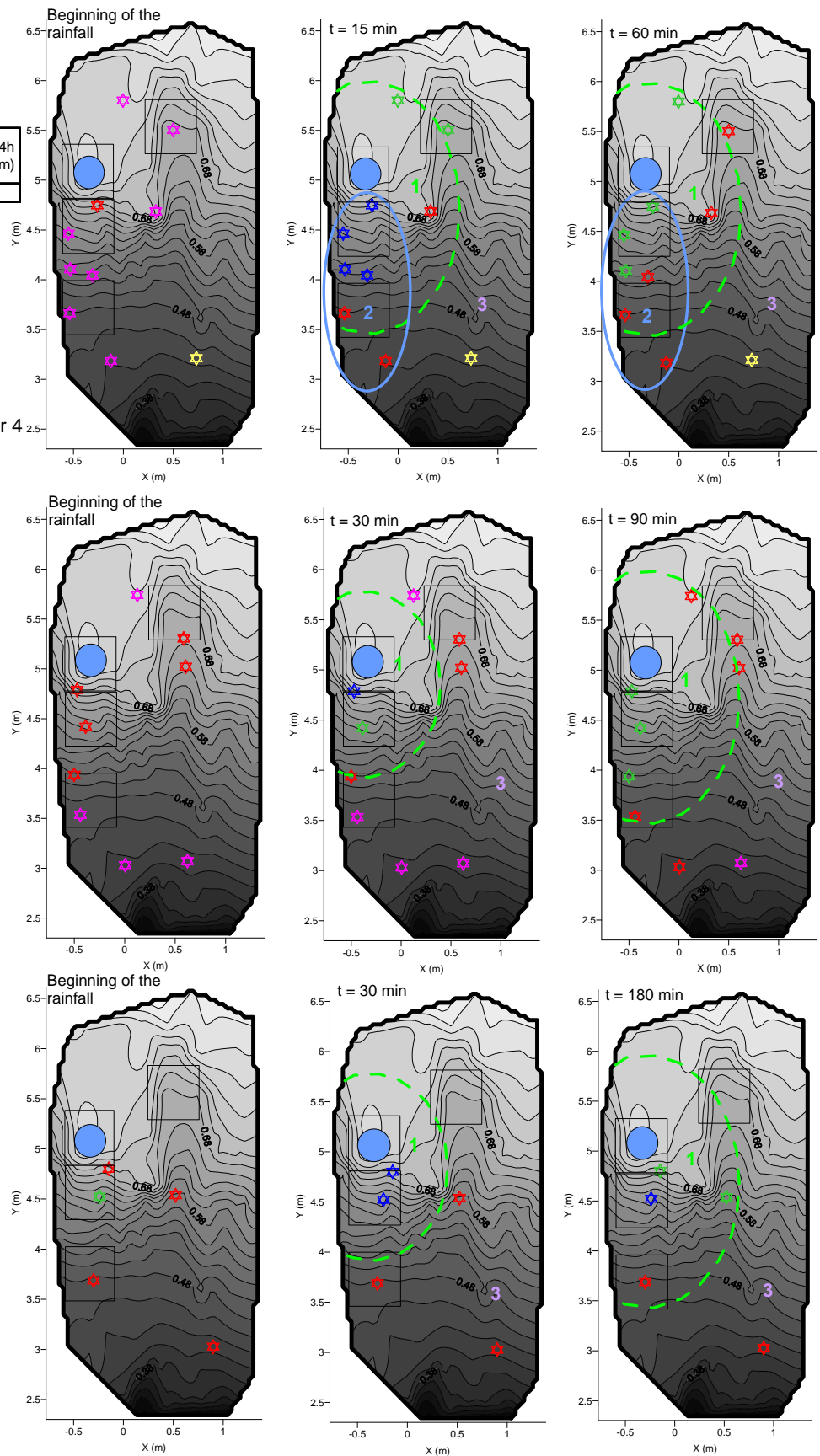


Figure 3.10 : Etude de la répartition des potentiels matriciels à 3 profondeurs pour un évènement pluvieux représentatif de l'expérimentation. Les schémas sont réalisés avec le logiciel Surfer grâce à la micor-topographie mesurée in situ.

3.1.2 Propriétés hydrodynamiques du sol et paramétrage

3.1.2.1 Conductivités hydrauliques à saturation

Le Tableau 3.2 présente les moyennes des conductivités hydrauliques à saturation mesurées selon différents types de méthodes présentées dans le paragraphe 2.1.3. Les K_{sat} présentent une très grande variabilité selon la méthode de mesure considérée mais aussi au sein des échantillons d'un même type de mesure et particulièrement en surface (Horizon A).

Horizon A				
Méthode	Etat de surface	Moyenne m des K_{sat} mesurées (mm h ⁻¹)	CV = σ/m	Nombre d'échantillons
Infiltrmètre à disques <i>Trims</i> (2001)	1	234	0.43	10
	2	302	0.17	4
	3	118	0.23	5
	4	469	0.14	5
Infiltrmètre à double anneaux (2002)	-	162	0.65	3
<i>Wind</i> (2004)	-	32	0.62	3
Infiltrmètre à charge nulle <i>Beerkan</i> (2004)	1	218	1.24	3
	2	194	0.71	3
	3	26	0.21	3
	4	564	0.52	2
Infiltrmètre à disques <i>Decagon</i> (2004) à l'intérieur de la placette	1	-	-	-
	2	2138	1.06	6
	3	1447	0.50	5
	4	1428	1.32	3
Infiltrmètre à disques <i>Decagon</i> (2004) à l'extérieur de la placette	1	398	0.73	4
	2	22	0.75	8
	3	9	0.64	6
	4	40	0.65	4
Horizon B				
Infiltrmètre à double anneaux (2002)	-	25	0.41	3
<i>Wind</i> (2004)	-	1756	0.61	3
Infiltrmètre à pression nulle <i>Beerkan</i> (2004)	-	199	0.17	3

Tableau 3.2 : Récapitulatif des conductivités hydrauliques à saturation mesurées selon les méthodes de l'infiltrmètre à double anneaux, du perméamètre à pression constante (*Wind*), de l'infiltrmètre à charge nulle (*Beerkan*), et des infiltrmètres à disques (*Trims* et *Decagon*). CV = Coefficients de Variation, σ = écart type.

Etats de surface : 1 « Zone d'accumulation », 2 « Chemin d'eau », 3 « Croûte + mousse », 4 « Pied du bananier ».

Les ordres de grandeur des K_{sat} de surface mesurées à l'aide des infiltromètres à disques *Trims*, à charge nulle *Beerkan* et à doubles anneaux sont similaires en surface.

Les méthodes *Beerkan* et *Trims* ont permis de mesurer des conductivités hydrauliques à saturation en surface plutôt faibles, de 26 à 118 mm h⁻¹, sur les zones croûtées ou recouvertes de mousses végétales alors qu'à proximité du pseudo-tronc, les K_{sat} ont tendance à être très élevées, avoisinant 469 à 564 mm h⁻¹. Les moyennes pondérées avec les nombres d'échantillons (221 à 270 mm h⁻¹) sont cohérentes avec les valeurs allant de 26 à 350 mm h⁻¹, trouvées dans la littérature pour ce même type de sol en Guadeloupe (Perret and Dorel, 1999 ; Dorel et al., 2000, Clermont Dauphin et al., 2004 ; Cattan et al., 2005).

Les conductivités hydrauliques obtenues grâce aux perméamètres à pression constante appliqués sur les cylindres *Wind* donnent des résultats de conductivités hydrauliques à saturation très élevées dans l'horizon B et très faibles dans l'horizon A, relativement aux autres types de mesures.

Les mesures effectuées grâce aux infiltromètres à disques de type *Decagon* sont relativement incohérentes, les ordres de grandeurs mesurés diffèrent d'un facteur 1000 selon que l'on se situe à l'extérieur ou à l'intérieur de la placette expérimentale.

3.1.2.2 Analyse critique des mesures de conductivités hydrauliques

Lors de l'évaluation de la conductivité hydraulique à saturation, des problèmes de convergence et d'optimisation des paramètres sont apparus lors de l'analyse en 3 dimensions des échantillons *Beerkan*. Il apparaît en effet que l'algorithme utilisé (Figure 2.2) est déficient, particulièrement lorsque la différence entre θ_0 et θ_s est faible. Aussi, les résultats de l'analyse en une dimension sont utilisés pour l'évaluation de la courbe de $K(h)$. Cela n'est pas satisfaisant dans la mesure où l'analyse monodimensionnelle ne prend pas en compte les effets de transferts latéraux, observés sur le terrain (Photo 3.1). L'infiltration étant généralement en 3 dimensions, les valeurs de K_{sat} sont donc probablement surestimées.



Source : Heuzé (2005)

Photo 3.1 : Effets de transferts latéraux lors de la mise en œuvre de la méthode *Beerkan*

De plus, les paramètres texturaux présentés dans le Tableau 3.3, déduits de l'analyse granulométrique et utilisés pour l'évaluation de $K(h)$ (Heuzé, 2005) ne sont pas en adéquation avec ceux relatés dans la littérature sur les andosols (Dorel et al., 2000 ; Ndayiragije and Delvaux, 2004).

Comme l'avaient suggéré Bartoli et al. (1991), l'analyse granulométrique aurait du être effectuée après dispersion avec des résines saturées avec du Na^{2+} afin d'éviter des problèmes liés à la présence de micro - agrégats de particules argileuses (allophane) qui sont très stables et peuvent avoir la même taille que les particules de sable.

	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
Heuzé, 2005	9	47	44
Dorel et al., 2000	62	32	6
Ndayiragije et al., 2004	58.6 (Horizon A)	-	-
	63.1 (Horizon B)	-	-

Tableau 3.3 : Distribution granulométrique de l'andosol allophanique selon différents auteurs

Les infiltromètres à disque étaient utilisés à une échelle très petite (de l'ordre de 2 cm) et étaient très dépendants de la variabilité locale des propriétés du sol. De plus, des problèmes techniques sont apparus avec le dispositif *Decagon* mis en place : la membrane poreuse présentait des fuites et le tube de contrôle exerçant la tension n'était pas toujours en contact étroit avec le réservoir d'eau, ce qui a pu altérer la succion appliquée à la surface du sol. Par conséquent, les infiltromètres à disques n'ont pu ni donner une évaluation directe de la conductivité hydraulique à saturation, ni être considérés comme référence.

Les conductivités hydrauliques obtenues grâce aux perméamètres à pression constante appliqués sur les cylindres *Wind* ont donné des résultats de conductivités hydrauliques à saturation dans l'horizon B étonnamment élevées (1000 à 2000 mm h^{-1}), contradictoires avec les données obtenues les années précédentes avec l'infiltromètre à double anneaux ou avec les données de la littérature (Cattan et al. 2005), présentant des K_{sat} approchant respectivement 25 mm h^{-1} et 32 mm h^{-1} dans l'horizon B. Ceci peut s'expliquer par (i) un éventuel écoulement préférentiel entre le cylindre et le sol, (ii) la présence de pores tubulaires dans l'horizon B de l'andosol. Ces pores, sans issue au champ, ont pu être sectionnés lors du prélèvement du cylindre *Wind* et contribuer à la surestimation de la conductivité hydraulique lors de la saturation. A contrario, les K_{sat} de l'horizon A de l'andosol sont apparues particulièrement faibles (entre 13 et 49 mm h^{-1}) relativement aux autres mesures (162 à 221 mm h^{-1}), effectuées *in situ*. Les vibrations émises pendant le transport de l'échantillon (Guadeloupe-Avignon) ont pu occasionner un tassement du sol à l'intérieur du cylindre *Wind*.

Dans ce cadre là, il est difficile de choisir laquelle des méthodes utilisées donne les paramètres hydrodynamiques les plus fiables et réalistes. Il apparaît *a priori* que l'infiltromètre à double anneaux a l'avantage d'être utilisé *in situ* et permet d'assurer un écoulement le plus vertical grâce à la présence de l'anneau externe.

3.1.2.3 Paramètres de la Courbe de rétention $\theta(h)$

Le Tableau 3.4 présente les paramètres des courbes de rétention à différentes profondeurs évalués grâce aux perméamètres à pression constante de type *Wind* ainsi qu'à l'infiltromètre à charge nulle de type *Beerkan*.

Les ordres de grandeur des résultats issus de la méthode appliquée *in situ* de type *Beerkan* sont proches des résultats de laboratoire de type *Wind*. Malgré cela, les coefficients de variation des paramètres θ_r , α et m sont assez élevés et il n'est pas possible d'établir une relation entre les deux types de mesures.

Méthode	Profondeur	θ_s	θ_r	α	n	m
Horizon A						
Unités		-	-	m^{-1}	m^{-1}	m^{-1}
<i>Wind</i>	3-10 cm	0.713	0.350	3.782	1.187	0.158
<i>Wind</i>	10-17 cm	0.746	0.134	18.961	1.074	0.069
<i>Wind</i>	10-17 cm	0.724	0.418	4.687	1.233	0.189
<i>Beerkan</i>	0-30 cm	0.680	-	14.691	1.197	0.165
	Moyenne	0.716	0.301	10.530	1.173	0.145
	CV	0.0384	0.4931	0.7108	0.0584	0.3606
Horizon B						
<i>Wind</i>	50-57 cm	0.747	0.109	23.322	1.047	0.045
<i>Wind</i>	50-57 cm	0.763	0.335	51.361	1.102	0.093
<i>Wind</i>	50-57 cm	0.754	0.457	13.155	1.144	0.126
<i>Beerkan</i>	30-60 cm	0.730	-	3.967	1.184	0.155
	Moyenne	0.748	0.300	22.951	1.119	0.105
	CV	0.019	0.588	0.894	0.053	0.454

Tableau 3.4 : Paramètres hydrauliques de la courbe de rétention issue de l'équation de Van Genuchten (1980) obtenus selon les méthodes du perméamètre à pression constante (*Wind*), de l'infiltromètre à charge nulle (*Beerkan*). Les valeurs en orange représentent les valeurs utilisées pour les procédures inverse ultérieures, CV = Coefficients de Variation.

3.1.2.4 Procédure inverse

L'optimisation simultanée des (i) conductivités hydrauliques à saturation des horizons A et B ainsi que de la couche de surface puis (ii) des paramètres de la courbe de rétention de l'horizon A et des conductivités hydrauliques à saturation des horizons A et B ont été effectuées en utilisant les flux de drainage comme fonction objective. Les paramètres hydrodynamiques de la mèche ont été fixés selon les travaux de Knutson et Selker (1994) : la conductivité hydraulique à saturation de la mèche est bien supérieure à celles des deux horizons de sol considérés. Les paramètres finaux optimisés sont présentés dans le Tableau 3.5. Notons que les sommes des résidus au carré sont similaires pour les deux types d'optimisation (0.096 contre 0.099) et que les coefficients de régression sont supérieurs à 0.6. Les valeurs des conductivités hydrauliques à saturation de surface sont comparables lors des deux types d'optimisation (94.6 et $107.9 \text{ mm h}^{-1} = 2.270$ et 2.590 m j^{-1}).

Ces valeurs correspondent globalement à celles que l'on peut évaluer grâce aux fonctions de pédotransferts établies à partir de la distribution granulométrique (Schaap and Leij, 1998). En effet, la distribution en argiles représentant la teneur en allophane évaluée par Dorel et al. (2000), associée à une densité apparente avoisinant les 0.5 g cm^{-3} , valeur $< 0.9 \text{ g cm}^{-3}$ et spécifique aux andosols, ont permis d'évaluer des conductivités hydrauliques de surface variant de 2 à 3 m j^{-1} selon différentes distributions de limons et de sables.

A contrario, les valeurs des *Ksat* en profondeur varient d'une puissance de 10 selon que l'on considère l'une ou l'autre des optimisations. Les valeurs obtenues lors de la première optimisation est du même ordre de grandeur que celles mesurées grâce à l'infiltromètre à doubles anneaux alors que celles obtenues lors de la deuxième optimisation avoisinent plus les mesures de l'infiltromètre à charge nulle de type *Beerkan*.

Optimisation 1 <i>Ksat</i> Horizons A, B et Couche de surface						
	θ_r	θ_s	α	n	<i>Ksat</i>	<i>l</i>
Unités	-	-	m^{-1}	m^{-1}	m j^{-1}	m j^{-1}
Horizon A	0.134	0.746	18.961	1.074	2.590	0.500
Horizon B	0.109	0.747	23.322	1.047	0.713	0.500
Mèche	0.000	0.630	0.055	3.611	280.000	0.500
Couche de surface	0.134	0.746	14.500	2.000	30.900	0.500
Optimisation 2 paramètres de rétention Horizon A et <i>Ksat</i> Horizons A, B						
Horizon A	0.134	0.746	3.660	1.250	2.270	0.500
Horizon B	0.109	0.747	23.322	1.047	6.300	0.500
Mèche	0.000	0.630	0.055	3.611	280.000	0.500
Couche de surface	0.134	0.746	14.500	2.000	100.000	0.500

Tableau 3.5 : Evaluation des paramètres de transferts évalués grâce à la procédure inverse d'HYDRUS 2D. Les valeurs en orange représentent les paramètres optimisés.

3.1.2.5 Synthèse

Les ordres de grandeur des paramètres de la courbe de rétention, issus de la méthode appliquée *in situ* de type *Beerkan* sont proches des résultats de laboratoire de type *Wind*.

Les valeurs des *Ksat* mesurées grâce aux perméamètres à pression constante (*Wind*) et infiltromètres à disques de type *Decagon* sont difficilement interprétables. Les ordres de grandeur des *Ksat* de surface mesurées à l'aide des infiltromètres à disques de type *Trims*, à charge nulle de type *Beerkan* et à doubles anneaux sont similaires en surface. Les conductivités hydrauliques à saturation sur les zones croûtées ou recouvertes de mousses végétales sont plutôt faibles (26 à 118 mm h^{-1}), alors qu'à proximité du pseudo-tronc, les *Ksat* ont tendance à être très élevées (469 à 564 mm h^{-1}). Les moyennes pondérées avec les nombres d'échantillons (221 à 270 mm h^{-1}) sont cohérentes avec des valeurs allant de 26 à 350 mm h^{-1} , trouvées dans la littérature.

Etant donné que les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation mesurées par l'infiltromètre à double anneaux ont été globalement reproduites par la procédure inverse (optimisation 1) dans les deux horizons, A et B, nous avons opté pour ces paramètres afin de mener la suite des simulations (*Ksat* Horizon A = 2.6 m j^{-1} et *Ksat* Horizon B = 0.7 m j^{-1}). La Figure 3.10 représente les courbes de rétention et de conductivité hydrauliques finales utilisées lors des simulations.

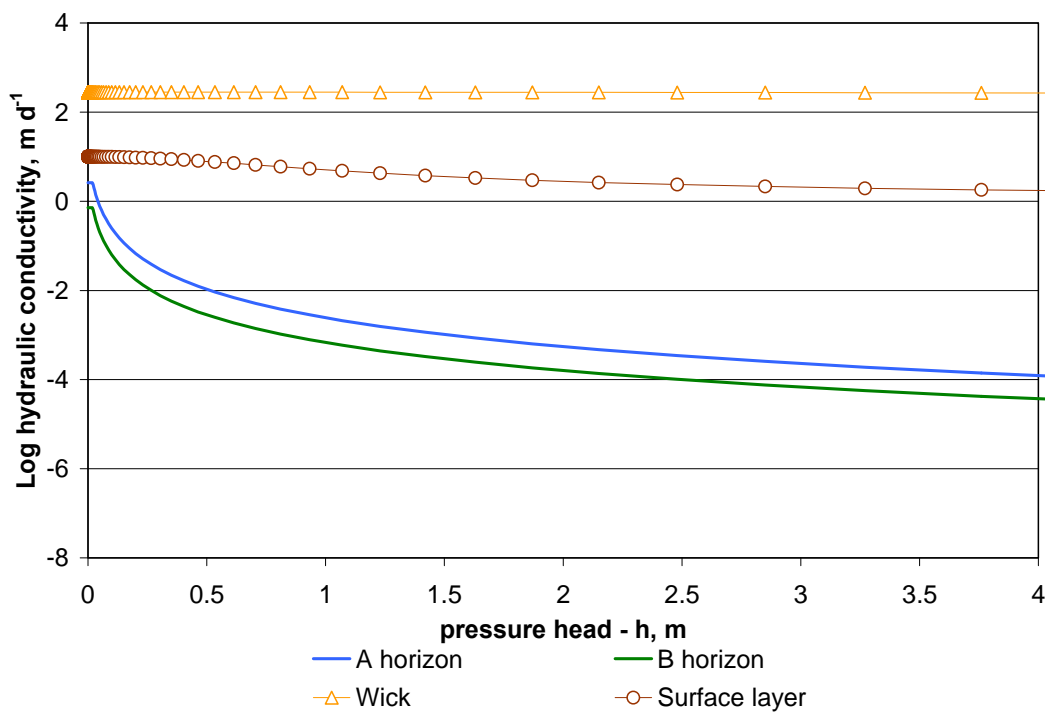
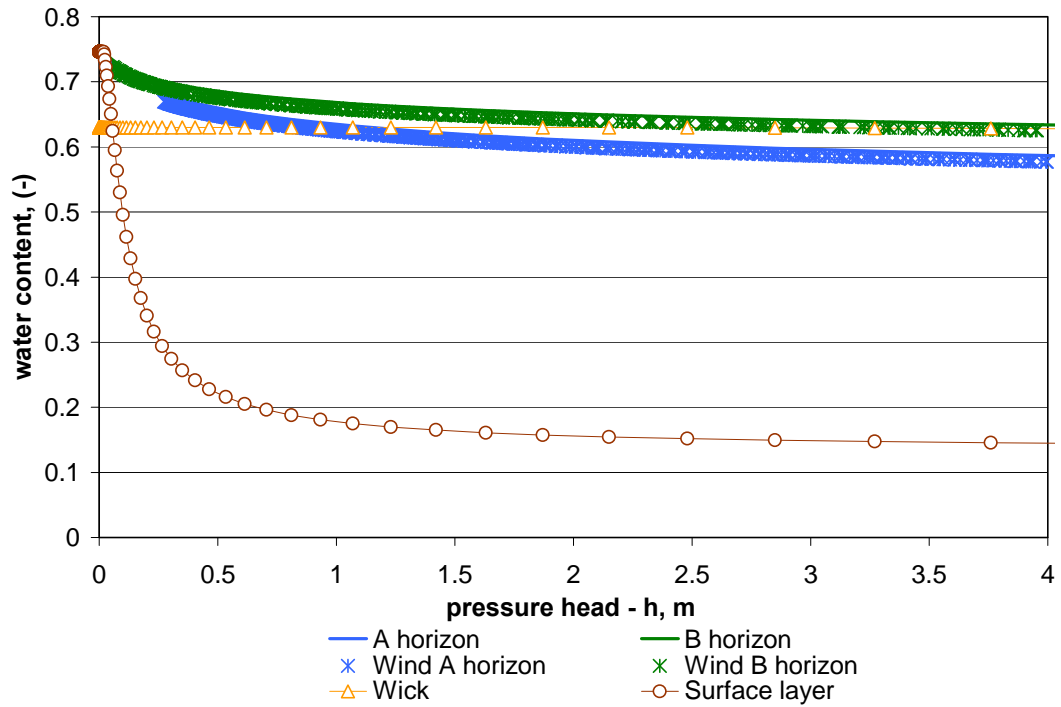


Figure 3.11 : Courbes de conductivité hydraulique $K(h)$ et de rétention $\theta(h)$ utilisées pour la modélisation des transferts hydriques

3.1.3 Modélisation des transferts hydriques

3.1.3.1 *Evaluation des conditions aux limites supérieures*

Des expérimentations menées pour mesurer le stemflow et le niveau de la nappe transmise sous le bananier nous ont permis d'établir des relations générales entre (i) la pluviométrie et le stemflow, (ii) la pluviométrie et le throughfall récolté en aval du bananier, sous le feuillage. Ces relations ne tiennent pas compte de l'effet égouttage qui est trop aléatoire mais permettent de connaître les conditions aux limites au pied du bananier et directement en aval de celui-ci (inter-bananiers) afin de renseigner le modèle. Le stemflow a été évalué comme égal en moyenne à 20 fois la pluviométrie et le throughfall inter-bananiers à moins de 0.1 fois la pluviométrie (mm) sur l'ensemble de la période expérimentale. Ces coefficients de stemflow et throughfall étaient du même ordre de grandeur que ceux rencontrés dans la littérature (Bassette, 2004 ; Cattan, 2006a).

3.1.3.2 *Simulations en deux dimensions des transferts hydriques*

a. Vecteurs vitesse et flux simulés

Les vecteurs vitesse illustrant les flux hydriques en deux dimensions pendant un évènement pluvieux sous le bananier sont illustrés sur la Figure 3.12. L'évènement pluvieux considéré, choisi pour ses forts volume et intensité, est le n°35 de l'annexe 2 (volume total = 34.4 mm, intensité maximale sur 1 min = 108 mm h⁻¹, intensité moyenne sur 1 min = 31.7 mm h⁻¹, durée de la précipitation = 3h21). Ces vecteurs vitesse indiquent un flux conséquent sous le bananier et directement en aval de celui-ci, zone soumise au stemflow, alors que les flux sont plus réduits dans la zone soumise au throughfall à 1 m en aval du bananier. Des flux latéraux de surface au dessus du lysimètre 2 ont été identifiés : à saturation, du ruissellement est généré par la couche de surface virtuelle en aval de la zone d'infiltration du stemflow.

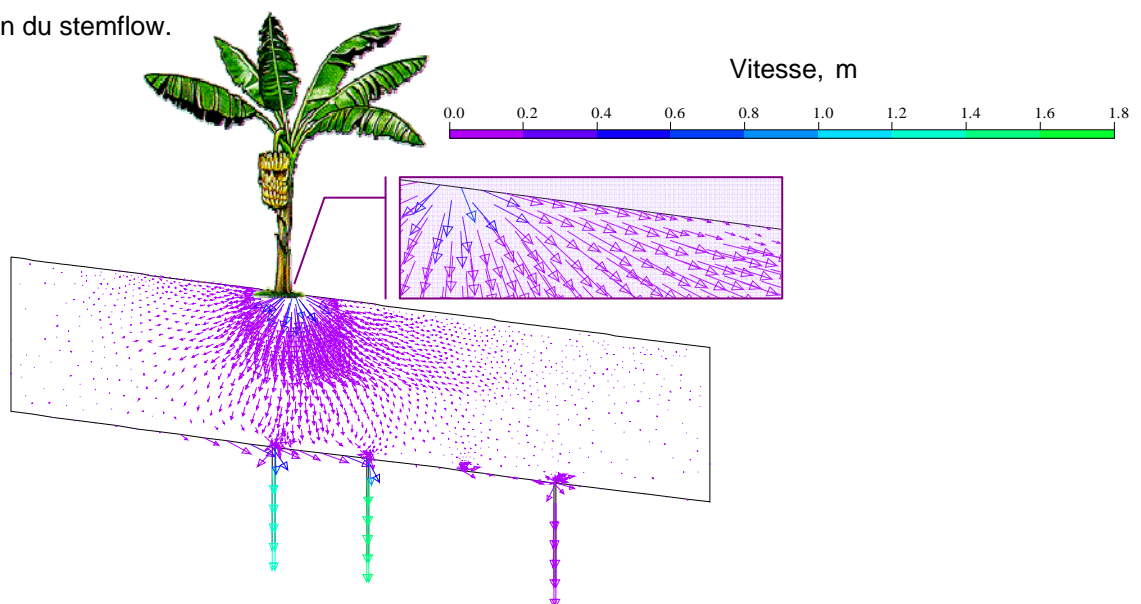


Figure 3.12 : Visualisation de l'influence du stemflow et du throughfall sous le bananier via les vecteurs vitesse après un évènement pluvieux

La Figure 3.13 représente les flux d'eau drainés mesurés (en dehors de la période finale où les données étaient absentes, du jour 167 au jour 314) en fonction des flux d'eau simulés dans les lysimètres 1, 2 et 3 et montre que les transferts d'eau mesurés à l'échelle du bananier et en aval de celui-ci, ont été bien simulés, malgré une légère surestimation des faibles transferts dans le lysimètre 3.

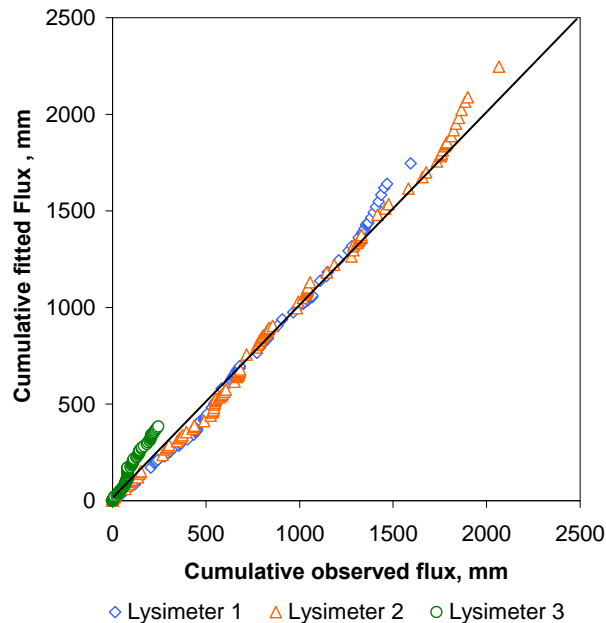


Figure 3.13 : Cumul des flux d'eau drainés mesurés en fonction des flux d'eau drainés ajustés

b. Validation

La Figure 3.14 représente la comparaison des potentiels matriciels mesurés au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 à 2 profondeurs (25 et 55 cm) et des sorties de simulation avec le domaine en 2 dimensions sur l'ensemble de la période expérimentale. Les valeurs de potentiel sont correctement simulées malgré quelques biais, notamment concernant les potentiels simulés les plus bas (lysimètre 3) qui restent légèrement plus élevés que les potentiels mesurés. En effet, l'analyse statistique de la performance du modèle pour les potentiels de pression, *via* les coefficients d'efficacité de Nash and Sutcliffe (1970) (Equation 2.22), a montré des coefficients supérieurs à 0.7 au niveau des lysimètres 1 et 2 aux deux profondeurs. Ces coefficients égalent 0.6 au dessus du lysimètre 3. Cette même analyse a confirmé ces résultats pour les flux puisque les coefficients d'efficacité sont égaux à 0.86, 0.85 et 0.80 au dessus des lysimètres 1, 2 et 3. La simplification bidimensionnelle apparaît donc légitime pour les lysimètres 1 et 2, elle l'est un peu moins pour le lysimètre 3 qui est légèrement suralimenté par des flux latéraux forcément étalés vu la distance au point d'injection du stemflow. Il est ainsi compréhensible que la modélisation 2D surestime légèrement les flux en aval du bananier, puisqu'elle suppose une identité des phénomènes dans la 3^e dimension. Notons que cette surestimation peut-être aussi attribuée à un positionnement incertain du lysimètre 3 dans le domaine de simulation (erreur à 20 cm près).

La modélisation des transferts hydriques nous a donc permis de reconstituer les périodes où les volumes d'eau drainés n'ont pas pu être mesurés dans les 3 premiers lysimètres et d'établir un bilan hydrique à l'échelle de la placette expérimentale sur les 5 mois et demi de mesures (15 juin au 29 novembre 2004, jour 167 au jour 334). La Figure 3.15 montre les flux entrants (pluies) et sortants (évapotranspiration, drainage et ruissellement) décrits dans le paragraphe 3.1.1 et présentés sous forme de bilan hydrique (a) pendant la période précédant les données manquantes (pluies de forts volumes et intensités de fin d'expérimentation) et (b) sur l'intégralité de la période expérimentale, incluant ces fortes pluies. Le drainage a été évalué selon l'Equation 2.11 attribuant un coefficient de $1/8$ au lysimètre 1, $3/16$ aux lysimètres 2 et 3, ainsi qu' $1/2$ au lysimètre 4, supposant que ce dernier était représentatif de l'intégralité de l'inter-rang. Les écarts types sont indiqués sur les Figures : ceux du drainage sont calculés grâce aux résultats obtenus sur les 5 fosses, ceux du ruissellement grâce à la différence d'ajustement entre une fonction puissance et une fonction logarithme. Enfin l'écart type supérieur indiqué pour l'évapotranspiration indique la différence entre une évapotranspiration calculée comme une fonction du rayonnement net (paragraphe 1.1.3.2.d) et une évapotranspiration évaluée à 3.5 mm j^{-1} comme l'ont publié Meyer & Schoch (1976).

Sur la période de mesure n'incluant pas les données manquantes (15 juin au 9 novembre 2004, jour 167 au jour 314) (Figure 3.15 a), le ruissellement est inférieur au drainage. Les valeurs de ruissellement sont comparables à celles mesurées à l'échelle de la parcelle, de l'ordre de 30% par rapport à la pluie incidente, dans les mêmes conditions hydriques (Cattan et al. 2005). Le défaut de bilan hydrique est inférieur à 10%.

Sur toute la période expérimentale (15 juin au 29 novembre 2004, jour 167 au jour 334) (Figure 3.15 b), les mesures de drainage n'ayant pas pu donner des résultats, les simulations ont permis de reconstituer les périodes manquantes et ainsi de calculer le drainage moyen pour les 5 mois et demi de mesures. Ainsi le drainage moyen cumulé atteint 1709 mm, valeur sensiblement égale au ruissellement cumulé. Les fortes quantités d'eau ruisselées sont attribuées aux pluies très intenses de fin d'expérimentation. La différence de bilan hydrique est de 131 mm et peut être attribuée à la quantité d'eau éventuelle stockée dans le sol. Ce défaut de bilan hydrique est inférieur à 4%.

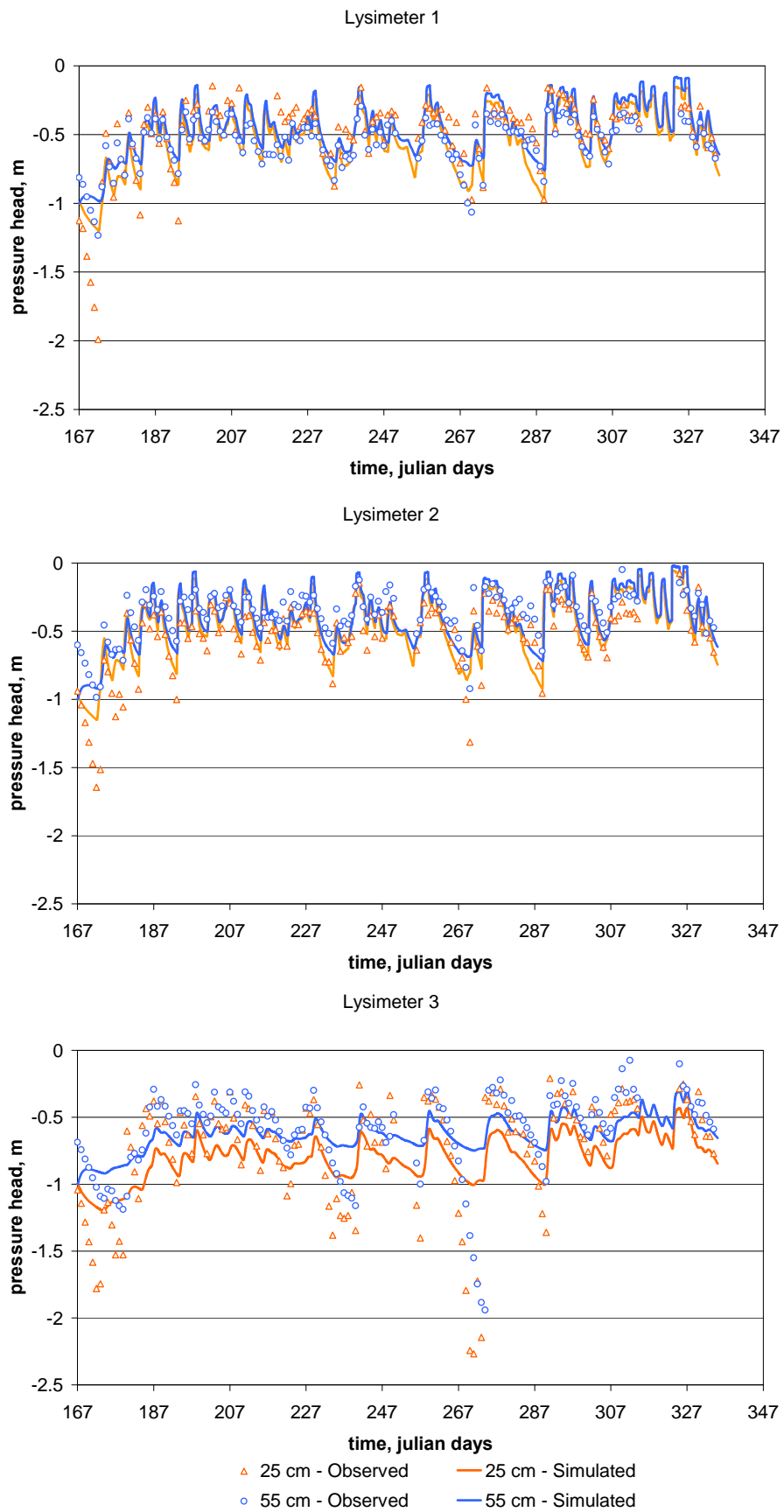


Figure 3.14 : Potentiels matriciels en fonction du temps mesurés et simulés au dessus des lysimètres 1, 2 et 3 à 2 profondeurs (25 et 55 cm)

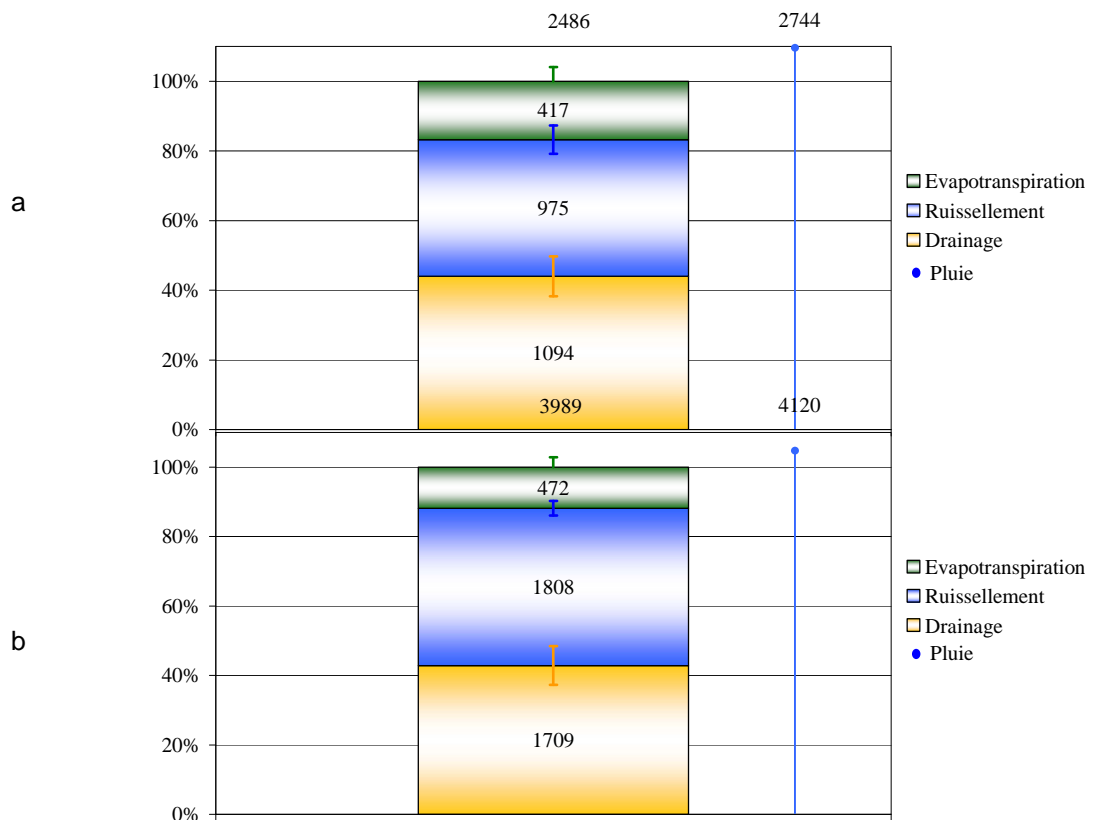


Figure 3.15 : Bilan hydrique à l'échelle du bananier, de son rang et inter-rang, (a) du 15/06/04 au 09/11/04 (jour 167 au jour 314) en dehors des pluies de forts volumes et intensités de fin de période), (b) du 15/06/04 au 29/11/04 (jour 167 au jour 334, période expérimentale intégrale). Les chiffres indiqués sont en mm.

Enfin, la simulation menée sans lysimètre montre que la présence de lysimètre n'affecte pas les flux cumulés (Figure 3.16). La longueur de mèche a donc été bien calculée pour rendre compte des potentiels moyens du sol à 70 cm de profondeur. Cependant, pour les conditions les plus sèches, comme le montre la Figure 3.17, les potentiels simulés directement au dessus des lysimètres à mèches restent inférieurs à ceux simulés 10 cm plus haut et ce au niveau des 3 lysimètres : les mèches exercent donc alors une succion significative sur le sol, ce qui est en adéquation avec les résultats de Vandervelde et al. (2005). Par conséquent, afin de s'affranchir d'un éventuel biais causé par la présence des mèches dans le sol, la simulation sans lysimètre est utilisée comme scénario de référence (Sr) pour interpréter les simulations ultérieures. Rappelons que le ratio Stemflow relatif à la section du pseudo-tronc/Pluie est égal à 20 dans Sr.

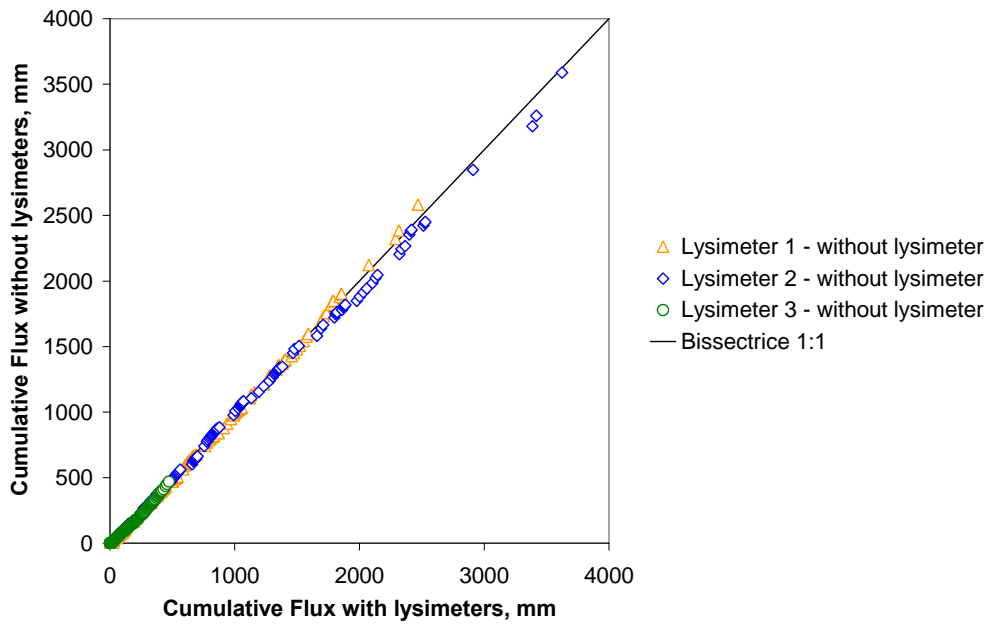


Figure 3.16 : Comparaison des flux cumulés avec et sans lysimètres

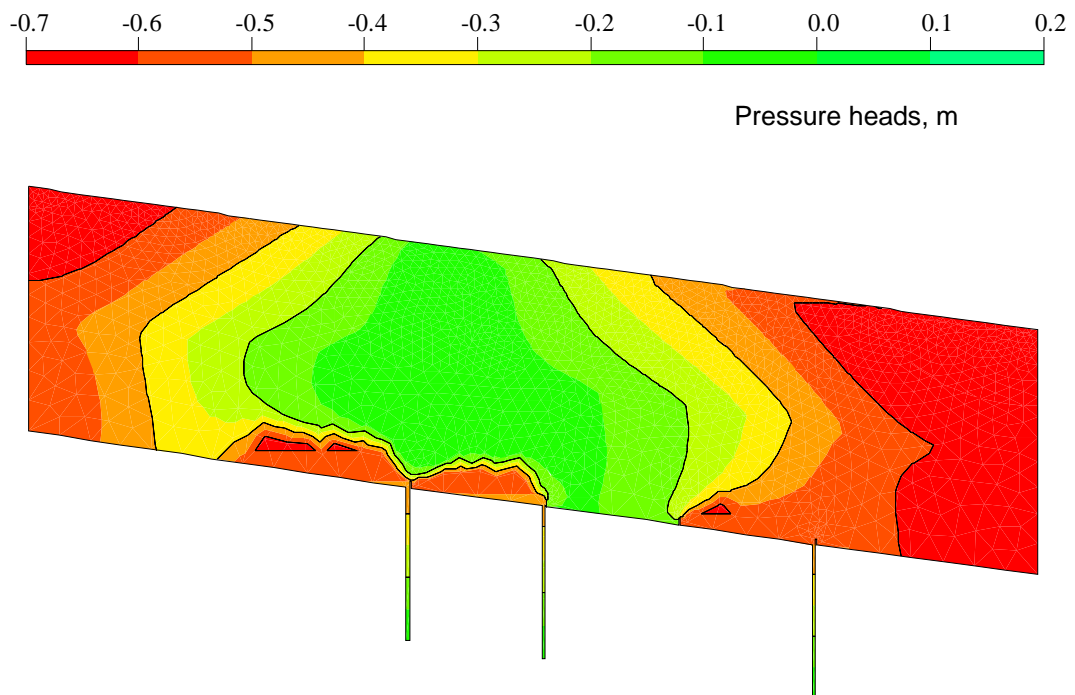


Figure 3.17 : Répartition des potentiels matriciels dans le domaine avec lysimètres utilisé pour les simulations des transferts hydriques juste après un évènement pluvieux

3.1.3.3 Simulations en trois dimensions des transferts hydriques

La Figure 3.18 montre les transferts d'eau mesurés et simulés en 3 D à l'échelle du bananier et de la placette expérimentale au niveau des 4 lysimètres installés à différentes positions relatives au pseudo-tronc. La période expérimentale présentée est de 46 jours (du 25/09/2004, jour 269, au 09/11/2004, jour 314, avant les pluies intenses de fin d'expérimentation). Les transferts sont relativement bien simulés, malgré une légère surestimation sous bananier (coefficients d'efficacité $E > 0.6$, Equation 2.22) et sous estimation en aval du bananier dans le rang ($E > 0.5$) et dans l'inter-rang ($E > 0.6$). Les plateaux observés entre les jours 279 et 289 ainsi qu'entre les jours 298 et 308 sont également présents en deux dimensions. Lors que le potentiel de pression en bas du profil décroît en dessous de -50 cm (longueur de la mèche), le flux à travers la face de suintement stoppe.

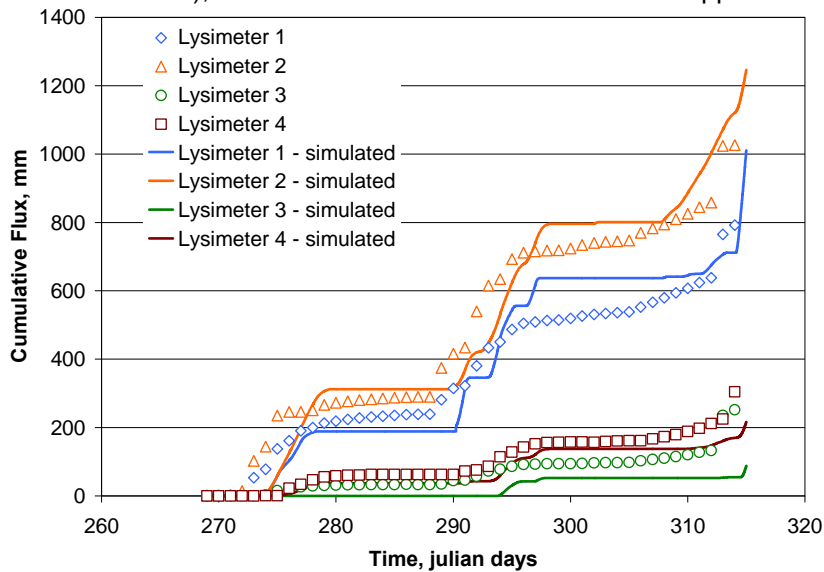


Figure 3.18 : Flux d'eau cumulés en fonction du temps, mesurés et simulés grâce à HYDRUS 3D dans les lysimètres 1, 2, 3 et 4

L'avantage des simulations en trois dimensions est de pouvoir (i) simuler les transferts dans l'inter-rang (ii) définir des conditions aux limites distribuées avec un stemflow annulaire autour du bananier et un throughfall sur toute la surface non atteinte par le stemflow. Notons que les résultats obtenus après injection en 2 points au pied du bananier (2D) (Figure 2.6) ne diffèrent pas des résultats obtenus après injection uniforme sur une couronne autour du pseudo-tronc (3D) (Figure 2.7.a). La Figure 3.19 montre l'évolution des potentiels matriciels sous bananier en 3 dimensions après des événements pluvieux pendant 16 jours. L'état de surface du domaine est représenté par la micro-topographie mesurée sur le terrain à l'aide du tachéomètre. L'effet du stemflow sur les transferts sous bananier et ceux du throughfall en aval de celui-ci dans le rang, et dans l'inter-rang sont clairement visibles. Les ordres de grandeur des potentiels matriciels simulés (Figure 3.19) sont comparables aux données tensiométriques mesurés (Figure 3.8). Notons que lors de fortes pluies, les transferts s'étendent sur toute la surface de mesure au moins dans l'horizon A ($t=6$ jours) : les potentiels matriciels y sont uniformément faibles. Dans l'horizon B, ces potentiels sont plus faibles sous bananier, conséquence de l'injection du stemflow. Lors de pluies plus modérées ($t=1, 2$ ou 14 jours), l'influence du flux autour du pseudo-tronc n'est visible que sous bananier.

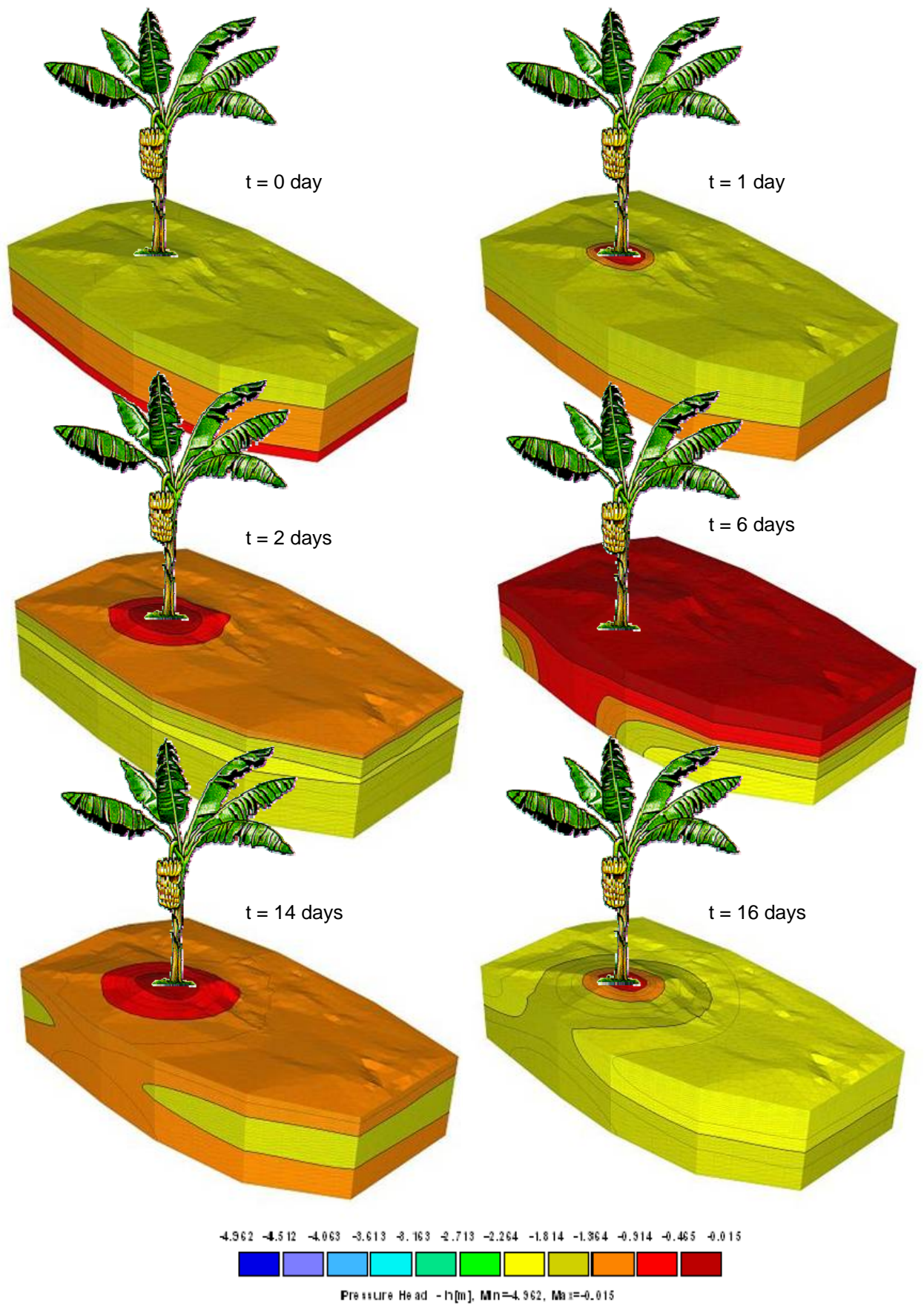


Figure 3.19 : Evolution des potentiels matriciels sous bananier en 3 dimensions après des évènements pluvieux pendant 16 jours (évènements pluvieux n° 78 à 95, annexe 2).

3.1.3.4 Scénarios de simulation en deux dimensions des transferts hydriques sans lysimètre

Une étude de différents scénarios de simulations nous a amenés à observer quels étaient les effets i) des conditions hydriques initiales du sol, (ii) des propriétés hydrauliques du sol, (iii) de la présence d'une semelle de labour, (iv) de l'absence de l'interception de la pluie par le bananier, (v) de l'amplitude du stemflow sur la répartition spatiale du drainage sous bananier et en aval de celui (lysimètre 1, 2 et 3). Les scénarios présentés ci-après sont le résultat d'une analyse de sensibilité détaillée (annexe 3) et représentent la synthèse des facteurs qui ont significativement influencé la distribution spatiale du drainage.

Les conditions hydriques initiales n'ont pas eu d'effets significatifs sur la distribution spatiale du drainage, ce qui paraît normal à l'échelle de temps considérée : sur 168 jours, les conditions hydriques ont eu largement le temps de s'équilibrer.

La figure 3.20 a montré la répartition du drainage sous les 3 premiers lysimètres en comparaison avec le scénario de référence (Sr), en considérant une conductivité hydraulique à saturation de l'horizon A de l'andosol égale à 2.6 m j^{-1} avec des scénarios considérant des K_{sat} représentatives des mesures présentées dans le paragraphe 3.1.2.1. Un K_{sat} de surface environ égal au double de celui utilisé dans la simulation originelle (5 m j^{-1}) n'entraîne pas un changement significatif du drainage au niveau des 3 lysimètres (*Beerkan*, *Trims* ou infiltromètres à doubles anneaux). Cependant si l'on considère les mesures extrêmes des infiltromètres à disques de type *Decagon* évaluant des conductivités hydrauliques à saturation supérieures d'un facteur 10, de l'ordre de 30 m j^{-1} , les flux s'infiltrant au pied du bananier sont redirigés vers le lysimètre 3 à 40 cm de profondeur. La différence de conductivités entre les horizons A et B peut expliquer que les flux soient freinés puis redirigés latéralement à la jonction entre les deux horizons.

Après plusieurs labours, une semelle de moins en moins perméable est susceptible de se former entre les horizons A et B (Dorel et al., 2000). La Figure 3.20 b montre quelle est la répartition du drainage en considérant une semelle de labour ayant une conductivité hydraulique à saturation de 0.4 m j^{-1} . Les résultats montrent que cette conductivité extrêmement faible amène les flux à être très légèrement redirigés en aval du pseudo-tronc du bananier. Notons que des K_{sat} supérieures n'ont pas d'effet sur la répartition spatiale du drainage. Après 3 cycles de culture bananière intensive, la bananeraie est généralement arrachée et le champ est laissé en jachère sans culture intermédiaire pendant quelques mois.

La figure 3.20 c montre que l'application de la pluie incidente comme condition aux limites uniforme a homogénéisé les transferts d'eau cumulés : le drainage était pratiquement le même dans tous les lysimètres, quoiqu'un peu inférieur au niveau du lysimètre 1 et 2, abrité dans ces conditions par l'emprise du pseudo-bulbe.

En aval du bananier, au niveau du lysimètre 3, le drainage simulé avec la pluie incidente a été supérieur au drainage simulé en appliquant le throughfall comme condition aux limites : la redirection des flux issus du stemflow loin en aval du bananier ne compense pas l'interception de la pluie par le feuillage.

Enfin, de la véraison à la floraison, l'indice de croissance foliaire du bananier augmente et le stemflow relatif à la pluie incidente est croissant comme ont pu le montrer Cattan et al. 2006a. La figure 3.20 d montre la distribution du drainage avec un stemflow en deçà et au-delà (10 et 25 fois la pluie incidente) du stemflow de référence (20 fois la pluie incidente). En aval du pseudo-tronc, au niveau du lysimètre 3, le stemflow a une légère influence. Les transferts sous bananier sont d'autant plus importants que le stemflow augmente : alors que le stemflow est multiplié par 2.5, les transferts sous bananier sont entre 2.5 et 2.8 fois supérieurs. Notons enfin que la sensibilité de la position des points d'injection du stemflow a une influence sur les différences de flux de drainage dans les lysimètres 1 et 2, mais pas sur la somme des deux.

3.1.4 Conclusion du chapitre

Les résultats expérimentaux sont en accord avec la littérature évoquant l'impact de la végétation sur la répartition spatiale de l'eau à l'interface plante-sol et mettent en lumière l'impact du stemflow et du throughfall sur la distribution spatiale du drainage à l'échelle du bananier, de son rang et inter-rang. D'après l'interprétation combinée des données tensiométriques et lysimétriques, les flux sont conséquents sous le bananier et directement en aval de celui-ci, zone soumise au stemflow, alors qu'ils sont plus réduits dans la zone soumise au throughfall entre 1 et 1.5 m en aval du bananier. Les données tensiométriques montrent que la propagation du ruissellement en surface, due à un refus d'infiltration du stemflow au pied du bananier, entraîne une redirection des flux d'eau dans le sens de la pente, du lysimètre 1 vers le lysimètre 2.

Les ordres de grandeur des paramètres de la courbe de rétention, issus de la méthode appliquée *in situ* de type *Beerkan* sont proches des résultats de laboratoire de type *Wind*. Les K_{sat} de surface mesurées à l'aide des infiltromètres à disques de type *Trims*, à charge nulle de type *Beerkan* et à doubles anneaux sont similaires en surface. Les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation mesurées par l'infiltromètre à double anneaux sont globalement reproduites par la procédure inverse dans les deux horizons, A et B (K_{sat} Horizon A = 2.6 m j⁻¹ et K_{sat} Horizon B = 0.7 m j⁻¹). Ces paramètres sont choisis afin de mener les simulations en deux et trois dimensions grâce au modèle HYDRUS 2D et 3D.

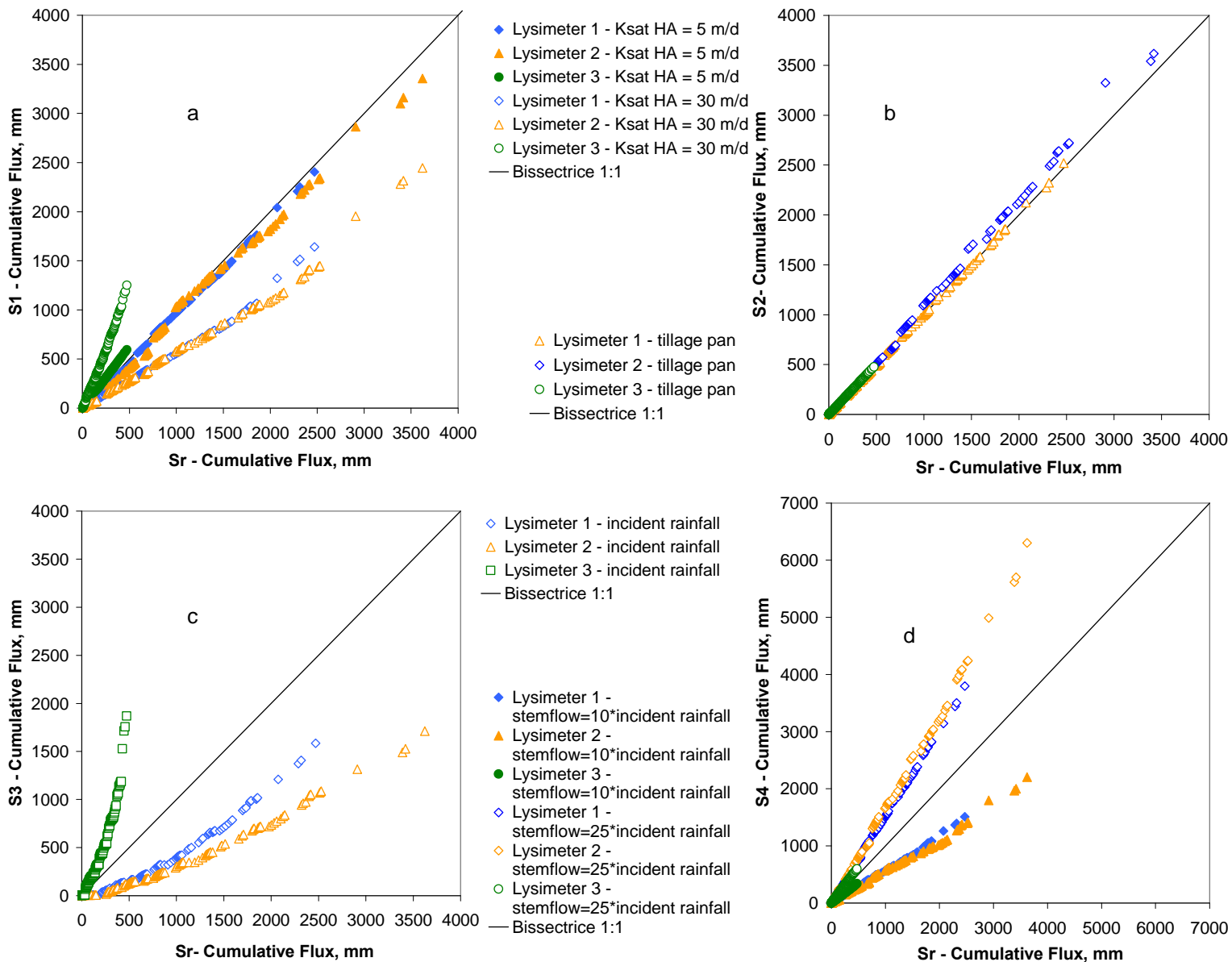


Figure 3.20 : (a) Flux cumulé avec des conductivités hydrauliques à saturation de surface (Horizon A) égales à 5 et 30 m j^{-1} (208 et 1250 mm h^{-1}), S_1 , en fonction des flux cumulé de référence, S_r , (Ksat surface = 2.6 m j^{-1} = 107 mm h^{-1}).

(b) Flux cumulé avec la présence d'une semelle de labour ayant une conductivité hydraulique à saturation égale à 0.4 m j^{-1} (16.6 mm h^{-1}), S_2 , en fonction des flux cumulé de référence, S_r , (sans semelle de labour).

(c) Flux cumulé en appliquant la pluie incidente comme condition aux limites supérieures, S_3 , en fonction des flux cumulé de référence, S_r , (avec interception de la pluie)

(d) Flux cumulé en appliquant un stemflow croissant comme condition aux limites au pied du bananier, S_4 , en fonction des flux cumulé de référence, S_r , (stemflow > 20*pluie incidente)

Les valeurs de potentiels matriciels sont correctement simulées en 2D et 3D et une analyse statistique a confirmé ces résultats puisque les coefficients d'efficience étaient supérieurs à 0.6 pour les potentiels de pression et supérieurs à 0.8 pour les flux, quels que soient les lysimètres considérés. Les vecteurs vitesse illustrant les flux hydriques bi-dimensionnels ont reproduit l'influence du stemflow sur la distribution spatiale du drainage. A saturation, du ruissellement a été généré par la couche de surface virtuelle en aval de la zone d'infiltration du stemflow. Les mesures de drainage n'étant pas complètes sur toute la période de mesure, les simulations ont permis de reconstituer le drainage intégral et d'établir un bilan hydrique. Le défaut de ce bilan est ainsi inférieur à 4% et a été attribué au stockage de l'eau dans le sol. Si l'on ne prenait pas en compte les fortes pluies de fin d'expérimentation, le ruissellement était moindre et le défaut de bilan avoisinait les 10%.

La simulation menée en deux dimensions sans lysimètre montre que la présence de lysimètre n'a pas affecté les flux cumulés même si les mèches exercent une succion sur le sol. Aussi la simulation sans lysimètre est utilisée comme scénario de référence pour interpréter les effets (i) des conditions hydriques initiales du sol, (ii) des propriétés hydrauliques du sol, (iii) de la présence d'une semelle de labour, (iv) de l'absence de l'interception de la pluie par le bananier, (v) de l'amplitude du stemflow sur la répartition spatiale du drainage sous bananier et en aval de celui-ci (lysimètre 1, 2 et 3). Les conditions hydriques initiales et la variation de la conductivité hydraulique de l'horizon B du sol n'ont pas d'effets significatifs sur la distribution spatiale du drainage. Un K_{sat} de surface environ égal au double de celui utilisé dans la simulation originelle n'entraîne pas un changement significatif du drainage au niveau des 3 lysimètres. Cependant, si l'on considère les mesures évaluant des conductivités hydrauliques à saturation supérieures d'un facteur 10, de l'ordre de 30 m j^{-1} , les flux s'infiltrant au pied du bananier sont été redirigés vers le lysimètre 3 à 40 cm de profondeur. La différence de conductivités entre les horizons A et B peut expliquer que les flux soient freinés puis redirigés latéralement à la jonction entre les deux horizons. La présence d'une semelle de labour amène les flux à être très légèrement redirigés en aval du pseudo-tronc du bananier. L'application de la pluie incidente comme condition aux limites homogénéise les transferts d'eau cumulés. Enfin, un stemflow croissant entraîne des transferts sous bananier d'autant plus conséquents : alors que le stemflow est multiplié par 2, les transferts sous bananier étaient entre 2.5 et 2.8 fois supérieurs.

3.2 Les transferts de solutés, K^+ et $N-NO_3^-$

3.2.1 Expérimentations

3.2.1.1 *Expérimentations en laboratoire*

a. Expérimentations en batch

La Figure 3.21 montre les fractions ioniques équivalentes de $K^+/(K^++Ca^{2+})$ et $N-NO_3^-/(N-NO_3^-+Cl^-)$ adsorbées sur la phase solide du sol (mole/mole) en fonction de ces mêmes fractions en solution (mole/mole) issues des expérimentations en batch. Les résultats obtenus séparément dans les horizons A et B sont divisés en 2 groupes dépendants du pH de la solution de sol après les échanges de K^+ avec Ca^{2+} et $N-NO_3^-$ avec Cl^- : au dessous et au dessus du Point de Charge Nulle (ZPC) de l'horizon B. La dispersion de points mesurés peut être expliquée par l'hétérogénéité des échantillons de sol non séchés.

L'affinité du complexe d'échange pour K^+ est plus importante dans l'horizon A que dans l'horizon B lorsque le pH de la solution de sol est inférieur au ZPC de l'horizon B. Plus le pH est élevé plus l'affinité pour le calcium est importante dans les deux horizons de sol. En conditions statiques, le développement de la sélectivité de l'andosol pour le potassium est similaire à celle observée dans des sols allophaniques originaires de la même parcelle en Guadeloupe (Ndayiragije et al., 2004, Sansoulet et al., 2006) ou de régions tropicales comme le Cameroun (Delvaux et al., 1989) ou la Martinique (Fontaine et al., 1989). L'affinité du complexe d'échange pour le $N-NO_3^-$ est plus importante dans l'horizon B que dans l'horizon A. Plus le pH est faible, plus l'affinité pour le nitrate est importante dans les deux horizons de sol.

Dans des conditions acides, l'horizon B avec une quantité plus importante d'allophane développe une préférence pour les anions. Aussi, les charges négatives diminuent avec la profondeur, limitant l'adsorption des cations (Mortland & Wolcott, 1965). Cependant, l'horizon A, avec des sites organiques en abondance, développe une Capacité d'Echange Cationique plus importante. En surface, la présence de matière organique (Tableau 2.1), portant des charges négatives originaires de la dissociation des groupes carboxyle et hydroxyle (Black & Waring, 1976), tend à abaisser l'adsorption de nitrate, notamment lorsque le pH augmente. Les sites d'échange négatifs susceptibles de fixer le potassium développent une charge moyenne de $2.51 \text{ cmol kg}^{-1}$ dans l'horizon A et de $1.62 \text{ cmol kg}^{-1}$ dans l'horizon B. Les sites d'échange positifs fixant le nitrate développent une charge moyenne de $29.30 \text{ cmol kg}^{-1}$ dans l'horizon A et de $30.89 \text{ cmol kg}^{-1}$ dans l'horizon B.

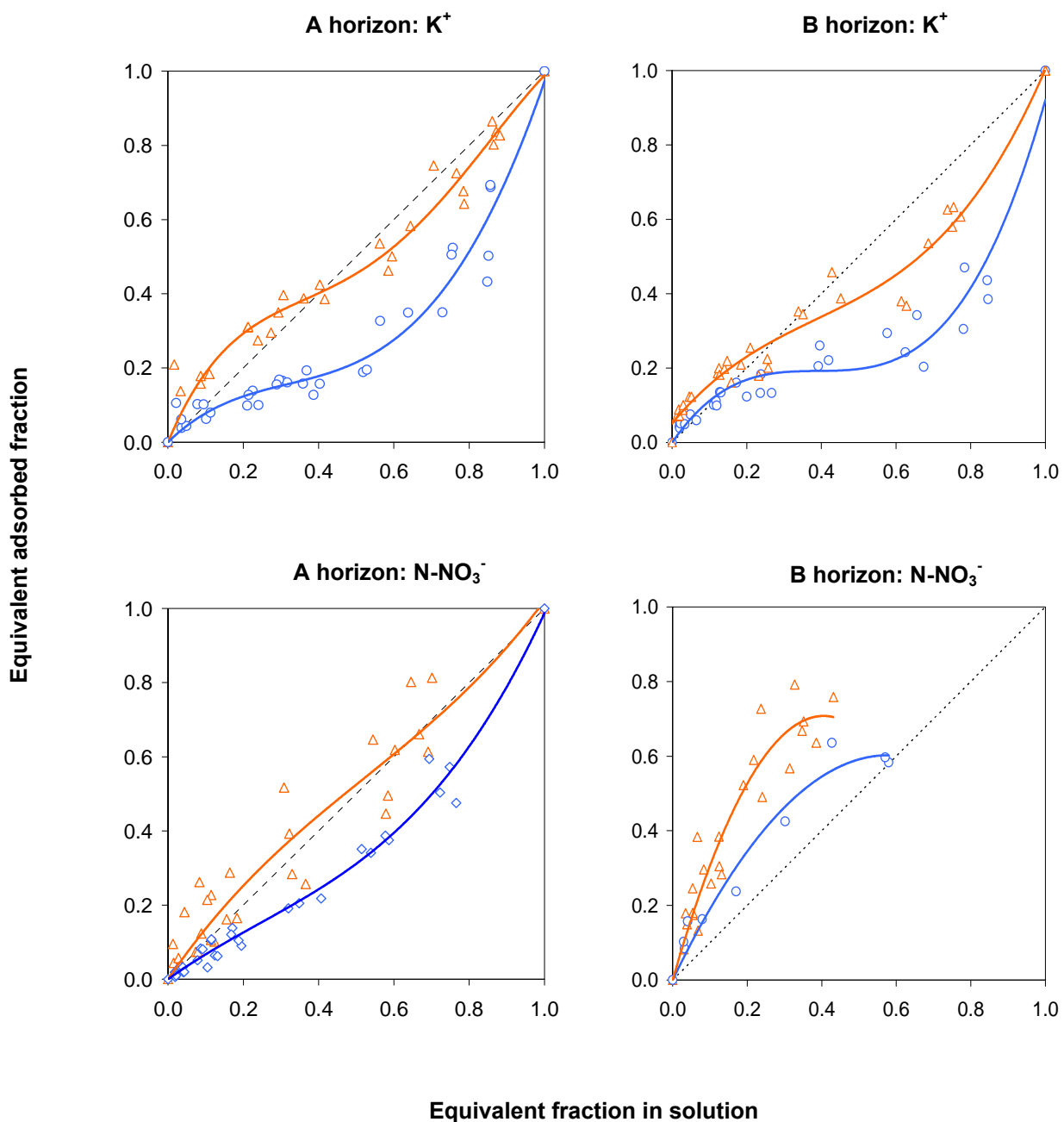


Figure 3.21 : Fractions ioniques équivalentes $K^+/(K^++Ca^{2+})$ et $N-NO_3^-/(N-NO_3^-+Cl^-)$ adsorbées sur la phase solide du sol (meq 100g)/(meq 100g) en fonction de ces mêmes fractions en solution (meq L⁻¹)/(meq L⁻¹) dans les horizons A et B de l'andosol pour des pH>5.3 (ronds bleus) et <5.3 (triangles oranges). ZPC de l'horizon B = 5.3, les courbes ajustées sont des polynômes du 3^{ème} degré.

b. Mesure de la production biologique d'azote nitrique

La Figure 3.22 représente la production d'azote minéral dans un horizon de surface d'un andosol avec ou sans apport de résidus en fonction du temps. Malgré les fortes teneurs en matières organiques ($N_{org} = 0,6\%$), l'activité biologique ne semble pas être très active : dans le sol témoin, la production de nitrates atteint 60 kg/ha en 84 jours. Ceci peut sembler normal si l'on considère que l'azote organique présent dans l'andosol est séquestré dans les allophanes (Shoji et al., 1993).

En présence de résidus et durant les premiers jours de mesure, nous observons une organisation de l'azote par les bactéries : la production nette d'azote total et nitrique est négative. Les jours suivants, la minéralisation prend le pas, la production d'azote nitrique nette atteint 47 kg/ha. Notons que la teneur en azote ammoniacal dans ces sols est très faible ; en fin d'expérimentation, la production d'azote total est égale à celle de l'azote nitrique.

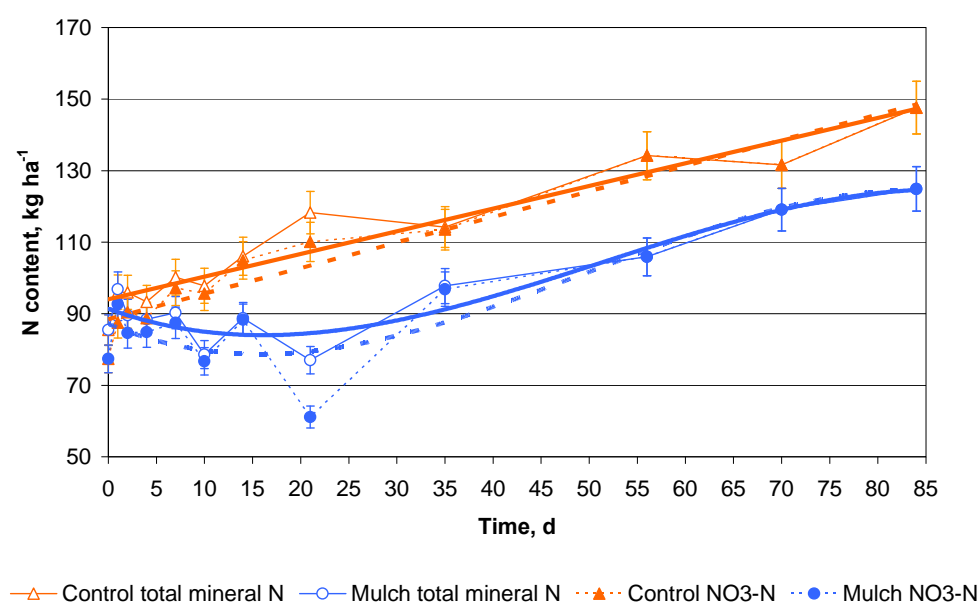


Figure 3.22 : Production d'azote nitrique et total dans un andosol en fonction du temps

c. Expérimentations en colonnes de sol

Les Figures 3.23 a et b illustrent l'évolution du ratio adsorption/(apport+stock) des ions potassium et nitrate, lithium et bromures en fonction du lessivage exprimé en nombre de volume poraux déplacés (V/V_0). Ces Figures montrent que dans l'horizon A, le développement de charges négatives sur le complexe d'échange, dont le ZPC est beaucoup plus bas, a favorisé l'adsorption des cations potassium et lithium. Dans l'horizon B, c'est le contraire : le sol a développé une Capacité d'Echange Anionique lui permettant d'adsorber les ions bromures et nitrates. L'adsorption des ions lithium est au contraire quasiment nulle. Pour $V/V_0 = 5$, il reste 5 à 25 % des ions bromures apportés sur le complexe d'échange de l'horizon B alors qu'il reste plus de 24% de nitrates. Dans l'horizon A, à la fin des éluions successives, 63% du potassium est resté adsorbé sur le complexe d'échange contre 38 % pour le lithium.

L'utilisation du Lithium et du Bromure comme traceurs en hydrologie (Zellweger, 1994 ; Whitmer et al., 2000), dans les sols tempérés, s'appuie sur deux hypothèses : (i) Br^- est un soluté passif, comme NO_3^- , (ii) Li^+ est fortement adsorbé, comme K^+ . Dans les andosols : (i) Br^- est adsorbé, mais bien moins que NO_3^- , (ii) Li^+ est un soluté passif dans l'horizon B et peu adsorbé dans l'horizon A, alors que les complexes d'échanges ont une affinité plus significative pour K^+ , particulièrement dans l'horizon de surface.

Il semble qu'on ne dispose donc pas d'un traceur efficace ni du potassium, ni des nitrates.

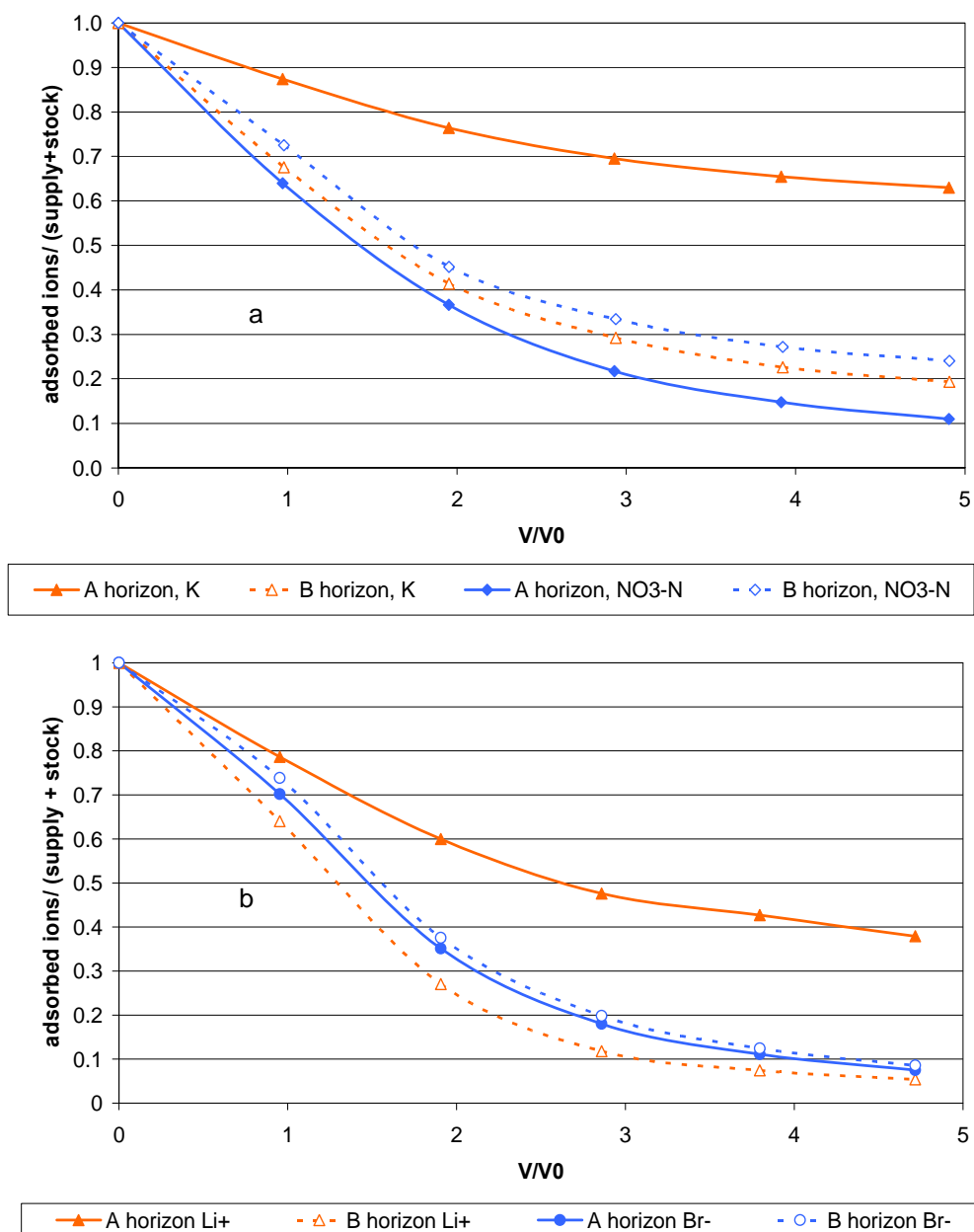


Figure 3.23 : Evolution du ratio adsorption/(apport+stock) des ions potassium et nitrate, lithium et bromures en fonction du volume de pores élué.

Notons que dans l'horizon A l'adsorption du N-NO3 a été diminuée de la production biologique d'azote nitrique.

Le rapport Br/Li diminue lorsque le pH augmente (Figure 3.24). On retrouve bien des comportements opposés du cation et de l'anion :

- à un pH acide, la sorption des ions bromures est supérieure à celle des ions lithium : la Capacité d'Echange Anionique est supérieure à la Capacité d'Echange Cationique.
- à un pH neutre, c'est le contraire : la Capacité d'Echange Cationique est supérieure à la Capacité d'Echange Anionique.

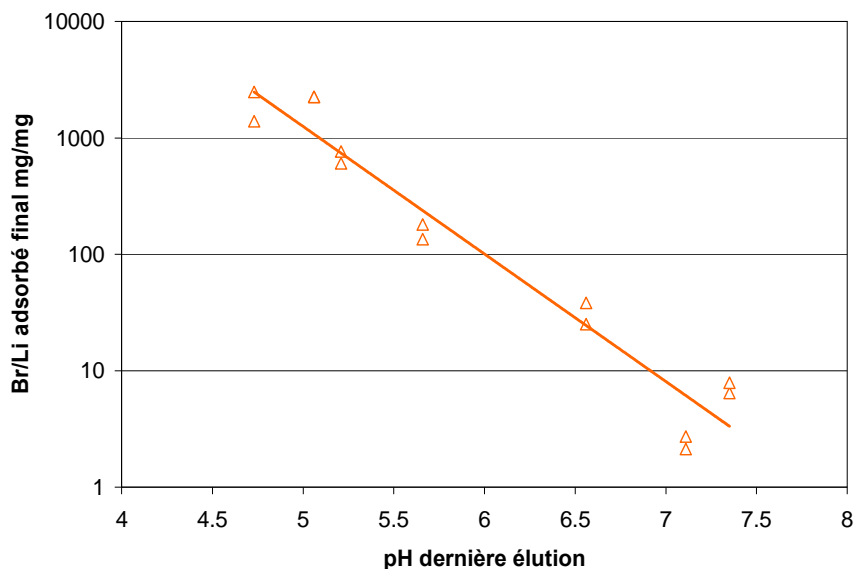


Figure 3.24 : Evolution du rapport Br/Li adsorbé en fonction du pH

Les éluations de potassium et nitrates pendant les expérimentations en colonnes de sol sont illustrées sur les Figures 3.25 a et b. Les concentrations des éluats sont une fonction de volume de pores (ratio V/V_0 entre l'éluution totale, V , et un volume de pore, V_0).

S'il n'y a pas d'interaction entre les ions et les particules de sol, un pic de concentration apparaît normalement tout de suite après l'éluution d'un volume de pores (Helferich, 1962). Cependant, les résultats montrent que le potassium et le nitrate sont retardés, avec des pics d'abscisses supérieures à $1 V/V_0$.

Les positions des pics d'éluution ont clairement montré que l'horizon B est plus sélectif que l'horizon A pour $N-NO_3^-$ et inversement pour K^+ . Les formes asymétriques des courbes sont probablement dues aux changements d'affinité résultant du changement de concentrations au fur et à mesure des éluations (Berg & Thomas, 1959).

Le pH des éluats issus de l'horizon B est décroissant avec les éluations consécutives. D'une part, après l'effet de l'apport, le nitrate reste préférentiellement adsorbé sur le complexe d'échange de l'horizon B, contribuant moins à l'alcalinité de la solution de sol. D'autre part, l'affinité pour le potassium dans l'horizon A est reflétée par l'augmentation de pH.

L'andosol a développé une sélectivité assez forte pour le nitrate lors de l'expérimentation en conditions dynamiques, ce qui est en adéquation avec d'autres études préalablement menées sur le transport d'anions dans des sols volcaniques originaires de régions tropicales ou subtropicales (Kinjo & Pratt, 1971; Wong et al., 1990; Ryan et al., 2001). Des sélectivités similaires ont également été reportées pour les andosols (Wada, 1989).

d. Comparaison batch et colonnes de sol

Alors que les facteurs de retard calculés pour le nitrate (Equation 2.13), en utilisant les coefficients d'adsorption obtenus avec les expérimentations batch, sont de 42.48 et 54.51 dans les horizons A et B, ces mêmes facteurs calculés pour le potassium sont de 1.83 et 1.33 pour les mêmes horizons.

Les valeurs de la position des pics de nitrates sont bien supérieures aux valeurs mesurées, obtenues avec les colonnes de sols, alors que pour le potassium ces valeurs sont comparables. Ces différences ont communément été observées dans des études relatant l'adsorption de substances (Van Genuchten et al., 1974) et suggèrent que (i) l'agitation et la dispersion des échantillons de sol lors de l'expérimentation en batch ont exposé les surfaces qui ne l'ont pas forcément été pendant les expérimentations en colonne de sol (ii) l'apport de potassium ou de nitrates a fait évoluer la concentration ionique dans la colonne de sol et donc changer le pH.

De plus, la charge de surface n'est constante ni dans toute la colonne ni dans le temps et les échanges ne sont pas binaires (K^+ contre Ca^{2+} et $N-NO_3^-$ contre Cl^-) car K^+ et $N-NO_3^-$ sont en compétition avec tous les autres cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) et anions (Cl^- , SO_4^{2-}) de la solution de sol.

La différence plus significative observée entre les facteurs de retard en conditions statiques et dynamiques suggère que l'andosol a une plus grande affinité pour les nitrates que pour les chlorures. De plus, alors que la quantité initiale de chlorures dans la colonne de sol est faible ($0.11 \text{ cmol kg}^{-1}$), le sol est saturé en chlorures lors des expérimentations en batch et tous les autres ions originellement adsorbés ont été déplacés. Le complexe d'échange n'a alors pas réagi de la même manière. Le facteur retard mesuré pour les nitrates lors des expérimentations en colonnes de sol aurait pu s'expliquer par un K_d de $0.18 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ dans l'horizon A et de 0.27 dans l'horizon B. Similairement, le retard apparu pour le potassium nous a conduit à évaluer un K_d de $0.36 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ dans l'horizon A et de $0.27 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ dans l'horizon B.

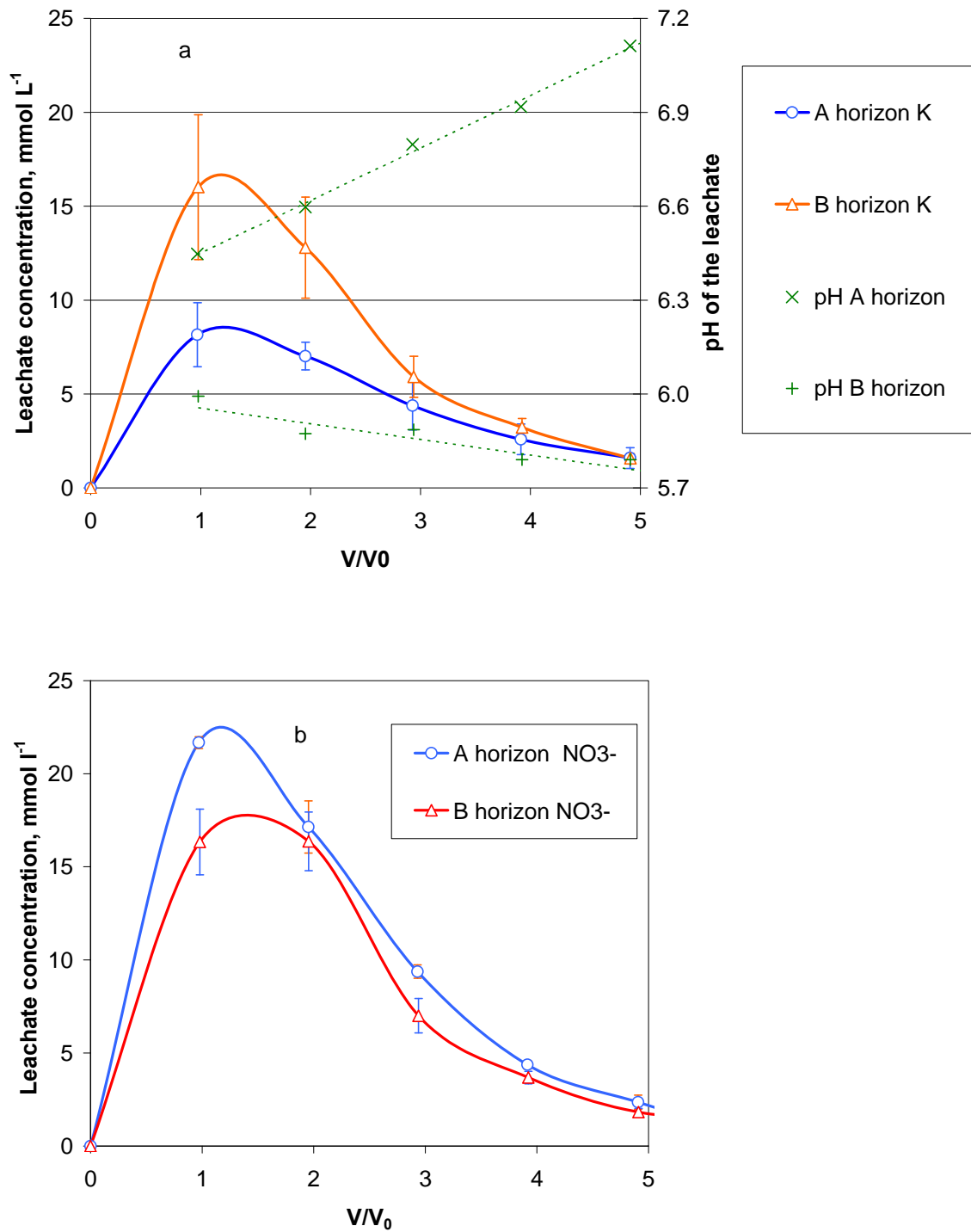


Figure 3.25 : Concentrations de potassium et nitrate dans les éluats (meq L⁻¹) en fonction du volume de pores dans les horizons A et B de sol pendant les expérimentations en colonnes de sol. Les pH des éluats sont aussi représentés en fonction du volume de pores. Les barres verticales représentent les erreurs standard (4 répétitions).

3.2.1.2 Expérimentations in situ

a. Transferts de solutés

La mesure des transferts de solutés, K^+ et $N-NO_3^-$, a été menée pendant 4 mois du 27/07/04 (jour 209) au 25/11/04 (jour 330), période pendant laquelle nous rappelons il y a eu deux apports de KNO_3 équivalent chacun à 70 kg $N-NO_3^-$ et 200 kg K^+ ha^{-1} :

- un diffus sur toute la parcelle le 02/08 (apport 1 jour 215)
- l'autre localisé au pied du bananier le 18/10/06 (apport 2 jour 292).

Les résultats présentés ci après sont le résultat d'une analyse menée sur les 5 fosses comportant 4 lysimètres chacune.

Avant cette période expérimentale, les distributions initiales de K^+ et $N-NO_3^-$ avec la profondeur sont présentées sur les Figures 3.26 a et b. Les quantités totales de K^+ et $N-NO_3^-$ échangeables dans les premiers 90 cm de sol sont respectivement équivalentes à 232 et 136 kg ha^{-1} . Notons que les teneurs en potassium dans l'horizon de surface sont beaucoup plus variables en surface qu'en profondeur contrairement au nitrate dont la variabilité est équivalente dans les deux horizons de sol.

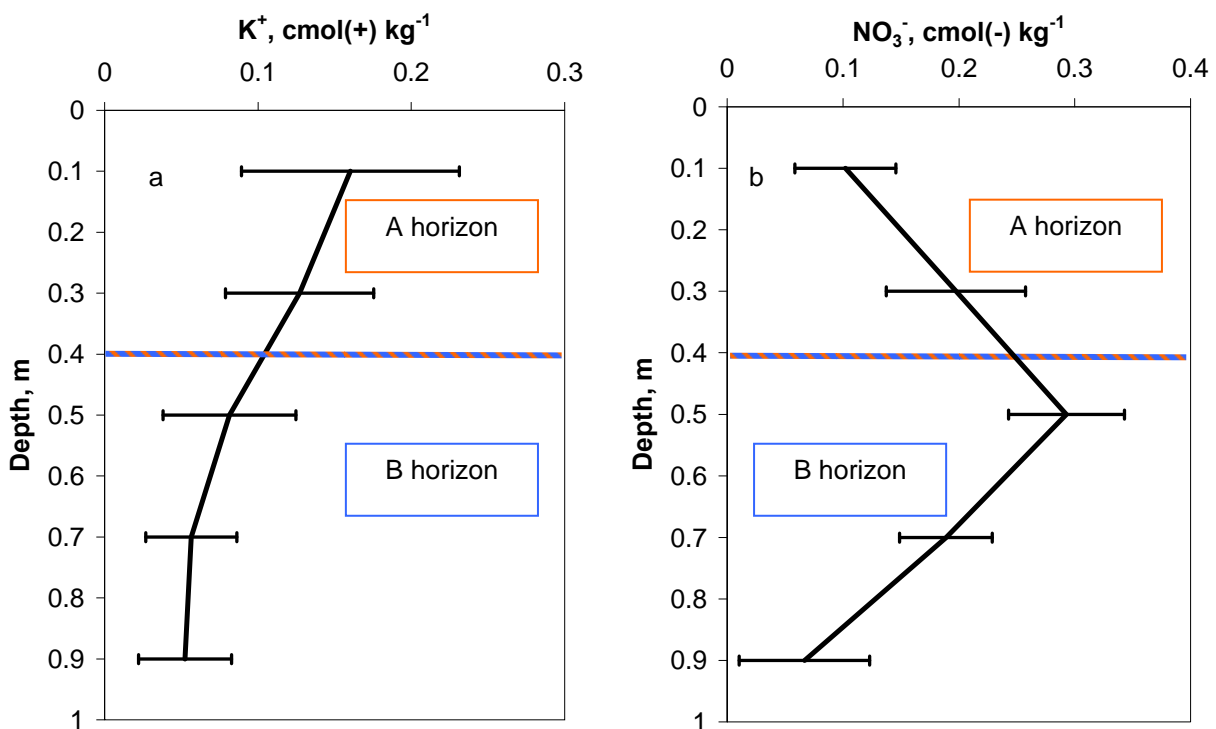


Figure 3.26 : Stocks initiaux de potassium et de nitrates avant les apports de KNO_3 . Les barres horizontales représentent les intervalles de confiance de la moyenne à $P=0.95$, obtenus à partir de 6 profils.

La Figure 3.27 représente l'évolution des rapports molaires N/K des eaux de drainage après apports d'engrais 70 kg N ha^{-1} et 200 kg K ha^{-1} , diffus et au pied du bananier. Après apport d'engrais d'une façon diffuse sur l'ensemble de la parcelle, le rapport molaire N/K reste faible et constant au niveau du lysimètre 1 : l'engrais étant apporté partout sauf au niveau du bulbe au dessous duquel est installé ce lysimètre, il apparaît que le lessivage observé provient moins de l'apport que du stock pré-existant.

Au niveau des lysimètres 2 et 4, la réponse à l'apport est plus évidente. Le rapport N/K au niveau du lysimètre 4 atteint presque celui de l'engrais (1 mol mol^{-1}). Après apport d'engrais au pied du bananier, l'effet du stemflow est très visible : le ratio N/K des lixiviats devient supérieur à celui de l'engrais 20 jours après l'apport. Au niveau du lysimètre 4, une décroissance rapide du rapport est observée : il n'y a pas d'impact notable du stemflow sur les transferts souterrains. Le rapport 1 est atteint en moyenne au bout de 500 mm de drainage, valeur compatible avec un « piston » déplaçant la totalité du volume poral.

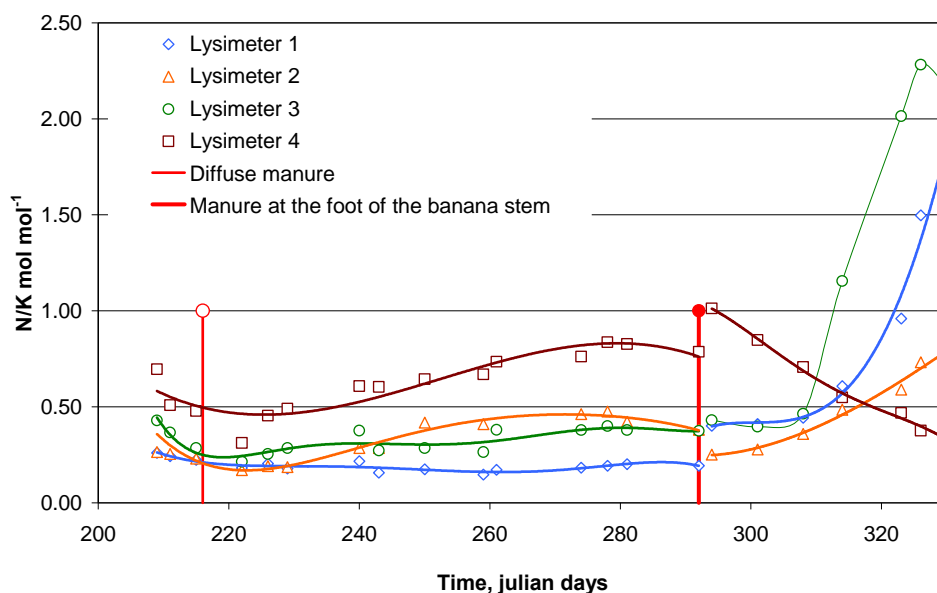


Figure 3.27 : Evolution des rapports molaires N/K des eaux de drainage (moyenne mobile 3 dates), après apports d'engrais 70 kg N ha^{-1} et 200 kg K ha^{-1} , diffus et au pied du bananier

La Figure 3.28 a représente les lessivages de potassium et de nitrates moyens pondérés issus de l'Equation 2.14 après apports diffus et localisé d'engrais KNO_3 , 70 kg N ha^{-1} et 200 kg K ha^{-1} , en fonction du drainage cumulé. Les pertes relatives aux apports sont beaucoup plus importantes après un apport localisé qu'après un apport diffus, et dans des proportions N/K correspondant à celles de l'engrais.

Après apport d'engrais diffus, les quantités d'azote et de potassium lixiviées sont très significativement différentes. Le coefficient de variation de 60% pour le potassium indique une forte variabilité spatiale, bien plus importante que la variabilité des lames d'eau drainées ; les intensités de drainage étant très différentes selon les deux périodes considérées, on peut donc se demander si elles n'ont pas interagi.

Les dynamiques de lixiviation en fonction du drainage cumulé au niveau du lysimètre 4, zone non impacté par l'apport au pied, montrent que malgré une augmentation de l'intensité de drainage, les cinétiques d'épuisement sont en continuité avec la période précédente (Figure 3.28 c). Ce serait donc les distributions spatiales des stocks de potassium initiaux qui expliqueraient la variabilité des mesures.

Après apport d'engrais au pied du bananier, les exportations montrent également une importante variabilité, que l'on peut imputer à l'hétérogénéité de l'apport et de sa solubilisation par le stemflow au pied du bananier (Figure 3.28 b). Compte tenu des forts écoulements liés au stemflow, l'apport localisé au pied du bananier ne permet pas à la sorption de compenser l'éluion et entraîne une forte perte de l'apport d'engrais.

Dans les fosses 3 (utilisée pour la modélisation des transferts d'eau) et 5, au début de l'expérience le nitrate semble être retardé tandis que le potassium est aisément lixivié. Ce retard est principalement observé au niveau du pseudo-tronc, probablement parce que la Capacité d'Echange Anionique initiale a été désaturée par le stemflow antécédent. Les analyses montrent que les concentrations issues du stemflow sont chargées en potassium ($> 1 \text{ mg L}^{-1}$), ce qui est en adéquation avec la littérature (Jordan, 1978 ; Bellot et Escarre, 1991). Ces eaux chargées en potassium ont pu expliquer la saturation de la Capacité d'Echange Cationique et par conséquent la lixiviation précoce du potassium.

Magesan et al. (2003) ont travaillé sur des colonnes de sol allophanique non remanié afin d'estimer le mouvement et le degré d'adsorption d'ions dans différentes conditions d'écoulement. Ils ont conclu que l'adsorption d'anions exerçait une influence significative sur la lixiviation des engrais appliqués en surface. Nos résultats sont en accord avec cette conclusion : les Capacité d'Echange Anionique et Cationiques semblent commander les lixiviations du nitrate et du potassium, qui restent faibles relativement à l'apport, en raison des conditions acides. Néanmoins, dans les sols bien drainés, le stemflow et le mode d'application des engrais contrôlent largement la lixiviation des fertilisants de l'horizon labouré vers les horizons profonds acides ($\text{pH}=4.98$), où les racines sont moins présentes. Les quantités d'ions lixiviés suite à un apport diffus ont atteint $13.8 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ et $150.5 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ après 644 mm de drainage sous le pseudo-tronc (lysimètre 2) alors qu'elles ont atteint après apport localisé respectivement $193.8 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ et $638.1 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$. Sous les feuilles au niveau de l'inter-rang (lysimètre 4), seulement $4.63 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ et $25.77 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ sont lixiviés après 344 mm de drainage. Les ordres de grandeur après apport localisé restent les mêmes.

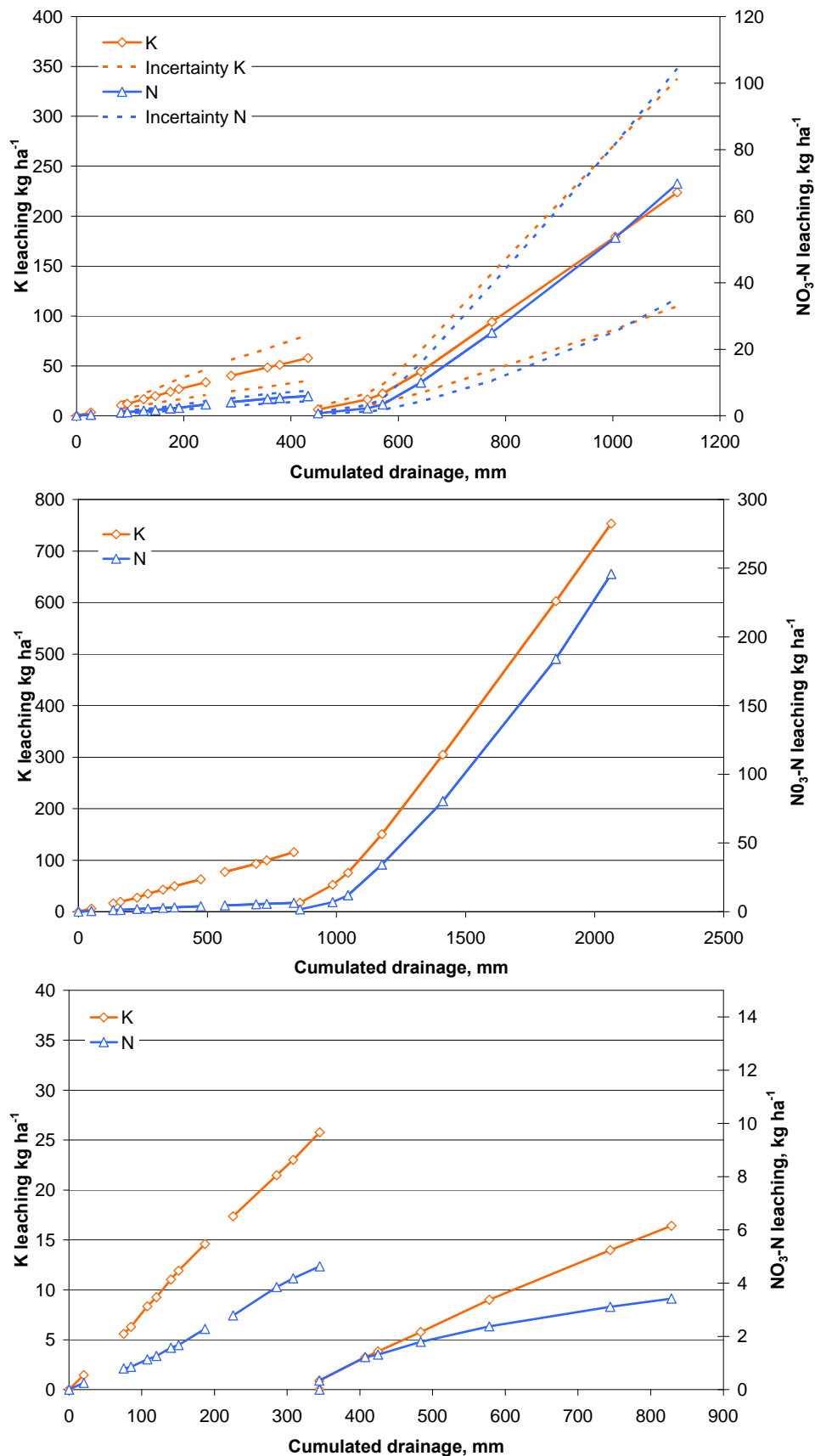


Figure 3.28 : Lessivage de potassium et de nitrates après apport diffus et localisé d'engrais KNO₃, 70 kg N ha⁻¹ et 200 kg K ha⁻¹, en fonction du drainage cumulé : moyenne pondérée (a) lysimètre 1 (b) et lysimètre 4 (c). Les dynamiques de lixiviation respectivement dans les lysimètres 1 et 2 puis 3 et 4 sont considérées similaires.

Il n'est que partiellement possible de comparer des facteurs de retard des colonnes à des facteurs de retard calculés à l'échelle du plein champ car le volume de pore V_0 calculé est de 526 mm, valeur plus importante que le drainage mesuré avec les lysimètres 3 et 4. L'extrapolation des ions lixiviés à travers les colonnes de sol à l'expérience de terrain suggère que, relativement à l'apport, le nitrate et le potassium lixiviés sont plus élevés pendant les expériences en colonnes de sol (moyenne de 57% pour le nitrate et de 46% pour le potassium selon l'Equation 2.16) que pendant l'expérience de terrain avec apport diffus (12% et 37% respectivement). Ceci peut être en partie expliqué par l'absorption minérale du bananier ($89.6 \text{ kg de N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ et $256 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ sur les 4 mois de mesures). De plus, les éluats récoltés avec les colonnes de sol sont uniquement issus d'écoulements macroporaux alors que les mèches des lysimètres exercent une succion sur le sol, ce qui peut expliquer une éventuelle dilution des solutés dans les eaux de drainage.

En synthèse, malgré l'adsorption des anions et des cations, la lixiviation des nitrates est 3 fois supérieure sous le bananier que dans l'inter-rang après apport diffus alors qu'elle était environ 70 fois supérieure après apport localisé. De même, la quantité de potassium lixivié sous le bananier est respectivement 5 et 50 fois plus importante après apport diffus et au pied.

b. Bilan de masse

Les Tableaux 3.6 a et b montrent les différents termes du bilan d'azote et du potassium à l'échelle du bananier et de son inter-rang et pendant les 4 mois d'expérimentation.

La minéralisation de l'azote est calculée au prorata du temps considéré. La dénitrification a été négligée car aucun indice d'anoxie n'a été observé.

La lixiviation moyenne de potassium et nitrate a été calculée selon l'Equation 2.14.

Une analyse chimique des eaux de ruissellement nous a permis d'évaluer les pertes des minéraux par ruissellement.

La nutrition du bananier a été calculée sur les 4 mois de mesures selon les travaux de Martin-Prével et al. (1987) évaluant une absorption de $70 \text{ kg de N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$ et $200 \text{ kg K}^+ \text{ ha}^{-1}$ sur 100 jours.

Le bilan de matière est fermé en assignant le nitrate et le potassium restants à l'adsorption finale de sol. Dans le premier cas, après apport diffus, on stocke nettement de l'azote minéral. Par ailleurs, on perd beaucoup de potassium (100 kg ha^{-1}) malgré l'apport correspondant au besoin de prélèvement.

Dans le deuxième cas, après apport au pied, l'exposition à la lixiviation forcée en aval du stemflow a épuisé le stockage de potassium en moins d'un mois. Le stock d'azote final reste stable. Notons que la minéralisation nette couvre les besoins de la plante mais à long terme ce bilan de l'azote ne pourrait être équilibré car la minéralisation n'est pas indéfinie.

a- Azote

Période	2004	Durée	Apport	Minéralisation nette	Stock initial	Prélèvement	Lixiviation	Ruissellement	Stock final
		Jours	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
20/07 (jour 202)	27/10 (jour 301)	99	70 Diffus	70.7	136	69.3	5.9	3.2	<u>198</u>
27/10 (jour 301)	25/11 (jour 330)	29	70 Au pied	20.7	198	20.3	69.8	1.7	<u>197</u>

b- Potassium

Période	2004	Durée	Apport	Minéralisation nette	Stock initial	Prélèvement	Lixiviation	Ruissellement	Stock final
		Jours	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
20/07 (jour 202)	27/10 (jour 301)	99	200 Diffus	0	232	198	58	22.4	<u>154</u>
27/10 (jour 301)	25/11 (jour 330)	29	200 Au pied	0	154	58	223	26.4	<u>47</u>

Tableau 3.6 : Bilan minéral d'azote et de potassium à l'échelle du bananier et de la parcelle expérimentale (rang/ inter-rang).

3.2.1.3 Synthèse

Les expérimentations en batch montrent que dans des conditions acides, l'horizon B, avec un contenu élevé d'allopmane, développe préférentiellement une affinité pour les nitrates. L'horizon A, avec ses sites organiques en abondance, montre une plus grande affinité pour le potassium que l'horizon B. Plus le pH est faible, plus les affinités pour le nitrate et le potassium sont importantes dans les deux horizons de sol.

Les expérimentations avec des colonnes de sol montrent que la lixiviation de K^+ et de $N-NO_3^-$ dans un andosol est retardée en raison des Capacités d'Echange Anionique et Cationique. Les positions des pics d'élution ont clairement montré que l'horizon B est plus sélectif que l'horizon A pour $N-NO_3^-$ et inversement pour K^+ , à l'instar des expérimentations en batch. L'utilisation du Lithium et du Bromure comme traceurs dans les andosols n'est pas adéquate.

In situ, les exportations montrent une importante variabilité, notamment pour le potassium, que l'on peut imputer à l'hétérogénéité de l'apport et de sa solubilisation par le stemflow au pied du bananier mais aussi aux distributions spatiales des stocks minéraux. Le stemflow et le mode d'application des engrais contrôlent largement la lixiviation des fertilisants de l'horizon labouré vers les horizons profonds acides. La lixiviation des nitrates est 3 fois supérieure sous le bananier que dans l'inter-rang après apport diffus alors qu'elle est environ 70 fois supérieure après apport localisé. De même, la quantité de potassium lixivié sous le bananier est respectivement 5 et 50 fois plus importante après apport diffus et au pied. Compte tenu des forts écoulements liés au stemflow, l'apport localisé au pied du bananier n'a pas permis à la sorption de compenser l'élution et entraîne une forte perte de l'apport d'engrais. Sur la base de ces résultats, nous avons assez d'information pour évaluer et calibrer les paramètres qui sont employés pour décrire les processus physiques fondamentaux d'adsorption affectant le transport.

3.2.2 Modélisation

3.2.2.1 *Simulations des éluions en colonnes de sol en une dimension*

a. Analyse de sensibilité des paramètres d'adsorption (isotherme généralisé)

Une analyse de sensibilité sur les paramètres K_d , β et η des isothermes d'adsorption linéaire, de Langmuir, Freundlich et Langmuir-Freundlich est présentée sur la Figure 3.29.

La variation de K_d avec β et η constants (respectivement égal à 0.8 et $0.5 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) montre que les adsorptions les plus importantes sont observées avec les 3 premiers types d'isothermes alors qu'elles paraissent significativement plus faibles avec l'isotherme de Langmuir-Freundlich. Plus le coefficient d'adsorption augmente, plus l'adsorption est importante. Les allures des courbes sont concaves pour les isothermes de Freundlich et Langmuir-Freundlich alors que les courbes sont plutôt convexes avec l'isotherme de Langmuir et bien sûr linéaires avec l'isotherme linéaire.

La variation de β avec K_d et η constants (respectivement égaux à $0.0021 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ et $0.5 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) montre qu'il y a une gamme de concentrations à l'équilibre dans laquelle plus la concentration du soluté est faible ($< 1 \text{ kg m}^{-3}$), plus l'adsorption est importante alors que le contraire est observé dans la gamme de concentration supérieure à 1 kg m^{-3} . Les ordres de grandeurs des concentrations adsorbées sont 2 à 5 fois inférieures avec le formalisme de Langmuir-Freundlich qu'avec le formalisme de Freundlich. Les allures des courbes sont concaves avec les deux types d'isothermes.

La variation de η avec K_d et β constants (respectivement égaux à $0.0021 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ et 0.8) montre que plus η est faible plus la concentration adsorbée sur le complexe d'échange est élevée. Il existe un seuil de η , compris entre 1 et $2 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, à partir duquel la concentration adsorbée décroît lorsque la concentration à l'équilibre augmente. Au dessus de ce seuil, les concentrations adsorbées sont plus élevées avec l'isotherme de Langmuir qu'avec l'isotherme de Langmuir-Freundlich. En dessous, c'est le contraire.

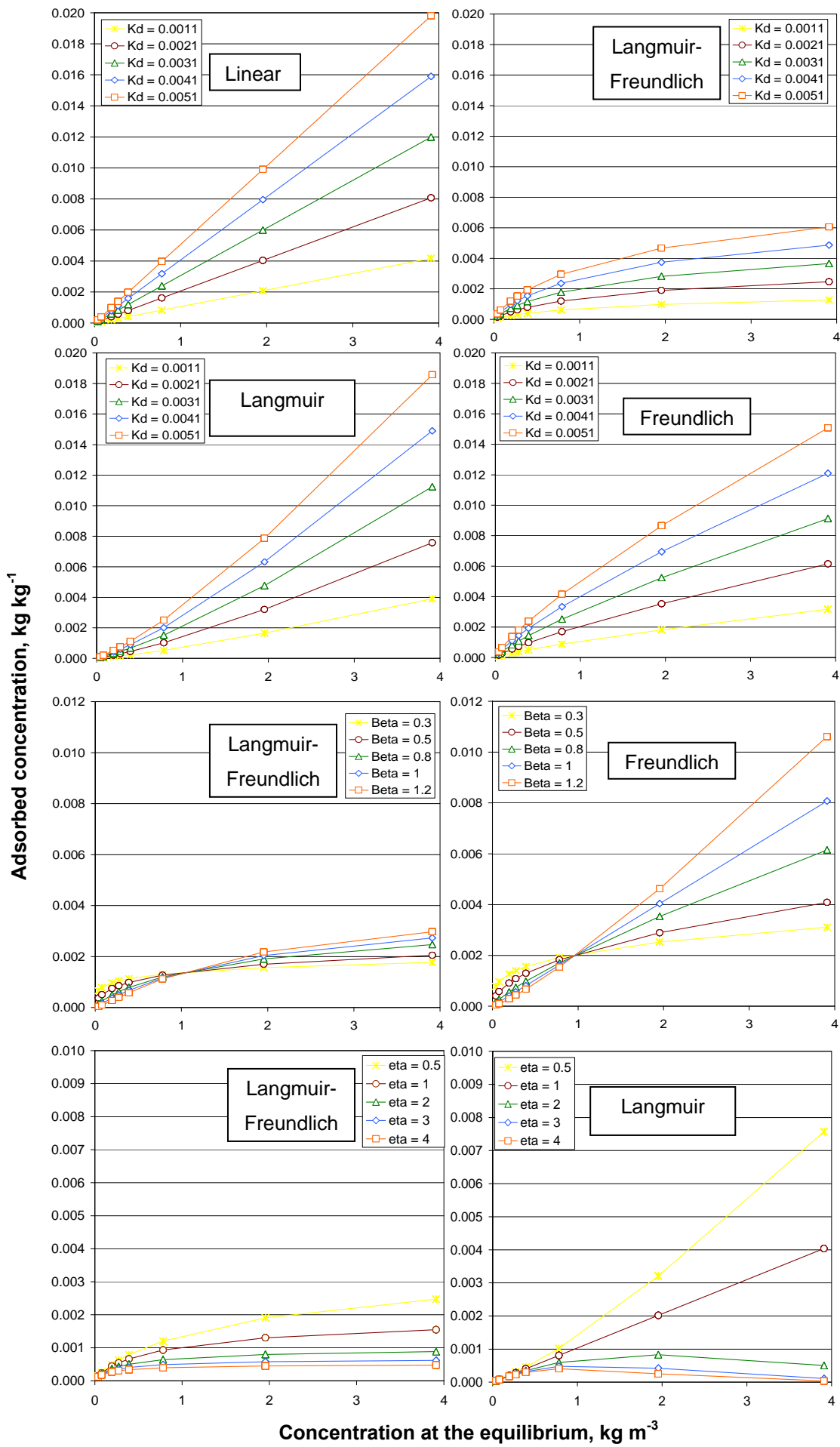


Figure 3.29 : Sensibilité de l'adsorption à la variation des paramètres de l'isotherme généralisé (Linéaire, Langmuir, Freundlich ou Langmuir-Freundlich)

b. Simulations des éluions en colonnes de sol avec Hydrus1D

Les simulations des éluions sont menées en utilisant les conditions initiales énoncées dans le paragraphe 3.2.1.2, en considérant que 80 % des apports solides sont dissous. Les paramètres des isothermes de Langmuir, Freundlich, Langmuir-Freundlich et linéaire callés sur les expérimentations en batch sont utilisés pour simuler les transferts. Les isothermes d'adsorption ayant permis d'évaluer ces paramètres de base sont présentés sur les Figures 3.30 a et b. Les éluions simulées directement avec les paramètres issus de ces isothermes (Tableau 3.7) montrent une large surestimation des paramètres pour les nitrates et un ordre de grandeur correct pour le potassium.

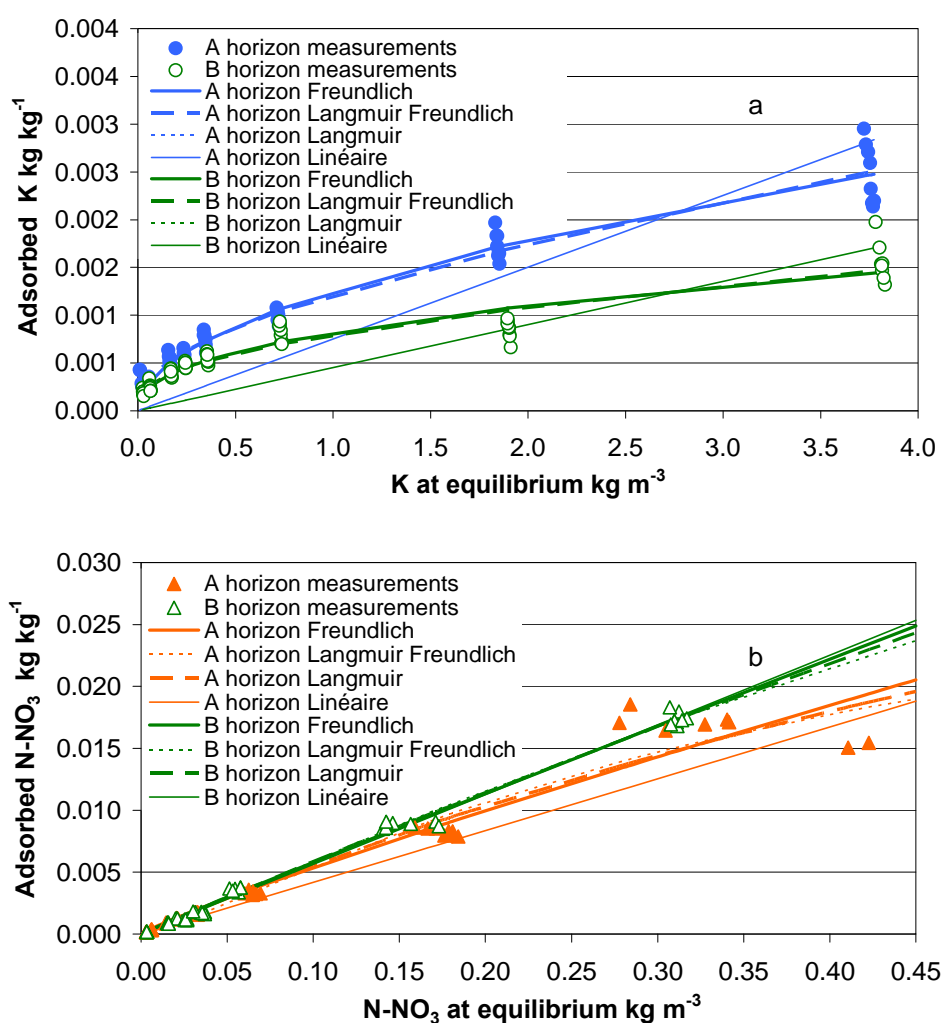


Figure 3.30 : Isothermes d'adsorption du Potassium versus Calcium et du Nitrate versus Chlorure dans les horizons A et B de l'andosol

Aussi, après avoir vérifié l'exactitude des volumes d'eau élués, la procédure inverse d'Hydrus1D nous a permis de ré-évaluer les paramètres qui permettent de simuler d'une manière optimale les éluions mesurées. La Figure 3.31 représente les simulations menées grâce à la procédure inverse. Les différents formalismes énoncés précédemment sont testés : les éluions simulées en utilisant les isothermes de Langmuir, Freundlich et Langmuir-Freundlich semblent ne pas être différentes et reproduisent correctement les mesures ($E > 0.8$, Equation 2.22) alors que celles utilisant l'isotherme linéaire reproduisent difficilement les concentrations mesurées avec les éluions successives ($E < 0.8$), particulièrement à partir de $2.5 V/V_0$. Notons que dans l'horizon A, le paramètre envisagé pour représenter la minéralisation est une constante de dégradation de premier ordre [T-1], évaluée à 0.02. Chaque jour, la part d'azote minéralisé par rapport au stock instantané (stock initial – quantité produite à l'instant t-1) est calculée d'après les résultats du paragraphe 3.2.1.1.b. et permet d'évaluer un coefficient moyen de dégradation égal à 0,02. Les éluions simulées de nitrate dans l'horizon A restent cependant légèrement sous-estimées.

Les paramètres d'adsorption évalués par la procédure inverse ont permis de reproduire d'une manière optimale les éluions mesurées avec les colonnes de sol et sont présentés dans le Tableau 3.7. Les coefficients de distribution K_d montrent une plus forte adsorption du potassium dans l'horizon A que dans l'horizon B et inversement pour le nitrate. Les coefficients de régression sont proches de 1, représentant une bonne adéquation entre les mesures et les simulations.

		Horizon A				Horizon B				
		Unité	K		NO ₃ -N		K		NO ₃ -N	
			Observed	Fitted	Observed	Fitted	Observed	Fitted	Observed	Fitted
Freundlich	K_d	m ³ kg ⁻¹	0.0013	0.0045	0.0418	0.0011	0.0008	0.0024	0.0540	0.0020
	β	–	0.5111	0.1114	0.8912	0.4632	0.4235	0.5197	0.9692	0.4718
	r^2	–	–	0.9615	–	0.9447	–	0.9793	–	0.9960
Langmuir-Freundlich	K_d	m ³ kg ⁻¹	0.0012	0.0069	0.1219	0.0015	0.0008	0.0042	0.0727	0.0022
	η	m ³ kg ⁻¹	0.0000	2.2422	3.6633	0.4996	0.0000	0.8804	0.7263	0.0851
	β	–	0.5166	0.5720	1.2743	0.6072	0.4235	0.7840	1.0646	0.4963
	r^2	–	–	0.9679	–	0.9444	–	0.9785	–	0.9960
Langmuir	K_d	m ³ kg ⁻¹	0.0024	0.0082	0.0606	0.0045	0.0024	0.0066	0.0601	0.0070
	η	m ³ kg ⁻¹	0.7502	4.3219	0.8669	4.7245	1.5668	2.0939	0.2491	3.8517
	r^2	–	–	0.9718	–	0.9480	–	0.9760	–	0.9952
Linéaire	K_d	m ³ kg ⁻¹	0.0008	0.0034	2.6795	0.0014	0.0005	0.0021	0.0563	0.0025
	r^2	–	–	0.8450	–	0.9200	–	0.9590	–	0.9673

Tableau 3.7 : Paramètres des isothermes d'adsorption généralisés issus des expérimentations en batch et des procédures inverse

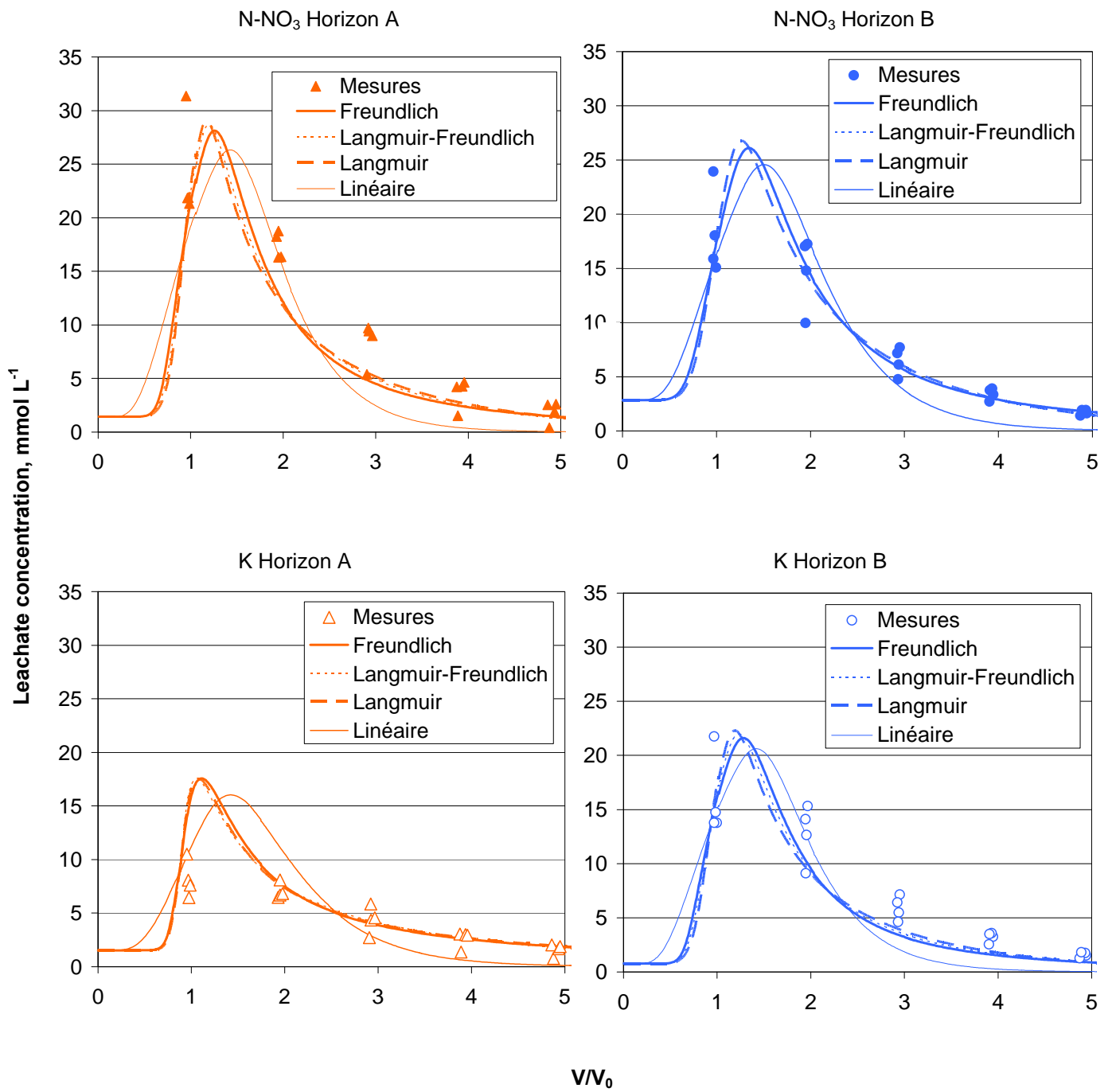


Figure 3.31 : Courbes d'élution modélisées grâce à la procédure inverse d'HYDRUS 1D

3.2.2.2 Application de concentrations moyennes aux flux hydriques simulés en deux dimensions

La modélisation en deux dimensions des transferts de solutés n'a pas été envisagée car :

- il n'est pas possible d'atteindre l'équilibre *in situ*. D'une part, les conditions hydriques incidentes sont tellement intenses qu'elles entraînent la lixiviation précoce des solutés, particulièrement sous bananier lors d'un apport localisé au pied. D'autre part, il est très difficile de considérer des conditions initiales à transposer en fraction solubilisée et fraction adsorbée après un apport solide aussi concentré et localisé dans le cas d'un apport au pied. Enfin, les complexes d'échange sont en mesure d'adsorber tous les éléments minéraux avant d'atteindre l'équilibre, notamment dans l'inter-rang lors d'un apport diffus.
- bien que les simulations convergent relativement facilement, la complexité du domaine bi et tri dimensionnels entraîne des temps de simulations de l'ordre de la journée.

Aussi, les concentrations mesurées et les moyennes de ces concentrations dans chacun des lysimètres sont appliquées aux flux d'eaux simulés en deux dimensions et comparées aux mesures. Les Figures 3.32 a et b présente la lixiviation du potassium et du nitrate en fonction du drainage simulé dans la fosse 3.

Nous distinguons deux périodes :

- Post apport diffus : l'approche en concentration moyenne rend bien compte des données mesurées
- Post apport localisé : une première phase d'entraînement de N-NO₃ par lessivage préférentiel, qui échappe à tout modèle Darcien + Langmuir-Freundlich, puis une deuxième phase plus conforme à la première sous-période.

La prise en compte des concentrations moyennes est en général robuste dans ce cas de Figure (durées longues, sorption importante) ; elle est bien efficace pour le potassium, sur les deux sous périodes d'apports, elle est efficace aussi pour l'azote en régime d'élution « de croisière » (sous-période 1 et fin sous-période 2). En contraste, on observe une discordance lors du flush après apport au pied, ce flux est tellement rapide que l'interaction avec le solide est négligeable. Ce phénomène n'affecte pas le potassium, peut-être grâce à la plus forte affinité de l'horizon A, d'abord traversé par le flux chargé en minéraux. Cette idée est renforcée par le fait que les transferts de potassium sont insensibles à l'apport.

L'analyse détaillée de la Figure 3.32b permet d'affiner le bilan d'azote en introduisant 2 termes sur les pertes en drainage : les pertes chroniques à concentration constante, liée à la désorption, et les pertes de flush liée à la lixiviation macroporale de l'apport récent. Les pertes liées au flush de l'apport localisé sont ainsi de 2 kg N ha⁻¹ pour l'apport au pied au niveau du lysimètre 1, mais de 16 kg ha⁻¹ au niveau du lysimètre 2.

L'ordre de grandeur des transferts de solutés observés en fosse 3 est faible par rapport à ce que l'on a exposé en Figure 3.28 sur l'ensemble des lysimètres, qui montraient des flush au bas mot de 200 kg N ha⁻¹ sous bananier. Ceci peut s'expliquer par l'énorme incertitude qui concerne le croisement entre l'apport localisé et le stemflow (cf les intervalles de confiance très large et analogues après apport, sur

la Figure 3.26 a, pour N et K élués). Tout se passe comme si, sur la fosse 3, seulement une petite portion de l'apport avait croisé le stemflow.

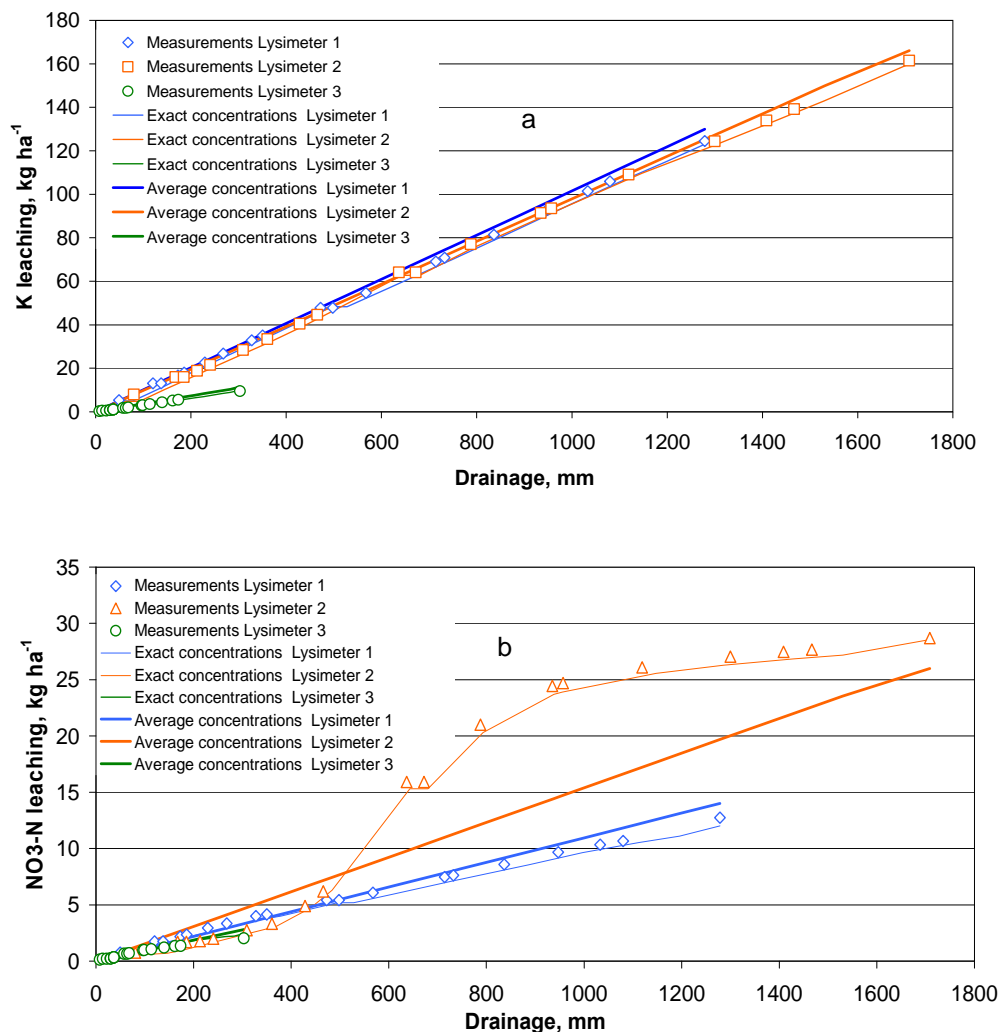


Figure 3.32 : Lixiviation des solutés potassium et nitrates en prenant en compte le drainage simulé en deux dimensions dans la fosse 3. Les concentrations exactes correspondent aux concentrations mesurées à chaque pas de temps considéré, les concentrations moyennes à une concentration moyenne de ces dernières concentrations.

3.2.3 Conclusion du chapitre

Les expérimentations en batch permettent d'évaluer les paramètres d'adsorption qui servent de base à la procédure inverse d'Hydrus1D afin de ré-évaluer ces paramètres et simuler d'une manière optimale les éluions mesurées dans les colonnes de sol. Les éluions simulées directement avec les paramètres issus des isothermes d'adsorption (batch) montrent une large surestimation des paramètres pour les nitrates et un ordre de grandeur correct pour le potassium. Contrairement à l'isotherme d'adsorption linéaire, les isothermes de Langmuir, Freundlich et Langmuir-Freundlich permettent de reproduire correctement les mesures.

Les résultats issus des expérimentations en batch ainsi que les simulations menées avec le modèle montrent que dans des conditions acides, l'horizon B, avec un contenu élevé d'allophane, développe préférentiellement une affinité pour les nitrates. L'horizon A, avec ses sites organiques en abondance, montre une plus grande affinité pour le potassium que l'horizon B. Plus le pH est faible, plus les affinités pour le nitrate et le potassium sont importantes dans les deux horizons de sol. Ainsi, les éluions mesurées et simulées dans les colonnes de sol montrent que les lixiviations de K^+ et de $N-NO_3^-$ dans un andosol sont retardées en raison des Capacités d'Echange Anionique et Cationique. L'utilisation du Lithium et du Bromure comme traceurs dans les andosols n'était pas adéquate.

In situ, les exportations montrent une importante variabilité, notamment pour le potassium, que l'on pouvait imputer à l'hétérogénéité de l'apport et de sa solubilisation par le stemflow au pied du bananier mais aussi aux distributions spatiales des stocks minéraux initiaux. Le stemflow et le mode d'application des engrais contrôlent largement la lixiviation des fertilisants de l'horizon superficiel vers les horizons profonds acides. La lixiviation des nitrates est 3 fois supérieure sous le bananier que dans l'inter-rang après apport diffus alors qu'elle est environ 70 fois supérieure après apport localisé. De même, la quantité de potassium lixivié sous le bananier est respectivement 5 et 50 fois plus importante après apport diffus et au pied. Compte tenu des forts écoulements liés au stemflow, l'apport localisé au pied du bananier ne permet pas à la sorption de compenser l'éluion et entraîne une forte perte de l'apport d'engrais. Les concentrations mesurées et les moyennes de ces concentrations dans chacun des lysimètres sont appliquées aux flux d'eaux simulés en deux dimensions. Les concentrations mesurées appliquées aux flux d'eau simulés reproduisent exactement le lessivage du potassium et du nitrate.



Conclusion générale

Dans tous les pays soumis à l'intensification de l'agriculture, la question sociétale de l'environnement se pose. La pollution azotée des nappes phréatiques est une des priorités environnementales. Elle peut être due à des apports d'engrais excessifs associés à des phases de bilan hydrique faiblement excédentaire : les flux de drainage sortants sont faibles et fortement concentrés en nitrates, soluté habituellement passif et donc facilement lessivable. Dans les départements français d'Outre-Mer insulaires (Guadeloupe, Martinique, Réunion) où (i) les pluviométries sont fortement excédentaires, (ii) les sols d'origine volcanique sont susceptibles de développer des sorptions anioniques et cationiques, il existe peu d'évaluation de ce risque. De plus, si les sols des zones humides peuvent recevoir des quantités d'intrants supérieures aux exportations par les cultures (banane, maraîchage, élevage intensif), on n'observe pour l'instant pas d'impact notable sur les teneurs minérales des eaux. Nous nous sommes donc proposé d'étudier les flux sortants de potassium et nitrate en bananeraie car cette culture représente un extrême dans l'excès d'apport de fertilisants par rapport au besoin de la culture.

L'état de l'art associé à notre sujet d'étude montre que :

- la pluie est redistribuée par le bananier, avec des flux importants concentrés le long du pseudo-tronc (stemflow) candidats à l'infiltration au pied du bananier.
- ce stemflow rencontre directement les quantités d'engrais énormes habituellement apportées au pied du bananier. Ces quantités sont généralement nettement supérieures aux prélèvements et les excédents, potassique mais aussi azoté, solutés habituellement passifs sous forme nitrique, sont susceptibles de polluer les ressources en eau.
- les andosols par essence soumis à des climats de bilan hydrique fort excédentaire, sont favorables au lessivage des solutés, mais comportent en même temps des propriétés physico-chimiques singulières, autorisant la co-existence de capacités d'échange cationique et anionique.

Dans un tel contexte, quel est l'impact du stemflow sur les flux hydriques et sur la lixiviation des ions K^+ et NO_3^- ? Quel est le devenir des engrais N et K apportés en excès ? Est-ce que l'on assiste à un lessivage de l'azote et à une accumulation du potassium ? Est-ce que les propriétés singulières de l'andosol s'opposent à cette conséquence intuitive ? Est-ce que les comportements contre-intuitifs des andosols peuvent être « dépassés » par les pratiques d'apport d'engrais au pied, rapidement lessivés en aval du stemflow ?

Pour répondre à ces questions, nous avons mis en œuvre des dispositifs expérimentaux, en laboratoire et au champ, associés à un travail de modélisation.

Au laboratoire, les isothermes de sorption établis en systèmes fermés (batch) nous ont permis d'établir le comportement inhabituel des andosols, caractérisé par une capacité des horizons B, en conditions acides, à adsorber préférentiellement les nitrates relativement au potassium et inversement

pour l'horizon A. Les affinités des complexes d'échange pour le potassium et le nitrate ont été d'autant plus importantes que le pH est faible. Les mesures en colonne, en système ouvert et sous un régime d'éluvions discrètes, ont permis de confirmer ce comportement. Une modélisation satisfaisante a été obtenue par HYDRUS 1D à pH unique, où le calage des paramètres des isothermes Langmuir-Freundlich, suite à une procédure inverse, montre des K_d de l'horizon B pour l'azote plus élevés que pour l'horizon A, et inversement pour le potassium.

Au champ, un dispositif de capture des solutions du sol respectant au mieux le drainage dans le sol non remanié a été mis en oeuvre. La seule technique connue et fiable est les lysimètres à mèches, à succion dont la longueur a été calculée pour satisfaire le potentiel moyen du sol à la profondeur d'insertion des lysimètres. On sait qu'un tel dispositif est soumis à des biais inévitables : le drainage est amplifié quand le sol est saturé, sous estimation du drainage (maintien d'eau « suspendue ») si le potentiel s'abaisse trop. Le dispositif mis en oeuvre a tenté de scruter l'impact du stemflow sous le bananier, et son aval, et de mesurer le drainage dans l'interrang, a priori concerné seulement par le throughfall, inférieur à la pluviométrie. L'évaluation du biais lysimétrique éventuel a été effectuée via la modélisation des transferts d'eau en deux dimensions sur le rang par HYDRUS 2D, sur un domaine continu incluant les trois lysimètres situés sur le rang. Les paramètres hydrauliques (courbe de rétention, conductivité hydraulique en fonction de la charge) évalués par une procédure inverse prenant comme fonction objective les écoulements lysimétriques ont été peu différents des paramètres mesurés pour les courbes de rétention, et conformes aux mesures par infiltromètre à disque ou à double anneau pour la conductivité hydraulique à saturation. En revanche, les données obtenues par des méthodes susceptibles de confusions dimensionnelles (*Beerkan*) ou dédiées à des échantillons extraits de leur contexte, supprimant la continuité porale (*Wind*) ou effectuées sur des surface de mesures à très petite échelle (*Decagon*, *Trims*) ont fourni des valeurs incohérentes de conductivité hydraulique à saturation.

Une fois ces paramètres calés, les modèles HYDRUS2D et HYDRUS3D ont donné une représentation très satisfaisante des écoulements dans les trois lysimètres en deux dimensions et dans les 4 lysimètres en 3 dimensions, sauf une légère surestimation bidimensionnelle des écoulements en aval du pseudo-tronc du bananier. Celle-ci est probablement causée par des transferts latéraux puisque elle n'apparaît pas en trois dimensions. Les transferts hydriques ont été validés par ailleurs par une bonne représentation des mesures de tensions effectuées au-dessus des lysimètres et des coefficients d'efficacité supérieurs à 0.8. La bonne validation du modèle bidimensionnel a ensuite permis de simuler ce qu'auraient été les écoulements en l'absence de lysimètres : l'identité des écoulements simulés obtenus avec et sans lysimètre a permis de montrer que le dispositif est généralement sans biais sur les périodes étudiées.

Aussi la simulation sans lysimètre a été utilisée comme scénario de référence pour interpréter les effets (i) des conditions hydriques initiales du sol, (ii) des propriétés hydrauliques du sol, (iii) de la présence d'une semelle de labour, (iv) de l'absence de l'interception de la pluie par le bananier, (v) de l'amplitude du stemflow sur la répartition spatiale du drainage sous bananier et en aval de celui-ci (lysimètre 1, 2 et 3). Les conditions hydriques initiales et la variation de la conductivité hydraulique de l'horizon B du sol n'ont pas eu d'effets significatifs sur la distribution spatiale du drainage. Un K_{sat} de

surface environ égal au double de celui utilisé dans la simulation originelle n'a pas entraîné un changement significatif du drainage au niveau des 3 lysimètres. Cependant si l'on avait considéré les mesures évaluant des conductivités hydrauliques à saturation supérieures d'un facteur 10, de l'ordre de 30 m j^{-1} , les flux s'infiltrant au pied du bananier auraient été redirigés vers le lysimètre 3 à 40 cm de profondeur. La différence de conductivités entre les horizons A et B aurait expliqué que les flux auraient été freinés puis redirigés latéralement à la jonction entre les deux horizons. La présence d'une semelle de labour a amené les flux à être très légèrement redirigés en aval du pseudo-tronc du bananier. L'application de la pluie incidente comme condition aux limites a homogénéisé les transferts d'eau cumulés. Enfin, un stemflow croissant a entraîné des transferts sous bananier d'autant plus conséquents : alors que le stemflow était multiplié par 2.5, les transferts sous bananier étaient multipliés de 2.5 à 2.8.

Dès lors, la lysimétrie, tout comme la modélisation associée, a montré que l'impact du stemflow concerne l'aplomb du bananier, mais se traduit aussi par un drainage sur alimenté en aval, avec des flux latéraux atteignant plus de 1.5 m en aval. Sous le feuillage à l'amont du prochain bananier situé en aval, les écoulements obtenus sont principalement dus à ce flux latéral, principalement à travers l'horizon B, alors que le flux traversant l'horizon A alimenté par le faible throughfall est limité. La représentation simplifiée de ce fonctionnement hydrologique redistributif complexe du système bananier-sol a également été validée par bilan hydrique : à l'échelle d'une maille élémentaire et sur plus de 168 jours le bilan pluviométrie – drainage (moyenne barycentrique des mesures) – ruissellement (mesuré) – évapotranspiration (évaluée) est bouclé à 4% près. Sur une période plus courte, ne prenant pas compte des fortes pluies de fin d'expérimentation, le ruissellement est plus faible et le défaut de bilan est de 10%.

La modélisation en deux dimensions des transferts de solutés n'a pas été envisagée car il n'a pas été possible d'atteindre l'équilibre *in situ*. D'une part, les conditions hydriques incidentes sont tellement intenses qu'elles entraînent la lixiviation précoce des solutés, particulièrement sous bananier lors d'un apport localisé au pied. D'autre part, il est très difficile de considérer des conditions initiales à transposer en fraction solubilisée et fraction adsorbée après un apport solide aussi concentré et localisé dans le cas d'un apport au pied. Enfin, les complexes d'échange sont en mesure d'adsorber tous les éléments minéraux avant d'atteindre l'équilibre, notamment dans l'inter-rang lors d'un apport diffus.

Cependant, les expérimentations ont montré l'impact du fonctionnement hydrologique spatialement distribué sur l'élution des ions K^+ et NO_3^- après des apports d'engrais diffus. A l'échelle de la parcelle, on évalue un accroissement net du stock de nitrates, et une baisse du stock de potassium, qui confirment les propriétés inhabituelles des andosols : adsorption importante des nitrates dans l'horizon B, et adsorption plus modérée du potassium dans l'horizon A. L'impact des pertes accélérées sous l'influence du drainage forcé en aval du stemflow devient considérable lorsque les engrais sont apportés au pied du bananier : l'azote nitrique et le potassium n'ont alors pas le temps d'interagir avec les capacités d'échange anionique et cationique, et se trouvent rapidement lessivés. Cet impact n'affecte pas trop la rétention des nitrates si les fertilisations azotées sont épandues de manière diffuse, en revanche il anéantit cette rétention si les engrais sont apportés aux pieds des bananiers.

On peut donc en conclure, sur le plan des bonnes pratiques agri-environnementales :

- que l'apport d'engrais au pied des bananiers est à déconseiller, sauf si des systèmes de dispersion du stemflow à distance sont inventés.
- que le chaulage est à revisiter, car une élévation excessive du pH, par ailleurs inutile pour le bananier supportant des sols acides, pourrait diminuer la sorption des nitrates et du potassium,
- que l'apport diffus est à préconiser, autorisant même une réduction des apports azotés par rapport aux pratiques actuelles, puisque l'on obtient un accroissement net du stock de nitrates dans le sol, dans des horizons profonds peu susceptibles de réorganisation.

Sur le plan scientifique, ce travail mérite des approfondissements :

- Pour simuler les transferts de KNO_3 à l'échelle de la colonne de sol, HP1 (HYDRUS1D + PHREEQC) paraît plus adapté car il permet de simuler l'adsorption et le transfert des ions en une dimension, en impliquant les équations issues des principes thermodynamiques à différents niveaux de pH.
- Si la simplification bi-dimensionnelle a donné des premiers résultats satisfaisants, elle montre d'inévitables insuffisances : la modélisation fournit des écoulements surestimés dans le lysimètre le plus distant à l'aval du stemflow. Une analyse plus approfondie de la représentation tridimensionnelle du fonctionnement hydrologique distribué serait donc nécessaire.
- La question des méthodes de mesure de la conductivité hydraulique s'est posée avec acuité, en particulier parce que ces matériaux, riches en constituants secondaires fins, sont réticulaires plus que granulaires : ils ont donc un système de porosité bimodal, au sein duquel les macroporosités tubulaires (horizon B) ou d'arrangement d'agrégats (horizon A travaillé) contrastent avec une microporosité d'un matériau apparaissant macroscopiquement continu. Ces caractéristiques rendent douteuses les mesures faites sur échantillon extrait. Ces macropores peuvent évoluer sous l'impact des pratiques culturales, au fil des cycles de culture. En conséquence les conductivités hydrauliques au voisinage de la saturation ne sont que des variables d'état, dont il serait intéressant de connaître les cinétiques d'évolution sous l'influence des systèmes de culture.
- De tels systèmes de porosité bimodaux sont contradictoires avec l'application de modèles de transferts d'eau darciens, et de modèles de transferts de solutés fondés sur l'isotherme généralisé, sous les cinétiques de drainage intense souvent rencontrées sous climat tropical humide. Les exportations de nitrates et potassium mesurées après apport au pied du bananier sont l'illustration d'un évident non-équilibre. Il conviendrait donc de revenir sur le domaine de validité des simulations darciennes effectuées, et de concevoir pour les phases de drainage et d'éluion les plus intenses d'autres méthodes de modélisation.
- La modélisation des transferts d'eau a été bien incomplète, puisque le ruissellement n'est par construction pas inclus dans le modèle HYDRUS 2D ; il s'agit donc d'un compartiment particulier, qui mérite à lui seul une modélisation tri-dimensionnelle. Les mesures effectuées d'exportations de solutés *via* le ruissellement justifient cependant *a posteriori* que la

modélisation du ruissellement n'ait pas été notre préoccupation première, surtout s'agissant des exportations d'azote.

- Ce travail de thèse a été valorisé au sein de deux revues à comité de lecture (rang A) et de 4 séminaires (annexe 4). Il convient de continuer à approfondir ce travail de valorisation scientifique.

Bibliographie

- Abiven, S., S. Recous, V. Reyes, and R. Oliver. 2005. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and fertility of soils* 42:119-128.
- Agbenin, J.O. 1997. Sulphate retention by kaolinitic Alfisols from Nigerian savanna. *Soil Science Society of America Journal* 61:53-57.
- Ankeny, M.D., M. Ahmed, T.C. Kaspar, and R. Horton. 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal* 55:467-470.
- Armstrong, C.L., and J.K. Mitchell. 1988. Plant canopy characteristics and processes which affect transformation of rainfall properties. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 31:1400-1409.
- Arya, L.M., G.R. Blake, and D.A. Farrell. 1975. A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots. II. Effect of plant growth on soil water pressure and water loss patterns. *Soil Science Society of America Journal* 39:433-436.
- Assouline, S. 2002. The effects of Microdrip and Conventional Drip Irrigation on Water distribution and Uptake. *Soil Science Society of America Journal* 66:1630-1636.
- Bartoli, F., G. Burtin, and A.J. Herbillon. 1991. Disaggregation and clay dispersion of Oxisols: Na resin, a recommended methodology. *Geoderma* 49:301-317.
- Barzegar, A.R., S.J. Herbert, A.M. Hashemi, and C.S. Hu. 2004. Passive pan sampler for vadose zone leachate collection. *Soil Science Society of America Journal* 68:744-749.
- Bassette, C. 2005. Modélisation 3-D de l'interception de la pluie par le bananier: effets de caractéristiques physiques du couvert sur les flux d'eau et d'énergie cinétique de la pluie transmis au sol, Thèse Université des Antilles-Guyane, Pointe-à-Pitre.
- Bellini, G., M.E. Sumner, D.E. Radcliffe, and N.P. Qafoku. 1996. Anion transport through columns of highly weathered acid soil: adsorption and retardation. *Soil Science Society of America Journal* 60:132-137.
- Bellot, J., and A. Escarre. 1991. Chemical characteristics and temporal variations of nutrients in throughfall and stemflow of three Mediterranean holm oak forest. *Forest Ecology and Management* 41:125-135.
- Berg, W.A., and G.W. Thomas. 1959. Anion elution patterns from soils and soil clays. *Soil Science Society of America Proceedings* 23:348-350.
- Bianchi, A., M.P. Papini, A. Corsi, P. Behra, and M. Beccari. 2003. Competitive transport of cadmium and lead through a natural porous medium: influence of the solid/liquid interface processes. *Water Science and Technology* 48:9-16.
- Biddle, D.L., D.J. Chittleborough, and R.W. Fitzpatrick. 1995. Field monitoring of solute and colloid mobility in a gneissic sub-catchment, South Australia. *Applied Clay Science* 9:433-442.
- Black, A.S., and S.A. Waring. 1976. Nitrate leaching and adsorption in a krasnozem from Redland Bay, Qld. I. Leaching of banded ammonium nitrate in a horticultural rotation. *Australian Journal of Soil Research* 14:171-180.

- Boll, J., T.S. Steenhuis, and J.S. Selker. 1992. Fiberglass wicks for sampling of water and solutes in the vadose zone. *Soil Science Society of America Journal* 56:701-707.
- Bougoul, S., S. Ruy, F. de Groot, and T. Boulard. 2005. Hydraulic and physical properties of stonewool substrates in horticulture. *Scientia horticultrae* 104:391-405.
- Brandi-Dohrn, F.M., R.P. Dick, M. Hess, and J.S. Selker. 1996. Suction cup sampler bias in leaching characterization of an undisturbed field soil. *Water Resources Research* 32:1173-1182.
- Braud, I., D. De Condappa, J.M. Soria, R. Haverkamp, R. Angulo-Jaramillo, S. Galle, and M. Vauclin. 2004. Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties (the Beerkan method). *European Journal of Soil Science* 56:361-374.
- Braud, I, T. Bariac, M. Vauclin, Z. Boujamlaoui, J.P. Gaudet, P. Biron, and P. Richard. 2005. SiSPAT-Isotope, a coupled heat, water and stable isotope (HDO and (H₂O)-O-18) transport model for bare soil. Part II. Evaluation and sensitivity tests using two laboratory data sets. *Journal of Hydrology* 309:301-320.
- Brooks, R.H., and C.T. Corey. 1964. *Hydraulic Properties of Porous Media*, Hydrological Paper 3, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy, and S.T. Gower. 1999. An equilibrium tension lysimeter for measuring drainage through soil. *Soil Science Society of America Journal* 63:536-543.
- Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy, and S.T. Gower. 2001. Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *Journal of Environmental Quality* 30:58-70.
- Bussiere, F., F. Solmon, and A. Fouere. 2002. Implementation and evaluation of DROP, a model for the simulation of rainfall distribution below plants described in 3D. *Agronomie* 22:93-103.
- Cabidoche, Y.M. 2001. Les DOM insulaires : des milieux tropicaux contrastés, des climats et des sols variés sur de courtes distances. Document de cours de DEA, Université Antilles-Guyane, 7p.
- Cabidoche, Y.M., C. Clermont-Dauphin, A. Lafont, J. Sansoulet, P. Cattan, R. Achard, A. Caron, and C. Chabrier. 2006. Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles: relation avec les systèmes de culture. Rapport final de contrat de recherche, AP «Pesticides» 2002 MEDD. APC INRA Antilles-Guyane, 99 pp.
- Cattan, P., F. Bussiere, and A. Nouvellon. 2006a. Rainfall partitioning in banana plantations increased the runoff risk on andisols. *Journal of Hydrology* (accepted).
- Cattan, P., Y.M. Cabidoche, J.G. Lacas, and M. Voltz. 2005. Effects of tillage and mulching on runoff under banana (*Musa* spp.) on a tropical Andosol. *Soil and Tillage Research* 86:38-51.
- Cattan, P., M. Voltz, Y.M. Cabidoche, J.G. Lacas, and J. Sansoulet. 2006b. Spatial and temporal variation of percolation fluxes as influenced by cropping patterns in banana field. *Journal of Hydrology* (accepted).
- Chabot, R., S. Bouarfa, D. Zimmer, C. Chaumont, and C. Duprez. 2002. Sugarcane transpiration with shallow water-table: sap flow measurements and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* 54:17-36.
- Chan, K.Y., H.R. Geering, and B.G. Davey. 1980. Movement of chloride in a soil with variable charge properties: I. Chloride systems. *Journal of Environmental Quality* 9:579-582.

- Cirad. 1999. Le manuel du planteur de Bananes de la Guadeloupe, Cirad.
- Cirad. 2003. Le manuel du planteur de Bananes de la Guadeloupe, Cirad.
- Clermont-Dauphin, C., Y.M. Cabidoche, and J.M. Meynard. 2004. Effects of intensive monocropping of bananas on properties of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. *Soil Use and Management* 20:105-113.
- Clothier, B.E., I. Vogeler, and G.N. Magesan. 2000. The breakdown of water repellency and solute transport through a hydrophobic soil. *Journal of Hydrology* 231:255-264.
- Curtin, D., and J.K. Syers. 1990. Mechanism of sulphate adsorption by two tropical soils. *Journal of Soil Science* 41:295-304.
- Dagain, J., M. Paterne, and D. Westercamp. 1981. La mise en place du massif volcanique Madeleine-Soufrière, Basse-Terre de Guadeloupe, Antilles. *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Série II* 292.
- Damay, N., and J.L. Julien. 2000. Les indicateurs du statut acido-basique des sols. Publication du Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée:7.
- Delvaux, B., J.E. Dufey, L. Vielvoye, and A.J. Herbillon. 1989. Potassium exchange behaviour in a weathering sequence of volcanic ash soils. *Soil Science Society of America Journal* 53:1679-1684.
- Diersh, H.J.G. 2002. FEFLOW – Physical Basis of Modeling. WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd. <http://www.wasy.de>.
- Dorel, M., J. Roger-Estrade, H. Manichon, and B. Delvaux. 2000. Porosity and soil water properties of Caribbean volcanic ash soil. *Soil Use and Management* 16:133-140.
- Durocher, M.G. 1990. Monitoring spatial variability of forest interception. *Hydrological Processes* 4:215-229.
- Dynia, J.F. 2000. Nitrate retention and leaching in variable charge soils of a watershed in Sao Paulo State, Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31:777-791.
- FAO. 1998. World reference base for soil resources. FAO Rome, pp.88.
- Feddes, R.A., P.J. Kowalik, and H. Zarandny. 1978. Simulation of field water use and crop yield John Wiley & Sons, New-York, NY.
- Flury, M., M.V. Yates, and W.A. Jury. 1999. Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. *Soil Science Society of America Journal* 63:1493-1499.
- Fontaine, S., B. Delvaux, J.E. Dufey, and A.J. Herbillon. 1989. Potassium exchange behaviour in Caribbean volcanic ash soils under banana cultivation. *Plant and Soil* 120.
- Gamerding, A.P., R.J. Wagenet, and M.T. Van Genuchten. 1990. Application of two-site two-region models for studying simultaneous nonequilibrium transport and degradation of pesticides. *Soil Science Society of America Journal* 54:957-963.
- Garcia-Rodeja, E., A. Martinez-Cortizas, J.C. Novoa, X. Pontevedra, and P. Buurman. 2004. Multivariate statistical analysis of reference volcanic European soils, pp. 10-11, *In* H. O. a. O. Arnalds, (ed.) *Volcanic Soil Resources in Europe COST Action 622 final meeting*, Vol. 1, Iceland.
- Gardner, W.R. 1958. Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with applications to evaporation from a water table. *Soil Science* 85:228-232.

- Gee, G.W., Z.F. Zhang, and A.L. Ward. 2003. A modified vadose-zone fluxmeter with soil collection capability. *Vadose Zone Journal* 2:627-632.
- Godefroy, J., and M. Dormoy. 1988. Mineral fertilizer element dynamics in the "soil-banana-climate" complex. Application to the programming of fertilization. III. The case of andosols. *Fruits (Paris)* 43:263-267.
- Godefroy, J., E. Roose, and M. Muller. 1975. Estimation des pertes par les eaux de ruissellement et de drainage des éléments fertilisants dans un sol de bananeraie du sud de la Côte d'Ivoire. *Fruits (Paris)* 30:223-235.
- Greco, R. 2002. Preferential flow in macroporous swelling soil with internal catchment: model development and applications. *Journal of Hydrology* 269:150-168.
- Green, W.H., and C.A. Ampt. 1911. Studies on soil physics, part 1: The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences* 4:1-24.
- Grove, J.H., C.S. Fowler, and M.E. Sumner. 1982. Determination of the charge character of selected acid soils. *Soil Science Society of America Journal* 46:32-38.
- Hasegawa, S., and S. Eguchi. 2002. Soil water condition and flow characteristics in the subsoil of a volcanic ash soil: Findings from field monitoring from 1997 to 1999. *Soil Science and Plant Nutrition* 48:227-236.
- Haverkamp, R., C. Zammit, F. Bouraoui, K. Rajkai, and J.L. Arrue. 1998. Survey of soil field data and description of particle size, soil water retention and hydraulic conductivity functions, GRIZZLY, Grenoble catalogue of soils, Laboratoire d'étude de Transfert en Hydrologie et Environnement. Université Joseph Fourier, Grenoble 1.
- Hayes, M.H.B., and R.S. Swift. 1978. The chemistry of soil organic colloids, p. 179-320, *In* D. J. Greenland and M. H. B. Hayes, eds. *The Chemistry of Soil Constituents*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Helferich, F.G. 1962. *Ion exchange* McGraw Hill, New York, Hightstown.
- Heuzé, S. 2005. Hydrological behaviour of banana crops on a tropical soil: Estimation of the properties of an andosol and identification of the water processes at local scale. Master Water management - Cranfield University at Silsoe, Canada.
- Holder, M., K.W. Brown, J.C. Thomas, D. Zabcik, and H.E. Murray. 1991. Capillary-wick unsaturated zone soil pore water sampler. *Soil Science Society of America Journal* 55:1195-1202.
- Hutson, J.L., and R.J. Wagener. 1992. LEACHM: Leaching Estimation And CHemistry Model. Research Series no. 92-3, New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences, Ithaca, NY.
- Ishiguro, M., K.C. Song, and K. Yuita. 1992. Ion transport in an allophanic Andisol under the influence of variable charge. *Soil Science Society of America Journal* 56:1789-1793.
- Jacques, D., and J. Simunek. 2005. User manual of the multicomponent variably-saturated flow and transport model HP1: Description, Verification, and Examples Version 1.0. SCK-CEN, Mol, Belgium, BLG-998.
- Jarvis, N. 1991. MACRO: a model of water movement and solute transport in macroporous soils Reports and Dissertations 19, Swedish University of Agricultural Science, Department of Soil Science.

- Jimenez, O.F., and J.P. Lhomme. 1994. Rainfall interception and radiation regime in a plantain canopy. *Fruits (Paris)* 49:133-139.
- Jongmans, A.G., P. Verburg, A. Nieuwenhuys, and F.v. Oort. 1995. Allophane, imogolite, and gibbsite in coatings in a Costa Rican Andisol. *Geoderma* 64:327-342.
- Jordan, C.F. 1978. Stemflow and nutrient transfer in a tropical rain forest. *Oikos* 31:281-287.
- Jury, W.A., W.R. Gardner, and W.H. Gardner. 1991. *Soil physics* John Wiley & Sons, New York.
- Kampshake, L.J., S.A. Hannah, and J.M. Cohen. 1967. Automated analysis for nitrate hydrazine reduction. *Water Resources Research* 1:205-216.
- Kao, C., S. Bouarfa, and D. Zimmer. 2001. Steady state analysis of unsaturated flow above a shallow water-table aquifer drained by ditches. *Journal of Hydrology* 250:122-133.
- Katou, H., B.E. Clothier, and S.R. Green. 1996. Anion transport involving competitive adsorption during transient water flow in an Andisol. *Soil Science Society of America Journal* 60:1368-1375.
- Kinjo, T., and P.F. Pratt. 1971. Nitrate adsorption. I. In some acid soils of Mexico and South America. *Soil Science Society of America Proceedings* 35:722-725.
- Knutson, J.H., and J.S. Selker. 1994. Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. *Soil Science Society of America Journal* 58:721-729.
- Kosugi, K., and M. Katsuyama. 2004. Controlled-suction period lysimeter for measuring vertical water flux and convective chemical fluxes. *Soil Science Society of America Journal* 68:371-382.
- Lacas, J.G., M. Voltz, and P. Cattan. 2003. Numerical evaluation of passive capillary samplers *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 6.
- 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.
- Lapidus, L., and N.R. Amundson. 1952. Mathematics of adsorption in beds. *Journal of Physical Chemistry* 56:984.
- Lecompte, F., H. Ozier-Lafontaine, and L. Pagès. 2003. An analysis of growth rates and directions of growth of primary roots of field-grown banana trees in an andisol at three levels of soil compaction. *Agronomie* 23:209-218.
- Lentz, D.R., and D.C. Kincaid. 2003. An automated extraction control system for soil water percolation samples. *Soil Science Society of America Journal* 67:100-106.
- Levia, D.F., Jr., and E.E. Frost. 2003. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal of Hydrology* 274:1-29.
- Lucille, P.L., A. Burnol, and P. Ollar. 2000. Chemtrap: a hydrogeochemical model for reactive transport in porous media. *Hydrological Processes* 14:2261 - 2277.
- Maeda, T., and B.P. Warkentin. 1975. Void changes in Allophane soils determining water retention and transmission. *Soil Science Society of America Journal* 39:398-403.
- Maeda, T., H. Takenaka, and B.P. Warkentin. 1977. Physical properties of allophane soils. *Advances Agronomy* 29:229-264.
- Magesan, G.N., I. Vogeler, B.E. Clothier, S.R. Green, and R. Lee. 2003. Solute movement through an allophanic soil. *Journal of Environmental Quality* 32:2325-2333.

- Malaval, C. 2002. Etude de la diversité des systèmes de culture bananiers du sud de la Basse-Terre de Guadeloupe. Approche des risques environnementaux - Guadeloupe. Master - Centre National d'Etudes Agronomiques en Régions Chaudes, Montpellier, France.
- Marquardt, D.W. 1963. An algorithm for least-squares estimation of non-linear parameters. *Journal on Applied mathematics* 11:431-441.
- Martin, J. 2004. Observation et quantification des principaux processus gouvernant le fonctionnement hydrologique du système sol-banancier sur andosol de Guadeloupe, à l'échelle locale de la placette. DESS (master) Hydrogéologie et Environnement - Université d'Avignon et des pays du Vaucluse, Avignon, France.
- Martin-Prevel, P. 1987. Banana. Plant analysis as a guide to the nutrient requirements of temperate and tropical crops., p. 637-670, *In* P. G. Martin-Prével, J.; Gautier, P., ed., New York-Paris.
- Masarik, K.C., J.M. Norman, K.R. Brye, and J.M. Baker. 2004. Improvements to measuring water flux in the vadose zone. *Journal of Environmental Quality* 33:1152-1158.
- Mekaru, T., and G. Uehara. 1972. Anion adsorption in ferruginous tropical soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36:296-300.
- Melamed, R., J.J. Jurinak, and L.M. Dudley. 1994. Anion exclusion-pore water velocity interaction affecting transport of bromine through an Oxisol. *Soil Science Society of America Journal* 58:1405-1410.
- Mertens, J., D. Raes, and J. Feyen. 2001. Incorporating rainfall intensity into daily rainfall records for simulating runoff and infiltration into soil profiles. *Hydrological Processes* 16:731-739.
- Météo-France. 2000. Bulletin Climatologique annuel. Service Régional de la Guadeloupe, France.
- Meyer, J.P., and P.G. Schoch. 1976. Besoin en eau du banancier aux Antilles. Mesure de l'évapotranspiration maximale. *Fruits (Paris)* 31:3-19.
- Ministère Outre-Mer. 2006. Agriculture de la Guadeloupe [Online]. Available by http://www.outre-mer.gouv.fr/outremer/front?id=outremer/decouvrir_outre_mer/guadeloupe/publi_P_economie_agriculture_1122453099524.
- Mohrath, D., L. Bruckler, P. Bertuzzi, J.C. Gaudu, and M. Bourlet. 1997. Error analysis of an evaporation method for determining hydrodynamic properties in unsaturated soil. *Soil Science Society of America Journal*. 61:725-735.
- Monteith, J.L. 1965. Evaporation and environment. The State and Movement of Water in Living Organisms. p. 205-234. *In* Symp. Soc. Exp. Biol. 19. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mortland, M.M., and A.R. Wolcott. 1965. Sorption of inorganic nitrogen compounds by soil materials. *In* W.V. Bartholomew and F.E. Clark (ed.) Soil nitrogen. Agron. Monogr. 10:150-197.
- Moussa, R., M. Voltz, and P. Andrieux. 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes* 16:393-412.
- Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12:513-522.
- Nash, J.E., and J.V. Sutcliffe. 1970. River Flow Forecasting through Conceptual Models - Part I: A Discussion of Principles. *Journal of Hydrology* 10:282-290.

- Ndayiragije, S. 1996. Caractérisation d'une séquence d'altération de sols dérivés de matériaux pyroclastiques sous climat tropical humide des Antilles (Guadeloupe). Thèse Université Catholique de Louvain, Belgique.
- Ndayiragije, S., and B. Delvaux. 2004. Selective sorption of potassium in a weathering sequence of volcanic ash soils from Guadeloupe, French West Indies. *Catena* 56:185-198.
- Nouvellon, A. 1999. Redistribution de l'eau de pluie par le bananier : identification et quantification des principaux facteurs de variation. Master Institut Supérieur Techniques Outre Mer, Paris, France.
- Okamura, Y., and K. Wada. 1983. Electric charge characteristics of horizons of Ando (B) and red-yellow B soils and weathered pumices. *Journal of Soil Science* 34:287-295.
- Pang, L., M.E. Close, J.P.C. Watt, and K.W. Vincent. 2000. Simulation of picloram, atrazine, and simazine leaching through two New Zealand soils and into groundwater using HYDRUS-2D. *Journal of Contaminant Hydrology* 44:19-46.
- Parkhurst, D.L., and C.A.J. Appello. 1999. Users Guide To PHREEQC: A computer programme for speciation, Batch Reaction, One dimensional Transport and Inverse Geochemical calculations, USGS Water Resources Investigations, Report 99-4259, 309 pp.
- Pellerin, S. 1986. Etude d'une série chronologique de rendements de canne à sucre obtenus en Guadeloupe à partir d'un modèle de simulation du bilan hydrique. *Agronomie* 6:91-98.
- Perret, S., and M. Dorel. 1999. Relationships between land use, fertility and andisol behaviour: examples from volcanic islands. *Soil Use and Management* 15:144-149.
- Perrochet, P., and D. Berod. 1993. Stability of the standard Crank-Nicolson-Galerkin scheme applied to the diffusion-convection equation: some new insights. *Water Resources Research* 29:3291-2397.
- Persicani, D., G. Gasparetti, P. Siro, and M. Bonvini. 1995. Measurement and simulation of atrazine and alachlor leaching into two field soils. *Journal of Contaminant Hydrology*. 19:127-144.
- Qakofu, N.P., M.E. Sumner, and L.T. West. 2000. Mineralogy and chemistry of some variable charge subsoils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31:1051-1070.
- Quantin, P. 1994. The Andosols. 15th World Congress of Soil Science, Acapulco, Mexico, 10-16, July, 1994. *Transactions, Volume 6a: Commission V: symposia.*, p. 848-859. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, Chapingo Mexico.
- Reynolds, W.D., D.E. Elrick, and E.G. Youngs. 2002. Single-Ring and Double- or Concentric-Ring Infiltrimeters, In: *Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical Methods, Chapter 3.4.2.a*, Eds. J. H. Dane and G. C. Topp, Third edition, SSSA, Madison, WI, 821-826.
- Reynolds-Vargas, J.S., D.D. Richter, and E. Bornemisza. 1994. Environmental impacts of nitrification and nitrate adsorption in fertilized Andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil Science* 157:289-299.
- Rieu, M., J. Touma, and H.R. Gheyi. 1991. Sodium-calcium exchange on Brazilian soils : modeling the variation of selectivity coefficient. *Soil Science Society of America Journal* 55:1294-1300.
- Rimmer, A., T.S. Steenhuis, and J.S. Selker. 1995. One-dimensional model to evaluate the performance of wick samplers in soils. *Soil Science Society of America Journal* 59:88-92.

- Rosello, V. 1984. Les sols bruns des Hauts (Ile de la Réunion) : Caractérisation minéralogique et microstructurale de matériaux andolosiques, reconnaissance expérimentale de leur comportement, Thèse Université Paris VII.
- Ryan, M.C., G.R. Graham, and D.L. Rudolph. 2001. Contrasting nitrate adsorption in Andisols of two coffee plantations in Costa Rica. *Journal of Environmental Quality* 30:1848-1852.
- Saito, M. 1990. Nitrogen mineralisation parameters and its availability indices of soils in Tohoku district, their relationship. *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 61:265-272.
- Sansoulet, J. 2002. Modification de l'énergie cinétique de la pluie redistribuée par le bananier - Influence de la géométrie des feuilles. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies (Master) - Institut National Agronomique Paris Grignon, Paris.
- Sansoulet, J. 2004. Complémentarité des connaissances sur les charges variables entre un support islandais et antillais : Apport des connaissances de la communauté scientifique européenne. Académie d'Agriculture de France, Paris.
- Sansoulet, J., Y.M. Cabidoche, and P. Cattan. 2006. Adsorption and transport of nitrate and potassium in an Andosol under banana (Guadeloupe, French West Indies). *European Journal of Soil Science* 58:478-489.
- Santana, J., C.L. Suarez, and E. Fereres. 1993. Evapotranspiration and crop coefficients in banana. *Acta Horticulturae* 335:341-348.
- Schaap, M.G., and F.J. Leij. 1998. Database related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. *Soil Science* 163:765-779.
- Schweich, D., and M. Sardin. 1981. Adsorption, partition, ion exchange and chemical reaction in batch reactors or in columns - a review. *Journal of Hydrology* 50:1-33.
- Shoji, S., M. Nanzyo, and R. Dahlgren. 1993. Volcanic ash soils genesis, properties and utilization. *Soil Science* 21:288 p.
- Siemens, J., M. Haas, and M. Kaupenjohann. 2003. Dissolved organic denitrification in subsoils and aquifers? *Geoderma* 113:253-271.
- Simunek, J., O. Wendroth, and M.T. Van Genuchten. 1998. Parameter estimation analysis of the evaporation method for determining soil hydraulic properties. *Soil Science Society of America Journal* 62:894-905.
- Simunek, J., M. Sejna, and M.T. Van Genuchten. 1999. The HYDRUS-2D Software Package for Simulating Two-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media Version 2.0. IGWMC-TPS-53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 251 pp.
- Simunek, J., M.T. Van Genuchten, and M. Sejna. 2005. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media Version 3.0, HYDRUS Software Series 1, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, 270 pp.
- Simunek, J., M. Sejna, and M.T. Van Genuchten. 2006. The HYDRUS Software Package for Simulating Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media, Technical Manual, Version 1.0, PC Progress, Prague, Czech Republic, 241 pp.

- Smettem, K.R.J., and B.E. Clothier. 1989. Measuring unsaturated sorptivity and hydraulic conductivity using multiple disk permeameters. *Journal of Soil Science* 40:563-568.
- Sommer, R., H. Fölsterb, K. Vielhauera, E.J.M. Carvalhoc, and P.L.G. Vleka. 2003. Deep soil water dynamics and depletion by secondary vegetation in the eastern amazon. *Soil Science Society of America Journal* 67:1672-1686.
- Song, K.C., and M. Ishiguro. 1991. Effects of solution pH on ion transport in allophanic Andisol. *Soil Science and Plant Nutrition* 38:477-484.
- Sposito, G. 1989. *The chemistry of soils* Oxford University Press, New York, USA.
- Stevenson, F.J. 1982. Organic forms of soil nitrogen, p. 67-122, *In* F. J. Stevenson, ed. *Nitrogen in Agricultural Soils* (Agronomy no.22). ASA, CSSA and SSSA, Madison, WI.
- Stumm, W. 1992. Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems, p. 428 *Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. John Wiley & Son Inc., New York USA.
- Tamari, S., L. Bruckler, J.M. Halbertsma, and C. J. 1993. A simple method for determining soil hydraulic properties in the laboratory. *Soil Science Society of America Journal* 57:642–651.
- Theng, B.K.G., M. Russel, G.J. Churchman, and R.L. Parfitt. 1982. Surface properties of allophane, halloysite, and imogolite. *Clays and Clay Minerals* 30:143-149.
- Thieuleux, L. 2006. Biodisponibilité de l'azote en cultures bananières sur nitisol, application à la gestion de la fertilisation azotée, Thèse Université Antilles Guyane, Pointe à Pitre.
- Uehara, G., and G.P. Gillman. 1980. Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals : II. Experimental. *Soil Science Society of America Journal* 44:252-255.
- Van Dam, J.C., J. Huygen, J.G. Wesseling, R.A. Feddes, P. Kabat, P.E.V. Van Walsum, P. Groenendijk, and C.A. Van Diepen. 1997. SWAP version 2.0, Theory. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Air-Plant environment. Technical Document 45, DLO Winand Staring Centre, Wageningen. Report 71, Department Water Resources, Wageningen Agricultural University.
- Van Genuchten, M.T., J.M. Davidson, and P.J. Wierenga. 1974. An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement through porous media. *Soil Science Society of America Proceedings* 38:29-35.
- Van Genuchten, M.T. 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44:892–898.
- Van Oort, F. 1984. Géométrie de l'espace poral, comportement hydrique et pédogenèse, Thèse Université de Paris.
- Van Raij, B., and M. Peech. 1972. Electrochemical properties of some Oxisols and Alfisols of the tropics. *Soil Science Society of America Proceedings* 36:587-593.
- Van Vosselen, A., H. Verplancke, and E. Van Ranst. 2005. Assessing water consumption of banana: traditional versus modelling approach. *Agricultural Water Management* 74:201-218.
- Vandervaere, J.P. 1995. Caractérisation hydrodynamique du sol in situ par infiltrométrie à disques. Analyse critique des régimes pseudo-permanents, méthodes transitoires et cas des sols encroûtés. Thèse de Doctorat de l'Université Joseph Fourier de Grenoble, INPG, 329pp.

Vandervelde, M., S.R. Green, G.W. Gee, M. Vanclooster, and B.E. Clothier. 2005. Evaluation of drainage from passive suction and nonsuction flux meters in a volcanic clay soil under tropical conditions. *Vadose Zone Journal* 4:1201-1209.

Vauclin, M. 1994. Modelling solute transport in the vadose zone. *Revue des Sciences de l'Eau* 7:81-102.

Ventrella, D., B.P. Mohanty, J. Simunek, N. Losavio, and M.T. Van Genuchten. 2000. Water and chloride transport in a fine-textured soil: field experiments and modeling. *Soil Science* 165:624-631.

Wada, K. 1989. Allophane and imogolite Minerals in Soil Environments, SSSA Book Series, no. 1., Madison, WI 53711. Soil Science Society of America Inc. USA.

Wada, K., and Y. Okamura. 1980. Electric-charge characteristics of Ando A1 and buried A1 horizon soils. *Journal of Soil Science* 31:307-314.

Weast, E. 1970. Handbook of Chemistry and Physics, E. Weast, ed., CRC Press, 1970.

Weihermuller, L., R. Kasteel, J. Vanderborght, T. Putz, and H. Vereecken. 2005. Soil water extraction with a suction cup: Results of numerical simulations. *Vadose Zone Journal* 4:899-907.

Whitmer, S., L. Baker, and R. Wass. 2000. Loss of bromide in a wetland tracer experiment. *Journal of Environmental Quality* 29:2043-2045.

Wierenga, P.J., and M.T. Van Genuchten. 1989. Solute transport through small and large unsaturated soil columns. *Ground Water* 27:35-42.

Wind, G.P. 1968. Capillary conductivity data estimated by a simple method, p. 181-191, *In* P. E. Rijtema and H. Wassink, eds. *Water in the unsaturated zone*. Volume 1. Proceedings of the Wageningen Symposium. International Association of Scientific Hydrology, Gentbrugge, the Netherlands and UNESCO, Paris.

Wong, M.T.F., R. Hughes, and D.L. Rowell. 1990. Retarded leaching of nitrate in acid soils from the tropics: measurement of the effective anion exchange capacity. *Journal of Soil Science* 41:655-663.

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

Yeh, G.-T., and K.M. Salvage. 1996. HYDROGEOCHEM 2.0: A Coupled Model of HYDROlogic Transport and Mixed GEOCHEMical Kinetic/Equilibrium Reactions in Saturated-Unsaturated Media. Users' Manual and Data Input Guide. Department of Civil and Environmental Engineering, The Pennsylvania State University, University Park, PA 16802.

Young, C.A., and W.W. Wallender. 2002. Spatially distributed irrigation hydrology: water balance. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 45:609-618.

Zall, D.M., D. Fisher, and M.Q. Garner. 1956. Photometric determination of chloride in water. *Analytical Chemistry* 28:1665-1668.

Zellweger, G.W. 1994. Testing and comparison of four ionic tracers to measure stream flow loss by multiple tracer. *Hydrological Processes* 8:155-165.

Zhu, Y., R.H. Fox, and J.D. Toth. 2002. Leachate collection efficiency of zero-tension pan and passive capillary fiberglass wick lysimeters. *Soil Science Society of America Journal* 66:37-43.



Annexes

Annexe 1

Étalonnage des données récoltées sur la placette expérimentale

Analyse des capteurs

Dans les bidons et au niveau des tensiomètres, la tension enregistrée U (mV) était traduite en potentiel de pression de l'eau P (mm). Ce potentiel était proportionnel à la tension enregistrée dans la base de données :

$$P = \alpha U + \beta \quad (\text{A1-1})$$

α et β étaient 2 variables dépendantes de la température T (°C).

$$\alpha(T) = a_1 + a_2 T \quad (\text{A1-2})$$

$$\beta(T) = b + a_3 T + a_4 T^2 \quad (\text{A1-3})$$

L'équation finale était comme suit :

$$P = a_4 T^2 + a_3 T + a_2 U T + a_1 U + b \quad (\text{A1-4})$$

a_4, a_3, a_2, a_1 et b sont les coefficients étalonnés. Pour les capteurs des bidons reliés aux lysimètres et du collecteur de ruissellement, le coefficient a_4 était nul.

Analyse des pluies

La centrale de données a enregistré le nombre de fois que le pluviomètre à jauges a basculé. Cette dernière valeur a été multipliée par la hauteur d'eau correspondant à une jauge (2 mm) et sommée pour évaluer la quantité de pluie en mm.

Analyse du ruissellement

Les équations suivantes traduisaient le potentiel de pression de l'eau P (mm) en une hauteur d'eau (mm) dans le collecteur de ruissellement :

❖ Si $(P - P_0) \leq 0.2$ $H = \text{Pente} (P - P_0)$ (A1-5)

❖ Autrement $H = \alpha(P - P_0)^2 + \beta(P - P_0) + Y_0$ (A1-6)

Les coefficients Pente , P_0 , α , β et Y_0 sont évalués via la calibration du collecteur effectuée par Martin (2004). La Figure A1-1 explique les équations précédentes.

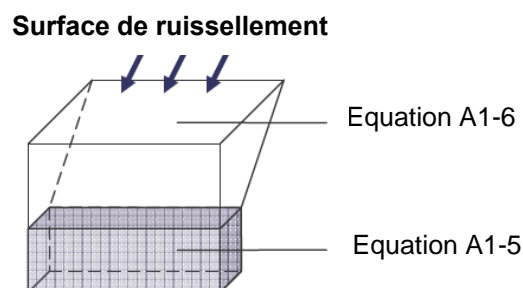


Figure A1-1 : Schéma du collecteur de ruissellement

Analyse du drainage

L'équation suivante traduit le potentiel de pression de l'eau P (mm) en une hauteur d'eau dans les bidons de collecte reliés aux lysimètres :

$$H = \text{Pente} (P - P_0) \quad (\text{A1-7})$$

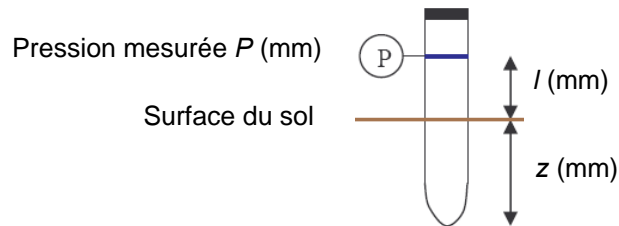
Les coefficients Pente et P_0 sont évalués via la calibration des bidons effectuée par Martin (2004).

Analyse du potentiel matriciel dans le sol

Les données tensiométriques sont exprimées en potentiel de pression de l'eau P en mm. Cette pression est relative à la position du tensiomètre comme le montre la Figure A1-2. Afin d'obtenir le potentiel matriciel h (mm) à 6, 25 et 55 cm de profondeur, l'application de l'équation suivante est nécessaire :

$$h = P + l + z \quad (\text{A1-8})$$

avec l la hauteur du tensiomètre au dessus de la surface du sol et z la profondeur à laquelle il est



implanté (Figure A1-2).

Figure A1-2 : Schéma d'un tensiomètre

Analyse du stemflow

Les équations suivantes transforment la pression P mesurée dans le bidon relié au stemflow en un volume d'eau V (L).

$$V = Pente (P - P_0) \quad (\text{A1-9})$$

Les coefficients *Pente* et P_0 sont évalués via la calibration des bidons effectuée par Martin (2004).

Afin de comparer cette valeur avec les précipitations, il est nécessaire de la transformer en une hauteur d'eau (mm).

$$H = \frac{V}{\pi r^2} 10^6 \quad (\text{A1-10})$$

où r le diamètre du pseudo-tronc du bananier estimé à 25 cm.

Annexe 2

Évènements pluvieux répertoriés du 15 juin au 29 novembre 2004 :

Dates et heures de début et fin de précipitations, durées, volumes, intensités
pluviales maximales et moyennes, volumes précipités les dernières 24 h.

Evènement	Date/Heure de début de précipitation	Date/Heure de fin de précipitation	Durée de la précipitation (h)	Lame d'eau précipitée (mm)	Intensité maximum (mm/h) sur 1 min	Intensité moyenne (mm/h)	Lame d'eau précipitée les dernières 24h (mm)
1	20/06/04 04:06:00	20/06/04 06:57:00	2:51	4.6	72.0	27.6	0
2	21/06/04 07:23:00	21/06/04 09:24:00	2:01	11.4	84.0	23.6	0.2
3	24/06/04 19:10:00	24/06/04 20:53:00	1:43	5.2	72.0	34.7	0
4	25/06/04 02:54:00	25/06/04 02:58:00	0:04	2	48.0	24.0	5.2
5	27/06/04 06:10:00	27/06/04 06:33:00	0:23	9.4	72.0	29.7	1.6
6	27/06/04 10:09:00	27/06/04 11:42:00	1:33	5.2	48.0	19.5	11.2
7	27/06/04 15:26:00	27/06/04 16:53:00	1:27	2.8	60.0	24.0	16.4
8	01/07/2004 02:15	01/07/2004 11:49	9:34	23.4	180	36	0.6
9	02/07/2004 02:52	02/07/2004 03:44	0:52	2.4	36	20.6	20.8
10	02/07/2004 11:53	02/07/2004 13:59	2:06	2.6	48	31.2	4.2
11	02/07/2004 20:04	02/07/2004 21:19	1:15	10	96	37.5	6.8
12	03/07/2004 04:01	03/07/2004 04:10	0:09	8.6	156	73.7	14.4
13	04/07/2004 00:54	04/07/2004 00:57	0:03	3.2	108	48	9
14	04/07/2004 05:31	04/07/2004 07:54	2:23	12.4	120	37.2	4
15	04/07/2004 12:05	04/07/2004 15:54	3:49	32.4	144	38.1	16.4
16	06/07/2004 02:59	06/07/2004 03:12	0:13	5.4	72	36	0
17	06/07/2004 07:33	06/07/2004 10:59	3:26	7.6	72	35.1	5.6
18	06/07/2004 17:16	06/07/2004 19:37	2:21	9	36	18.6	13.8
19	11/07/2004 01:27	11/07/2004 08:57	7:30	49.8	156	41.5	0.2
20	12/07/2004 03:01	12/07/2004 03:04	0:03	2.8	72	42	39
21	12/07/2004 21:06	12/07/2004 23:43	2:37	7.6	108	38	3.2
22	14/07/2004 21:30	14/07/2004 21:50	0:20	10.4	132	56.7	1.2
23	15/07/2004 00:38	15/07/2004 00:42	0:04	2.2	72	33	0
24	15/07/2004 04:55	15/07/2004 22:49	17:54	121.4	168	35	2.2
25	17/07/2004 02:58	17/07/2004 03:29	0:31	3.6	120	43.2	0.2
26	18/07/2004 23:13	19/07/2004 10:51	11:38	22	204	27.5	2
27	19/07/2004 20:18	20/07/2004 15:09	18:51	38.4	132	30.3	22.2
28	21/07/2004 22:58	22/07/2004 01:02	2:04	4.6	72	27.6	1.4
29	22/07/2004 05:53	22/07/2004 06:57	1:04	7	36	20	0.2
30	23/07/2004 07:38	23/07/2004 07:58	0:20	7.4	96	49.3	0
31	23/07/2004 21:07	23/07/2004 22:56	1:49	8.6	132	57.3	7.8

Evènement	Date/Heure de début de précipitation	Date/Heure de fin de précipitation	Durée de la précipitation (h)	Lame d'eau précipitée (mm)	Intensité maximum (mm/h) sur 1 min	Intensité moyenne (mm/h)	Lame d'eau précipitée les dernières 24h (mm)
32	24/07/2004 16:09	24/07/2004 22:26	6:17	31.4	132	31.4	11
33	25/07/2004 03:02	25/07/2004 05:45	2:43	13	72	32.5	33.2
34	27/07/2004 23:09	28/07/2004 03:36	4:27	15	72	25.7	2.2
35	28/07/2004 11:28	28/07/2004 14:49	3:21	44.4	108	31.7	16
36	29/07/2004 03:08	29/07/2004 07:31	4:23	24	72	28.2	51
37	29/07/2004 13:17	29/07/2004 18:38	5:21	3.4	72	25.5	35.6
38	30/07/2004 10:21	30/07/2004 12:57	2:36	7	168	42	3.8
39	02/08/2004 02:09	02/08/2004 05:27	3:18	22.8	132	42.8	1.2
40	02/08/2004 09:12	02/08/2004 10:39	1:27	18.8	108	37.6	23.2
41	03/08/2004 21:47	03/08/2004 21:51	0:04	5.6	120	67.2	1.6
42	04/08/2004 01:08	04/08/2004 08:53	7:45	13.6	108	31.4	5.6
43	07/08/2004 14:16	07/08/2004 14:27	0:11	10.2	96	51	1.6
44	09/08/2004 19:49	09/08/2004 20:18	0:29	16.6	156	47.4	4.4
45	10/08/2004 06:46	10/08/2004 06:55	0:09	2.6	48	26	18
46	10/08/2004 23:37	10/08/2004 23:44	0:07	2.4	36	24	3
47	11/08/2004 03:28	11/08/2004 03:34	0:06	8.8	168	75.4	5.4
48	11/08/2004 22:43	12/08/2004 01:11	2:28	2.2	36	22	12
49	12/08/2004 16:28	12/08/2004 16:45	0:17	8.6	84	32.3	3.6
50	12/08/2004 21:29	13/08/2004 02:14	4:45	10.8	108	46.3	11.8
51	14/08/2004 02:06	14/08/2004 07:59	5:53	5.4	84	46.3	14.8
52	15/08/2004 01:16	15/08/2004 19:18	18:02	75	180	41.3	7.2
53	21/08/2004 10:51	21/08/2004 11:58	1:07	14.6	156	46.1	0.4
54	24/08/2004 03:48	24/08/2004 03:54	0:06	3.8	72	38	3.6
55	25/08/2004 01:38	25/08/2004 04:29	2:51	13	120	60	4.8
56	26/08/2004 20:28	27/08/2004 04:55	8:27	63.6	180	52.3	0
57	27/08/2004 22:13	28/08/2004 01:36	3:23	88.2	156	54	57.4
58	30/08/2004 12:11	30/08/2004 15:48	3:37	26.4	72	30.5	0
59	31/08/2004 21:39	01/09/2004 00:19	2:40	2.6	48	26	1.6
60	01/09/2004 07:50	01/09/2004 11:58	4:08	14.4	72	22.8	4.2
61	03/09/2004 19:21	03/09/2004 19:31	0:10	2.8	36	21	1.8
62	04/09/2004 19:06	04/09/2004 20:55	1:49	22.6	132	32.3	3.6

Evènement	Date/Heure de début de précipitation	Date/Heure de fin de précipitation	Durée de la précipitation (h)	Lame d'eau précipitée (mm)	Intensité maximum (mm/h) sur 1 min	Intensité moyenne (mm/h)	Lame d'eau précipitée les dernières 24h (mm)
63	05/09/2004 20:01	05/09/2004 20:13	0:12	4.4	60	24	10.2
64	06/09/2004 04:02	06/09/2004 06:39	2:37	4.6	36	23	5.6
65	07/09/2004 13:55	07/09/2004 16:08	2:13	5.6	120	48	0
66	08/09/2004 02:09	08/09/2004 03:07	0:58	5.8	84	34.8	6
67	11/09/2004 02:38	11/09/2004 02:49	0:11	2.4	36	28.8	0
68	11/09/2004 08:21	11/09/2004 10:40	2:19	5	48	23.1	2.8
69	12/09/2004 17:02	12/09/2004 17:27	0:25	6.6	60	20.8	0
70	13/09/2004 09:07	14/09/2004 16:49	31:42	153	144	23.8	6.6
71	15/09/2004 01:14	15/09/2004 03:08	1:54	5.6	84	26.5	113.8
72	15/09/2004 19:45	15/09/2004 20:00	0:15	6.2	156	53.1	7.2
73	16/09/2004 15:25	16/09/2004 17:48	2:23	33.6	168	51.7	8.4
74	17/09/2004 15:15	17/09/2004 15:48	0:33	5.8	60	29	34.2
75	18/09/2004 05:52	18/09/2004 09:59	4:07	4.8	36	22.2	8.8
76	19/09/2004 21:10	20/09/2004 00:07	2:57	4.2	36	19.4	0
77	23/09/2004 04:15	23/09/2004 04:37	0:22	2.2	48	22	0
78	25/09/2004 17:47	25/09/2004 17:59	0:12	2.6	36	22.3	0
79	26/09/2004 20:07	26/09/2004 20:27	0:20	14.2	144	53.3	0
80	29/09/2004 06:37	29/09/2004 08:34	1:57	13	84	30	0.2
81	29/09/2004 20:00	30/09/2004 04:41	8:41	104.2	180	48.5	13.8
82	30/09/2004 15:00	30/09/2004 19:48	4:47	11.6	108	30.3	104.2
83	01/10/2004 03:05	01/10/2004 07:57	4:52	7.6	108	45.6	13.2
84	01/10/2004 10:35	01/10/2004 12:45	2:10	18.4	144	58.1	19.4
85	01/10/2004 18:11	01/10/2004 22:55	4:44	17.8	108	46.4	35
86	02/10/2004 03:59	02/10/2004 07:01	3:02	27.2	132	28.6	44.2
87	02/10/2004 12:50	02/10/2004 16:00	3:10	24.2	84	26.9	48.4
88	03/10/2004 06:27	03/10/2004 07:40	1:13	3.2	48	24	37.4
89	03/10/2004 13:47	03/10/2004 15:22	1:35	12.6	108	31.5	27
90	03/10/2004 20:09	03/10/2004 22:12	2:03	17.8	108	38.1	16.4
91	04/10/2004 04:02	04/10/2004 06:39	2:37	6.2	120	53.1	33.8
92	04/10/2004 14:32	04/10/2004 15:19	0:47	7.2	96	33.2	30.2
93	05/10/2004 22:25	06/10/2004 01:14	2:49	19.2	108	44.3	0.2

Evènement	Date/Heure de début de précipitation	Date/Heure de fin de précipitation	Durée de la précipitation (h)	Lame d'eau précipitée (mm)	Intensité maximum (mm/h) sur 1 min	Intensité moyenne (mm/h)	Lame d'eau précipitée les dernières 24h (mm)
94	07/10/2004 16:12	07/10/2004 16:33	0:21	2.6	24	17.3	0.6
95	08/10/2004 14:02	08/10/2004 14:32	0:30	8.4	60	22.9	2.6
96	15/10/2004 18:36	15/10/2004 19:01	0:25	9.8	108	58.8	0
97	15/10/2004 22:05	16/10/2004 02:05	4:00	87.4	132	41.3	10
98	16/10/2004 05:13	16/10/2004 05:57	0:44	6.6	72	26.4	97.8
99	16/10/2004 13:24	16/10/2004 14:33	1:09	11.6	36	21.1	104.4
100	16/10/2004 22:00	17/10/2004 00:41	2:41	64.8	108	34.1	106.4
101	18/10/2004 03:13	18/10/2004 08:18	5:05	9.2	72	27.6	1.2
102	18/10/2004 22:08	19/10/2004 01:17	3:09	67.4	168	48.7	10.8
103	19/10/2004 13:15	20/10/2004 04:44	15:29	87	132	29.8	69
104	20/10/2004 10:21	20/10/2004 14:19	3:58	27.6	144	34.5	87
105	20/10/2004 21:39	20/10/2004 22:57	1:18	8.8	60	26.4	61.8
106	21/10/2004 03:07	21/10/2004 03:13	0:06	7.4	84	63.4	41.4
107	21/10/2004 18:31	22/10/2004 07:44	13:13	56.2	108	28.1	16.2
108	22/10/2004 20:16	22/10/2004 21:33	1:17	33	144	43	54.6
109	23/10/2004 13:01	23/10/2004 13:21	0:20	2.2	24	18.9	33.2
110	26/10/2004 15:26	26/10/2004 15:36	0:10	2.8	36	28	0
111	27/10/2004 04:14	27/10/2004 05:31	1:17	32.4	108	36	2.8
112	27/10/2004 22:27	27/10/2004 23:13	0:46	22.6	108	39.9	32.6
113	28/10/2004 06:45	28/10/2004 09:13	2:28	6	48	22.5	22.8
114	31/10/2004 22:35	31/10/2004 22:45	0:10	5.2	84	34.7	1.2
115	01/11/2004 02:26	01/11/2004 06:33	4:07	5	24	16	6
116	01/11/2004 13:21	01/11/2004 14:41	1:20	8.4	36	20.2	5
117	02/11/2004 03:10	02/11/2004 08:57	5:47	61.6	60	21	10.4
118	03/11/2004 13:37	03/11/2004 14:47	1:10	27.6	120	38.5	0.8
119	04/11/2004 17:20	04/11/2004 22:27	5:07	44.4	108	30.6	3
120	05/11/2004 15:41	05/11/2004 16:39	0:58	34.4	180	34.4	47.8
121	06/11/2004 08:40	06/11/2004 17:39	8:59	54.4	180	48	34.4
122	07/11/2004 11:01	07/11/2004 12:12	1:11	31.8	168	51.6	53
123	07/11/2004 16:43	07/11/2004 18:18	1:35	13.2	96	36	38.6
124	08/11/2004 10:46	08/11/2004 15:30	4:44	18.6	72	33.8	45

Evènement	Date/Heure de début de précipitation	Date/Heure de fin de précipitation	Durée de la précipitation (h)	Lame d'eau précipitée (mm)	Intensité maximum (mm/h) sur 1 min	Intensité moyenne (mm/h)	Lame d'eau précipitée les dernières 24h (mm)
125	09/11/2004 01:19	09/11/2004 05:59	4:40	2.4	24	16	18.6
126	09/11/2004 09:35	09/11/2004 22:42	13:07	178.2	216	47.9	21.4
127	10/11/2004 17:22	10/11/2004 18:43	1:21	12.6	132	39.8	25.2
128	10/11/2004 22:12	10/11/2004 23:49	1:37	3.6	24	18	13
129	11/11/2004 01:18	11/11/2004 05:32	4:14	3.6	24	18	16.8
130	11/11/2004 17:22	12/11/2004 05:39	12:17	132.4	132	33.4	20.2
131	12/11/2004 15:02	12/11/2004 18:36	3:34	7	36	21	133
132	13/11/2004 11:03	13/11/2004 11:12	0:09	2.4	36	20.6	7.2
133	14/11/2004 15:31	14/11/2004 15:55	0:24	11	60	28.7	0
134	15/11/2004 09:59	15/11/2004 17:34	7:35	61.8	108	39	11
135	17/11/2004 11:52	17/11/2004 13:45	1:53	7	24	17.5	0.6
136	17/11/2004 21:19	17/11/2004 21:33	0:14	2.4	24	18	7
137	18/11/2004 01:06	19/11/2004 22:52	45:46	692	312	36	9.4
138	20/11/2004 09:08	20/11/2004 14:56	5:48	37	84	28.8	139.4
139	20/11/2004 21:05	21/11/2004 20:35	23:30	345.8	264	41	88.2
140	24/11/2004 05:26	24/11/2004 10:58	5:32	12.6	36	39.8	0.4
141	24/11/2004 18:12	24/11/2004 21:55	3:43	13	72	23.6	12.8

Annexe 3

Analyse de sensibilité détaillée de différents scénarios :

(i) des conditions hydriques initiales du sol,

(ii) des propriétés hydrauliques du sol,

(iii) de la présence d'une semelle de labour,

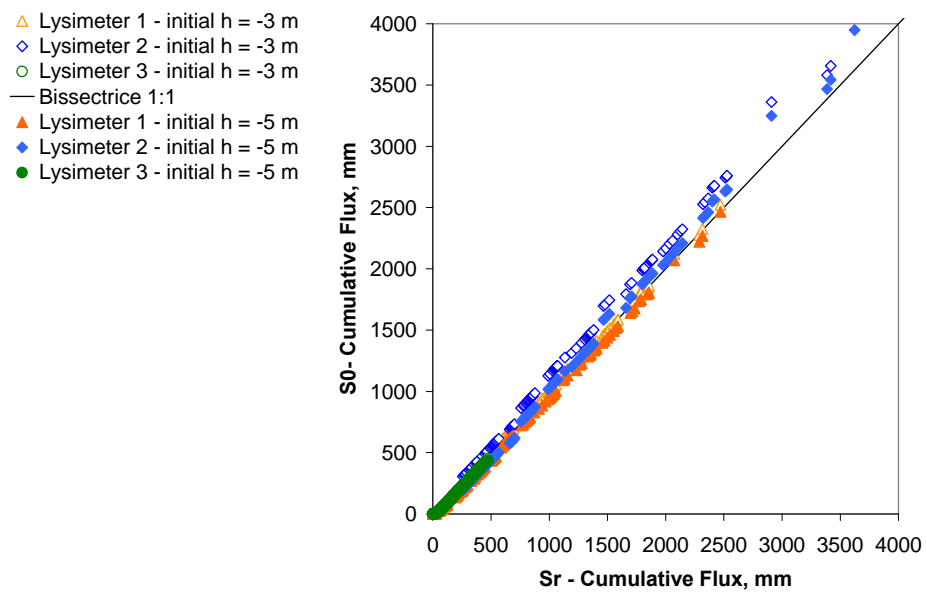
(iv) de l'absence de l'interception de la pluie par le bananier,

(v) de l'amplitude du stemflow,

sur la répartition spatiale du drainage sous bananier et en aval de celui

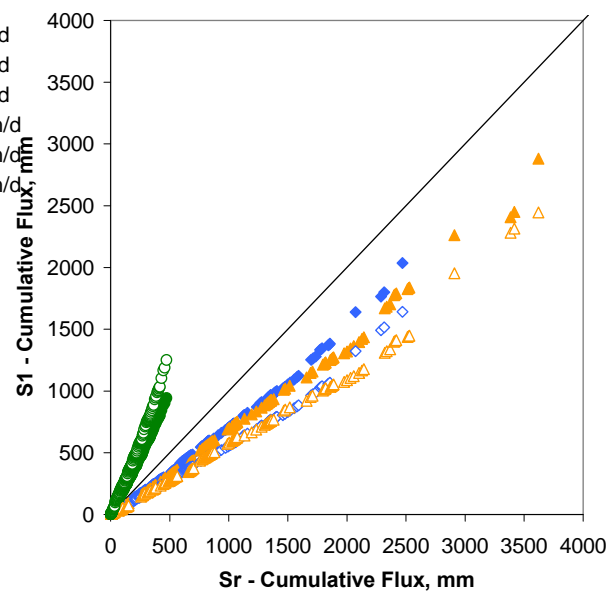
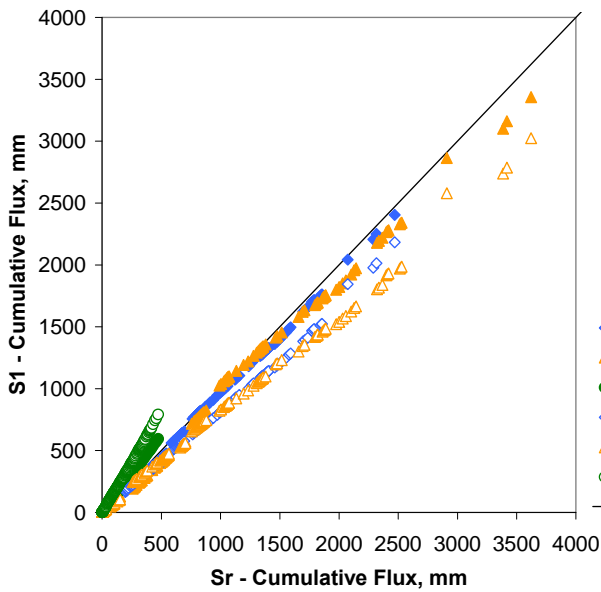
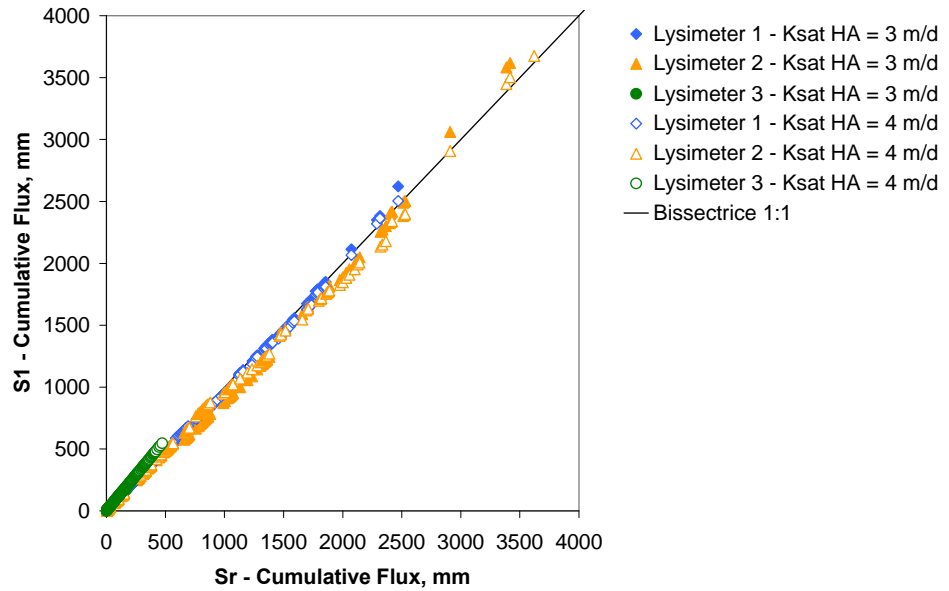
(lysimètre 1, 2 et 3).

(i) Conditions hydriques initiales du sol

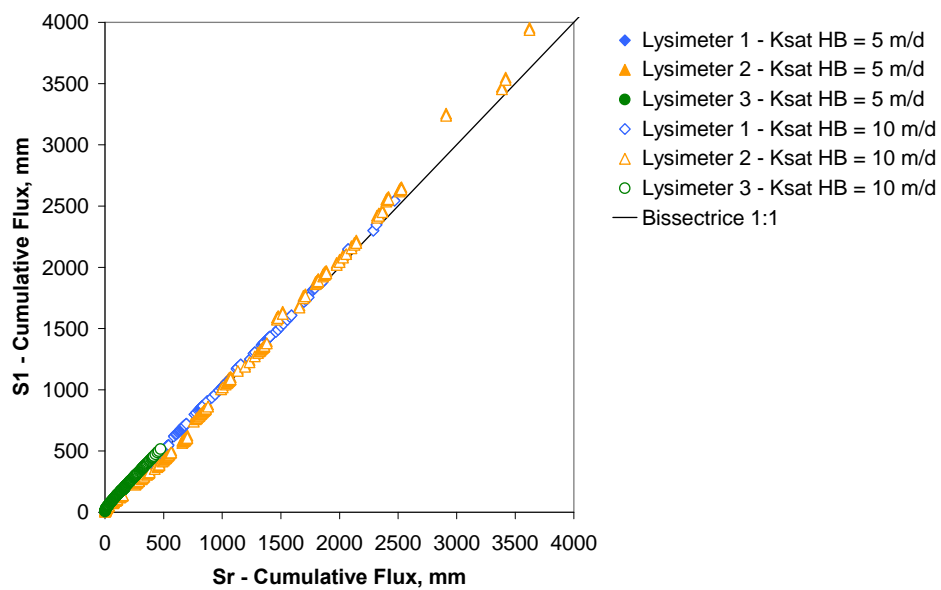
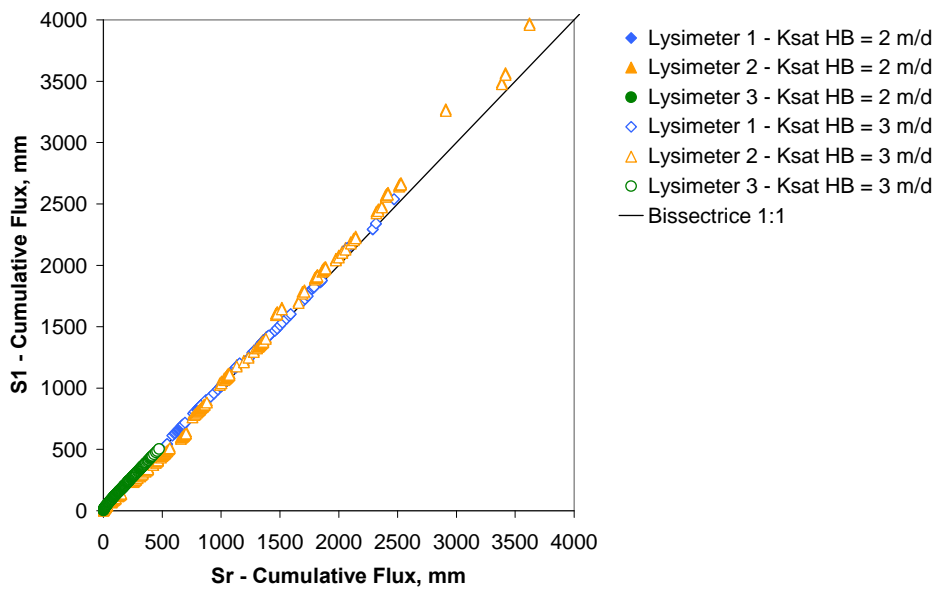


(ii) Propriétés hydrauliques du sol

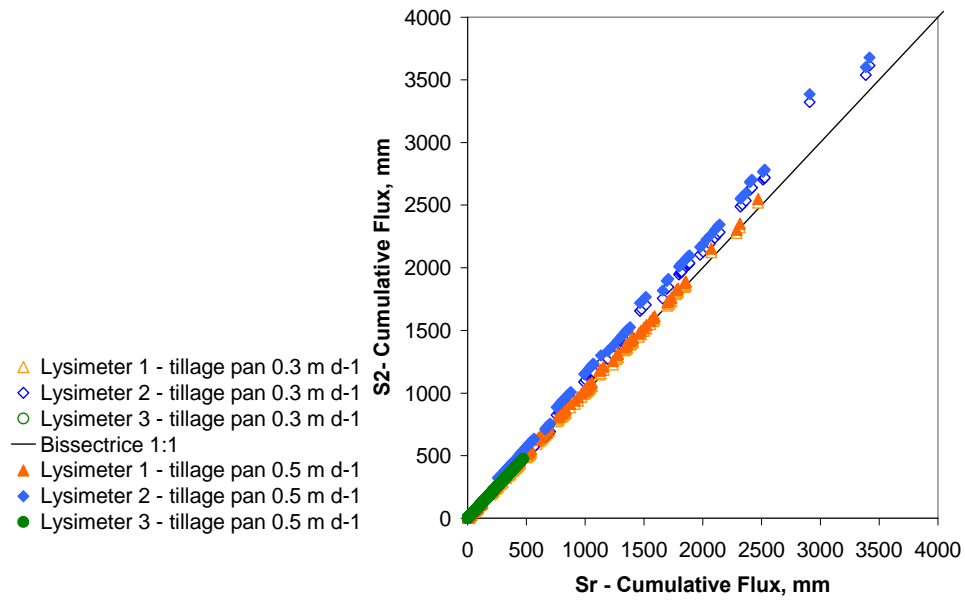
K_{sat} Horizon A



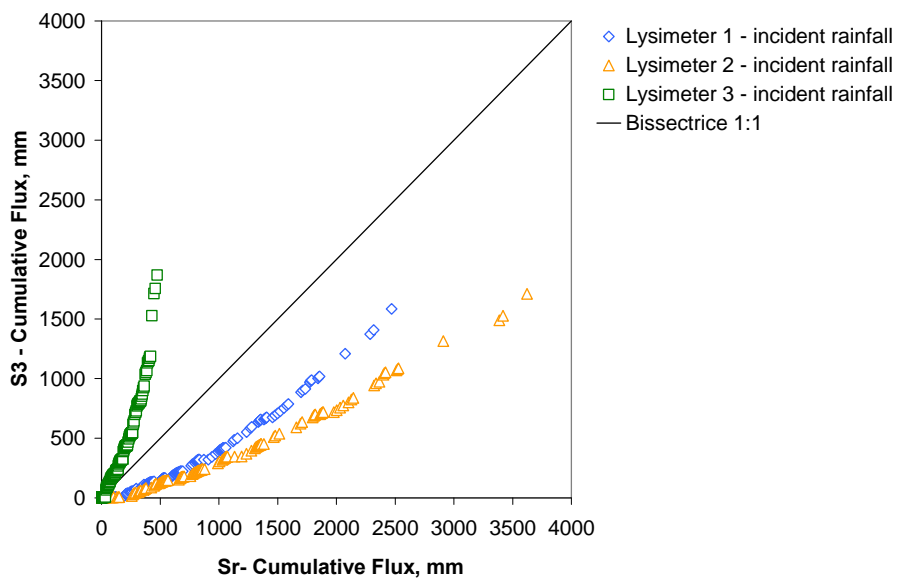
K_{sat} Horizon B



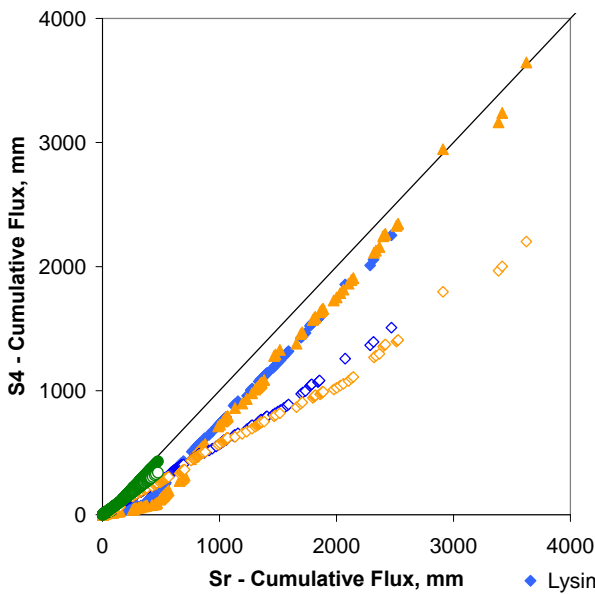
(iii) Présence d'une semelle de labour



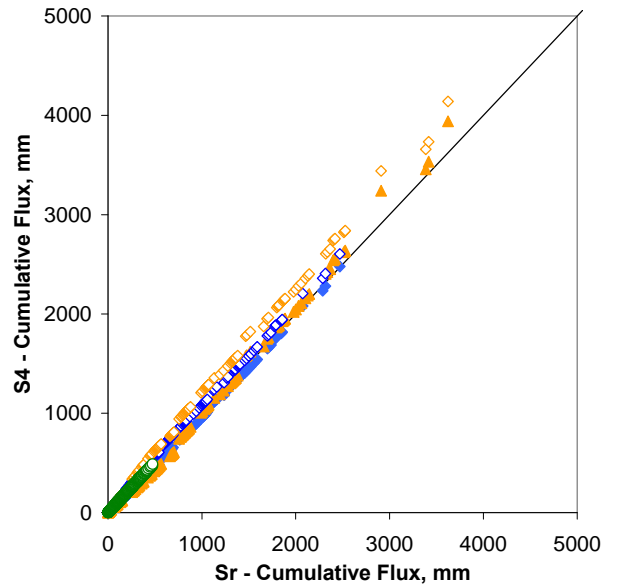
(iv) Absence de l'interception de la pluie par le bananier



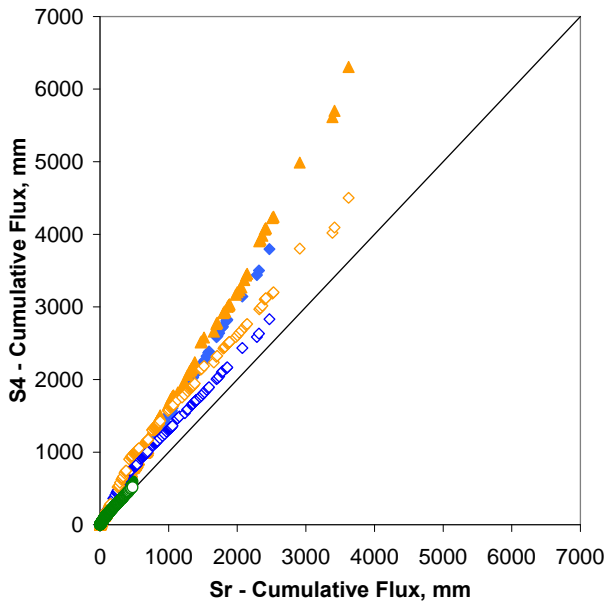
(v) Amplitude du stemflow



- ◆ Lysimeter 1 - stemflow=10*incident rainfall
- ▲ Lysimeter 2 - stemflow=10*incident rainfall
- Lysimeter 3 - stemflow=10*incident rainfall
- ◇ Lysimeter 1 - stemflow=5*incident rainfall
- ◇ Lysimeter 2 - stemflow=5*incident rainfall
- Lysimeter 3 - stemflow=5*incident rainfall
- Bissectrice 1:1



- ◆ Lysimeter 1 - stemflow=15*incident rainfall
- ▲ Lysimeter 2 - stemflow=15*incident rainfall
- Lysimeter 3 - stemflow=15*incident rainfall
- ◇ Lysimeter 1 - stemflow=20*incident rainfall
- ◇ Lysimeter 2 - stemflow=20*incident rainfall
- Lysimeter 3 - stemflow=20*incident rainfall
- Bissectrice 1:1



- ◆ Lysimeter 1 - stemflow=30*incident rainfall
- ▲ Lysimeter 2 - stemflow=30*incident rainfall
- Lysimeter 3 - stemflow=30*incident rainfall
- ◇ Lysimeter 1 - stemflow=25*incident rainfall
- ◇ Lysimeter 2 - stemflow=25*incident rainfall
- Lysimeter 3 - stemflow=25*incident rainfall
- Bissectrice 1:1

Annexe 4

Valorisation scientifique du travail de thèse

(i) résumés des articles scientifiques acceptés dans des revues de rang A :

Journal of Hydrology

European Journal of Soil Science - Special Issue sur les Sols Volcaniques

(ii) posters et communications présentés dans des congrès ou séminaires

Congrès Européen sur les Sols Volcaniques (COST 622)

4-8 Juin 2004, Akureyri – Egilsstadir, Islande

(Bourse de l'Académie d'Agriculture de France)

Congrès National - Ecosphère Continentale Risques Environnementaux (ECCO),

5-7 Décembre 2005, Toulouse, France

Congrès National Ministère de l'Écologie et de l'Environnement Durable (MEDD),

14-16 Novembre 2005, Avignon, France

Congrès Mondial en Sciences du Sol (WCSS),

11-15 Juillet 2006, Philadelphie, USA

(iii) projets de publication d'articles scientifiques dans des revues de rang A

Vadose Zone Journal - Special Issue « Vadose zone modeling »

(i) résumés des articles scientifiques acceptés dans des revues de rang A

Journal of Hydrology

Spatial and temporal variations in percolation fluxes in a tropical Andosol influenced by banana cropping patterns

P. CATTAN^a, M. VOLTZ^b, Y.M. CABIDOCHÉ^c, J.G. LACAS^d, J. SANSOULET^c

^a *Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Unité Systèmes de culture bananes, plantains et ananas, Station de Neufchâteau, 97130 Capesterre Belle Eau, Guadeloupe, France*

^b *Institut National de la Recherche Agronomique, Laboratoire d'étude des Interactions Sol-Agrosystème – Hydrosystème, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier, France*

^c *Institut National de la Recherche Agronomique, Unité Agropédoclimatique, Domaine Duclos, 97170 Petit-Bourg, Guadeloupe, France*

^d *Cemagref, Institut de Recherche pour l'Ingénierie de l'Agriculture et de l'Environnement, UR Qualité des Eaux et Prévention des Pollutions, 3 bis Quai Chauveau, CP220, 69336 Lyon Cédex 09, France*

Summary

Spatial variability in percolation fluxes was studied in field plots cropped with banana plants, which induce very heterogeneous rainfall partitioning at the soil surface, with high subsequent infiltration in Andosols. Percolation fluxes were measured for just over a year at 1-7 day intervals in eight wick (WL) and gravity lysimeters (GL) that had been buried in an unsaturated soil area. The results revealed that WL captured unsaturated fluxes while GL only functioned after ponding occurred. The percolation flux measurements were highly biased with both systems, i.e. overpercolation with WL and underpercolation with GL. Percolation fluxes seemed, however, to be mainly unsaturated in the soil types studied. High percolation flux variability was noted on a plot scale, which could be explained by the vegetation structure: total percolation flux (WL) was 2.1-fold higher under banana plants; saturated percolation flux (GL) was 7-fold higher under banana plants and almost absent between banana plants. 88% of the total variance in percolation flux could be explained by the rainfall intensity under the banana canopy, calculated while taking the rainfall partitioning by the vegetation and the initial water status into account. The number of lysimeters required for assessing percolation flux in a field plot can be reduced by taking the spatial patterns of the flux boundary conditions into account.

Adsorption and transport of nitrate and potassium in an Andosol with variable charge: Experimental studies under banana plants in Guadeloupe (French West Indies)

J. SANSOULET^a, Y.M. CABIDOCHÉ^a, P. CATTAN^b

^a *Institut National de la Recherche Agronomique, Unité Agropédologique, Domaine Duclos, 97170 Petit-Bourg, Guadeloupe, France*

^b *Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement, Unité Systèmes de culture bananes, plantains et ananas, Station de Neufchâteau, 97130 Capesterre Belle Eau, Guadeloupe, France*

Summary

A series of batch, soil column and field experiments was carried out in order to study nitrate and potassium transport and to improve fertiliser practises in an Andosol under a banana plantation. The focus of the study was on the influence of the substantial variable charge on the ion transport. Leaching of both K^+ and NO_3^- -N through the Andosol were both retarded, as expected, because of the cation and anion exchange capacities (CEC and AEC). Under acidic conditions, the B horizon, having the higher allophane content, developed preferential affinity for nitrate. The A horizon, containing the organic and mineral sites, exhibited a stronger affinity for potassium than the B horizon when the soil solution pH was lower than the zero point of charge (ZPC). Fast leaching of nutrients occurred under the banana stem due to the abundant stemflow derived from rainfall interception by the banana plant. Intensive leaching under the plant questions the concept of fertiliser application at the plant stem.

(ii) posters et communications présentés dans des congrès ou séminaires

Congrès Européen sur les Sols Volcaniques (COST 622)

4-8 Juin 2004, Akureyri – Egilsstaðir, Islande

(Bourse de l'Académie d'Agriculture de France)

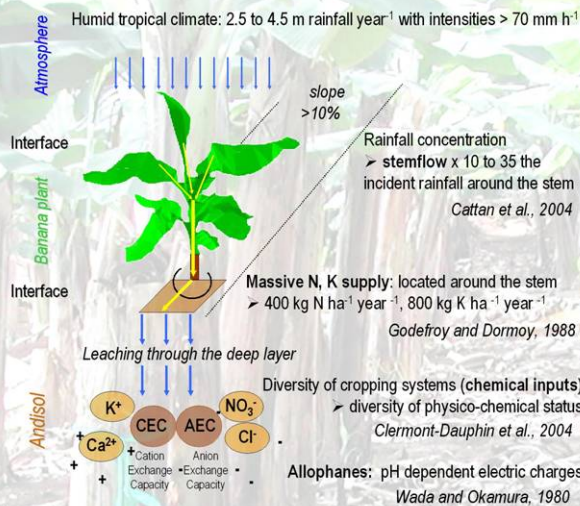
Distributed solute transport in an andisol under banana crop after application of KNO_3 : from the agreggate to the field experiment

J. Sansoulet*¹, Y.-M. Cabidoche¹, P. Cattan², C. Clermont Dauphin¹, L. Desfontaines¹, C. Malaval³

¹INRA, Unité AgroPédoClimatique, 97170 Petit-Bourg, France ²CIRAD FLHOR, Station de NeufChâteau, 97130 Capesterre Belle Eau, France

³CNEARC, 1101 avenue Agropolis, 34090 Montpellier, France *Corresponding author. Tel: 0033 (0)5 90 25 59 00 e-mail: sansoulet@antilles.inra.fr

Introduction

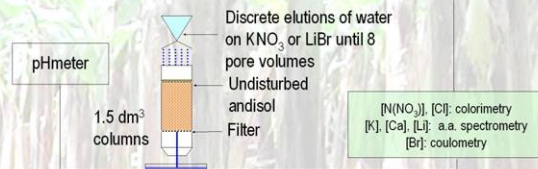


Materials and methods

Batch method:

> Measurement of the anion exchange NO_3^- vs Cl^- and cation exchange K^+ vs Ca^{2+} under different pH conditions

Ion transport through soil columns:



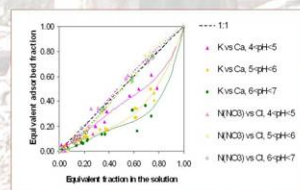
Ion transport measured on wick lysimeters under banana:

> Estimation of *in situ* drainage distribution and the associated solute leachings. 5 replicates of 4 positions in respect to the stem positions
 > Homogeneous KNO_3 supply: 70 kgN(NO_3^-) ha⁻¹, 200 kgK ha⁻¹ each 3 months.



Results

K^+ vs Ca^{2+} and NO_3^- vs Cl^- exchange curves in the B layer of the andisol under 3 pH

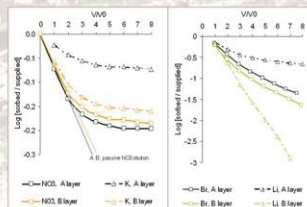


The exchanger exhibited a low selectivity for K^+ . The higher the pH, the higher the affinity for Ca^{2+} . The selectivity for NO_3^- stood stable while pH varying.

The final sorbed NO_3^- / K^+ molar ratio strongly increased while pH decreasing, and CEC reducing. AEC remained steady at 30 cmol/kg.

Only the 2 first pore volumes showed a passive elution of NO_3^- . In both layers, 2/3 of supply remained sorbed after 6 V/Vo. Despite a high sorption of K^+ in the A layer, the B layer showed similar behaviour between K^+ and NO_3^- .

Unusually, Li^+ was a passive solute and Br was significantly sorbed: we can not use these 2 ions as tracers.

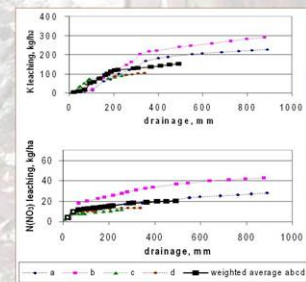


Elutions of KNO_3 and $LiBr$ through an undisturbed column of andisol (layers A and B)

Water and solute leaching under banana tree after application of KNO_3

The lysimeter outflow clearly showed:

- (i) the impact of the stemflow on over-supplied drainage below the pseudo-stems (a-b)
- (ii) the umbrella effect of leave covers (c-d).



The associated solute leachings were consistent with a high sorptivity of NO_3^- and a low sorptivity of K^+ .

For NO_3^- the total leaching reached 30% of the input. The total leaching of K^+ reached 80% of the input.

Conclusion

The banana tree concentrates the incident rainfall into a stemflow which over-supplies drainage. On the other hand, andisol allophanes exhibit simultaneous pH-dependent CEC and AEC in deep layers which are likely to retain cations as Ca^{2+} and anions as NO_3^- . Unusually, K^+ seems to be more leached than NO_3^- following KNO_3 supply. In order to improve fertilizer supply by minimising solute losses, we need to model water transport and consecutive solute leachings, integrating the diversity of soil pH. HYDRUS-2D model (Simunek et al., 1999) allows to verify that lysimeters minimized bias and to simulate water transport. Further research have to integrate distributed flows and coupling solute transports, taking into account variable charges status.

References:
 Cattan P., Bussiere F., Nouvellon A. 2004. Rainfall partitioning in banana plantations increased the runoff risk on andisols. J. Hydrol. in press.
 Clermont-Dauphin C., Cabidoche Y.M., Meynard J.M. 2004. Effects of intensive monocropping of bananas on some chemical, physical and biological attributes of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. Soil Use and Management in press.
 Godefrey J., Dormoy M. 1988. Mineral fertilizer element dynamics in the "soil-banana-stem" complex. Application to the programming of fertilization. III. The case of andisols. Fruits 43(5) 263-267.
 Simunek J., Sejna M., Van Genuchten M.T., 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. ICRISAT.
 Wada K., Okamura Y. 1980. Electric charge characteristics of Ando A, and buried A horizon soils. J. Soil Sci. 31:307-314.

Acknowledgments:
 The authors thank F. Flazan, J. Andre, A. Mukoba and C. Pakiser for their technical contributions. This study received financial support from INRA & CIRAD joint funds, from Region of Guadeloupe (France) and from European Union.



Redistribution de la pluie et fonctionnement hydrologique 3D du système sol-bananière

Stéphane RUY¹, Antoine FINDELING², Philippe CATTAN³,
Yves-Marie CABIDOUCHE⁴, André CHAMBAREL¹,
Julie SANSOULET⁴, François BUSSIÈRE⁴,
Jennifer MARTIN^{1,3} et Soizic HEUZÉ^{1,3}

1. INRA-UMR CSE/ Domaine St Paul, Agroparc, 84914 Avignon Cedex 9
2. CIRAD-UPR78/ TA70/01 Avenue Agropolis, 34398 Montpellier Cedex 5
3. CIRAD-UPR26/ Station de Neufchâteau, Ste Marie, 97130 Capesterre-Belle-Eau
4. INRA-UR APC / Domaine Duclos, 97170 Petit-Bourg

La forte redistribution spatiale de la pluie sous les bananiers, due à la structure en impluvium de la plante (Bussière, 1995), et l'hétérogénéité des propriétés physique du sol ont un impact sur la répartition spatiale des flux d'infiltration et de ruissellement. L'objectif des travaux menés est d'obtenir une description précise de la redirection par la microtopographie du flux de pluie distribué sous couvert bananier, en déterminant les champs spatiaux d'infiltration et de ruissellement qui en résultent, à l'échelle d'un bananier.

Fonctionnement hydrique d'une placette expérimentale

Une placette de 8 m² contenant un bananier (figure 1) a été isolée hydrauliquement du reste d'une bananeraie de la station de Neufchâteau (Basse-Terre, Guadeloupe). La plantation pousse sur un andosol de forte capacité d'infiltration (50-300 mm h⁻¹). Le protocole expérimental des campagnes de mesures réalisées en 2004 et 2005 est décrit par Martin (2004) et Heuzé (2005).

Caractérisations hydrodynamiques des états de surface

Quatre états de surface (EDS) ont été identifiés visuellement dans la bananeraie : EDS1 (accumulation de matériaux), EDS2 (chemin de l'eau), EDS3 (croule + mousse), et EDS4 (sol remanié au pied du bananier). La conductivité hydraulique à saturation (Ks) a été évaluée pour chaque EDS par infiltrométrie sous charge constante (méthode BeerKan 1D, Braud *et al.*, 2005).

Le Ks moyen varie de 26 mm h⁻¹ (CV = 21 %, EDS3) à 564 mm h⁻¹ (CV = 52 %, EDS4) avec une forte variabilité intra EDS. L'EDS3 se distingue par un Ks moyen significativement inférieur. Ces Ks élevés devraient s'accompagner de faibles coefficients de ruissellement (CR), ce qui n'est pas le cas (section suivante).

Fonctionnement global de la placette

Pour 5 épisodes de pluie caractéristiques (tableau 1), les coefficients de ruissellement (CR) varient de 8 à 42 %. Le ruissellement est essentiellement corrélé aux caractéristiques pluviométriques, alors que le drainage et la recharge du sol dépendent également des humidités initiales du sol. Les CR sont en règle générale proportionnels à la pluie (figure 2). L'évacuation hors de la placette du stemflow n'a pas d'effet notable sur le ruissellement. Ce dernier résultat n'est valable que pour des pluies modérées (< 30 mm).

Variabilité spatiale des stocks et flux

Stocks d'eau du sol

L'évolution des stocks (0-60cm) des sous-placettes (SP) est représentée sur la figure 3. SP1, SP2 et SP2/3, se situent à l'aval du pseudo-tronc et ont une réponse rapide et intense. SP3 et 4 réagissent plus tard et avec une plus faible amplitude. Les volumes stockés temporairement dans SP1 sont toujours 4 à 10 fois supérieurs à la pluie. Ces résultats sont attribués au stemflow qui se propage très rapidement en aval du bananier.

Tensiométrie et ruissellement

Les tensiomètres de SP1 et SP2 (figure 4) ont les réponses les plus marquées, ce qui confirme une alimentation en eau supérieure de ces sous-placette. Lors des pluies intenses, le stemflow génère un ruissellement localisé à l'aval du pseudo-tronc, auquel s'ajoute ensuite un ruissellement dans l'inter-rang qui peut se généraliser à la placette (figure 5).



Figure 5. Photos extraites de l'enregistrement vidéo de l'épisode pluvieux du 4 novembre 2005.

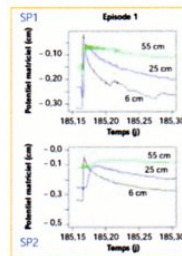


Figure 4. Evolution des potentiels hydriques de SP1 et SP2 à différentes profondeurs.

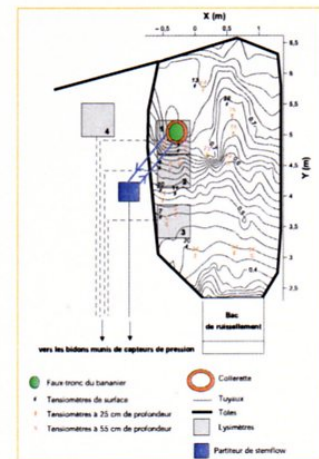


Figure 1. Schéma de la placette et son instrumentation.

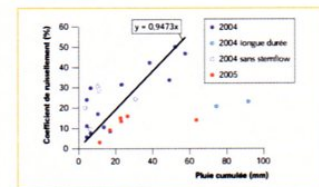


Figure 2. Coefficients de ruissellement pour les 2 campagnes de mesures.

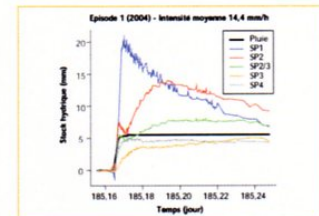


Figure 3. Evolution des stocks d'eau des sous-placettes SP1, SP2, SP3 et SP4 (au droit des lysimètres 1 à 4 respectivement) et SP2/3 (entre les lysimètres 2 et 3).

Conclusions et perspectives

Le stemflow agit fortement sur l'infiltration locale mais peu sur le ruissellement global de la placette. Ce résultat doit être confirmé pour de fortes précipitations. L'hypothèse est que, pour des intensités pluvieuses moyennes, il se produit un écoulement de subsurface sur la semelle de labour (Martin, 2004), alors que, pour de fortes intensités pluvieuses, on assiste à un refus à l'infiltration qui se propage à la surface du sol. Cette hypothèse sera testée avec un modèle 3D en cours de développement (Chambarel et Ruy, 2005), et en analysant les enregistrements vidéo de la surface du sol réalisés en 2005.

INRA
CIRAD

Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement

REFERENCES
BRUYER L. D. DE CONDOUARD, et al. 2005. Use of scaled forms of the infiltration equation for the assessment of unsaturated soil hydraulic properties (Banksian method). *European Journal of Soil Science*, 56(2), 385-394.
BUSSIERE F. 1995. Rainfall interception by plant canopies, consequences for water partitioning in intercropping systems. In: *Ecophysiology of tropical intercropping*, H. Seneque and P. Clou eds. IRAD, Paris, 163-174.
CHAMBAREL A. et S. RUY. 2005. Water flow simulation in a complex three-dimensional porous media: 3D-M simulation an mathematical and computational issues in the geosciences. *7th ICGI 2005*, Angers, 6th-9th November.
HEUZÉ S. 2005. Hydrological behaviour of banana crops on a tropical soil: Estimation of the properties of an anisotropic and heterogeneous soil using geostatistical methods. *Report of Master of Science de Crustellat University*, 72 p.
MARTIN J. 2004. Observation et quantification des principaux paramètres géométriques, hydrologiques et hydrologiques du système sol-bananière sur un andosol de Neufchâteau, à l'échelle locale de la placette. *Report de stage de CEST (Hydrologie et Environnement) - Université d'Angers et des pays de la Loire*, 76 p.
MÉTÉO-FRANCE. 2005. *Bananière, andosol, stemflow, ruissellement, infiltration, drainage*.

14-16 Novembre 2005, Avignon, France

Stockage dans les sols à charges variables et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relation avec les systèmes de culture (APR 2002)



Y.-M. Cabidoche, C. Clermont-Dauphin, A. Lafont, M. Perrault, J. Sansoulet (INRA Antilles-Guyane, UR Agropédologie) Philippe Cattan (CIRAD-FLHOR Guadeloupe), Raphaël Achard, Audrey Caron, Christian Chabrier (PRAM/CIRAD FLHOR)



Objectifs

Une molécule (chlordécone) appliquée de 1972 à 1978 (Kepone), interdite USA (1976), autorisée pour lutter contre le charançon des bananeraies en France jusqu'en 1993 (Curione)



Une crise de pollution des sols, des eaux (depuis 2000) et des végétaux (depuis 2002) par des organo-chlorés (HCH et surtout chlordécone) aux Antilles Françaises

→ arrêtés préfectoraux 2003 : cultures de végétaux à organes souterrains récoltés autorisées si analyse de sol négative, dans le cas contraire l'agriculteur doit prouver que sa récolte est indemne (à ses frais).

Une recherche opérationnelle pour répondre à des questions d'enjeu environnemental et sociétal urgents

1. Le chlordécone se dégrade-t-il dans les sols tropicaux volcaniques ?
2. Le chlordécone s'est-il fortement stocké dans les sols ?
3. Quelles sont les zones polluées ?
4. Quelle sont les voies de décontamination des sols ?
5. Combien de temps cela prendra-t-il ?
6. Peut-on envisager une bio-rémediation ?
7. Est-on sûr que les organes aériens récoltés ne sont pas contaminés ?

Réponses aux questions

- 1, 2, 3 : aucun indice de dégradation dans les andosols, stockage au pro-rata des apports passés, 95% sur 10 cm en bananeraies pérennes, dilué par les travaux du sol ailleurs
- par delà les teneurs pondérales 0-30 cm, évaluer les stocks sur 80 cm
- 3 contamination des sols limitée aux bananeraies intensives à l'époque « chlordécone » (un cas d'usage illégal sur agrumes en Martinique)
- effet « type de sol » (au-delà du stock de C) sur la contamination résiduelle, mais peut-être anéanti par la biodisponibilité
- 4 décapage vain, sauf sous bananes pérennes ; pas de biodégradation pour chlordécone (probable pour HCH) ; attendre la lixiviation, définir des systèmes de culture non contaminables (ou non alimentaires)
- 5 : contamination des andosols pour plusieurs siècles
- 6 bioaccumulation insuffisante pour une phyto-rémediation
- 7 contamination d'organes aériens avérée (parties les plus tôt formées et remplies des plantes herbacées), fruits d'arbres ligneux indemnes



Difficultés rencontrées

- Demande inter-ministérielle très pressante / crise
- Molécule « orpheline » (peu étudiée), non fabriquée (approche expérimentale très coûteuse, pas de marquage ¹⁴C)
- Approche « autopsique » :
 - ✓ Plusieurs enquêtes vaines / disparition des acteurs
 - ✓ Faibles traçabilité des apports et mémoire collective (encadrement, services de l'Etat) (→ rôle essentiel de chercheurs pérennes)
- Laboratoires distants (temps de retour > 45 jours), analyses onéreuses
- Faux positifs ou faux négatifs, sauf LDA26 et GIRPA = +/- 30%
- Variabilité spatiale : pollution en « copeaux », méthodes échantillonnage

Recherches futures

- Coefficients de partage apparents / sols (interactions organo-minérales des sols argileux, séquestration microporale ?) *Amorce IRD-CIRAD*
- Formes assimilables (chlordécone-hydrate?), forces de puits des tissus végétaux, ligands éventuels *Amorce CIRAD*
- Systèmes de culture à moindres intrants fondés sur régulations biotiques *Amorce INRA-APC, CIRAD*

Résultats de recherche

Analyse « space for time » de la pratique des apports de chlordécone et de son incorporation dans la diversité des systèmes de culture

Systèmes de culture bananiers	Bananeraie pérenne extensive	Bananeraie pérenne intensive	Bananeraie conventionnelle intensive
Cycles	Désynchronisés	Désynchronisés	Synchronisés
Durée	15 à 50 ans	15 à 50 ans	3 à 4 ans
Travail du sol	Non	Manuel, érosion mécanique sèche sur pente	Cultivateur à disques lourds + sillonnage, jusqu'à 40 à 70cm
Configuration	Quinconce	Quinconce	Rangs simples (Guadeloupe) ou doubles (Martinique) 2200 pas/pla
Apport chlordécone	Pas, ancien, ou zéro	Tardif (> 1992)	Ancien, régulier sur période 1972-93
Occurrence	Andosols (Guadeloupe)	Andosols (Guadeloupe)	Andosols, sols bruns (Guadeloupe, Martinique) Sols ferrallitiques (Sp) Sols jeunes / cendres (Ma)

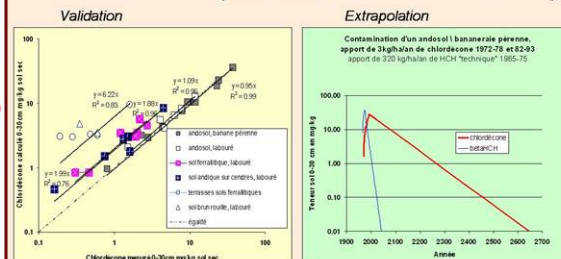
→ Reconstitution : chroniques d'apports (attention particulière aux épisodes bornés), et redistribution verticale par le travail du sol selon les divers systèmes de culture bananiers.

→ Mesures : teneurs en organochlorés et en carbone, pH_{H2O} et pH_{KCl}, densité apparente des couches 0-30, et parfois 30-50 et 70-90 cm

Modélisation : un faisceau d'hypothèses simples, ciblées sur chlordécone...

- Pas de biodégradation
- Stockage (S) dans les sols au pro-rata des apports, des stocks de carbone (S_{soil}) et du coefficient de partage solution / carbone du sol (K_{oc}) maximal de la littérature
- Dilution éventuelle dans le profil par les travaux du sol
- Lessivage par l'eau de drainage (D), des fractions en solution (pas de temps annuel)
- Prise en compte de la concentration de la pluie au pied du bananier (lieu des apports)

$$S_j = \sum_{i=1972}^j S_i \times \exp\left(\frac{-10}{K_{oc} \times S_{soil}} \left(\sum_{n=i}^j D_{red} + \sum_{n=i+1}^j D_{bl} \right)\right)$$



Cohérence du modèle avec les concentrations des eaux mesurées sur lysimètres

Expérimentation et prospection de la relation sol - plante

➢ Cultures en créneaux (coll. DAF-SPV Gpe, UPROF/G)

Tester le décapage partiel comme solution culturale

Teneurs plus faible dans les horizons B, mais biodisponibilité plus élevée du chlordécone / continuité phase liquide (et K_{oc} inférieur ?)

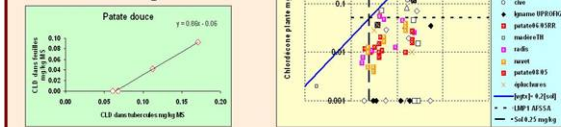
➢ Expérimentations en station : en cours, sur sols contaminés homogénéisés et dispositifs split-root, sur patate et igname

Base de données incorporant plans d'action et de surveillance

Plafond : [végétaux frais] = 0.2x[sols]

forces de puits de la matière sèche végétale et du sol équivalentes



Contamination d'organes aériens



Production scientifique : Cattan P., Cabidoche Y.-M., Lucas J.-G., Voltz M. 2005. Occurrence of runoff on high infiltrability andosol under two banana cropping systems. *Soil Tillage Research*, sous presse. Clermont-Dauphin C., Cabidoche Y.-M., Meynard J.-M. 2004. Effects of intensive mono-cropping of bananas on properties of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. *Soil Use and Management*, 20, 105-113.

Congrès Mondial en Sciences du Sol (WCSS),



11-15 Juillet 2006, Philadelphie, USA

Modeling Spatially Distributed Water Fluxes in an Andosol under Banana plant

Sansoulet Julie¹, Cabidoche Yves-Marie¹, and Cattan Philippe²

(1) Institut National Recherche Agronomique (INRA), Unité AgroPédoClimatique Domaine Duclos, Petit-Bourg, 97170, Guadeloupe, FRANCE
 (2) Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), Unité Systèmes de culture bananes, plantains et ananas, Station Neufchâteau, Capesterre Belle Eau, 97130, Guadeloupe, FRANCE

Introduction

Atmosphere
Humid tropical climate: 2.5 - 4.5 m water/year with intensities > 70 mm/h
Main stemflow around the pseudo-stem (stemflow: 20 to 45 times the incident rainfall)

Interface
slope > 10%

Plant
KNO₃ supply massive and localized around the stem (400 kg N/ha/yr 800 kg K/ha/yr)

Interface

Soil
Spatially distributed drainage in depth of a volcanic ash soil (Andosol)

Objective : Modeling water flow using the HYDRUS-2D model (Simunek et al., 1999), which simulates Darcian water flow in a two-dimensional domain in the unsaturated-saturated flow system

Materials and Methods

Richards Equation for water flow in variably-saturated soils

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(\theta) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\theta) \frac{\partial h}{\partial z} \right] - S$$

θ volumetric water content [L³L⁻³]
 h pressure head [L]
 x depth under the soil surface [L]
 z horizontal distance [L]
 t time [T]
 K unsaturated hydraulic conductivity function [L T⁻¹]
 S sink term [T⁻¹]

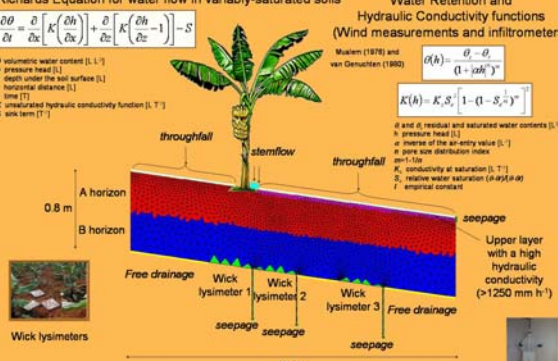
Water Retention and Hydraulic Conductivity functions (Wind measurements and infiltrometers)

Mualem (1978) and van Genuchten (1980)

$$a(h) = \frac{\theta - \theta_r}{(1 + |\alpha h|)^n}$$

$$K(h) = K_s S_r^m \left[1 - (1 - S_r^{1/m})^m \right]^2$$

θ_r and θ_s residual and saturated water contents [L³L⁻³]
 h pressure head [L]
 α inverse of the air-entry value [L⁻¹]
 n pore size distribution index mm^{-1-1/n}
 K_s conductivity at saturation [L T⁻¹]
 S_r relative water saturation (A and B are empirical constants)



throughfall, stemflow, throughfall, seepage, Free drainage, Wick lysimeter 1, Wick lysimeter 2, Wick lysimeter 3, Free drainage, seepage, seepage, seepage, seepage

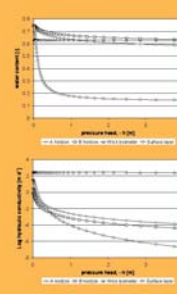
0.8 m, 3.3 m

Wick lysimeters

✓ Water fluxes measured using wick lysimeters
5 replicates of 3 positions with respect to stem location

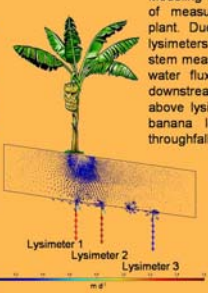
✓ Pressure heads measured with tensiometers above each lysimeter at 3 depths (6, 25, and 55 cm)

Results



Effective soil hydraulic properties were obtained in the laboratory and using the inverse option provided in HYDRUS-2D. The tensiometric and lysimetric data were used in model calibration. Both water content and hydraulic conductivity considerably increase for pressure heads above -1 m.

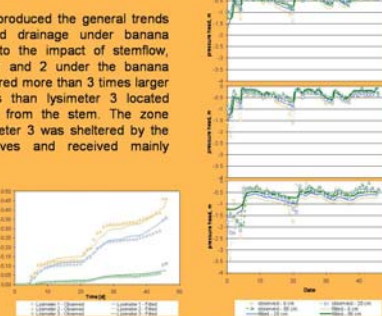
Water Retention and Hydraulic Conductivity functions



Modeling reproduced the general trends of measured drainage under banana plant. Due to the impact of stemflow, lysimeters 1 and 2 under the banana stem measured more than 3 times larger water fluxes than lysimeter 3 located downstream from the stem. The zone above lysimeter 3 was sheltered by the banana leaves and received mainly throughfall.

Lysimeter 1, Lysimeter 2, Lysimeter 3

Flow velocity vectors under the banana stem after a rainfall event



Cumulative measured and simulated drainage in three lysimeters

Measured and simulated pressure heads above lysimeters 1, 2 and 3

Simulated drainage was validated:

- ✓ statistically using the coefficient of efficiency (E) defined by Nash and Sutcliffe (1970).
- (E) 11=0.94
- (E) 12=0.75
- (E) 13=0.99

✓ comparing simulated pressure heads with those measured using tensiometers.

Conclusion

Numerical model reproduced well measured drainage in three lysimeters located at different positions with respect to the banana tree. The model inputs (e.g., soil hydraulic parameters) were either measured using laboratory and in situ experiments, or calibrated using pressure head and drainage measurements and the inverse procedure of HYDRUS-2D. Due to the focused stemflow, lysimeters 1 and 2 located under the banana tree received more than 3 times larger fluxes than lysimeter 3 located downstream from the stem. Further research should integrate water flow with solute transport, taking into account variable charge of the Andosol.

References

Mualem, Y., 1978. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522.

Nash, J.E. and Sutcliffe, J.V., 1970. River Flow Forecasting through Conceptual Models - Part I: A Discussion of Principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.

Simunek, J., W. Šimůnek and M. van Genuchten, 1998. The HYDRUS-2D Software Package for Simulating Two-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Version 2.0. IOWM/C-TPS-53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado.

van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.

Acknowledgments

The authors thank J. Andre, J. Martin, A. Malibou and C. Palmer, physical science technicians and trainers, for diligent and meticulous efforts during the collection and processing of the data presented here. We wish to also express our appreciation to INRA Simunek for his scientific support.

This study received financial support from INRA & CIRAD joint funds, from National Program of Hydrologic Research (PNRH France) and from European Union.

(iii) projets de publication d'articles scientifiques dans des revues de rang A

Vadose Zone Journal – Special Issue « Vadose zone modeling »

Proposal for the Special Issue:

"Vadose Zone Modeling"

or

"State-of-the-art of Vadose Zone Modeling".

Guest editors: **Jirka Šimůnek and Scott Bradford**

Scope and Objective

This special issue will consist of two parts. For the first part we plan to contact authors of numerical models the most widely used for modeling processes in the vadose zone (e.g., TOUGH2, FEMH, FEFlow, UNSATH, SWAP, HYDRUS, RZWQ, ...) and ask them to describe the latest developments and applications of their codes. The second part will consist partly of invited review papers on different topics, as well as specific applications involving vadose zone modeling.

Time Line

Deadline for indicating intention to submit manuscript to Special Issue: November 1, 2006.

Deadline for submission of manuscripts: April 1, 2007.

Deadline for review process and paper selection: July 31, 2007.

Deadline for submission of final manuscripts: September 30, 2007.

Publication special issue: January 2008 or earlier (if possible).