

THÈSE de DOCTORAT

de l'Université Paris VI

Spécialité : *hydrologie, hydrogéologie, géostatistique et géochimie*

Présentée par :

Joël LÉONARD

pour obtenir le grade de Docteur de l'Université Paris VI

Interaction entre le ruissellement et les macropores créés par les termites dans le cas d'un sol encroûté au Sahel Etude expérimentale et modélisation

Soutenue le 28 novembre 2000 devant le jury composé de :

M.	J.M. Grésillon	Président, rapporteur	Professeur, Inst. Nat. Polytechnique de Grenoble
M ^{me}	C. Gascuel-Odoux	Rapporteur	Directeur de recherche, INRA
M.	M. Kirkby	Examineur	Professeur, Université de Leeds
M.	S. Zaleski	Examineur	Professeur, Université Paris VI
M.	G. de Marsily	Directeur	Professeur, Université Paris VI
M ^{me}	E. Perrier	Invité, co-directeur	Chargé de recherche, IRD
M.	J.L. Rajot	Invité	Chargé de recherche, IRD

If water—which is nothing but these little blobs, mile upon mile of the same thing over the earth— can form waves and foam, and make rushing noises and strange patterns as it runs over cement; if all of this, all the life of a stream of water, can be nothing but a pile of atoms, *how much more is possible?*

Richard P. Feynman
The Feynman Lectures on Physics (1963)

Avant-propos

Il m'est difficile d'exprimer ce que je dois à Ghislain de Marsily, Edith Perrier et Jean Louis Rajot, qui m'ont offert le meilleur encadrement que je pouvais souhaiter. Par l'intérêt qu'il a toujours manifesté pour mon travail, Ghislain de Marsily m'a fourni la meilleure des motivations. Je tiens à le remercier également pour la rigueur scientifique qu'il sait inspirer. Edith Perrier, qui a co-encadré ma thèse, est celle qui a suivi mon travail de plus près, durant les trois ans que j'ai passé au Laboratoire d'Informatique Appliquée de l'IRD, à Bondy. Elle a largement contribué, au cours de nombreuses discussions de fond, à me donner le goût des approches de modélisation, autant que l'esprit critique dont il faut faire preuve à l'égard des modèles, mais aussi des mesures. Je tiens à lui exprimer ma reconnaissance pour tout ce qu'elle m'a apporté. Jean Louis Rajot est à l'origine de ce travail, qu'il m'a permis de prendre en charge pendant mon séjour à l'IRD de Niamey, en tant que CSN, et qu'il a suivi de près jusqu'à son terme. Son enthousiasme, la rigueur dont il sait faire preuve dans les expérimentations (même lorsque les conditions en sont difficiles) et dans leur interprétation, ont été d'une valeur inestimable pour moi.

Je tiens également à remercier Michel Esteves, grâce à qui j'ai pu démarrer mon travail de modélisation, Chantal Gascuel-Odoux et Jean Michel Grésillon, qui ont accepté la lourde tâche de rapporteur, Mike Kirkby et Stéphane Zaleski qui ont accepté de juger ce travail.

Grâce au Laboratoire d'Informatique Appliquée et à l'IRD où une telle structure a pu se développer, j'ai pu découvrir la modélisation à travers des approches et des problématiques variées et non pas seulement à travers la vision étroite d'une seule discipline. J'espère ne jamais oublier les enseignements de cette expérience. Merci à tous les membres de l'équipe, en particulier à David Servat, qui a soutenu sa thèse quelques heures avant moi, et dont j'ai partagé le bureau et, de temps à autre, la problématique, pour ce que vous m'avez apporté, sur le plan scientifique comme sur le plan personnel.

Enfin, mes plus tendres remerciements iront à Chantal et Jérémie, pour tous les moments de bonheur partagés durant ces trois ans, pour leur soutien de tous les jours. La rédaction de cette thèse a sans doute été une épreuve pour vous, mais si elle ne l'a pas été pour moi, c'est à vous que je le dois.

A Jérémie, et à Marie, qui vient de naître.

Table des matières

1	Introduction générale	1
1.1	Cadre général de la thèse	1
1.2	Objectifs et organisation de la thèse	3
2	Termites, macropores et infiltration : analyse bibliographique	5
2.1	Termites et modification de la structure du sol	5
2.2	Termites et infiltration	9
2.3	Influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement	12
2.4	Modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement	15
2.4.1	Difficultés associées à la présence de macropores	15
2.4.2	Le concept de domaine	16
2.4.3	Modèles à double porosité – double conductivité	17
3	Contexte expérimental et caractérisation du système sol–macropores étudié	23
3.1	Cadre d'étude : caractéristiques générales	23
3.1.1	Localisation	23
3.1.2	Climat et précipitations	24
3.1.3	Sol	25
3.1.4	Macrofaune du sol	25
3.2	Caractérisation hydrodynamique du sol	27
3.2.1	Caractérisation de la matrice du sol	28
3.2.2	Caractérisation de la croûte	33
3.2.3	Synthèse	35

3.3	Description et caractérisation des macropores créés par les termites	36
3.3.1	Description du réseau de galeries	37
3.3.2	Méthode d'estimation et de suivi de la densité de macropores en surface	39
3.3.3	Taille des orifices de galeries et des zones où la croûte est détruite .	42
3.3.4	Capacité d'infiltration potentielle des macropores	44
3.3.5	Synthèse	47
4	Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués	49
4.1	Expérimentation principale	50
4.1.1	Description de l'expérimentation	50
4.1.2	Pluie et ruissellement	51
4.1.3	Suivi de l'état de surface du sol	55
4.2	Expérimentations complémentaires	56
4.2.1	Modification artificielle de la surface du sol : accumulation de sable et création de macropores	56
4.2.2	Suivi du stock hydrique de l'horizon de surface du sol	57
4.2.3	Mesures d'infiltration sous tension contrôlée	59
4.3	Ruissellement et infiltration sous pluie naturelle : résultats	60
4.3.1	Homogénéité des conditions initiales de l'expérimentation	61
4.3.2	Interprétation de l'évolution des paramètres κ et ϕ	61
4.3.3	Evolution du ruissellement à l'échelle des 3–4 années	62
4.3.4	Influence des termites sur le ruissellement à l'échelle de l'événement pluvieux	68
4.4	Résultats complémentaires	72
4.4.1	Evolution de la teneur en eau de l'horizon de surface du sol	72
4.4.2	Infiltration sous tension contrôlée : rôles respectifs des orifices de galeries et de la destruction localisée de la croûte	73
4.5	Synthèse des résultats expérimentaux : quantification et processus	75
4.5.1	Quantification de l'effet des termites sur le ruissellement et l'infiltration	75
4.5.2	Termites et restauration des sols encroûtés	76
4.5.3	Processus impliqués : synthèse en vue de la modélisation	77

TABLE DES MATIÈRES

5	Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement	81
5.1	Description du modèle	82
5.1.1	Modélisation du ruissellement	82
5.1.2	Modélisation de l'infiltration	85
5.1.3	Interaction macropores-ruissellement	86
5.1.4	Résolution numérique	91
5.2	Test et analyse numérique du modèle proposé	96
5.2.1	Test du modèle de ruissellement : comparaison des résultats numériques à des solutions analytiques	96
5.2.2	Test de la composante macropores du modèle : expérimentation en laboratoire	98
5.2.3	Analyse numérique	103
5.3	Synthèse	109
6	Application du modèle : termites et infiltration au Sahel; simulations exploratoires	111
6.1	Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration	111
6.1.1	Cadre expérimental	111
6.1.2	Description de l'expérimentation et paramètres des simulations numériques	112
6.1.3	Résultats des simulations numériques	118
6.2	Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores	124
6.2.1	Simulations de référence	125
6.2.2	Topographie et position des macropores	126
6.2.3	Densité de macropores	128
6.2.4	Taille et capacité d'infiltration des macropores	129
6.2.5	Pente et rugosité du sol	130
6.2.6	Intensité de pluie et infiltrabilité du sol	131
6.2.7	Macropores et effet d'échelle	133
6.3	Synthèse	140

7 Conclusion générale	143
7.1 Rappel des objectifs initiaux	143
7.2 Principaux résultats obtenus	143
7.2.1 Termites, ruissellement et infiltration au Sahel	143
7.2.2 Modélisation de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement	145
7.3 Perspectives	146
7.3.1 Perspectives méthodologiques	146
7.3.2 Perspectives d'application	148
A Liste des publications en rapport avec la thèse	151

Liste des figures

2.1	Termitière abandonnée de <i>Macrotermes bellicosus</i> (2,5 m de haut environ).	6
2.2	Vue aérienne et en coupe d'un réseau de galeries de <i>Macrotermes michael-seni</i> , d'après Darlington [1982].	7
2.3	Variations saisonnières de l'activité de récolte de deux types de termites en relation avec le cycle de reproduction. Les courbes en pointillés représentent les précipitations mensuelles. D'après Lepage [1983].	9
3.1	Localisation du site d'étude.	24
3.2	Principales unités géomorphologiques du paysage de Banizoumbou (d'après Ambouta <i>et al.</i> [1996]). L'échelle des hauteurs est fortement exagérée. Le site d'étude se trouve dans la zone de bas-fond au niveau des bombements.	26
3.3	Proportion d'argiles, de limons et de sables en fonction de la profondeur pour le sol étudié.	26
3.4	Loupe d'érosion dans une jachère à Banizoumbou. D'après Ambouta <i>et al.</i> [1996].	27
3.5	Dispositif utilisé pour l'expérience de drainage des sols.	29
3.6	Volume drainé cumulé en fonction du temps pour les six échantillons retenus.	30
3.7	Courbe de rétention. Les cercles représentent les mesures en drainage, les carrés les mesures en infiltration et les symboles pleins les mesures in situ.	31
3.8	Dispositif de mesure de l'infiltration sous tension contrôlée.	32
3.9	Relation entre la durée de la pluie (seuls les épisodes pluvieux de plus de 20 mm sont considérés) et la lame infiltrée sur des croûtes d'érosion. Les observations sont issues de mesures de ruissellement sous pluies naturelles pendant quatre ans sur six parcelles de 1 m ² . Les valeurs de la lame infiltrée sont les moyennes des six parcelles pour chaque événement pluvieux.	35

3.10	Evolution du profil de teneur en eau pendant une simulation de l'infiltration (logiciel ECOUL [Perrier <i>et al.</i> , 1997], résolution numérique de l'équation de Richards 1D). a) sol sans croûte, intensité de pluie de 25 mm/h. b) sol encroûté, infiltration sous charge constante de 1 cm. Dans les deux cas la teneur en eau initiale est de 4 %	37
3.11	Vue en plan d'une petite partie d'un réseau de galeries : (a) <i>Macrotermes subhyalinus</i> , écorché avec quelques centimètres de sol enlevé; (b) <i>Odontotermes sp.</i> , écorché avec quelques millimètres de sol enlevé. Les galeries ont été colorées par infiltration d'eau contenant du bleu de méthylène, la règle fait 20 cm de long.	38
3.12	Orifices de récolte de <i>Macrotermes subhyalinus</i> (à gauche) et <i>Odontotermes sp.</i> (à droite).	39
3.13	Disparition des placages de <i>Macrotermes subhyalinus</i> suite à un épisode pluvieux de 19 mm et mise au jour des orifices de galeries. a) avant la pluie. b) après la pluie.	40
3.14	Relation entre la surface couverte par les placages et le nombre d'orifices de galeries.	41
3.15	Distribution des diamètres des orifices de galeries et loi gamma ajustée à cette distribution (courbe continue). a) <i>Odontotermes sp.</i> b) <i>Macrotermes subhyalinus</i>	42
3.16	Tronçons de galeries de <i>Odontotermes sp.</i> localisés immédiatement sous la croûte de surface, extraits à l'aide du programme d'analyse d'image <i>Image-Tool</i> à partir des zones visibles colorées au bleu de méthylène.	43
3.17	Distribution de la taille (diamètre de Feret) des zones où la croûte est détruite pour <i>Odontotermes sp.</i> et loi gamma ajustée à cette distribution (courbe continue).	44
3.18	Dispositif expérimental pour la mesure du flux d'infiltration maximal dans un orifice de galerie.	45
3.19	Flux d'infiltration maximal mesuré pour des orifices de galeries de taille variable et ajustement d'une loi puissance (courbe continue).	46
4.1	Relation entre ruissellement moyen d'une croûte d'érosion selon Casenave et Valentin [1989, 1992] (C & V 89) et ruissellement sur les parcelles témoins encroûtées (Moyenne ERO : moyenne des six parcelles pour chaque événement pluvieux).	53
4.2	Ajustement de l'équation (4.1) pour modéliser la relation $R(P)$ et comparaison avec une régression linéaire simple, pour une parcelle du dispositif expérimental.	54

LISTE DES FIGURES

4.3	Modification artificielle de la surface du sol de deux parcelles encroûtées. a) Ajout d'une couche de sable. b) Création de macropores artificiels.	57
4.4	Mesure de la teneur en eau du sol à l'aide de la sonde TDR. La mesure s'effectue à l'aide d'un connecteur, relié au boîtier par un câble, dans lequel s'insère la partie supérieure non enterrée des guides d'onde implantés dans le sol.	58
4.5	Relation entre la variation de stock (0–60 cm) associée à un épisode pluvieux et la lame infiltrée correspondante.	59
4.6	Relation $R(P)$ entre volume de pluie et volume de ruissellement sur deux parcelles témoins avant et après une perturbation artificielle de la surface du sol. a) Influence d'un horizon sableux. b) Influence de macropores. . . .	62
4.7	Valeurs de ϕ pour chaque parcelle et chaque saison des pluies pour les blocs 1 à 3 (C = témoin encroûté, PIH = paillage avec insecticide et herbicide, PI = paillage avec insecticide, PH = paillage avec herbicide, P = paillage). Les valeurs sont significativement différentes au seuil d'erreur de 5 % lorsque les intervalles de comparaison ne se recoupent pas.	63
4.8	Valeurs de κ pour chaque parcelle et chaque saison des pluies pour les blocs 1 à 3 (C = témoin encroûté, PIH = paillage avec insecticide et herbicide, PI = paillage avec insecticide, PH = paillage avec herbicide, P = paillage). Les valeurs sont significativement différentes au seuil d'erreur de 5 % lorsque les intervalles de comparaison ne se recoupent pas.	64
4.9	Profil des 5 premiers centimètres de sol sur une parcelle avec activité de termite après quatre saisons des pluies. Les 5 cm de dépôts sableux éoliens surmontent la croûte d'origine très dégradée par l'activité des termites. On voit également la croûte nouvellement formée à la surface des dépôts sableux. 67	67
4.10	Evolution de l'activité des termites sur la durée de l'expérimentation pour chaque parcelle T. Les lignes verticales correspondent à la proportion de la surface du sol couverte par les placages de termites (%) et les croix au volume des pluies (mm). L'abscisse représente le nombre de jours depuis le paillage initial.	69
4.11	Relation entre la densité d'orifices de galeries avant un épisode pluvieux et le ruissellement rapporté au ruissellement sur une parcelle de référence sans activité de termites (R/R_{ref}). Les mêmes parcelles ou les mêmes épisodes pluvieux peuvent figurer plusieurs fois.	70
4.12	Evolution de la teneur en eau volumique des 60 premiers centimètres du sol durant la saison des pluies 1997 pour différentes parcelles.	72

4.13	Evolution du coefficient de ruissellement KR , correspondant à une pluie de 30 mm, durant les quatre années suivant le paillage initial. Les barres représentent la valeur médiane de KR , les signes + délimitent l'intervalle interquartile, c'est à dire que 50 % des valeurs de KR tombent dans cet intervalle. C = témoin encroûté, PH = paillage avec herbicide, P = paillage sans herbicide. Aucune protection contre le vent.	76
4.14	Photographies des parcelles de ruissellement 3-4 ans après le paillage initial (C = témoin encroûté, PIH = paillage avec insecticide et herbicide, PI = paillage avec insecticide, PH = paillage avec herbicide, P = paillage).	78
5.1	Représentation schématique du modèle d'interception. La courbe en pointillés délimite le film d'eau pénétrant dans le macropore. Le débit pénétrant le macropore à travers un petit arc de C de longueur $dl = R \cdot d\theta$ est égal à $q_n \cdot dl$ si q_n est dirigé vers le centre du macropore, à 0 dans le cas contraire.	88
5.2	Illustration de l'estimation de la valeur de $hU = (hu, hv)$ correspondant à l'un des quadrants délimités (I, NE).	95
5.3	Comparaison de résultats numériques aux solutions analytiques correspondantes. (a) test en régime transitoire : rupture de barrage. (b) test en régime permanent avec topographie variable.	97
5.4	Photographie du dispositif expérimental utilisé pour le test de la composante macropores du modèle.	98
5.5	Relation entre vitesse moyenne estimée par q/h et vitesse maximale mesurée. La pente de la droite est égale à 0,55.	99
5.6	Evolution du coefficient de frottement f avec le débit unitaire q . Chaque point correspond à une simulation où le débit est constant. La courbe continue correspond à un ajustement : $f(q) = \exp(-3,3 + 3,2/q)$	100
5.7	Champ de hauteur d'eau et de vitesse simulé dans le cas d'un plan incliné avec un macropore. La pente est de 1,3 %, le diamètre du macropore de 5 mm, le débit unitaire constant imposé à l'amont de 16 cm ² /s, le coefficient de frottement vaut 0,08. L'échelle à droite indique la hauteur d'eau (cm).	101
5.8	Relation entre les valeurs calculées et observées du flux d'eau pénétrant dans un macropore dans des conditions variées (de diamètre, débit unitaire, hauteur d'eau et vitesse).	102
5.9	Relation entre le débit unitaire $q = hU$ et le flux q_m pénétrant dans un macropore de 5 mm de diamètre lorsque l'angle de la bordure du trou a été arrondi (à comparer avec la figure 5.10(a)).	103

LISTE DES FIGURES

5.10	Relation entre le débit unitaire hU et le flux q_m pénétrant dans un macropore, pour différentes valeurs de la pente α du plan incliné et du diamètre d de l'orifice du trou. (a) expérimentations. (b) simulations. Légende : 1 $\alpha=0,001$ m/m $d=1,2$ cm, 2 $\alpha=0,0067$ m/m $d=1,2$ cm, 3 $\alpha=0,0125$ m/m $d=1,2$ cm, 4 $\alpha=0,0383$ m/m $d=1,2$ cm, 5 $\alpha=0,01$ m/m $d=0,5$ cm.	104
5.11	(a) Influence du pas de temps sur le flux d'infiltration dans les macropores. (b) Influence du pas d'espace sur le flux d'infiltration dans les macropores (les cas où $\Delta t > 0,005$ s ont été éliminés).	105
5.12	Relation entre la valeur maximale autorisée pour S_f et le pas de temps maximum utilisable pour la simulation.	107
5.13	Evolution au cours d'une simulation de la proportion de noeuds où les différents compteurs ont enregistré un signal (voir texte). (a) cas où la contrainte sur le pas de temps n'est pas respectée. (b) cas où la contrainte sur le pas de temps est respectée.	108
5.14	Evolution au cours d'une simulation de la proportion de noeuds où les différents compteurs ont enregistré un signal. Cas d'une simulation correspondant à un cas typique de l'utilisation que nous allons faire du modèle. . . .	109
6.1	Topographie de la parcelle J7.	113
6.2	Exemple (cas de la parcelle J7) de distribution spatiale des macropores (a) et des zones du sol où la croûte de surface a été détruite lors de la création antérieure d'orifices de galeries (b).	115
6.3	Distribution des capacités d'infiltration des orifices de galeries (a) et des zones du sol où la croûte est détruite sur une surface correspondant à celle de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte (b).	117
6.4	Comparaison des lames infiltrées simulées (S0–S2) et mesurées (M) pour les parcelles J5 à J8. S0 : sol encroûté paillé sans zones de croûte détruite ni orifices de galeries; S1 : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite mais sans orifices de galeries; S2 : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite et orifices de galeries; M : lame infiltrée mesurée.	119
6.5	Comparaison des hydrogrammes de ruissellement simulé (simulation S2) et observé dans le cas de la parcelle J7.	120
6.6	Gauche : Champ de ruissellement simulé (simulation S2) pour la parcelle J7 à $t=600$ s. L'échelle à droite est celle des hauteurs d'eau (cm). Les cercles pleins (●) représentent les orifices de galeries, les signes (+) marquent les points où la croûte de surface est localement détruite et les lignes en tirets correspondent aux courbes de niveau de la topographie (cm). Droite : Photographie correspondante pendant la pluie. La zone bleu (zone sombre pour la version noir et blanc) est de l'eau.	120

6.7	Distribution des flux individuels dans chaque macropore où zone de sol où la croûte est localement détruite à la fin de la simulation S2 sur la parcelle J7.	122
6.8	Evolution dans le temps, au cours d'une simulation (parcelle J7, simulation S2), du flux d'infiltration total dans les macropores et à travers les zones où la croûte est localement détruite.	122
6.9	Comparaison des lames infiltrées simulées (S0-S2*) et mesurées (M) pour les parcelles J1 à J4. S0 : sol encroûté paillé sans zones de croûte détruite ni orifices de galeries ; S2 : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite et orifices de galeries ; S2* : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite et orifices de galeries, nombre et distribution de tailles plus réaliste pour les zones de croûte détruite ; M : lame infiltrée mesurée.	123
6.10	Rôle de la topographie et de la localisation des macropores (SIMREF2). La densité de bleu (ou de gris en version noir et blanc) est proportionnelle à la hauteur de la lame d'eau qui ruisselle, l'échelle étant identique pour chacune des parcelles. Les cercles pleins représentent les macropores ($n=15$), leur position ne changeant pas d'une parcelle à l'autre.	127
6.11	Rôle de la topographie (a) et de la position des macropores (b) (SIMREF1).	127
6.12	Rôle de la densité de macropores (SIMREF1).	129
6.13	Rôle de la taille des macropores (a) et de leur capacité d'infiltration (b) (SIMREF1).	130
6.14	Rôle de la pente du sol (a) et du coefficient de frottement (b) (SIMREF1).	131
6.15	Rôle de l'intensité de pluie (a) et de l'infiltrabilité du sol (b) (SIMREF1). .	132
6.16	Topographie de la parcelle de 20 m de long sur 5 m de large.	134
6.17	Hydrogrammes de ruissellement simulés pour S1 (sans macropores) et S2 (avec macropores).	135
6.18	Champ de hauteur d'eau simulé pour S1 (sans macropore, (a)) et S2 (avec macropores, (b)). L'intensité de bleu (ou de gris en version noir et blanc) est proportionnelle à la hauteur d'eau (cm). Les courbes en noir sont les courbes de niveau de la topographie (m). Le bas de la figure correspond à l'aval de la parcelle ($y=0$ m).	136
6.19	Champ de hauteur d'eau simulé pour S2 (avec macropores, à gauche) et évolution du coefficient de ruissellement KR avec la longueur de pente (à droite). Figure de gauche : l'intensité de bleu (ou de gris en version noir et blanc) est proportionnelle à la hauteur d'eau (cm) ; les courbes en noir sont les courbes de niveau de la topographie (m) ; le bas de la figure correspond à l'aval de la parcelle ($y=0$ m).	137

LISTE DES FIGURES

- 6.20 Cas schématique d'un plan incliné soumis à une pluie d'intensité constante. (a) vue en coupe : pluie, infiltration et ruissellement. (b) vue en plan : zones d'interception à l'amont des macropores. 138
- 6.21 Interception du ruissellement sur un plan incliné, par des macropores dont la densité ($30/\text{m}^2$) et la taille (9 mm) sont constantes, pour des longueurs de pente de 1m (a), 5m (b) et 20 m (c). L'aire A_I est représentée en noir. L'échelle est identique dans les trois cas. 139

Liste des tableaux

3.1	Valeurs de la porosité, des paramètres de $\theta(h)$ et $K(h)$ et de l'impédance de la croûte pour le sol étudié.	36
3.2	Caractérisation des orifices de galeries de termites et des zones où la croûte de surface est détruite (m : moyenne, s : écart type).	48
4.1	Comparaison des flux d'infiltration stabilisés moyens (cm^3/s), avec leur erreur standard, pour trois pressions différentes et des états de surface sans activité de termites et avec activité de termites.	74
6.1	Caractéristiques de la topographie des différentes parcelles de ruissellement. α_y et α_x sont les composantes en y et en x de la pente moyenne de la parcelle ; σ est l'écart type des altitudes par rapport à cette pente moyenne.	113
6.2	Nombre estimé d'orifices de galeries (n_1), nombre estimé de « points » où la croûte de surface a été détruite localement lors de la création antérieure d'orifices de galeries (n_2) et espèce de termite concernée ($O=Odontotermes$ <i>sp.</i> ; $M=Macrotermes$ <i>subhyalinus</i>), pour chaque parcelle de ruissellement.	116
6.3	Caractéristiques principales des simulations de référence SIMREF1 et SIMREF2.	125

Chapitre 1

Introduction générale

1.1 Cadre général de la thèse

Le partage de l'eau de pluie entre ruissellement et infiltration, que les hydrologues désignent souvent comme la « fonction de production », c'est à dire l'estimation de la quantité d'eau susceptible de s'écouler à la surface du sol, conditionne fortement à la fois les ressources hydriques et l'érosion des sols. Au Sahel, cette fonction de production est fortement dépendante de l'état de la surface du sol [Casenave et Valentin, 1989, 1992].

L'importante extension des croûtes superficielles en milieu sahélien, conséquence de la sécheresse qui sévit depuis la fin des années 60 [Gavaud, 1989], aurait provoqué une augmentation du ruissellement aux dépens de l'infiltration et un accroissement de l'érosion [Valentin, 1994]. Dans le contexte sahélien, on distingue plusieurs stades d'encroûtement, qui se traduisent par une plus ou moins grande réduction de l'infiltrabilité du sol [Valentin et Bresson, 1992]. Le stade final de la dégradation de la surface du sol est l'apparition de croûtes d'érosion, dont l'infiltrabilité est limitée à 1–2 mm/h, qui sont la conséquence de l'érosion par le ruissellement de la partie supérieure d'un micro-horizon résultant de la réorganisation des particules du sol sous l'impact des gouttes de pluie (croûte structurale). Les particules les plus grossières situées au sommet de ce micro-horizon sont entraînées par le ruissellement, il ne subsiste alors qu'une pellicule plasmique constituée des particules les plus fines colmatant un horizon sous-jacent tassé.

Dans le sud-ouest du Niger, des surfaces de sol importantes sont constituées de croûtes d'érosion, à la fois dans les champs et dans les jachères. Le travail régulier du sol dans les champs en période de croissance du mil, afin d'éliminer les mauvaises herbes, permet également de briser la croûte en formation et d'augmenter provisoirement l'infiltration [Peugeot, 1995]. Dans les jachères en revanche, le développement des croûtes d'érosion n'est pas entravé par le travail du sol. Il semblerait même que le risque d'encroûtement sévère augmente avec la mise en jachère qui favoriserait le dépôt de particules fines d'origine éolienne à la surface du sol [Valentin, 1994; Ambouta *et al.*, 1996]. L'étude menée par Ambouta *et al.*

[1996] sur les jachères du site de Banizoumbou au Niger permet d'estimer qu'en moyenne 10 % de la surface des jachères est concernée par ces phénomènes d'encroûtement, cette proportion pouvant parfois atteindre 50 %. Ces surfaces encroûtées prennent la forme de plages nues ou loupes d'érosion mesurant 2 à 10 m de diamètre, déprimées et étirées dans le sens de la pente. Cet encroûtement est par ailleurs peu réversible naturellement. La faible infiltrabilité de ces zones ne permet pas la constitution d'un stock hydrique dans le sol et l'on n'y trouve ni végétation ni activité biologique ce qui limite considérablement l'intérêt de la mise en jachère de ces zones.

L'origine de ce travail de thèse est une expérimentation à moyen terme mise en place par Jean Louis Rajot en 1994 dans le sud-ouest nigérien, qui visait à déterminer comment un paillage des zones encroûtées dans les jachères pouvait aboutir à une restauration des propriétés hydriques de ces sols, ainsi qu'à la restauration d'une couverture végétale. Le paillage est une méthode traditionnelle de protection et de restauration des sols, et certain travaux [Chase et Boudouresque, 1987, 1989] avaient permis de montrer qu'il pouvait permettre le développement d'une couverture végétale sur des sols très dégradés en milieu sahélien. Deux phénomènes avaient été identifiés comme potentiellement importants dans le processus de réhabilitation du sol :

- le piégeage de sables d'origine éolienne dans le mulch ;
- la stimulation de l'activité des termites, pour lesquels la paille utilisée pour constituer le mulch constitue une source de nourriture.

L'expérimentation à moyen terme, que j'ai prise en charge en 1996, a permis de montrer que la stimulation de l'activité des termites, associée à l'influence des dépôts sableux d'origine éolienne, permettait effectivement d'obtenir une restauration durable des propriétés hydriques du sol ainsi que le développement et le maintien d'une couverture végétale [Léonard et Rajot, 1998a, 1998b].

Si l'on replace dans un contexte plus large ces résultats expérimentaux, qui soulignaient en particulier le rôle important des termites sur l'infiltration dans des conditions proches des conditions naturelles, il apparaît que les termites, omniprésents au Sahel et plus généralement dans la zone inter-tropicale, pourraient avoir une influence majeure sur le ruissellement et l'infiltration dans ces milieux. Les termites agiraient dans un sens favorable à l'infiltration, à l'inverse des processus d'encroûtement. Les termites étant extrêmement sensibles aux variations climatiques, dont l'ampleur est souvent importante au Sahel, de telles variations seraient par exemple susceptibles de se traduire par un déplacement latitudinal des populations de termites, avec des conséquences probables importantes sur le bilan hydrique. Une évolution des populations de termites vers les latitudes plus basses est déjà observée au Sahel depuis la fin des années 60 en raison de la relative sécheresse qui y sévit. On peut concevoir que d'autres représentants de la macrofaune du sol, comme les fourmis et les vers de terre, qui modifient le sol d'une manière similaire aux termites en perforant la surface du sol et en construisant des galeries connectées à la surface, pourraient eux aussi

1.2. Objectifs et organisation de la thèse

avoir une influence hydrologique importante, en particulier dans les zones arides [Johnson et Whitford, 1975; Whitford *et al.*, 1982; Whitford *et al.*, 1992; Whitford, 1996]. C'est ce constat — d'une influence probablement importante, mais mal connue, de la macrofaune du sol sur le fonctionnement hydrologique de la zone intertropicale — qui a déterminé les objectifs de ce travail de thèse.

1.2 Objectifs et organisation de la thèse

Les deux objectifs principaux de ce travail de thèse sont les suivants.

- Fournir, à partir d'un exemple sahélien, une description et une quantification du rôle des termites sur le ruissellement et l'infiltration dans des conditions réalistes (sous pluie naturelle, en tenant compte de la variabilité temporelle et spatiale de l'activité des termites ainsi que de l'interaction possible de l'effet des termites avec d'autres facteurs importants comme les accumulations sableuses d'origine éolienne), et identifier les principaux processus impliqués.
- A partir des mécanismes ou processus identifiés, développer un modèle de l'influence hydrologique des termites. Les applications potentielles d'un tel modèle sont nombreuses, par exemple : (i) tester la pertinence des hypothèses de fonctionnement d'un sol perforé par des trous de termites ; (ii) généraliser de façon quantitative les résultats spécifiques à notre cadre d'étude à des contextes variés, caractérisés par exemple par des sols différents ; (iii) utiliser les résultats des nombreux travaux effectués par les écologistes sur les termites pour déterminer leur impact hydrologique dans divers écosystèmes ; (iv) comparer, si le modèle est assez général, l'influence potentielle des termites sur l'infiltration à celle d'autres représentants de la macrofaune du sol ; (v) fournir les bases d'une intégration de l'effet de la macrofaune du sol sur l'infiltration dans les modèles hydrologiques, au moins aux échelles fines à moyenne ; (vi) gérer les pratiques de restauration des sols encroûtés par paillage, en déterminant, comme suggéré par Chase et Boudouresque [1989], la densité, les dimensions et la structure optimale d'un mulch.

L'organisation de ce mémoire reflète ces différents objectifs. La démarche de modélisation, qui constitue l'aspect le plus original de ce travail y tient une place importante. Le **chapitre 2**, fruit d'un travail essentiellement bibliographique, permet d'esquisser une synthèse sur la manière dont les termites modifient la structure du sol et sur la quantification de leur influence hydrologique. Notre attention se portera ensuite sur les macropores du sol en général, les processus par lesquels ceux-ci influencent l'infiltration et le ruissellement et la manière dont ces processus ont été intégrés dans des modèles. Le **chapitre 3** est consacré à notre cadre d'étude sahélien, à la description et à la caractérisation du système sol-macropores considéré, d'un point de vue hydrodynamique notamment. Le **chapitre 4** propose à partir d'un exemple sahélien, dans le cadre de l'expérimentation de paillage à

moyen terme existante, une description précise et une quantification du rôle des termites sur le ruissellement et l'infiltration — sous pluie naturelle — ainsi qu'une analyse des processus impliqués. Le **chapitre 5** est consacré à la description, au test en laboratoire et à l'analyse du modèle original de l'influence des termites sur l'infiltration — et plus généralement de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement de surface — que j'ai développé et qui rend compte des principaux processus identifiés expérimentalement. Le **chapitre 6** concerne l'application de ce modèle à notre contexte expérimental — avec en particulier une comparaison des résultats du modèle à des résultats expérimentaux obtenus in situ sous simulation de pluie — et l'analyse quantitative de l'influence de divers facteurs, dont l'échelle considérée, sur le rôle des macropores.

Chapitre 2

Termites, macropores et infiltration : analyse bibliographique

OBJECTIFS :

L'objectif de ce chapitre est de fournir, à travers une revue bibliographique, une synthèse des travaux concernant :

- la manière dont les termites modifient la structure du sol ;
 - la quantification de l'influence des termites sur l'infiltration ;
 - l'influence, d'une manière plus générale, des macropores du sol sur l'infiltration et le ruissellement et la nature des processus identifiés ;
 - la modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement.
-

2.1 Termites et modification de la structure du sol

Les termites sont des insectes sociaux qui, comme en atteste l'existence de nombreuses castes très différenciées, ont atteint un très haut degré de polymorphisme. Ils peuplent essentiellement la zone intertropicale. Il n'existe en effet que trois espèces de termites en Europe, alors que plus de 2000 espèces de termites ont été décrites. Ces espèces de termites se répartissent en six grandes familles, dont cinq de termites inférieurs et une de termites supérieurs (*Termitidae*). Cette dernière famille renferme les 3/4 des espèces décrites et les 9/10 des termites africains. Les espèces de termites auxquelles nous aurons affaire appartiennent à cette famille des *Termitidae* et à la sous-famille des *Macrotermitinae*. Ces termites se déplacent dans des galeries souterraines situées à une faible profondeur

et récoltent en surface du sol, pour se nourrir, de la végétation sèche (paille, bois mort) qu'ils recouvrent de placages (constructions de hauteur millimétrique et d'extension latérale décimétrique, constituées de matériaux issus du sol sous-jacent agglomérés à l'aide d'un ciment argileux imbibé de salive) sous lesquels ils peuvent circuler dans des conditions contrôlées d'humidité relative et de température.

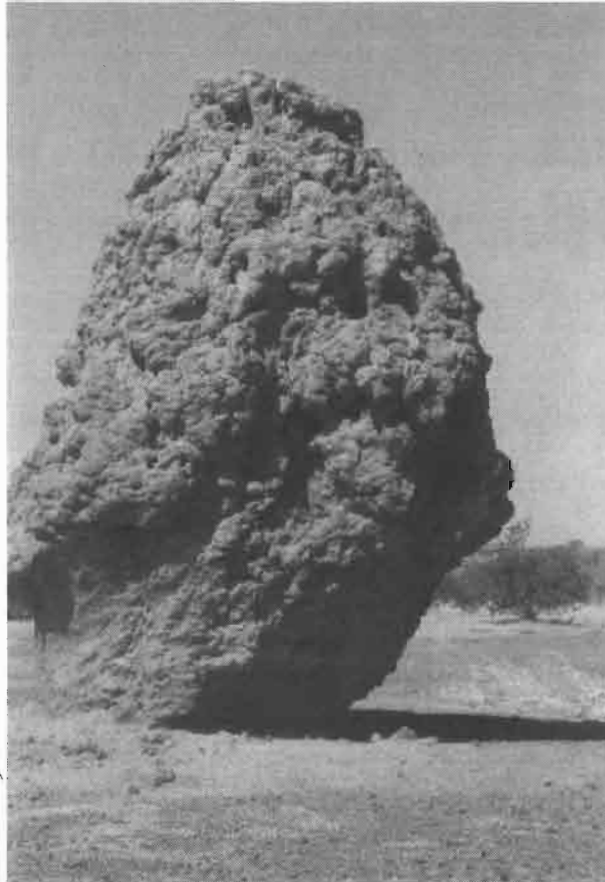


FIGURE 2.1 – Termitière abandonnée de *Macrotermes bellicosus* (2,5 m de haut environ).

L'effet le plus spectaculaire des termites sur le sol est la construction de nids épigés (Fig. 2.1) — par certaines espèces seulement — qui peuvent atteindre 20 à 30 m de diamètre à la base et 9 m de hauteur dans le cas de certains *Macrotermitinae* africains [Lee et Wood, 1971]. D'autres espèces de termites possèdent des nids constitués d'unités, les « chambres à meules », creusées dans le sol à un ou deux mètres de profondeur, et reliées entre elles par des galeries. Les nids épigés ont été très largement étudiés, d'un point de vue physique et chimique [Lee et Wood, 1971]. D'un point de vue hydrologique, ils constituent localement des sources importantes de ruissellement car ils sont quasi imperméables [Janeau et Valentin, 1987]. Par ailleurs, ces nids épigés étant caractérisés par des pentes assez fortes, l'eau de ruissellement s'y écoule rapidement ce qui favorise, au moins localement, l'érosion, à proximité du nid.

2.1. Termites et modification de la structure du sol

Cependant les nids eux-même, qu'ils soient localisés à la surface du sol ou en profondeur, sont ponctuels et ne représentent souvent qu'une surface de l'ordre de 1 % de la surface totale de sol [Lee et Wood, 1971]. A chaque nid correspond un territoire d'extension beaucoup plus large — de l'ordre de 0,1 à 1 ha [Lepage, 1974], dont l'aire varie en fonction de la densité de nids — territoire que les termites parcourent à la recherche de nourriture. Le réseau de galeries qui permet l'exploration du territoire a été, contrairement aux nids épigés, très peu décrit car cela impose un travail très long pour mettre au jour le réseau. L'étude d'un réseau de galeries de *Macrotermes michaelseni* au Kenya menée par Darlington [1982] a demandé dix semaines de travail et mobilisé trois personnes en permanence pour mener à bien la mise au jour du réseau sur une partie du territoire — environ 700 m² d'une surface totale estimée à 8000 m² — correspondant à un nid épigé de dimension métrique. Le réseau s'étendait jusqu'à 50 m du nid environ.

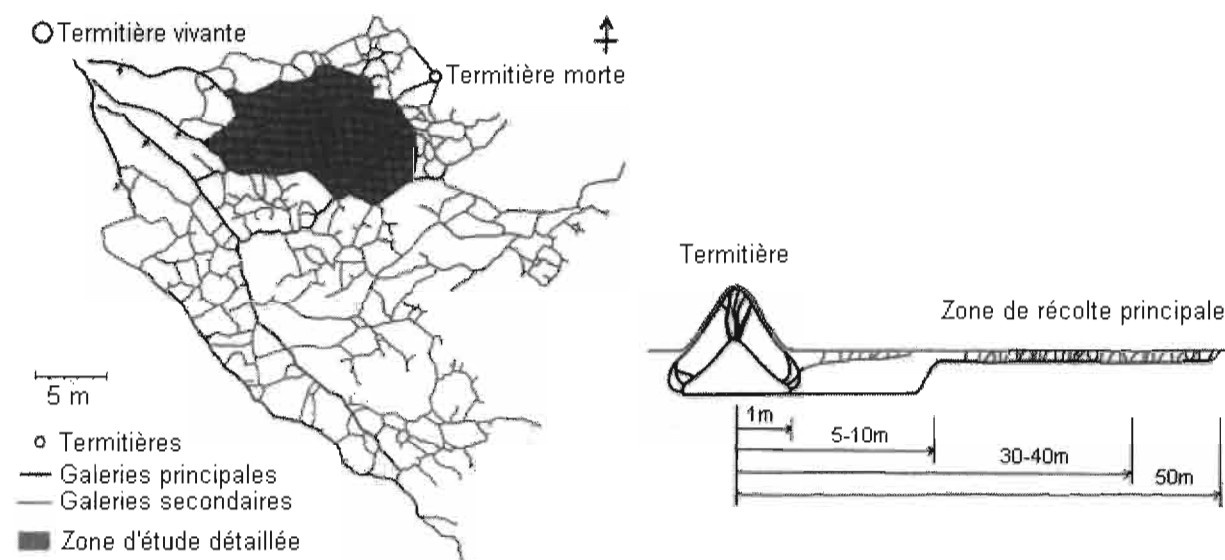


FIGURE 2.2 – Vue aérienne et en coupe d'un réseau de galeries de *Macrotermes michaelseni*, d'après Darlington [1982].

La figure 2.2 permet de se faire une représentation générale de la structure d'un réseau de galeries de termites, à partir de l'exemple du réseau mis au jour par Darlington [1982]. Le réseau de galeries apparaît essentiellement horizontal et se développe à une faible profondeur (quelques centimètres au plus) sous la surface du sol. On retrouve quelque chose de très similaire dans le cas de *Macrotermes bellicosus* [Lys et Leuthold, 1991] et dans le cas de *Macrotermes subhyalinus* [Lepage, 1979] qui ont des nids épigés, mais aussi dans le cas d'espèces dont le nid est souterrain, celui-ci étant alors raccordé à la surface par une ou plusieurs galeries verticales [Lee et Wood, 1971]. Le réseau de galeries créé par les termites est donc fondamentalement différent de celui, bien plus étudié, créé par les vers de terre en régions tempérées et qui est constitué de galeries verticales peu connectées entre elles [Ehlers, 1975], conséquence de la plus grande indépendance des vers vis à vis de leurs congénères.

Du point de vue de l'influence sur l'infiltration et le ruissellement, l'aspect le plus important du réseau est la présence de puits verticaux qui relient la surface du sol aux galeries horizontales situées à quelques centimètres sous cette surface. C'est par ces trous que de l'eau peut pénétrer dans les galeries, et éventuellement être absorbée à travers les parois de celles-ci. Dans un article synthétique, Lepage [1983] donne des estimations de densités de trous de termites correspondant à différents milieux, la plupart de ces estimations étant le fruit de ses propres travaux [Lepage, 1974, 1977, 1981].

- Au Sénégal, il estime à environ 30000–40000 le nombre de trous par nid, ce qui correspond à une densité d'environ 25–35 trous par m².
- Au Kenya ou au Nigéria, c'est à dire dans un milieu plus humide, la densité de trous serait plutôt de l'ordre de 10 à 20 par m².
- D'une manière plus générale, dans les savanes sahéliennes, un ordre de grandeur de la densité de trous caractéristique serait 20–60 par m².
- Au Burkina-Faso, dans la zone de fourrés de la brousse tigrée, Ouedraogo [1997] trouve des valeurs bien plus importantes pour la densité de trous avec une valeur moyenne de l'ordre de 150 trous par m², et des maxima pouvant atteindre plus de 300 trous par m².
- Mando *et al.* [1996] au Burkina-Faso, dans des conditions particulières où l'activité des termites avait été stimulée par un paillage de la surface du sol, ont estimé la densité de trous à 88 par m².

A titre de comparaison, la densité de trous créés par les fourmis est d'un ordre de grandeur en dessous, avec des densités de l'ordre de 1 à 3 par m² [Lobry de Bruyn et Conacher, 1994; Wang *et al.*, 1996a, b]. Pour ce qui est des vers de terre, Ehlers [1975] trouve des densités de l'ordre de 120 par m² en surface en zone tempérée.

L'activité de récolte des termites, qui est à l'origine de la création des trous, est loin d'être constante et varie à la fois dans le temps et dans l'espace. A l'échelle saisonnière, l'activité des termites est sous la dépendance du cycle biologique de l'espèce (Fig. 2.3) [Lepage, 1983].

Le pic d'activité de récolte des termites, qui correspond en général au premier stade de développement des nymphes, est toujours localisé en saison sèche. A l'échelle de quelques jours, l'activité de récolte des termites semble corrélée positivement à la température maximale du jour précédent, et négativement avec le volume de précipitations des cinq jours précédents [Lepage, 1979]. A l'échelle journalière, on observe également des pics d'activité de récolte, en général à la tombée de la nuit [Lepage, 1983].

L'activité de récolte des termites se concentre en général sur une fraction de leur territoire, la localisation et la taille des zones de récolte évoluant au cours du temps. On trouve dans Lepage [1977], dans le cadre d'une étude menée au Kenya, que la surface concernée

2.2. Termites et infiltration

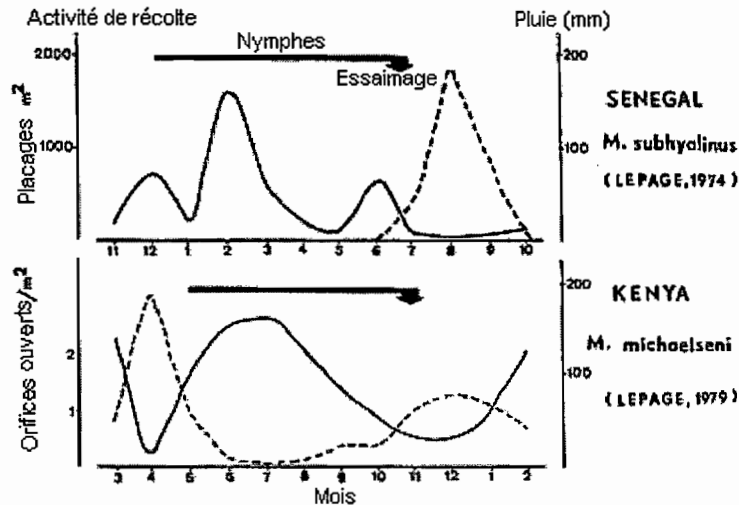


FIGURE 2.3 – Variations saisonnières de l'activité de récolte de deux types de termites en relation avec le cycle de reproduction. Les courbes en pointillés représentent les précipitations mensuelles. D'après Lepage [1983].

par l'activité de récolte varie de 133 m² par mois en février, à 600 m² par mois en juillet pour un nid. Si l'on rapporte ces surfaces mensuelles à la taille du territoire qui est de l'ordre de 3000 m², on en conclut que la variabilité spatiale de la densité de trous doit être relativement élevée. Toujours au Kenya, une estimation de la surface de récolte par nuit donne un intervalle de 5–20 m², soit moins de 1 % de la surface totale du territoire. D'après Lepage [1979 ; 1981] on aurait environ 2 à 4 trous par m² utilisés chaque jour et 1 à 2 nouveaux trous par m² ouverts chaque jour. Enfin, selon les travaux de Sands [1972], il apparaît que les termites sont très surdispersés durant leur activité de récolte, leur distribution spatiale correspondant à une distribution binomiale négative, c'est à dire qu'on trouve quelques échantillons avec une forte densité de termites, la plupart des échantillons (9/10 environ) ne contenant aucun termite.

Dans la section suivante, on s'intéresse plus spécifiquement au rôle sur l'infiltration de ces trous créés par les termites. Il est intéressant de noter que les études portant sur le rôle hydrologique de ces trous sont en général complètement indépendantes des études écologiques, et ont été menées par des chercheurs en science du sol. Nous reviendrons à la fin de cette section sur les conséquences de cette relative indépendance des travaux.

2.2 Termites et infiltration

Les tentatives de quantification de l'influence des galeries de vers de terre sur l'infiltration ont suivi de près et peut-être même précédé l'intérêt croissant de la communauté scientifique pour les macropores du sol en général. On peut citer par exemple l'étude pionnière en ce

Chapitre 2. Termites, macropores et infiltration : analyse bibliographique

domaine due à Ehlers [1975], qui a permis de montrer que les galeries de vers pouvaient conduire des quantités très importantes d'eau de la surface jusqu'à 1 à 2 m de profondeur. Il a fallu attendre 10 ans pour que les galeries de termites fassent l'objet d'études similaires, malgré l'omniprésence des termites dans toute la zone inter-tropicale.

Elkins *et al.* [1986] ont montré, sous pluie artificielle de forte intensité (124 mm/h pendant 45 mn) et sur un sable limono-argileux, que l'infiltrabilité correspondant à des sites avec activité de termites était supérieure à celle correspondant à des sites sans activité de termites : 88,4 mm/h contre 51,3 mm/h. Cependant, cet effet des termites ne se révéla significatif que sur les sols à faible couverture végétale et faible infiltrabilité. Le rapport de l'infiltrabilité sans activité de termites à l'infiltrabilité en présence de termites est dans les conditions de cette étude de l'ordre de 1,7. Sous pluies naturelles, Chase et Boudouresque [1989] estiment que le ruissellement a été divisé par deux sur les sites avec termites, en comparaison avec le sol encroûté d'origine. En considérant un coefficient de ruissellement de 70 % pour le sol encroûté, on obtient une valeur de 2 pour le rapport de l'infiltration avec activité de termites à l'infiltration sans activité de termites. Mando *et al.* [1996] obtiennent des résultats similaires, également sous simulation de pluie, avec une intensité de 50 mm/h (pendant 60 mn) et sur des sols encroûtés où les termites ont été attirées par un paillage. Le rapport de l'infiltration sans termites à l'infiltration avec termites est de l'ordre de 2,5 dans leur cas, et correspond à une densité moyenne de trous de 88 par m², ce qui est plutôt élevé et probablement rarement atteint en conditions naturelles. L'infiltrabilité en régime permanent augmente également lorsqu'il y a activité de termites, mais dans une moindre mesure, le rapport étant de 1,2 seulement, ce que les auteurs attribuent au colmatage des macropores au cours de la pluie. Dans le même contexte d'étude, mais sous pluie naturelle à l'échelle de trois années [Mando, 1997], l'infiltration n'augmente que d'un facteur 1,5 sur les sites avec activité de termites, ce qui pourrait s'expliquer à la fois par des densités de trous plus faibles en moyenne, l'activité des termites étant variable en conditions naturelles, et des intensités de pluies plus faibles lors des épisodes pluvieux naturels. Pour en terminer avec les estimations de l'influence des termites sur l'infiltration sous pluie, signalons que Casenave et Valentin [1989], dans leur classification des états de surface de la zone sahélienne, accordent une infiltrabilité de 25–40 mm/h aux surfaces de sol caractérisées par la présence significative de placages de termites et/ou de turricules de vers de terre.

Depuis le début des années 80 des dispositifs permettant de mesurer une vitesse d'infiltration sous tension, c'est à dire avec une charge négative à la surface du sol, ont été abondamment utilisés pour caractériser l'influence des macropores sur l'infiltration. En effet, à cause des phénomènes de capillarité, il existe une relation entre le diamètre d'un pore conduisant de l'eau et la pression de l'eau à l'intérieur de celui-ci. Plus la taille du pore est réduite plus la tension est importante. Il s'ensuit qu'imposer une charge négative à la surface du sol permet de restreindre l'écoulement à des pores ne dépassant pas un diamètre déterminé par la tension imposée. En présence de macropores, on s'attend à ce que l'infiltration soit importante pour une pression positive ou nulle, et chute brutalement pour des pressions négatives, les macropores cessant alors de fonctionner. Ce dispositif a

2.2. Termites et infiltration

été très utilisé pour caractériser l'influence sur l'infiltration de divers représentants de la macrofaune du sol.

Greene [1992] a réalisé des tests d'infiltration à des pressions de +10 mm et -40 mm. Alors qu'aucune différence ne peut être mise en évidence à -40 mm, l'infiltration est multipliée par un facteur 5 à 10 sous charge en présence de macropores créés par les termites. Dans les mêmes conditions Eldridge [1994] obtient des résultats similaires, le facteur multiplicatif atteignant dans le cas sous charge environ 15 — les résultats sont des moyennes de 22 répétitions. Des résultats tout à fait équivalents sont obtenus dans le cas de macropores créés par des fourmis par Lobry de Bruyn et Conacher [1994] avec un facteur multiplicatif de l'ordre de 4 à 6, et par Wang *et al.* [1996] avec des facteurs multiplicatifs variant entre 2 et 5. Dans ce dernier cas cependant, il apparaît que ce facteur multiplicatif — 1,8 à 6 — n'est pas négligeable en l'absence de trous de fourmis, ce qui remet en cause l'influence des trous de fourmis comme principal facteur explicatif de la différence entre infiltration sous charge positive et sous tension. Ouedraogo [1997] estime à partir de tests d'infiltration sous charge dans un simple anneau circulaire de 16 cm de diamètre que les termites induisent une augmentation de l'infiltration d'un facteur 8.

Ces tentatives variées d'estimation de l'influence des termites sur l'infiltration méritent une analyse critique plus approfondie, en raison de la présence de divers biais qui vont souvent dans le même sens, celui d'une surestimation du rôle des macropores créés par les termites.

- Un premier point méritant d'être souligné est que peu d'études prennent en compte les variations dans le temps et dans l'espace de la densité de trous. Très souvent les cas étudiés correspondent à une activité maximale des termites : choix de sites très locaux où l'activité des termites est bien visible pour les mesures, mesures ponctuelles après une longue période d'activité des termites, en particulier lorsque leur activité a été stimulée artificiellement. Ce problème serait moins préoccupant si l'on avait de quoi juger de l'intensité de l'activité des termites dans les conditions de l'expérimentation, mais nous ne trouvons en général aucune estimation de la densité de trous par exemple. La seule exception concerne les mesures sous pluies simulées effectuées par Mando *et al.* [1996], et dans ce cas la densité de 88 trous par m² est plutôt forte en comparaison avec les densités caractéristiques des conditions naturelles.
- Le deuxième point concerne les mesures elles-mêmes, qui conduisent en général également à une surestimation de l'influence des termites sur l'infiltration. En effet, les intensités de pluie sont souvent très fortes et peu représentatives des intensités de pluie caractéristiques du milieu étudié — même si ces intensités sont relativement fortes en milieu tropical. Le problème est plus aigu encore lorsque les mesures sont réalisées sous charge. Ce que l'on mesure avec la différence entre infiltration sous tension et infiltration sous charge est simplement la différence entre le cas où les macropores ne fonctionnent pas et le cas où ils fonctionnent à leur capacité maximale, qui n'est peut-être jamais atteinte en conditions naturelles. Dans certains cas,

des mesures sous charge peuvent être justifiées si cela correspond aux conditions naturelles. C'est le cas par exemple dans les fourrés de la brousse tigrée étudiée par Ouedraogo [1997] au Burkina-Faso, où les pentes sont faibles et l'eau a tendance à s'écouler en nappe et lentement. Mais le dispositif utilisé par l'auteur, un simple anneau de faible diamètre, induit une forte surestimation de l'infiltration liée à la nature tri-dimensionnelle de l'écoulement.

Ces limites apparaîtront plus nettement à la lumière des travaux relativement récents qui concernent les processus par lesquels les macropores jouent un rôle sur l'infiltration, auxquels nous allons nous attacher dans la section suivante. Pour conclure de façon provisoire sur le rôle des termites sur l'infiltration, il semble raisonnable de penser que ceux-ci sont certainement la cause d'une augmentation de l'infiltration, et qu'une estimation grossière du facteur d'augmentation de l'infiltration à partir des travaux cités, et en considérant leurs limites respectives, conduirait à une valeur de l'ordre de 2. En revanche les possibilités de prédiction d'un effet potentiel des termites dans des conditions quelconques sont très limitées en raison de l'indépendance totale entre les estimations de l'activité des termites et celles de leur impact sur l'infiltration, et en raison du peu d'intérêt qui a été accordé à la description des processus déterminant l'effet sur l'infiltration des macropores créés par les termites.

2.3 Influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement

L'influence des termites sur l'infiltration peut être considérée comme un cas particulier de l'influence des macropores du sol sur l'infiltration en général. Ces macropores ont fait l'objet d'une importante attention de la part de la communauté de science du sol depuis la fin des années 70 [Bouma, 1980; Beven et Germann, 1982], et de nombreux travaux ont permis d'établir que leur influence sur l'augmentation de l'infiltration, et parfois le transfert rapide de substances dissoutes en profondeur, relève plus de la règle que de l'exception.

Comme le rappellent Trojan et Linden [1992], l'influence des macropores sur l'infiltration de l'eau dépend de trois principaux processus.

- Tout d'abord, les macropores doivent être alimentés en eau par la surface, c'est à dire par le ruissellement.
- Ensuite, l'eau s'écoule dans les macropores, sur une distance plus ou moins grande.
- Enfin, l'eau peut être absorbée par le sol à travers les parois et la base des macropores.

Les deux derniers processus déterminent la capacité d'infiltration potentielle des macropores, qui peut être limitée par la taille de l'ouverture à la surface, par la taille interne de

2.3. Influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement

la galerie, ou simplement par la plus ou moins grande perméabilité des parois de la galerie. Pour désigner la limite à l'infiltration correspondant précisément à ce dernier aspect, nous parlerons de capacité d'absorption.

Les premières études de l'influence des macropores sur l'infiltration permirent de montrer qu'en dépit de la faible aire de la surface du sol qu'ils représentaient, ils étaient potentiellement capable de soutenir de très forts débits [Ehlers, 1975, par exemple]. Plus récemment, il est devenu possible de différencier la phase de remplissage des macropores de la phase où c'est la capacité d'absorption des parois qui est dominante [Wang *et al.*, 1994, macropores créés par des fourmis], ceci grâce à l'utilisation d'un infiltromètre spécialement étudié pour mesurer le débit entrant dans un macropore et couplé à une centrale d'acquisition permettant d'obtenir une excellente résolution temporelle de la mesure. D'une manière générale, il est courant pour des macropores de quelques millimètres de diamètre de supporter des débits de plusieurs cm^3/s .

Ehlers [1975] dans son travail précurseur, soulignait cependant déjà que les macropores étudiés, créés par des vers de terre, jouaient un rôle d'autant plus important que l'intensité de la pluie était forte, ce qui laissait supposer qu'ils ne fonctionnaient pas en permanence à leur capacité maximale. Bouma et Dekker [1978] mirent clairement en évidence que l'écoulement de l'eau dans les fissures liées à la rétraction d'un sol argileux ne se faisait que le long d'étroites bandes sur les parois verticales des fissures, qui ne représentaient que 1 à 2 % de l'aire potentiellement disponible. Dunne *et al.* [1991] interprètent les variations qu'ils observent de l'infiltrabilité moyenne sous pluie en mettant en avant le rôle des macropores, ceux-ci étant préférentiellement localisés sur les parties hautes et couvertes de végétation de la topographie. Lorsque l'intensité de pluie augmente, ou lorsque l'on se place à l'aval de la topographie, où l'accumulation de ruissellement induit une lame d'eau plus importante, les macropores se mettent à fonctionner, et l'infiltrabilité moyenne augmente progressivement, par suite de l'inondation progressive de surfaces à forte perméabilité. Edwards *et al.* [1992] dans le cas de macropores créés par des vers de terre, obtiennent eux aussi des volumes infiltrés plus importants pour de fortes intensités de pluie. Trojan et Linden [1992] ont étudié à l'aide de traceurs l'influence du micro-relief, de la position des macropores, de l'intensité de la pluie sur l'infiltration dans les macropores. Ils concluent que, lorsque l'intensité de pluie augmente, le nombre de macropores conduisant de l'eau augmente peu mais qu'en revanche le flux d'eau dans chacun d'eux augmente de façon significative. Ils mettent également en évidence que ces macropores sont loin de fonctionner à leur capacité maximale sous pluie, ce qui rend difficile l'estimation de leur influence réelle par des tests d'infiltration sous charge. Quisenberry *et al.* [1994] soulignent quant à eux que les macropores fonctionnels sont les mêmes pour des épisodes pluvieux similaires, ce qui est probablement la conséquence de l'interaction entre ruissellement lié à l'intensité de pluie et position des macropores sur la topographie. L'importance de la position des macropores sur la topographie du sol apparaît dans les travaux de Ela *et al.* [1992], où les auteurs constatent que leur position rend certain macropores inaccessibles à l'eau ou limite leur alimentation en fonction de l'aire drainée. Di Pietro [1993] et Di Pietro *et al.* [1994], à partir d'une approche par simulation de type gaz sur réseau et d'expérimenta-

tions en laboratoire, donnent une indication utile en mettant en évidence le fait que les macropores ne semblent fonctionner à pleine capacité qu'à partir du moment où l'épaisseur de la lame d'eau en surface devient plus grande que le diamètre du macropore considéré. Dans le cas contraire, la circulation de l'eau se fait sous la forme d'un film d'eau s'écoulant verticalement le long des parois, et dont la surface, qui est à la pression atmosphérique, est animée d'un mouvement ondulatoire. On peut noter que, suivant les mêmes sources, un écoulement ne se met en place dans des pores de diamètre inférieur à 2 mm que si le pore est submergé en surface.

Hormis le fait que les macropores fonctionnent rarement à leur capacité maximale sous pluie, et que leur influence est de ce fait sous la dépendance de l'intensité de pluie et de leur position topographique, il a été également mis en évidence que ces macropores pouvaient fonctionner même lorsqu'ils ne sont pas directement connectés à la surface du sol. Selon des expérimentations menées en laboratoire par Phillips *et al.* [1989], dans lesquelles des macropores artificiels étaient isolés de la surface par une plaque poreuse, de l'eau peut s'écouler dans les macropores même si la pression à la base de la plaque poreuse est négative, jusqu'à une pression limite de l'ordre de -10 cm d'eau. Une pression positive ou nulle à la base de la plaque poreuse n'est nécessaire que pour initier l'écoulement sur toute la longueur du macropore. Cet écoulement, lorsqu'il s'effectue à pression négative, est intermittent, la colonne d'eau étant régulièrement brisée par l'intrusion d'air. Logsdon [1995] montre que même lorsque la continuité des macropores n'est plus assurée en surface, par exemple suite à un travail du sol, ceux-ci peuvent fonctionner à bas régime. Les expérimentations menées par le même auteur permettent également de montrer que l'écoulement dans les macropores de plusieurs millimètres de diamètre est probablement turbulent (le nombre de Reynolds est compris entre 1000 et 2000), et qu'en conséquence l'application de la loi de Poiseuille établie en régime laminaire conduit à une très forte surestimation du flux correspondant à un diamètre donné.

Enfin, Ela *et al.* [1992] ont étudié, sous simulation de pluie dans des bacs contenant des vers de terre, comment le développement d'une croûte de surface pouvait influencer le rôle des macropores. Un colmatage des macropores de taille inférieure à 5 mm est observé, qui conduit à une diminution importante de leur influence.

Dans la section suivante, différentes approches de modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration seront présentées. Ces approches de modélisation ont été pour la plupart motivées par des considérations relatives au transfert rapide de l'eau dans le sol, à la possibilité par exemple que de l'eau puisse atteindre la nappe sans que le sol ait eu le temps de jouer son rôle de filtre. En conséquence, ce sont les processus de transfert dans le sol qui ont fait l'objet de toute l'attention, les processus d'alimentation des macropores étant considérés comme secondaires.

2.4 Modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement

2.4.1 Difficultés associées à la présence de macropores

La loi de Darcy permet de décrire à l'échelle macroscopique l'écoulement de l'eau dans un sol. Elle a d'abord été obtenue expérimentalement puis a été dérivée par homogénéisation des équations ponctuelles de Navier–Stokes appliquées à l'échelle microscopique. La loi de Darcy est appliquée à l'échelle d'un volume élémentaire représentatif (VER) que l'on considère comme continu et dont les propriétés sont quasi-invariantes par translation dans l'espace, à cette échelle. La présence de macropores se traduit par une grande variabilité des propriétés du sol à l'échelle du VER, une importante non-uniformité de l'écoulement, des déséquilibres de potentiel, et en conséquence par la remise en question, dans ces conditions, de la loi de Darcy.

Il est possible d'envisager de travailler à l'échelle d'un VER contenant un grand nombre de macropores et de retrouver par ce moyen une certaine invariance des propriétés physiques du sol. Il n'est pas sûr cependant que la loi qui décrirait l'écoulement à cette échelle soit toujours celle de Darcy. De plus cette approche ne mène à aucune compréhension des mécanismes par lesquels les macropores influencent l'écoulement de l'eau, ceux-ci n'étant détectables que par leur influence globale. Enfin, la taille du VER impliquerait un accroissement important de l'échelle des mesures à réaliser pour caractériser les propriétés du sol, ce qui les rendraient problématiques.

Il a été proposé de s'accommoder explicitement de la variabilité introduite par la présence des macropores en définissant la loi de distribution des propriétés physiques du sol à l'échelle locale et en utilisant une formulation stochastique des équations de l'écoulement. Cela nécessite de lourds efforts de caractérisation hydrodynamique [Mallants *et al.*, 1996] et ne permet pas pour autant de s'affranchir des limites de la loi de Darcy. Toujours dans l'optique d'essayer de tenir compte des macropores dans le cadre de la loi de Darcy, et parce que leur influence se fait sentir à proximité de la teneur en eau à saturation, on peut envisager d'affiner la relation entre conductivité hydraulique et teneur en eau et/ou pression capillaire dans la gamme des teneurs en eau les plus fortes. L'infiltrométrie sous tension contrôlée est bien adaptée à cet usage et a été utilisée par Mohanty *et al.* [1997] pour obtenir une courbe $K(h)$ tenant au mieux compte des macropores. La forme de $K(h)$ peut alors être complexe, avec plusieurs points d'inflexion, et être décrite par exemple par la juxtaposition de tronçons linéaires pour obtenir une expression analytique.

Un exemple simple permet de réfléchir aux limites des approches présentées ci-dessus. On considère une distribution spatiale aléatoire de macropores, tous identiques, sur un sol homogène. Les propriétés hydrodynamiques du sol et des macropores sont constantes. Cette distribution est surdispersée — du type binomiale négative par exemple — et l'échelle à laquelle on pourrait obtenir des propriétés hydrodynamiques moyennes constantes est

supérieure à l'échelle des mesures les plus intégratrices. On voit clairement que malgré l'extrême simplicité du système, où le sol a une conductivité constante et chaque macropore la même conductivité constante différente de celle du sol, on va devoir faire face à une importante variabilité à l'échelle des mesures. L'approche qui consiste à s'accommoder de la variabilité aux prix de nombreuses mesures locales est elle aussi peu satisfaisante car chaque fois que l'on va rajouter un macropore on va obtenir un résultat différent, et il faudra probablement étudier toutes les possibilités pour obtenir un résultat correct. Il semble donc important de différencier dès le départ la matrice du sol, où la loi de Darcy peut être appliquée sans restriction, et un deuxième ou plusieurs autres domaines qui concernent la macroporosité, afin de mieux cerner la source principale de variabilité.

2.4.2 Le concept de domaine

Le concept de domaine vient de l'idée qu'on doit traiter séparément les macropores de la matrice du sol, mais qu'en l'absence de macroporosité on doit revenir à l'équation de Richards — donc à la loi de Darcy — qui est dans cette situation en bon accord avec l'expérience [Beven et Germann, 1981] :

(...) any approach to modelling water flow in field soils cannot reject approaches based on Darcy's Law and the Richards (1931) equation because, although Darcy's Law is itself an empirical approximation to the complexities of flow, such models have been well proven in the past. Thus any model of a combined micropore-macropore system should reduce to a Darcy-type model when there are no macropores. This suggests the introduction of a domain concept in modelling a combined system, with the micropores as one domain that conforms to hydraulic principles based on Darcy's Law. The next level of complexity is to introduce a second domain representing the bulk flow in macropores, and to allow interaction between the two domains in some physically realistic manner.

Une première idée est de simplement utiliser deux courbes de conductivité hydraulique, ou même autant de courbes que l'on distingue de domaines. Par exemple, on peut avoir une relation pour la matrice du sol, une autre pour les macropores. On calcule alors une conductivité apparente qui est la somme des conductivités des deux domaines pondérée par l'extension relative du domaine des macropores [Chen *et al.*, 1993; Tseng *et al.*, 1998]. Cette approche implique de faire l'hypothèse d'équilibre instantané des pressions entre les deux domaines afin d'obtenir une seule équation d'écoulement. Elle est de ce fait utilisable uniquement en régime permanent lorsque les deux domaines sont saturés [Tseng *et al.*, 1998]. En régime transitoire, la transmission des variations de pression est beaucoup plus rapide dans les macropores que dans la matrice du sol et cette approche est mise en défaut. Les modèles à double porosité – double conductivité permettent d'éliminer cette limitation.

2.4. Modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement

2.4.3 Modèles à double porosité – double conductivité

Dans les modèles à double porosité – double conductivité (variably saturated dual-porosity models), on stipule l'existence de deux pressions différentes dans la matrice et dans les macropores. D'une manière générale, chaque variable est définie dans chacun des deux domaines. L'écoulement dans la matrice du sol est décrit de façon classique par la loi de Darcy, l'écoulement dans la macroporosité est décrit de façon indépendante, avec une loi d'écoulement qui peut être différente de celle de Darcy. Une interaction entre les deux domaines est permise, sous la forme d'échanges de masse souvent proportionnels au gradient de pression entre les deux domaines. Les premiers exemples de modèles de ce type sont issus de l'hydrogéologie, [Barenblatt et Zheltov, 1960; Barenblatt *et al.*, 1960; Warren et Root, 1963] cités par Berryman et Wang [1995], pour décrire l'écoulement dans les milieux fracturés; ces modèles sont toujours utilisés dans ce domaine [Abdelsalam et Chrysikopoulos, 1996]. L'application de ce type de modèle pour la modélisation de l'écoulement de l'eau dans un sol avec des macropores est plus récente. Parmi les premiers travaux de modélisation basés sur le concept de domaine en science du sol, on trouve un modèle de type eau mobile-immobile pour simuler le transfert des solutés, où l'écoulement est limité aux macropores, la diffusion des solutés intervenant entre eau mobile dans les macropores et eau immobile dans la matrice [van Genuchten et Wierenga, 1976].

La conceptualisation du milieu qui consiste à différencier deux ou plusieurs domaines peut a priori être utilisée en 1, 2 ou 3 dimensions. En 2D ou 3D, la large variabilité spatiale de l'écoulement apparaît plus nettement. Cependant la mise en oeuvre de cette conceptualisation en 2D ou en 3D se heurte à deux principales limites :

- il est nécessaire de fournir une description géométrique du domaine matrice-macropores, ce qui s'avère assez difficile au delà d'un seul macropore;
- afin que cette description géométrique soit réellement prise en compte dans le modèle, la résolution spatiale de celui-ci devrait être au maximum de l'ordre de la taille de la zone d'influence d'un macropore, donc petite, ce qui implique d'importantes ressources informatiques.

En conséquence beaucoup des modèles existants sont uni-dimensionnels. Edwards *et al.* [1979] ont travaillé en 2D en considérant un système simplifié à symétrie radiale composé d'un sol homogène et d'un seul macropore vertical. Gerke et van Genuchten [1993] ont également utilisé une approche 2D pour en comparer les résultats avec leur approche uni-dimensionnelle. Le modèle 2D permettait une visualisation du champ de pression hétérogène généré par la présence de macropores. Après comparaison, l'approche 1D a été jugée suffisante d'autant plus que le modèle 2D posait des problèmes numériques. Dans les paragraphes qui suivent nous donnons un aperçu rapide des divers composants des modèles à double porosité – double conductivité, qui constituent l'approche « classique » en science du sol pour le problème de l'infiltration dans un sol avec macropores.

Écoulement dans la matrice du sol

La description de l'écoulement dans la matrice du sol repose sur l'équation de Darcy généralisée à des écoulements non saturés, soit dans le cas uni-dimensionnel :

$$q = -K(h) \frac{d(h-z)}{dz} \quad (2.1)$$

où q est la vitesse (ou flux) d'infiltration, $K(h)$ la conductivité hydraulique correspondant à la pression capillaire h et z l'altitude, équation que l'on combine à l'équation de conservation de la masse :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q}{\partial z} \quad (2.2)$$

où θ est la teneur en eau du sol. L'équation résultante — dite équation de Richards — permet la description d'un écoulement transitoire :

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right] \pm S \quad \text{avec} \quad C(h) = \frac{\partial \theta}{\partial h} \quad (2.3)$$

où S représente un terme source ou puits. Cette équation peut être exprimée en fonction de la teneur en eau plutôt que de la pression, mais la formulation en fonction de la pression présente l'avantage de pouvoir être utilisée dans un sol stratifié ou en présence d'une zone saturée, la pression, à l'inverse de la teneur en eau, étant toujours continue aux interfaces des différents horizons du sol. Sous réserve de la pertinence des hypothèses sous-tendant ce formalisme, cette équation est générale. La spécificité d'un problème particulier se traduit par les conditions initiales et aux limites. La solution de l'équation de Richards dans le cas général ne peut être obtenue que numériquement.

La plupart des modèles à double porosité – double conductivité utilisent une solution numérique de l'équation de Richards [Edwards *et al.*, 1979; Hoogmoed et Bouma, 1980; Beven et Germann, 1981; Jarvis *et al.*, 1991; van Genuchten et Gerke, 1992; Gerke et van Genuchten, 1993b; Emerman, 1995; Ray *et al.*, 1996]. Cependant des solutions analytiques connues pour des conditions initiales et aux limites particulières ont également été utilisées :

- la solution de Philip [Philip, 1957] a été utilisée par Jarvis et Leeds-Harrison [1987] sans le terme gravitaire pour des sols argileux, et avec une sorptivité fonction linéaire de la teneur en eau ;
- la solution de Green et Ampt [Green et Ampt, 1911] a été utilisée par exemple par Beven et Clarke [1986] et Ahuja *et al.* [1995].

D'autres auteurs ont fait le choix de simplifier le traitement de l'écoulement dans la matrice. Chen et Wagenet [1992] utilisent une équation pour le flux linéaire par tronçons en fonction de la teneur en eau, combinée à l'équation de continuité pour simuler l'écoulement dans la matrice. Steenhuis *et al.* [1990], dans un modèle où sont distingués non pas deux mais N domaines — division de $K(h)$ en *pores-groups* — font l'hypothèse d'un écoulement gravitaire à la fois dans la matrice du sol et dans les macropores.

2.4. Modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement

Écoulement dans la macroporosité

D'une manière générale, l'écoulement dans la macroporosité ne commence que lorsqu'il y a un excès d'eau à la surface du sol, c'est à dire lorsque celle-ci atteint la saturation. La condition utilisée par Hoogmoed et Bouma [1980] est plus restrictive car ils considèrent, en se basant pour cela sur leurs observations, que l'épaisseur de la lame d'eau à la surface du sol doit être supérieure à 2 mm pour que l'eau pénètre dans les fentes de retrait du sol argileux qu'ils étudient. Ensuite, ce n'est que lorsque la capacité d'infiltration des macropores est elle-même excédée que le ruissellement commence.

L'écoulement dans les macropores est, comme dans la matrice du sol, décrit par la combinaison d'une équation de conservation de la masse et d'une équation pour le flux. Certains auteurs utilisent toujours la loi de Darcy pour les macropores, avec une relation $K(h)$ ou $K(\theta)$ différente de celle de la matrice du sol [van Genuchten et Gerke, 1992; Gerke et van Genuchten, 1993b], l'utilisation d'une loi différente étant insuffisamment justifiée. L'équation la plus couramment utilisée pour décrire l'écoulement dans les macropores est cependant l'équation de Hagen–Poiseuille :

$$Q = \frac{\pi R^4 \Delta p}{8\eta L} \quad (2.4)$$

où Q est le débit transitant par le macropore, R le rayon du macropore, Δp la différence de pression entre l'entrée et la sortie du macropore, η la viscosité dynamique du fluide et L la longueur du macropore. Elle est obtenue par intégration des équations de Navier–Stokes dans le cas simple d'un écoulement laminaire, saturé et stationnaire dans une conduite circulaire. La loi de Poiseuille donne le flux à saturation ; le flux dans le cas non saturé est déduit de la teneur en eau des macropores selon diverses relations [Beven et Germann, 1981; Jarvis et Leeds Harrison, 1987; Jarvis *et al.*, 1991, par exemple]. Parmi les exemples d'utilisation de la loi de Poiseuille on peut citer :

- Beven et Germann [1981], seulement pour la forme de la relation, le flux à saturation étant mesuré ;
- Beven et Clarke [1986], avec un facteur correctif pour la rugosité et la tortuosité du macropore ;
- Jarvis et Leeds-Harrison [1987], dans sa formulation pour un écoulement entre des fissures planes (le flux dépend du cube de la largeur de la fissure) ;
- Chen et Wagenet [1992] lorsque le nombre de Reynolds est inférieur à 3.

Les conditions permettant la dérivation de la loi de Poiseuille sont cependant souvent assez éloignées des conditions caractéristiques des macropores du sol. En particulier, l'hypothèse d'un écoulement laminaire dont dépend la forme de la relation est peu vraisemblable pour de larges macropores compte tenu des valeurs élevées du nombre de Reynolds dans

ces conditions [Logsdon, 1995]. En général l'équation de Poiseuille conduit à surestimer le flux pour un diamètre donné [Ge, 1997; Glover *et al.*, 1998; Waite *et al.*, 1998]. L'équation de Manning, obtenue expérimentalement pour l'écoulement uniforme dans des conduites rugueuses, a été parfois utilisée [Chen et Wagenet, 1992a] pour de larges macropores et de fortes valeurs du nombre de Reynolds. Smettem et Collis-George [1985] en tentant d'utiliser des mesures expérimentales de débit dans des macropores individuels pour prédire la valeur de la conductivité à saturation du sol sous charge, ont constaté qu'il était très difficile de déterminer la forme de la relation entre le diamètre des macropores et le débit qu'ils sont en mesure de soutenir en raison de la dispersion des mesures. Une relation linéaire donne d'aussi bons résultats qu'une relation en puissance du diamètre. Di Pietro et Lafolie [1994] ont testé un modèle d'écoulement dans les macropores développé par Germann [1985]. Dans ce modèle, le flux dans les macropores est fonction de la teneur en eau : $q = b \cdot \theta^a$, la combinaison de cette équation pour le flux à l'équation de conservation de la masse donne l'équation d'onde cinématique. Il apparaît que le modèle fonctionne correctement pour de forts débits seulement, car a et b ne sont pas constants et varient en fonction de l'intensité d'apport.

Echanges de masse entre matrice du sol et macropores

Les transferts de masse entre la matrice du sol et les macropores, quel que soit le sens de ce transfert, sont modélisés par l'équation de Darcy–Richards. Le flux entre les deux domaines est proportionnel au gradient de pression et dépend également des caractéristiques hydrodynamiques de la matrice du sol, ou de celles de l'interface entre les deux domaines (on observe parfois, notamment sur les parois des galeries d'origine biologiques, des revêtements argileux ou un tassement pouvant être fortement limitant pour les transferts d'eau) [Beven et Germann, 1981; van Genuchten et Gerke, 1992; Gerke et van Genuchten, 1993a]. Comme pour l'infiltration dans la matrice du sol, différentes approches, plus ou moins générales, sont possibles pour résoudre l'équation de Richards :

- Smettem [1986] a proposé une solution analytique pour l'infiltration radiale à travers les parois d'un macropore circulaire vertical plein d'eau en équilibre hydrostatique. Cette solution tient compte de la variation de la pression hydrostatique avec la profondeur dans le macropore.
- Beven et Clarke [1986] ont utilisé, eux, une solution semi-analytique de type Green et Ampt [1911] au même problème de l'infiltration radiale à travers les parois d'un macropore circulaire vertical plein d'eau.
- Chen et Wagenet [1992] ont utilisé la solution analytique de Philip [1957] pour l'absorption horizontale.
- Pour l'infiltration dans les fentes de retrait d'un sol argileux, Hoogmoed et Bouma [1980] ont utilisé une résolution numérique de l'équation de Richards dans le cas d'une

2.4. Modélisation de l'influence des macropores sur l'infiltration et le ruissellement

absorption horizontale. Leur approche est cependant originale car, suite à des travaux expérimentaux impliquant une coloration de l'eau de pluie au bleu de méthylène, ils avaient pu montrer que l'absorption de l'eau à travers les parois des fissures se faisait le long de minces bandes ne représentant qu'une infime partie — de l'ordre de 1 %, variable selon l'intensité des apports — de la surface totale de contact entre la matrice du sol et la fissure [Bouma et Dekker, 1978; Bouma *et al.*, 1978]. Ces minces bandes où circulait l'eau constituent la surface de contact réelle entre les deux domaines, et a été utilisée dans le modèle d'absorption en lieu et place de la surface totale.

Dans la plupart des exemples cités ci-dessus, il existe une description géométrique, même sommaire, du système sol–macropore(s). Dans le cas des modèles uni-dimensionnels, où la géométrie des pores n'apparaît pas explicitement, la loi de Darcy n'est pas si évidente à appliquer :

- selon le volume considéré pour le calcul de la teneur en eau ou de la pression, celle-ci varie, et par conséquent le flux proportionnel au gradient de pression entre les deux domaines aussi ;
- le calcul du gradient de pression implique de définir une distance caractéristique, qui peut éventuellement évoluer dans le temps, entre les deux domaines.

Gerke et van Genuchten [1993] ont proposé un terme d'échange de masse entre la matrice du sol et les macropores, qui est proportionnel au gradient de pression entre ces deux domaines et fait intervenir une conductivité spécifique à l'interface entre les deux domaines ainsi qu'un rayon caractéristique et un coefficient de forme des agrégats ou blocs constituant la matrice du sol :

$$\Gamma = \alpha(h_f - h_m) \quad \text{avec} \quad \alpha = \frac{\beta}{a^2} K_a \gamma \quad (2.5)$$

où les indices m et f font référence respectivement à la matrice du sol et à des fractures ou macropores, α est un coefficient de transfert de masse, a est une distance caractérisant le rayon moyen d'un agrégat ou bloc de sol constituant la matrice, β est un coefficient de forme adimensionnel, γ est un facteur d'échelle adimensionnel et K_a est la conductivité hydraulique effective de l'interface entre les deux domaines.

Conclusion sur les travaux de modélisation

La principale limite des approches de modélisation présentées ci-dessus, qui est d'ailleurs plus une limite des modèles qui ont été développés qu'une véritable limite à l'approche double porosité – double conductivité, est de ne pas considérer que l'alimentation des macropores puisse être limitée *localement* par le ruissellement de surface très variable dans l'espace. Cette éventuelle limitation se traduit par le fait que les macropores dans cette situation ne fonctionnent pas à leur capacité maximale ou même pas du tout, phénomène

courant au moins pour les larges macropores d'origine biologique si l'on en croit les observations expérimentales (voir section 2.3).

Récemment, Ruan et Illangasekare [1998] ont proposé un modèle pour l'infiltration dans un sol avec des macropores qui tente de tenir compte du fait que l'écoulement dans les macropores est favorisé dans les dépressions et les chemins d'écoulement. Un modèle de ruissellement basé sur l'équation d'onde cinématique permet de déterminer la proportion de la surface du sol qui est inondée. Le nombre de macropores activés est alors limité à cette proportion, en considérant que les macropores situés en dehors des zones inondées ne fonctionnent pas. Leur modèle constitue un premier pas vers l'intégration des processus d'alimentation des macropores, cependant il est encore très limité :

- les macropores ne sont pas localisés dans l'espace, on travaille uniquement sur la proportion de macropores activés ou non activés. Le modèle de ruissellement permet d'obtenir une hauteur d'eau moyenne sur de larges mailles — avec les limites des modèles de type onde cinématique : pas de dépressions ni de pentes nulles. Une représentation sinusoïdale de la topographie à l'échelle de la maille est utilisée pour permettre d'estimer la proportion de surface inondée en fonction de la hauteur d'eau moyenne dans chaque maille ;
- on sait que les macropores peuvent commencer et s'arrêter de fonctionner à n'importe quel moment. Cependant, afin de limiter le temps de calcul impliqué — pour chaque macropore — par la résolution de l'équation de Richards pour l'absorption horizontale, des classes de « temps d'activation » sont considérées. Une fois activé, un macropore continue d'être actif jusqu'à la fin de la simulation.

Il reste donc beaucoup à faire pour amener les modèles d'infiltration dans des sols avec macropores à considérer des situations réalistes. Dans la mesure où ce sont les phénomènes de surface qui sont les plus mal pris en compte par les modèles, il semblerait utile de travailler plus spécifiquement ce sujet dans un contexte où ces phénomènes de surface sont dominants et où la composante infiltration pourrait être allégée au profit du ruissellement et de l'alimentation des macropores. C'est ce que nous allons proposer.

Chapitre 3

Contexte expérimental et caractérisation du système sol–macropores étudié

OBJECTIFS :

L'objectif de ce chapitre est de décrire notre contexte d'étude sahélien, en accordant une attention particulière au système sol–macropores sur lequel nous allons travailler. Celui-ci fera l'objet d'une description morphologique et d'une caractérisation hydrodynamique. La connaissance des propriétés du système sol–macropores est indispensable pour l'interprétation des résultats expérimentaux et permettra d'appliquer le modèle dans le cadre d'étude qui nous est familier.

3.1 Cadre d'étude : caractéristiques générales

3.1.1 Localisation

Le cadre expérimental de notre travail est situé dans le sud-ouest du Niger (Fig. 3.1) au sein d'un environnement typiquement sahélien. Le site d'étude est localisé dans une jachère à *Guiera senegalensis*, à proximité du village de Banizoumbou, à 70 km environ à l'est de Niamey. Ce site est au coeur du supersite central est du programme HAPEX–Sahel [Goutorbe *et al.*, 1997]. Depuis l'expérience HAPEX–Sahel, le site de Banizoumbou a été retenu comme représentatif de la zone sahélienne et fait partie à ce titre de nombreux programmes nationaux et internationaux.

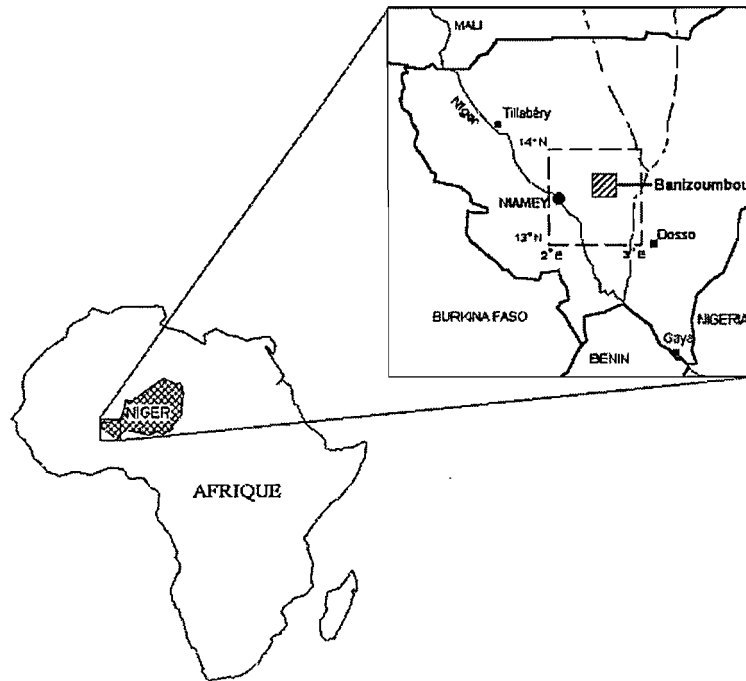


FIGURE 3.1 – Localisation du site d'étude.

3.1.2 Climat et précipitations

Le climat est caractérisé par l'alternance d'une longue saison sèche, d'octobre à mai, et d'une saison humide plus courte, de juin à septembre. Les températures moyennes mensuelles les plus élevées sont observées en avril-mai (33 °C à Niamey), avant le début de la saison des pluies. Un second maximum correspondant à la fin de la saison des pluies est observé en octobre. Les températures minimales sont observées en décembre (23 °C à Niamey), avec un minimum au mois d'août également, correspondant au coeur de la saison des pluies.

Les précipitations moyennes annuelles varient beaucoup au Niger en fonction de la latitude, de plus de 800 mm au sud à moins de 100 mm au nord. A Banizoumbou, la moyenne annuelle des précipitations pour la période 1990-1997 a été de 500 mm, la variabilité inter-annuelle restant importante (400 à 700 mm). Le maximum des précipitations est observé au mois d'août (200 mm environ en moyenne à Niamey au mois d'août sur les 550 mm de précipitations annuelles), les pluies se succédant alors à un rythme moyen de l'ordre d'un épisode pluvieux tous les deux jours. Les intensités de pluie peuvent atteindre des valeurs élevées, surtout en début d'épisode pluvieux. Pour fixer les idées, sur le site de Banizoumbou et en moyenne pour les années 1994-1997, l'intensité maximale calculée sur une période de 5 mn est supérieure à 46 mm/h pour 25 % des pluies, et l'intensité maximale calculée sur une période de 30 mn est supérieure à 25 mm/h pour 25 % des pluies également.

3.1. Cadre d'étude : caractéristiques générales

La présence continue d'un vent de nord-est très sec, l'Harmattan, durant la saison sèche est un trait majeur du climat sahélien. En début de saison des pluies, il est fréquent d'observer des tempêtes de sable liées aux vents d'Est au début des épisodes pluvieux majeurs.

3.1.3 Sol

Le site d'étude appartient à une vaste unité morphologique qui correspond aux dépôts limono-sableux tertiaires du continental terminal comblant le bassin sédimentaire des Iullemeden. Celle-ci se compose de plateaux latéritiques disséqués, dont la couverture végétale naturelle est la brousse tigrée (sur 25 % de la surface), et de larges vallées à pente faible dont le mode d'occupation des sols quasi exclusif est la culture — du mil essentiellement — ou la jachère (Fig. 3.2). Des dépôts éoliens sableux recouvrent l'essentiel de cette unité.

Les sols développés sur les dépôts sableux d'origine éolienne dans les vallées appartiennent à la catégorie des sols ferrugineux peu lessivés [Commission Pédologique de Classification des Sols, 1967; Gavaud, 1977]. Ils sont constitués de 90 à 95 % de sable et leur teneur en argile est particulièrement faible, surtout en surface où elle est inférieure à 3 % (Fig. 3.3). L'épaisseur des dépôts sableux est très variable à l'échelle de quelques centaines de mètres. Sur le site d'étude, cette épaisseur varie entre plus de 2 m et une dizaine de centimètres, les dépôts sableux surmontant une cuirasse ferrugineuse.

Comme cela a été décrit dans l'introduction générale, ces sols sont souvent dégradés, une des formes la plus spectaculaire de cette dégradation se manifestant par l'apparition de plages nues très caractéristiques (Fig. 3.4) [Ambouta *et al.*, 1996]. Ces plages nues mesurent de 2 à 10 m de diamètre, sont souvent étirées dans le sens de la pente et caractérisées par la présence d'une croûte d'érosion limitant considérablement l'infiltration de l'eau [Casenave et Valentin, 1989, 1992]. Dans les jachères, ces loupes d'érosion sont souvent bordées d'épais bourrelets sableux fixés par la végétation herbacée.

3.1.4 Macrofaune du sol

Dans le contexte d'étude, les principaux représentants de la macrofaune du sol sont les termites et les fourmis. Les vers de terre ne sont pas représentés dans les sols sableux du site d'étude. Le nombre d'espèces de termites est peu élevé : 15 à 20 espèces au total [Le-page, 1992]. Les trois principales espèces de termites présentes dans la jachère étudiée sont *Macrotermes subhyalinus*, *Odontotermes sp.* et à un degré moindre *Microtermes sp.* Elles appartiennent toutes trois à la sous-famille des *Macrotermitinae*. Seule la première espèce possède un nid épigé, le nid des deux autres espèces est constitué de chambres sphériques de taille centimétrique à décimétrique, parfois occupées par des meules de champignons et situées à 1 ou 2 m de profondeur. Les trois espèces consomment des résidus de végétation

Chapitre 3. Contexte expérimental et caractérisation du système sol-macropores étudié

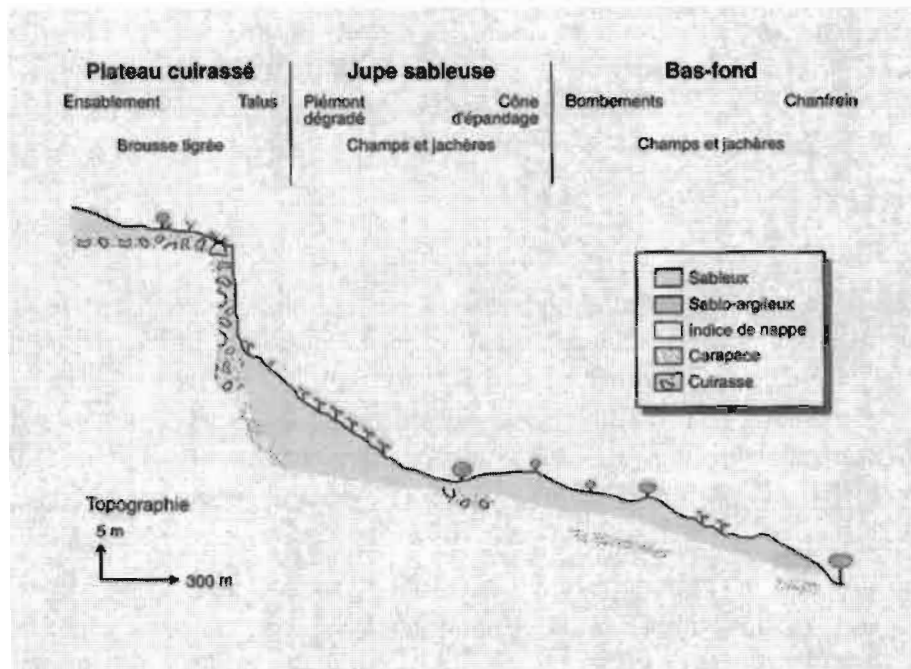


FIGURE 3.2 – Principales unités géomorphologiques du paysage de Banizoumbou (d’après Ambouta *et al.* [1996]). L’échelle des hauteurs est fortement exagérée. Le site d’étude se trouve dans la zone de bas-fond au niveau des bombements.

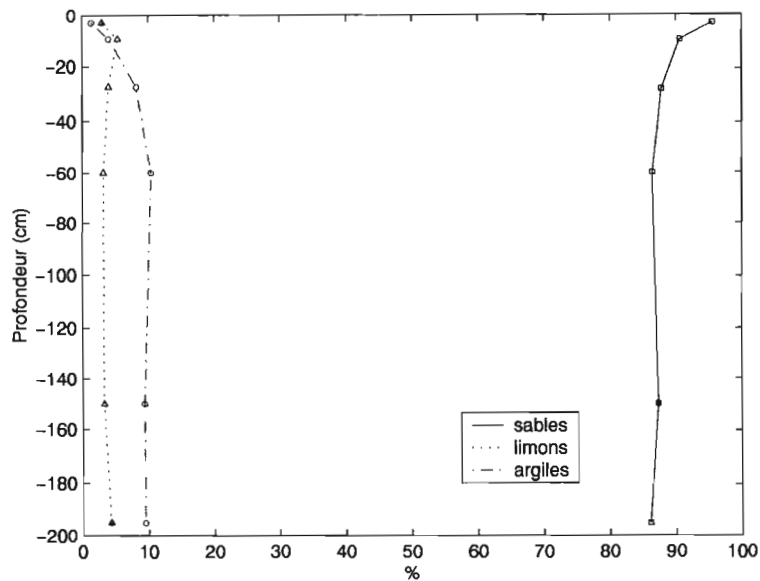


FIGURE 3.3 – Proportion d’argiles, de limons et de sables en fonction de la profondeur pour le sol étudié.

3.2. Caractérisation hydrodynamique du sol



FIGURE 3.4 – Loupe d'érosion dans une jachère à Banizoumbou. D'après Ambouta *et al.* [1996].

(pailles, bois mort, feuilles sèches etc.) récoltés à la surface du sol.

3.2 Caractérisation hydrodynamique du sol

Le sol des zones dégradées étudiées est constitué d'une matrice sableuse surmontée d'une croûte d'érosion d'une épaisseur de l'ordre de quelques dixièmes de millimètres au maximum. D'un point de vue hydrodynamique, il présente deux originalités :

- le contraste entre l'infiltrabilité de la surface du sol, limitée à quelques mm/h par la croûte, et celle de la matrice sableuse, de l'ordre de 100 à 200 mm/h, est particulièrement marqué ;
- la variabilité spatiale de l'infiltrabilité est particulièrement basse, avec ou sans la croûte, et ceci même à une échelle très locale. Par exemple, des coefficients de variation du ruissellement de 33 % pour une pluie de 13 mm et de 17 % pour une pluie de 47 mm ont été observés (sur un échantillon de 20 parcelles), les coefficients de variation typiques pour ce genre de mesures étant plutôt de l'ordre de 50 à 100 % [Vauclin, 1983].

Compte tenu du contraste entre la matrice du sol et la croûte de surface, nous avons cherché à les caractériser séparément, une caractérisation globale n'ayant que peu de sens.

3.2.1 Caractérisation de la matrice du sol

Les caractéristiques hydrodynamiques essentielles d'un sol sont les relations $\theta(h)$ entre la teneur en eau et la pression capillaire et $K(h)$ entre la conductivité hydraulique et la pression capillaire.

Relation $\theta(h)$

La relation $\theta(h)$ pour la matrice sableuse, sous la forme proposée par van Genuchten [1980]

$$\theta(h) = (\theta_s - \theta_r) [1 + (\alpha h)^n]^{-(1-1/n)} \quad (3.1)$$

où θ_s et θ_r sont respectivement les teneurs en eau à saturation et résiduelle, α ayant la dimension de l'inverse d'une longueur et n étant sans dimension, a été obtenue à partir d'une expérimentation de drainage sur 10 échantillons de sol non remaniés, réalisée au laboratoire de physique du sol de l'ICRISAT au Niger¹.

La figure 3.5 permet de présenter le dispositif expérimental utilisé. Chaque échantillon de sol est contenu dans un cylindre de 7,2 cm de haut sur 7,25 cm de diamètre, soit un volume V_t de 297,2 cm³. La porosité totale de l'échantillon est $\omega = (\rho_s - m/V_t)/\rho_s$, avec ρ_s la densité du solide (2,65 g/cm³) et m la masse sèche de celui-ci. Chaque échantillon est placé, toujours dans son cylindre, sur une plaque poreuse et est ensuite saturé par le bas. L'expérimentation de drainage proprement dite consiste en la modification régulière, à intervalle d'un jour, de la pression à la base de l'échantillon — en faisant varier la hauteur de la sortie du tube par lequel s'effectue le drainage ou en imposant une pression pneumatique au sommet de l'échantillon. Les pressions successives utilisées (valeur moyenne au centre de l'échantillon) étaient de 3,6 cm, -3,6 cm, -23,6 cm, -43,6 cm, -63,6 cm, -83,6 cm et -203,6 cm. A partir du moment où la pression est modifiée, un drainage se met en place, d'abord rapide puis plus lent, afin que la pression capillaire dans l'échantillon parvienne à l'équilibre avec la pression imposée à la base de la plaque poreuse. Chaque palier de drainage permet d'obtenir un couple (θ, h) , θ étant calculée à partir du volume d'eau drainé cumulé V_d et h correspondant à la pression imposée. La teneur en eau finale θ_f de chaque échantillon est mesurée une fois l'équilibre obtenu pour la dernière pression, qui correspond à la succion la plus forte. On peut ainsi calculer la quantité $V_d/V_t + \theta_f$ qui est une estimation de θ_s qui peut être inférieure à ω à cause de l'air éventuellement piégé dans l'échantillon. Nos échantillons contenant des macropores, dont le volume V_m peut être estimé par le volume drainé lorsque la pression passe de 0 au sommet de l'échantillon à 0 à la base de l'échantillon, une procédure itérative permet d'obtenir une estimation de $\tilde{\omega}$, la porosité de la seule matrice du sol. L'expression évaluée de manière itérative est $\tilde{\omega} = (V_t\omega - V_m + V_m\tilde{\omega})/V_t$, c'est à dire

¹L'expérimentation de drainage devait initialement servir à déterminer les relations $\theta(h)$ et $K(h)$ de la matrice du sol par méthode inverse [Zachman *et al.*, 1981; Kool *et al.*, 1985; Eching *et al.*, 1994]. Cependant, les seules données de drainage se sont révélées insuffisantes pour cela. Le dispositif de drainage a été mis à notre disposition par C. Bielders.

3.2. Caractérisation hydrodynamique du sol

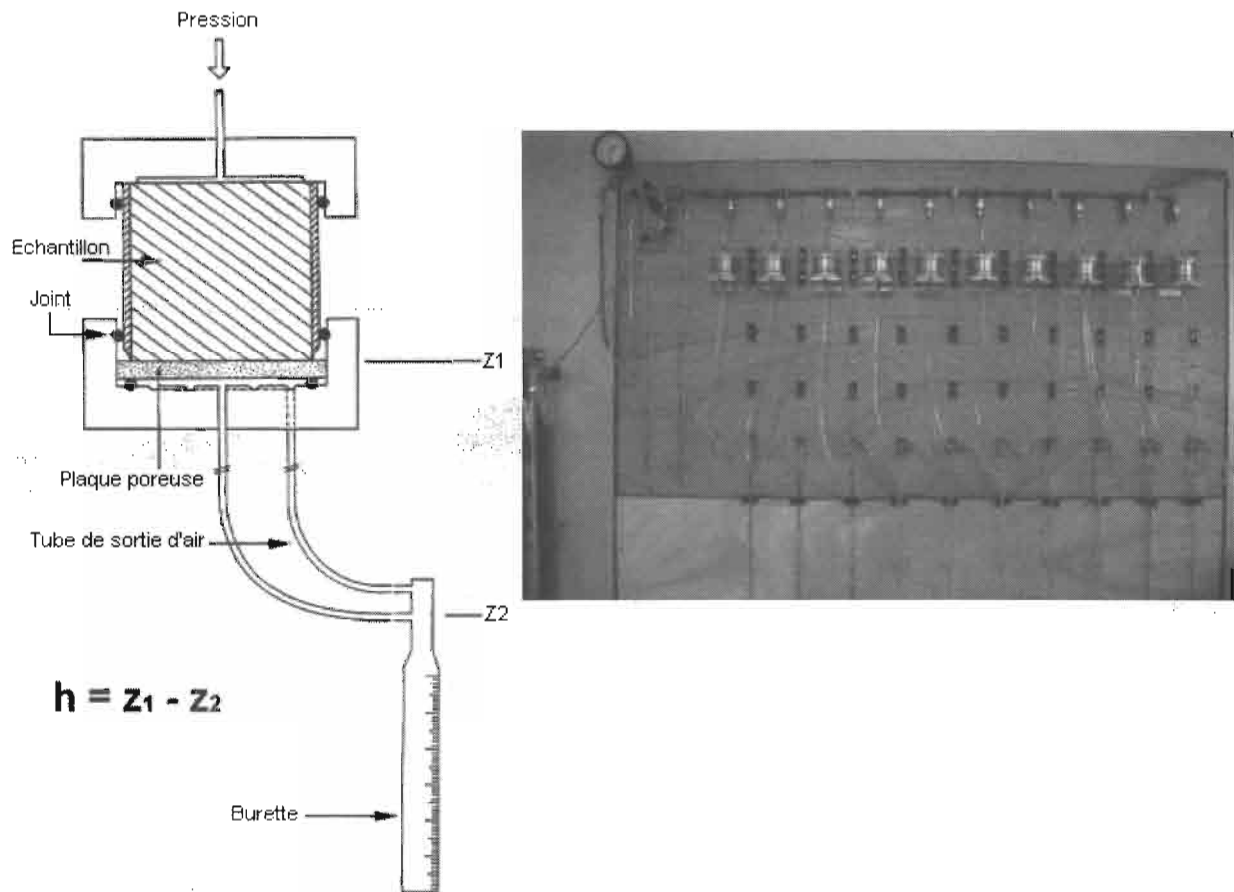


FIGURE 3.5 – Dispositif utilisé pour l'expérience de drainage des sols.

qu'on remplace à chaque itération le volume des macropores par un volume équivalent de la matrice. A chaque étape le résultat donne une nouvelle valeur pour la porosité de la matrice qui peut être réinjectée dans l'expression. Pour initialiser le processus, on pose $\tilde{\omega} = \omega$. Cette procédure itérative converge très rapidement.

L'analyse des résultats des expériences de drainage (Fig. 3.6) a été limitée à six échantillons sur dix pour les raisons suivantes :

- trois des échantillons ont subi un tassement important durant l'expérimentation (-6 mm, -5 mm et -4 mm sur 7,2 cm de haut) et ont été éliminés ;
- un échantillon a également été éliminé car les résultats le concernant étaient très différents des autres, à cause d'une forte teneur en argile liée à sa proximité immédiate de la cuirasse, quasi affleurante à la surface du sol au lieu de prélèvement.

La porosité totale moyenne est de 38,6 % et correspond à la valeur moyenne de la teneur en eau à saturation dans les conditions du laboratoire. La procédure de correction permet

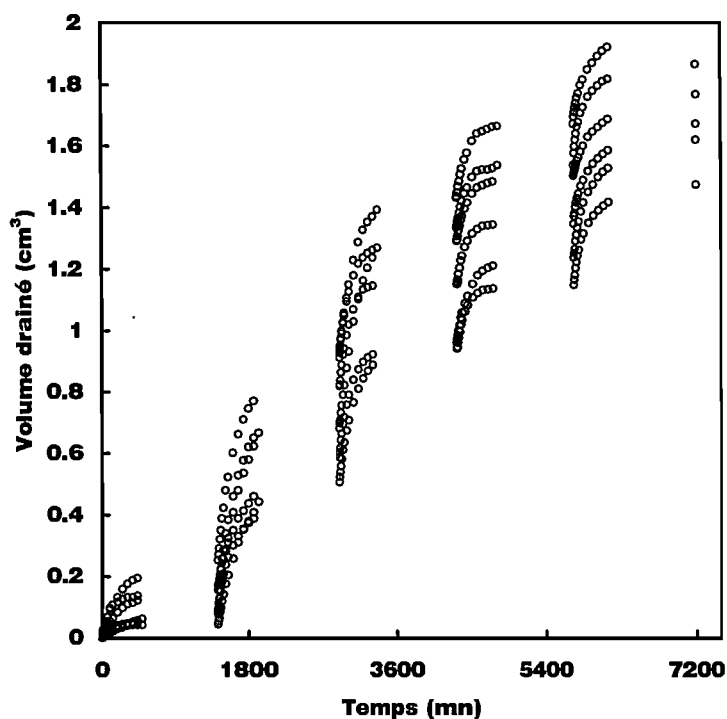


FIGURE 3.6 – Volume drainé cumulé en fonction du temps pour les six échantillons retenus.

d'estimer la porosité moyenne de la matrice à 37,8 %. On considère que la teneur en eau résiduelle θ_r (éq. (3.1)) est égale à la valeur minimale des teneurs en eau mesurées sur le terrain en saison sèche (méthode gravimétrique ou TDR). A quelques exceptions près — pour des échantillons de croûte d'érosion — nous n'avons jamais observé de valeurs de teneur en eau inférieures à 2 %. Les autres paramètres de la courbe de rétention, α et n , peuvent être obtenus par ajustement non linéaire de l'équation (3.1) aux couples (θ, h) résultants de l'expérience de drainage.

La confrontation de cette courbe de rétention avec des données de terrain, issues de mesures conjointes de la teneur en eau et de la pression (microtensiomètres), permet cependant de faire les observations suivantes :

- la teneur en eau à saturation mesurée lors d'essais d'infiltration sous charge sur le terrain n'a jamais dépassé 34 %, en conséquence probablement d'un piégeage d'air ;
- pour une teneur en eau moyenne de $20,6 \pm 1,3$ %, très stable, mesurée après des simulations de pluie, les microtensiomètres n'ont enregistré aucune valeur de pression inférieure à -22 cm, sept valeurs sur quinze étant comprises dans l'intervalle -9 à -13 cm. La courbe de rétention avec les paramètres estimés précédemment donne une valeur de $h = -64$ cm pour $\theta = 20,6$ %, ce qui apparaît peu réaliste compte tenu des observations de terrain.

3.2. Caractérisation hydrodynamique du sol

Les différences constatées entre les résultats obtenus en laboratoire et ceux obtenus sur le terrain peuvent ou pourraient s'expliquer par :

- le fait que la saturation se fasse en régime d'infiltration sur le terrain, favorisant ainsi le piégeage d'air, alors qu'elle se fait en absorption au laboratoire ;
- un phénomène d'hystérésis, très caractéristique des sols à texture grossière, qui impliquerait à teneur en eau égale une succion plus importante en sorption (infiltration sur le terrain) qu'en désorption (drainage au laboratoire).

Kool et Parker [1987] ont proposé une extension de la courbe de rétention de van Genuchten (éq. (3.1)) aux sols à hystérésis. Selon leur analyse, le paramètre n peut être considéré comme constant à cause de la faible hystérésis de $K(\theta)$. La teneur en eau résiduelle est elle aussi constante. En revanche, on a deux valeurs différentes pour α , une en sorption, α_w , et une en désorption, α_d . Pour tenir compte d'un éventuel piégeage d'air, on peut aussi différencier deux valeurs de θ_s avec $\theta_{sw} \leq \theta_{sd}$. Nous avons estimé les paramètres n , α_w et α_d de ce modèle de courbe de rétention avec hystérésis au moyen d'une régression non linéaire en utilisant les couples (θ, h) provenant à la fois du laboratoire et du terrain. Les autres paramètres ont été fixés par les mesures. Le modèle de courbe de rétention avec hystérésis et piégeage d'air permet de lever l'apparente contradiction entre les différents types de mesures des couples (θ, h) . Les valeurs des différents paramètres de la courbe de rétention pour la matrice du sol sont données dans le tableau récapitulatif des propriétés hydrodynamiques du sol étudié (Tab. 3.1, page 36) et la figure 3.7 permet de visualiser la courbe de rétention. On notera que cette courbe est surtout valable à proximité de la saturation, où elle est mieux définie.

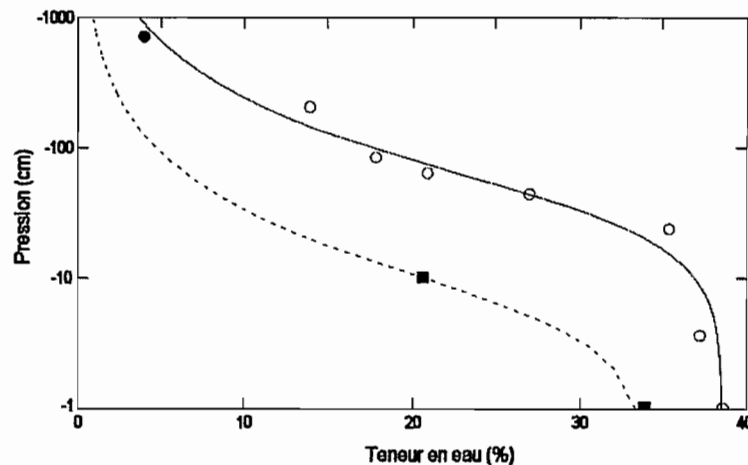


FIGURE 3.7 – Courbe de rétention. Les cercles représentent les mesures en drainage, les carrés les mesures en infiltration et les symboles pleins les mesures in situ.

Relation $K(h)$

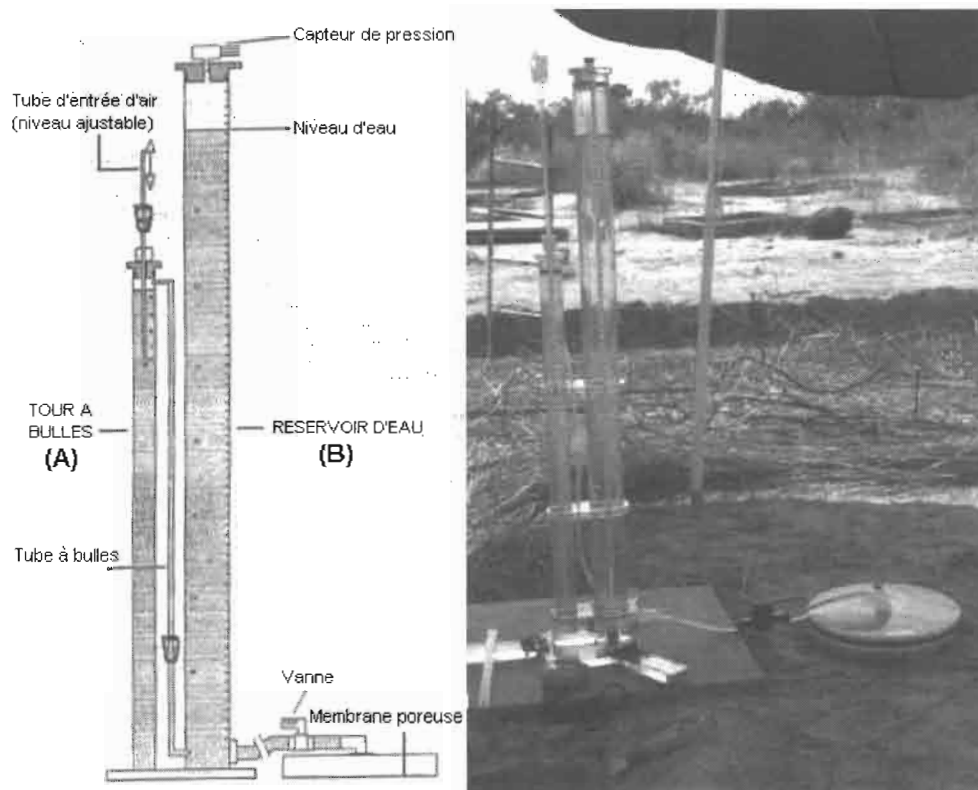


FIGURE 3.8 – Dispositif de mesure de l'infiltration sous tension contrôlée.

La relation $K(h)$ de la matrice du sol a été déterminée grâce à des mesures d'infiltration sous tension contrôlée [Ankeny *et al.*, 1988] effectuées in situ, sur deux placettes dont la croûte avait été préalablement enlevée. Le contact entre le sol et l'infiltromètre (Soil Measurement Systems, Fig. 3.8) est assuré par un disque, dont la base est constituée d'une membrane perméable, de rayon $R=10$ cm. Une couche de sable fin est ajoutée entre le sol et le disque afin d'obtenir un contact parfait, le sol n'étant jamais parfaitement plan. La pression h de l'eau au contact du sol est contrôlée par le niveau d'entrée d'air dans le réservoir A, le flux d'infiltration étant mesuré par la baisse du niveau d'eau dans le réservoir B. Un capteur de pression relié à une centrale d'acquisition (CR10) permet d'enregistrer automatiquement l'évolution du niveau d'eau dans le réservoir B par la mesure de la pression de l'air au dessus de la surface du liquide. Ce système a bien fonctionné au laboratoire, mais a dû être abandonné au profit d'une lecture manuelle du niveau d'eau sur le terrain à cause de la température extérieure trop élevée. Chaque mesure d'infiltration doit être poursuivie jusqu'à obtention d'un débit d'infiltration stable.

L'équation de Wooding [1968] pour le flux d'infiltration tri-dimensionnel Q , en régime

3.2. Caractérisation hydrodynamique du sol

permanent, à travers une source de rayon R dans un sol homogène, s'écrit :

$$Q = \pi R^2 K(h) \left(1 + \frac{4}{\pi r c} \right) \quad (3.2)$$

où c est un coefficient ayant la dimension de l'inverse d'une longueur et dont la valeur est liée à la texture du sol ; combinée à l'équation de Gardner [1958] pour $K(h)$:

$$K(h) = K_s \cdot \exp(ch) \quad (3.3)$$

elle permet d'obtenir une expression du flux d'infiltration en régime permanent Q en fonction de h et des paramètres K_s et c de la relation $K(h)$:

$$Q = \pi R^2 K_s \cdot \exp(ch) \left(1 + \frac{4}{\pi r c} \right) \quad (3.4)$$

Un minimum de deux mesures d'infiltration, avec des valeurs de h différentes, permet de déterminer K_s et c .

Deux mesures d'infiltration ont été réalisées sur la première placette, à $h=-3$ et -10 cm, trois mesures étant réalisées sur la seconde, à $h=0$, -3 et -10 cm. Les valeurs moyennes (et les intervalles de confiance à 95 %) de K_s et de c ainsi obtenues sont de 135 ± 31 mm/h et $0,157 \pm 0,046$ cm⁻¹. Elles permettent de définir $K(h)$ au moins à proximité de la saturation.

3.2.2 Caractérisation de la croûte

Vandervaere *et al.* [1997] ont utilisé un infiltromètre à tension contrôlée pour estimer la conductivité hydraulique de croûtes de surface en milieu sahélien. Leur approche a consisté à utiliser une solution en régime transitoire au problème de l'infiltration tri-dimensionnelle axisymétrique [Smettem *et al.*, 1994; Haverkamp *et al.*, 1994; Smettem *et al.*, 1995], de manière à considérer seulement le court intervalle de temps où l'infiltration est limitée à l'épaisseur de la croûte. Un microtensiomètre placé sous la croûte permettait de savoir quand le front d'humectation pénétrait le sol sous-jacent. Cependant, leur analyse est limitée au cas de croûtes dont l'épaisseur, même si elle est faible, est de l'ordre du centimètre au minimum, ce qui, compte tenu de la faible vitesse d'infiltration dans la croûte, permet de suivre l'évolution du flux d'infiltration dans la croûte pendant quelques minutes.

Dans le cas des croûtes d'érosion, dont l'épaisseur est de quelques dixièmes de millimètre au maximum, cette approche est inutilisable. Il est cependant possible d'obtenir une caractérisation hydrodynamique d'une telle croûte en ne considérant pas explicitement son épaisseur, et en considérant — ce qui est raisonnable pour une très faible épaisseur — que la croûte est instantanément saturée. Selon la loi de Darcy, le flux d'eau q à travers la croûte est dans ce cas :

$$q = -K_c \frac{h_{sc} - e - h_0}{e} \quad (3.5)$$

où K_c est la conductivité hydraulique de la croûte, h_{sc} est la pression à l'interface sol–croûte, e est l'épaisseur de la croûte et h_0 est la pression à la surface du sol. Compte tenu de la faible épaisseur de la croûte par rapport à h_0 et surtout h_{sc} on peut négliger e au numérateur et considérer le rapport K_c/e comme une caractéristique hydrodynamique de la croûte, son impédance imp . On obtient alors :

$$q = -imp \cdot (h_{sc} - h_0) \quad (3.6)$$

Cette approche a été testée numériquement et donne des résultats très similaires à celle qui consiste à modéliser la croûte comme une première couche du sol, avec ses propriétés spécifiques de rétention et de conductivité [Aboujaoudé *et al.*, 1991]. Les simulations numériques de l'infiltration en présence d'une croûte permettent également de constater que la vitesse d'infiltration n'évolue que lentement dans le temps [Aboujaoudé *et al.*, 1991], ce qui a des conséquences intéressantes pour une caractérisation in situ de l'impédance d'une croûte à partir de données de durée de pluie et de ruissellement.

Si la croûte de surface est très limitante, comme c'est le cas pour une croûte d'érosion, la vitesse d'infiltration est très faible et pratiquement toujours inférieure à l'intensité de la pluie. On a donc approximativement $I = d \cdot q$, avec I le volume infiltré et d la durée de la pluie, si q est considéré comme plus ou moins constant. Une régression linéaire de I en fonction de d permet alors d'obtenir q . Si l'on considère que $h_0 \approx 0$ on a $q = -imp \cdot h_{sc}$. Le flux à travers la croûte doit être égal au flux dans le sol sous-jacent, qui pour un flux plus ou moins constant tend vers $K(h_{sc})$. En effet, en présence d'une croûte, la pression h_{sc} dans le sol est toujours inférieure à 0 [Touma, 1992]. La connaissance de $K(h)$ du sol sous-jacent permet donc en posant $q = K(h_{sc})$ de déterminer h_{sc} et donc $imp = -(q/h_{sc})$. La méthode est approximative, mais dans le cas d'une croûte de très faible épaisseur et à très faible conductivité hydraulique, comme c'est le cas pour une croûte d'érosion, elle peut permettre de caractériser une croûte sous la forme de son impédance ou de sa résistance $1/imp$.

La figure 3.9 montre la relation entre lame infiltrée et durée de la pluie obtenue sur notre site de Banizoumbou à partir de quatre années de mesure du ruissellement sur six parcelles de 1 m² dont la surface du sol est encroûtée. Une régression linéaire permet d'estimer q à 2,8 mm/h. En posant $q = K(h_{sc})$ on trouve $h_{sc} = -24,5$ cm, et $-(q/h_{sc})$ donne $imp = 0,012$ h⁻¹ ou une résistance hydraulique de 86,8 h. Ces dernières valeurs indiquent une très forte limitation de l'infiltration. Elles sont du même ordre de grandeur que celles trouvées par Vandervaere *et al.* [1997], à proximité de notre site d'étude et sur un sable limono-argileux. Cependant, la résistance de la croûte est plus forte dans notre cas, ce qui peut s'expliquer par la nature des croûtes considérées : croûte d'érosion dans notre cas, croûtes structurales et sédimentaires moins limitantes dans leur cas.

3.2. Caractérisation hydrodynamique du sol

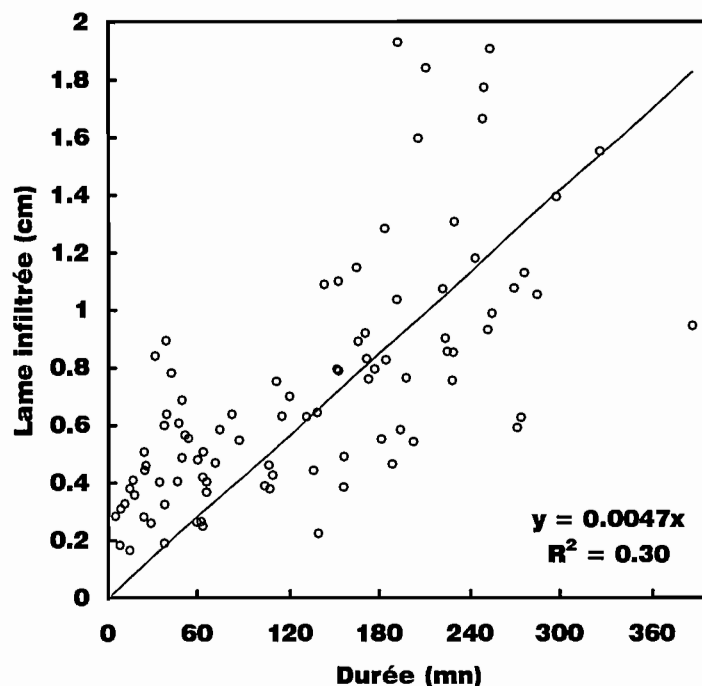


FIGURE 3.9 – Relation entre la durée de la pluie (seuls les épisodes pluvieux de plus de 20 mm sont considérés) et la lame infiltrée sur des croûtes d'érosion. Les observations sont issues de mesures de ruissellement sous pluies naturelles pendant quatre ans sur six parcelles de 1 m². Les valeurs de la lame infiltrée sont les moyennes des six parcelles pour chaque événement pluvieux.

3.2.3 Synthèse

Le tableau 3.1, page 36, permet de synthétiser les résultats de la caractérisation hydrodynamique du sol et de la croûte.

Nous avons utilisé les résultats de cette caractérisation hydrodynamique pour réaliser quelques simulations numériques et vérifier si les résultats de ces simulations étaient cohérents avec les observations suivantes :

- sous une pluie simulée d'une intensité de 25 mm/h s'infiltrant en quasi totalité, la teneur en eau se stabilise à $20,6 \pm 1,3$ % en moyenne, la pression correspondante dans le sol, mesurée avec des microtensiomètres, variant dans sept cas sur quinze entre -9 et -13 cm ;
- ni lors de mesures d'infiltration sous charge sur des zones de sol encroûté, ni lors du suivi de la teneur en eau sur des parcelles encroûtées durant la saison des pluies, nous n'avons observé de teneur en eau supérieure à 18 %, celles-ci étant très majoritairement inférieures à 16 %.

TABLEAU 3.1 – Valeurs de la porosité, des paramètres de $\theta(h)$ et $K(h)$ et de l'impédance de la croûte pour le sol étudié.

ω (%)	38,6
$\tilde{\omega}$ (%)	37,8
θ_{sd} (%)	37,8
θ_{sw} (%)	34
θ_r (%)	2
α_d (cm ⁻¹)	-0,022
α_w (cm ⁻¹)	-0,124
n (-)	1,78
K_s (mm/h)	135
c (cm ⁻¹)	0,157
imp (mn ⁻¹)	$1,92 \cdot 10^{-4}$

Les résultats, en terme de profils de teneur en eau correspondant à ces deux situations, sont présentés dans la figure 3.10. Dans le cas d'une infiltration sous pluie de 25 mm/h sur le sol non encroûté (Fig. 3.10a), la teneur en eau finale près de la surface est de 22,8 %, ce qui est proche de la valeur observée de 20,6 %. La pression d'équilibre h , que l'on peut obtenir analytiquement en posant $K(h)=25$ mm/h, est de -11 cm, ce qui correspond bien également à la valeur observée. Dans le cas de l'infiltration avec croûte (Fig. 3.10b), la teneur en eau finale est de 14,7 %, ce qui est proche aussi des valeurs observées, la plupart du temps inférieures à 16 %. Il semble donc que la caractérisation hydrodynamique proposée, pour le sol et la croûte, permette une simulation assez réaliste de l'infiltration dans le sol considéré. Les bons résultats obtenus, alors que l'investissement dans la caractérisation hydrodynamique du sol n'a pas été très important, sont à mettre en rapport avec l'extrême homogénéité de ce sol sableux, tant latérale que verticale, et avec la simplicité du système sol–croûte qui constitue presque un cas d'école pour l'approche de type impédance de l'infiltration à travers une croûte.

3.3 Description et caractérisation des macropores créés par les termites

La principale activité des termites susceptible d'exercer une influence sur le ruissellement et l'infiltration de l'eau est la création de galeries souterraines connectées à la surface du sol. Les nids épigés que construit par exemple *Macrotermes subhyalinus* favorisent probablement le ruissellement et l'érosion [Janeau et Valentin, 1987], mais ils ne couvrent qu'une proportion faible de la surface du sol et n'ont de ce fait qu'une influence très locale. La remontée de matériaux de la profondeur vers la surface du sol peut être importante — de l'ordre de 2 kg par m² et par an dans notre cas d'étude — mais elle est peu significative

3.3. Description et caractérisation des macropores créés par les termites

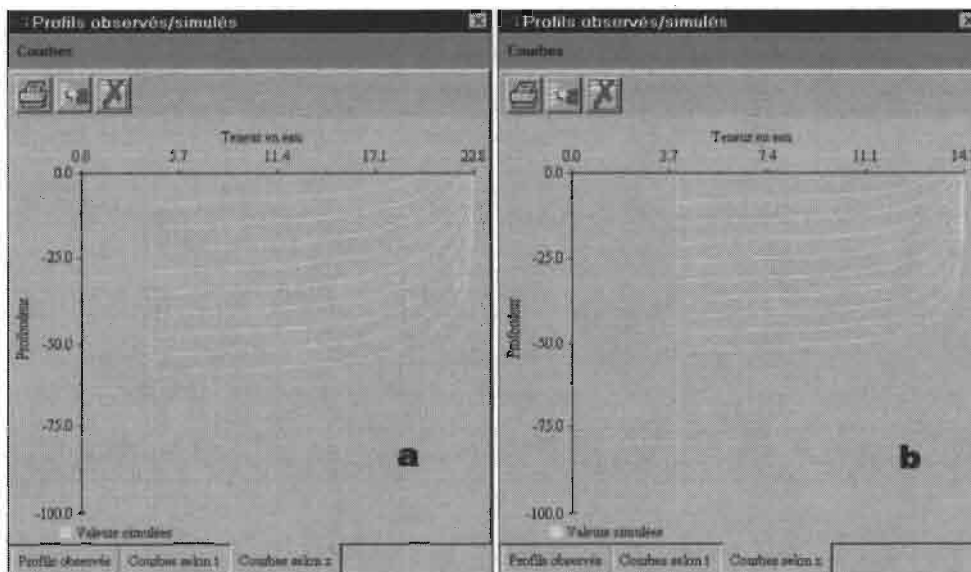


FIGURE 3.10 – Evolution du profil de teneur en eau pendant une simulation de l’infiltration (logiciel ECOUL [Perrier *et al.*, 1997], résolution numérique de l’équation de Richards 1D). a) sol sans croûte, intensité de pluie de 25 mm/h. b) sol encroûté, infiltration sous charge constante de 1 cm. Dans les deux cas la teneur en eau initiale est de 4 %

d’un point de vue hydrologique. Ces matériaux sont en revanche très rapidement mobilisés et entraînés par l’eau de ruissellement.

Nous nous proposons tout d’abord de décrire le réseau de galeries des deux principales espèces de termites présentes sur le site d’étude. Nous présenterons ensuite une méthode d’estimation et de suivi de la densité d’orifices de galeries à la surface du sol. Nous tenterons enfin de caractériser la distribution des diamètres de ces orifices, ainsi que leur capacité d’infiltration potentielle individuelle, qui dépend des caractéristiques géométriques de l’orifice et des caractéristiques géométriques et hydrodynamiques de la partie du réseau connectée à l’orifice.

3.3.1 Description du réseau de galeries

Afin que les galeries de termites soient facilement observables et puissent être photographiées, nous avons introduit par les orifices de celles-ci de l’eau colorée au bleu de méthylène. Le bleu de méthylène pénètre dans la macroporosité (diamètre supérieur à 1–2 mm), mais pas dans la matrice du sol. Seules les parois des galeries sont ainsi colorées, ce qui permet de visualiser très nettement le réseau de galeries une fois que celui-ci est mis au jour.

On trouve peu de galeries verticales pénétrant profondément dans le sol. Les galeries observées en profondeur ont une taille réduite au minimum — permettant le passage d’un

seul termite — et elles sont en général déconnectées de la surface comme en ont attesté nos tentatives d’infiltration d’eau colorée au bleu de méthylène : l’eau n’a jamais pénétré — par l’intermédiaire de galeries — plus profond qu’une vingtaine de centimètres environ. On a pu constater lors d’observations dans des fosses pédologiques que ces galeries sont parfois colmatées volontairement par les termites au moyen d’un bouchon argileux.



FIGURE 3.11 – Vue en plan d’une petite partie d’un réseau de galeries : (a) *Macrotermes subhyalinus*, écorché avec quelques centimètres de sol enlevé ; (b) *Odontotermes sp.*, écorché avec quelques millimètres de sol enlevé. Les galeries ont été colorées par infiltration d’eau contenant du bleu de méthylène, la règle fait 20 cm de long.

Le réseau latéral développé sous la surface du sol diffère sensiblement entre les deux espèces de termites présentes sur le site d’étude, du point de vue de la taille des galeries et de leur profondeur notamment. Dans le cas de *Macrotermes subhyalinus* (Fig. 3.11(a)) les galeries sont situées entre 5 et 15 cm de profondeur environ. La largeur de ces galeries horizontales est en moyenne de l’ordre de 1,5 cm, leur hauteur de 0,8 cm. Les galeries horizontales sont connectées à la surface du sol par des puits de récolte de section grossièrement circulaires, et d’un diamètre moyen de l’ordre de 0,8 à 1 cm. Dans le cas de *Odontotermes sp.* (Fig. 3.11(b)) les galeries horizontales se situent immédiatement sous la surface du sol, sous la croûte, à quelques millimètres de profondeur. Leur diamètre, ainsi que celui des orifices localisés à la surface du sol, est de l’ordre de 0,4 cm en moyenne.

Le fait que le développement horizontal des galeries de *Odontotermes sp.* se fasse à quelques millimètres de profondeur seulement sous la surface du sol a une conséquence importante lorsque le sol est encroûté. Dans ce cas, la croûte est en effet fragilisée le long des axes du réseau, et peut être détruite sur des surfaces plus grandes (quelques cm²) que la surface des orifices seuls (≈ 1 cm²), le long des galeries, aux endroits où celles-ci se rapprochent le plus de la surface.

Malgré les différences de taille et de profondeur des galeries, il est remarquable que la structure du réseau soit si peu différente pour les deux espèces de termites considérées. Cette similarité est probablement associée aux exigences de l’activité de récolte, qui sont

3.3. Description et caractérisation des macropores créés par les termites

les mêmes dans les deux cas :

- la nécessité de parcourir un large territoire — jusqu'à plusieurs milliers de m² — implique un fort développement latéral du réseau ;
- le fait que les sources de nourriture se trouvent à la surface du sol favorise un réseau peu profond, proche de la surface, et la création de « puits de récolte », galeries verticales permettant de connecter le réseau souterrain à la surface du sol.

3.3.2 Méthode d'estimation et de suivi de la densité de macropores en surface



FIGURE 3.12 – Orifices de récolte de *Macrotermes subhyalinus* (à gauche) et *Odontotermes sp.* (à droite).

Les orifices de récolte localisés à la surface du sol (Fig. 3.12) permettent l'entrée d'eau dans les galeries. Ce sont donc eux, par leur nombre, leur position et leur taille qui conditionnent en premier lieu l'influence que peuvent avoir les termites sur l'infiltration.

L'estimation du nombre ou de la densité de macropores, ainsi que l'estimation de leur position, est délicate car les orifices de galeries ne sont la plupart du temps pas visibles. En effet, afin de se protéger de la lumière — sans doute aussi des prédateurs, en particulier des fourmis — les termites construisent durant leur activité de récolte des placages constitués de matériaux sablo-argileux, qui recouvrent le sol et les sources de nourriture, et ainsi les orifices de galeries sans les colmater. Ces placages sont évacués par l'eau de ruissellement durant les pluies, sans que cela entraîne en général de conséquences sur la fonctionnalité des orifices. Nous avons pu constater lors d'un épisode pluvieux de 19 mm en 1997, dans le cas de *Macrotermes subhyalinus* (Fig. 3.13); que : (i) les macropores étaient encore bien visibles après la pluie ; (ii) la plupart des macropores étaient fonctionnels, comme en ont attesté des essais d'infiltration d'eau dans chaque macropore visible. Il semblerait que seule une pluie très importante tombant sur une surface de sol abondamment couverte de placages

de nature plutôt argileuse puisse aboutir au colmatage des orifices — un cas de ce type ayant été observé en 1996.

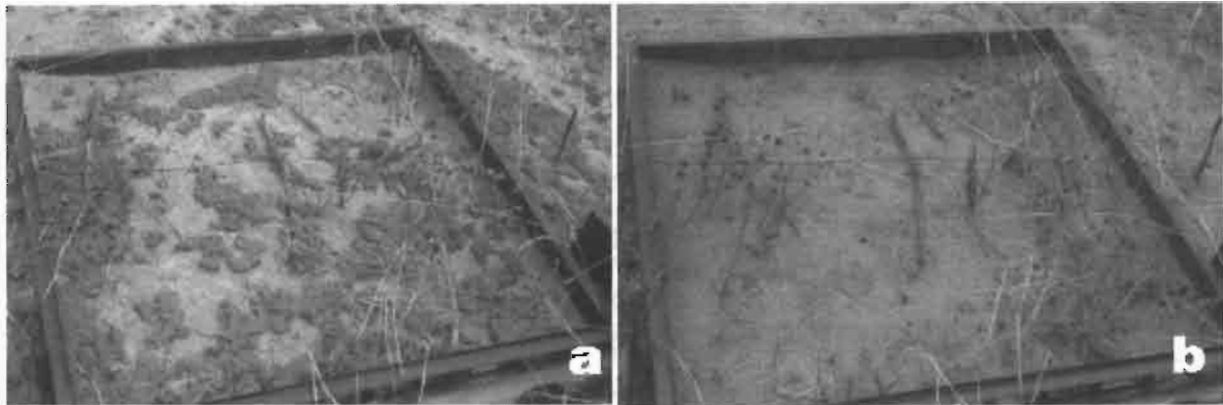


FIGURE 3.13 – Disparition des placages de *Macrotermes subhyalinus* suite à un épisode pluvieux de 19 mm et mise au jour des orifices de galeries. a) avant la pluie. b) après la pluie.

Même après une pluie, les orifices de galeries restent peu visibles lorsque la surface du sol est paillée ou colonisée par de la végétation, pour ne citer que des cas auxquels nous avons été confrontés. Mais si les trous sont souvent peu visibles, les placages sont en revanche un excellent indicateur de l'activité des termites et permettent en outre d'en déterminer l'espèce : la taille des agrégats constituant les placages est plus grande pour *Macrotermes subhyalinus* que pour *Odontotermes sp.* et leur couleur pour *Macrotermes subhyalinus* tend vers le rouge à cause d'une plus faible teneur en matière organique. Il semblait donc tout à fait intéressant de pouvoir établir un lien entre la position des placages et la position des trous et entre la surface couverte par les placages et le nombre de trous.

La relation entre la position des placages et celle des trous est assez directe : là où il y a des placages, il y a des trous. Seule subsiste une incertitude de quelques centimètres sur la position exacte des trous, et l'incertitude sur le nombre de trous. La relation entre la surface de placage et le nombre de trous correspondant a été étudiée pour chacune des deux espèces de termites (14 couples de mesures pour *Odontotermes sp.* et 13 couples de mesures pour *Macrotermes subhyalinus*), en comptant le nombre de trous associé à diverses surfaces de placages (de 5 à 70 dm²/m²). L'aire couverte par les placages a été estimée à l'aide d'un dispositif de type points-quadrats, une grille de 100 points au niveau desquels on note la présence ou l'absence de placages.

La relation entre la surface couverte par les placages et le nombre de trous apparaît dans la figure 3.14. La relation est linéaire et permet d'estimer le nombre de trous connaissant la surface de placages. Il est surprenant que cette relation soit tout à fait similaire pour les deux espèces de termites, ce n'est pas le cas par exemple si l'on considère la relation entre surface de placage et masse de placage. Elle résulte en un nombre moyen de $123 \pm 9,8$

3.3. Description et caractérisation des macropores créés par les termites

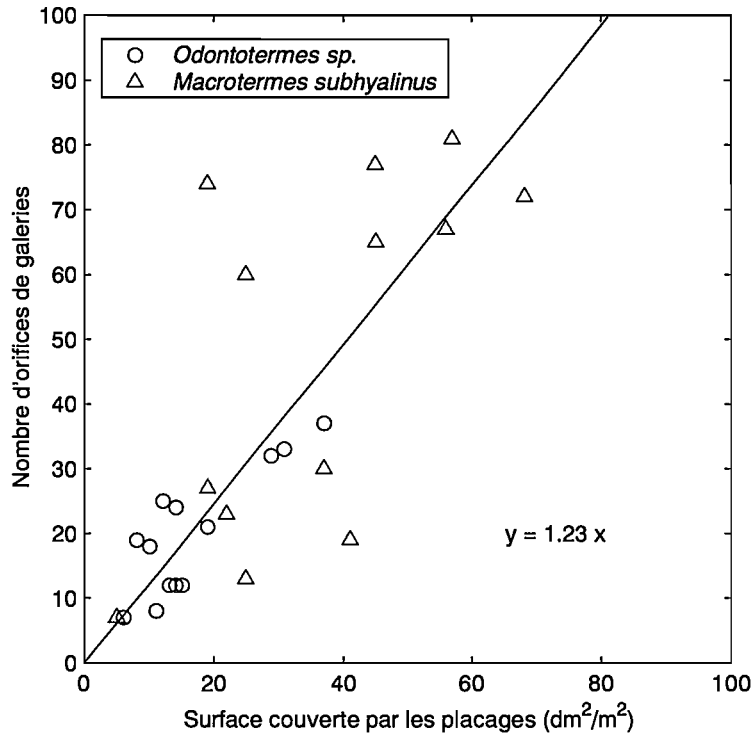


FIGURE 3.14 – Relation entre la surface couverte par les placages et le nombre d'orifices de galeries.

trous par m² de placage, l'intervalle de confiance à 95 % étant 103–143. Nous utiliserons très souvent cette relation pour estimer le nombre d'orifices de galeries connaissant la surface de placages. De plus, il est possible de considérer que la présence de placage sur un point de la grille d'échantillonnage utilisée pour estimer la surface de placage implique la présence de 1,2 trous en moyenne à proximité du point considéré, soit 1 trou dans 4 cas sur 5 et 2 trous dans 1 cas sur 5. Par ce moyen et en conservant les coordonnées des points d'échantillonnage, on peut obtenir une spatialisation des orifices de galeries, avec une incertitude sur la position exacte de chaque orifice de l'ordre de ± 5 cm.

La figure 3.14 permet d'avoir une idée de la gamme de variabilité de la densité de trous dans le contexte d'étude : de 0 à plus de 80/m². L'évolution temporelle et la variabilité spatiale de la densité de trous feront l'objet d'une étude plus approfondie dans le prochain chapitre, et seront mises en rapport avec l'évolution et la variabilité du ruissellement et de l'infiltration. La distribution spatiale des orifices de termites n'a pas fait l'objet d'une étude spécifique, mais elle est probablement surdispersée.

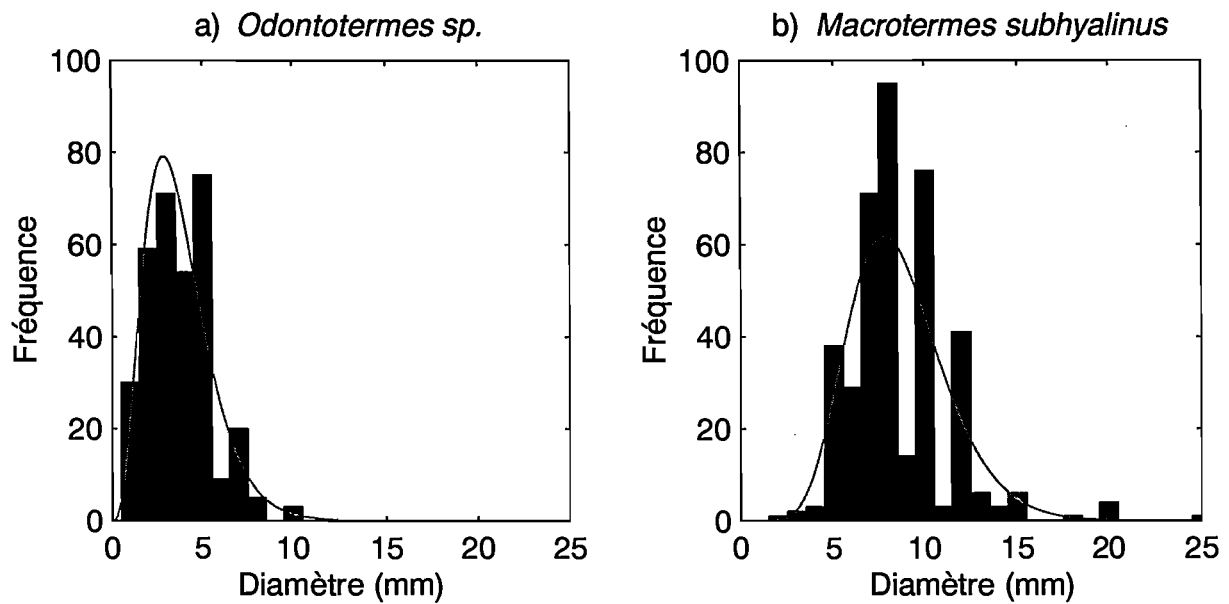


FIGURE 3.15 – Distribution des diamètres des orifices de galeries et loi gamma ajustée à cette distribution (courbe continue). a) *Odontotermes sp.* b) *Macrotermes subhyalinus*.

3.3.3 Taille des orifices de galeries et des zones où la croûte est détruite

La taille des orifices de galeries dépend de l'espèce de termite considérée. Nous avons mesuré à la règle le diamètre de 326 orifices pour *Odontotermes sp.* et de 394 orifices pour *Macrotermes subhyalinus*. Les distributions de diamètres obtenues pour chacune des deux espèces sont présentées dans la figure 3.15. Ces distributions de diamètres sont bien décrites par la loi gamma qui a l'avantage, par rapport à la loi normale, d'être bornée à 0 et d'autoriser une éventuelle dissymétrie de la distribution. Le diamètre moyen est plus élevé pour *Macrotermes subhyalinus* que pour *Odontotermes sp.* : $8,6 \pm 2,7$ mm contre $3,7 \pm 1,8$ mm. Les intervalles inter-quartiles sont respectivement de 7–10 mm et 2–5 mm. Il est intéressant de noter que les deux espèces de termites sont rarement observées sur les même parcelles, et que ces deux distributions de diamètres sont donc exclusives.

Si l'on s'intéresse à la surface de croûte détruite lors de la création des orifices de galeries, on peut considérer la plupart du temps qu'il y a correspondance entre la surface de l'orifice et la surface de croûte détruite. Cependant, nous avons vu que dans le cas de *Odontotermes sp.* la croûte pouvait également être détruite le long des axes du réseau lorsque les galeries sont très proches de la surface du sol. Une estimation de la surface de croûte pouvant être détruite tenant compte de ce phénomène ne peut être uniquement basée sur la distribution de diamètres des orifices. On peut obtenir des informations complémentaires à partir d'une coloration des galeries, suivie d'un décapage de la surface du sol sur quelques millimètres. Les taches colorées permettent alors de visualiser les tronçons de galeries les plus proches

3.3. Description et caractérisation des macropores créés par les termites

de la surface, qui correspondent aux zones où la croûte est la plus fragile. Un traitement de l'image correspondante (logiciel *ImageTool* [UTHSCSA, 1997]) permet d'extraire chaque zone colorée et d'en déterminer les principales caractéristiques : surface, longueur des axes principaux, orientation par exemple.

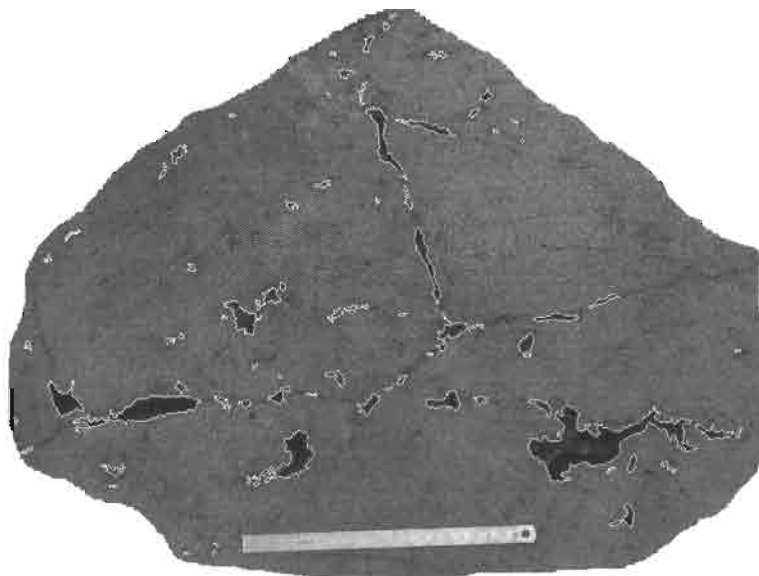


FIGURE 3.16 – Tronçons de galeries de *Odontotermes sp.* localisés immédiatement sous la croûte de surface, extraits à l'aide du programme d'analyse d'image *ImageTool* à partir des zones visibles colorées au bleu de méthylène.

Une photographie prise après la coloration d'une partie d'un réseau de galeries de *Odontotermes sp.* et le décapage de la croûte de surface, nous a permis d'effectuer ce travail d'analyse d'image sur un exemple. La surface de placages correspondant à la zone observée était de 700 cm^2 selon l'estimation basée sur le dispositif points-quadrats. Le résultat de l'extraction des zones colorées correspondant aux tronçons de galeries localisés immédiatement sous la croûte de surface apparaît dans la figure 3.16. On dénombre 88 objets, dont l'aire peut aller jusqu'à $24,3 \text{ cm}^2$, la longueur du plus grand axe jusqu'à 12,4 cm. On estime ainsi, en moyenne et par dm^2 de placages, à 12 ou 13 le nombre de zones où la croûte de surface est détruite, contre 1 à 2 orifices de récolte seulement. La figure 3.17 permet de visualiser la distribution de la taille des objets identifiés, représentée par le diamètre de Feret, c'est à dire le diamètre du cercle ayant la même surface que l'objet considéré. Cette distribution est dissymétrique, avec beaucoup de petits objets — dont la taille correspond à celle des orifices de galeries — et quelques grands, qui correspondent aux zones où les galeries affleurent à la surface du sol. Le diamètre moyen est de $8,4 \pm 5,5 \text{ mm}$. La surface totale des tronçons de galeries localisés immédiatement sous la croûte de surface est de 89 cm^2 , soit $12,7 \text{ cm}^2$ par dm^2 de placages. Si la croûte était détruite partout où les galeries affleurent à la surface du sol, et non uniquement à l'emplacement des orifices, l'aire des zones de croûte détruite serait multipliée par un facteur voisin de 100, ce qui est loin d'être

négligeable.

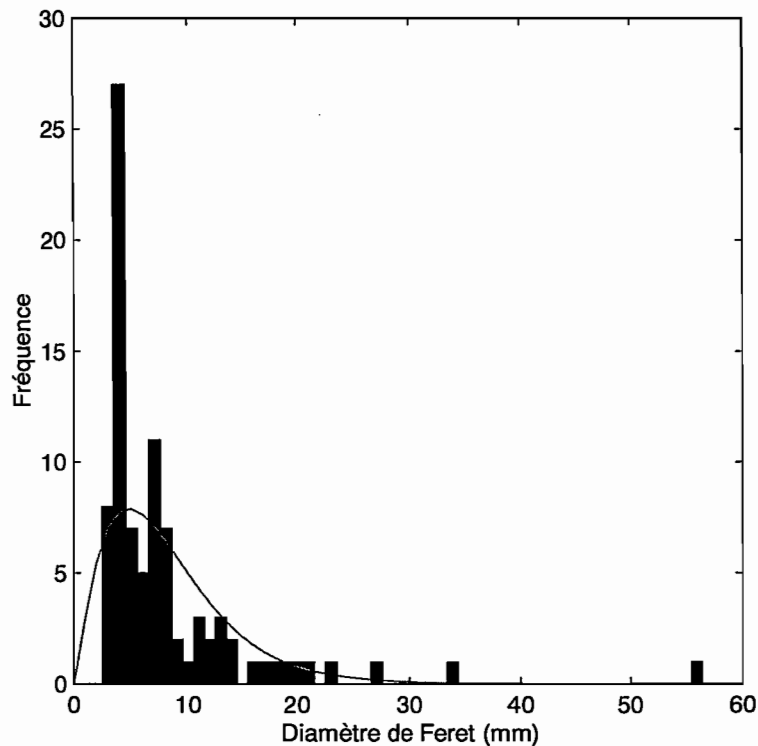


FIGURE 3.17 – Distribution de la taille (diamètre de Feret) des zones où la croûte est détruite pour *Odontotermes sp.* et loi gamma ajustée à cette distribution (courbe continue).

3.3.4 Capacité d'infiltration potentielle des macropores

La capacité d'infiltration potentielle d'un orifice de galerie dépend des caractéristiques géométriques de celui-ci — de son diamètre essentiellement — et des caractéristiques géométriques et hydrodynamiques de la galerie, de ses parois. Nous n'avons jamais observé de revêtement sur les parois des galeries, ni de tassement de ces parois. Des essais d'infiltration d'eau à travers les parois, en essayant de maintenir une tache saturée de 1 cm^2 environ à l'aide d'une seringue, semblent indiquer que l'infiltration se fait à la même vitesse que dans la matrice du sol. Ce sont donc les propriétés hydrodynamiques de la matrice sableuse du sol qui conditionnent l'absorption de l'eau à travers les parois des galeries. Nous allons dans cette section essayer de quantifier la capacité d'infiltration potentielle — ou maximale — des orifices de galeries de termites, et de les mettre en rapport avec la taille de l'orifice, les propriétés géométriques internes des galeries étant en général inconnues et quasi inaccessibles.

Le dispositif que nous avons utilisé pour mesurer le flux d'infiltration maximal dans un orifice de galerie quelconque est très simple (Fig. 3.18). Il est constitué d'un cylindre

3.3. Description et caractérisation des macropores créés par les termites



FIGURE 3.18 – Dispositif expérimental pour la mesure du flux d'infiltration maximal dans un orifice de galerie.

métallique de 5 cm de diamètre dont la base est enfoncée de quelques millimètres dans le sol, l'orifice de la galerie se trouvant au centre. Une charge de 1 à 2 cm d'eau est maintenue dans le cylindre au moyen d'un « vase de Mariotte » qui sert également de réservoir d'alimentation en eau. Le réservoir est gradué et on lit à intervalles de temps rapprochés le niveau d'eau dans le réservoir, ce qui permet d'obtenir le débit. Ce débit devient rapidement plus ou moins constant, en raison du caractère tri-dimensionnel de l'écoulement. Le débit maximum que peut délivrer le conduit d'alimentation est limité par son diamètre et surtout par le fait qu'il doit aussi permettre l'entrée d'air dans le réservoir. Ce débit maximum est de $10,9 \text{ cm}^3/\text{s}$. Le débit mesuré correspond à la somme du flux pénétrant dans le sol par l'orifice de la galerie et du flux pénétrant dans le sol à travers la surface de l'ordre de 18 cm^2 entourant l'orifice. Cette dernière composante du flux a été estimée à partir de huit mesures effectuées alors qu'aucun orifice n'était présent. On trouve une valeur relativement constante qui vaut en moyenne $0,20 \text{ cm}^3/\text{s}$ — la gamme des valeurs observées étant $0,04\text{--}0,34 \text{ cm}^3/\text{s}$. Ce flux correspond à un flux à travers la croûte de surface, celle-ci étant cependant brisée sur les cotés du cylindre. Lorsque la croûte est totalement éliminée, c'est à dire pour des mesures effectuées directement dans la matrice du sol, on obtient une valeur moyenne sur quatre essais en des endroits différents de $0,51 \text{ cm}^3/\text{s}$, les valeurs obtenues variant entre $0,48$ et $0,54 \text{ cm}^3/\text{s}$. On remarque que la variabilité des mesures est

extraordinairement faible dans ce cas, surtout si l'on considère qu'il s'agit d'une mesure très locale.

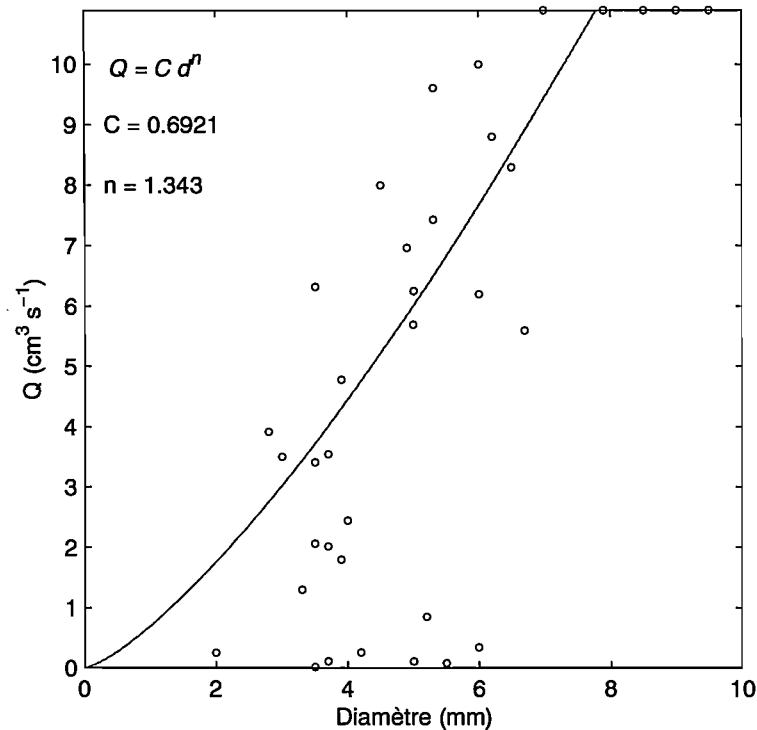


FIGURE 3.19 – Flux d'infiltration maximal mesuré pour des orifices de galeries de taille variable et ajustement d'une loi puissance (courbe continue).

Les résultats de 36 mesures d'infiltration pour des orifices de galeries de diamètre variable sont présentés dans la figure 3.19, les deux principales espèces de termites n'étant pas différenciées autrement que par la taille des trous.

- Le premier point important des résultats présentés sur cette figure est l'importance des débits qui peuvent être supportés par les macropores de termites. Un débit de $8,3 \text{ cm}^3/\text{s}$ correspond au débit généré par une pluie de 30 mm/h sur une surface imperméable de 1 m^2 . Un seul orifice de 6 mm de diamètre peut potentiellement absorber un tel flux.
- Il semble exister une relation entre la taille de l'orifice et le flux d'infiltration maximal, que nous avons choisi de représenter par une loi puissance. Cela veut dire que les variations des caractéristiques internes des galeries, comme leur longueur en particulier, n'ont probablement pas une influence significative. Le diamètre de l'orifice est souvent plus petit que le diamètre interne de la galerie, il peut donc être limitant.
- Certains orifices, y compris de diamètre important, ont une capacité d'infiltration proche de 0. Il s'agit d'orifices de galeries correspondant à *Odontotermes sp.* Il est

3.3. Description et caractérisation des macropores créés par les termites

possible que les faibles débits enregistrés soient la conséquence de l'utilisation d'un cylindre inséré de quelques millimètres dans le sol. L'insertion du cylindre peut en effet couper des galeries horizontales si celles-ci sont proches de la surface du sol, comme c'est le cas pour *Odontotermes sp.*, et empêcher ainsi la circulation de l'eau dans ces galeries.

- Enfin, la limitation du débit d'apport à $10,9 \text{ cm}^3/\text{s}$ est atteinte pour des diamètres supérieurs à 8 mm environ.

Il est également important d'estimer la capacité d'infiltration maximale des petites zones où la croûte a été détruite. La capacité d'infiltration de ces zones est bien plus faible que celle des macropores, et le dispositif utilisé pour les macropores est de ce fait peu utile — il est difficile de différencier le flux d'infiltration à travers la zone de croûte détruite de celui qui intervient autour de celle-ci. Les propriétés hydrodynamiques de la matrice du sol étant connues, il est possible pour des zones circulaires d'utiliser l'équation de Wooding [1968] donnant le flux d'infiltration tri-dimensionnel en régime permanent à travers une source circulaire dans un sol homogène (éq.(3.2)).

Nous avons tout d'abord appliqué cette équation, avec les paramètres caractéristiques de la matrice du sol, au cas de l'infiltration à travers une zone circulaire de 5 cm de diamètre. Nous disposons dans ce cas de mesures, celles effectuées dans la matrice du sol au moyen du cylindre. Le débit moyen dans ces conditions était de $0,51 \text{ cm}^3/\text{s}$. L'application de l'équation de Wooding donne un flux de $0,31 \text{ cm}^3/\text{s}$. Les deux valeurs sont très proches, la différence peut être au moins en partie attribuée au fait que la mesure dans le cylindre s'effectuait sous une charge de 1 à 2 cm d'eau. Pour des diamètres de 3,7 et 8,6 mm, qui sont les diamètres moyens des orifices de galeries pour les deux espèces de termites, les débits estimés respectifs sont de $0,018$ et $0,043 \text{ cm}^3/\text{s}$. Dans le dernier cas le débit correspond au débit généré par une pluie de $15,5 \text{ mm/h}$ sur une surface imperméable de 1 dm^2 . Il s'agit donc encore d'une capacité d'infiltration potentielle importante.

3.3.5 Synthèse

Le tableau 3.2 permet, avant d'aborder l'étude expérimentale de l'influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration (chapitre suivant), de synthétiser les résultats de la caractérisation des orifices de galeries de termites et des zones où la croûte de surface est détruite.

**Chapitre 3. Contexte expérimental et caractérisation du système
sol–macropores étudié**

TABLEAU 3.2 – Caractérisation des orifices de galeries de termites et des zones où la croûte de surface est détruite (m : moyenne, s : écart type).

	<i>Odontotermes sp.</i>	<i>Macrotermes subhyalinus</i>
Profondeur du réseau	quelques mm	5–15 cm
Nombre d'orifices par dm ² de placages	1,23 (1,03–1,43)	1,23 (1,03–1,43)
Diamètre d des orifices	loi gamma, $m=3,7$ mm, $s=1,8$ mm	loi gamma, $m=8,6$ mm, $s=2,7$ mm
Nombre de zones de croûte détruite par dm ² de placages	12,5	
Diamètre de Feret pour les zones de croûte détruite	loi gamma, $m=8,4$ mm, $s=5,5$ mm	
Capacité d'infiltration des orifices	$\approx 2-5$ cm ³ /s ($0,69d^{1,34}$, d en mm)	$\approx 5-12$ cm ³ /s ($0,69d^{1,34}$, d en mm)
Capacité d'infiltration des zones de croûte détruite	$\approx 0,01-0,2$ cm ³ /s (fonction du diamètre, éq. de Wooding)	$\approx 0,025-0,05$ cm ³ /s (fonction du diamètre, éq. de Wooding)

Chapitre 4

Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

OBJECTIFS :

L'objectif de ce chapitre est de proposer une description et une quantification expérimentale du rôle des termites sur le ruissellement et l'infiltration. On se propose également d'identifier les principaux processus par lesquels les termites influencent l'infiltration. On s'appuiera sur des mesures de ruissellement pendant quatre ans sous pluie naturelle et sur des sols encroûtés, où l'activité des termites a été stimulée par un paillage, ainsi que sur des expérimentations complémentaires. On pourra ainsi aborder la modélisation avec une bonne connaissance quantitative de l'influence des termites sur l'infiltration et de sa variabilité et avec une idée précise des processus qui doivent être pris en compte dans le modèle.

Les résultats présentés dans ce chapitre ont fait l'objet d'une publication dans *Geoderma* [Léonard et Rajot, 2000].

4.1 Expérimentation principale

L'expérimentation que nous allons décrire a été initialement mise en place avec pour objectif d'étudier comment et dans quelle mesure un paillage de la surface du sol pouvait permettre une restauration des propriétés d'infiltration et le développement de la couverture végétale sur les zones fortement encroûtées des jachères sahéennes [Léonard et Rajot, 1998a, 1998b]. Une étude antérieure [Chase et Boudouresque, 1987, 1989] avait permis de suggérer deux causes potentielles de l'amélioration de l'infiltration en présence d'un paillage en milieu sahéen : (i) le piégeage de sables d'origine éolienne dans la paille ; (ii) la stimulation de l'activité des termites, pour lesquels la paille constitue une source de nourriture. Le dispositif expérimental mis en place devait permettre de différencier, préciser et quantifier ces deux effets, ainsi qu'un éventuel effet indépendant lié au développement de la végétation.

Du point de vue plus restrictif de l'analyse de l'influence des termites sur l'infiltration, le fait d'attirer les termites au moyen d'un paillage sur un sol encroûté présente certains avantages, surtout si l'on cherche à identifier des processus :

- L'état initial du système étudié est bien défini et relativement homogène dans l'espace ;
- Ses propriétés sont connues et son fonctionnement relativement simple [Casenave et Valentin, 1989, 1992 ; Valentin et Bresson, 1992] ;
- Les observations, notamment celles qui concernent les orifices de récolte, sont plus aisées sur un sol nu et uniforme.

En revanche, le paillage provoque également le piégeage de quantités importantes de sables mis en mouvement par les vents violents qui précèdent généralement les événements pluvieux au Sahel [Biielders *et al.*, 2000]. L'effet sur l'infiltration des accumulations sableuses ainsi constituées devra être analysé, afin de mieux cerner l'effet spécifique des termites et de mettre en évidence une éventuelle interaction entre ces deux phénomènes associés au paillage.

4.1.1 Description de l'expérimentation

Trente sites d'une surface d'environ 10 m² sur croûte d'érosion, protégés du piétinement par le bétail, ont été répartis en trois blocs de dix sites. Les traitements suivants ont été appliqués début juin 94 pour le premier bloc, et début août 95 pour les deux autres blocs :

- chaque bloc a d'abord été partagé en deux et l'un des sous-blocs ainsi délimités a été protégé du vent, donc des accumulations sableuses, par un brise-vent de 1 m de haut (traitement principal) ;

4.1. Expérimentation principale

- à l'intérieur de chaque sous-blocs de cinq sites, les sous-traitements suivants ont été appliqués : (i) aucun traitement, témoin encroûté (C) ; (ii) paillage avec insecticide et herbicide (PIH) ; (iii) paillage avec insecticide (PI) ; (iv) paillage avec herbicide (PH) ; (v) paillage (P).

Le paillage a été réalisé une seule fois, au début de la première saison des pluies. Il consistait en 0,7 kg/m² de *Ctenium elegans* égrainé, une graminée courante dans la jachère étudiée, et de 0,3 kg/m² de branches de *Guiera senegalensis*, principal représentant de la strate arbustive. L'épaisseur initiale du paillage était d'environ 3 cm, et il couvrait plus de 90 % de la surface du sol.

Seul le traitement P correspond à la situation que l'on veut étudier : un paillage de la surface encroûtée sans autre forme d'intervention. Les autres traitements, y compris la protection ou non contre le vent, sont utiles pour différencier l'effet des termites de l'effet du paillage, de celui des accumulations sableuses ou de celui du développement de la végétation, ou pour étudier d'éventuelles interactions entre ces différents phénomènes. Il s'est avéré cependant que l'insecticide avait aussi un effet herbicide aux doses utilisées, en conséquence les traitements PIH et PI ne diffèrent que peu et il sera impossible d'isoler l'effet des termites de celui du développement de la végétation pionnière. Lorsque nécessaire nous regrouperons les traitements P et PH avec activité de termites sous l'appellation T, ainsi que les traitements PI et PIH sans activité de termites sous l'appellation NT.

Ce dispositif expérimental a été suivi de juin 94 (bloc 1) ou août 95 (blocs 2 et 3) jusqu'à fin septembre 97, soit durant trois ou quatre saisons des pluies selon le bloc de parcelles considéré, avec pour objectif principal l'analyse de l'évolution de l'aptitude au ruissellement en fonction du traitement appliqué.

4.1.2 Pluie et ruissellement

Mesure de la pluie et du ruissellement

Le volume (P) et l'intensité en fonction du temps pour chaque épisode pluvieux ont été mesurés à l'aide d'un pluviographe à augets basculeurs, d'une section de 400 cm², placé à 1,20 m du sol et relié à une centrale d'acquisition. Ce pluviographe faisait partie du réseau EPSAT (Estimation des Pluies par SATellite) [Lebel *et al.*, 1992]. Un pluviomètre, de même section et de même hauteur, permettait de doubler la mesure du volume afin de pallier d'éventuels problèmes électroniques.

Les volumes (R) de ruissellement correspondant à chaque épisode pluvieux et à chacun des 30 sites ont été mesurés manuellement à l'exutoire de parcelles de 1m², fermées en amont et sur les cotés et ouvertes à l'aval (type mini-simulateur de pluie ORSTOM). Le volume des fûts utilisés pour récolter l'eau de ruissellement était de 100 litres, volume suffisant pour la plupart des pluies. Les fûts ont cependant débordé à l'occasion d'un événement exceptionnel les 20 et 21 juillet 1994, où 146 mm sont tombés en moins de 24 h.

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

De nombreux travaux ont permis de montrer que les erreurs de mesure sur le volume des précipitations sont fréquentes et conduisent systématiquement à une sous-estimation, les pluviomètres ne captant qu'une partie de l'eau de pluie [Larson et Peck, 1974]. Cette sous-estimation du volume précipité est d'autant plus marquée que l'intensité de pluie est importante et le vent fort [Larson et Peck, 1974]. Dans les régions sahéliennes et en début d'épisode pluvieux, de fortes intensités de pluie sont souvent associées à de forts vents et la sous-estimation peut alors atteindre et même dépasser 20 % [Chevallier et Lapetite, 1986]. Cette sous-estimation n'est en général pas détectée, cependant, lorsque l'on mesure le ruissellement sur des surfaces très peu perméables, elle peut conduire à l'obtention de volumes de ruissellement supérieurs au volume mesuré de la pluie, ou à une pente de la relation $R(P)$ supérieure à 1.

Dans le cadre de cette expérimentation sous pluie naturelle, nous avons calculé pour chaque épisode pluvieux le rapport du volume de ruissellement moyen sur les six parcelles témoins encroûtées au volume précipité. Ce rapport a dépassé 1 en cinq occasions. Sur ces cinq valeurs supérieures à 1, quatre sont inférieures ou égales à 1,07. Le rapport a cependant atteint 1,26 le 6 juin 1996, à l'occasion d'un événement pluvieux de 51 mm caractérisé par une très forte vitesse moyenne du vent, 17,8 m/s, durant la pluie. La valeur médiane de la vitesse moyenne du vent durant un épisode pluvieux a été estimée à 8 m/s à partir de 44 épisodes pluvieux de 1995–1996, 90 % des vitesses moyennes étant inférieures à 11,3 m/s¹. La comparaison de la relation entre volume de pluie et volume de ruissellement sur les parcelles encroûtées (croûte d'érosion) à celle donnée par Casenave et Valentin [1989, 1992] pour des croûtes d'érosion en milieu sahélien, dans des conditions similaires mais sous pluie artificielle, fait apparaître que les valeurs de ruissellement que nous avons obtenues sont plus fortes d'un facteur 1,17 (Fig. 4.1). Cette valeur de 1,17 est proche des valeurs citées par Chevallier et Lapetite [1986] pour la sous-estimation de la pluie par les pluviomètres à cette latitude. Nous avons considéré que cette différence d'un facteur 1,17 provenait effectivement d'une sous-estimation de la pluie, et nous avons multiplié les volumes précipités par 1,17. Il est probable que cette correction soit raisonnable. On pourra se souvenir cependant que :

- cette correction étant basée sur la relation entre pluie et ruissellement sur croûte d'érosion donnée par Casenave et Valentin [1989 ; 1992], les valeurs de ruissellement sur nos parcelles témoins seront calées sur le ruissellement moyen d'une croûte d'érosion ;
- cette correction n'a d'influence que sur la valeur absolue des volumes précipités ou sur le coefficient de ruissellement, et ne modifie en aucune manière les différences relatives de ruissellement que nous pourrions éventuellement observer entre les différents traitements des parcelles.

¹Les données anémométriques ont été fournies par J.L. Rajot.

4.1. Expérimentation principale

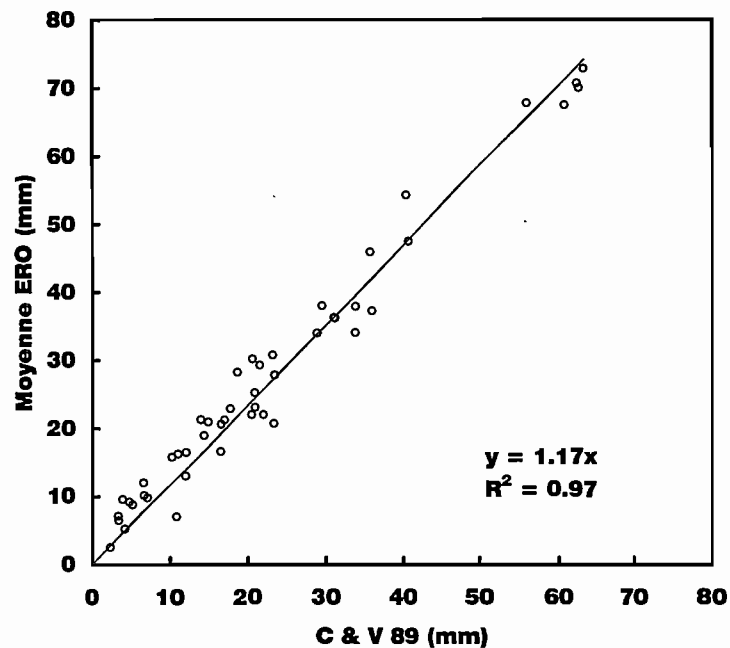


FIGURE 4.1 – Relation entre ruissellement moyen d’une croûte d’érosion selon Casenave et Valentin [1989, 1992] (C & V 89) et ruissellement sur les parcelles témoins encroûtées (Moyenne ERO : moyenne des six parcelles pour chaque événement pluvieux).

Relation pluie–ruissellement : méthodes d’analyse

Le volume de ruissellement dépend du volume précipité, de même que le coefficient de ruissellement R/P . Lorsque l’on veut obtenir une caractérisation de l’aptitude au ruissellement d’un site à l’échelle d’une saison des pluies par exemple, il est utile de caractériser la relation entre R et P et de ne retenir que les paramètres de cette relation. Sur de petites surfaces, la relation $R(P)$ est en général linéaire. Une simple régression linéaire permet donc de la caractériser [Casenave et Valentin, 1989, 1992]. Cependant, une régression linéaire ne permet pas de prendre en compte correctement les événements pluvieux pour lesquels le ruissellement est nul.

- Si l’on prend en compte ces événements, le point où la droite $R(P)$ coupe l’axe des abscisses est décalé vers 0, c’est à dire que l’on sous-estime le volume de pluie nécessaire pour avoir un ruissellement. La pente de $R(P)$ est en conséquence également sous-estimée.
- Si l’on ne prend pas en compte ces événements, l’estimation du volume de pluie nécessaire pour avoir un ruissellement repose uniquement sur l’estimation de la pente de la droite, et ne donne que peu de poids aux données correspondant aux volumes de ruissellement faibles ou nuls qui sont parfois les plus fréquents.

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

Nous proposons le modèle suivant de régression linéaire par morceaux, qui nous semble plus adapté à la relation $R(P)$:

$$R(P) = \begin{cases} 0 & \text{si } P \leq \phi \\ \kappa(P - \phi) & \text{si } P > \phi \end{cases} \quad (4.1)$$

Ce modèle permet d'introduire explicitement le fait que le ruissellement est nul tant que le volume de pluie est inférieur au volume critique ϕ , ensuite, le ruissellement est proportionnel à P , le coefficient de proportionnalité κ (dR/dP) correspondant au coefficient de ruissellement R/P pour une pluie infinie. La figure 4.2 permet d'illustrer l'avantage d'utiliser l'équation (4.1) pour modéliser la relation $R(P)$ plutôt qu'une simple régression linéaire. Les paramètres κ et ϕ du modèle sont obtenus par minimisation des carrés d'écart entre le modèle et les observations (procédure SAS NLIN, [SAS Institute Inc., 1988]).

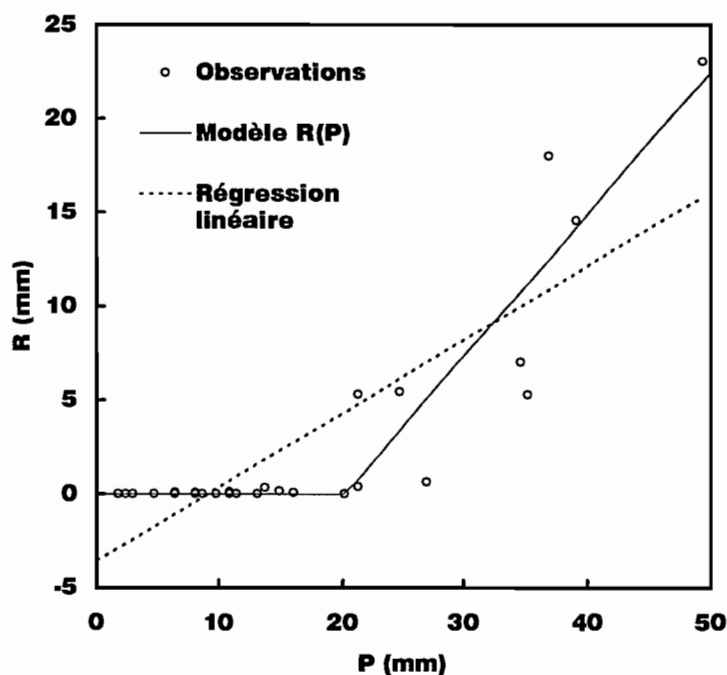


FIGURE 4.2 – Ajustement de l'équation (4.1) pour modéliser la relation $R(P)$ et comparaison avec une régression linéaire simple, pour une parcelle du dispositif expérimental.

Les paramètres κ et ϕ une fois obtenus, pour chaque parcelle et chaque saison des pluies, nous nous intéresserons dans le cadre de cette expérimentation à des comparaisons entre différents traitements pour une même année et entre différentes années pour un même traitement. Une méthode statistique possible pour des comparaisons non planifiées entre des moyennes (ou des coefficients de régression) lorsque la taille des échantillons est variable est le test GT2 [Sokal et Rohlf, 1995]. Le test T, souvent utilisé, est peu adapté au cas de comparaisons multiples, l'augmentation du nombre de comparaisons se traduisant par

4.1. Expérimentation principale

une augmentation de la probabilité d'obtenir des différences significatives [Sokal et Rohlf, 1995].

Il est possible d'effectuer les comparaisons de manière graphique, plutôt que d'utiliser un tableau de comparaisons deux à deux, en utilisant une méthode approximative proposée par Gabriel [1978], qui peut être adaptée à divers tests dont le test GT2. Pour chaque paramètre du modèle $R(P)$, par exemple pour κ , on calcule un intervalle de comparaison tel que si deux intervalles se recouvrent, on considère que la différence n'est pas significative au seuil d'erreur α . Les bornes inférieure (l) et supérieure (u) de cet intervalle sont :

$$\begin{aligned} l_i &= \kappa_i - \sqrt{\frac{1}{2} m_{\alpha[k^*, \nu]} s_{\kappa_i}} \\ u_i &= \kappa_i + \sqrt{\frac{1}{2} m_{\alpha[k^*, \nu]} s_{\kappa_i}} \end{aligned} \quad (4.2)$$

L'indice i fait référence à la i^{e} régression ; m — « the studentized maximum modulus distribution » — est tabulé en fonction du nombre de comparaisons possibles $k^* = k(k-1)/2$, k étant le nombre de régressions, et du nombre de degrés de liberté $\nu = \sum_{i=1}^k (n_i - 2)$, avec n_i le nombre d'observations pour la i^{e} régression ; s_{κ_i} est l'erreur standard sur la i^{e} régression, calculée en utilisant la variance pondérée sur l'ensemble des k régressions considérées. Dans la mesure où toutes les comparaisons nous intéressent à l'intérieur d'un même bloc de parcelles, mais qu'en revanche les comparaisons entre blocs — ou répétitions — ne sont pas utiles, la procédure de test est appliquée indépendamment pour chaque bloc, avec en conséquence des valeurs différentes pour m , k^* , ν et pour la variance pondérée.

Les intervalles de comparaison correspondant à l'ensemble des traitements-années d'un même bloc sont représentés sur une même figure. Toutes les comparaisons utiles peuvent être effectuées en vérifiant si les intervalles se recoupent ou pas. Hormis le fait de pouvoir déterminer si une différence est significative ou pas, la procédure graphique permet de conserver en permanence une indication de l'importance de cette différence et de l'éloignement au seuil de significativité.

4.1.3 Suivi de l'état de surface du sol

Le suivi de l'état de surface du sol consistait en l'observation plus ou moins régulière de l'activité des termites, de l'épaisseur des dépôts sableux recouvrant partiellement ou totalement la surface du sol, de l'état d'encroûtement du sol, de la couverture végétale de celui-ci.

Activité des termites

Les nids épigés de *Macrotermes subhyalinus* se trouvent toujours à une distance d'au moins 20 m des parcelles. Les observations relatives aux termites concernent essentiellement

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

leur activité de récolte à la surface du sol. La surface couverte par les placages de termites permet d'obtenir une estimation de la densité d'orifices de galeries, la nature des placages permettant de savoir à quelle espèce de termite on a affaire (section 3.3.2).

La première année de l'expérimentation (1994), sur les dix parcelles du bloc 1, il est apparu que l'activité des termites pouvait être extrêmement fugace en saison des pluies. La surface couverte par les placages est en effet stable ou augmente entre les événements pluvieux, mais lors de la pluie, l'impact des gouttes et le ruissellement détruisent les placages et la surface couverte par ceux-ci à la fin d'un épisode pluvieux est de ce fait généralement nulle. En conséquence, à partir de 1995 et afin de connaître la surface couverte par les placages au moment de chaque pluie, un relevé quotidien a été effectué durant la saison des pluies, alors qu'il n'était qu'hebdomadaire en saison sèche.

Dépôts éoliens, encroûtement du sol, couverture végétale

Pendant la durée de l'expérimentation, des observations concernant l'épaisseur des dépôts de sables éoliens piégés dans la paille, lorsque ceux-ci étaient présents, ainsi que la surface couverte par différents types de croûtes de surface selon la classification de Casenave et Valentin [1989, 1992], ont été effectuées, de façon cependant moins systématique que celles concernant l'activité des termites.

L'épaisseur des dépôts sableux était difficile à estimer sans perturber la surface du sol. Pour cette raison, les meilleures estimations sont les estimations finales, obtenues après que des micro-profilés (0–15 cm) aient été réalisés pour caractériser l'état de la surface du sol et son évolution sur les 3–4 ans qu'a duré l'expérimentation. Après que les dernières observations aient été faites, les accumulations sableuses ont été déblayées afin de mettre au jour la croûte d'origine et d'observer son état de destruction.

Pour chaque saison des pluies, une estimation de la couverture végétale maximale a été effectuée sur les parcelles où celle-ci a pu se développer. Nous rappelons que la couverture végétale était absolument nulle sur toutes les parcelles au début de l'expérimentation.

4.2 Expérimentations complémentaires

4.2.1 Modification artificielle de la surface du sol : accumulation de sable et création de macropores

Les parcelles témoins n'ont pratiquement pas évolué sur la durée de l'expérimentation sous pluie naturelle, et leur caractéristiques infiltrométriques sont toutes très similaires. On a ainsi jugé peu gênant d'utiliser deux de ces parcelles pour réaliser une expérimentation lors de la dernière saison des pluies. L'idée était d'étudier dans un cas très simple, et indépendamment de tout autre processus, l'influence d'une accumulation sableuse et celle

4.2. Expérimentations complémentaires

d'une distribution de trous.

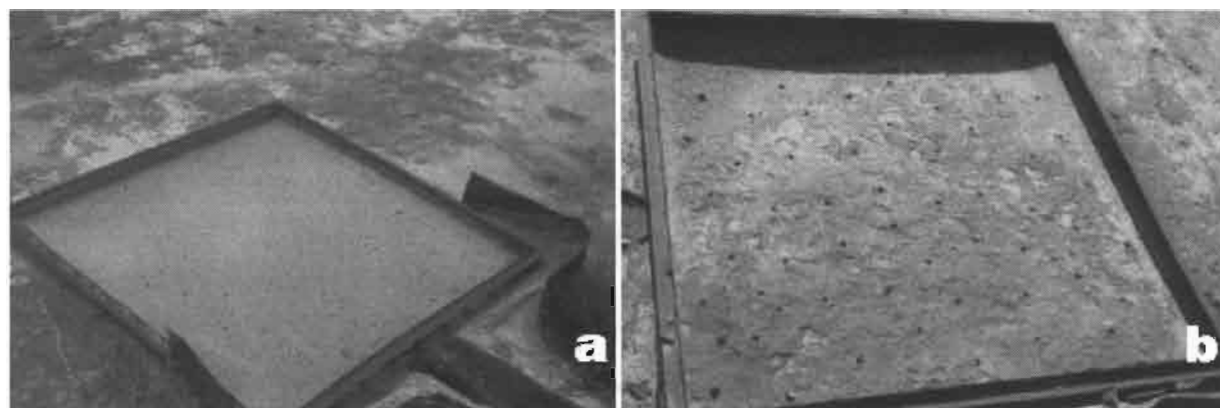


FIGURE 4.3 – Modification artificielle de la surface du sol de deux parcelles encroûtées. a) Ajout d'une couche de sable. b) Création de macropores artificiels.

Durant la première partie de la saison des pluies, aucun traitement spécial n'a été appliqué à ces deux parcelles, afin d'effectuer des mesures de ruissellement, toujours sous pluie naturelle, dans les conditions initiales. Ensuite, l'une des deux parcelles a été couverte d'une épaisseur moyenne de $2,6 \pm 0,6$ cm de sable, l'autre parcelle étant perforée de 50 trous artificiels, distribués plus ou moins uniformément, et d'un diamètre moyen de 9 mm pour une profondeur moyenne de 27 cm (Fig. 4.3). Les macropores artificiels couvraient une surface représentant 0,3 % de la surface totale de la parcelle. Durant la seconde partie de la saison des pluies, et après que ces modifications aient été effectuées, les mesures de ruissellement se sont poursuivies.

4.2.2 Suivi du stock hydrique de l'horizon de surface du sol

La teneur en eau des horizons de surface du sol est un important facteur du développement et du maintien de la végétation pionnière [Seghieri *et al.*, 1994], en général constituée d'espèces à enracinement peu profond. Il est donc important de vérifier si une éventuelle amélioration de l'infiltration liée à l'activité des termites se traduit par une augmentation du stock d'eau disponible en surface pour la végétation ou, si l'eau s'infiltrant trop profondément, elle ne bénéficie que peu à celle-ci.

Durant la dernière saison des pluies, en 1997, nous avons suivi l'évolution du stock d'eau dans les 60 premiers centimètres du sol sur un échantillon de parcelles comprenant une parcelle témoin encroûtée, une parcelle paillée sans activité de termites — l'objectif étant toujours de permettre la mise en évidence de l'effet propre des termites en estimant l'influence des dépôts sableux seuls — et deux parcelles paillées avec activité de termites. Afin de pouvoir mesurer régulièrement et en un même point la teneur en eau volumétrique du sol, nous avons utilisé une sonde TDR (Time Domain Reflectometry) [Topp et Davis, 1981].

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

Le principe de la mesure est de mesurer le temps que met une impulsion électro-magnétique pour parcourir la longueur connue d'un guide d'onde implanté dans le sol, avant d'être réfléchi à l'extrémité de celui-ci. Ce temps de parcours dépend de la constante diélectrique apparente du milieu traversé par l'onde — quelques centimètres de rayon autour du guide d'onde. La constante diélectrique apparente d'un sol, constitué des 3 phases solide, liquide et gazeuse, dépend fortement de la teneur en eau, et le dispositif utilisé (système TRASE, Soil Moisture, Fig. 4.4) est étalonné pour donner la teneur en eau volumétrique du sol à partir de la mesure du temps de transfert de l'impulsion électro-magnétique, qui permet d'obtenir la constante diélectrique apparente du sol.

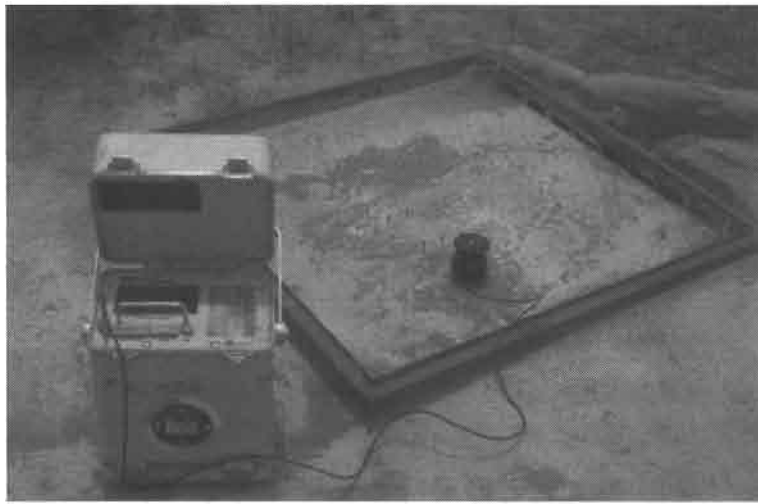


FIGURE 4.4 – Mesure de la teneur en eau du sol à l'aide de la sonde TDR. La mesure s'effectue à l'aide d'un connecteur, relié au boîtier par un câble, dans lequel s'insère la partie supérieure non enterrée des guides d'onde implantés dans le sol.

Sur chacune des parcelles suivies, 4 guides d'onde ont été installés au début de la saison des pluies 1997. La longueur des guides d'onde était de 15, 30, 45 et 60 cm. La fréquence des mesures oscillait entre une fréquence minimum de une mesure tous les deux à trois jours, entre les épisodes pluvieux lorsque la teneur en eau évoluait peu, et une à deux mesures par jour immédiatement après un épisode pluvieux.

Les valeurs de teneur en eau volumique obtenues à partir de l'étalonnage constructeur ont été corrigées suivant un étalonnage réalisé sur un sol aux caractéristiques similaires au sol étudié². Les teneurs en eau corrigées sont inférieures de 15 % environ aux teneurs en eau mesurées par la sonde TDR avec l'étalonnage constructeur. La comparaison de la lame infiltrée, sur les parcelles où les guides d'onde ont été installés, avec la variation de stock (0–60 cm) estimée à partir des mesures de teneur en eau avant et après la pluie permet de vérifier que les mesures de teneur en eau sont correctes (Fig. 4.5). La pente de la droite de régression étant proche de 1, la variation de stock est en moyenne cohérente avec la lame

²Étalonnage réalisé à partir de mesures de teneur en eau gravimétrique par J. Rockström.

4.2. Expérimentations complémentaires

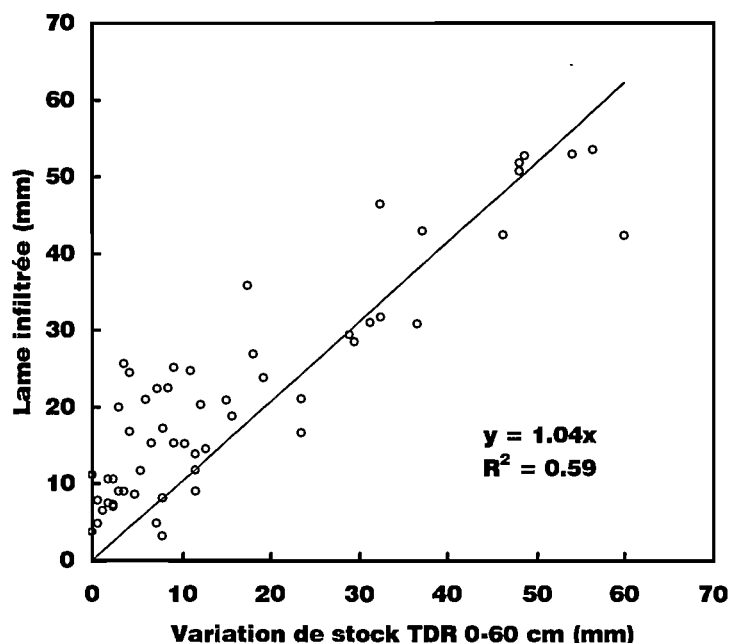


FIGURE 4.5 – Relation entre la variation de stock (0–60 cm) associée à un épisode pluvieux et la lame infiltrée correspondante.

infiltrée. Les variations de stock sont cependant plutôt plus faibles que la lame infiltrée, ce qui pourrait s'expliquer en partie par le fait que seuls les 60 premiers centimètres du sol sont considérés pour la mesure de la teneur en eau.

Lorsque le sol est sec et dans le cas de guides d'onde de faible longueur, il arrive fréquemment que les guides d'onde bougent lors de la mise en place ou du retrait du connecteur. Ce déplacement affecte le contact avec le sol, qui devient moins bon. De l'air s'introduit alors entre le guide d'onde et le sol et dans ces conditions la mesure est peu fiable. Nous limiterons l'analyse des résultats à ceux obtenus avec les guides d'onde de 60 cm dont le contact avec le sol ne pose aucun problème.

4.2.3 Mesures d'infiltration sous tension contrôlée

A la fin de l'expérimentation sous pluie naturelle, des mesures d'infiltration sous tension contrôlée (voir section 3.2.1) ont été effectuées sur un échantillon de 30 sites, sans activité de termites présente ou passée (sol encroûté, avec éventuellement des dépôts sableux, ou matrice du sol) ou avec une activité de termites présente (orifices de galeries visibles) ou passée (orifices de galeries invisibles). Pour la plupart, les sites de mesure (zone circulaire de 20 cm de diamètre) étaient localisés sur les parcelles de ruissellement. Les différentes pressions utilisées étaient de 0, -3, -10 cm H₂O. La théorie capillaire permet de relier la

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

pression utilisée au diamètre maximum des pores fonctionnels lors de l'infiltration [Beven et Germann, 1982] :

$$d = -\frac{4\sigma}{\rho gh} \quad (4.3)$$

où ρ et σ sont respectivement la masse volumique et la tension superficielle de l'eau, et g l'accélération de la pesanteur. Les tailles de pores correspondant à des tensions de 3 et 10 cm sont respectivement de 0,98 et 0,29 mm, soit une taille très inférieure au diamètre des orifices de galeries créés par les termites. On notera que les mesures effectuées sur des zones où un horizon sableux était présent en surface ne seront pas utilisées, car nous avons observé que l'infiltration était surestimée par suite d'un écoulement latéral important dans l'horizon sableux perméable, au dessus de la croûte d'érosion.

La comparaison des résultats obtenus lorsque les macropores de termites sont visibles à ceux où les macropores ne sont pas visibles, devrait permettre d'estimer le rôle réel des orifices de galeries par rapport au phénomène de destruction de la croûte, dont les conséquences subsistent après que les orifices aient disparu. Par suite de la nécessité d'ajouter une couche de sable fin — sur un tissu pour éviter le colmatage des macropores — entre le sol et la membrane de l'infiltromètre, pour assurer un contact parfait, il est probable que le flux d'infiltration dans les orifices de galeries (lorsque la tension imposée à la surface du sol est voisine de 0) soit sous-estimé. Si les orifices de galeries sont vraiment la cause unique de l'amélioration de l'infiltration, cet effet ne devrait être sensible qu'à une pression nulle ou positive, et on ne devrait pas observer de différence d'infiltration entre les sites avec et sans activité de termites à des pressions négatives, la taille des macropores fonctionnels étant alors bien en dessous de la taille des macropores de termites.

4.3 Ruissellement et infiltration sous pluie naturelle : résultats

Seuls deux épisodes pluvieux ont été écartés : celui du 20–21 juillet 1994, les 168 mm précipités ayant provoqué le débordement des fûts de collecte du ruissellement ; celui du 6 juin 1996, pour lequel le volume de la pluie a été fortement sous-estimé à cause du vent violent. L'analyse porte sur environ 150 épisodes pluvieux, dont une centaine ont donné lieu à un ruissellement sur au moins une des parcelles. On dispose au total d'un échantillon d'environ 2500 mesures de volume de ruissellement, et de 100 parcelles-années pour lesquelles on peut estimer les paramètres κ et ϕ de la relation $R(P)$.

A l'échelle des 3–4 années de mesures, nous allons étudier l'évolution de l'aptitude au ruissellement des différentes parcelles, en fonction des traitements appliqués, afin de cerner l'influence propre des termites. A cette fin, l'évolution des paramètres κ et ϕ de $R(P)$, caractéristiques du comportement moyen d'une parcelle sur une saison des pluies, va être analysée et mise en rapport avec les deux principaux facteurs d'évolution que sont la présence d'accumulations sableuses et l'activité des termites.

4.3.1 Homogénéité des conditions initiales de l'expérimentation

Lors de la mise en place des blocs 2 et 3 en 1995, le paillage a été effectué tardivement, début août. Des mesures de ruissellement ont ainsi pu être effectuées sur les 20 parcelles dans leur état initial encroûté, ce qui nous a permis de vérifier l'homogénéité des conditions initiales de l'expérimentation. Le coefficient de variation du ruissellement dans l'état initial encroûté s'est en effet avéré très faible : 33 % pour une pluie de 12 mm, 17 % seulement pour une pluie de 48 mm. Ces valeurs sont particulièrement basses, des coefficients de variation de l'ordre de 50 à 100 % étant en effet courants sur des sols pourtant considérés comme homogènes [Vauclin, 1983; Léonard et Andrieux, 1998]. Nous considérerons donc dans la suite de ce travail que toutes les parcelles avaient des caractéristiques hydrodynamiques similaires avant la mise en place des traitements.

4.3.2 Interprétation de l'évolution des paramètres κ et ϕ

Il est intéressant de commencer par observer comment évoluent les paramètres κ et ϕ de la relation $R(P)$ lorsque l'on modifie artificiellement la surface du sol, en ajoutant une couche de sable ou en perforant le sol de macropores artificiels. On est alors dans des cas très simples, qui correspondent grossièrement aux deux principaux processus potentiels d'amélioration de l'infiltration consécutifs à un paillage et l'on devrait pouvoir déterminer comment ces processus sont susceptibles d'influencer κ et ϕ . L'interprétation de l'évolution de ces deux paramètres dans le cas plus complexe des différents traitements de paillage et l'individualisation de l'effet propre des termites sur le ruissellement devraient en être facilitées.

La figure 4.6a montre l'évolution de la relation $R(P)$ suite à l'ajout d'une couche de sable à la surface du sol. On constate que la pente κ de la droite n'est pas affectée, mais que ϕ augmente significativement ($p=0,02$), sa valeur passant de 2,3 mm à 6,1 mm. Dans le cas où la surface du sol est perforée de macropores artificiels (Fig. 4.6b) on ne constate aucun effet sur ϕ , qui peut être considéré comme constant, mais κ diminue et passe de 0,79 à 0,72. Cette différence est significative au seuil d'erreur de 10 %. Il est intéressant de noter que l'influence des 50 trous artificiels sur le ruissellement n'est pas très marquée. L'une des raisons de ce faible effet est qu'une grande partie des trous artificiels — qui sont plus fragiles que les trous créés par les termites — ont été plus ou moins remplis de sédiments à la suite d'un épisode pluvieux exceptionnel (83 mm).

D'après ces résultats obtenus dans deux cas très simples, il semblerait que le développement d'un horizon sableux en surface, constitué de sédiments éoliens piégés dans la paille, soit susceptible de se traduire principalement par une augmentation de ϕ , c'est à dire du volume de pluie nécessaire pour avoir un ruissellement, et qu'au contraire, la présence d'orifices de galeries de termites soit plutôt susceptible de se traduire par une diminution de κ c'est à dire de dR/dP . Ce résultat est assez intuitif.

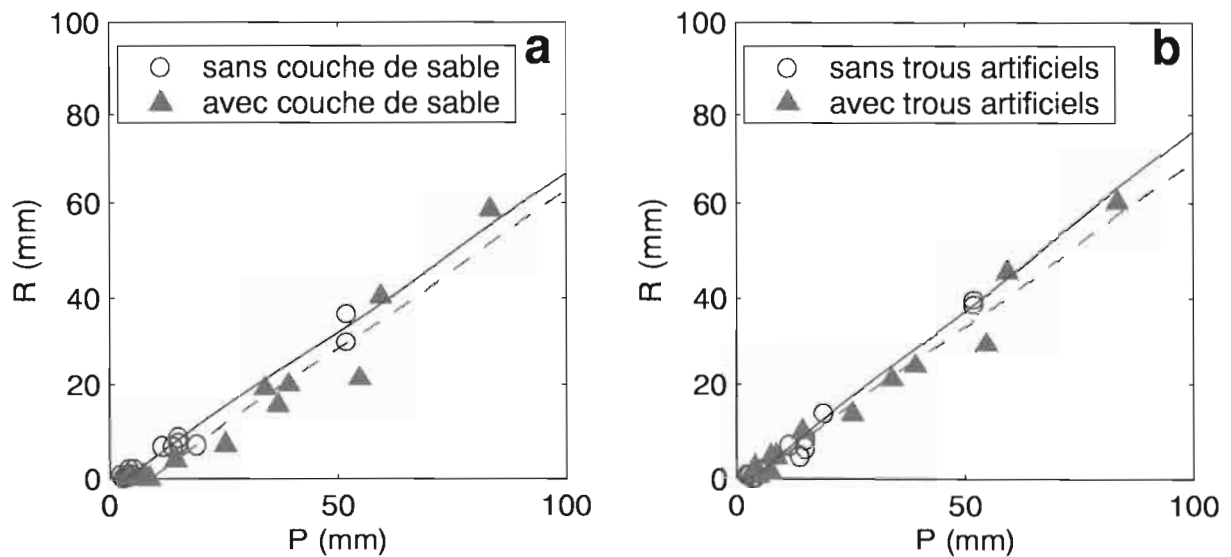


FIGURE 4.6 – Relation $R(P)$ entre volume de pluie et volume de ruissellement sur deux parcelles témoins avant et après une perturbation artificielle de la surface du sol. a) Influence d'un horizon sableux. b) Influence de macropores.

- Un horizon sableux à la surface du sol ne modifie pas les propriétés hydrodynamiques de la croûte sous-jacente. Il constitue simplement une couche très perméable, qui absorbe l'eau jusqu'à ce que sa porosité soit saturée. A ce moment, l'infiltrabilité du sol est de nouveau contrôlée par la croûte. Donc ϕ augmente et κ est inchangé.
- Au contraire, les termites affectent directement la croûte de surface en la perforant. Mais quel que soit le nombre d'orifices de galeries, il subsiste toujours une large surface de croûte non détériorée qui produit au moins un peu de ruissellement. On a donc une diminution de κ , ϕ restant inchangé.

En conditions naturelles, on peut néanmoins s'attendre à des comportements plus complexes, liés par exemple à l'occurrence de l'activité des termites ou au développement de croûtes de surface sur les dépôts sableux éoliens.

4.3.3 Evolution du ruissellement à l'échelle des 3–4 années

Les précipitations annuelles pour les années 1994–1997 furent respectivement de 725, 529, 490 et 522 mm. L'estimation de κ et ϕ pour chaque parcelle et chaque saison des pluies permet d'obtenir 100 couples de paramètres de $R(P)$. Nous n'avons observé aucune corrélation significative entre κ et ϕ , le coefficient de détermination (r^2) entre les deux paramètres étant seulement de 0,11. Les valeurs estimées de κ et ϕ ainsi que les intervalles de comparaison (éq. 4.2) permettant de tester si des différences sont significatives au seuil

4.3. Ruissellement et infiltration sous pluie naturelle : résultats

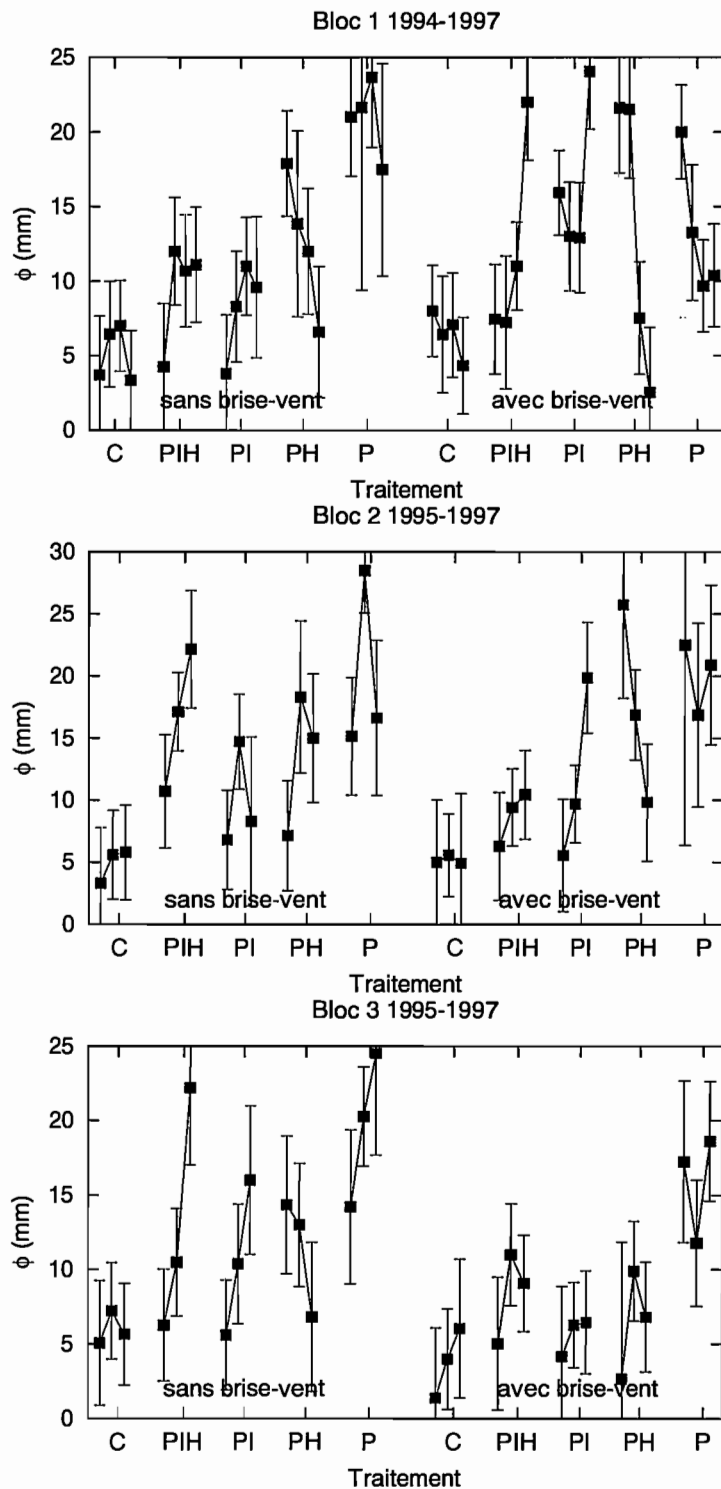


FIGURE 4.7 – Valeurs de ϕ pour chaque parcelle et chaque saison des pluies pour les blocs 1 à 3 (C = témoin encroûté, PIH = paillage avec insecticide et herbicide, PI = paillage avec insecticide, PH = paillage avec herbicide, P = paillage). Les valeurs sont significativement différentes au seuil d'erreur de 5 % lorsque les intervalles de comparaison ne se recoupent pas.

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

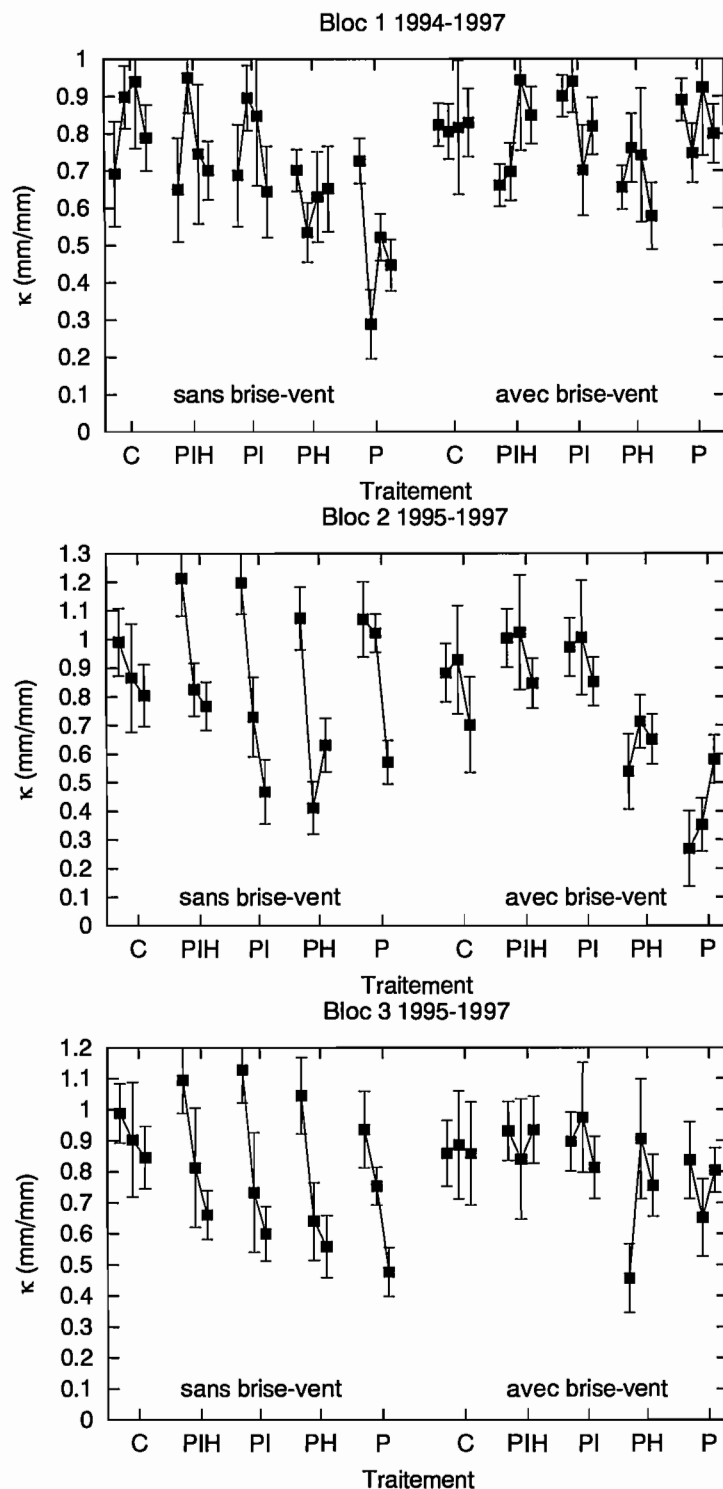


FIGURE 4.8 – Valeurs de κ pour chaque parcelle et chaque saison des pluies pour les blocs 1 à 3 (C = témoin encroûté, PIH = paillage avec insecticide et herbicide, PI = paillage avec insecticide, PH = paillage avec herbicide, P = paillage). Les valeurs sont significativement différentes au seuil d'erreur de 5 % lorsque les intervalles de comparaison ne se recoupent pas.

4.3. Ruissellement et infiltration sous pluie naturelle : résultats

d'erreur de 5 % sont présentés dans les figures 4.7 et 4.8. Chaque graphique à l'intérieur de l'une des deux figures correspond à un bloc de parcelles, ou répétition. Les résultats correspondant aux sous-blocs non protégés du vent (sans brise-vent) sont groupés dans la partie gauche des graphiques, ceux correspondant aux sous-blocs protégés du vent (avec brise-vent) sont groupés dans la partie droite du graphique. Les résultats à l'intérieur d'un sous-bloc sont classés par traitement (C, PIH, PI, PH, P) et pour chaque parcelle ils sont organisés suivant l'ordre chronologique (de 1994 ou 1995 à 1997). Nous rappelons que les traitements PIH et PI résultent en l'absence d'activité de termites (NT) et que les traitements PH et P résultent en la présence d'une activité de termites (T).

Paramètre ϕ , Fig. 4.7

Sur les parcelles témoins, les valeurs de ϕ sont faibles et relativement stables — la valeur moyenne est de 5,3 mm avec un écart type de 1,6 mm — en raison de l'absence de dépôts sableux sur la croûte d'érosion. Sur les autres parcelles, les valeurs de ϕ sont en général plus élevées, elles peuvent atteindre 25 à 30 mm, et évoluent dans le temps. On mesure l'importance d'une telle évolution de ϕ si l'on considère que 50 % des précipitations annuelles environ tombe sous la forme d'averses de moins de 30 mm. Les dépôts sableux les plus épais et les plus grossiers sont localisés sur les parcelles non protégées du vent. Cependant il n'y a pas de relation significative entre ϕ et le fait que les parcelles soient protégées ou non du vent, ni entre ϕ et l'épaisseur des dépôts sableux, même si les plus fortes valeurs de ϕ ont bien tendance à être observées sur les parcelles avec des dépôts sableux épais.

Sur l'ensemble des parcelles-années, et pour les parcelles avec activité de termites (T), on trouve 23 valeurs de ϕ qui sont significativement plus grandes que sur la parcelle témoin correspondante, contre seulement 11 pour les parcelles sans activité de termites (NT). Cette concentration des différences significatives sur les parcelles T est particulièrement marquée la première année, avec 8 différences significatives pour les parcelles T contre seulement une pour les parcelles NT. Pour l'ensemble des années suivantes, on trouve 15 différences significatives pour les parcelles T contre 10 pour les parcelles NT. Sur les parcelles T, les différences significatives ont par ailleurs tendance à être associées à la présence d'une couverture végétale, qui atteint 10 à 35 % de la surface du sol après 3 à 4 ans. A titre de comparaison, la couverture végétale naturelle dans la jachère alentour est de l'ordre de 20 à 30 % de la surface du sol.

Il est difficile d'expliquer l'accroissement relativement plus important de ϕ sur les parcelles T, auquel on ne s'attendait pas, tout comme on s'explique mal pourquoi ce phénomène est particulièrement marqué la première année. Les accumulations sableuses ne sont pas plus épaisses sur les parcelles T que sur les parcelles NT. La seule différence importante entre les parcelles T et NT, en particulier la première année, est la présence de placages de termites sur les parcelles T, qui pourraient avoir constitué des obstacles au ruissellement, lorsque celui-ci était faible. Les placages sont en effet facilement détruits durant la pluie,

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

et leur influence — si elle existe — est probablement limitée aux pluies de faible volume et de faible intensité.

Il est en revanche plus facile d'expliquer pourquoi l'accroissement de ϕ sur les parcelles T où une couverture végétale est présente est plus marqué que sur les parcelles T sans couverture végétale. En effet, lorsque aucune couverture végétale ne vient fixer les dépôts éoliens, l'horizon sableux est progressivement érodé après que le paillage ait été consommé par les termites, jusqu'à l'éventuelle disparition complète de ces dépôts dans la partie centrale aval des parcelles. La conséquence de cette évolution est une décroissance de ϕ avec le temps comme on peut le constater sur la figure 4.7 pour le traitement PH.

Paramètre κ , Fig. 4.8

Pour les blocs 2 et 3 mis en place en 1995, certaines valeurs de ruissellement se sont révélées anormalement hautes la première saison, résultant en des coefficients de ruissellement supérieurs à 1 — malgré la correction de 15 % sur les précipitations. Cette surestimation du ruissellement a probablement été causée, pour les épisodes pluvieux les plus importants, par l'effet conjugué d'un fort ruissellement à l'extérieur des parcelles et de la présence, pour les parcelles paillées sans activité de termites, d'accumulations de sable importantes en bordure des parcelles. Ces accumulations de sable sont susceptibles d'avoir provoqué une intrusion d'eau de l'extérieur vers l'intérieur de la parcelles. Des bordures métalliques supplémentaires furent mises en place autour des parcelles concernées avant la saison des pluies 1996, et ce problème a disparu les années suivantes.

Sur les parcelles témoins, les valeurs de κ sont fortes et stables dans le temps, la valeur moyenne de κ étant de 0,85 et son écart type de 0,08. Cette valeur moyenne correspond à celle d'une croûte d'érosion typique, par suite de l'utilisation des données de Casenave et Valentin [1989] pour l'estimation d'une correction à la sous-estimation de la pluie, et son application (voir section 4.1.2).

Sur les parcelles NT, et sur l'ensemble des années, on trouve seulement 4 valeurs de κ significativement plus basses que sur les parcelles témoins. Dans deux cas (bloc 1, première année, et bloc 2, troisième année) cette diminution de κ est liée à une activité de termite indésirable. Dans le deuxième de ces cas cette activité de termite était due à *Microtermes sp.* et n'était pas visible depuis la surface. Ce n'est qu'à la fin de l'expérimentation, lorsque des micro-profilés ont été creusés, que cet effet des termites a été détecté.

L'alternance de phases d'accumulation sableuse, principalement en début de saison des pluies, et de phases d'encroûtement, durant le coeur de la saison des pluies, induit une succession de niveaux d'encroûtement dans les dépôts sableux éoliens. L'analyse du rôle d'une couche de sable sur le ruissellement (section 4.3.2) laissait penser que celle-ci n'avait pas d'influence sur κ , la croûte sous-jacente n'étant affectée en aucune manière. Cependant, si la couche sableuse elle-même s'encroûte, κ peut évoluer. En effet, la croûte d'érosion située sous les dépôts est bien plus limitante que la croûte développée sur les dépôts sableux, qui

4.3. Ruissellement et infiltration sous pluie naturelle : résultats

atteint rarement le stade de croûte d'érosion en raison de la faible teneur en argile des dépôts éoliens ; on peut ainsi s'attendre à une diminution de κ , au moins dans le cas d'un dépôt sableux épais et pour des volumes de pluie pas trop importants — n'impliquant pas la saturation complète de l'horizon sableux. Ce phénomène pourrait expliquer pourquoi on observe parfois une diminution de κ sur les parcelles sans activité de termites.

Pour les parcelles T, le nombre de valeurs de κ significativement plus basses que sur les parcelles témoins est de 16, κ pouvant atteindre des valeurs très faibles, de l'ordre de 0,3. Toujours sur les parcelles T, on constate que dans 10 cas sur 12 il existe au moins une saison des pluies pour laquelle la valeur de κ est significativement plus basse que sur la parcelle témoin correspondante.

L'encroûtement des dépôts sableux a aussi été observé sur les parcelles T. La teneur en argile de ces dépôts étant accrue par la présence de placages de termites, les réencroûtements ont tendance à être plus marqués que sur les parcelles NT. En particulier, de véritables croûtes d'érosion peuvent apparaître. Cependant, la croûte d'origine tout comme la croûte nouvellement formée, sont perforées par les termites, et ainsi leur caractère limitant est atténué. La figure 4.9 montre un exemple de niveau sableux sur croûte d'érosion initiale dans le cas d'une parcelle avec activité de termites. On peut observer que la surface du dépôt sableux est encroûtée, mais surtout que la croûte d'origine, à la base du profil, a été complètement détruite par l'activité des termites durant quatre années. L'absence de porosité vésiculaire, associée en général au piégeage d'air, dans le niveau sableux accumulé sur les parcelles T, indique que la croûte d'origine, détruite, n'est plus limitante. Sur les parcelles NT au contraire, la présence systématique d'une porosité vésiculaire est un indicateur du caractère limitant de la croûte d'origine.



FIGURE 4.9 – Profil des 5 premiers centimètres de sol sur une parcelle avec activité de termite après quatre saisons des pluies. Les 5 cm de dépôts sableux éoliens surmontent la croûte d'origine très dégradée par l'activité des termites. On voit également la croûte nouvellement formée à la surface des dépôts sableux.

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

Jusqu'à présent, nous avons simplement différencié les parcelles T des parcelles NT, c'est à dire des traitements différents plus qu'une véritable présence/absence effective de termites. Si nous sommes sûrs — à deux exceptions près — qu'il n'y a jamais eu aucune activité de termites sur les parcelles NT, il n'est pas certain en revanche que l'on ait toujours une activité effective de termites sur les parcelles T, cette activité étant très variable dans le temps et l'espace. Nous allons donc tenter de préciser les résultats obtenus pour les parcelles T, en introduisant les résultats du suivi de l'activité des termites.

La figure 4.10 permet de visualiser l'évolution de l'activité des termites pour chaque parcelle T sur la durée de l'expérimentation. On peut observer d'une façon générale que cette activité des termites est concentrée en saison sèche et que l'intensité de l'activité diminue avec le temps à l'échelle des 3–4 ans, à cause de la consommation progressive de la paille. La paille une fois consommée, le maintien de l'activité des termites est uniquement assuré par la présence d'une couverture végétale, lorsque celle-ci a pu se développer. Nous considérerons qu'une activité de termites significative à l'échelle de la saison des pluies implique (i) une activité des termites plus ou moins continue, même si celle-ci est réduite ; (ii) au moins une occurrence d'un taux de recouvrement du sol par les placages supérieur à 25 %.

Pour les parcelles T et lorsque les valeurs de κ sont significativement plus basses que sur les parcelles témoins, on constate que dans onze cas sur seize il y a une activité de termites significative correspondante durant la saison des pluies. Dans cinq cas sur seize, on ne trouve pas d'activité significative des termites. Si l'on considère maintenant les valeurs de κ , toujours sur les parcelles T, qui n'étaient pas significativement plus basses que celles du témoin, dans 15 cas sur 24 on n'observe aucune activité de termites durant la saison des pluies, mais l'on observe également que dans 9 cas sur 24, une activité significative des termites ne se traduit par aucune diminution de κ .

On peut résumer ces observations en considérant que dans 65 % des cas le résultat est conforme à celui attendu : une activité des termites significative se traduit par une diminution de κ , l'absence d'activité de termites induit une absence d'évolution de κ . En revanche, dans 35 % des cas le résultat obtenu est inattendu : on a en effet soit une diminution significative de κ sans activité apparente des termites (12,5 % des cas), soit aucune évolution significative de κ alors qu'une activité significative de termites a été observée (22,5 % des cas).

4.3.4 Influence des termites sur le ruissellement à l'échelle de l'événement pluvieux

Jusqu'à présent nous avons travaillé à l'échelle d'une saison des pluies, et de façon très qualitative en ce qui concerne la caractérisation de l'activité des termites. Une analyse à l'échelle de l'événement pluvieux va maintenant permettre d'affiner notre connaissance de l'influence des termites sur le ruissellement, en introduisant l'intensité de leur activité

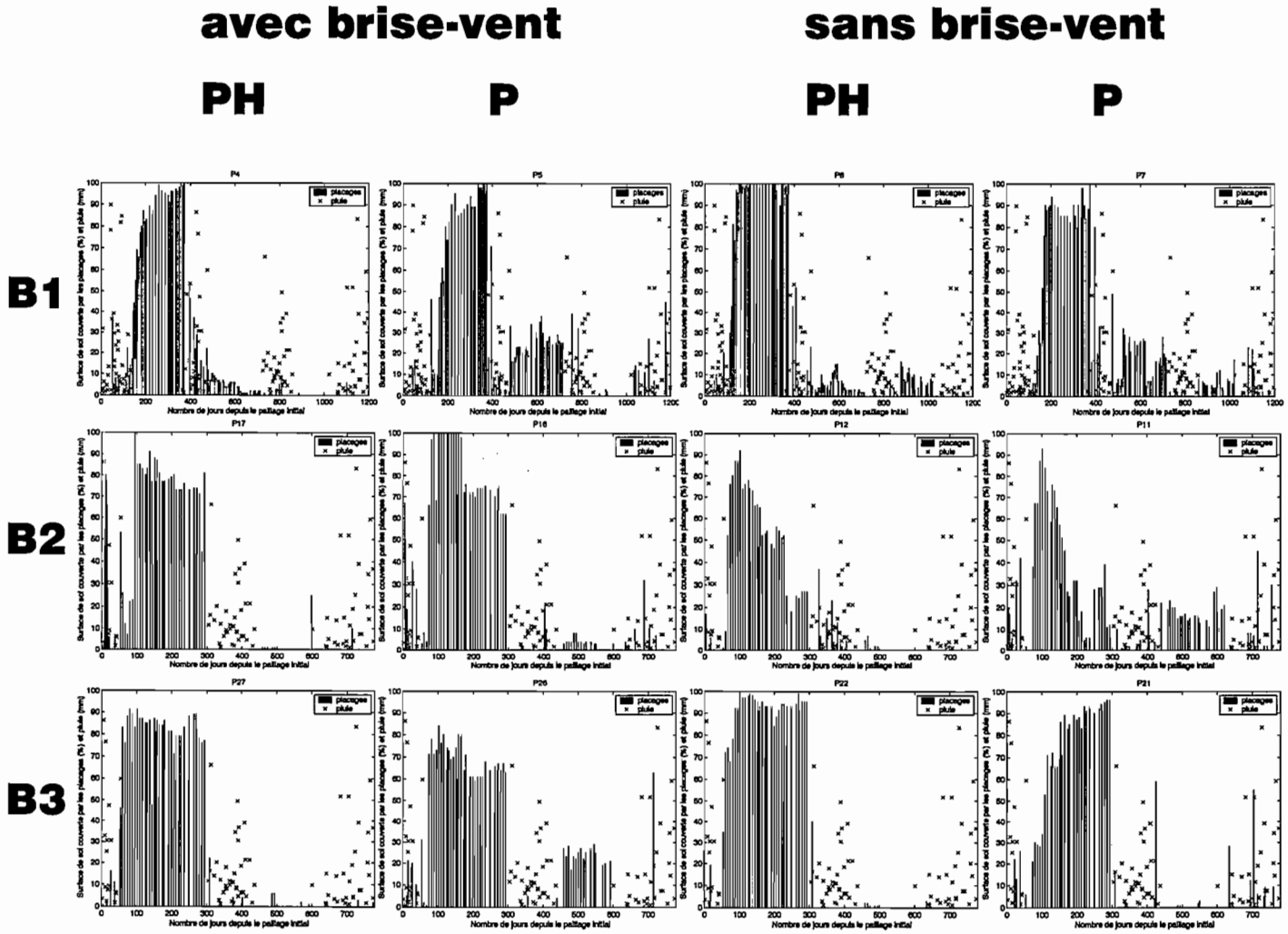


FIGURE 4.10 – Evolution de l'activité des termites sur la durée de l'expérimentation pour chaque parcelle T. Les lignes verticales correspondent à la proportion de la surface du sol couverte par les placages de termites (%) et les croix au volume des pluies (mm). L'abscisse représente le nombre de jours depuis le paillage initial.

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

comme facteur explicatif de leur effet hydrologique. Nous ne considérons dans cette analyse que les événements pluvieux pour lesquels nous sommes sûrs d'avoir une estimation de l'activité des termites précédant immédiatement l'événement, et les cas où l'activité des termites est non nulle — les cas où elle est nulle sont très nombreux, et les valeurs de ruissellement associées couvrent toute la gamme de ruissellement possible.

La figure 4.11 montre la relation existant entre l'intensité de l'activité des termites — exprimée par la densité d'orifices de galeries — et le rapport du volume de ruissellement sur la parcelle considérée au volume de ruissellement R_{ref} sur une parcelle de référence. Cette parcelle de référence est la parcelle paillée sans activité de termite la plus proche correspondante (même sous-bloc, PI pour P et PIH pour PH). On élimine ainsi en grande partie l'effet des dépôts sableux, ceux-ci étant également présents sur la parcelle de référence. Lorsque le rapport R/R_{ref} est égal à 1 le ruissellement ne diffère pas entre les deux parcelles, l'effet des termites est donc nul. On a distingué sur le graphique les deux espèces de termites.

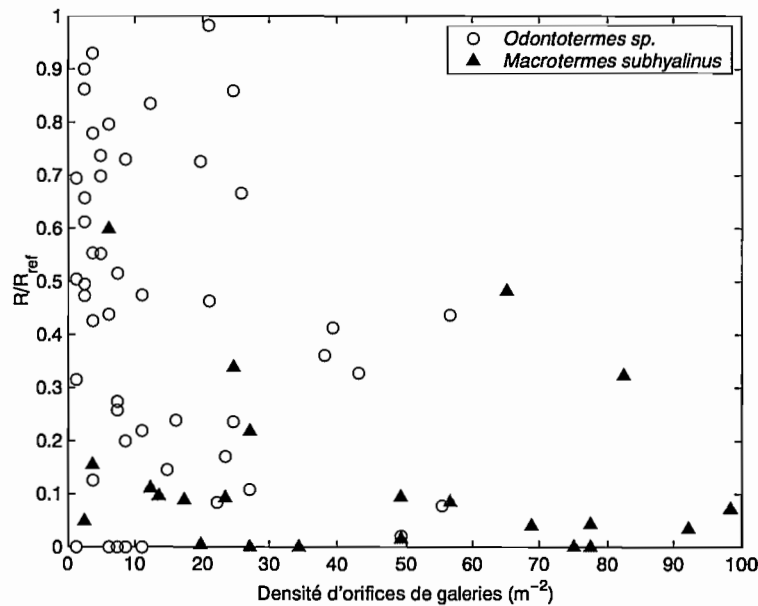


FIGURE 4.11 – Relation entre la densité d'orifices de galeries avant un épisode pluvieux et le ruissellement rapporté au ruissellement sur une parcelle de référence sans activité de termites (R/R_{ref}). Les mêmes parcelles ou les mêmes épisodes pluvieux peuvent figurer plusieurs fois.

Il existe bien une relation entre le nombre d'orifices de galeries et le ruissellement, qui est celle à laquelle on s'attend : plus le nombre d'orifices est important, plus le ruissellement est faible. On constate cependant une variabilité importante de l'influence des orifices de galeries, en particulier lorsque la densité d'orifices est inférieure à $30/m^2$. En dessous de ce seuil, on peut indifféremment avoir un effet important des orifices sur le ruissellement, ou pas d'effet du tout, tout comme on pouvait avoir (voir section 4.3.3) à l'échelle de la

4.3. Ruissellement et infiltration sous pluie naturelle : résultats

saison des pluies une activité de termites significative sans effet sur le ruissellement, ou au contraire une diminution du ruissellement sans activité significative de termites. Au dessus du seuil de densité, l'effet des termites est plus constant, le ruissellement étant toujours au moins divisé par deux.

Pour expliquer pourquoi le ruissellement peut être faible alors que la densité d'orifices de galeries est proche de 0, on peut invoquer la persistance probable dans le temps d'un effet des orifices de galeries, même lorsque ceux-ci ne sont plus visibles, du fait de la destruction de la croûte de surface. Cet effet potentiel de la destruction de la croûte fera l'objet d'une analyse spécifique dans la section 4.4.2.

Une interprétation possible de l'effet de seuil, compte tenu du fait que l'influence des orifices de galeries est très variable en dessous de celui-ci, est qu'il s'agit d'une conséquence de la variabilité spatiale de la position des orifices. Seuls les orifices situés sur les chemins d'écoulement ou dans les dépressions sont susceptibles de capter des quantités d'eau significatives et il en suffit de quelques uns bien placés seulement pour provoquer une diminution du ruissellement. Si le nombre d'orifices est faible, la probabilité d'avoir au moins quelques orifices bien placés est faible. Cela peut se produire ou pas, et en conséquence l'effet sur le ruissellement est très variable. Au fur et à mesure que le nombre d'orifices augmente, la probabilité qu'il y en ait au moins quelques uns de bien placés augmente et, lorsque cette probabilité tend vers l'unité, on a toujours un effet des orifices de galeries sur le ruissellement.

Une dernière chose peut être observée sur la figure 4.11. Pour une densité d'orifices de galeries donnée, l'effet sur le ruissellement est dépendant de l'espèce de termite considérée. L'activité de *Macrotermes subhyalinus*, dont les orifices de galeries sont plus larges que ceux d'*Odontotermes sp.*, se traduit toujours par une diminution du ruissellement, d'au moins 40 % par rapport au ruissellement sur la parcelle de référence. L'impact réel, à plus longue échéance, de l'activité de *Macrotermes subhyalinus* est cependant plus limité que ne le laisserait croire ce résultat. On constate en effet que le caractère systématique de la diminution du ruissellement en présence d'orifices de galeries créés par cette espèce de termite est lié au faible nombre de petites densités d'orifices. L'activité de *Macrotermes subhyalinus* est en fait très irrégulière dans le temps, et concentrée sur de courtes périodes où elle est en revanche intense. L'impact à moyen terme d'une activité aussi irrégulière n'est pas forcément important. L'activité d'*Odontotermes sp.*, beaucoup plus régulière dans le temps, pourrait être à moyen et long terme et malgré son intensité plus faible, plus bénéfique pour l'infiltration.

4.4 Résultats complémentaires

4.4.1 Evolution de la teneur en eau de l'horizon de surface du sol

La faible profondeur des galeries de termites et leur développement essentiellement horizontal suggèrent que l'eau pénétrant dans les orifices de galeries est absorbée préférentiellement dans les horizons de surface du sol, où elle peut profiter à la végétation à enracinement peu profond avant d'être redistribuée plus profondément dans le profil.

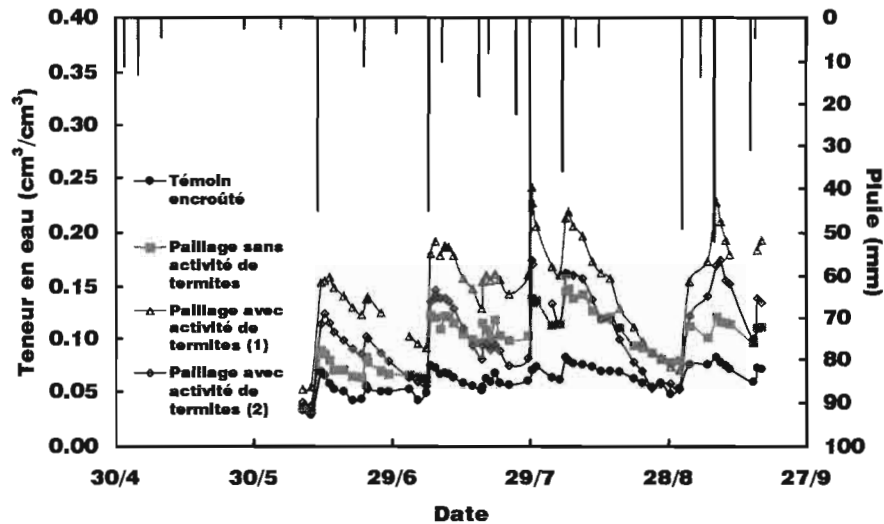


FIGURE 4.12 – Evolution de la teneur en eau volumique des 60 premiers centimètres du sol durant la saison des pluies 1997 pour différentes parcelles.

La figure 4.12 permet de suivre à l'échelle d'une saison des pluies l'évolution de la teneur en eau des 60 premiers centimètres de sol sur quatre parcelles différentes, dont une parcelle encroûtée, une parcelle sans activité de termites mais avec une accumulation de sable en surface — de l'ordre de 1,5 à 2 cm — et deux parcelles avec activité de termites (et des dépôts sableux également).

Sur la parcelle encroûtée, la teneur en eau est faible et évolue peu : elle est en général comprise entre 4 et 8 % au maximum. Sur la parcelle paillée sans activité de termites, les variations de teneur en eau sont plus importantes et sont fonction des précipitations. La valeur maximale observée de teneur en eau est de l'ordre de 15 %. Sur les parcelles avec activité de termites, les variations sont encore plus marquées, avec des teneurs en eau maximales pouvant aller jusqu'à 25 % environ. La teneur en eau augmente fortement dès les premières précipitations, et à l'échelle de la saison des pluies, la teneur en eau (0–60 cm) est la plupart du temps supérieure à 12 %. Cette ressource hydrique quasi-permanente permet le développement et la croissance de la végétation, dont les premières pousses furent observées vers le 15 juin. Le stock hydrique ne devient limité sur les parcelles avec activité

4.4. Résultats complémentaires

de termites qu'à la suite de longues périodes de sécheresse, telle la période de 3 semaines sans précipitations visible au mois d'août. Dans ces circonstances, on observe que la teneur en eau des parcelles avec activité de termites peut devenir inférieure à celle de la parcelle paillée sans activité de termites. La présence de végétation sur les parcelles avec activité de termites se traduit en effet par une forte évapotranspiration et une décroissance plus rapide du stock hydrique que sur la parcelle sans activité de termites, où aucune couverture végétale n'est présente.

Des profils gravimétriques de teneur en eau réalisés en août 1996 [Léonard et Rajot, 1998b] ont permis de constater que sur les parcelles avec activité de termites, le sol est humide jusqu'à plus de 80 cm de profondeur, alors que sur les parcelles sans activité de termites le sol devient sec à partir de 35–40 cm de profondeur environ.

4.4.2 Infiltration sous tension contrôlée : rôles respectifs des orifices de galeries et de la destruction localisée de la croûte

Le tableau 4.1 permet de comparer les valeurs moyennes d'infiltration en régime permanent obtenues pour trois pressions différentes (en lignes) et pour des états de surface différents (en colonnes), au moyen de l'infiltromètre à tension contrôlée. Les différentes colonnes du tableau correspondent ainsi respectivement aux situations suivantes :

- infiltration sur la matrice sableuse du sol, après que la croûte d'érosion ait été enlevée ;
- infiltration sur le sol encroûté ;
- infiltration sur le sol encroûté, quelques orifices de galeries étant visibles ;
- infiltration sur le sol encroûté, aucun orifice visible mais la croûte a été détruite localement par la création antérieure d'orifices de galeries ;
- infiltration à travers une croûte détruite à 50 % environ, suite à quatre années d'activité cumulée de *Odontotermes sp.* Il s'agit de la croûte d'érosion d'origine de l'une des parcelles de ruissellement, les dépôts sableux la recouvrant ayant été déblayés avant la mesure.

Tout d'abord, si l'on compare les valeurs de flux d'infiltration sur le sol encroûté — la situation initiale — à celles obtenues en présence d'une activité présente ou passée de termites, on constate que l'activité des termites induit une multiplication par 10 environ du flux d'infiltration, quelle que soit la pression utilisée. En revanche, le flux d'infiltration en présence d'une activité de termites est inférieur d'un facteur de l'ordre de 3 à ce que serait le flux d'infiltration sans la croûte de surface, et ce toujours quelle que soit la pression.

Outre le fait qu'ils soulignent une fois encore le rôle potentiel des termites sur l'infiltration, un point important de ces résultats est de montrer que la pression utilisée pour

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

TABLEAU 4.1 – Comparaison des flux d'infiltration stabilisés moyens (cm^3/s), avec leur erreur standard, pour trois pressions différentes et des états de surface sans activité de termites et avec activité de termites.

Pression	Sans activité de termites		Avec activité de termites		
	Matrice sableuse	Sol encroûté	Présence d'orifices de galeries	Destruction localisée de la croûte	Destruction généralisée de la croûte
	$n=2$	$n=3$	$n=3$	$n=9$	$n=1$
0 cm	$2,19 \pm 0,02$	$0,061 \pm 0,025$	$0,71 \pm 0,26$	$0,51 \pm 0,10$	1,12
-3 cm	$1,23 \pm 0,45$	$0,042 \pm 0,013$	$0,40 \pm 0,17$	$0,35 \pm 0,06$	0,64
-10 cm	$0,61 \pm 0,07$	$0,028 \pm 0,008$	$0,18 \pm 0,07$	$0,19 \pm 0,02$	0,31

l'infiltration de l'eau à la surface du sol ne modifie pas significativement le rapport du flux d'infiltration sur les sites avec activité de termites à celui obtenu sur le sol encroûté. Si les orifices de galeries jouaient un rôle important, par rapport à la simple destruction de la croûte, le rapport devrait être plus élevé lorsque la pression imposée est voisine de 0 que dans le cas des pressions négatives, où la taille des pores impliqués dans la circulation de l'eau est bien plus faible — 0,98 et 0,29 mm à -3 et -10 cm — que la taille des orifices de galeries.

La comparaison du cas où des orifices de galeries sont visibles avec celui où l'on a seulement des zones localisées où la croûte est détruite mène à la même conclusion. La différence entre les deux cas n'est pas significative, en conséquence les orifices de galeries ne semblent pas jouer un rôle plus important que la destruction localisée de la croûte. Cependant, il est probable que dans le cas où la pression imposée était voisine de 0, les orifices de galeries n'aient pas fonctionné à leur capacité maximale, à cause de la fine couche de sable utilisée pour assurer le contact entre le sol et l'infiltromètre (un tissu très fin et poreux posé sur le sol avant la mise en place de la couche de sable permettait d'éviter tout de même le colmatage des orifices). Il reste que, même si les orifices de galeries peuvent potentiellement infiltrer plus d'eau que les zones où la croûte est détruite, ces zones localisées peuvent augmenter d'un facteur 10 le flux d'infiltration par rapport à celui du sol encroûté — dans les conditions de l'expérimentation.

Dans le cas où c'est une très large surface de croûte qui est détruite — 50 % de la surface totale pour l'exemple figurant en dernière colonne du tableau 4.1 — comme cela peut être le cas après une longue période d'activité d'*Odontotermes sp.*, le flux d'infiltration devient très important. Dans notre exemple, le flux d'infiltration vaut à peu près la moitié de ce qu'il serait sur une surface non encroûtée. Dans la mesure où environ la moitié de la surface de la croûte est détruite, on peut supposer qu'il existe — au moins lorsque la destruction de la croûte est généralisée — une relation de proportionnalité entre la surface de croûte détruite et le flux d'infiltration, celui-ci tendant vers le flux d'infiltration à travers la matrice sableuse du sol lorsque la destruction est totale.

4.5 Synthèse des résultats expérimentaux : quantification et processus

4.5.1 Quantification de l'effet des termites sur le ruissellement et l'infiltration

Pour synthétiser de façon simple l'influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration, ainsi que sa variabilité, nous avons estimé pour chacun des traitements la distribution de fréquences du coefficient de ruissellement $KR = R/P$ d'une pluie de 30 mm, au moyen de la procédure suivante :

- on recherche l'ensemble des parcelles-années correspondant au traitement considéré ;
- pour chaque parcelle-année retenue, on utilise les paramètres κ et ϕ de la relation $R(P)$ et leur erreur standard pour générer un échantillon de 30 valeurs de KR (méthode de Monte Carlo) ;
- on regroupe les échantillons obtenus pour chaque parcelle-année, afin de calculer les statistiques désirées pour le traitement considéré.

Sur les parcelles témoins encroûtées et sur les parcelles paillées sans activité de termites, les valeurs moyennes de KR sont respectivement de 0,71 et 0,54. La valeur inférieure de KR pour les parcelles paillées sans activité de termites est liée à la présence de dépôts sableux plus ou moins épais. Pour l'ensemble des parcelles avec activité de termites, $KR=0,34$. Cependant, sur les parcelles où aucune végétation ne s'est développée, l'activité des termites a progressivement diminué avec la disparition de la paille. Si l'on distingue ce cas de celui où l'activité des termites a été plus ou moins continue, les valeurs de KR sont respectivement de 0,40 et 0,28. Dans ce dernier cas enfin, on peut distinguer les parcelles non protégées du vent, caractérisées par des accumulations sableuses plus importantes, de celles protégées du vent : les valeurs de KR sont alors de 0,22 et 0,34 respectivement. Ainsi, lorsque l'action des termites s'est maintenue grâce au développement d'une couverture végétale, la lame infiltrée (pour une pluie de 30 mm) a augmenté d'un facteur 2,7 par rapport à celle d'un sol encroûté. On peut estimer que les accumulations sableuses plus ou moins importantes ont contribué à raison de 25 % à peu près à cette augmentation de l'infiltration, l'effet propre de l'activité des termites étant donc de l'ordre d'un facteur de 2,3.

En ce qui concerne la variabilité, elle est très faible sur les parcelles témoins ($CV=12\%$) et élevée sur les parcelles avec activité de termites ($CV=59\%$, 90 % des valeurs distribuées plus ou moins uniformément entre 0,06 et 0,65). L'analyse des valeurs de ruissellement à l'échelle de l'événement pluvieux a permis de montrer que la variabilité de l'influence des termites sur le ruissellement s'expliquait en partie par les variations de l'intensité de leur activité. Cependant, pour une intensité d'activité donnée, il subsiste une importante variabilité du ruissellement liée à de petites variations du nombre d'orifices de galeries, aux

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

variations de leur taille et de leur position. Cette variabilité résiduelle est d'autant plus importante que l'intensité de l'activité des termites est faible.

4.5.2 Termites et restauration des sols encroûtés

L'expérimentation sous pluie naturelle qui nous a servi à estimer l'influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration avait pour objectif initial d'étudier comment un paillage de la surface des zones de sol encroûtées pouvait aboutir à une restauration des propriétés hydrodynamiques ainsi que de la couverture végétale de ces zones. L'analyse de l'évolution dans le temps des valeurs de KR d'une pluie de 30 mm pour trois traitements (sans brise-vent) correspondant respectivement à un sol encroûté non paillé (C), un sol encroûté paillé avec herbicide (PH) — pour empêcher le développement de la végétation — et un sol encroûté paillé sans herbicide (P), permet de déterminer dans quelles conditions la stimulation de l'activité des termites par un paillage se traduit par une restauration durable du sol (Fig. 4.13).

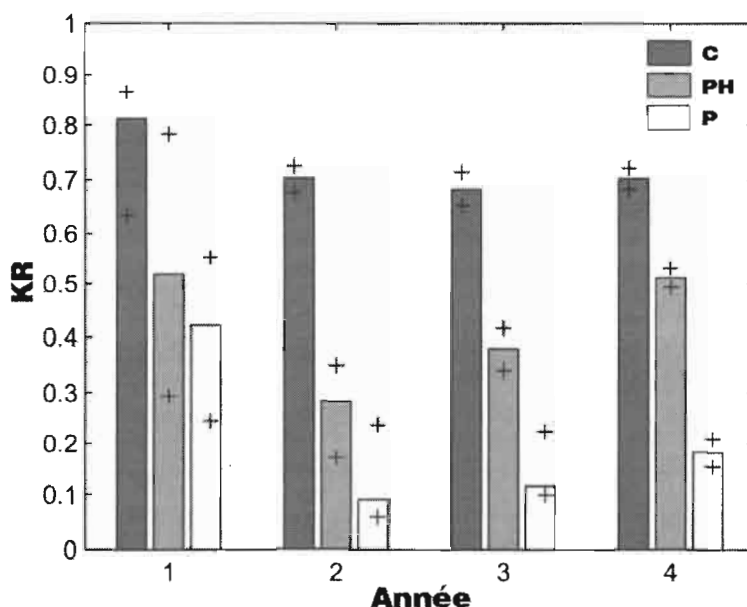


FIGURE 4.13 – Evolution du coefficient de ruissellement KR , correspondant à une pluie de 30 mm, durant les quatre années suivant le paillage initial. Les barres représentent la valeur médiane de KR , les signes + délimitent l'intervalle interquartile, c'est à dire que 50 % des valeurs de KR tombent dans cet intervalle. C = témoin encroûté, PH = paillage avec herbicide, P = paillage sans herbicide. Aucune protection contre le vent.

Pour le sol encroûté non paillé, les valeurs de KR sont élevées et évoluent peu dans le temps. Sur les parcelles où un paillage a été effectué, on constate en revanche dès la première année une diminution de KR . Pour les années suivantes, l'évolution de KR dépend du développement ou non d'une couverture végétale.

4.5. Synthèse des résultats expérimentaux : quantification et processus

- Dans le cas où de l'herbicide a été appliqué, la diminution des valeurs de KR se poursuit la deuxième année, puis celles-ci ont tendance à augmenter de nouveau les années suivantes. A la fin de la deuxième saison sèche la paille a en effet été entièrement consommée par les termites, et la présence d'herbicide empêchant le développement d'une couverture végétale (Fig. 4.14), l'activité des termites disparaît progressivement, faute d'une source de nourriture suffisante, entraînant l'augmentation du ruissellement.
- Dans le cas sans herbicide (qui correspond aux conditions naturelles), l'augmentation de la teneur en eau du sol consécutive à l'amélioration de l'infiltration — ainsi que la présence d'une grande variété de graines dans les dépôts sableux [Léonard et Rajot, 1998a] — entraîne dès la première année le développement d'une végétation pionnière. La couverture végétale peut atteindre 30 % de la surface du sol après 3–4 ans (Fig. 4.14), et c'est elle qui permet la poursuite de l'activité des termites après que la paille ait été entièrement consommée. En conséquence, les valeurs de KR se maintiennent à des niveaux très faibles (de 0,1 à 0,2). On notera que le faible ruissellement et la présence d'une couverture végétale permettent en outre de limiter fortement l'érosion du sol.

Ainsi, le paillage d'un sol encroûté est susceptible d'amorcer un processus de restauration durable, au cours duquel la stimulation initiale de l'activité des termites se traduit par une augmentation de l'infiltration et du stock hydrique du sol, ces conditions favorisant le développement d'une couverture végétale qui, en retour, permet le maintien de l'activité des termites.

4.5.3 Processus impliqués : synthèse en vue de la modélisation

Dans notre contexte d'étude, à cause de la large taille des orifices de galeries et de la nature très perméable de la matrice sableuse du sol qui constitue les parois de celles-ci, la capacité d'infiltration potentielle des macropores de termites est très élevée, de l'ordre de plusieurs cm^3/s . Elle est en conséquence peu limitante, ce qui a été confirmé par les observations sous pluie naturelle et simulée que nous avons pu effectuer. Nous avons en effet rarement vu des macropores de termites fonctionner en charge, le ruissellement ne permettant pas de les alimenter à leur capacité maximale. Nous avons constaté au contraire que la plupart du temps l'eau n'occupait qu'une partie de la section des galeries, et s'écoulait sur les parois de celles-ci sous la forme d'un film liquide à surface libre.

Ces observations suggèrent (i) que la connaissance de la capacité d'infiltration des macropores de termites — dont on peut estimer par des mesures la valeur moyenne, pour un type de sol et une espèce de termites par exemple — n'est pas suffisante pour expliquer les importantes variations de l'impact hydrologique des termites que nous avons observées ; (ii) que l'impact hydrologique des termites est plutôt gouverné par l'interaction entre les orifices de galeries à la surface du sol et le ruissellement. Ainsi, le rôle des macropores de

Chapitre 4. Influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration : quantification expérimentale et analyse des processus impliqués

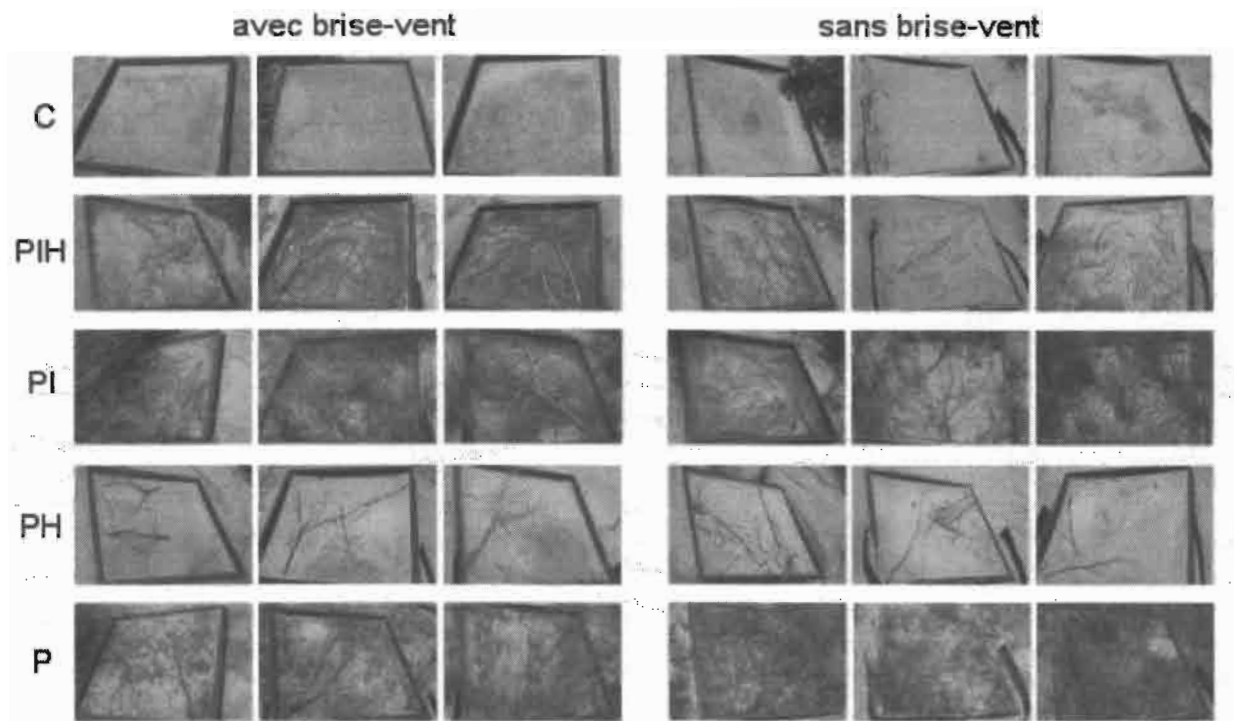


FIGURE 4.14 – Photographies des parcelles de ruissellement 3–4 ans après le paillage initial (C = témoin encroûté, PIH = paillage avec insecticide et herbicide, PI = paillage avec insecticide, PH = paillage avec herbicide, P = paillage).

termites dépendrait plus de leur capacité à intercepter l'eau de ruissellement à la surface du sol — donc de leur taille et de leur position — que de leur capacité potentielle d'infiltration. Nous avons de fait observé que certains macropores ne fonctionnaient parfois pratiquement pas, leur position défavorable limitant fortement leur alimentation par le ruissellement.

Le fait que l'influence des macropores créés par les termites soit contrôlée principalement par les caractéristiques des orifices de galeries à la surface du sol est très important d'un point de vue pratique. Les placages de termites, facilement observables, nous donnent en effet accès aux informations les plus importantes concernant ces orifices de galeries : densité et position, par quelles espèces de termites ces orifices ont été créés — ce qui permet de leur associer une distribution de diamètres caractéristique estimée à partir de mesures sur un échantillon.

Par ailleurs, — et sans aucun doute parce que le réseau de galeries créé par les termites est peu profond et à développement essentiellement horizontal — nous n'avons jamais observé une pénétration profonde d'eau dans le sol directement par l'intermédiaire des galeries de termites. L'eau qui pénètre en surface dans les orifices de galeries est absorbée dans les 15 premiers centimètres de sol à travers les parois de celles-ci. Ce sont les processus classiques de redistribution de l'eau dans le profil de sol qui permettent au front d'humectation

4.5. Synthèse des résultats expérimentaux : quantification et processus

d'atteindre une profondeur importante (> 1 m). Les modèles classiques d'infiltration, basés sur l'équation de Darcy–Richards, sont donc probablement adaptés pour décrire l'évolution de la distribution de l'eau dans le sol dans ces circonstances.

Un dernier point important est le rôle potentiel de la destruction de la croûte de surface — lors de la création des orifices de galeries, où par suite de la fragilisation de la croûte le long des axes du réseau lorsque celui-ci est situé immédiatement sous la surface du sol —, ce rôle étant susceptible de persister après la disparition des orifices de galeries. Le point essentiel à considérer si l'on veut modéliser ce phénomène, est que ces zones affectées par la destruction de la croûte sont de dimensions réduites et ne représentent qu'une petite partie de la surface du sol. En conséquence, si leur capacité d'infiltration n'est pas excédée, ce qui est susceptible de se produire compte tenu de la perméabilité élevée de la matrice du sol, leur influence sera dépendante, comme celle des macropores, de leur capacité à intercepter l'eau de ruissellement à la surface du sol et donc de leur taille et de leur position.

Chapitre 5

Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

OBJECTIFS :

L'objectif de ce chapitre est de proposer et d'analyser un modèle de l'influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration dans notre contexte d'étude, et plus généralement, un modèle de l'interaction entre de petites zones à capacité d'infiltration non limitante et le ruissellement de surface.

Le développement d'un modèle de l'influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration est une suite logique à notre étude expérimentale. En effet, s'il subsiste peu de doutes sur l'augmentation de l'infiltration consécutive à l'activité des termites, la large variabilité observée incite à une analyse plus fine. Compte tenu du nombre de facteurs impliqués dans le rôle plus ou moins important des termites sur le ruissellement et l'infiltration (densité, taille, distribution spatiale des orifices, intensité de pluie ou propriétés hydrodynamiques du sol, pour n'en citer que quelques uns) une approche expérimentale serait très lourde et coûteuse. La modélisation permet dans ce contexte de tester des hypothèses de fonctionnement par simulation. Elle permet d'affiner nos connaissances et peut éventuellement aider à imaginer des expérimentations complémentaires pertinentes. Par ailleurs un modèle est un outil privilégié d'intégration des connaissances, un moyen de généralisation et de transposition des résultats dont nous avons grandement besoin dans le domaine de l'influence hydrologique de la macrofaune du sol [Léonard *et al.*, 2000a].

Dans la mesure où le rôle de l'alimentation en eau des macropores par le ruissellement semblait très important dans notre contexte d'étude (voir section 4.5.3) et aussi parce qu'il s'agit d'un processus peu étudié (aucun modèle de l'influence des macropores sur

l'infiltration ne prend en compte ce phénomène), nous avons choisi dans ce travail de modélisation de privilégier le mécanisme d'interception du ruissellement par les macropores suggéré par notre étude expérimentale, plutôt que les mécanismes décrivant l'écoulement de l'eau dans les galeries et son absorption à l'interface galerie-matrice du sol. Il s'agit d'une hypothèse forte, dont la validité n'est pas établie a priori, mais que les résultats de la modélisation devraient permettre de tester.

La démarche de modélisation que nous avons adoptée [Léonard *et al.*, 1999, 2000] consiste à coupler un modèle spatialisé de ruissellement à un modèle de l'interaction entre le ruissellement et des macropores. Chaque macropore est localisé dans le champ de ruissellement qui décrit la distribution spatiale de l'eau à la surface du sol. Un modèle d'interception du ruissellement par les macropores permet d'estimer la quantité d'eau susceptible de pénétrer à un instant donné dans le macropore considéré en fonction du champ local de ruissellement.

5.1 Description du modèle

5.1.1 Modélisation du ruissellement

Choix du modèle

Puisque — selon notre hypothèse principale — l'influence des macropores dépend fortement de leur capacité à intercepter localement l'eau de ruissellement, le modèle spatialisé de ruissellement qui servira de support au modèle d'interception de l'eau par les macropores doit être le plus réaliste possible.

De très nombreux modèles ont été utilisés en hydrologie pour décrire le ruissellement. Le modèle de type onde cinématique fait partie des plus utilisés, en général dans sa version uni-dimensionnelle, l'écoulement s'effectuant dans un réseau extrait à partir de la topographie. Ce modèle est dérivé des équations de St. Venant en négligeant dans l'équation du mouvement les termes d'accélération locale et convective ainsi que le gradient de pression. Sous ces hypothèses, l'équation du mouvement se réduit à une condition d'équilibre entre le terme gravitaire et le terme de frottement (éq. (5.2)). Le système de St. Venant ainsi simplifié s'écrit en une dimension [Chow *et al.*, 1988] :

$$\frac{\partial hU}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial t} = S \quad (5.1)$$

$$S_0 = S_f \quad (5.2)$$

où h désigne la hauteur d'eau, U la vitesse moyenne sur la verticale, S un éventuel terme source ou puits (pluie, infiltration), S_0 la pente du fond et S_f la pente de friction, qui dépend de h et de U . La pente de friction S_f , qui est la perte de charge par unité de longueur associée aux frottements, est inconnue et doit être estimée. On utilise en général

5.1. Description du modèle

pour cela des formules de perte de charge [Chow *et al.*, 1988], établies pour des conduites ou canaux en régime permanent uniforme et pour un écoulement turbulent, par exemple la formule de Manning qui, dans le cas du ruissellement (la largeur de l'écoulement étant très supérieure à h , le rayon hydraulique est approximativement égal à h) s'écrit :

$$S_f = \left(\frac{nU}{h^{2/3}} \right)^2 \quad (5.3)$$

où n est le coefficient de frottement de Manning. En combinant les équations (5.2) et (5.3), on obtient pour l'équation du mouvement (5.2) :

$$U = \frac{1}{n} h^{2/3} S_0^{1/2} \quad (5.4)$$

Les cas où ce modèle d'onde cinématique est une simplification acceptable du système complet de St. Venant ont été étudiés en détail, nous nous référons par exemple à Vieira [1983] ou Moussa et Bocquillon [1996]. D'une manière générale ce modèle s'applique, en 1D ou 2D, dans le cas de pentes fortes où les termes de gravité et de frottement dominant. Dans le cas d'une topographie complexe cependant, d'autres facteurs entrent en ligne de compte pour déterminer l'applicabilité d'un modèle de type onde cinématique. En particulier, dans la mesure où l'écoulement est proportionnel à la pente du sol, les cas où la pente est nulle ou à contresens ne peuvent être gérés. La solution à ce problème passe par un traitement de la topographie visant à éliminer les tronçons à pente nulle ou en contre-pente. Lorsque la topographie comporte des dépressions, celles-ci sont donc éliminées, ce qui rend les résultats du modèle de ruissellement peu réalistes. Dans le travail effectué par Ahyerre [1999], l'utilisation d'un modèle de type onde cinématique pour simuler l'écoulement de l'eau dans une conduite d'égout n'a pas permis de tenir compte de la topographie chaotique du fond, et en conséquence des variations locales importantes de la vitesse. Les taux de cisaillement estimés à partir de la vitesse furent ainsi très sous-estimés.

Par ailleurs, le fait que les modèles de ruissellement utilisés en hydrologie considèrent souvent un écoulement uni-dimensionnel dans un réseau de drainage déterminé à partir de la topographie, peut constituer une limite importante de ces modèles pour certaines applications. En effet, une des caractéristiques essentielles du ruissellement est que la hauteur d'eau h est en général du même ordre de grandeur que l'amplitude des variations d'altitude associées à la topographie. Dans une telle situation, les axes de drainage peuvent être difficiles à déterminer, et ils sont de plus susceptibles d'évoluer dynamiquement en fonction par exemple de l'intensité de la pluie.

Les contraintes à respecter pour le choix d'un modèle de ruissellement adapté à notre problématique sont donc les suivantes :

- la simulation de l'écoulement à la surface du sol doit reproduire le mieux possible le champ de ruissellement, compte tenu du rôle majeur que joue localement la répartition spatiale de l'eau pour l'alimentation des macropores ;

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

- la préférence va à un modèle bi-dimensionnel car les chemins d'écoulement sont susceptibles d'évoluer durant un épisode pluvieux ;
- les modèles trop simplifiés — de type onde cinématique — doivent être évités, car ils nécessitent un traitement de la topographie qui va à l'encontre d'une simulation réaliste du champ de hauteur d'eau et de vitesse dans notre cas.

Compte tenu de ces contraintes, la fourchette de choix du modèle de ruissellement est relativement restreinte. Dans la section suivante nous décrivons et discutons le modèle retenu, en l'occurrence les équations de St. Venant 2D ou « shallow water equations ».

Le modèle de ruissellement

Le choix du modèle de ruissellement s'est porté sur les équations de St. Venant 2D. Ces équations sont directement dérivées des équations de Navier–Stokes qui décrivent d'une façon très générale l'écoulement d'un fluide quelconque. Ces équations de Navier–Stokes peuvent être simplifiées dans le cas d'un écoulement essentiellement horizontal [Vreugdenhil, 1994; Lane, 1998], où la hauteur d'eau est faible devant une dimension caractéristique horizontale du domaine ou de l'écoulement — longueur d'onde caractéristique de la topographie par exemple, dans notre cas. La faible épaisseur relative de l'écoulement permet de négliger, dans les équations de Navier–Stokes, les accélérations verticales — liées à la courbure des lignes de courant — devant la pesanteur et de considérer que la pression est hydrostatique sur la verticale. Après quelques simplifications rendues possibles par cette hypothèse et après que des conditions à la limite appropriées aient été fixées au fond et à la surface [Vreugdenhil, 1994; Lane, 1998] les équations de Navier–Stokes sont intégrées sur la verticale pour éliminer la vitesse verticale et obtenir les équations de St. Venant en deux dimensions. Ces équations ont été utilisées pour la simulation du ruissellement [Zhang et Cundy, 1989; Tayfur *et al.*, 1993; Esteves *et al.*, 2000] et sont largement utilisées dans de nombreux domaines y compris à des échelles assez larges comme en océanographie et météorologie [Vreugdenhil, 1994].

Les équations bi-dimensionnelles de St. Venant consistent en une équation pour la conservation de la masse (5.5) et deux équations pour la conservation de la quantité de mouvement (5.6) et (5.7), une pour chacune des directions horizontales de l'espace. Nous écrivons le système de St. Venant sous la forme hauteur d'eau–vitesse que nous avons utilisée, en introduisant par anticipation dans l'équation de continuité un terme source représentant l'intensité de pluie et des termes puits représentant respectivement le flux d'infiltration à travers le sol et dans les macropores. Les équations de St. Venant considérées sont ainsi :

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial hu}{\partial x} + \frac{\partial hv}{\partial y} = r - (1 - \omega)i - \frac{q_m}{\partial x \partial y} \quad (5.5)$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \frac{\partial h}{\partial x} + g \frac{\partial z}{\partial x} + g S_{f_x} = 0 \quad (5.6)$$

5.1. Description du modèle

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \frac{\partial h}{\partial y} + g \frac{\partial z}{\partial y} + g S_{f_y} = 0 \quad (5.7)$$

où h est la hauteur d'eau, t est le temps, u et v sont les composantes en x et en y de la vitesse moyenne sur la verticale U , r est l'intensité de la pluie, ω est la proportion de la surface couverte localement par les macropores, i est le flux d'infiltration à travers la surface du sol, q_m est le débit entrant dans le(s) macropore(s), g est l'accélération de la pesanteur, z est l'altitude de la surface du sol, S_{f_x} et S_{f_y} sont les composantes en x et en y de S_f , la perte de charge par unité de longueur.

Dans les équations du mouvement, les valeurs de S_{f_x} et S_{f_y} ne sont pas connues et doivent être déterminées pour fermer le système d'équations. Nous avons déjà vu que les équations de perte de charge établies pour des conduites ou canaux en régime permanent uniforme et pour un écoulement turbulent pouvaient être utilisées pour estimer S_f . Pour le ruissellement on utilise classiquement la formule de Darcy–Weisbach [Chow *et al.*, 1988] plutôt que celle de Manning, ce qui donne :

$$\begin{aligned} S_{f_x} &= \frac{f u \sqrt{u^2 + v^2}}{8gh} \\ S_{f_y} &= \frac{f v \sqrt{u^2 + v^2}}{8gh} \end{aligned} \quad (5.8)$$

où f est le coefficient de frottement de Darcy–Weisbach. Ce coefficient de frottement est supposé constant au cours de la durée d'une simulation, malgré le fait qu'il soit connu que la résistance à l'écoulement diminue avec l'augmentation du débit [Azmon, 1992]. L'évolution en fonction du débit (ou du nombre de Reynolds) du coefficient de frottement est difficile à estimer et l'erreur introduite en le supposant constant est probablement faible devant l'erreur associée à la détermination de sa valeur asymptotique et à la non prise en compte de sa variabilité spatiale. Il est intéressant de noter à ce propos que, contrairement au cas des cours d'eau où des coefficients de frottement typiques ont été depuis longtemps associés à la nature du lit ou des berges [Chow, 1959], il n'existe à ce jour aucun moyen d'estimer le coefficient de frottement d'un sol à partir des caractéristiques de la surface de celui-ci. Les diverses méthodes de caractérisation de la rugosité du sol ont été souvent utilisées pour mettre en relation rugosité et détention superficielle [Kamphorst, 2000], jamais pour mettre en relation rugosité et coefficients de frottement, sans doute à cause de la difficulté à mesurer la vitesse de l'eau in situ lors d'un épisode pluvieux. En conséquence, le coefficient de frottement est en général un paramètre de calage. Il s'agit du talon d'Achille des équations de St. Venant et de la plupart des modèles de ruissellement par extension.

5.1.2 Modélisation de l'infiltration

Nous avons utilisé l'approximation de Green et Ampt [1911] pour la modélisation de l'infiltration de l'eau à travers la surface du sol afin d'éviter une résolution numérique de

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

l'équation de Richards sur chaque unité de discrétisation de l'espace. Cette approximation consiste à considérer que l'on a une transition abrupte entre une zone d'infiltration où la teneur en eau est à saturation et une zone non encore affectée par l'infiltration où la teneur en eau est à sa valeur initiale. Dans ces conditions la loi de Darcy s'écrit :

$$i = K_s \frac{h + L + \psi}{L} \quad (5.9)$$

où K_s est la conductivité hydraulique à saturation du sol, h est la hauteur d'eau à la surface du sol, L est la profondeur du front d'humectation et ψ est la succion capillaire au front d'humectation. L est obtenue par le rapport $I/(\theta_s - \theta_i)$ où I est la lame d'eau infiltrée et θ_s et θ_i sont respectivement la teneur en eau à saturation et la teneur en eau initiale du sol. Une estimation de ψ peut être obtenue par l'intégration de la courbe de conductivité hydraulique du sol en fonction de la pression $K(p)$ [Neuman, 1976], où p fait référence à la pression dans le sol et p_i à la valeur initiale de p :

$$\psi = \frac{1}{K_s} \int_0^{p_i} K(p) dp \quad (5.10)$$

La valeur de i fournie par l'équation de Darcy est une vitesse d'infiltration potentielle. Si la somme de l'intensité de pluie et des apports latéraux d'eau de ruissellement est inférieure à i alors l'infiltration est limitée à la lame d'eau disponible. On notera que le couplage entre le modèle de ruissellement et le modèle d'infiltration s'effectue par l'intermédiaire de la hauteur d'eau h à la surface du sol.

Nous avons préféré le modèle de Green et Ampt [1911] — qui est une approximation de la physique du problème de l'infiltration — plutôt que le modèle de Philip [1957] par exemple — qui est une approximation mathématique du problème physique. L'avantage du modèle de Green et Ampt est que l'infiltration dépend directement de la conductivité hydraulique à saturation du sol, de la teneur en eau initiale et finale du sol et de la hauteur d'eau à la surface du sol, dont les valeurs peuvent être mesurées. Le modèle de Green et Ampt permet par ailleurs d'évaluer, par exemple, l'influence de la teneur en eau initiale ou celle de la charge à la surface du sol sur l'infiltration. Le seul paramètre non directement mesurable est ψ qui peut cependant être estimé à partir de $K(p)$. De nombreuses bases de données sur les sols contiennent toutes les informations nécessaires à l'utilisation du modèle de Green et Ampt pour un type de sol donné (défini en fonction de sa texture), ce qui peut se révéler très utile pour transposer des résultats à des sols différents. Le modèle de Green et Ampt est en général bien adapté aux sols à texture grossière. La comparaison de résultats issus de la résolution numérique de l'équation de Richards sur le sol sableux de notre domaine d'étude sahélien avec ceux obtenus à l'aide du modèle de Green et Ampt nous a permis de le vérifier.

5.1.3 Interaction macropores—ruissellement

La distribution spatiale de l'eau à la surface du sol à un instant donné étant fournie par le modèle de ruissellement, on veut déterminer à partir de cette information le flux d'eau

5.1. Description du modèle

susceptible d'être absorbé par chaque macropore. L'interception de l'eau par un orifice — lorsque celui-ci n'est pas en charge — est un problème délicat de mécanique des fluides numérique. Une collaboration avec B. Maury (Laboratoire d'Analyse Numérique, Paris 6) avait été mise en place autour de ce problème. Une résolution numérique des équations de Navier–Stokes pour simuler l'écoulement autour d'un trou avait été évoquée dans ce cadre, le principal problème identifié étant l'apparition d'une zone sèche à l'aval du trou. Les expérimentations numériques n'ayant pu être réalisées, nous nous sommes tournés vers une expérimentation en laboratoire, effectuée à Bondy, dont l'objectif était de permettre l'observation de l'écoulement en présence d'un orifice pour différents débits et des rapports hauteur d'eau–vitesse différents, et de permettre ensuite une validation d'un éventuel modèle d'interception de l'eau par les macropores. La présentation de l'expérimentation n'est pas nécessaire ici — seules les observations générales sont utilisées —, celle-ci sera présentée dans la section traitant du test de la composante macropore du modèle (section 5.2.2, page 98).

Interception du ruissellement par un macropore

Lorsque l'on observe visuellement l'écoulement de l'eau en présence d'un orifice circulaire, sur un plan incliné par exemple, deux remarques peuvent être effectuées.

- La courbure de la surface de l'eau n'est visible qu'à proximité immédiate de l'orifice. L'influence de l'orifice ne s'étend donc pas très loin de celui-ci — tout au moins pour ce qui est d'une influence significative.
- Si l'on se place au dessus de l'orifice et que l'on observe le film d'eau pénétrant dans celui-ci, on peut constater que l'épaisseur de ce film d'eau est maximale lorsque les lignes de courant sont perpendiculaires à la bordure du trou et qu'elle tend vers 0 lorsque les lignes de courant sont tangentes à la bordure. Par ailleurs, dans la zone aval du trou l'eau ne pénètre pas dans celui-ci.

La première observation suggère que le flux d'eau intercepté par un orifice circulaire n'est pas beaucoup plus grand que $2RhU$ où R est le rayon de l'orifice, sinon la perturbation de la surface libre occasionnée par le trou serait plus marquée. La seconde observation suggère elle que (i) seule la composante radiale du flux dirigée vers le centre du trou est interceptée par celui-ci ; (ii) en un point donné de la bordure du trou, le flux pourrait être approximativement proportionnel à la composante normale de l'écoulement par rapport à la bordure du trou. Autrement dit, le flux intercepté par un macropore serait le flux du vecteur hU à travers la courbe C délimitant le trou, à ceci près que seule la composante radiale de hU dirigée vers le centre du trou (que nous noterons hU^*) est considérée (Fig. 5.1). On a ainsi pour un orifice quelconque :

$$q_m = \oint_C (hU^* \cdot n) dl \quad (5.11)$$

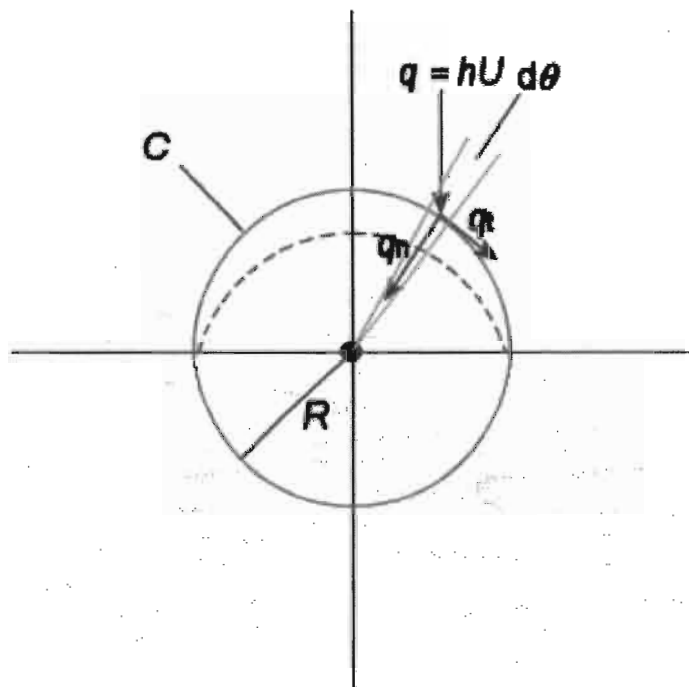


FIGURE 5.1 – Représentation schématique du modèle d'interception. La courbe en pointillés délimite le film d'eau pénétrant dans le macropore. Le débit pénétrant le macropore à travers un petit arc de C de longueur $dl = R \cdot d\theta$ est égal à $q_n \cdot dl$ si q_n est dirigé vers le centre du macropore, à 0 dans le cas contraire.

et pour un orifice circulaire de rayon R :

$$q_m = R \oint_C (hU^* \cdot n) d\theta \quad (5.12)$$

La dernière équation se réduit à $q_m = 2RhU$ lorsque l'écoulement est uni-directionnel, ce qui est en accord avec la première des deux observations visuelles citées ci-dessus.

Généralisation

Le processus d'interception du ruissellement que nous avons décrit et dont nous avons proposé une formulation quantitative n'est probablement pas spécifique aux macropores. On peut sans doute l'observer, d'une manière plus générale, pour toute zone du sol à capacité d'infiltration non limitante. Il est donc possible que l'influence des zones du sol où la croûte de surface a été détruite par les termites soit, dans certains cas (lorsque leur capacité d'infiltration n'est pas limitante), dépendante de leur capacité à intercepter le ruissellement. Dans ce cas, ces zones du sol où la croûte de surface est détruite seront gérées de la même manière que les macropores.

5.1. Description du modèle

Capacité maximale d'infiltration

Le modèle d'interception que nous avons proposé cesse d'être valide chaque fois que la capacité d'infiltration maximale du macropore considéré est atteinte soit (i) lorsque le flux est limité par la taille de l'orifice à la surface du sol ou par la section minimum de la galerie sous-jacente à laquelle celui-ci est connecté ; (ii) lorsque la capacité d'absorption des parois et de la base de la galerie est atteinte ; (iii) si l'on considère une petite zone perméable de sol plutôt qu'un macropore, lorsque sa capacité d'infiltration est atteinte.

Nous avons introduit la possibilité de spécifier directement la capacité d'infiltration maximale des macropores. Il est en effet souvent plus facile de mesurer directement celle-ci, que de l'estimer à partir des caractéristiques internes inconnues du réseau de galeries et des propriétés hydrodynamiques du sol. Par ailleurs, deux procédures permettent (i) d'estimer la limite à l'infiltration provenant de la taille de l'orifice à la surface du sol ; (ii) d'estimer la capacité d'infiltration d'une petite zone circulaire de sol à partir de ses caractéristiques hydrodynamiques. Chaque fois que la capacité d'infiltration maximale d'un macropore est atteinte, le modèle en tient compte et n'autorise pas un flux d'eau plus important que celle-ci. Dans ce cas un signal est enregistré par le modèle, la fréquence de ces signaux étant un indicateur de la validité de notre hypothèse selon laquelle le mécanisme d'interception de l'eau de ruissellement est dominant.

Dans le cas d'une limite à l'infiltration provenant de la taille de l'orifice à la surface du sol, les observations effectuées sur le terrain lors de tests d'infiltration sous charge dans de nombreux macropores de termites, avec dans certains cas de l'eau colorée au bleu de méthylène, nous ont permis de constater que l'écoulement n'occupait en général la totalité de la section d'une galerie qu'à proximité de la surface du sol. Au delà, l'écoulement redevient à surface libre et à la pression atmosphérique. Cela peut s'expliquer par (i) le fait que le diamètre d'un orifice est souvent légèrement plus petit que celui de la galerie connectée à celui-ci. Il s'agit d'une situation relativement fréquente dans le cas d'*Odontotermes sp.* ; (ii) le fait que la capacité d'absorption des parois des galeries est très élevée, ce qui se traduit par l'infiltration rapide de l'eau dans celles-ci et une diminution rapide du débit, donc de la section occupée, avec la profondeur. Cette situation est très caractéristique du cas de *Macrotermes subhyalinus* où en général, même lors d'une infiltration sous charge, seule une partie de la section des galeries est colorée à partir de quelques centimètres de profondeur seulement.

La distance sur laquelle l'écoulement occupe toute la section d'une galerie est donc la plupart du temps limitée à quelques centimètres au maximum. Dans ces conditions, on peut négliger les frottements sur les parois et appliquer l'équation de Bernoulli entre la surface libre de l'eau à la surface du sol (x_1) et le point dans la galerie où la pression de l'eau redevient atmosphérique (x_2), afin d'estimer la vitesse de l'eau en ce point et donc le débit, si l'on fait le produit de la vitesse par la section de la galerie :

$$\frac{\rho v_1^2}{2} + p_1 + \rho g z_1 = \frac{\rho v_2^2}{2} + p_2 + \rho g z_2 \quad (5.13)$$

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

où ρ est la masse volumique de l'eau, v la vitesse, p la pression et z l'altitude. La pression n'intervient pas dans ce problème car elle est égale en x_1 et x_2 , on a par ailleurs $v = 0$ en x_1 et $z_2 - z_1 = h + \delta$, δ étant la distance verticale entre la surface du sol et x_2 . La vitesse en x_2 est donc $\sqrt{2g(h + \delta)}$, l'expression que l'on obtient alors pour le débit, dans le cas d'un orifice de rayon R et en faisant le produit de la vitesse par la section de l'orifice, est connue sous le nom de loi de Torricelli [Lencastre, 1996] :

$$q_m = \pi R^2 \sqrt{2g(h + \delta)} \quad (5.14)$$

Le point le plus délicat dans l'application de cette équation est la détermination de la valeur de δ . Dans le cas où le diamètre de l'orifice est inférieur à celui de la galerie sous-jacente, l'écoulement est similaire à un écoulement dans un orifice en mince paroi pratiqué dans le fond d'un récipient, δ est alors approximativement égal au rayon de l'orifice [Lencastre, 1996]. Nous utiliserons cette approximation dans le cas d'*Odontotermes sp.* Pour *Macrotermes subhyalinus* les essais d'infiltration d'eau colorée suggèrent une valeur de δ de l'ordre de 5 cm.

Pour estimer la capacité d'infiltration d'une petite zone circulaire de sol, pouvant correspondre par exemple à une zone où la croûte de surface a été détruite localement et dont le diamètre est typiquement celui de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte, il faut tenir compte de la nature tri-dimensionnelle de l'écoulement, afin de ne pas sous-estimer le flux d'infiltration. L'équation de Wooding [Wooding, 1968] permet d'estimer le flux d'infiltration en régime permanent à travers une source circulaire de rayon R , dans un sol homogène et isotrope, à partir de la courbe de conductivité du sol exprimée sous la forme $K(p) = K_s \exp(c \cdot p)$:

$$q_m = \pi R^2 K_s \left(1 + \frac{4}{\pi R c} \right) \quad (5.15)$$

où K_s est la conductivité hydraulique à saturation de la matrice du sol et c est un coefficient empirique dont la valeur est essentiellement reliée à la texture du sol. Ces paramètres sont facilement obtenus à partir d'essais d'infiltrométrie sous tension.

Nous avons effectué un test, à partir de données disponibles, pour évaluer l'intérêt de tenir compte de la nature tri-dimensionnelle de l'écoulement. Il s'agissait d'estimer, à partir des mesures d'infiltration sous tension (le diamètre de la source étant de 20 cm), le flux à travers une source de 5 cm, qui est le diamètre du petit anneau qui nous a permis de caractériser la capacité d'infiltration des macropores de termites. Dans les deux cas, des mesures avaient été effectuées sur la matrice sableuse du sol. Le produit du flux par unité de surface obtenu à l'aide de l'infiltromètre pour une pression voisine de 0, par l'aire correspondant à un diamètre de 5 cm, donne un flux de 0,13 cm³/s. L'application de l'équation de Wooding, au moyen des valeurs de K_s et c obtenues à partir des mesures d'infiltration sous tension, donne un flux de 0,31 cm³/s. La valeur expérimentale de ce flux est de 0,50 cm³/s, mais la mesure a été effectuée sous une charge de 1 à 2 cm d'eau, le flux d'infiltration ayant été de ce fait légèrement surestimé. L'estimation obtenue à l'aide de l'équation de Wooding est donc

5.1. Description du modèle

probablement correcte. Dans le cas de sources d'infiltration dont le diamètre est de l'ordre du centimètre — les zones de sol où la croûte est détruite dans notre contexte — l'effet de la nature tri-dimensionnelle de l'écoulement est susceptible d'être encore plus marqué, ce qui rend plus nécessaire encore le passage par l'équation de Wooding pour l'estimation de la capacité d'infiltration de ces petites zones très perméables. On notera qu'il existe des formulations alternatives à l'équation de Wooding, s'appliquant en particulier au cas d'un régime transitoire [Smettem *et al.*, 1994; Haverkamp *et al.*, 1994], mais compte tenu des incertitudes sur les caractéristiques hydrodynamiques du sol, la taille de la source, et certains paramètres de forme dans ces formulations, leur utilisation ne se justifiait pas.

Il est intéressant de noter que, selon que la capacité d'infiltration d'une petite zone perméable du sol sera limitante ou pas, le flux d'infiltration à travers celle-ci dépendra alternativement de sa surface, ou de ses dimensions linéaires.

5.1.4 Résolution numérique

L'application des équations de St. Venant au cas du ruissellement de surface pose des problèmes difficiles [Zhang et Cundy, 1989], associés en particulier à la faible épaisseur de la lame d'eau (grande sensibilité aux oscillations numériques pouvant se traduire par l'obtention de hauteurs d'eau négatives; importance des termes de frottement), au caractère tourmenté de la topographie, à la présence de termes source (pluie) ou puits (infiltration) non négligeables. Le code utilisé pour la résolution des équations (5.5), (5.6) et (5.7) est le fruit de l'adaptation d'un code existant, qui avait l'avantage d'être déjà dédié à la simulation du ruissellement, avec infiltration et intensité de pluie variable [Esteves *et al.*, 2000]. Nous avons apporté de nombreuses modifications à ce code d'origine, les principales concernant le traitement des conditions initiales et aux limites. Nous avons également développé le module permettant de gérer l'interaction entre des macropores (ou de petites zones perméables) et le ruissellement.

Schéma numérique

Le schéma numérique utilisé est le schéma de MacCormack [MacCormack, 1971] développé à l'origine pour des applications aéronautiques. Il s'agit [Garcia et Kahawita, 1986; Fennema et Chaudhry, 1990] d'un schéma explicite aux différences finies, du second ordre, de type prédicteur-correcteur, qui avait déjà été utilisé pour simuler le ruissellement de surface [Zhang et Cundy, 1989; Tayfur *et al.*, 1993]. Il est connu en particulier pour son aptitude à gérer les discontinuités et les chocs dans l'écoulement et est relativement simple à mettre en oeuvre. La description du fonctionnement de ce schéma est laborieuse dans le cas du système d'équations de St. Venant. Nous référons à Zhang et Cundy [1989] ou Esteves *et al.* [2000] pour cela, et nous illustrerons l'application du schéma de MacCormack à partir du cas plus simple d'une équation d'advection en une dimension [Ganzha et Vorozhtsov, 1996], ce qui a le mérite de rendre la compréhension de ce schéma plus évidente.

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

L'équation considérée est :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + a \frac{\partial u}{\partial x} = 0 \quad (5.16)$$

Un premier calcul permet d'obtenir une valeur provisoire de u en utilisant une discrétisation avant pour la dérivée spatiale :

$$\tilde{u}_j = u_j^n - \Delta t \cdot a \left(\frac{u_{j+1}^n - u_j^n}{\Delta x} \right) \quad (5.17)$$

où j fait référence à la discrétisation de l'espace et n à celle du temps. La valeur finale de u est alors calculée en utilisant une discrétisation arrière pour la dérivée spatiale et la valeur provisoire \tilde{u} :

$$u_j^{n+1} = \frac{1}{2} \left[u_j^n + \tilde{u}_j - \Delta t \cdot a \left(\frac{\tilde{u}_j - \tilde{u}_{j-1}}{\Delta x} \right) \right] \quad (5.18)$$

Au pas de temps suivant, on utilise une discrétisation arrière pour le prédicteur et une discrétisation avant pour le correcteur.

Dans le cas des équations de St. Venant qui nous intéresse, ce schéma est appliqué séparément pour chaque équation, sur une grille de discrétisation de l'espace régulière à mailles carrées. Les conditions initiales et aux limites permettent de spécifier le problème à aborder.

Conditions initiales

Dans le cas d'un ruissellement de surface sous pluie, la condition initiale typique est $t = 0$, $h = 0$, $u = 0$, $v = 0$. La condition $h = 0$ est problématique, car elle conduit à une singularité (division par zéro) dans le modèle, localisée dans le terme de frottement lorsque c'est la forme hauteur d'eau-vitesse des équations de St. Venant qui est utilisée. Il est possible de faire l'hypothèse d'un mince film d'eau réparti sur l'ensemble du domaine au début de la simulation [Zhang et Cundy, 1989]. Esteves *et al.* [2000] ont fait eux le choix d'utiliser un modèle simplifié pour le calcul des vitesses lorsque la hauteur d'eau était inférieure à un certain seuil (0,1 mm). Nous avons conservé le principe d'une hauteur d'eau limite, que l'on trouve également dans Paquier [1995]. La valeur seuil que nous avons retenue est de 10^{-6} m, ce qui permet de considérer la vitesse comme nulle dans ce cas. Des tests nous ont par ailleurs permis de constater que l'on obtenait une meilleure conservation de la masse si la hauteur d'eau limite était très faible. Outre le fait que ce traitement spécial des faibles hauteurs d'eau permet de démarrer une simulation sur un sol sec, il permet également, dans le cas d'une pluie discontinue, de gérer l'apparition de zones sèches dans le domaine au cours d'une simulation.

Conditions aux limites

Le domaine considéré pour nos applications est une parcelle fermée sur les cotés et en amont, et ouverte à l'aval. Sur les bords fermés de la parcelle, la condition imposée

5.1. Description du modèle

est simplement $U_n = 0$, n désignant la direction normale à la frontière. La composante tangentielle de la vitesse est laissée libre. Dans la mesure où la composante normale à la frontière de la vitesse est nulle, sa dérivée est nulle également, et il vient, à partir de l'équation du mouvement (5.6) ou (5.7), que l'on doit vérifier :

$$g \frac{\partial h}{\partial n} + g \frac{\partial z}{\partial n} = 0 \quad (5.19)$$

ce qui signifie simplement que la surface de l'eau doit être horizontale. Cette dernière condition ne peut être réalisée que si $\partial z / \partial n = 0$ puisqu'en début de simulation la hauteur d'eau est négligeable et ne permet pas d'équilibrer la pente du sol. On tient donc compte de la nécessité d'avoir une pente nulle au bord, lors de l'extrapolation des données topographiques sur la limite.

La frontière ouverte — ou libre — localisée à l'aval du domaine est une frontière artificielle, qui ne doit ni contraindre l'écoulement, ni modifier la solution à l'intérieur du domaine, ni provoquer des instabilités numériques [Roed et Cooper, 1986]. Ce type de frontière est commun en océanographie par exemple, dans la mesure où l'on envisage rarement de simuler l'écoulement dans tout l'océan, et qu'il faut alors délimiter le domaine de manière artificielle [Roed et Cooper, 1986]. Lorsque l'écoulement est de type lent ou fluvial (nombre de Froude < 1 , soit $U < \sqrt{gh}$), on doit imposer au moins une condition à la limite pour obtenir un problème bien posé dans le cas d'un écoulement sortant. Des conditions à la limite supplémentaires sont cependant nécessaires pour la résolution numérique afin que les variables h , u et v soient définies sur la frontière [Vreugdenhil, 1994].

Pour gérer une frontière ouverte lorsque les variables d'intérêt ne sont pas mesurées au niveau de celle-ci, il est possible [Vreugdenhil, 1994] : (i) d'utiliser diverses formes d'extrapolation des variables de l'intérieur du domaine vers la frontière ; (ii) d'utiliser des règles de symétrie pour définir les variables sur des noeuds fictifs extérieurs au domaine, de manière à ce que le schéma numérique puisse être appliqué jusqu'à la frontière incluse ; (iii) d'utiliser un schéma numérique tronqué n'utilisant que les noeuds disponibles. Par ailleurs, il est préférable de placer la frontière ouverte dans une zone où l'écoulement est peu variable. On peut envisager, pour satisfaire à cette dernière condition, d'étendre artificiellement le domaine afin d'homogénéiser et de simplifier progressivement les conditions du problème [Roed et Cooper, 1986].

La procédure que nous avons utilisé pour gérer la frontière ouverte aval est la suivante.

- Le domaine est étendu d'une longueur correspondant à 20 % de sa longueur initiale. Dans la première moitié de cette extension, la topographie est progressivement lissée. La seconde moitié de l'extension du domaine est constituée d'un plan incliné homogène d'une pente de 5 %.
- Dans la mesure où le calcul du flux de ruissellement sortant est effectué au niveau de la frontière réelle du domaine considéré, en amont de l'extension, on élimine les termes source ou puits (pluie et infiltration) au niveau de l'extension du domaine, de

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

manière à pouvoir imposer une condition de gradient nul sur chacune des variables. L'application de cette condition s'effectue en reportant sur la frontière les valeurs de h et v du noeuds intérieur amont. On considère par ailleurs que $u = 0$ puisque l'on est sur un plan incliné parfait.

Des tests numériques nous ont permis de constater que la procédure de lissage de la topographie et d'homogénéisation des paramètres de la simulation au niveau de la frontière ouverte était déterminante pour la qualité des résultats — en particulier en terme de bilan de masse, qui reste (lorsque cette procédure est utilisée) inférieur à $\pm 2-3$ %. En revanche, l'utilisation d'un schéma tronqué — au lieu d'une procédure d'extrapolation des variables — pour fournir une condition à la limite à la frontière n'a pas modifié sensiblement les résultats (≈ 2 %).

Cas particulier : plan incliné avec flux imposé à l'amont

Des conditions initiales et aux limites différentes sont utilisées pour l'application du modèle au cas d'un flux imposé à l'amont d'un plan incliné (cas de l'expérimentation en laboratoire que nous avons réalisée). Dans le cas d'un plan incliné, les caractéristiques de l'écoulement en régime permanent peuvent être déterminées analytiquement à partir du débit unitaire entrant q (rapport du débit entrant à la largeur du plan incliné), de la pente α du plan incliné et du coefficient de frottement f :

$$\begin{aligned}h &= \left(\frac{fq^2}{8g\alpha} \right)^{1/3} \\v &= q/h \\u &= 0\end{aligned}\tag{5.20}$$

On initialise alors la simulation à partir des caractéristiques du régime permanent, et l'on attend simplement que l'écoulement se stabilise à proximité immédiate et en aval du(des) macropore(s), ce qui permet de réduire considérablement le temps de calcul. Les caractéristiques connues de l'écoulement en régime permanent permettent également d'imposer la valeur des différentes variables au niveau de la frontière amont, les autres frontières étant gérées comme précédemment.

Traitement des hauteurs d'eau négatives

Les schémas numériques d'ordre supérieur à 1 en différences finies ne permettent pas de garantir que les bornes physiques d'une variable soient respectées [Ferziger et Peric, 1999]. La hauteur d'eau est une variable bornée à 0 qui ne peut prendre que des valeurs positives. Cependant, lors de la résolution numérique des équations de St. Venant, des valeurs négatives peuvent apparaître, en particulier dans le cas du ruissellement de surface où les

5.1. Description du modèle

hauteurs d'eau sont très faibles et si la grille de résolution est grossière. En général, l'apparition de hauteurs d'eau négatives provoque des instabilités numériques. Dans la version d'origine du code, ces hauteurs négatives étaient mises à 0, la quantité d'eau nécessaire pour effectuer cette correction étant prélevée sur les noeuds adjacents afin de ne pas modifier le bilan de masse en introduisant artificiellement de l'eau [Esteves *et al.*, 2000]. Nous avons conservé la remise à 0 des hauteurs négatives, mais la quantité d'eau nécessaire pour effectuer la correction est prélevée sur l'ensemble des noeuds et en proportion de h pour minimiser l'ampleur relative des perturbations introduites.

Interception du ruissellement par les macropores

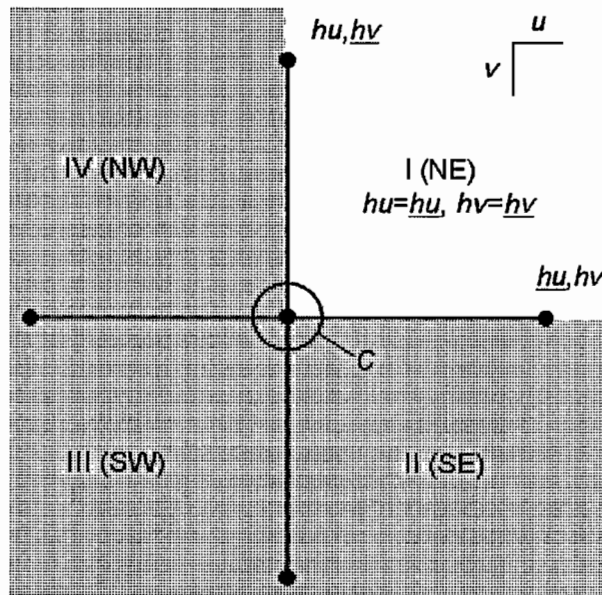


FIGURE 5.2 – Illustration de l'estimation de la valeur de $hU = (hu, hv)$ correspondant à l'un des quadrants délimités (I, NE).

L'application de l'équation (5.12) pour estimer le flux d'infiltration associé à l'interception du ruissellement par un macropore circulaire implique que la valeur de hU soit connue en tous points de la courbe C délimitant l'orifice du macropore; or les valeurs de hU ne sont connues qu'aux noeuds de la grille de résolution. L'approche que nous avons suivie pour appliquer l'équation (5.12) est la suivante. L'espace est découpé en quadrants à partir du centre du macropore considéré (ce centre correspond toujours à un noeuds de la grille de résolution numérique). Pour chaque quadrant considéré séparément, la valeur de hU est supposée constante, ses deux composantes hu et hv étant déterminées comme indiqué sur la figure 5.2. Si la composante radiale de hu ou hv n'est pas dirigée vers le centre du macropore considéré, celle-ci est annulée. L'intégrale de l'équation (5.12) entre 0 et $\pi/2$ pour hU constant, qui vaut $R(hu + hv)$, permet d'estimer le flux entrant dans le macropore pour chaque quadrant puis de sommer ces quatre contributions pour obtenir q_m .

5.2 Test et analyse numérique du modèle proposé

5.2.1 Test du modèle de ruissellement : comparaison des résultats numériques à des solutions analytiques

Des solutions analytiques des équations de St. Venant peuvent parfois être obtenues pour des cas élémentaires, en général en une dimension et sans terme de frottement. Ces solutions analytiques sont utiles pour tester la résolution numérique des équations et vérifier l'absence d'erreurs de programmation. Nous avons comparé les résultats obtenus par la voie numérique à des solutions analytiques pour deux cas d'écoulement uni-dimensionnel. Le modèle utilisé pour la résolution numérique étant bi-dimensionnel, les conditions du problème sont considérées comme homogènes dans l'une des directions de l'espace. L'objectif était de vérifier la mise en oeuvre de l'algorithme de résolution numérique plus que de valider la méthode de résolution elle-même, le schéma de MacCormack ayant déjà fait l'objet de nombreux tests (voir par exemple Garcia et Kahawita [1986]).

Le premier cas d'écoulement que nous allons aborder est très souvent employé comme test pour les schémas de résolution numérique des équations de St. Venant. Il s'agit d'un problème en régime transitoire pouvant être assimilé à une rupture de barrage dans des conditions idéalisées : fond plat, absence de frottement. On trouve la solution analytique à ce problème dans Stoker [1958]. Nous avons considéré un domaine de 2000 m de long sur 1000 m de large. Le pas d'espace que nous avons utilisé est de 20 m et le pas de temps de 5,5 s. A $t = 0$ l'eau est au repos avec pour $x \in [-1000, 0]$ m $h = 1$ m et pour $x \in [0, 1000]$ m $h = 0,5$ m. Les valeurs de h et v aux deux extrémités du domaine n'évoluent pas dans le temps dans la mesure où les résultats de la simulation sont donnés à $t = 200$ s, avant que la perturbation de l'écoulement n'atteigne les frontières. La figure 5.3(a) permet de comparer le profil simulé de la ligne d'eau avec la solution analytique. Les résultats de la simulation numérique apparaissent excellents, la différence avec la solution analytique étant toujours très petite. On notera en particulier que le choc est très bien reproduit. Les oscillations que l'on peut observer au niveau des zones de fort gradient sont caractéristiques des schémas du second ordre [Vreugdenhil, 1994; Ferziger et Peric, 1999].

Le second cas test a l'intérêt d'introduire des variations dans la topographie. On peut considérer qu'il s'agit d'un test plus pertinent que le premier dans la mesure où le modèle sera ensuite utilisé principalement dans le cas du ruissellement sur une topographie complexe. Le terme de frottement n'est pas considéré. Le domaine étudié est un carré de 60 cm de côté (-30 cm à 30 cm). Le profil du fond est donné par $z(x) = 0,15 \exp(-0,03x^2)$, ce qui se traduit par la présence d'une bosse de 0,15 cm de haut en $x = 0$. Le pas d'espace utilisé est de 2 cm, le pas de temps de 0,02 s. Un flux unitaire de $10 \text{ cm}^2/\text{s}$ est imposé à l'amont du domaine, où la hauteur d'eau est fixée à 0,9 cm (régime de type fluvial, $U/\sqrt{gh}=0,37$). Le principe de conservation de l'énergie (équation de Bernoulli (5.13), page 89) — en terme de charge hydraulique ici — permet d'obtenir une solution semi-analytique pour le profil

5.2. Test et analyse numérique du modèle proposé

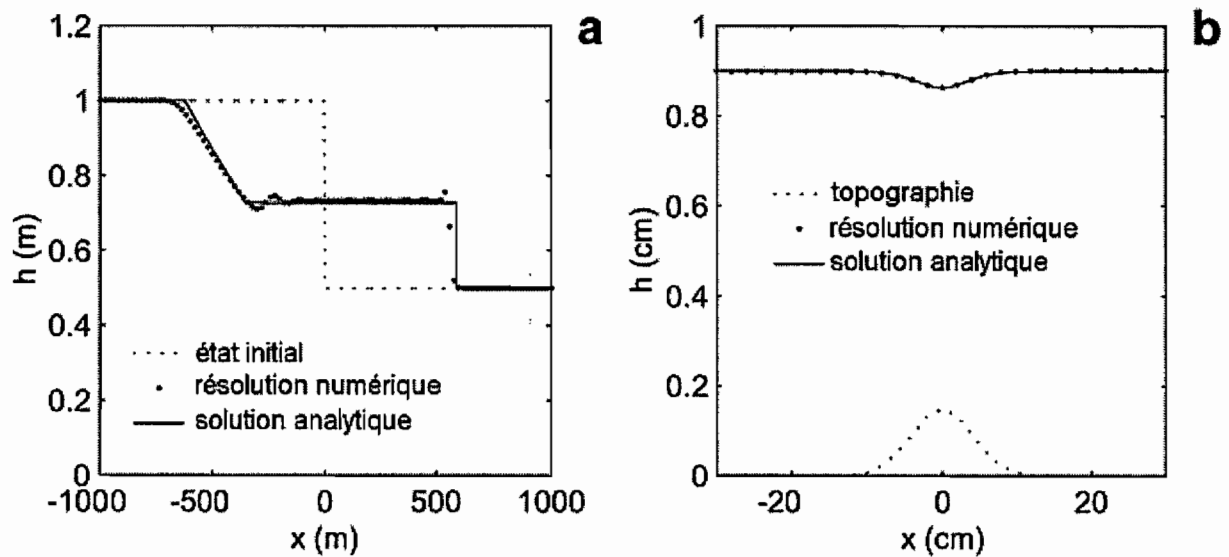


FIGURE 5.3 – Comparaison de résultats numériques aux solutions analytiques correspondantes. (a) test en régime transitoire : rupture de barrage. (b) test en régime permanent avec topographie variable.

de la surface de l'eau à l'équilibre en posant :

$$\frac{q^2}{2gh(x)^2} + h(x) + z(x) = \frac{q^2}{2gh_{\text{amont}}} + h_{\text{amont}} + z_{\text{amont}} \quad (5.21)$$

et en résolvant pour h en chaque point à l'aide d'une méthode itérative. Les résultats, présentés dans la figure 5.3(b) sont ici aussi très satisfaisants.

Ces deux tests nous ont également permis de vérifier qu'en l'absence de frottement le pas de temps optimum pour les simulations (assurant à la fois la stabilité, une solution précise — les oscillations étant en particulier très limitées — et un temps de calcul minimal) est déterminé par la condition de Courant–Friedrichs–Levy (CFL) :

$$\Delta t < \min \left(C_n \cdot \frac{\Delta x, \Delta y}{u, v + \sqrt{gh}} \right) \quad (5.22)$$

où C_n — le nombre de Courant — vaut 1 en théorie (en pratique on prend souvent une valeur légèrement inférieure à 1).

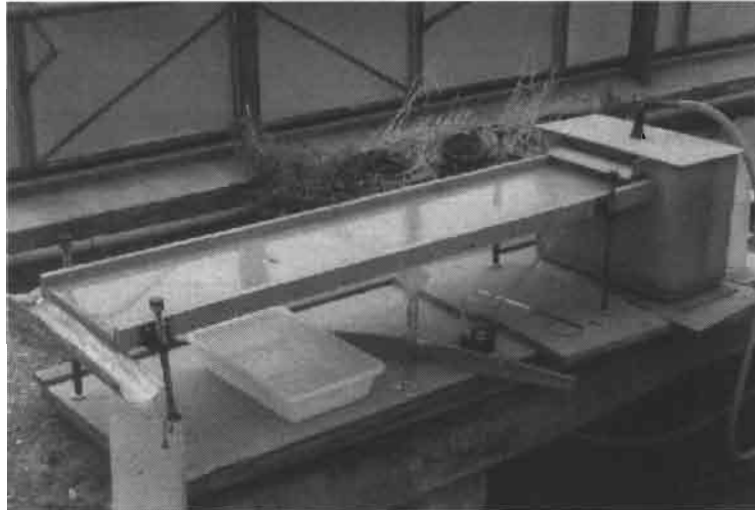


FIGURE 5.4 – Photographie du dispositif expérimental utilisé pour le test de la composante macropores du modèle.

5.2.2 Test de la composante macropores du modèle : expérimentation en laboratoire

Description de l'expérimentation

Une expérimentation en laboratoire a été mise en place afin de tester la capacité du modèle à prédire le flux d'eau pénétrant dans un macropore dans des conditions variées (diamètre de l'orifice, débit, hauteur d'eau et vitesse). Cette expérimentation consistait en un plan incliné en bois de 1,20 m de long sur 0,25 m de large, à l'amont duquel un débit pouvait être imposé, celui-ci pouvant être modifié et contrôlé (Fig. 5.4). Sur un plan incliné, les caractéristiques moyennes de l'écoulement qui sont assez facilement accessibles permettent de déterminer la hauteur d'eau et la vitesse à proximité d'un macropore. Dans le cas d'une topographie variable, il aurait été nécessaire de mesurer localement des hauteurs d'eau et des vitesses, ce que l'on ne sait actuellement pas faire correctement dans le cas d'une lame d'eau très mince. Les valeurs extrêmes de débit que nous avons utilisées, rapportées à la largeur du plan incliné, sont 0,5 et 16,7 cm²/s. Pour un débit donné, la variation de la pente du plan incliné permet d'obtenir un couple hauteur d'eau-vitesse différent. Les valeurs extrêmes de pente que nous avons utilisées sont ≈ 0 m/m et 0,038 m/m. Deux diamètres de trou ont été considérés : 5 mm et 12 mm, les valeurs de δ dans l'équation (5.14) étant respectivement dans ces deux cas de 18 mm et 28 mm (longueur de l'ajutage de l'orifice).

Le débit entrant à l'amont du plan incliné était mesuré — avec une précision de l'ordre de 2 % — de façon volumétrique (une vanne permettant de diriger l'eau vers une éprouvette pour la mesure), de même que le débit à la sortie des orifices constituant les macropores.

5.2. Test et analyse numérique du modèle proposé

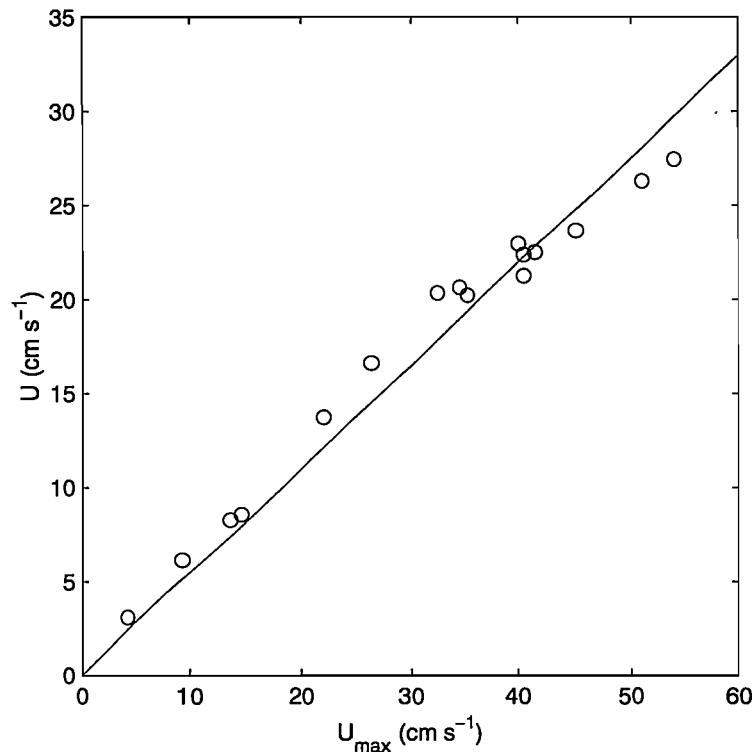


FIGURE 5.5 – Relation entre vitesse moyenne estimée par q/h et vitesse maximale mesurée. La pente de la droite est égale à 0,55.

La vitesse moyenne de l'eau était généralement estimée à partir de la mesure de la vitesse maximale, celle-ci étant obtenue par injection d'un colorant dans l'eau et mesure du temps mis par l'avant du nuage pour parcourir 1 m. Une valeur de 0,67 pour le rapport de la vitesse moyenne à la vitesse maximale peut être obtenue théoriquement en considérant un profil parabolique pour la distribution verticale des vitesses. En pratique ce rapport est souvent inférieur à la valeur théorique [Emmett, 1978; Katz *et al.*, 1995]. Des mesures de la hauteur d'eau lorsque celle-ci n'était pas trop faible nous ont permis d'estimer la vitesse moyenne, puisque $U = q/h$, et ainsi le rapport U/U_{\max} à environ 0,55 dans nos conditions expérimentales (Fig. 5.5). La connaissance de ce rapport permet dans les cas où la hauteur d'eau n'était pas mesurée ou peu fiable d'estimer $U = 0,55 \cdot U_{\max}$ et $h = q/U$. Par ailleurs, le coefficient de frottement de Darcy-Weisbach peut être obtenu pour chaque essai à partir de l'équation (5.8) et en considérant que, en régime permanent uniforme, la pente de friction est égale à la pente du sol [Chow *et al.*, 1988] :

$$f = \frac{8gh\alpha}{U^2} \quad (5.23)$$

où α est la pente du plan incliné. La valeur de ce coefficient de frottement est très dépendante du débit, en particulier lorsque celui-ci est faible (Fig. 5.6). Pour de forts débits, sa valeur se stabilise à environ 0,037. Sur l'ensemble des essais la hauteur d'eau moyenne a

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

varié entre 0,12 et 0,76 cm, la vitesse moyenne entre 1,0 et 42,1 cm/s. La plupart du temps, la hauteur d'eau et la vitesse augmentent de façon monotone avec le débit. Dans deux cas cependant, où la pente du plan incliné était très faible, nous avons pu observer une phase de diminution de la hauteur d'eau avec le débit, que nous expliquons par la décroissance très rapide du coefficient de frottement dans la gamme des faibles débits lorsque celui-ci augmente.

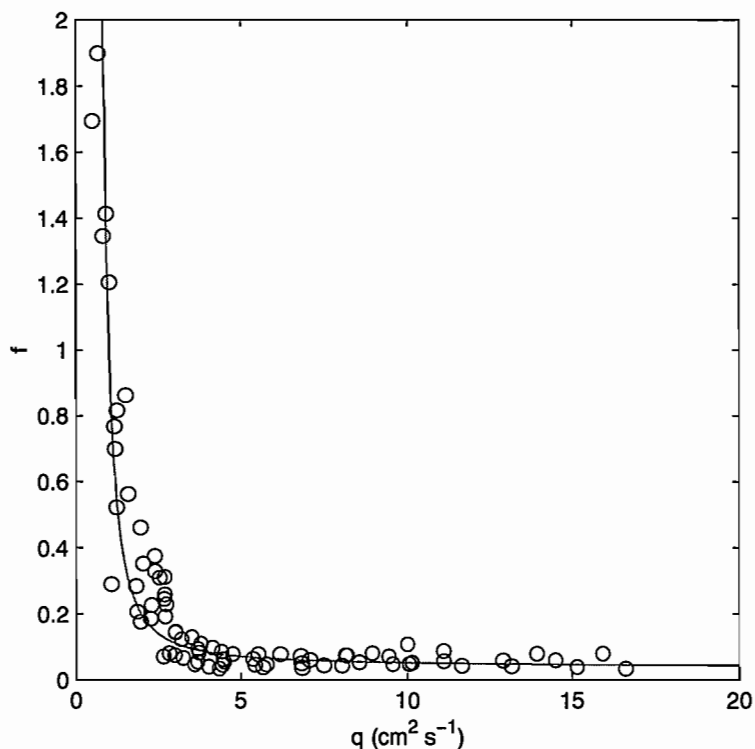


FIGURE 5.6 – Evolution du coefficient de frottement f avec le débit unitaire q . Chaque point correspond à une simulation où le débit est constant. La courbe continue correspond à un ajustement : $f(q) = \exp(-3,3 + 3,2/q)$.

Résultats

Le pas d'espace utilisé pour les simulations était de 4 cm. Nous nous sommes volontairement placé dans une situation où la taille des macropores est nettement plus petite que le pas d'espace, situation fréquente puisqu'on évite en général de travailler à une résolution spatiale très fine pour réduire le temps de calcul. Le pas de temps a été adapté aux conditions spécifiques de chaque expérimentation numérique à l'aide de l'équation (5.22) et en prenant $C_n=0,5$. La figure 5.7 donne un exemple de champ de hauteur d'eau et de vitesse simulé. On peut constater que les caractéristiques moyennes de l'écoulement ne sont

5.2. Test et analyse numérique du modèle proposé

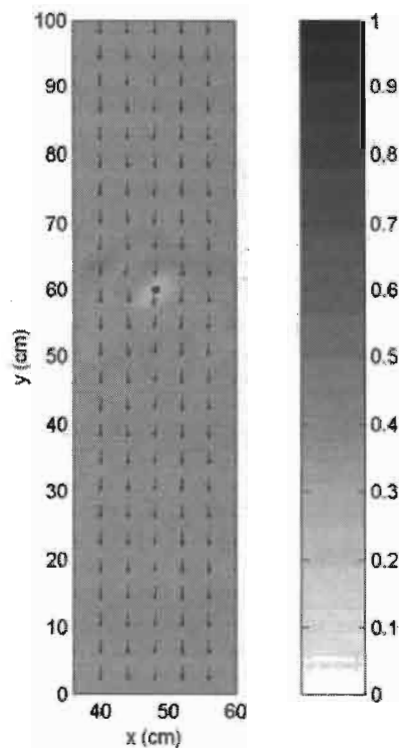


FIGURE 5.7 – Champ de hauteur d'eau et de vitesse simulé dans le cas d'un plan incliné avec un macropore. La pente est de 1,3 %, le diamètre du macropore de 5 mm, le débit unitaire constant imposé à l'amont de $16 \text{ cm}^2/\text{s}$, le coefficient de frottement vaut 0,08. L'échelle à droite indique la hauteur d'eau (cm).

modifiées qu'à proximité du macropore, avec une tendance à obtenir des hauteurs d'eau plus fortes en amont de celui-ci et plus faibles en aval de celui-ci.

D'une manière générale, les valeurs du débit q_m intercepté par le macropore calculées par le modèle sont en bon accord avec les valeurs mesurées (Fig. 5.8). La sous-estimation qui apparaît pour les faibles valeurs de q_m est due à un effet de seuil (voir Fig. 5.10(a)) non pris en compte par le modèle, l'eau ne pénétrant dans les macropores que lorsque $h \approx 2$ mm. Si on lime légèrement la bordure du trou afin d'en arrondir l'angle, cet effet de seuil disparaît (Fig. 5.9). Cependant, le diamètre de l'orifice devient difficile à définir précisément dans ce cas. Il est intéressant de noter qu'un tel effet de seuil a parfois été observé dans les conditions naturelles, mais uniquement dans le cas d'un écoulement dans des fentes de retrait issues de la rétraction d'un sol argileux [Hoogmoed et Bouma, 1980; Booltink *et al.*, 1993], où la bordure des fentes est effectivement très nette. Aucune observation d'un tel effet de seuil n'a été rapportée à notre connaissance pour des macropores d'origine biologique par exemple.

La figure 5.10 permet d'aller plus avant dans la comparaison entre les résultats de si-

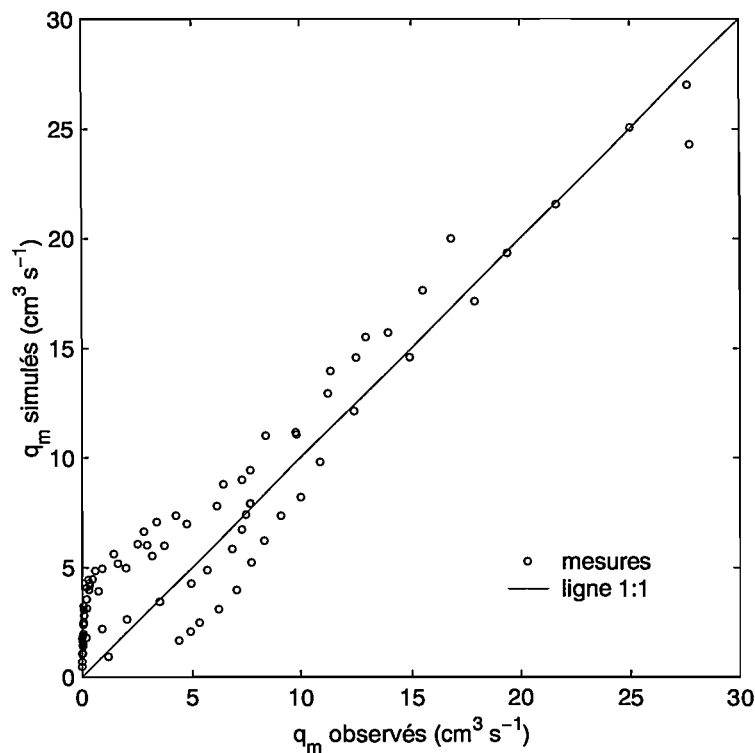


FIGURE 5.8 – Relation entre les valeurs calculées et observées du flux d'eau pénétrant dans un macropore dans des conditions variées (de diamètre, débit unitaire, hauteur d'eau et vitesse).

mulation (b) et les observations (a). On s'intéresse ici à la relation entre le débit unitaire $q = hU$ imposé à l'amont du plan incliné et le flux d'eau q_m pénétrant dans un macropore dans différentes conditions (diamètre de 5 et 12 mm, pente de 0 à 0,038 m/m). La relation linéaire entre hU et q_m , avant que la capacité d'infiltration des macropores ne soit excédée, est bien reproduite par le modèle. C'est particulièrement net pour la courbe 1 où l'effet seuil est absent. L'absence de l'effet seuil est liée ici au fait que la pente du plan incliné est proche de 0, avec en conséquence des hauteurs d'eau fortes (0,3 cm ou plus) toujours supérieures à la valeur critique de 0,2 cm environ nécessaire pour initialiser l'écoulement dans le macropore. Dans le cas d'un macropore de 5 mm de diamètre (courbe 5), on atteint la capacité maximale d'infiltration pour $hU \approx 10 \text{ cm}^2/\text{s}$ (Fig. 5.10(a)). La transition entre un mécanisme d'interception et une infiltration sous charge est bien appréhendée par le modèle (Fig. 5.10(b)). Le moment exact de la transition entre les deux types d'écoulement est difficile à prédire avec précision (i) parce qu'une petite incertitude sur le diamètre se traduit par une large incertitude sur le débit pénétrant dans le macropore lorsque celui-ci est en charge; (ii) parce que la charge sur l'orifice est surestimée dans le modèle car il s'agit de la valeur moyenne de h sur l'unité de discrétisation et non d'une valeur locale; (iii) parce que la valeur de δ peut être surestimée si l'écoulement se décolle des parois de l'ajutage. En

5.2. Test et analyse numérique du modèle proposé

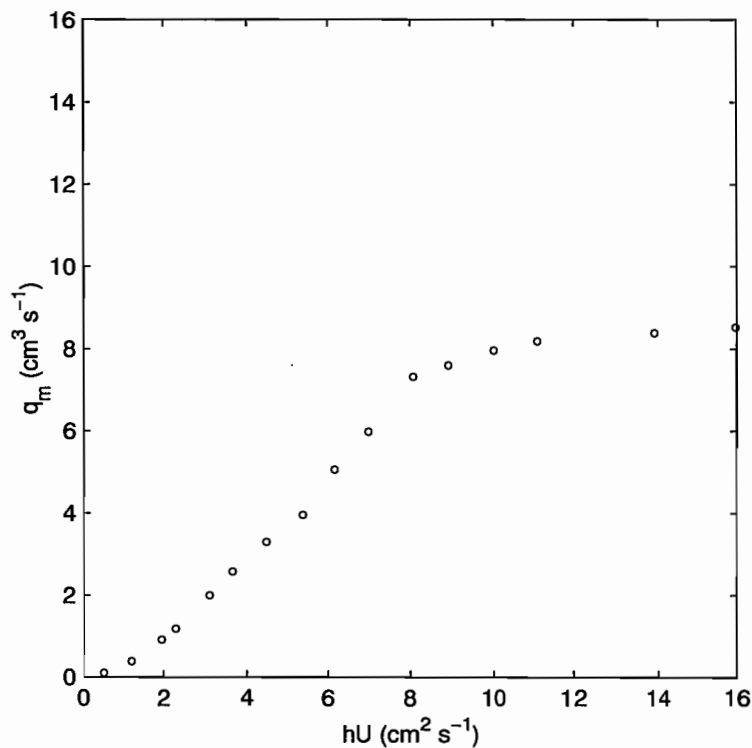


FIGURE 5.9 – Relation entre le débit unitaire $q = hU$ et le flux q_m pénétrant dans un macropore de 5 mm de diamètre lorsque l'angle de la bordure du trou a été arrondi (à comparer avec la figure 5.10(a)).

pratique, pour les faibles charges caractéristiques du ruissellement, un facteur de 0,6 doit être introduit dans l'équation (5.14) pour obtenir des valeurs correctes de débit. A partir du moment où le macropore fonctionne en charge, l'accroissement de q_m est uniquement lié à $\sqrt{h + \delta}$ et est donc très lent.

Le modèle permet de simuler correctement l'augmentation de q_m lorsque la pente du sol tend vers 0 (Fig. 5.10, courbes 4 à 1). L'influence du diamètre du trou est elle aussi bien prise en compte par le modèle, q_m étant réduit d'un facteur 2 environ en régime d'interception lorsque le diamètre passe de 12 mm (courbe 1–4) à 5 mm (courbe 5). Lors de la transition à un régime d'écoulement sous charge ce facteur augmente pour atteindre 4 lorsque toute la section du trou est noyée (passage d'un rapport de longueurs à un rapport de surfaces).

5.2.3 Analyse numérique

Nous allons maintenant étudier le comportement du modèle dans des conditions d'application réalistes, en faisant varier de façon systématique le pas de temps et le pas d'espace. On va en particulier considérer une topographie naturelle, en faisant l'hypothèse que le

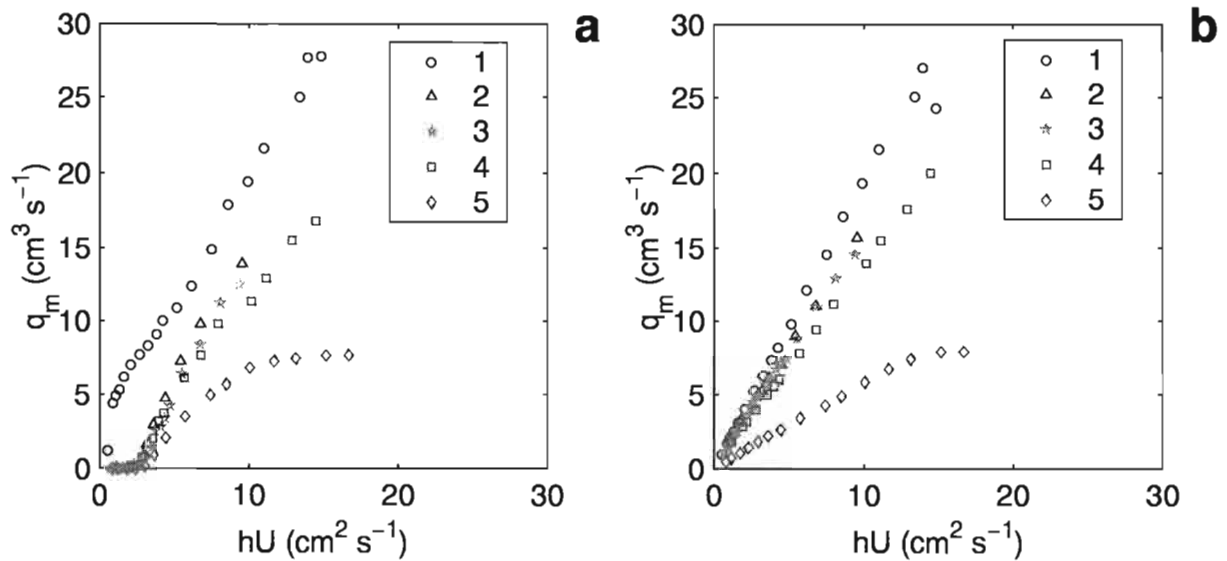


FIGURE 5.10 – Relation entre le débit unitaire hU et le flux q_m pénétrant dans un macropore, pour différentes valeurs de la pente α du plan incliné et du diamètre d de l'orifice du trou. (a) expérimentations. (b) simulations. Légende : 1 $\alpha=0,001$ m/m $d=1,2$ cm, 2 $\alpha=0,0067$ m/m $d=1,2$ cm, 3 $\alpha=0,0125$ m/m $d=1,2$ cm, 4 $\alpha=0,0383$ m/m $d=1,2$ cm, 5 $\alpha=0,01$ m/m $d=0,5$ cm.

modèle d'interception de l'eau par des macropores peut être étendu à cette situation.

Le domaine considéré pour cette analyse est une parcelle de ruissellement naturelle de 1 m². La topographie de cette parcelle, mesurée à l'aide d'un niveau de géomètre, est connue avec une résolution spatiale de 10 cm. La pente moyenne de la parcelle est de 2,7 %. Le sol est supposé imperméable, l'intensité de pluie est de 30 mm/h, la valeur du coefficient de frottement est de 300 et on considère une population de 30 macropores, de diamètre constant et égal à 4 mm, distribués aléatoirement sur la surface de la parcelle. La durée de chaque simulation est de 300 s, le temps nécessaire pour obtenir un régime permanent. Les pas d'espace et de temps suivants sont utilisés : $\Delta_{x,y} = 8, 4, 2, 1$ cm ; $\Delta t = 0,08, 0,04, 0,02, 0,01, 0,005, 0,0025, 0,00125$ s. Une progression selon une suite géométrique de raison 2 est un minimum pour que les valeurs successives de pas de temps ou de pas d'espace se traduisent par une évolution significative de la solution numérique [Ferziger et Peric, 1999]. On utilise une interpolation par krigeage pour obtenir les pas d'espace désirés (le lissage de la topographie par interpolation est souvent une condition quasi obligatoire pour appliquer les équations de St. Venant au cas du ruissellement [Tayfur *et al.*, 1993], ce qui a été confirmé par l'impossibilité d'utiliser le modèle sur la topographie initiale, dont la résolution spatiale était de 10 cm, en raison de difficultés numériques se traduisant par un bilan de masse très mauvais).

La figure 5.11 permet de visualiser l'évolution du flux d'infiltration dans les macropores,

5.2. Test et analyse numérique du modèle proposé

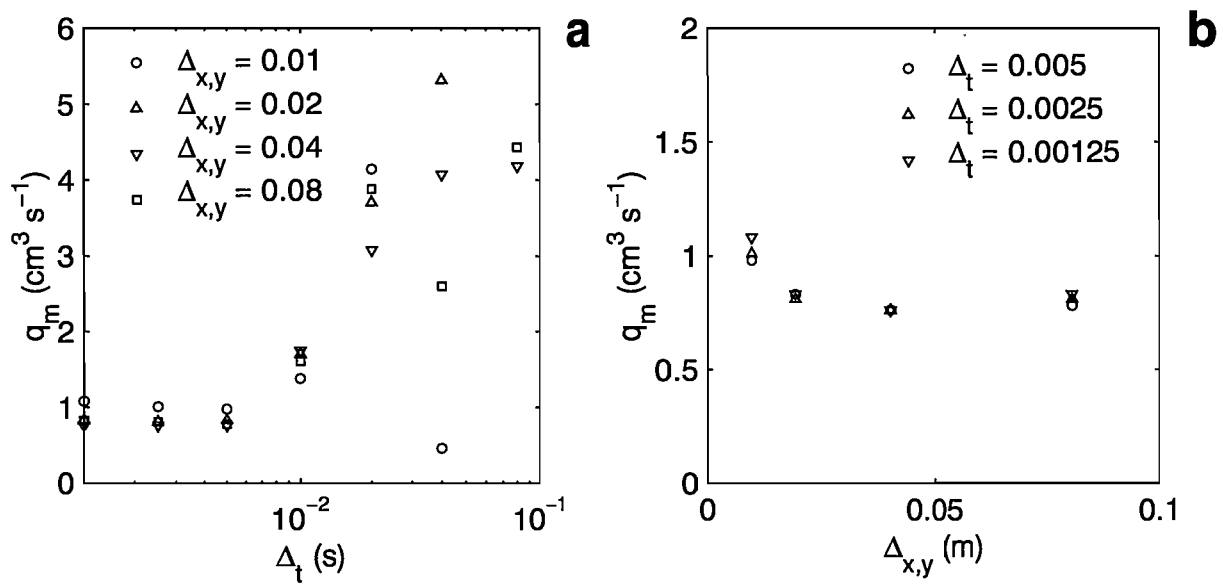


FIGURE 5.11 – (a) Influence du pas de temps sur le flux d’infiltration dans les macropores. (b) Influence du pas d’espace sur le flux d’infiltration dans les macropores (les cas où $\Delta t > 0,005$ s ont été éliminés).

en régime permanent en fonction du pas de temps (a) et du pas d’espace (b). D’une manière générale, lorsque le pas de temps et le pas d’espace tendent tous deux vers 0 on observe une convergence générale des résultats (à ± 1 % environ sur la hauteur d’eau moyenne par exemple) qui suggère — à défaut de le démontrer — que le modèle est consistant, stable et convergent [Ferziger et Peric, 1999] dans le cadre d’une application réaliste. Cependant, on peut observer que ce n’est qu’à partir d’un pas de temps très faible (environ 0,005 s) que l’on obtient une solution stable et indépendante de la résolution spatiale (Fig. 5.11(a)). Au dessus de ce pas de temps, on obtient des résultats incohérents, variant avec le pas d’espace, le flux d’infiltration dans les macropores étant par ailleurs largement surestimé. La figure 5.11(b) permet en outre d’observer que le flux d’infiltration augmente légèrement avec la diminution du pas d’espace lorsque celui-ci devient très petit (de l’ordre de grandeur de la taille des macropores). Le rapport du flux d’infiltration pour $\Delta_{x,y}=1$ cm au flux d’infiltration pour $\Delta_{x,y}=4$ cm est de l’ordre de 1,3. Une valeur similaire pour ce rapport a été obtenue en faisant varier le pas d’espace dans le cas d’un plan incliné, ce qui indiquerait que ce rapport est indépendant de la topographie. Il est possible que cette augmentation du flux d’infiltration dans les macropores soit due à un effet dépression plus marqué pour de très petits pas d’espace.

La contrainte très forte sur le pas de temps est le point le plus marquant qui ressort de cette analyse. On a vu que le pas de temps maximum compatible avec l’obtention de résultats stables était de 0,005 s et qu’il ne dépendait pas du pas d’espace. L’application de la condition de Courant–Friedrichs–Levy (5.22) sur le pas de temps, qui permet de

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

garantir la stabilité, résulte en un pas de temps variant avec le pas d'espace et bien plus grand que 0,005 s : pour des pas d'espace de 8, 4, 2 et 1 cm on trouve respectivement (la valeur maximale de h étant de l'ordre de 1 mm) 0,8, 0,4, 0,2 et 0,1 s. Il y a plus d'un ordre de grandeur de différence. Nous avons pourtant constaté que cette condition s'appliquait bien dans le cas des écoulements élémentaires pour lesquels nous avons pu obtenir une solution analytique. Cette augmentation de la contrainte sur le pas de temps pourrait provenir de l'introduction d'un terme de frottement, en particulier si celui-ci est fort, dans le cadre d'une application au ruissellement de surface (sol sec en début de simulation, faibles hauteurs d'eau).

Les très faibles hauteurs d'eau, principalement observées en début de simulation et sur les buttes topographiques, peuvent se traduire par des pentes de friction excessivement fortes — et sans aucun sens physique — à cause de la dépendance de S_f en $1/h$ (5.8). Dans une telle situation, le terme de friction est largement dominant dans l'équation de mouvement (équations (5.6) et (5.7)) si bien que l'on a $\partial U/\partial t \approx -gS_f$ et ainsi :

$$U^{n+1} = U^n - \Delta t g S_f \quad (5.24)$$

L'eau accélère dans la direction opposée à la pente et ce d'autant plus rapidement que les valeurs de Δt et S_f sont larges. Il suffit de peu d'itérations dans certains cas pour s'éloigner définitivement de la solution.

Il semble donc raisonnable d'essayer tout d'abord d'éviter les valeurs trop fortes de S_f . Une valeur maximale peut être estimée en considérant que S_f est, en régime permanent uniforme, le gradient de la charge hydraulique totale (ou la pente de la ligne d'énergie en 1D) soit $\nabla(U^2/2g + h + z)$. Il est possible d'estimer grossièrement une valeur plafond pour ce gradient à partir des valeurs maximale et minimale de z et h sur le domaine. Il faut toutefois veiller à ne pas sous-estimer la valeur maximale de S_f dans la mesure où le terme de frottement pourrait en certains noeuds ne plus compenser les autres termes dans l'équation de mouvement, l'accélération continue de l'eau se traduisant alors à court terme par la violation de la condition de Courant–Friedrichs–Levy et l'apparition d'instabilités numériques. Dans les conditions d'application du modèle sur nos parcelles de ruissellement, une valeur maximale de 0,2 m/m a été fixée pour S_f . Au delà de cette valeur $S_f=0,2$ m/m.

Par ailleurs, si le pas de temps est suffisamment fin, le produit $\partial U/\partial t \cdot \Delta t$ reste faible, l'évolution lente de la vitesse permettant alors une diminution de S_f avec l'augmentation progressive de la hauteur d'eau, et éventuellement de sortir de la phase critique du début de simulation (avec un pas de temps extrêmement fin il n'y a d'ailleurs pas besoin de fixer une limite à la valeur que peut prendre S_f). Des tests numériques ont permis de montrer que si la valeur maximale de S_f est fixée, le pas de temps maximal utilisable pour la simulation varie en raison inverse de cette valeur (Fig. 5.12). On peut constater que pour une valeur maximale de S_f fixée à 0,2 m/m le pas de temps maximum utilisable est de l'ordre de 0,005 s, ce qui correspond à la valeur obtenue à partir de la figure 5.11(a).

Dans la mesure où l'on limite plus ou moins arbitrairement la valeur maximale que peut prendre S_f , il est intéressant de vérifier si ce cas de figure intervient souvent, si sa

5.2. Test et analyse numérique du modèle proposé

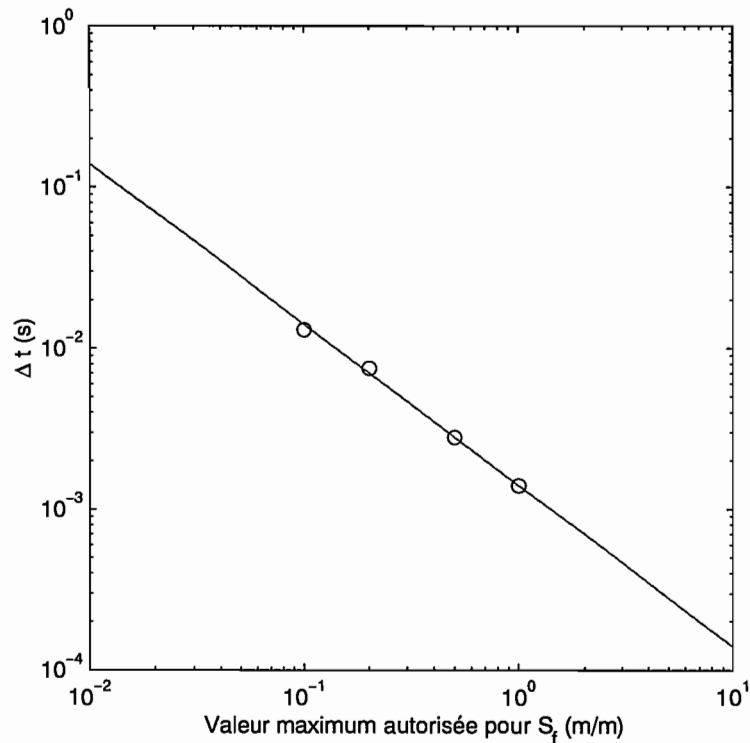


FIGURE 5.12 – Relation entre la valeur maximale autorisée pour S_f et le pas de temps maximum utilisable pour la simulation.

fréquence évolue dans le temps et avec le pas de temps. Un compteur (nommé SFMAX) a été introduit dans le modèle pour estimer la fréquence des cas où la valeur de S_f a dû être limitée à 0,2 m/m. Par la même occasion, des compteurs similaires ont été introduits, pour estimer (i) la fréquence des noeuds où $h < 0$ (HNEG); (ii) la fréquence des noeuds où $h < 10^{-6}$ m, qui est la hauteur d'eau en dessous de laquelle on considère que $u = v = 0$ (HFILM); (iii) la fréquence des noeuds où toute l'eau présente s'infiltré durant le pas de temps considéré (INFALL); (iv) la fréquence des noeuds où la capacité d'infiltration d'un macropore — associée à la taille de l'orifice (QCHARGE) ou à la capacité d'absorption du macropore (QMAX) — est excédée.

La figure 5.13 permet de visualiser l'évolution de ces compteurs au cours d'une simulation, dans un cas où la contrainte sur le pas de temps n'est pas respectée (a) et dans un cas où elle l'est (b). On peut constater que lorsque la contrainte sur le pas de temps n'est pas respectée, la proportion de noeuds où la valeur de S_f est effectivement limitée (i) est très importante en début de simulation; (ii) ne diminue que lentement; (iii) reste à des valeurs non négligeables (10–15 %) même en fin de simulation, alors que le régime permanent est atteint. Au contraire, lorsque la contrainte sur le pas de temps est respectée, la proportion de noeuds où la valeur de S_f est effectivement limitée chute très rapidement à 1–2 %. La figure 5.14 permet d'illustrer l'évolution des différents compteurs au cours d'une

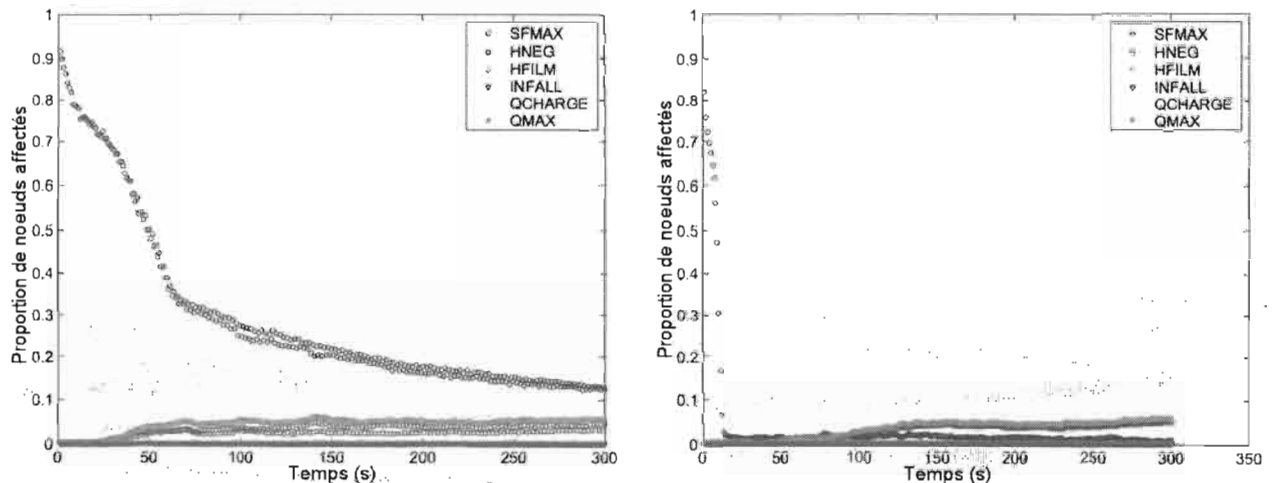


FIGURE 5.13 – Evolution au cours d’une simulation de la proportion de noeuds où les différents compteurs ont enregistré un signal (voir texte). (a) cas où la contrainte sur le pas de temps n’est pas respectée. (b) cas où la contrainte sur le pas de temps est respectée.

simulation correspondant à un cas typique de l’utilisation que nous allons faire du modèle dans le prochain chapitre (événement de pluie complexe sur une parcelle de ruissellement, infiltration variable, fort coefficient de frottement, présence de macropores et de zones où la croûte de surface est détruite). Le pas de temps utilisé (0,002 s) est légèrement plus faible — simple prudence — que le pas de temps maximum utilisable correspondant à une valeur maximum de S_f de 0,2 m/m. L’observation de la contrainte sur le pas de temps permet en début de simulation une décroissance rapide de la proportion de noeuds où la valeur de S_f est effectivement limitée. Cependant, on constate que cette proportion a tendance à ré-augmenter au cours de la simulation. Cette augmentation est liée à la diminution progressive de l’intensité de pluie qui se traduit par une diminution de la hauteur d’eau moyenne. Cette diminution de la hauteur d’eau moyenne est attestée par l’augmentation de la proportion des noeuds où $h < 10^{-6}$ m. C’est en fait sur ces noeuds que se concentre la plupart des problèmes, ils correspondent aux sommets topographiques qui sont alimentés en eau par la pluie seule et où la hauteur d’eau est de l’ordre de $r\Delta t$.

Un dernier enseignement que nous pouvons tirer de la figure 5.14 est que la plupart des macropores présents sur la parcelle ne fonctionnent pas à leur capacité maximale (compteurs QCHARGE et QMAX). Un dépassement de la capacité d’infiltration n’intervient en effet que sous forte intensité de pluie (en début de simulation) et plutôt pour certaines des zones où la croûte a été détruite que pour les macropores eux mêmes. Il s’agit dans une certaine mesure d’une validation a posteriori de l’hypothèse que nous avons formulée et selon laquelle l’interception de l’eau de ruissellement par les macropores pourrait être le mécanisme dominant de l’infiltration dans certaines conditions, par rapport à un mécanisme d’infiltration plus classique impliquant la saturation des macropores.

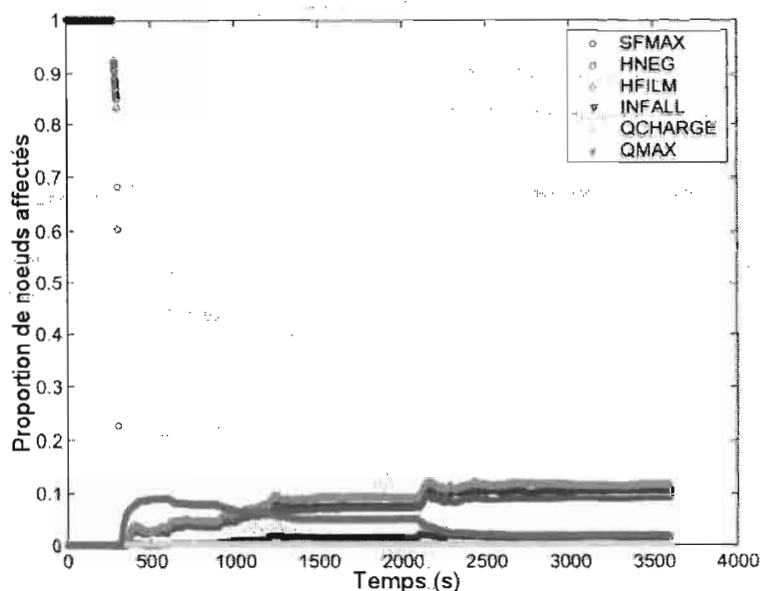


FIGURE 5.14 – Evolution au cours d’une simulation de la proportion de noeuds où les différents compteurs ont enregistré un signal. Cas d’une simulation correspondant à un cas typique de l’utilisation que nous allons faire du modèle.

5.3 Synthèse

Dans ce chapitre, nous avons présenté un modèle permettant de simuler l’influence d’une population de macropores circulaires sur le ruissellement et l’infiltration de l’eau, en tenant compte à la fois de la taille, des caractéristiques infiltrométriques et de la position dans le champ de ruissellement de chaque macropore. Ce modèle est largement basé sur le couplage d’un modèle physique de ruissellement avec un modèle semi-empirique d’interception du ruissellement. Les résultats expérimentaux concernant le rôle des termites sur l’infiltration avaient en effet suggéré que l’interception du ruissellement était probablement un processus important dans notre contexte d’étude, il s’agit par ailleurs d’un phénomène qu’aucun modèle de l’influence des macropores sur l’infiltration n’a pris jusqu’ici en compte.

Ce phénomène d’interception du ruissellement n’est pas spécifique aux macropores, il peut être observé pour toute zone du sol dont la capacité d’infiltration n’est pas limitante. En conséquence, nous avons choisi de gérer les zones du sol où la croûte de surface a été détruite par les termites de la même manière que les macropores, excepté pour l’estimation de leur capacité d’infiltration. L’approche développée pour gérer l’interaction entre le ruissellement et les macropores (ou les zones du sol où la croûte de surface est détruite) permet de prendre en compte de très petits objets, sans avoir à adapter la grille de résolution numérique des équations de St. Venant à la taille de ces objets. Le flux d’infiltration dans les macropores est en effet relativement indépendant de la résolution spatiale choisie, ce qui autorise l’utilisation d’une grille de résolution numérique en rapport avec la résolution de

Chapitre 5. Description et analyse d'un modèle de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

la topographie, pour limiter les ressources informatiques nécessaires et le temps de calcul par exemple.

La mise en oeuvre des équations de St. Venant pour simuler le ruissellement s'est avérée difficile, mais elle nous permet d'estimer de la manière la plus réaliste possible la répartition de l'eau à la surface du sol, celle-ci conditionnant les résultats à attendre du modèle d'interception locale du ruissellement par les macropores. Un temps important a été consacré à l'amélioration du code, afin notamment d'obtenir des bilans de masse raisonnables ($< 3\%$ dans la plupart des cas). Un traitement plus adapté de la condition de sortie libre à l'aval du domaine a largement contribué à cette amélioration du code et des tests (comparaison à des solutions analytiques, expérimentation en laboratoire) nous ont permis de vérifier le bon comportement général du modèle. L'analyse numérique du modèle a cependant permis de montrer que, dans le cas du ruissellement et en particulier à cause des faibles hauteurs d'eau, des problèmes importants étaient associés au terme de frottement, dont la gestion correcte impose une forte contrainte sur le pas de temps. Un traitement implicite de ce terme de frottement permettrait sans doute de lever au moins partiellement cette contrainte sur le pas de temps et d'améliorer le fonctionnement du modèle.

Dans le chapitre qui suit, nous allons revenir à notre problématique initiale — l'influence des macropores de termites sur le ruissellement et l'infiltration de l'eau — et mettre en oeuvre le modèle développé pour compléter les résultats expérimentaux et explorer plus largement la relation existant entre la présence de larges macropores, ou de petites zones de sol très perméables, et le ruissellement.

Chapitre 6

Application du modèle : termites et infiltration au Sahel ; simulations exploratoires

OBJECTIFS :

Dans ce dernier chapitre, nous allons mettre en oeuvre notre approche de modélisation. Cette mise en oeuvre du modèle se fera tout d'abord dans le cadre d'une expérimentation de simulation de pluie que nous avons effectuée au Niger, toujours dans le contexte de notre problématique initiale, ce qui nous permettra de tirer les conséquences de la confrontation des résultats numériques avec les résultats expérimentaux correspondants. Le modèle sera ensuite utilisé de façon plus exploratoire, afin de dresser un tableau quantitatif du rôle respectif des divers facteurs déterminant l'influence hydrologique de larges macropores.

6.1 Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

6.1.1 Cadre expérimental

En prévision du travail de modélisation, des simulations de pluie avaient été effectuées au Niger sur huit sites, caractérisés par une activité récente de termites. Ces sites étaient initialement encroûtés, l'activité des termites ayant été stimulée par un paillage de la surface

du sol. Cette expérimentation constitue un cadre tout à fait approprié à l'application de notre approche de modélisation dans la mesure où :

- les caractéristiques du système sol–macropores sont assez bien connues ;
- les conditions de l'expérimentation sont contrôlées et les résultats des simulations numériques pourront ainsi être confrontés aux résultats expérimentaux correspondants.

Nous serons donc en mesure de tester l'aptitude du modèle à rendre compte d'un fonctionnement réel, et nous pourrons par ailleurs mettre à l'épreuve les hypothèses que nous avons émises sur la manière dont les macropores de termites influencent le ruissellement et l'infiltration.

6.1.2 Description de l'expérimentation et paramètres des simulations numériques

Description générale

Huit sites de 10 m² environ sur sol encroûté ont été paillés en juillet 1996. Les simulations de pluie ont eu lieu en octobre 1996, l'activité des termites s'est donc étalée sur 3 mois. L'activité de récolte d'*Odontotermes sp.* a dominé sur les 4 premières parcelles (J1–J4), celle de *Macrotermes subhyalinus* sur les quatre suivantes (J5–J8).

La pluie simulée a consisté en une averse d'une heure, d'un volume de 40 mm et d'intensité variable (20 à 120 mm/h environ), sur une parcelle de mesure du ruissellement de 1 m². Les différents paliers d'intensité de pluie, leur durée respective et leur succession dans le temps (voir Fig. 6.5) ont été choisis en fonction des caractéristiques médianes des épisodes pluvieux de plus de 20 mm. Le flux de ruissellement à l'exutoire de la parcelle était mesuré à l'aide d'une éprouvette, le limnigraphe à flotteur s'étant révélé trop peu précis pour les faibles débits observés.

Outre le signal d'entrée (intensité de la pluie en fonction du temps), le modèle a besoin, pour fonctionner, de la topographie de la parcelle et d'un certain nombre de caractéristiques du système sol–macropores considéré.

Paramètres des simulations : le sol et sa surface

La topographie de chaque parcelle de 1 m² a été mesurée à l'aide d'un niveau de géomètre, avant et après la pluie, avec une résolution horizontale de 10 cm et une résolution verticale de 1 mm. Aucune différence significative n'a pu être observée entre les topographies initiales et finales. Une interpolation par krigeage a été utilisée pour obtenir les valeurs de z aux noeuds de la grille de résolution numérique du modèle. La figure 6.1 est un exemple — celui de la parcelle J7, qui servira souvent d'illustration dans ce chapitre — de topographie

6.1. Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

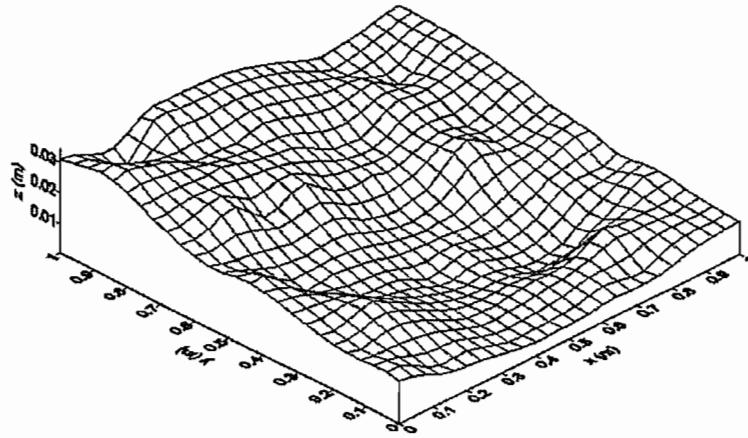


FIGURE 6.1 – Topographie de la parcelle J7.

interpolée telle qu'utilisée dans le modèle. Les caractéristiques principales de la topographie des différentes parcelles figurent dans le tableau 6.1. La figure 6.10, située plus loin dans ce chapitre, permet en outre de visualiser la structure spatiale du ruissellement associée à chaque topographie.

TABLEAU 6.1 – Caractéristiques de la topographie des différentes parcelles de ruissellement. α_y et α_x sont les composantes en y et en x de la pente moyenne de la parcelle ; σ est l'écart type des altitudes par rapport à cette pente moyenne.

Parcelle	α_y (%)	α_x (%)	σ (mm)
J1	1,6	-0,1	3,1
J2	1,4	0,3	3,4
J3	2,5	0,9	2,9
J4	0,7	0,2	2,3
J5	3,7	-2,7	7,8
J6	2,7	-0,1	3,9
J7	2,3	-0,7	5,0
J8	4,0	-1,4	5,8

Des valeurs expérimentales ont été utilisées pour la teneur en eau initiale θ_i et pour la teneur en eau à saturation θ_s . Nous avons pris $\theta_i=4$ % pour l'ensemble des simulations (l'expérimentation ayant été réalisée en début de saison sèche, les teneurs en eau du sol étaient faibles et homogènes) et $\theta_s=34$ %. L'intégration de la courbe $K(p)$ de la matrice du sol (éq. (5.10)) a permis d'estimer la succion capillaire ψ au niveau du front d'humectation à 6,4 cm. Afin de mieux tester la seule aptitude du modèle à rendre compte de l'influence de l'activité des termites, les valeurs de K_s (éq. (5.9)) et du coefficient de frottement f (éq. (5.8)) ont été calibrées de manière à assurer (i) que le volume de ruissellement

simulé correspondant à une situation sans activité de termites soit correct (la relation $R(P)$ obtenue sous pluie naturelle pour un sol encroûté a été utilisée pour estimer $R(40 \text{ mm}) \approx 30 \text{ mm}$) ; (ii) que le temps d'équilibre entre deux phases de régime permanent (lors du passage instantané d'un palier d'intensité de pluie à un autre, en moyenne 240 s) soit correctement reproduit. Les valeurs respectives de K_s (ici une conductivité équivalente du système sol-croûte) et de f ont ainsi été estimées respectivement à 2 mm/h et 300. La valeur très importante du coefficient de frottement (qui est en général plutôt de l'ordre de l'unité sur des croûtes d'érosion, 0,25 dans Esteves *et al.* [2000]) est certainement liée à la présence de résidus du paillage qui ralentissent considérablement l'écoulement. Une valeur de $f=300$ résulte en un champ de ruissellement beaucoup plus réaliste que celui résultant de $f=1$ par exemple, et permet en particulier d'obtenir de larges flaques s'écoulant lentement, comme cela a été observé, au lieu de chemins d'écoulement bien individualisés où l'eau s'écoule rapidement (voir Fig. 6.6).

Paramètres des simulations : macropores

Chaque jour durant les trois mois précédant les simulations de pluie, période durant laquelle les précipitations naturelles furent de 490 mm, ainsi que le jour même de l'expérimentation, nous avons relevé aux noeuds d'une grille de 10×10 points (avec $\Delta_x = \Delta_y = 10 \text{ cm}$) la présence/absence de placages de termites et noté l'espèce de termite concernée. Rappelons que les placages de termites couvrent les orifices de galeries, ceux-ci ne pouvant ainsi être directement observés.

La localisation des placages de termites visibles avant la pluie permet d'estimer la distribution spatiale des orifices de galeries avec une incertitude moyenne de l'ordre de 5 cm sur la position et une incertitude sur le nombre total d'orifices de l'ordre de $\pm 15 \%$ (intervalle de confiance à 95 %). A la présence de placages sur l'un des noeuds correspond en moyenne la présence de 1 (4/5 des cas) ou 2 (1/5 des cas) orifices de galeries (voir section 3.3.2). Des relevés de la position des orifices qui avaient été effectués après chaque pluie (les placages ayant été détruits par l'impact des gouttes et le ruissellement) indiquent que cette estimation indirecte est très correcte.

Les données de distribution spatiale des placages collectées durant les trois mois précédant les simulations de pluie sont plus délicates à analyser, mais apportent des informations précieuses. Elles permettent en effet de savoir si des orifices de galeries ont été créés durant ces trois mois, et où ils l'ont été, même si ceux-ci ne sont plus visibles le jour de l'expérimentation. Le fait que les orifices de galeries ne soient plus visibles ne signifie pas que leur influence est nulle, dans la mesure où un effet lié à la destruction localisée de la croûte de surface lors de la création des orifices peut persister. Le problème est cependant de savoir, lorsque des placages ont été observés deux ou plusieurs fois en un même endroit, combien d'orifices ont été réellement créés. En effet, il ne subsiste aucun site occupé par des placages après une pluie et, lorsqu'un site est à nouveau occupé par des placages, on peut considérer que de nouveaux orifices ont été créés, ou bien que ce sont les mêmes galeries

6.1. Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

qui sont utilisées après une pluie, et que les orifices ne changent pas de place. En terme de nombre d'orifices créés, la différence entre ces deux hypothèses extrêmes est en moyenne de l'ordre d'un facteur 1,5 (en faveur de la première). Notre préférence va à la première hypothèse, dans la mesure où elle permet aux termites de minimiser la distance à parcourir à la surface du sol entre l'orifice de la galerie et la source de nourriture (les environs d'un orifice de galerie existant ont toutes les chances d'avoir déjà été exploités).

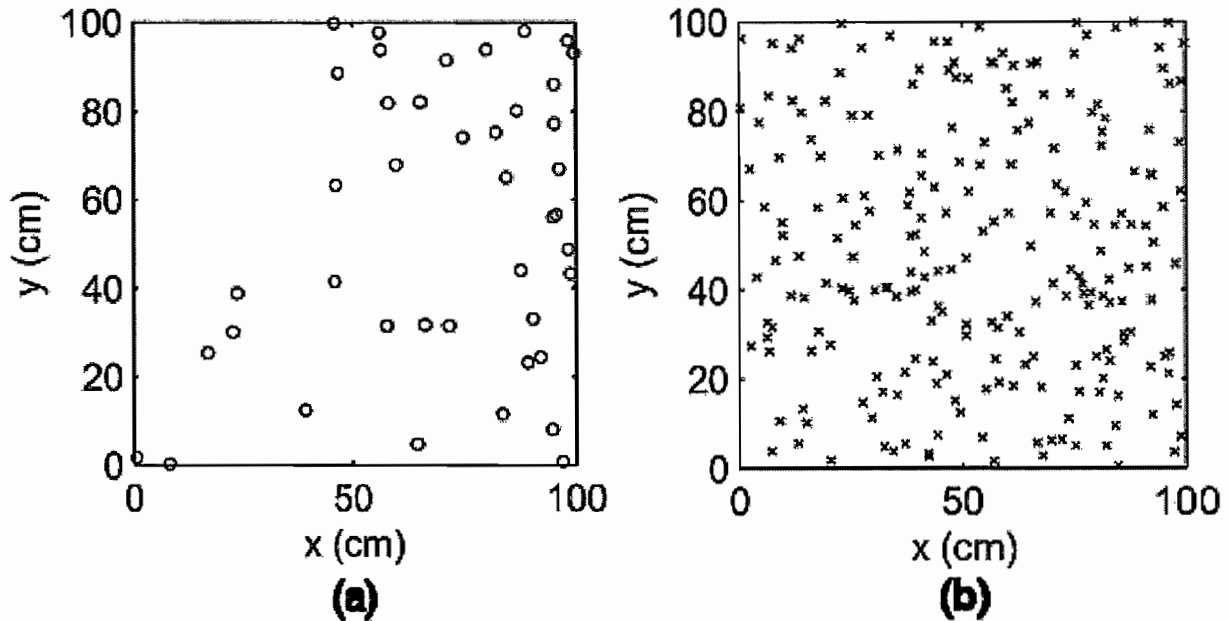


FIGURE 6.2 – Exemple (cas de la parcelle J7) de distribution spatiale des macropores (a) et des zones du sol où la croûte de surface a été détruite lors de la création antérieure d'orifices de galeries (b).

Les informations associées à la répartition spatiale des placages et à son évolution au cours des trois mois précédant la simulation de pluie, permettent de dresser (i) une carte de localisation des macropores (Fig. 6.2(a)) et (ii) une carte de localisation des zones du sol où la croûte de surface a été détruite lors de la création antérieure d'orifices de galeries (Fig. 6.2(b)), qui pourront être utilisées par le modèle. On notera que, dans les deux cas, cette localisation est déterministe à l'échelle du m^2 mais aléatoire à l'échelle du dm^2 . On donne dans le tableau 6.2, pour chaque parcelle de ruissellement, le nombre estimé d'orifices de galeries au jour de la simulation de pluie, ainsi que le nombre estimé de « points » où la croûte de surface a été détruite localement lors de la création antérieure d'orifices de galeries. Dans la mesure où l'on sait quelle espèce de termites est à l'origine de la création de chaque orifice de galerie, le diamètre de chaque orifice est tiré au hasard dans la distribution de diamètres caractéristique de la population de termites considérée (voir section 3.3.3, Fig. 3.15). Nous faisons par ailleurs l'hypothèse que la taille de chaque zone de sol où la croûte est localement détruite — par suite de la présence antérieure d'un orifice de galerie —

Chapitre 6. Application du modèle : termites et infiltration au Sahel ; simulations exploratoires

est celle de la taille de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte. Le diamètre de chacune de ces zones où la croûte est localement détruite est donc tiré lui aussi au hasard dans la distribution de diamètres caractéristique de la population de termites considérée.

TABLEAU 6.2 – Nombre estimé d'orifices de galeries (n_1), nombre estimé de « points » où la croûte de surface a été détruite localement lors de la création antérieure d'orifices de galeries (n_2) et espèce de termite concernée (O=*Odontotermes sp.*; M=*Macrotermes subhyalinus*), pour chaque parcelle de ruissellement.

Parcelle	n_1	n_2	Termites
J1	6	29	O
J2	60	122	O
J3	85	87	O
J4	80	155	O
J5	84	123	M
J6	20	206	M
J7	41	189	M
J8	0	157	M

Nous avons cependant constaté que pour *Odontotermes sp.*, la dégradation de la croûte de surface pouvait également être observée le long des axes du réseau de galeries, lorsque celui-ci est situé à proximité immédiate de la surface du sol. Le nombre, la distribution de tailles et la forme des zones affectées par la destruction localisée de la croûte sont alors sensiblement modifiés. Dans ce cas, on peut déterminer le nombre et la taille des zones du sol où la croûte est localement détruite, en utilisant les informations que nous avons obtenues à partir d'une expérience de coloration et d'une analyse d'image (voir Fig. 3.16 et Fig. 3.17). Outre le fait que le nombre de zones affectées par la destruction localisée de la croûte augmente (12,5 par dm^2 de placages, contre 1,2 orifices de galeries), la distribution des diamètres équivalents de ces zones est très dissymétrique, avec beaucoup de petites zones — dont la taille correspond à celle des orifices de galeries — et quelques grandes, qui correspondent au cas où la croûte de surface a été détruite le long des galeries qui affleurent à la surface du sol. On notera que l'utilisation d'un diamètre équivalent pour caractériser, dans le modèle, la taille de ces zones, n'est pas tout à fait satisfaisante, mais la gestion de structures linéaires fines s'étendant sur plusieurs unités de discrétisation est difficile et n'a pas été introduite dans le modèle.

La capacité d'infiltration maximale de chaque orifice de galerie est déterminée à partir de la relation entre le diamètre de l'orifice et le flux d'infiltration mesuré expérimentalement — sous une faible charge — dans l'orifice considéré (Fig. 3.19). Par ailleurs, l'équation de Wooding (5.15) permet d'estimer, à partir des caractéristiques hydrodynamiques de la matrice du sol, le flux d'infiltration maximal à travers une zone de sol circulaire où la

6.1. Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

croûte de surface a été détruite¹. La figure 6.3 permet de comparer, toujours à travers l'exemple de la parcelle J7, la distribution des capacités maximales d'infiltration dans le cas des orifices de galeries (a) et dans le cas de zones du sol où la croûte est détruite sur une surface correspondant à celle de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte (b).

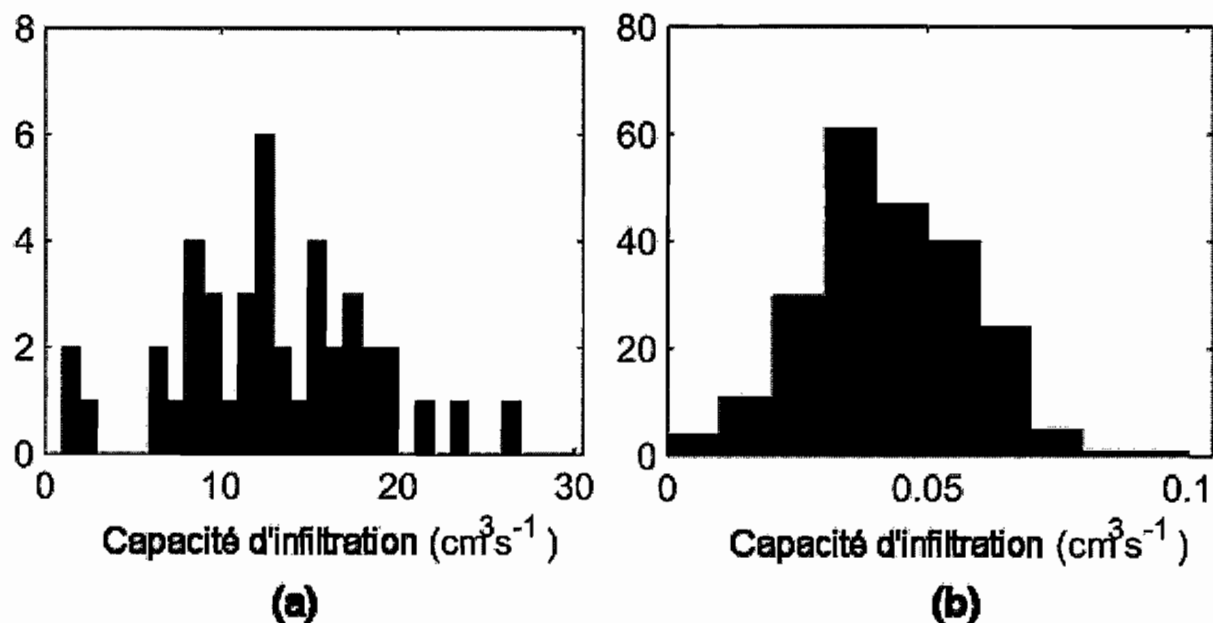


FIGURE 6.3 – Distribution des capacités d'infiltration des orifices de galeries (a) et des zones du sol où la croûte est détruite sur une surface correspondant à celle de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte (b).

Paramètres numériques

Nous avons choisi un pas d'espace de 4 cm pour la grille de résolution numérique. Compte tenu des résultats de l'analyse de sensibilité du modèle (voir section 5.2.3), un pas d'espace plus fin ne se justifiait pas (Fig. 5.11(b)) et n'aurait fait qu'augmenter le temps de calcul. Le pas de temps a été fixé en fonction de la valeur maximale autorisée pour S_f , qui était de 0,2 m/m. Les figures 5.11(a) et 5.12 suggèrent dans ces conditions un pas de temps de l'ordre de 0,005 s. Par précaution, nous avons finalement retenu un pas de temps de 0,002 s.

¹Ce flux d'infiltration maximal est probablement surestimé sous pluie, malgré le fait que la croûte de surface limite fortement l'augmentation de la teneur en eau du sol sous la croûte et qu'en conséquence la composante capillaire de l'infiltration — qui détermine la nature tri-dimensionnelle de l'écoulement — reste probablement non négligeable y compris durant la pluie.

Description de l'expérimentation numérique

Pour chacune des parcelles J1 à J8, nous avons simulé le ruissellement consécutif à la pluie artificielle dans les cas suivants :

- sol encroûté paillé sans les zones de croûte détruite ni les orifices de galeries (simulation S0). En raison du calage de K_s , les résultats correspondent, en terme de volume de ruissellement, à la situation initiale avant paillage ;
- sol encroûté paillé avec les zones de croûte détruite (sur une surface correspondant à celle de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte), mais sans les orifices de galeries (simulation S1) ;
- sol encroûté paillé avec à la fois les zones de croûte détruite (sur une surface correspondant à celle de l'orifice à l'origine de la destruction de la croûte) et les orifices de galeries (simulation S2). Dans le cas des parcelles J5 à J8, cette situation correspond à celle qui a été caractérisée expérimentalement sous pluie simulée ;
- la simulation S2 a été répétée (simulation S2*), pour les parcelles J1 à J4 où l'espèce de termite concernée était *Odontotermes sp.*, en tenant compte de la destruction de la croûte de surface le long des axes du réseau de galeries (nombre de zones de croûte détruite par dm^2 de placages plus élevé, taille moyenne de ces zones plus large, distribution de tailles dissymétrique).

Ces différentes simulations permettront (i) de comparer les résultats du modèle aux résultats expérimentaux et de tirer les conséquences de cette confrontation ; (ii) de tester les rôles respectifs de la destruction localisée de la croûte et de la présence d'orifices de galeries ; (iii) dans le cas d'*Odontotermes sp.*, de tester l'importance du phénomène de destruction plus généralisée de la croûte le long des axes du réseau de galeries se développant à proximité immédiate de la surface du sol.

6.1.3 Résultats des simulations numériques

La confrontation des résultats numériques aux résultats expérimentaux est particulièrement intéressante dans le cas des parcelles J5 à J8, où (i) la distribution spatiale des macropores est la plus sûre (la large taille des orifices de galeries de *Macrotermes subhyalinus* a favorisé les observations directes et donc la vérification de la position des macropores) ; (ii) on est certain que la destruction locale de la croûte est directement associée à la création des orifices de galeries. Par ailleurs, le fait que la paille ait été en grande partie consommée par les termites à la date de la simulation de pluie a permis un meilleur contrôle visuel de l'écoulement de l'eau — qui était colorée au bleu de méthylène — à la surface du sol.

6.1. Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

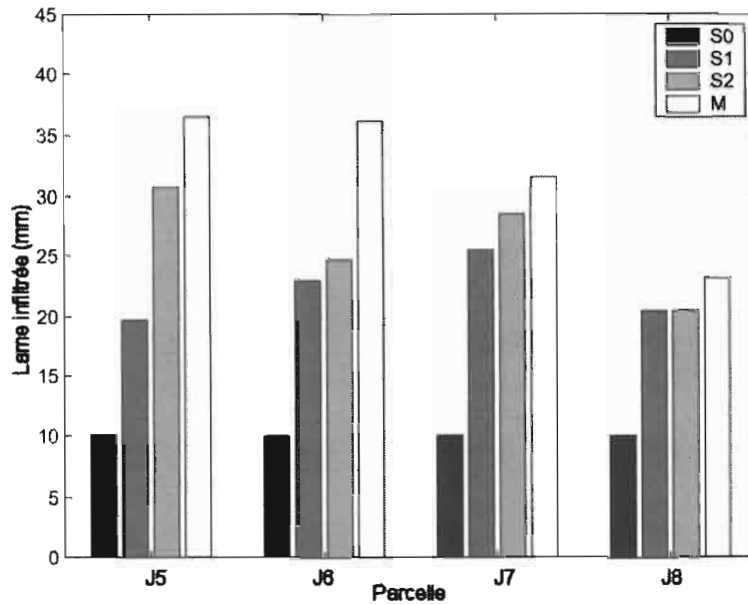


FIGURE 6.4 – Comparaison des lames infiltrées simulées (S0–S2) et mesurées (M) pour les parcelles J5 à J8. S0 : sol encroûté paillé sans zones de croûte détruite ni orifices de galeries ; S1 : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite mais sans orifices de galeries ; S2 : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite et orifices de galeries ; M : lame infiltrée mesurée.

Parcelles J5–J8

La figure 6.4 permet de comparer pour chacune des parcelles J5 à J8 la lame infiltrée totale correspondant aux simulations S0, S1 et S2 et la lame infiltrée mesurée (M). Les seules petites variations observées dans le cas de la simulation S0 sont liées à de petites variations du volume de la pluie (36,8 à 40,1 mm). Le calage de K_s a éliminé la variabilité spatiale de l'infiltration, qui est cependant très faible sur les sol encroûtés considérés (coefficient de variation de 20 % environ d'après les données de ruissellement sous pluie naturelle).

Les résultats de la simulation S2 sont en bon accord avec les résultats expérimentaux (M), avec une augmentation très nette de l'infiltration associée à l'activité récente et plus ancienne des termites (Fig. 6.4). Il s'agit d'un résultat très encourageant dans la mesure où aucune calibration n'a été effectuée en ce qui concerne la distribution spatiale et les caractéristiques des macropores de termites et des petites zones où la croûte a été localement détruite. Le modèle s'est par ailleurs révélé capable de simuler de manière très réaliste l'hydrogramme de ruissellement consécutif à un événement pluvieux complexe (Fig. 6.5) ainsi que la structure spatiale de l'écoulement (Fig. 6.6). On peut constater sur cette dernière figure que la localisation des macropores est importante. Certains macropores semblent en effet pouvoir être bien alimentés en eau, d'autres moins.

Si l'on considère à un instant donné la distribution des flux individuels simulés dans

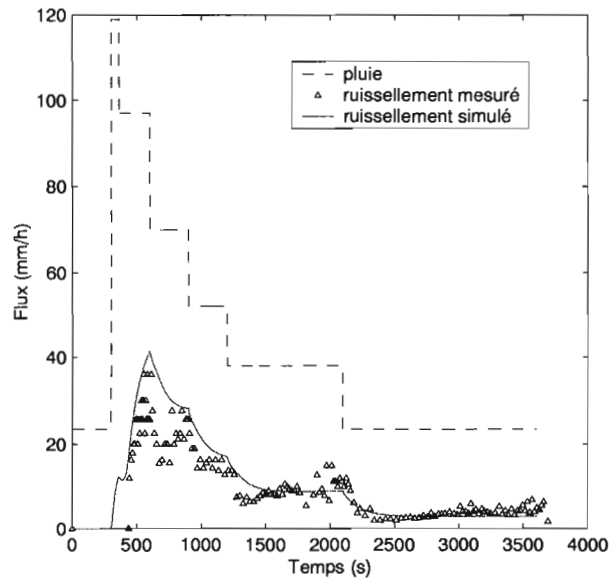


FIGURE 6.5 – Comparaison des hydrogrammes de ruissellement simulé (simulation S2) et observé dans le cas de la parcelle J7.

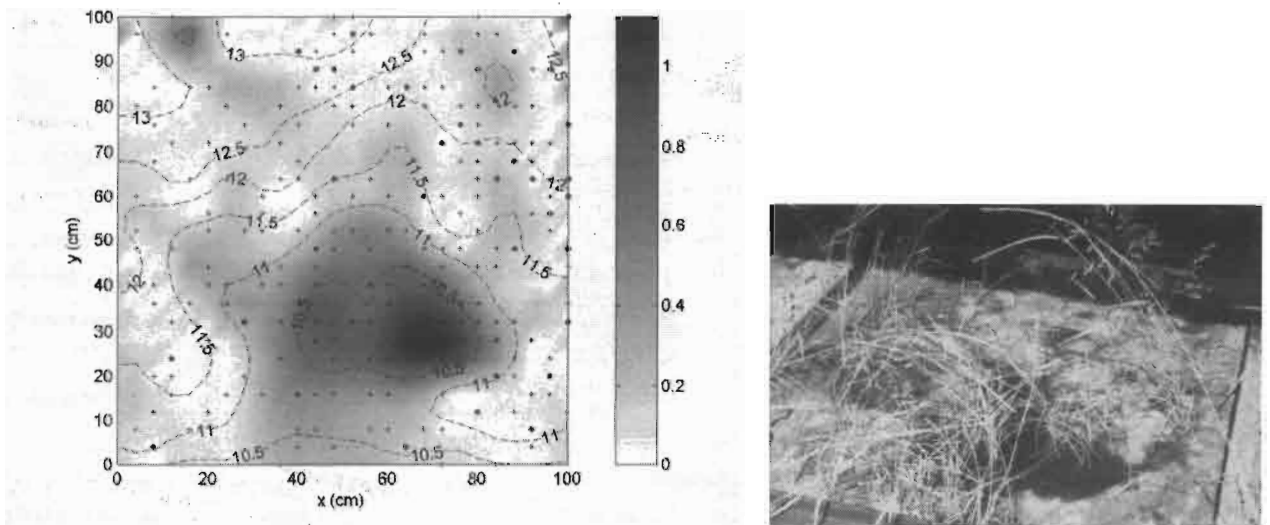


FIGURE 6.6 – Gauche : Champ de ruissellement simulé (simulation S2) pour la parcelle J7 à $t=600$ s. L'échelle à droite est celle des hauteurs d'eau (cm). Les cercles pleins (●) représentent les orifices de galeries, les signes (+) marquent les points où la croûte de surface est localement détruite et les lignes en tirets correspondent aux courbes de niveau de la topographie (cm). Droite : Photographie correspondante pendant la pluie. La zone bleu (zone sombre pour la version noir et blanc) est de l'eau.

6.1. Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

chaque macropore où zone de sol où la croûte est localement détruite (Fig. 6.7), il apparaît que ces flux individuels sont relativement faibles, avec une majorité de valeurs de l'ordre de $0,01 \text{ cm}^3/\text{s}$. Compte tenu du fait que la capacité d'infiltration tant des macropores que des zones où la croûte est localement détruite (voir Fig. 6.3) est généralement plus grande que $0,01 \text{ cm}^3/\text{s}$, il semble clair que — dans l'exemple considéré — l'interception du ruissellement prédomine sur un fonctionnement à capacité d'infiltration maximale, en particulier pour les macropores. Il s'agit dans une certaine mesure d'une justification a posteriori de l'importance que nous avons accordée à ce phénomène dans la modélisation. On observe par ailleurs et toujours sur la figure 6.7 la présence de quelques valeurs de flux plus importantes que la moyenne, qui s'expliquent par une localisation favorable dans le champ de ruissellement — peu fréquente — de certains macropores ou points où la croûte est localement détruite.

Dans l'exemple que nous avons considéré, la capacité d'infiltration maximale des zones où la croûte est localement détruite (qui est d'environ $0,02\text{--}0,06 \text{ cm}^3/\text{s}$) est du même ordre de grandeur que le flux susceptible d'être intercepté ($0\text{--}0,15 \text{ cm}^3/\text{s}$) par l'une de ces zones. Cette capacité maximale d'infiltration peut donc être ponctuellement excédée, à la faveur par exemple d'une intensité de pluie plus importante. La figure 6.8 illustre l'évolution dans le temps, au cours d'une simulation, du flux d'infiltration dans les macropores et à travers les zones où la croûte est localement détruite. Il apparaît tout d'abord que ce flux d'infiltration dépend de l'intensité de pluie, ce qui va dans le sens de nombreuses observations expérimentales [Dunne *et al.*, 1991; Edwards *et al.*, 1992; Trojan et Linden, 1992; Quisenberry *et al.*, 1994]. On peut constater par ailleurs que le rapport entre le flux d'infiltration à travers les zones où la croûte est localement détruite et le flux d'infiltration dans les macropores est élevé (≈ 4) et tend à se réduire pour les fortes intensités de pluie. La valeur élevée de ce rapport dans le cas considéré est liée au rapport du nombre de points où la croûte est détruite (189) au nombre de macropores (41), dans une situation où l'interception du ruissellement domine et où la capacité d'infiltration est peu limitante. La destruction localisée de la croûte de surface intervient ainsi pour 80 % environ dans le flux d'infiltration total. La diminution de ce rapport avec l'intensité de pluie est liée au fait que — contrairement à ce qui se passe pour les macropores, dont la capacité d'infiltration est très élevée — le flux d'infiltration à travers les zones où la croûte est localement détruite est progressivement limité par la capacité d'infiltration plus réduite de ces zones, au fur et à mesure que l'intensité de pluie et l'interception du ruissellement augmentent.

La comparaison des simulations S1 et S2 (Fig. 6.4) indique que la destruction localisée de la croûte intervient pour 50 à 100 % dans l'augmentation de l'infiltration. Cet effet de la destruction de la croûte est particulièrement net — et bien pris en compte par le modèle — dans le cas de la parcelle J8, où aucun orifice n'était visible le jour de la simulation de pluie (l'absence totale de bleu de méthylène dans le sol a par ailleurs permis de confirmer qu'aucun macropore de termite n'avait fonctionné). Le rôle prépondérant de la destruction de la croûte de surface s'explique par le fait que ce phénomène permet la persistance d'un effet lié à la création antérieure d'orifices, et ainsi le cumul du résultat de l'activité plus ou moins continue des termites. Dans une situation où la capacité d'infiltration est peu

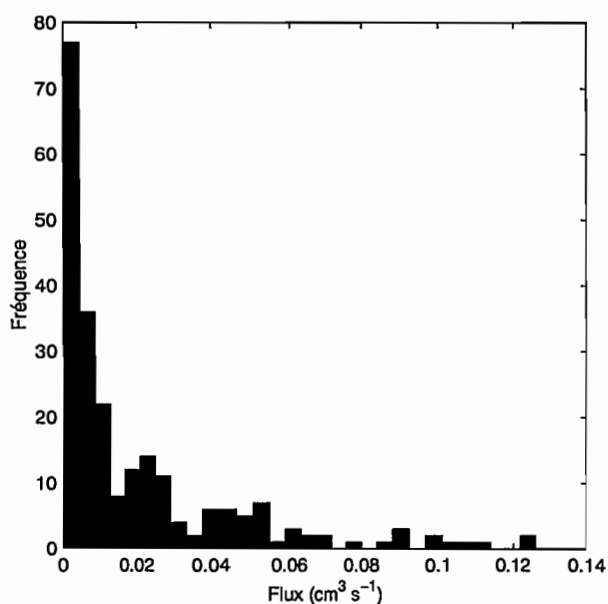


FIGURE 6.7 – Distribution des flux individuels dans chaque macropore où zone de sol où la croûte est localement détruite à la fin de la simulation S2 sur la parcelle J7.

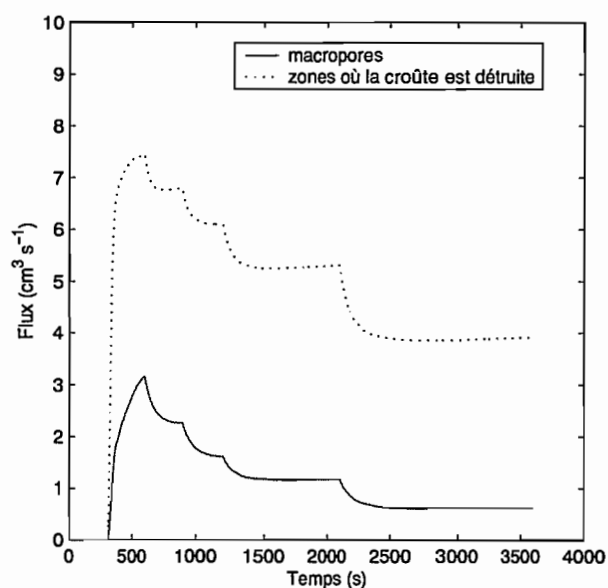


FIGURE 6.8 – Evolution dans le temps, au cours d’une simulation (parcelle J7, simulation S2), du flux d’infiltration total dans les macropores et à travers les zones où la croûte est localement détruite.

6.1. Simulation de l'influence des termites sur l'infiltration

limitante, ce phénomène de cumul est déterminant : en moyenne sur les parcelles J5–J8 on a 169 points où la présence antérieure d'orifices de galeries s'est traduite par la destruction locale de la croûte, contre seulement 36 orifices visibles le jour de la simulation, ce qui explique le rôle prépondérant de la destruction de la croûte.

Parcelles J1–J4

Sur les parcelles J1 à J4, c'est l'activité d'*Odontotermes sp.* qui a dominé durant les trois mois précédant les simulations de pluie. La consommation de paille a été moins importante que dans le cas de *Macrotermes subhyalinus* et le sol étant de ce fait encore fortement couvert par le mulch à la date des simulations, très peu d'observations ont pu être effectuées avant et pendant la pluie. Nous avons par ailleurs constaté, après un décapage de la surface du sol à la fin de l'expérimentation, que l'activité des termites avait été sous-estimée sur la parcelle J1 (la raison de cette sous-estimation étant inconnue) et qu'elle avait été en fait probablement similaire à celle observée sur les parcelles J2 à J4. Il est d'ailleurs plus fréquent, d'une manière générale, de sous-estimer le nombre d'orifices de galeries — à cause des oublis possibles — que de le surestimer.

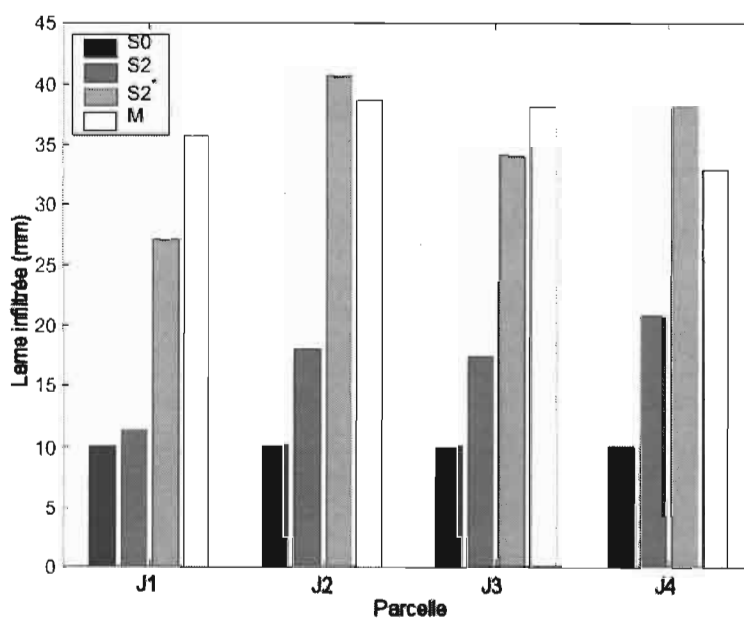


FIGURE 6.9 – Comparaison des lames infiltrées simulées (S0–S2*) et mesurées (M) pour les parcelles J1 à J4. S0 : sol encroûté paillé sans zones de croûte détruite ni orifices de galeries ; S2 : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite et orifices de galeries ; S2* : sol encroûté paillé avec zones de croûte détruite et orifices de galeries, nombre et distribution de tailles plus réaliste pour les zones de croûte détruite ; M : lame infiltrée mesurée.

La comparaison entre les simulations S1 et S2, qui a été abondamment discutée pour les parcelles J5 à J8, ne sera pas reprise pour les parcelles J1 à J4. Nous nous concentrerons

plutôt sur la comparaison entre les simulations S2 et S2*. La figure 6.9 permet de comparer, pour chacune des parcelles J1 à J4, la lame infiltrée totale correspondant aux simulations S0, S2 et S2* et la lame infiltrée mesurée (M). Si l'on fait l'hypothèse que la croûte est uniquement détruite à l'emplacement des orifices et sur une surface correspondant à celle des trous (simulation S2), la lame infiltrée est largement sous-estimée. En revanche, si l'on tient compte de la destruction de la croûte le long des axes du réseau de galeries (simulation S2*), les lames infiltrées simulées sont en bon accord avec les lames infiltrées mesurées, sauf dans le cas de la parcelle J1, où l'activité des termites a été sous-estimée. Les résultats des simulations indiquent ainsi que la simple considération des orifices de récolte, qu'ils soient effectivement présents ou qu'ils agissent par l'intermédiaire de la destruction localisée de la croûte qu'ils ont occasionné, ne permet pas d'expliquer l'importante augmentation de la lame infiltrée consécutive à l'activité des termites. Le fait de considérer la destruction de la croûte le long des axes du réseau de galeries semble au contraire permettre de rendre compte de cette augmentation de la lame infiltrée. Nous n'avons cependant pas tenu compte de la structure linéaire des zones de croûte détruite, de leur forme et de leur orientation, il convient donc d'être prudent avec des résultats qui pourraient éventuellement changer un peu si l'on était capable d'effectuer des simulations plus réalistes.

Le modèle développé semble capable d'appréhender de façon correcte l'influence des macropores de termites sur le ruissellement et l'infiltration, en se basant, pour ce qui est des macropores et de leurs caractéristiques, uniquement sur des mesures (aucune calibration). Il apparaît par ailleurs que l'approche de modélisation apporte réellement de nouvelles informations par rapport à l'étude expérimentale, en permettant de tester — et de valider — des hypothèses de fonctionnement. Ainsi, outre le fait que les simulations ont permis de vérifier a posteriori que les macropores fonctionnaient bien la plupart du temps en régime d'interception, les résultats des simulations numériques effectuées indiquent que la destruction de la croûte de surface — lors de la création des orifices de galeries pour *Macrotermes subhyalinus* et le long des axes du réseau de galeries, lorsque celui-ci affleure à la surface du sol, pour *Odontotermes sp.* — est un processus déterminant pour expliquer l'influence hydrologique des termites dans notre contexte d'étude.

6.2 Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

Avant de tirer les conclusions de ce travail, il nous semble utile, à travers une approche par simulations, de dresser un tableau quantitatif de l'influence de divers facteurs susceptibles de déterminer l'impact plus ou moins grand de la présence de macropores sur le ruissellement et l'infiltration de l'eau. Il s'agit par exemple d'illustrer et de discuter, à travers des simulations, le rôle de la localisation des macropores, de leur densité, de leur taille, de leur capacité d'infiltration, mais aussi de montrer comment des facteurs dont l'influence est moins directe, comme la pente ou la rugosité du sol, ou encore l'intensité de

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

pluie, peuvent modifier l'impact hydrologique des macropores. Nous terminerons par une analyse de l'influence de l'échelle considérée sur l'estimation du coefficient de ruissellement, lorsque des macropores sont présents.

6.2.1 Simulations de référence

Pour chaque facteur dont on désire analyser l'influence, une série de simulations sera effectuée en faisant varier la valeur du facteur considéré, les autres paramètres de la simulation restant constants. Les simulations seront arrêtées après obtention d'un régime permanent et le résultat de chaque simulation sera exprimé sous la forme d'un coefficient de ruissellement, qui sera ici le rapport du flux de ruissellement en régime permanent à l'intensité de la pluie. Ce rapport correspond au paramètre κ du modèle $R(P)$ utilisé dans le chapitre 4 et à la limite du coefficient de ruissellement R/P lorsque le volume de pluie tend vers l'infini.

Les caractéristiques principales de deux simulations « de référence » (SIMREF1 et SIMREF2), inspirées de nos conditions expérimentales au Sahel, sont données dans le tableau 6.3². Toutes les simulations seront des variations de l'une ou l'autre de ces simulations de référence. Pour caractériser une simulation, il suffira donc d'indiquer quelle est la simulation de référence utilisée et quelle est la variation de cette simulation de référence que l'on considère.

TABLEAU 6.3 – Caractéristiques principales des simulations de référence SIMREF1 et SIMREF2.

	SIMREF1	SIMREF2
Topographie	J1	variable
Pente	1,6 %	variable
Intensité de pluie	40 mm/h	40 mm/h
Infiltrabilité du sol	5 mm/h	6 mm/h
Coefficient de frottement	10	1,3
Nombre de macropores	30	15
Distribution spatiale	poisson, constante	poisson, constante
Diamètre	9 mm	8 mm
Capacité d'infiltration	non limitante	non limitante
KR sans macropores	0,88	0,85
KR avec macropores	0,69	variable

²Ces deux simulations « de référence » ne diffèrent que peu. Il ne devait y avoir à l'origine qu'une seule simulation de référence, mais j'ai utilisé une série de simulations antérieure à SIMREF1 et dont les paramètres correspondent à SIMREF2.

6.2.2 Topographie et position des macropores

Dans une situation où l'alimentation en eau des macropores par le ruissellement de surface détermine en grande partie leur influence, la topographie et la localisation des macropores sont des facteurs susceptibles de jouer un rôle important. On peut mettre en évidence cette influence combinée de la topographie et de la localisation des macropores en répétant la même simulation de ruissellement sur des topographies différentes, la densité de macropores, leur position, ainsi que leurs caractéristiques, étant maintenues constantes. Cette expérience a été réalisée pour SIMREF2 puis pour SIMREF1, en considérant successivement les topographies respectives des parcelles expérimentales J1 à J8 (voir tableau 6.1).

La figure 6.10 permet d'illustrer le résultat de la première expérience (SIMREF2, topographies J1 à J8). L'amplitude de variation du coefficient de ruissellement associée au simple changement de topographie apparaît considérable — avec des valeurs de coefficient de ruissellement variant entre 0,75 et 0,46, donc d'un facteur 2 — alors que les topographies considérées sont très similaires, avec un relief peu marqué (écart type des altitudes par rapport au plan incliné moyen variant entre 2,3 et 7,8 mm). Les coefficients de ruissellement les plus faibles sont observés sur les parcelles J5 et J6. La localisation des macropores par rapport aux zones de circulation ou d'accumulation d'eau permet d'expliquer dans ces deux cas leur impact important sur la diminution du ruissellement. On constate en effet, dans le cas de la parcelle J5, que l'un des macropores est localisé précisément dans une dépression marquée et qu'il est de ce fait à l'origine — à lui seul — de la majeure partie de la diminution du ruissellement. Dans le cas de la parcelle J6, ce sont plusieurs macropores situés tout au long d'un chemin d'écoulement de l'eau, sur la gauche de la parcelle, qui ont joué le rôle le plus important dans la diminution du coefficient de ruissellement.

La même expérience de modification de la topographie a été effectuée pour SIMREF1. Les variations du coefficient de ruissellement associées au changement de topographie sont reportées dans la figure 6.11(a). On y constate que celui-ci varie entre 0,69 et 0,57. Ces variations, bien qu'importantes, apparaissent moins marquées que dans le cas de l'expérience précédente, ce qui est probablement une simple conséquence de l'augmentation du nombre de macropores (30 contre 15). On notera par ailleurs que, d'une expérience à l'autre, ce ne sont pas les mêmes parcelles qui se caractérisent par un faible ruissellement. C'est la localisation des macropores par rapport à la topographie, plus que la topographie en elle-même, qui a déterminé leur influence sur le ruissellement.

Dans le cadre de SIMREF1, nous avons fait varier la position des macropores sur une même topographie (J1), ceci pour deux densités de macropores différentes : $30/\text{m}^2$ et $5/\text{m}^2$ (Fig. 6.11(b)). On constate une variation du coefficient de ruissellement, entre 0,71 et 0,64 pour un nombre de macropores égal à 30. Le caractère relativement limité des variations observées est sans doute la conséquence de la faible variabilité spatiale de l'écoulement sur la parcelle J1 (voir Fig. 6.10). Lorsque le nombre de macropores diminue (densité de $5/\text{m}^2$, Fig. 6.11(b)), la variabilité du flux d'infiltration dans les macropores augmente

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

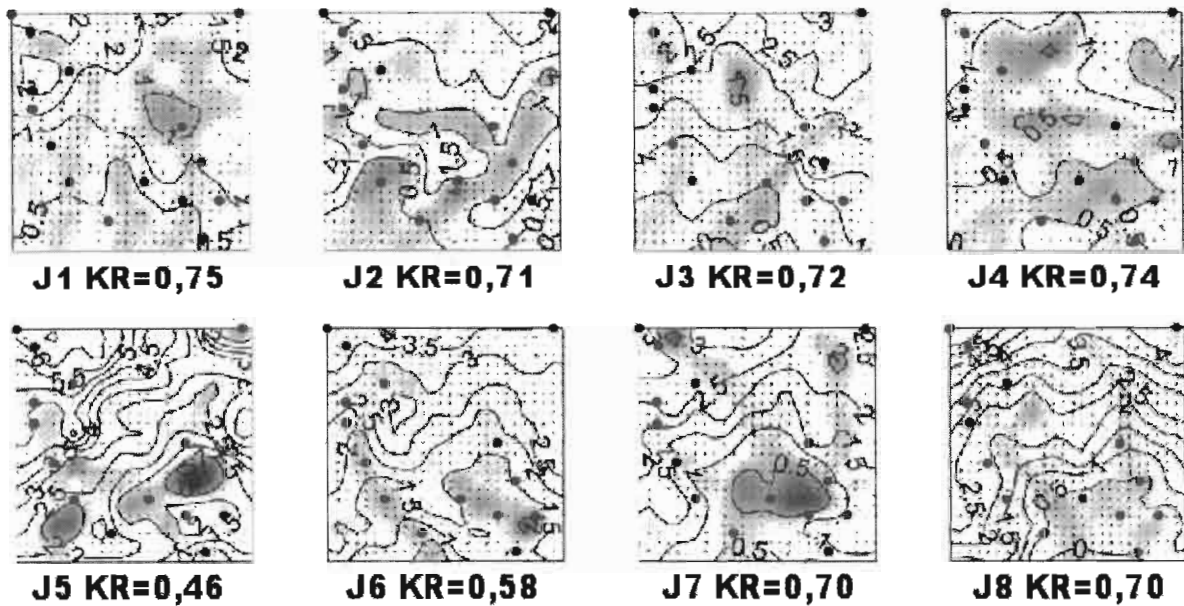


FIGURE 6.10 – Rôle de la topographie et de la localisation des macropores (SIMREF2). La densité de bleu (ou de gris en version noir et blanc) est proportionnelle à la hauteur de la lame d'eau qui ruisselle, l'échelle étant identique pour chacune des parcelles. Les cercles pleins représentent les macropores ($n=15$), leur position ne changeant pas d'une parcelle à l'autre.

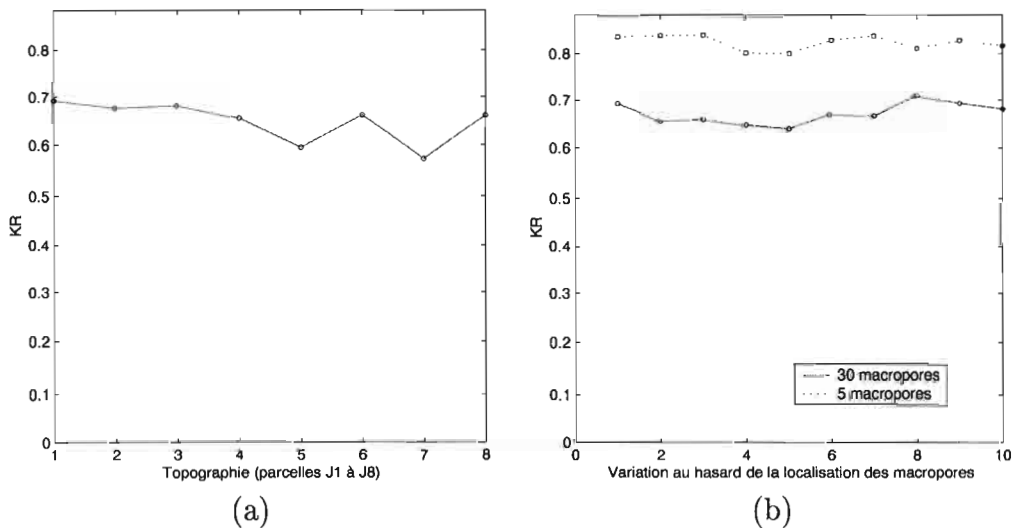


FIGURE 6.11 – Rôle de la topographie (a) et de la position des macropores (b) (SIMREF1).

(le coefficient de variation passe de 0,11 à 0,29). Cependant, le flux d'infiltration étant relativement réduit à cause du faible nombre de macropores, ces variations n'ont qu'un impact limité sur le coefficient de ruissellement (Fig. 6.11(b)).

Une expérience numérique réalisée sur la parcelle J6, tout à fait en dehors des simulations de référence [Léonard *et al.*, 1999], nous a permis de montrer qu'on pouvait obtenir avec deux macropores seulement — dont la localisation a été choisie de façon déterministe — un flux d'infiltration deux fois plus élevé qu'avec dix macropores répartis au hasard sur la surface (1,52 cm³/s contre 0,73 cm³/s), ou encore un flux d'infiltration à peine deux fois moins important qu'avec 50 macropores répartis au hasard sur la surface (1,52 cm³/s contre 3,28 cm³/s). Par ailleurs, nous avons pu aussi constater qu'un lissage de la topographie pouvait se traduire par une diminution du flux d'infiltration lorsque les macropores sont préférentiellement localisés dans les dépressions, et que cette diminution du flux d'infiltration devient très marquée lorsque la topographie se rapproche d'un simple plan incliné. Certaines topographies sont ainsi probablement plus favorables que d'autres à la *possibilité* d'obtenir un effet marqué des macropores sur le ruissellement, par exemple J5 ou J7 par rapport à J1 ou J8 (voir Fig. 6.10).

6.2.3 Densité de macropores

Nous avons simulé, dans le cadre de SIMREF1, la relation entre la densité de macropores et le coefficient de ruissellement, en partant d'une densité nulle et en ajoutant progressivement des macropores de position aléatoire, la position des macropores existants restant inchangée.

Le coefficient de ruissellement diminue avec la densité de macropores (Fig. 6.12). Cette diminution n'est cependant pas tout à fait continue, la position d'un nouveau macropore introduit pouvant être plus ou moins favorable à l'infiltration. Par ailleurs, on peut observer que la diminution du coefficient de ruissellement avec l'augmentation de la densité de macropores, s'effectue d'abord rapidement (jusqu'à une densité de l'ordre de 100/m²), puis de plus en plus lentement, à mesure que le nombre de macropores augmente.

La probabilité qu'un nouveau macropore intercepte de l'eau de ruissellement diminue en effet à mesure que l'aire de la parcelle contribuant au ruissellement à l'exutoire diminue. C'est par ailleurs à l'aval de la parcelle que subsiste le plus longtemps un ruissellement résiduel, la probabilité d'interception du ruissellement par un macropore en un point donné étant, à densité de macropores constante, une fonction linéaire croissante de la distance entre le point considéré et l'aval de la parcelle. Nous reviendrons de manière plus approfondie sur ce dernier point dans la section 6.2.7, page 133, où nous aborderons les conséquences du changement d'échelle sur le coefficient de ruissellement, lorsque des macropores sont présents. Dans le cas que nous avons considéré (SIMREF1), on obtient un coefficient de ruissellement quasi nul pour une densité de macropores de l'ordre de 500/m² (Fig. 6.12), la proportion de la surface du sol couverte par les macropores étant alors seulement de 3,2 %.

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

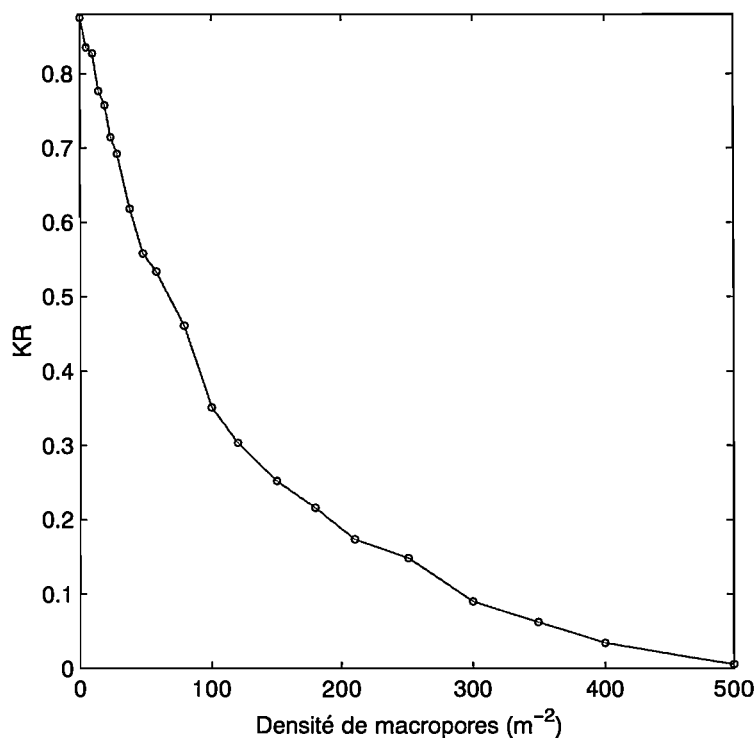


FIGURE 6.12 – Rôle de la densité de macropores (SIMREF1).

Il est enfin intéressant de constater que, lorsque la densité de macropores passe de 0 à $100/m^2$ — une gamme de variation typique des macropores de termites —, le coefficient de ruissellement simulé passe de 0,88 à 0,35. Ces valeurs sont tout à fait cohérentes avec la gamme de valeurs de $\kappa = dR/dP$ obtenue sous pluie naturelle (voir Fig. 4.8). Par ailleurs, la forme de la relation entre densité de macropores et coefficient de ruissellement est en bon accord avec la courbe enveloppe de la figure 4.11, qui illustre la relation entre la densité d'orifices de galeries de termites et le rapport du volume de ruissellement à celui mesuré sur une parcelle aux caractéristiques similaires, mais sans activité de termites.

6.2.4 Taille et capacité d'infiltration des macropores

L'influence de la taille et de la capacité maximale d'infiltration des macropores sur le coefficient de ruissellement a été analysée dans le cadre de SIMREF1. Il apparaît que le coefficient de ruissellement diminue de façon linéaire avec le diamètre des macropores (Fig. 6.13(a)). Il s'agit d'une conséquence directe de l'équation (5.12). L'augmentation de la capacité d'infiltration des macropores se traduit, elle, par une diminution rapide, puis plus lente, du coefficient de ruissellement (Fig. 6.13(b)). Lorsque la capacité d'infiltration des macropores n'est plus limitante, elle cesse d'influencer le coefficient de ruissellement, qui atteint de ce fait une valeur constante (Fig. 6.13(b)). La valeur seuil au delà de laquelle

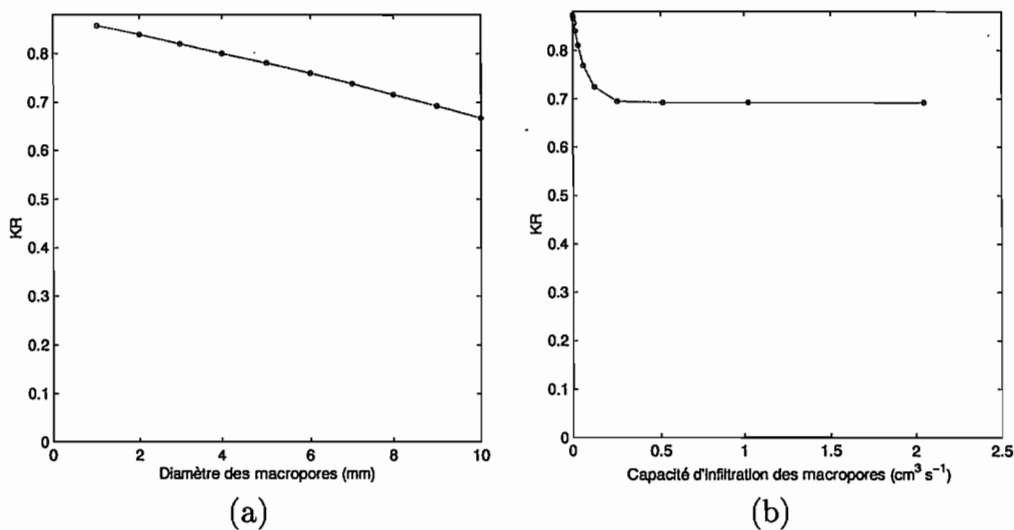


FIGURE 6.13 – Rôle de la taille des macropores (a) et de leur capacité d'infiltration (b) (SIMREF1).

la capacité d'infiltration des macropores cesse d'être limitante est, dans le cas considéré (SIMREF1), de l'ordre de $0,5 \text{ cm}^3/\text{s}$. Cette valeur seuil apparaît faible si on la compare à la capacité d'infiltration des macropores de termites, qui était souvent de l'ordre de $10 \text{ cm}^3/\text{s}$. Il n'est ainsi pas surprenant que le processus dominant dans le rôle des macropores de termites sur l'infiltration soit, dans notre contexte d'étude, l'interception du ruissellement.

6.2.5 Pente et rugosité du sol

Nous avons simulé, dans le cadre de SIMREF1, l'influence de la pente moyenne du sol sur le coefficient de ruissellement lorsque des macropores sont présents. Pour cela, nous avons extrait la composante moyenne de la pente de la parcelle J1, pour la remplacer par les valeurs de pente désirées.

Il apparaît que le coefficient de ruissellement a tendance à augmenter avec la pente moyenne (Fig. 6.14(a)). Ce résultat est cohérent avec les résultats obtenus dans le cadre des expérimentations d'écoulement sur un plan incliné avec un seul macropore, où nous avons constaté que le flux d'infiltration dans le macropore augmentait lorsque la pente diminuait et que le modèle rendait bien compte de ce phénomène. L'interception du ruissellement par un macropore dépend dans notre modèle du débit local de ruissellement, elle est de ce fait et en principe indépendante de la vitesse de l'écoulement et donc de l'effet de l'augmentation de la pente sur la vitesse de l'eau. L'explication que nous proposons du rôle de la pente du sol sur le flux d'infiltration dans un macropore est l'augmentation progressive de l'alimentation en eau du macropore par l'aval — cette alimentation par l'aval étant quasi nulle pour une pente forte — à mesure que la pente diminue et que le gradient local de h associé à la présence du macropore prend de l'importance par rapport

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

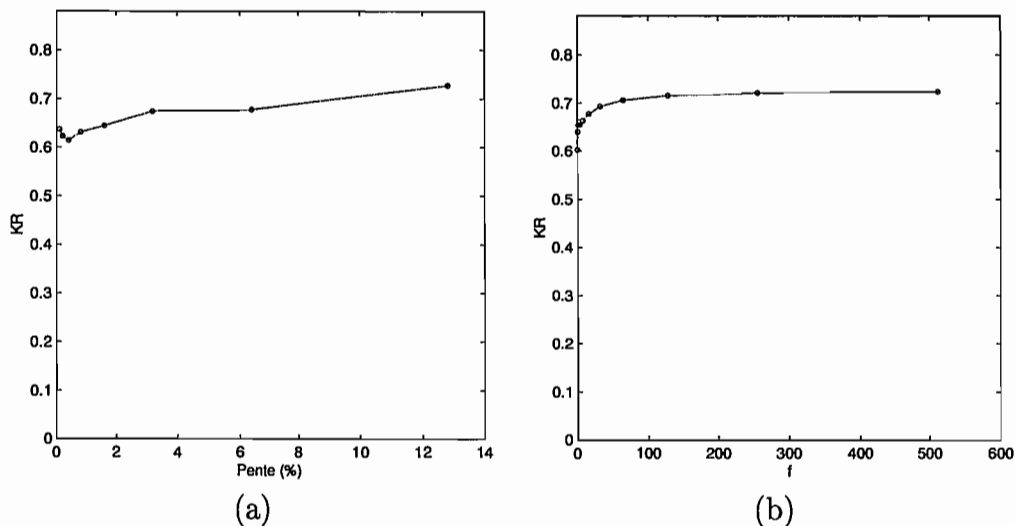


FIGURE 6.14 – Rôle de la pente du sol (a) et du coefficient de frottement (b) (SIMREF1).

au gradient de z (la pente).

Une analyse de l'influence de la micro-rugosité de la surface du sol sur le coefficient de ruissellement, lorsque des macropores sont présents, a été effectuée (dans le cadre de SIMREF1) en faisant varier le coefficient de frottement. On teste donc en fait un rôle indirect de la micro-rugosité, provenant de son influence sur la vitesse de l'écoulement, les résultats étant ainsi susceptibles de dépendre de la formulation utilisée pour estimer les frottements (et donc la vitesse de l'eau).

Lorsque le coefficient de frottement augmente, le coefficient de ruissellement a tendance à augmenter également, avant de se stabiliser (Fig. 6.14(b)). Dans la mesure où l'interception du ruissellement par un macropore est en principe, dans notre modèle, indépendante de la vitesse de l'écoulement, l'augmentation du coefficient de ruissellement avec l'augmentation de la valeur du coefficient de frottement est inattendue. Nous n'avons pas d'explication satisfaisante à proposer, on pourrait tout au plus avancer le raisonnement suivant : lorsque le coefficient de frottement augmente, la hauteur d'eau moyenne augmente également ; en conséquence, la concentration du ruissellement est de moins en moins marquée, ce qui pourrait se traduire par une diminution relative — en proportion du ruissellement total — de l'interception par les macropores localisés au niveau des chemins d'écoulement (qui sont ceux qui contribuent le plus à l'infiltration). On obtient bien ainsi une augmentation du coefficient de ruissellement avec l'augmentation de la valeur du coefficient de frottement.

6.2.6 Intensité de pluie et infiltrabilité du sol

Nous allons analyser ici, dans le cadre de SIMREF1, l'influence de l'intensité de la pluie r et celle de l'infiltrabilité du sol i sur le coefficient de ruissellement KR , lorsque des

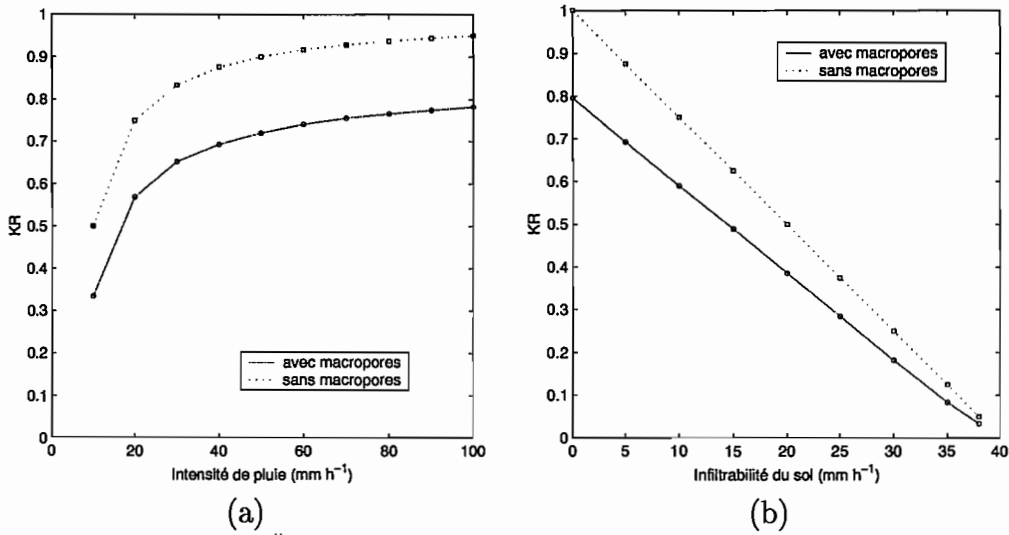


FIGURE 6.15 – Rôle de l'intensité de pluie (a) et de l'infiltrabilité du sol (b) (SIMREF1).

macropores sont présents. Dans la mesure où KR est lui même dépendant de r et de i (si l'infiltrabilité du sol est non nulle mais constante, KR augmente de façon non linéaire avec l'intensité de la pluie ; si l'intensité de la pluie est constante, KR diminue linéairement avec l'infiltrabilité du sol), les résultats des simulations effectuées dans le cas où des macropores sont présents devront être comparés à ceux obtenus en l'absence de macropores.

Les résultats des simulations (Fig. 6.15) semblent indiquer que, lorsque l'intensité de la pluie ou l'infiltrabilité du sol varient, le rapport du coefficient de ruissellement KR du sol seul (sans macropores) au coefficient de ruissellement KR_m du sol plus les macropores est plus ou moins constant.

Le fait que l'influence des macropores, si elle est exprimée en terme de coefficient de ruissellement, soit indépendante de l'intensité de la pluie est un résultat peu intuitif. On a plutôt tendance à penser que l'on va surestimer l'influence des macropores si l'intensité de pluie est trop forte, en les faisant fonctionner à un régime proche de leur capacité maximale d'infiltration par exemple. En fait, lorsque les macropores fonctionnent en régime d'interception, le flux d'infiltration i_m dans les macropores est plus ou moins proportionnel au ruissellement (éq. (5.12)) ; si l'on pose alors $i_m \approx \alpha(r - i)$, en négligeant le fait que les zones d'alimentation de chaque macropore ne sont pas indépendantes, on obtient :

$$\frac{KR}{KR_m} = \frac{(r - i)/r}{(r - i - i_m)/r} = \frac{1}{1 - \alpha} \quad (6.1)$$

soit un rapport KR/KR_m constant, en accord avec les résultats des simulations.

Le fait que le rapport KR/KR_m soit indépendant de l'intensité de la pluie ou de l'infiltrabilité du sol peut donc s'expliquer, si les macropores fonctionnent en régime d'interception. Cependant, si la capacité d'infiltration des macropores est limitée, à mesure que le nombre

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

de macropores dont la capacité d'infiltration est excédée va augmenter, le flux d'infiltration total dans les macropores va tendre vers une valeur constante (celle que l'on mesurerait sous une faible charge) et le rapport KR/KR_m va augmenter alors avec l'intensité de la pluie avant de se stabiliser. Par ailleurs, si les macropores sont localisés préférentiellement sur les zones les plus hautes du sol (lorsque leur position est associée à celle de la végétation par exemple), on peut s'attendre à une diminution du coefficient de ruissellement avec l'intensité de la pluie, dans la mesure où l'augmentation de la hauteur d'eau va entraîner la mise en fonctionnement progressive des macropores [Dunne *et al.*, 1991].

6.2.7 Macropores et effet d'échelle

Nous n'avons jusqu'à présent considéré le rôle des macropores sur le ruissellement qu'à une échelle relativement locale, celle de la parcelle de 1 m². On peut se demander cependant si l'influence d'une population de macropores dépend ou non de l'échelle que l'on considère, de la longueur de pente par exemple. L'évolution de la réponse hydrologique d'une surface selon l'échelle considérée est en effet une question qui se pose souvent en hydrologie, en particulier lors du passage de l'échelle locale de certaines mesures à l'échelle du problème considéré (parcelle de culture à bassin versant). On observe souvent, expérimentalement, une tendance à la diminution du ruissellement à mesure que l'échelle d'observation devient plus vaste, les processus à l'origine de cet « effet d'échelle », comme on l'appelle souvent, étant probablement multiples et restant mal identifiés.

Afin d'apporter quelques éléments de réponse à la question d'un éventuel effet d'échelle dans l'influence des macropores, nous avons considéré une parcelle de 20 m de long sur 5 m de large (100 m², Fig. 6.16) aux caractéristiques très similaires à celles de nos parcelles de 1 m², excepté la pente un peu plus forte (5 %). Il s'agit d'une parcelle encrouûtée, dans une jachère, à proximité de notre site d'étude³.

Nous avons effectué deux simulations sur cette parcelle : S1 sans macropores et S2 avec des macropores. Les paramètres de ces deux simulations sont les mêmes que ceux de SIMREF1, avec en particulier pour S2 une densité de macropores constante et uniforme de 30/m², la position des macropores étant aléatoire. Le seul paramètre qui change par rapport à SIMREF1, outre la topographie, est le pas d'espace utilisé pour la grille de résolution numérique, qui est de 20 cm au lieu de 4 cm (avec un pas d'espace de 4 cm, le nombre de noeuds de la grille de résolution aurait été multiplié par 100, et le temps de calcul par plus de 1000 car le temps nécessaire pour obtenir un régime permanent augmente avec la longueur de pente).

Pour S1 comme pour S2, le bilan de masse à la fin de la simulation était inférieur à 0,5 %. Il semblerait par ailleurs que les problèmes associés au terme de frottement soient moins marqués à l'échelle d'une grande parcelle qu'à une échelle de 1m², probablement à cause des valeurs plus élevées des hauteurs d'eau qui sont la conséquence de l'augmentation de

³La topographie de cette parcelle nous a été fournie par M. Esteves.

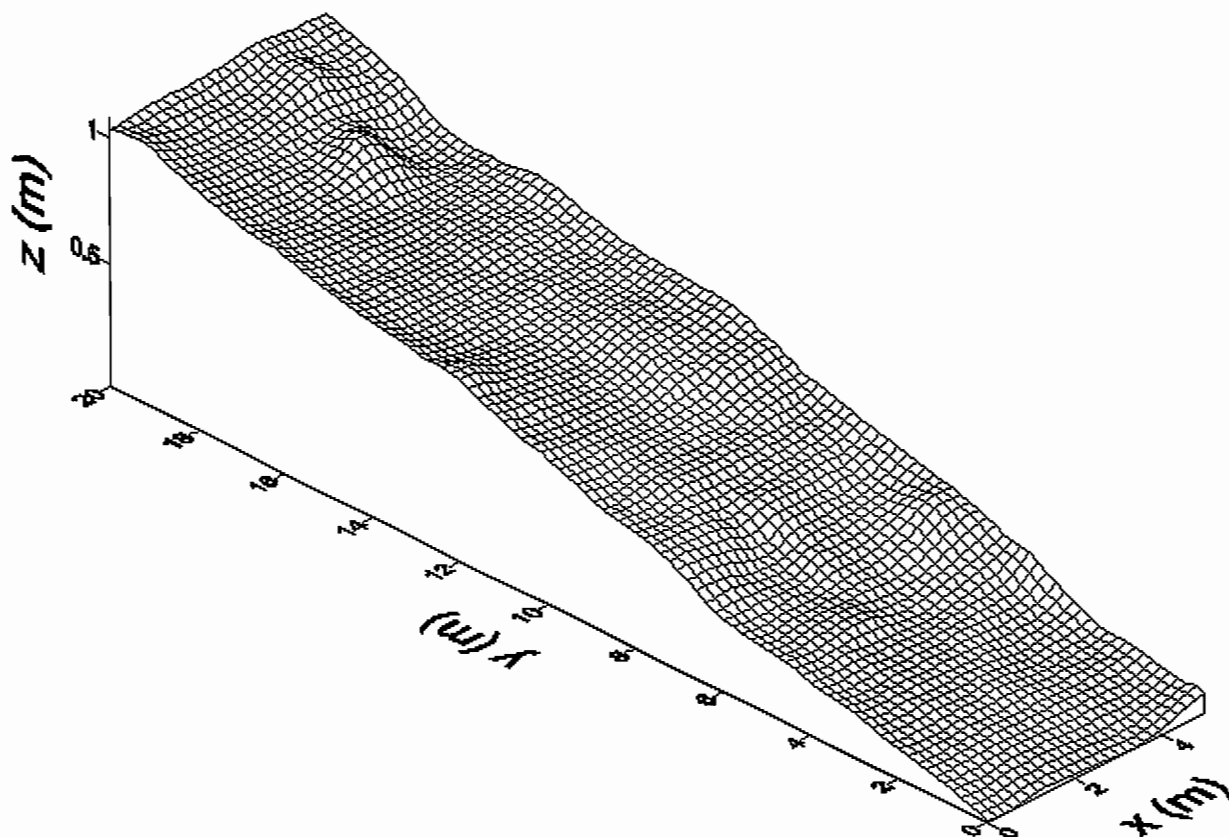


FIGURE 6.16 – Topographie de la parcelle de 20 m de long sur 5 m de large.

la longueur de pente.

Lorsque les macropores ne sont pas considérés (S1), le coefficient de ruissellement en régime permanent est de 0,88 (Fig. 6.17). Dans le cas où l'on considère une densité de macropores de $30/\text{m}^2$ (S2), le coefficient de ruissellement est de 0,08 seulement, le régime permanent de l'écoulement étant par ailleurs atteint plus rapidement (Fig. 6.17). La figure 6.18 permet de comparer le champ de hauteur d'eau dans le cas de S1 (sans macropores, (a)) et S2 (avec macropores, (b)). On peut constater que la hauteur d'eau n'augmente que peu — voire pas du tout — vers l'aval pour S2 (Fig. 6.18(b)), c'est à dire dans le cas où les macropores sont présents.

A l'échelle de 1 m^2 et dans des conditions identiques (SIMREF1), le coefficient de ruissellement variait, selon la topographie considérée, entre 0,57 et 0,69 (Fig. 6.11(a)). Il semblerait donc que l'on ait un effet d'échelle important lorsque des macropores sont présents, avec une diminution d'un facteur 8 du coefficient de ruissellement lorsque la longueur de pente passe de 1 m à 20 m. Le calcul, pour S2 et à intervalle d'un mètre, du débit de ruissellement tout au long de la pente (de $y=0$ m à l'aval à $y=19$ m à l'amont), nous a permis de préciser l'évolution du coefficient de ruissellement avec la longueur de pente. Il apparaît que le coefficient de ruissellement diminue d'abord rapidement, puis plus lentement, avec

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

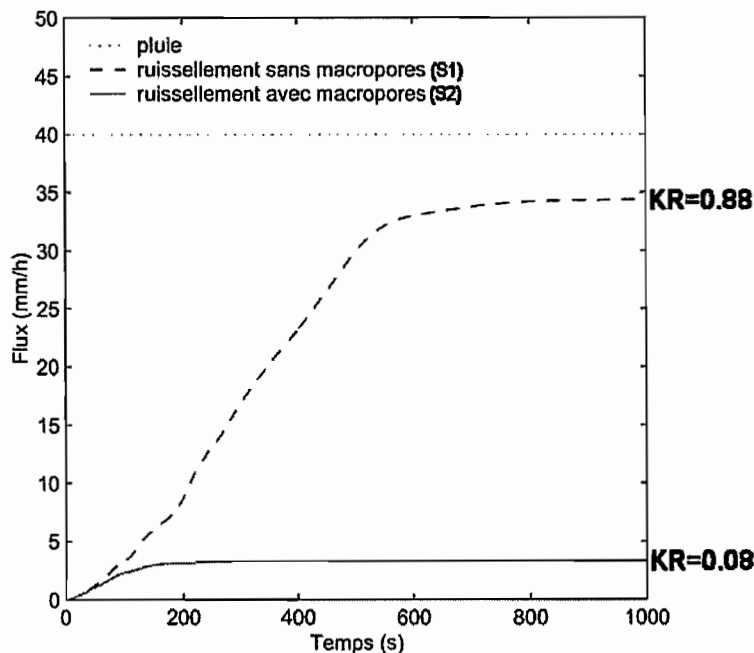


FIGURE 6.17 – Hydrogrammes de ruissellement simulés pour S1 (sans macropores) et S2 (avec macropores).

la longueur de pente (Fig. 6.19).

Afin d'essayer de comprendre l'origine de l'effet d'échelle constaté, il est utile de considérer le cas schématique d'un plan incliné, de largeur normalisée 1, soumis à une pluie d'intensité constante (Fig. 6.20(a)).

Dans le cas où aucun macropore n'est présent et où l'infiltrabilité du sol i est constante et inférieure à l'intensité de la pluie r , le débit de ruissellement q à une distance x de l'amont du plan incliné est simplement proportionnel à cette distance et à l'intensité de pluie : $q(x) = (r - i)x$. Pour un plan incliné de longueur L , le coefficient de ruissellement en régime permanent $(r - i)L/rL$ est constant et ne dépend donc pas de L . En régime d'interception, le flux d'infiltration dans un macropore est plus ou moins proportionnel au débit de ruissellement (éq. 5.12) et donc à la distance séparant ce macropore de l'amont du plan incliné puisque $q(x) = (r - i)x$. En conséquence, si le nombre de macropores est suffisamment faible pour que l'on puisse négliger le fait que les zones d'alimentation de chaque macropore ne sont pas indépendantes, on peut estimer que $i(x) \approx kx$ et, dans le cas d'un plan incliné de longueur L , le coefficient de ruissellement

$$\frac{rL - \int_0^L i(x)dx}{rL} \quad (6.2)$$

vaut alors $(r - kL/2)/r$ et dépend ainsi directement de la longueur de pente L . Il semble donc logique d'observer une diminution du coefficient de ruissellement avec l'augmentation de la longueur de pente, si des macropores sont présents et fonctionnent en régime d'interception.

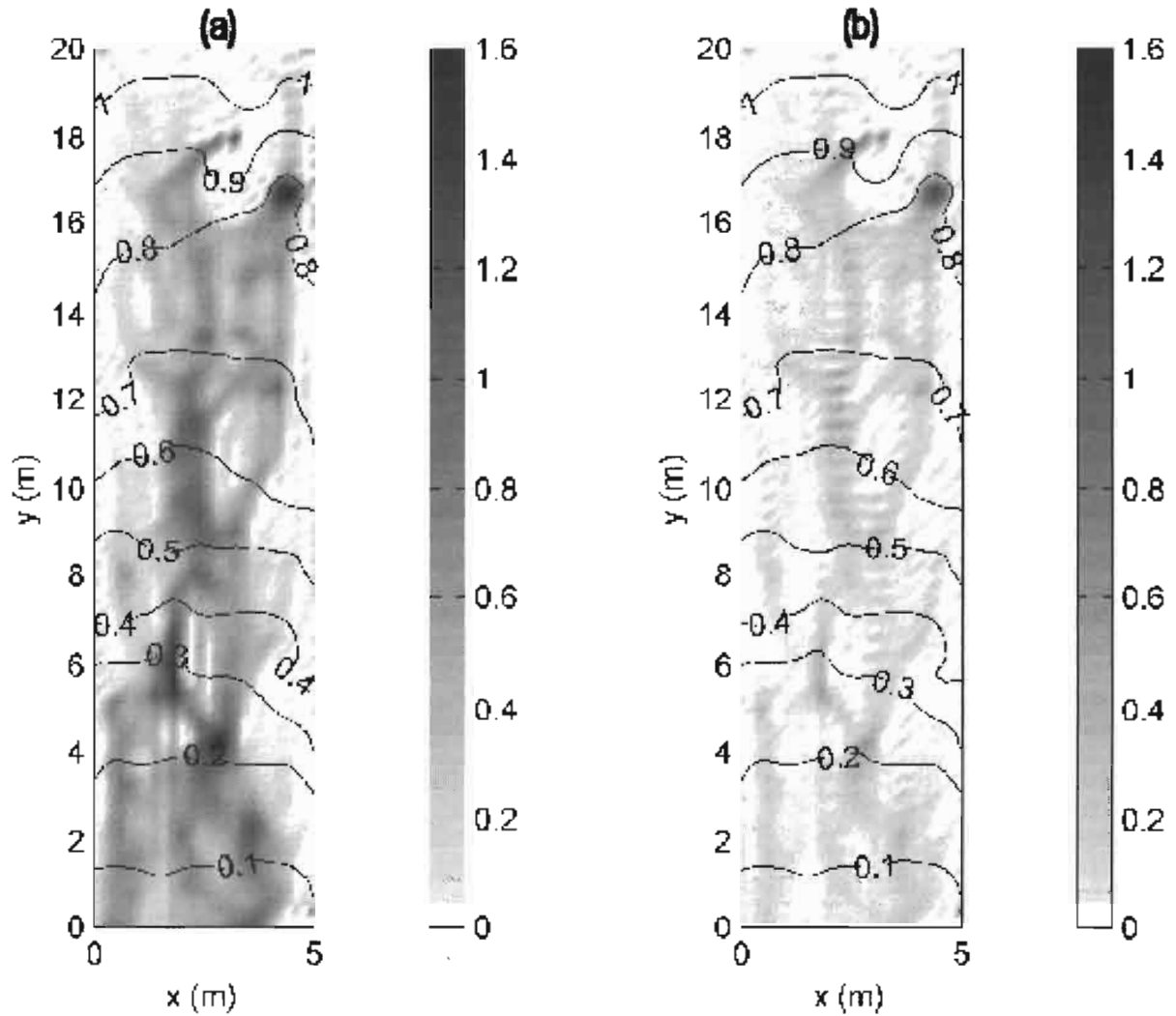


FIGURE 6.18 – Champ de hauteur d'eau simulé pour S1 (sans macropore, (a)) et S2 (avec macropores, (b)). L'intensité de bleu (ou de gris en version noir et blanc) est proportionnelle à la hauteur d'eau (cm). Les courbes en noir sont les courbes de niveau de la topographie (m). Le bas de la figure correspond à l'aval de la parcelle ($y=0$ m).

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores



FIGURE 6.19 – Champ de hauteur d'eau simulé pour S2 (avec macropores, à gauche) et évolution du coefficient de ruissellement KR avec la longueur de pente (à droite). Figure de gauche : l'intensité de bleu (ou de gris en version noir et blanc) est proportionnelle à la hauteur d'eau (cm) ; les courbes en noir sont les courbes de niveau de la topographie (m) ; le bas de la figure correspond à l'aval de la parcelle ($y=0$ m).

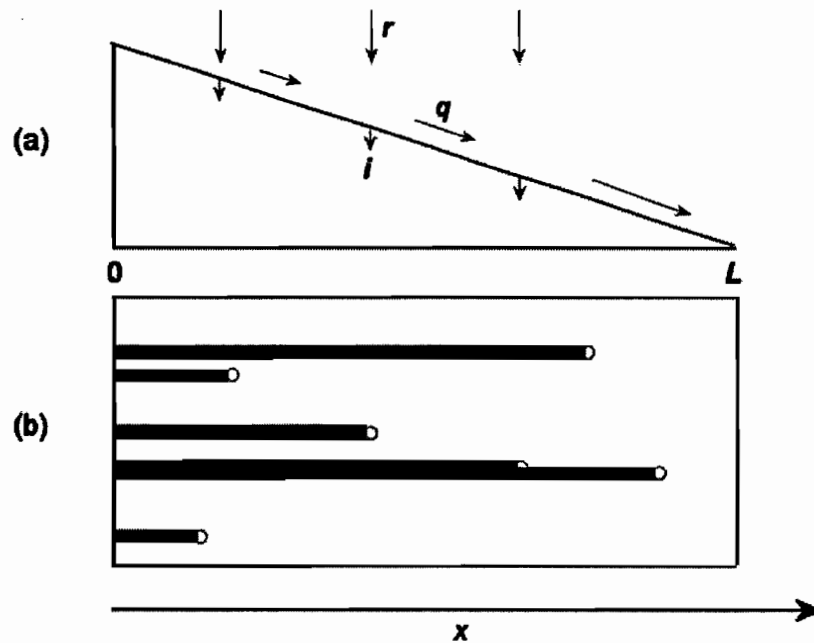


FIGURE 6.20 – Cas schématique d'un plan incliné soumis à une pluie d'intensité constante. (a) vue en coupe : pluie, infiltration et ruissellement. (b) vue en plan : zones d'interception à l'amont des macropores.

On peut aussi considérer — il s'agit d'une autre façon d'analyser le cas du plan incliné — que chaque macropore intercepte l'eau provenant d'une bande dont la largeur est égale au diamètre d du macropore et qui s'étend du macropore jusqu'à la limite amont du plan incliné (Fig. 6.20(b)). Si l'on désigne par A_I l'aire totale couverte par ces bandes (qui ne peut être directement obtenue à partir de la position et du diamètre des macropores à cause des recouvrements) et par A_T l'aire totale de la parcelle, le ruissellement est alors simplement $r(A_T - A_I)$ et le coefficient de ruissellement $(rA_T - rA_I)/(rA_T)$.

Si la densité de macropores augmente, leur position étant aléatoire, la valeur de A_I va d'abord croître de façon plus ou moins linéaire avec le nombre de macropores, puis plus lentement, à mesure que la probabilité qu'un macropore tombe dans une zone de ruissellement va diminuer. La diminution progressive de la probabilité d'intercepter le ruissellement résiduel, localisé essentiellement à l'aval de la parcelle, permet d'expliquer la forme de la relation entre la densité de macropores et le coefficient de ruissellement (Fig. 6.12).

La figure 6.21 permet d'analyser, dans le cas schématique du plan incliné, l'effet de la longueur de pente sur le ruissellement et le coefficient de ruissellement, lorsque des macropores sont présents. On peut y observer l'évolution de A_I (en noir) et donc de $A_T - A_I$, lorsque la longueur de pente passe de 1 m à 5 m puis à 20 m, à densité de macropores constante. Il apparaît que A_I représente une proportion de plus en plus grande de la surface, à mesure que la longueur de pente augmente, alors que $A_T - A_I$ n'évolue que peu. Tous

6.2. Simulations exploratoires : impact de différents facteurs sur le rôle hydrologique de larges macropores

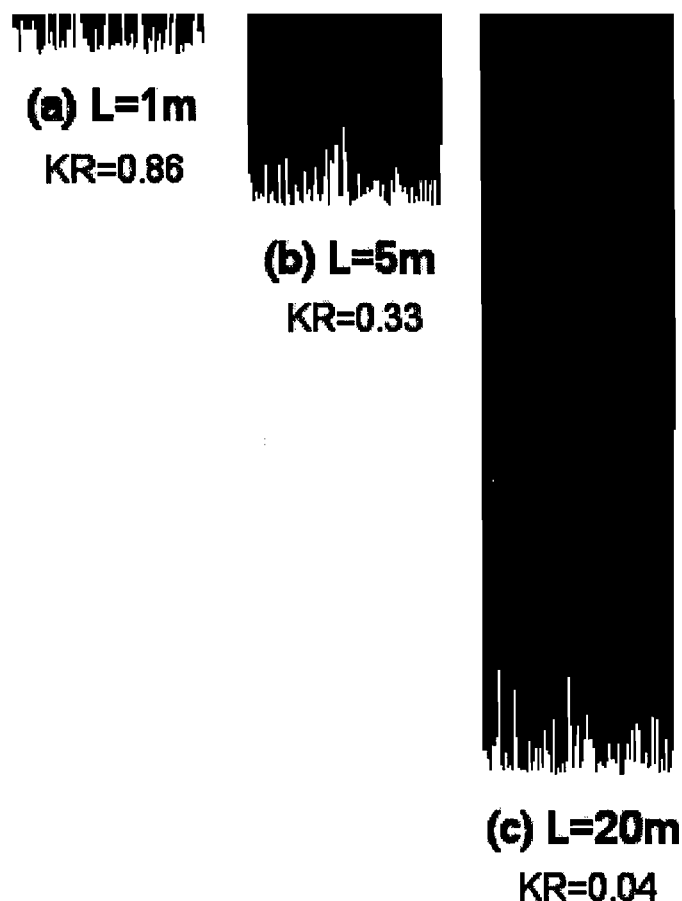


FIGURE 6.21 – Interception du ruissellement sur un plan incliné, par des macropores dont la densité ($30/\text{m}^2$) et la taille (9 mm) sont constantes, pour des longueurs de pente de 1m (a), 5m (b) et 20 m (c). L'aire A_I est représentée en noir. L'échelle est identique dans les trois cas.

les macropores ou presque contribuent en effet à accroître A_I dans la zone amont du plan incliné, alors que seuls les macropores localisés à l'aval de celui-ci permettent d'accroître A_I à l'aval : la probabilité d'occurrence d'une bande d'interception en un point donné est proportionnelle à la distance entre ce point et la limite aval du plan incliné.

L'aire $A_T - A_I$ représente l'aire contribuant au ruissellement à l'exutoire du plan incliné. La valeur relativement constante de cette aire contributive, quelle que soit la valeur de L , implique que le ruissellement est plus ou moins constant le long du plan incliné. Dans la mesure où le ruissellement est plus ou moins indépendant de la longueur L du plan incliné, le coefficient de ruissellement diminue lui en proportion de $1/L$ (Fig. 6.21). Le caractère plus ou moins constant du ruissellement quelle que soit la longueur de pente L , ainsi que la décroissance associée du coefficient de ruissellement avec L , sont en accord avec les résultats des simulations (Fig. 6.19). Par ailleurs, la longueur de pente effective étant limitée par la

taille réduite de $A_T - A_I$, il n'est pas surprenant que le temps nécessaire pour atteindre le régime permanent de l'écoulement soit plus faible dans le cas avec macropores (S2) que dans le cas sans macropores (S1), bien que les vitesses soient plus élevées dans le second cas en raison d'une hauteur d'eau moyenne plus forte.

Il apparaît donc que l'effet d'échelle observé, lors de la simulation du ruissellement sur la parcelle de 20 m par 5 m, est une conséquence logique de la présence de macropores fonctionnant en régime d'interception. Il est cependant intéressant de constater que cet effet d'échelle intervient alors que les caractéristiques du sol sont homogènes à l'échelle de la parcelle : l'infiltrabilité du sol ainsi que la densité et la taille des macropores sont constantes, la distribution spatiale des macropores est uniforme.

Une des conclusions de la partie expérimentale de notre travail, était que la stimulation de l'activité des termites par un paillage de la surface du sol était une pratique efficace pour réduire le ruissellement et augmenter l'infiltration, par exemple sur des sols dégradés au Sahel [Léonard et Rajot, 1998a, 1998b]. Si l'on pouvait guider la densité et la distribution spatiale des macropores créés par les termites, voire de macropores artificiels [Cattle, 1999; Léonard, 2000], il s'ensuivrait de la relation que nous avons mise en évidence entre le ruissellement et la longueur de pente, lorsque des macropores sont présents, que la densité et la distribution spatiale optimale des macropores dépendraient de l'objectif affiché. Si l'objectif est par exemple de limiter l'érosion, alors une distribution uniforme des macropores, avec une densité constante, est judicieuse, car elle permet d'obtenir un ruissellement plus ou moins constant en tout point de la zone considérée, donc des vitesses d'écoulement partout limitées à une valeur seuil fixée par la densité de macropores. En revanche, si l'on cherche par exemple à améliorer le stock hydrique du sol, on aura dans les mêmes conditions une infiltration qui augmentera vers l'aval. On pourrait alors imaginer, afin d'obtenir une infiltration partout homogène, de faire en sorte que la densité de macropores varie avec l'inverse de la longueur de pente.

6.3 Synthèse

Dans ce chapitre, nous avons appliqué notre approche de modélisation de l'influence de larges macropores sur le ruissellement et l'infiltration au cas des macropores créés par les termites au Sahel. Cette approche de modélisation, dont la principale originalité est d'accorder une grande importance aux processus d'alimentation des macropores par le ruissellement, a permis de rendre compte de façon satisfaisante du rôle hydrologique des termites dans notre contexte d'étude. Notre démarche de modélisation s'est par ailleurs révélée très complémentaire des expérimentations, dans la mesure où elle a permis de tester et de valider les hypothèses de fonctionnement que nous avons émises et de mettre clairement en évidence l'effet majeur de la destruction de la croûte de surface, par rapport à la simple présence d'orifices de galeries.

Nous avons eu au moins une illustration, à travers l'influence de zones du sol très per-

6.3. Synthèse

méables correspondant aux endroits où la croûte de surface avait été détruite par les termites, du fait que le processus d'interception du ruissellement que nous avons décrit n'est pas spécifique aux macropores. Ce phénomène d'interception du ruissellement intervient chaque fois qu'une zone du sol a une capacité d'infiltration non limitante et qu'elle peut absorber la totalité du ruissellement qui y pénètre. L'infiltration dépend alors essentiellement des dimensions linéaires de la zone considérée, et non de sa surface. Nous avons montré que le coefficient de ruissellement décroît dans ce cas de façon non linéaire avec la densité de ces zones de sol perméables, qu'une certaine variabilité est associée aux variations de la position de ces zones dans le champ de ruissellement et surtout, que l'on doit s'attendre à un effet d'échelle important, même si les caractéristiques du sol semblent homogènes à l'échelle macroscopique.

Chapitre 7

Conclusion générale

7.1 Rappel des objectifs initiaux

L'objectif de notre travail était double. Il s'agissait tout d'abord de fournir, à partir d'un exemple sahélien, une description et une quantification du rôle des termites sur le ruissellement et l'infiltration, dans les conditions naturelles, puis d'identifier les principaux processus impliqués. Ensuite, à partir des mécanismes identifiés, il s'agissait de développer un modèle de l'influence hydrologique des termites, afin de tester nos hypothèses de fonctionnement et de permettre la généralisation des résultats spécifiques à notre cadre d'étude à des contextes différents.

7.2 Principaux résultats obtenus

7.2.1 Termites, ruissellement et infiltration au Sahel

De la quantification ...

En ce qui concerne la quantification de l'influence des termites sur le ruissellement et l'infiltration, nous avons pu montrer grâce à des mesures de ruissellement sous pluie naturelle pendant quatre ans, que l'activité des termites se traduisait par une augmentation d'un facteur 2 à 2,5 en moyenne de l'infiltration. Une analyse plus fine de la relation entre l'intensité de l'activité des termites et le ruissellement, à l'échelle de l'événement pluvieux, a permis de préciser ce rôle des termites.

Il est par ailleurs apparu que le paillage d'un sol encroûté était susceptible d'amorcer un processus de restauration durable du sol. En effet, l'amélioration de l'infiltration associée à l'activité des termites se traduit par une augmentation du stock hydrique du sol, ce qui favorise le développement d'une couverture végétale qui, en retour, permet le maintien

durable de l'activité des termites.

L'effet bénéfique des termites sur l'infiltration étant acquis, il subsistait néanmoins des interrogations, sur la nature des processus par lesquels les termites influencent l'infiltration et sur l'origine de l'importante variabilité de leur impact hydrologique. En particulier, la principale action des termites sur le sol semblait être la création de galeries souterraines connectées à la surface, mais les orifices de galeries ne représentaient qu'une aire infime de la surface du sol et l'effet des termites sur l'infiltration persistait par ailleurs parfois, alors que les orifices de galeries semblaient avoir disparus. Ces interrogations ont donc motivé des expérimentations complémentaires et le développement d'un modèle.

... à l'analyse des processus impliqués

Des observations ont permis de constater que la présence d'orifices de galeries n'était pas la seule conséquence de l'activité des termites. La croûte de surface peut en effet être localement détruite, lors de la création des orifices de galeries ou par suite de la fragilisation de la croûte le long des axes du réseau de galeries, lorsque celui-ci est situé immédiatement sous la surface du sol. Les conséquences de la destruction de la croûte sont susceptibles de persister même après la disparition des orifices de galeries.

Des mesures expérimentales ont permis de montrer que, dans notre contexte d'étude, la capacité d'infiltration potentielle des macropores de termites était très élevée, de même que celle des zones du sol où la croûte avait été détruite. Cette capacité d'infiltration est en conséquence peu limitante, pour les macropores en particulier, ce qui a été confirmé par des observations sous pluie naturelle et simulée, où nous n'avons presque jamais vu de macropores de termites fonctionner en charge, le ruissellement ne permettant pas de les alimenter à leur capacité d'infiltration maximale. Ces observations ont suggéré que l'impact hydrologique des macropores de termites dépendrait plus de leur capacité à intercepter l'eau de ruissellement à la surface du sol — donc de leur taille et de leur position — que de leur capacité d'infiltration potentielle.

Parce que le contrôle de l'influence des macropores par le ruissellement semblait être un processus important à considérer dans notre contexte d'étude et qu'il s'agissait, de plus, d'un processus peu étudié et non pris en compte dans les modèles existants, nous y avons accordé beaucoup d'importance dans la démarche de modélisation que nous avons développée.

7.2.2 Modélisation de l'interaction entre de larges macropores et le ruissellement

Couplage d'un modèle de ruissellement avec un modèle d'interception par les macropores

Le modèle que nous avons développé permet de simuler l'influence d'une population de macropores circulaires sur le ruissellement et l'infiltration de l'eau, en tenant compte à la fois de la taille, des caractéristiques infiltrométriques et de la position dans le champ de ruissellement de chaque macropore. Sa principale originalité est d'accorder une grande importance aux processus d'alimentation des macropores par le ruissellement. Ce modèle est basé sur le couplage d'un modèle physique spatialisé de ruissellement (résolution numérique des équations de St. Venant 2D) avec un modèle semi-empirique d'interception locale du ruissellement par un macropore. Le modèle d'interception s'applique aux macropores et, par extension, aux zones du sol où la croûte est localement détruite, tant que leur capacité d'infiltration n'est pas excédée.

L'approche développée pour gérer l'interaction entre le ruissellement et les macropores permet de tenir compte de la taille des macropores, bien que celle-ci soit en général très inférieure à la résolution spatiale du modèle de ruissellement. D'un point de vue méthodologique, les principales difficultés sont venues de la mise en oeuvre des équations de St. Venant pour simuler le ruissellement, et notamment de la gestion de la condition de sortie libre en aval du domaine et du terme de frottement, dont la gestion correcte avec des hauteurs d'eau très faibles impose une forte contrainte sur le pas de temps. Des tests impliquant à la fois la comparaison des résultats numériques à des solutions analytiques et aux résultats d'une expérimentation en laboratoire ont permis de vérifier le bon comportement général du modèle.

Application du modèle, simulations exploratoires

L'approche de modélisation développée a été appliquée au cas des macropores créés par les termites au Sahel, dans le cadre d'une expérimentation in situ de simulation de pluie, ce qui a permis de confronter les résultats du modèle avec des résultats expérimentaux. Le modèle s'est avéré rendre compte de façon satisfaisante du rôle hydrologique des termites dans notre contexte d'étude. Notre démarche de modélisation s'est par ailleurs révélée très complémentaire des expérimentations, dans la mesure où elle a permis de tester et de valider les hypothèses de fonctionnement que nous avons émises et de mettre clairement en évidence l'effet majeur de la destruction de la croûte de surface, par rapport à la simple présence d'orifices de galeries.

Nous avons par ailleurs analysé par simulation le rôle de divers facteurs contrôlant l'influence des macropores sur le ruissellement et l'infiltration. Les simulations effectuées ont permis de mettre en évidence la variabilité du ruissellement associée à la position des

macropores sur la topographie, la relation non linéaire liant la densité de macropores au coefficient de ruissellement, mais aussi le fait que, en présence de macropores, le coefficient de ruissellement est une fonction décroissante de l'échelle considérée, alors que les caractéristiques du sol semblent homogènes à l'échelle macroscopique.

D'une manière générale, les résultats des simulations mettent en avant l'idée que certaines réponses hydrologiques qui apparaissent complexes, comme le ruissellement à l'échelle du m^2 en présence d'une activité de termites, dont la variabilité est très élevée, peuvent être appréhendées en choisissant une échelle de perception des processus adaptée. Par exemple, il est apparu qu'indépendamment de la présence de macropores de termites, les caractéristiques du sol étaient peu variables. Les macropores, eux, se différenciaient principalement par leur taille, leur densité et leur position, ces caractéristiques étant accessibles à l'observation. Le fait de traiter distinctement le sol des macropores dans le modèle permet par simulation de reconstruire la complexité de la réponse hydrologique en faisant essentiellement varier les caractéristiques observables des macropores. On cerne mieux ainsi la variabilité qui était associée à une échelle d'observation trop intégratrice. En suggérant l'échelle d'observation correspondant au niveau de complexité minimal, celle qui va permettre de reconstruire le maximum d'informations, la modélisation peut guider les observations et les expérimentations.

7.3 Perspectives

7.3.1 Perspectives méthodologiques

Des modèles de ruissellement plus simples ?

La modélisation du ruissellement a tenu une place centrale dans notre travail, à la fois dans notre approche de modélisation de l'influence hydrologique des macropores et en terme de temps qui y a été consacré. Il est donc légitime de s'interroger, d'une manière générale, sur cette modélisation du ruissellement.

La résolution numérique des équations de St. Venant s'est avérée difficile à gérer dans le cas du ruissellement de surface, de nombreuses difficultés étant associées aux faibles hauteurs d'eau. Le développement, auquel j'ai participé [Servat *et al.*, 1999], d'une méthode de simulation du ruissellement où l'écoulement de l'eau est représenté par des particules en mouvement, qui se déplacent avec une vitesse qui est une fonction explicite du gradient de la surface de l'eau, a permis de mettre en évidence que des simplifications des équations de St. Venant pouvaient être effectuées dans le cas du ruissellement, les résultats restant proches de ceux obtenus avec le modèle complet. Le fait de négliger les termes d'accélération locale et convective des équations de St. Venant permet en particulier, en plus de simplifier le modèle, d'éliminer une partie des problèmes associés aux termes de frottement et de supprimer la contrainte qu'imposait celui-ci sur le pas de temps. Il semble donc possible

7.3. Perspectives

d'obtenir un modèle de ruissellement restant assez réaliste mais plus simple et plus rapide que celui que nous avons utilisé.

Une hydraulique du ruissellement à explorer

La simulation correcte du ruissellement, en terme de hauteur d'eau et de vitesse, est très dépendante de l'expression utilisée pour estimer le terme de frottement. Or il est de plus en plus évident que les formulations utilisées pour le terme de frottement sont inadaptées au cas du ruissellement. Ces formulations sont issues de travaux théoriques et expérimentaux sur des conduites ou canaux en régime permanent et uniforme, où la hauteur d'eau est parfois constante (conduite en charge) et dans tous les cas largement supérieure à la longueur caractéristique de la rugosité. Dans le cas du ruissellement, la hauteur d'eau varie constamment et elle est du même ordre de grandeur que la longueur caractéristique de la rugosité du sol. On peut ainsi avoir successivement des hauteurs d'eau inférieures à la longueur caractéristique de la rugosité puis des hauteurs d'eau supérieures à cette longueur caractéristique. Il a été suggéré [Lawrence, 1997] que la résistance à l'écoulement puisse connaître une phase de croissance, avant d'entamer sa phase de décroissance lorsque la hauteur d'eau devient supérieure à la longueur caractéristique de la rugosité du sol. Cette éventualité, si elle se révèle fondée, aurait d'heureuses conséquences pour l'application des équations de St. Venant au ruissellement, dans la mesure où nous avons pu vérifier que les difficultés numériques étaient très limitées — voire inexistantes — avec une résistance à l'écoulement croissante en début de simulation.

Une tentative a été effectuée par Lawrence [1997] pour fournir un cadre théorique plus adapté à l'hydraulique du ruissellement de surface, en considérant le ratio d'inondation (rapport de la hauteur d'eau à une longueur caractéristique de la rugosité du sol) comme le déterminant majeur de l'importance de la résistance à l'écoulement. Les résultats sont encourageants, avec en particulier l'émergence d'une certaine cohérence entre des ensembles de résultats expérimentaux auparavant très disparates. La théorie proposée est cependant encore imparfaite, et notamment limitée aux faibles rugosités de grain, ce qui la rend peu applicable dans notre cas où le paillage comme la végétation se traduisent par une rugosité bien plus importante que celle liée au seul sol. Il y a cependant, sans aucun doute, beaucoup à attendre des progrès à venir de notre connaissance de la résistance à l'écoulement, pour l'application des équations de St. Venant au ruissellement et, d'une manière plus générale, pour l'estimation de la hauteur d'eau et de la vitesse du ruissellement.

Un couplage plus fort de notre modèle avec les processus d'infiltration

Dans la mesure où l'influence des macropores était, dans notre contexte d'étude, contrôlée principalement par le ruissellement (à cause de la capacité d'infiltration non limitante des macropores) et parce qu'il s'agissait d'une situation peu étudiée, nous avons privilégié le ruissellement et l'interception de celui-ci par les macropores, plutôt que les processus plus

classiques d'infiltration. Dans une situation où la capacité d'infiltration serait beaucoup plus limitante, il serait utile, voire indispensable, de coupler notre modèle avec un modèle d'infiltration plus élaboré, permettant de calculer à chaque instant la capacité d'infiltration potentielle des macropores. De tels modèles existent, soit pour des macropores individuels à géométrie simplifiée, soit, de façon plus conceptuelle, pour la macroporosité dans son ensemble (modèles double porosité – double conductivité, que l'on pourrait par exemple appliquer à l'échelle d'une maille) et pourraient être couplés à notre modèle.

7.3.2 Perspectives d'application

Un outil d'étude de l'interaction macrofaune du sol–fonctionnement hydrologique

Le modèle développé n'est certainement pas parmi les plus simples. Cependant, le nombre de paramètres du modèle reste relativement réduit et ceux-ci ont en général une signification physique claire. En ce sens, il s'agit d'un modèle qui reste proche de la connaissance qu'a un thématicien du milieu, du problème, qu'il étudie. Le modèle que nous avons développé est donc susceptible d'être utilisé en tant qu'outil par celui-ci.

Par exemple, la nature du sol, les espèces de termites rencontrées, la densité de macropores de termites, leur taille, sont des informations qui sont plus ou moins disponibles, pour différents écosystèmes, suite aux travaux effectués par les écologistes ou les pédologues en particulier. Il serait intéressant d'effectuer une analyse comparative, par simulation, de l'impact hydrologique des termites dans ces différents écosystèmes. De manière similaire, on pourrait évaluer l'impact de l'action d'autres représentants de la macrofaune du sol qui sont également à l'origine de la présence de larges macropores, comme les vers de terre ou les fourmis, et comparer les résultats obtenus à ceux obtenus dans le cas des termites par exemple.

Il serait également intéressant d'analyser, par simulation toujours, l'influence des termites sur l'infiltration à une échelle de 100-1000 m², en tenant compte de la distribution très hétérogène des macropores à cette échelle. Pour donner un exemple précis, il serait possible d'estimer si le ruissellement important généré par les termitières épigées peut être exporté à une distance importante de la source (où il pourrait éventuellement engendrer une érosion du sol), compte tenu de la présence, en plus ou moins grand nombre, de macropores à proximité de la termitière. Dans le cadre de pratiques de restauration des sols par paillage, lorsque celui-ci est utilisé pour attirer les termites sur des sols dégradés, il serait possible de gérer le paillage en déterminant la densité, les dimensions et la structure optimale de celui-ci.

D'une manière générale, nous espérons que l'approche de modélisation que nous avons développée contribuera à rendre envisageable l'intégration du rôle de la macrofaune du sol dans les modèles hydrologiques, mais aussi dans les modèles d'érosion. En effet, l'action de la macrofaune du sol, en limitant le ruissellement tout en favorisant le développement ou

7.3. Perspectives

le maintien d'une couverture végétale, est probablement un facteur important du contrôle de l'érosion des sols.

Un outil d'aide à la réflexion théorique

Le modèle que nous avons développé n'apparaît pas seulement comme un outil dédié à l'analyse de l'influence de la macrofaune du sol sur l'infiltration, mais il constitue également un outil d'aide au raisonnement sur des problèmes plus généraux, comme le rôle des organisations spatiales sur la réponse hydrologique. Par exemple, il nous a permis de montrer comment on pouvait obtenir un effet d'échelle sur le ruissellement, malgré le fait que les propriétés moyennes macroscopiques du sol semblaient homogènes et, dans ce contexte, de montrer que le coefficient de ruissellement que l'on utilise souvent comme un indicateur du fonctionnement hydrologique d'un sol, pouvait être ainsi une fonction de l'échelle d'observation.

On peut d'ailleurs supposer probable que le phénomène d'interception du ruissellement que nous avons décrit puisse également se manifester à l'échelle d'un bassin versant, par exemple à travers la présence de parcelles de culture rendues très perméables par un travail récent du sol. Les résultats que nous avons obtenus — rôle de la densité des zones perméables, coefficient de ruissellement fonction de l'échelle d'observation — sont alors susceptibles d'être transposables à cette situation et d'aider à l'interprétation du fonctionnement hydrologique à cette échelle.

Annexe A

Liste des publications en rapport avec la thèse

ARTICLES DANS DES REVUES INTERNATIONALES

Léonard J. and Rajot J.L. (2000, sous presse). Influence of termites on runoff and infiltration : quantification and analysis. *Geoderma*.

Léonard J., Perrier E. and Rajot J.L. (2000, sous presse). Biological macropores effect on runoff and infiltration : a combined experimental and modelling approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (special issue : Soil Erosion, Biology and Organic Matter).

Léonard J. (2000). A comment on “Efficacy of perforating the soil to capture and store rain during fallow in dry regions” by S.R. Cattle. *European Journal of Soil Science* 51, p. 538–539.

Léonard J., Perrier E. and de Marsily G. (soumis en août 2000). A model for the simulation of the influence of a spatial distribution of large macropores on runoff and infiltration. *Water Resources Research*.

ARTICLES DANS DES REVUES NATIONALES

Léonard J. et Rajot J.L. (1998). Effets induits du paillage post-cultural d'un sol sableux encroûté au Sahel. Conséquences sur l'amélioration de son fonctionnement hydrique. *Agriculture et Développement* 18 (numéro spécial : Sols Tropicaux), p. 39–45.

ARTICLES DANS DES OUVRAGES INTERNATIONAUX

Léonard J., Esteves M., Perrier E. and de Marsily G. (1999). A spatialized overland flow approach for the modelling of large macropores influence on water infiltration. In : *Modelling of transport processes in soils at various scales in time and space*, Ed. J. Feyen & K. Wiyono, Wageningen Pers, Wageningen, The Netherland, p. 313–322.

Léonard J. and Rajot J.L. (1998). Restoration of infiltration properties of crusted soils by mulching. In : *Soil Fertility Management in West African Land Use Systems*, Ed. G. Renard, A. Neef, K. Becker and M. von Oppen, Margraf Verlag, Weikersheim, p. 191–195.

Servat D., **Léonard J.**, Perrier E. and Treuil J.P. (1999). The RIVAGE-project : a new approach for simulating runoff dynamics. In : *Modelling of transport processes in soils at various scales in time and space*, Ed. J. Feyen & K. Wiyono, Wageningen Pers, Wageningen, The Netherland, p. 592–601.

Références bibliographiques

- Abdelsalam, A. et Chrysikopoulos, C. (1996). Unsaturated flow in a quasi-three-dimensional fractured medium with spatially variable aperture. *Water Resources Research*, 32(6) :1531–1540.
- Aboujaoudé, A., Belleudy, P. et Vauclin, M. (1991). A numerical study of infiltration through crusted soils : flat and other surface configurations. *Soil Technology*, 4 :1–18.
- Ahuja, L., Johnsen, K. et Heathman, G. (1995). Macropore transport of a surface-applied bromide tracer : Model evaluation and refinement. *Soil Science Society of America Journal*, 59(5) :1234–1241.
- Ahyerre, M. (1999). *Bilans et mécanismes de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire*. Thèse de doctorat, Université Paris 6, 250 p.
- Ambouta, J., Valentin, C. et Laverdière, M. (1996). Jachères et croûtes d'érosion au Sahel. *Sécheresse*, 7 :269–275.
- Ankeny, M., Kaspar, T. et Horton, R. (1988). Design for an automated tension infiltrometer. *Soil Science Society of America Journal*, 52 :893–896.
- Azmon, B. (1992). Manning coefficient of roughness - a case study along Soreq stream, 1971-1981. *Journal of Hydrology*, 132 :361–377.
- Barenblatt, G. et Zheltov, I. (1960). Fundamentals equations of filtration of homogeneous liquids in fissured rocks. *Dokl. Akad. Nauk. SSSR*, 13 :545–548.
- Barenblatt, G., Zheltov, I. et Kochina, I. (1960). Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks. *J. Appl. Math. Mech. Engl. Transl.*, 24 :1286–1303.
- Berryman, J. et Wang, H. (1995). The elastic coefficients of double-porosity models for fluid transport in jointed rock. *Journal of Geophysical Research*, 100(B12) :24611–24627.
- Beven, K. et Clarke, R. (1986). On the variation of infiltration into a homogeneous soil matrix containing a population of macropores. *Water Resources Research*, 22(3) :383–388.

- Beven, K. et Germann, P. (1981). Water flow in soil macropores. II. A combined flow model. *Journal of Soil Science*, 32 :15–29.
- Beven, K. et Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 18(5) :1311–1325.
- Biielders, C., Michels, K. et Rajot, J. (2000). On-farm evaluation of ridging and residue management practices to reduce wind erosion in Niger. *Soil Science Society of America Journal*.
- Booltink, H., Hatano, R. et Bouma, J. (1993). Measurement and simulation of bypass flow in a structured clay soil : a physico-morphological approach. *Journal of Hydrology*, 148 :149–168.
- Bouma, J. (1980). Soil morphology and preferential flow along macropores. *Agricultural Water Management*, 3 :235–250.
- Bouma, J. et Dekker, L. (1978). A case study on infiltration into dry clay soil. I. Morphological observations. *Geoderma*, 20 :27–40.
- Bouma, J., Dekker, L. et Wösten, J. (1978). A case study on infiltration into dry clay soil. II. Physical measurements. *Geoderma*, 20 :41–51.
- Casenave, A. et Valentin, C. (1989). *Les états de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration*. Edition ORSTOM, Paris, 229 p.
- Casenave, A. et Valentin, C. (1992). A runoff capability classification system based on surface features criteria in semi-arid areas of West Africa. *Journal of Hydrology*, 130 :231–249.
- Cattle, S. (1999). Efficacy of perforating the soil to capture and store rain during fallow in dry regions. *European Journal of Soil Science*, 50 :481–487.
- Chase, R. et Boudouresque, E. (1987). Methods to stimulate plant regrowth on bare Sahelian forest soils in the region of Niamey, Niger. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18 :211–221.
- Chase, R. et Boudouresque, E. (1989). A study of methods for the revegetation of barren crusted sahelian forest soils. Dans ICRISAT (éditeur), *Soil, crop, and water management systems for rainfed agriculture in the Sudano-Sahelian zone*, pages 125–135, ICRISAT Sahelian Center, Niamey, Niger.
- Chen, C., Thomas, D., Green, R. et Wagenet, R. (1993). Two-domain estimation of hydraulic properties in macropore soils. *Soil Science Society of America Journal*, 57 :680–686.
- Chen, C. et Wagenet, R. (1992a). Simulation of water and chemicals in macropore soils. Part 1. Representation of the equivalent macropore influence and its effect on soilwater flow. *Journal of Hydrology*, 130 :105–126.

BIBLIOGRAPHIE

- Chen, C. et Wagenet, R. (1992b). Simulation of water and chemicals in macropore soils. Part 2. Application of linear filter theory. *Journal of Hydrology*, 130 :127–149.
- Chevallier, P. et Lapetite, J. (1986). Note sur les écarts de mesure observés entre les pluviomètres standards et les pluviomètres au sol en Afrique de l'Ouest. Dans *Journées hydrologiques de Montpellier*. Edition ORSTOM, Paris.
- Chow, V.T. (1959). *Open-channel Hydraulics*. McGraw-Hill, New York, 680 p.
- Chow, V.T., Maidment, D. et Mays, L. (1988). *Applied Hydrology*. Water Resources and Environmental Engineering. McGraw-Hill, New-York, 572 p.
- Commission Pédologique de Classification des Sols (1967). Classification des sols. Rapport technique, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Paris-Grignon, 87 p.
- Darlington, J. (1982). The underground passages and storage pits used in foraging by a nest of the termite *Macrotermes michaelseni* in Kajiado, Kenya. *Journal of the Zoological Society of London*, 198 :237–247.
- Di Pietro, L. (1993). *Transferts d'eau dans des milieux à porosité bimodale : modélisation par la méthode de gaz sur réseaux*. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 251 p.
- Di Pietro, L., Melayah, A. et Zaleski, S. (1994). Modeling water infiltration in unsaturated porous media by interacting lattice gas-cellular automata. *Water Resources Research*, 30(10) :2785–2792.
- Dunne, T., Zhang, W. et Aubry, B. (1991). Effect of rainfall, vegetation and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*, 27(9) :2271–2285.
- Eching, S., Hopmans, J. et Wendroth, O. (1994). Unsaturated hydraulic conductivity from transient multistep outflow and soil water pressure data. *Soil Science Society of America Journal*, 58 :687–695.
- Edwards, W., Shipitalo, M., Dick, W. et Owens, L. (1992). Rainfall intensity affects transport of water and chemicals through macropores in no-till soil. *Soil Science Society of America Journal*, 56 :52–58.
- Edwards, W., van der Ploeg, R. et Ehlers, W. (1979). A numerical study of the effects of noncapillary-sized pores upon infiltration. *Soil Science Society of America Journal*, 43 :851–856.
- Ehlers, W. (1975). Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Science*, 119(3) :242–249.
- Ela, S., Gupta, S. et Rawls, W. (1992). Macropore and surface seal interactions affecting water infiltration into soil. *Soil Science Society of America Journal*, 56 :714–721.

- Eldridge, D. (1994). Nests of ants and termites influence infiltration in a semi-arid woodland. *Pedobiologia*, 38 :481–492.
- Elkins, N., Sabol, G., Ward, T. et Whitford, W. (1986). The influence of subterranean termites on the hydrological characteristics of a Chihuahuan desert ecosystem. *Oecologia*, 68 :521–528.
- Emerman, S. (1995). The tipping bucket equations as a model for macropore flow. *Journal of Hydrology*, 171(1-2) :23–47.
- Emmett, W. (1978). Overland flow. Dans Kirkby, M. (éditeur), *Hillslope Hydrology*, pages 145–176. John Wiley and Sons, New-York.
- Esteves, M., Faucher, X., Galle, S. et Vauclin, M. (2000). Overland flow and infiltration modelling for small plots during unsteady rain : numerical results versus observed values. *Journal of Hydrology*, 228 :265–282.
- Fennema, R. et Chaudhry, M. (1990). Explicit methods for 2D transient free-surface flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 116(8) :1013–1034.
- Ferziger, J. et Peric, M. (1999). *Computational Methods for Fluid Dynamics*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany, second edition, 389 p.
- Gabriel, K. (1978). A simple method of multiple comparisons of means. *J. Amer. Stat. Assn.*, 73 :724–729.
- Ganzha, V. et Vorozhtsov, E. (1996). *Numerical solutions for partial differential equations. Problem solving using Mathematica*. Symbolic and numeric computation series. CRC press, New York, 347 p.
- Garcia, R. et Kahawita, R. (1986). Numerical solution of the St. Venant equations with the MacCormack finite-difference scheme. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, 6 :259–274.
- Gardner, W. (1958). Some steady state solutions of the unsaturated moisture flow equation with applications to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85 :228–232.
- Gavaud, M. (1977). *Les grands traits de la pédogenèse au Niger méridional*. Edition ORSTOM, Paris, 162 p.
- Gavaud, M. (1989). Nature et localisation de la dégradation des sols au Sénégal. *Cahiers ORSTOM Série Hydrologie*, 25 :253–262.
- Ge, S. (1997). A governing equation for fluid flow in rough fractures. *Water Resources Research*, 33(1) :53–61.

BIBLIOGRAPHIE

- Gerke, H. et van Genuchten, M. (1993a). Evaluation of a first-order water transfert term for variably saturated dual-porosity flow models. *Water Resources Research*, 29(4) :1225–1238.
- Gerke, H. et van Genuchten, M. (1993b). A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resources Research*, 29(2) :305–319.
- Germann, P. (1985). Kinematic wave approximation to infiltration and drainage into and from soil macropores. *Transactions of the ASAE*, 28 :745–749.
- Glover, P., Matsuki, K., Hikima, R. et Hayashi, K. (1998). Fluid flow in synthetic rough fractures and application to the Hachimantai geothermal hot dry rock test site. *Journal of Geophysical Research*, 103(B5) :9621–9635.
- Goutorbe, J., Lebel, T., Dolman, A., Gash, J., Kabat, P., Kerr, Y., Monteny, B., Prince, S., Stricker, J., Tinga, A. et Wallace, J. (1997). An overview of HAPEX-Sahel : a study in climate and desertification. *Journal of Hydrology*, 188-189 (special issue HAPEX-Sahel) :4–14.
- Green, W. et Ampt, G. (1911). Studies on soil physics : I. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Science*, 4 :1–24.
- Greene, R. (1992). Soil physical properties of three geomorphic zones in a semi-arid mulga woodland. *Australian Journal of Soil Research*, 30 :55–69.
- Haverkamp, R., Ross, P., Smettem, K. et Parlange, J. (1994). Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. *Water Resources Research*, 30(11) :2931–2935.
- Hoogmoed, W. et Bouma, J. (1980). A simulation model for predicting infiltration into cracked clay soil. *Soil Science Society of America Journal*, 44 :458–461.
- Janeau, J. et Valentin, C. (1987). Relations entre les termitières Trinervitermes s.p. et la surface du sol : réorganisations, ruissellement et érosion. *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 24(4) :637–647.
- Jarvis, N., Jansson, P., Dik, P. et Messing, I. (1991). Modelling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis. *Journal of Soil Science*, 42(1) :59–70.
- Jarvis, N. et Leeds Harrison, P. (1987). Modelling water movement in drained clay soil. I. Description of the model, sample output and sensitivity analysis. *Journal of Soil Science*, 38 :487–498.

- Johnson, K. et Whitford, W. (1975). Foraging ecology and relative importance of subterranean termites in Chihuahuan desert ecosystems. *Environmental Entomology*, 4(1) :66–70.
- Kamphorst, E. (2000). *Measurement and estimation methods of maximum depression storage on tilled soils*. Thèse de Docteur-Ingénieur, Institut National Agronomique Paris-Grignon.
- Katz, D., Watts, F. et Burroughs, E. (1995). Effects of surface roughness and rainfall impact on overland flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121(7) :546–553.
- Kool, J., Parker, J. et van Genuchten, M. (1985). Determining soil hydraulic properties from one-step outflow experiments by parameter estimation. I. Theorie and numerical studies. *Soil Science Society of America Journal*, 49 :1348–1354.
- Kool, J., Parker, J. et van Genuchten, M. (1987). Parameter estimation for unsaturated flow and transport model. A review. *Journal of Hydrology*, 91 :255–293.
- Lane, S. (1998). Hydraulic modelling in hydrology and geomorphology : A review of high resolution approaches. *Hydrological Processes*, 12 :1131–1150.
- Larson, L. et Peck, E. (1974). Accuracy of precipitation measurements for hydrologic modeling. *Water Resources Research*, 10(4) :857–863.
- Lawrence, D. (1997). Macroscale surface roughness and frictional resistance in overland flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22 :365–382.
- Lebel, T., Sauvageot, H., Hoepffner, M., Desbois, M., Guillot, B. et Hubert, P. (1992). Rainfall estimation in the Sahel : the EPSAT-Niger experiment. *Hydrological Sciences Journal*, 37 :201–215.
- Lee, K. et Wood, T. (1971). *Termites and soils*. Academic Press, London, 250 p.
- Lencastre, A. (1996). *Hydraulique Générale*. Eyrolles, Paris, 633 p.
- Lepage, M. (1974). *Les termites d'une savane sahélienne du Ferlo septentrional, Sénégal : peuplement, populations, rôle dans l'écosystème*. Thèse de doctorat, Université de Dijon, 344 p.
- Lepage, M. (1977). Foraging and food consumption of *Macrotermes subhyalinus*. Dans *8th Int. Congr. IUSSI*, pages 249–252, Wageningen, The Netherlands.
- Lepage, M. (1979). La récolte en strate herbacée de *Macrotermes* aff. *Subhyalinus* (Isoptera : Macrotermitinae) dans un écosystème semi-aride (Kajiado-Kenya). *C.R. UIEIS, sect. française, Lausanne, 7-8 sept. 1979*.

BIBLIOGRAPHIE

- Lepage, M. (1981). L'impact des populations récoltantes de macrotermes *michaelseni* (sjöstedt) (isoptera : macrotermitinae) dans un écosystème semi-aride (Kajiado - Kenya). II. La nourriture récoltée, comparaison avec les grands herbivores. *Insectes Sociaux*, 28(4) :309–319.
- Lepage, M. (1983). Foraging of macrotermes spp. (isoptera : macrotermitinae) in the tropics. Dans Jaisson, P. (éditeur), *Social Insects in the Tropics*, volume 1, pages 205–218, Cocoyoc, Morelos, Mexico. Université Paris Nord.
- Lepage, M. (1992). Rapport de mission Côte d'Ivoire, Burkina Faso et Niger du 8 juillet au 1er août 1992. Rapport technique, Ecole Normale Supérieure, CNRS-URA 258, Laboratoire d'Ecologie.
- Lobry de Bruyn, L. et Conacher, A. (1994). The effect of ant biopores on water infiltration in soils in undisturbed bushland and in farmland in a semi-arid environment. *Pedobiologia*, 38 :193–207.
- Logsdon, S. (1995). Flow mechanisms through continuous and buried macropores. *Soil Science*, 160(4) :237–242.
- Léonard, J. (2000). A comment on "Efficacy of perforating the soil to capture and store rain during fallow in dry regions" by S.R. Cattle. *European Journal of Soil Science*, 51 :538–539.
- Léonard, J. et Andrieux, P. (1998). Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in southern France. *Catena*, 32 :209–223.
- Léonard, J., Esteves, M., Perrier, E. et de Marsily, G. (1999). A spatialized overland flow approach for the modelling of large macropores influence on water infiltration. Dans Feyen, J. et Wiyo, K. (éditeurs), *Modelling of transport processes in soils at various scales in time and space*, pages 313–322. Wageningen Pers, Wageningen.
- Léonard, J., Perrier, E. et Rajot, J. (2000a, sous presse). Biological macropores effect on runoff and infiltration : a combined experimental and modelling approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Léonard, J., Perrier, E. et de Marsily, G. (2000b, soumis). A model for the simulation of the influence of a spatial distribution of large macropores on runoff and infiltration. *Water Resources Research*.
- Léonard, J. et Rajot, J. (1998a). Effets induits du paillage post-cultural d'un sol sableux encroûté au Sahel. Conséquences sur l'amélioration de son fonctionnement hydrique. *Agriculture et Développement, spécial Sols Tropicaux*, 18 :39–45.
- Léonard, J. et Rajot, J. (1998b). Restoration of infiltration properties of crusted soils by mulching. Dans Renard, G., Neef, A., Becker, K. et von Oppen, M. (éditeurs), *Soil*

- Fertility Management in West African Land Use Systems*, pages 191–195, Niamey, Niger. Margraf Verlag, Weikersheim, Germany.
- Léonard, J. et Rajot, J. (2000, sous presse). Influence of termites on runoff and infiltration : quantification and analysis. *Geoderma*.
- Lys, J. et Leuthold, R. (1991). Morphology of the gallery system around the nest and gallery development under experimental conditions in the termite *Macrotermes bellicosus* (Smeathman). *Ins. Soc.*, 38 :63–76.
- MacCormack, R. (1971). Numerical solution of the interaction of a shock wave with a laminar boundary layer. Dans *Lectures notes in physics*, volume 8, pages 151–163. Springer-Verlag, New York.
- Mallants, D., Jacques, D., Vanclooster, M., Diels, J. et Feyen, J. (1996). A stochastic approach to simulate water flow in a macroporous soil. *Geoderma*, 70(2-4) :299–324.
- Mando, A. (1997). The impact of termites and mulch on the water balance of crusted Sahelian soil. *Soil Technol*, 11(2) :121–138.
- Mando, A., Stroosnijder, L. et Brussaard, L. (1996). Effects of termites on infiltration into crusted soil. *Geoderma*, 74 :107–113.
- Mohanty, B., Bowman, R., Hendrickx, J. et van Genuchten, M. (1997). New piecewise-continuous hydraulic functions for modeling preferential flow in an intermittent-flood-irrigated field. *Water Resources Research*, 33(9) :2049–2063.
- Moussa, R. et Bocquillon, C. (1996). Criteria for the choice of flood-routing methods in natural channels. *Journal of Hydrology*, 186 :1–30.
- Neuman, S. (1976). Wetting front pressure head in the infiltration model of Green and Ampt. *Water Resources Research*, 12 :564–566.
- Ouedraogo, P. (1997). *Rôle des termites dans la structure et la dynamique d'une brousse tigrée soudano-sahélienne*. Thèse de doctorat, Université Paris 6, 282 p.
- Paquier, A. (1995). *Modélisation et simulation de la propagation de l'onde de rupture de barrage*. Thèse de doctorat, Université Jean Monnet, Lyon.
- Perrier, E., Garnier, P. et Leclerc, C. (1997). Profile-scale simulation of water flow : a software package to visualize and estimate soil hydraulic properties effects. Dans *International Workshop on Characterization and measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media*, Riverside, USA.
- Peugeot, C. (1995). *Influence de l'encroûtement superficiel du sol sur le fonctionnement hydrologique d'un versant sahélien (Niger)*. *Expérimentations in-situ et modélisation*. Thèse de doctorat, Université Joseph-Fourier, Grenoble I.

BIBLIOGRAPHIE

- Philip, J. (1957). The theory of infiltration. 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil Science*, 84 :257–264.
- Phillips, R., Quisenberry, V., Zeleznik, J. et Dunn, G. (1989). Mechanism of water entry into simulated macropores. *Soil Science Society of America Journal*, 53 :1629–1635.
- Quisenberry, V., Phillips, R. et Zeleznik, J. (1994). Spatial distribution of water and chloride macropore flow in a well-structured soil. *Soil Science Society of America Journal*, 58 :1294–1300.
- Ray, C., Boast, C., Ellsworth, T. et Valocchi, A. (1996). Simulation of the impact of agricultural management practices on chemical transport in macroporous soils. *Transactions of the ASAE*, 39(5) :1697–1707.
- Roed, L. et Cooper, C. (1986). Open boundary conditions in numerical ocean models. Dans O'Brien, J., éditeur, *Advanced Physical Oceanographic Numerical Modelling*, pages 411–436. D. Reidel Publishing Company, Tallahassee, Florida, USA.
- Ruan, H. et Illangasekare, T. (1998). A model to couple overland flow and infiltration into macroporous vadose zone. *Journal of Hydrology*, 210 :116–127.
- SAS Institute Inc. (1988). *SAS/STAT User's Guide*. SAS Institute Inc., Cary, NC, Release 6.03, 1028 p.
- Sands, W. (1972). Problems in attempting to sample tropical subterranean termite populations. *Ekol. Polska*, 20 :23–31.
- Seghieri, J., Floret, C. et Pontanier, R. (1994). Development of an herbaceous cover in a Sudano-Sahelian savanna in North Cameroon in relation to available soil water. *Vegetatio*, 114 :175–184.
- Servat, D., Léonard, J., Perrier, E. et Treuil, J. (1999). The RIVAGE-project : a new approach for simulating runoff dynamics. Dans Feyen, J. et Wiyono, K. (éditeurs), *Modelling of transport processes in soils at various scales in time and space*, pages 592–601. Wageningen Pers, Wageningen, The Netherlands.
- Smettem, K. (1986). Analysis of water flow from cylindrical macropores. *Soil Science Society of America Journal*, 50 :1139–1142.
- Smettem, K. et Collis-George, N. (1985). Statistical characterization of soil biopores using a soil peel method. *Geoderma*, 36 :27–36.
- Smettem, K., Parlange, J., Ross, P. et Haverkamp, R. (1994). Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 1. A capillary-based theory. *Water Resources Research*, 30(11) :2925–2929.

- Smettem, K., Ross, P., Haverkamp, R. et Parlange, J. (1995). Three-dimensional analysis of infiltration from the disk infiltrometer. 3. Parameter estimation using a double-disk tension infiltrometer. *Water Resources Research*, 31(10) :2491–2495.
- Sokal, R. et Rohlf, F. (1995). *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, New York, 887 p.
- Steenhuis, T., Parlange, J. et Andreini, M. (1990). A numerical model for preferential solute movement in structured soils. *Geoderma*, 46 :193–208.
- Stoker, J. (1958). *Water waves. The mathematical theory with applications*. Wiley Classics Library. Wiley-Interscience, New York, 1992 edition, 567 p.
- Tayfur, G., Kavvas, M., Govindaraju, R. et Storm, D. (1993). Applicability of St. Venant equations for two-dimensional overland flows over rough infiltrating surfaces. *Journal of Hydraulic Engineering*, 119(1) :51–63.
- Topp, G. et Davis, J. (1981). Detecting infiltration of water through soil cracks by time-domain reflectometry. *Geoderma*, 26 :13–23.
- Touma, J. (1992). Simulation numérique de l'infiltration dans les sols encroûtés : croûte établie et en formation. *Hydrologie Continentale*, 7(2) :143–156.
- Trojan, M. et Linden, D. (1992). Microrelief and rainfall effects on water and solute movement in earthworm burrows. *Soil Science Society of America Journal*, 56 :727–733.
- Tseng, P., Sciortino, A., Gerke, H. et van Genuchten, M. (1998). The DualP 1D code for simulating water flow and solute transport in one-dimensional variably saturated dual-porosity media. Version 1.0. Rapport technique, U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, 120 p.
- University of Texas Health Science Center (1997). ImageTool, a free image processing and analysis program for Windows95 or WindowsNT, <http://macorb.uthscsa.edu/dig/itdesc.html>.
- Valentin, C. (1994). Sécheresse et érosion au Sahel. *Sécheresse*, 5 :191–198.
- Valentin, C. et Bresson, L. (1992). Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma*, 55 :225–245.
- Vandervaere, J., Peugeot, C., Vauclin, M., Angulo-Jaramillo, R. et Lebel, T. (1997). Estimating hydraulic conductivity of crusted soils using disc infiltrometers and miniteniometers. *Journal of Hydrology*, 188-189 :203–223.
- Vauclin, M. (1983). Méthodes d'étude de la variabilité spatiale des propriétés d'un sol. Dans INRA (éditeur), *Variabilité spatiale des processus de transfert dans les sols*, Les colloques de l'INRA, pages 9–43. INRA Publications, Avignon.

BIBLIOGRAPHIE

- Vieira, J. (1983). Conditions governing the use of approximations for the St. Venant equations for shallow surface water flow. *Journal of Hydrology*, 60 :43–58.
- Vreugdenhil, C. (1994). *Numerical Methods for Shallow-Water Flow*, volume 13 de *Water Science and Technology Library*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 261 p.
- Waite, M., Ge, S., Spetzler, H. et Bahr, D. (1998). The effect of surface geometry on fracture permeability : A case study using a sinusoidal fracture. *Geophysical Research Letters*, 25(6) :813–816.
- Wang, D., Lowery, B., MacSweeney, K. et Norman, J. (1996a). Spatial and temporal patterns of ant burrow openings as affected by soil properties and agricultural practices. *Pedobiologia*, 40 :201–211.
- Wang, D., Lowery, B., Norman, J. et MacSweeney, K. (1996b). Ant burrow effects on water flow and soil hydraulic properties of sparta sand. *Soil and Tillage Research*, 37(2-3) :83–93.
- Wang, D., Norman, J., Lowery, B. et McSweeney, K. (1994). Nondestructive determination of hydrogeometrical characteristics of soil macropores. *Soil Science Society of America Journal*, 58 :294–303.
- Warren, J. et Root, P. (1963). The behavior of naturally fractured reservoirs. *Soc. Pet. Eng. J.*, 3 :245–255.
- Whitford, W. (1996). The importance of the biodiversity of soil biota in arid ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 5(2) :185–195.
- Whitford, W., Ludwig, J. et Noble, J. (1992). The importance of subterranean termites in semi-arid ecosystems in south-eastern Australia. *Journal of Arid Environments*, 22 :87–91.
- Whitford, W., Steinberger, Y. et Ettershank, G. (1982). Contributions of subterranean termites to the “economy” of Chihuahuan desert ecosystems. *Oecologia*, 55 :298–302.
- Wooding, R. (1968). Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resources Research*, 4 :1259–1273.
- Zachman, D., Duchateau, P. et Klute, A. (1981). The calibration of Richards’ flow equation for a draining column by parameter identification. *Soil Science Society of America Journal*, 45 :1012–1015.
- Zhang, W. et Cundy, T. (1989). Modeling of two-dimensional overland flow. *Water Resources Research*, 25(9) :2019–2035.

- van Genuchten, M. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44 :892–898.
- van Genuchten, M. et Gerke, H. (1992). Dual-porosity models for simulating solute transport in structured media. Dans Swiss Federal Institute of technology of Lausanne – University of Neuchatel (éditeurs), *Porous or fractured unsaturated media : transports and behaviour*, pages 182–205, Monte Verità, Centro Stefano Franscini - ETh - Zürich Ascona, Switzerland.
- van Genuchten, M. et Wierenga, P. (1976). Mass transfer in sorbing porous media. I. Analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 40 :473–480.