

## **Mesures et modélisation du transport de produits phytosanitaire dans les sols à l'échelle de la parcelle**

A. Hmimou

Laboratoire Interdisciplinaire en Ressources Naturelles et en Environnement (LIRNE), Département de physique, Faculté des sciences, Université Ibn Tofail, BP 133, 14000 Kenitra, Maroc  
ab\_hmimou@yahoo.fr

A. Maslouhi

Laboratoire Interdisciplinaire en Ressources Naturelles et en Environnement (LIRNE), Département de physique, Faculté des sciences, Université Ibn Tofail, BP 133, 14000 Kenitra, Maroc

K. Tamoh, L. Candela

Department of Geotechnical Engineering and Geosciences, Technical University of Catalonia, UPC, Barcelona, Spain

### **Abstract**

Towards the objective of quantifying and foreseeing the impact on a diffuse source of groundwater pollution (pesticide spreading), a three-month follow-up of the hydric and solute transfers (tracer: KBr and pesticide: Carbofuran) in an unsaturated zone of an agricultural soil was conducted on a parcel of land of an experimental site in the region of *Mnasra* which involves an intensive agriculture. In parallel, we carried out numerical simulations by developing a numerical and mechanistic model to simulate the hydric transfers and the evolution of Carbofuran in the soil. The equations describing these transfers are coupled to different terms « sinks-sources » that represent the phenomena of degradation and adsorption. In order to respect the natural conditions of the follow-up in the field, the different data required by the code, including the day-to-day pluviometric data, such as precipitation, evapotranspiration, minimum and maximum temperatures were noted down by the meteorological station at the experimental site. The average values of the hydrodynamic parameters of the soil were calibrated on the basis of in-situ measured initial values by a disc infiltrometer. On the other hand, the physico-chemical parameters of the pesticide were calibrated on the basis of initial values found in the literature. The results of the follow-up experiment at the scale of the parcel of land were used to evaluate the numerical model that had been developed in (LIRNE) laboratory. The confrontation experiment/simulation was satisfactory. The model correctly reproduces the water content and the solute-displacement (tracer and carbofuran) in the different soil profiles studied up to 60 cm depth.

Finally, for a better understanding of the processes involved in the Carbofuran transport and the prediction of its future in the soil, we prolonged the periods of simulations beyond three months of follow-up. Thereby, we proposed different scenarios on the mobility and the transformation of the pesticide up to 150 cm depth. While remaining within the natural conditions of the field.

### **Résumé**

Dans l'objectif de quantifier et de prévoir l'impact sur la nappe d'une source de pollution diffuse (épandage de pesticide), un suivi pendant une période de trois mois des transferts hydrique et de soluté (traceur: KBr et pesticide: Carbofuran) dans la zone non saturée d'un sol agricole, a été mené sur une parcelle d'un site expérimental dans la région de *Mnasra* qui connaît une agriculture intensive. En parallèle, nous avons effectué des simulations numériques en développant un modèle numérique mécaniste pour simuler les transferts hydriques et l'évolution du Carbofuran dans le sol. Les équations décrivant ces transferts sont couplées à différents termes « puits-source » qui représentent les phénomènes de dégradation et d'adsorption. Afin de respecter les conditions naturelles du suivi dans le champ, les différentes données requises par le code, incluant

les données pluviométriques journalières, tels que ; les précipitations, l'évapotranspiration les températures minimales et maximales ont été relevées par la station météo au niveau du site expérimental. Les valeurs moyennes des paramètres hydrodynamiques du sol ont été calibrées en se basant sur des valeurs initiales mesurées in-situ par l'infiltromètre à disque. D'autre part, les paramètres physico-chimiques du pesticide ont été calibrés en se basant sur des valeurs initiales trouvées dans la littérature.

Les résultats des expériences de suivi à l'échelle de la parcelle ont été utilisés pour évaluer le modèle numérique qui a été développé au laboratoire (LIRNE). La confrontation expérience/ simulation est satisfaisante. Le modèle reproduit de façon correcte les teneurs en eau et le déplacement de soluté (traceur et carbofuran) dans les différents profils du sol étudiés jusqu'à 60 cm de profondeur.

Finalement, pour mieux comprendre les processus impliqués dans le transport du Carbofuran et la prédiction de son devenir dans le sol, nous avons prolongé les périodes de simulations au delà des trois mois de suivi. Ainsi, nous avons proposé différents scénarios sur la mobilité et la transformation du pesticide jusqu'à 150 cm de profondeur, en restant dans les conditions naturelles du champ.

## 1. INTRODUCTION

Une des conséquences environnementales majeures de l'agriculture intensive actuelle est la dégradation de la qualité des eaux. Elle se traduit notamment par une pollution généralisée par les nitrates et les produits phytosanitaires des eaux de surface et souterraines [1,2]. Or si les études sur le transfert des nitrates vers les eaux sont déjà éprouvées [3,4], celles relatives aux phytosanitaires sont beaucoup plus récentes et il existe un besoin indéniable de références scientifiques fines sur les transferts de produits phytosanitaires en milieu agricole [5,6]. La connaissance scientifique sur les transferts de pesticides est lacunaire, notamment au niveau des processus majeurs en jeu à l'échelle intégratrice du bassin versant.

La connaissance, la compréhension, la quantification et la modélisation des transferts des pesticides dans la zone agricole de Mnasra ou se pratique des cultures intensives, située à une trentaine de kilomètres de la ville de Kénitra au nord-ouest du Maroc est un enjeu régional majeur. Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi un site dans cette zone susceptible de fournir les mesures nécessaires pour comprendre les différents processus.

Le site où s'est déroulée notre étude est la station expérimentale (CDA 236), au sein de laquelle une parcelle d'une topographie plane de 200 m<sup>2</sup> contient dix placettes (parcelles élémentaires) de 20 m<sup>2</sup>, chacune a été entièrement instrumentée afin de conduire des essais de transfert hydrique et de soluté. On a préparé quatre types de placettes différentes suivant l'objectif de suivi, avec une placette témoin. Ce site est équipé d'une station de météorologie donnant différents paramètres tels que la pluviométrie, la température minimale et maximale et l'évapotranspiration. La campagne de mesure a été menée pendant les mois mars, avril, mai et juin.

Dans cette étude, nous nous intéressons aux suivis des placettes non cultivées et qui sont épandues, en mode créneau une seule fois par le traceur (KBr) et le pesticide (Carbofuran), de nomenclature chimique « 7-benzofuranol, 2,3- dihydro-2,2-diméthyl méthylcarbamate » (C<sub>12</sub>H<sub>15</sub>NO<sub>3</sub>). Cette substance a été choisie comme pesticide, premièrement à cause de son large spectre d'utilisation dans différentes cultures, notamment dans le traitement du maïs, du bananier, de la betterave et des cultures maraîchères, qui sont fortement dépendantes des eaux d'irrigation, et deuxièmement le Carbofuran, est une molécule très mobile, puisqu'elle a un potentiel de lessivage important, selon l'indice de GUS [7], (GUS = 4.52). Il est à préciser que pour la caractérisation hydrodynamique du sol étudié on a effectué des essais d'infiltration par l'infiltromètre à disque dans plusieurs endroits de la station expérimentale.

Pour mieux évaluer les risques de contamination, l'étude repose sur l'utilisation d'un modèle mathématique mécaniste développé au sein de notre laboratoire qui permet de simuler le transfert hydrique et la dynamique du Carbofuran dans la zone non saturée du sol. Les mesures des profils

hydriques et de concentrations de pesticide collectées au niveau des parcelles étudiées ont servi par la suite à la calibration et la validation du modèle utilisé.

## 2. PROBLEME POSE

Une partie du produit phytosanitaire apporté lors du traitement n'atteint jamais sa cible, une part importante du produit résiduel est dégradée par les micro-organismes du sol, par la lumière ou par d'autres phénomènes physiques et/ou chimiques. Une proportion peut aussi échapper à cette dégradation, et être emportée avec l'eau qui circule dans le sol. Cette dernière fraction se trouve par la suite dans les nappes phréatiques et contribue à la dégradation de la qualité de cette ressource en eau [8].

Les produits phytosanitaires étant des molécules chimiquement réactives, il arrive qu'elles aient un effet toxique (immédiat ou chronique) sur certains organismes vivants non-ciblés quand elles sont ingérées en quantité trop importante. D'un problème agro-économique, les pertes de produits phytosanitaires deviennent un problème environnemental, voire un problème de santé publique.

L'étude présentée ici est focalisée sur la pollution diffuse des ressources en eau souterraines par les pesticides, et plus particulièrement sur l'initiation de ces transferts dans la zone non saturée d'un sol sableux en particulier se pose le problème de la lixiviation rapide. Le suivi au champ d'un pesticide dans les profils du sol, jusqu'à la nappe et pour différentes dates est techniquement très difficile et financièrement coûteux, ce qui nécessite l'intervention de la modélisation prenant en compte les processus les plus importants de transfert et de transformation. Dans cette optique, et sur la base des données récoltées du suivi expérimental dans les conditions naturelles du champ, nous cherchons à développer un modèle mathématique de transfert hydrique et de soluté capable de simuler et de prédire le devenir du pesticide étudié (Carbofuran) apporté au sol sous différents scénarios.

## 3. MODELISATION MATHEMATIQUE

### 3-1 Caractérisation hydrodynamique

L'étude des phénomènes de transferts hydriques et de solutés dans la zone non saturée du sol, nécessite avant tout la caractérisation hydrodynamique du milieu. A cet effet, nous utilisons l'infiltromètre à disque qui permet de mesurer les propriétés hydrauliques des sols au voisinage de la saturation [9,10,11] comme méthode de caractérisation. Son intérêt réside dans son utilisation in-situ ainsi que dans sa rapidité de mise en œuvre, en se basant sur le régime transitoire de l'infiltration, dont l'importance réside dans la diminution des durées des essais. A cet effet nous avons effectué plusieurs séries de mesures dans les parcelles étudiées.

#### 3-1-1 La courbe de rétention $\theta(h)$

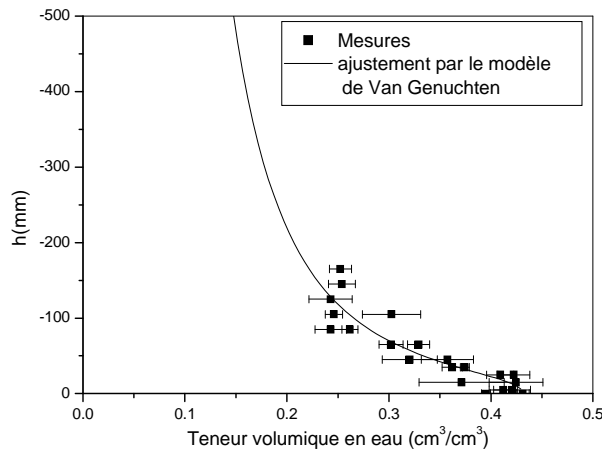
La grandeur  $h$ , négative dans le cas des sols non saturés, est directement liée aux effets capillaires, et dépend donc de la teneur volumique en eau [12]. La relation  $h(\theta)$  appelée courbe de rétention, dépend d'une manière complexe des caractéristiques intrinsèques du milieu poreux étudié. Plusieurs types de fonctions décrivent cette dépendance. Nous avons considéré dans ce travail l'expression largement utilisée de Van Genuchten [13]:

$$\theta(h) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left( 1 + \left( \frac{h}{h_g} \right)^n \right)^{-m}$$

Où  $\theta_s$  la teneur en eau à saturation ( $L^3L^{-3}$ ),  $h_g$  un paramètre de structure (L),  $\theta_r$  la teneur en eau résiduelle ( $L^3L^{-3}$ ),  $n$  et  $m$  étant des paramètres de forme tels que  $m=1-2/n$

En effectuant plusieurs essais à différentes pressions, on a pu reconstituer une partie de la courbe  $\theta(h)$ , voir Figure 1.

Les points de mesures sont ajustés, en utilisant le modèle de Van Genuchten [13]. La valeur  $\theta_r$  a été prise nulle pour le sol étudié, puisque ce sol est très sableux et a une très faible capacité à retenir l'eau à l'état sec. Les résultats qui découlent de cet ajustement sont présentés dans le Tableau 1.



**Figure 1 :** Courbe de rétention du sol étudié

	Valeur	Erreur standard
$\theta_s$ (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0.431	0.007
M	0.156	0.032
N	2.36	0.09
$h_g$ (cm)	-2.73	0.96

**Tableau 1 :** Valeurs et erreurs standards des paramètres du modèle de Van Genuchten de  $\theta(h)$  ajustées sur les valeurs expérimentales.

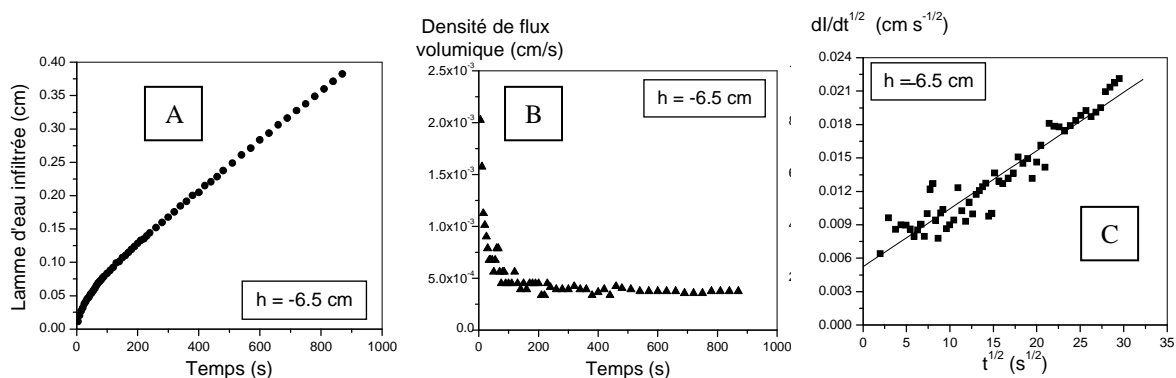
### 3-1-2 La conductivité hydraulique $K(h)$

La conductivité hydraulique,  $K$ , est l'un des paramètres décrivant la dynamique des mouvements de l'eau dans le sol. C'est le coefficient de proportionnalité entre le débit volumique par unité de surface, et le gradient de charge hydraulique. Parmi les principaux modèles analytiques et empiriques qui expriment cette relation nous utiliserons celle de Brooks and Corey [14] :

$$K(\theta) = K_s \left( \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^\eta$$

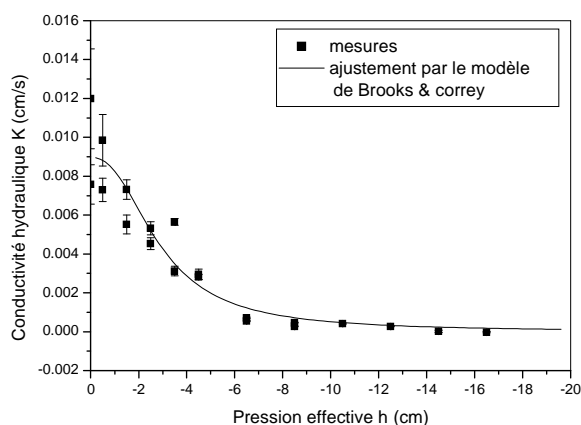
Où  $K_s$  représente la conductivité hydraulique à saturation ( $LT^{-1}$ ) et  $\eta$  un paramètre de forme.

Durant les essais d'infiltrations, on relève, au cours du temps, la lame d'eau infiltrée dont la dérivée temporelle permet d'obtenir la densité du flux apparent. Un exemple de ces résultats est présenté sur la Figure 2, où l'on remarque l'aspect transitoire de l'infiltration. L'essai est achevé une fois que le flux commence à se stabiliser.



**Figure 2 :** Lame d'eau infiltrée (A), densité de flux (B) et régressions linéaires des valeurs de  $dl/dt^{1/2}$  pour un exemple d'essais infiltrométrique.

La courbe  $K(h)$  ainsi obtenu est porté sur la Fig. 3. Le Tableau 2 présente une synthèse des valeurs de  $K_s$  et  $\eta$  obtenues par ajustement du modèle de Brooks et Corey [14] sur les points de mesure.



**Figure 3:** Courbe de  $K(h)$  du sol étudié

	Valeur	Erreur standard
$K_s$ (cm/s)	0.0089	0.0005
$\eta$	5.9	0.9

**Tableau 2 :** Valeurs et erreurs standards des paramètres du modèle de Brooks & Corey de  $K(h)$  ajustés sur les valeurs expérimentales.

### 3-2 Modélisation des transferts

La modélisation mécaniste utilisée (équation de Richard et équation de convection-dispersion) pour décrire le mouvement d'eau et le transport de solutés, nous a permis de reproduire correctement les expériences menées sur le terrain. Cette approche assure une meilleure représentativité de la description du devenir des pesticides. Par ailleurs une étude expérimentale exhaustive, des transferts des produits phytosanitaires au champ est difficile à mettre en œuvre, financièrement coûteuse et sollicite beaucoup de temps, un modèle mathématique est donc un outil de prédiction précieux qui entraîne cependant une bonne approximation de la réalité. L'originalité de ce travail tient pour une grande part dans cette dernière remarque.

#### 3-2-1 Transfert hydrique

L'hydrodynamique de l'eau dans le sol est donnée par l'équation de Richard, décrivant le transfert d'eau dans les sols non saturés, et qui s'écrit sous la forme suivante :

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(h) \left( \frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right]$$

où  $C(h) = \frac{d\theta}{dh}$  est la capacité capillaire du sol (L<sup>-1</sup>), h la pression de l'eau du sol (L),  $\theta$  est la teneur volumique en eau (L<sup>3</sup>L<sup>-3</sup>), K est la conductivité hydraulique (LT<sup>-1</sup>), z est la coordonnée spatiale, prise positive vers le bas (L), et t le temps (T).

#### Conditions initiales et conditions aux limites

##### Conditions initiales

Avant le début du suivi, nous avons mesuré des teneurs en eau pour chaque profil du sol.

##### Conditions aux limites

- A la surface  $z = 0$ , nous avons une condition de flux (type Neuman)

$$q_0 = K(h(t,0)) \left( 1 - \frac{\partial h}{\partial z} \right)_{z=0} \quad t > 0 \text{ et } z=0$$

Avec :  $q_0 = (\text{précipitation} + \text{irrigation}) - \text{ETR}$  (l'évapotranspiration réel)

- A la profondeur  $z = z_{\max}$

Nous considérons une condition d'écoulement gravitaire

$$q(t, z_{\max}) = K(h(t, z_{\max}))$$

#### 3-2-2 Transport de soluté

Le transport d'un soluté interactif et non conservatif (pesticide) dans la zone non saturée du sol est décrit par l'équation de convection-dispersion :

$$R\theta \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ \theta D_a(\theta) \frac{\partial C}{\partial z} \right] - q_z \frac{\partial C}{\partial z} - \mu\theta C$$

$$R = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta} \quad \text{et} \quad \mu = \mu_w + \frac{\rho K_d}{\theta} \mu_s$$

Où R est le facteur retard (quantité adimensionnelle), C est la concentration du soluté ( $M/L^3$ ),  $D_a$  est le coefficient de dispersion hydrodynamique apparent ( $L^2/T$ ),  $\mu$  le coefficient de dégradation ( $1/T$ ),  $\rho$  la densité de la matrice poreuse ( $M/L^3$ ),  $K_d$  le coefficient de distribution ( $L^3/M$ ),  $\mu_w$  et  $\mu_s$  sont respectivement les constantes de dégradation de soluté dans la phase liquide et solide.

#### Conditions initiales et conditions aux limites

##### Conditions initiales

Le soluté n'est pas présent initialement dans le domaine :

$$C(t, z) = 0 \quad t < 0 \quad \text{et} \quad 0 < z < z_{\max}$$

##### Conditions aux limites

- A la surface ( $z = 0$ ) nous avons une condition de flux (type Neuman) :

$$J_0(t) = q(t, 0) \cdot C(t, 0) - \lambda \left| q(t, 0) \right| \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=0}$$

où,  $J_0(t)$  est le flux de soluté injecté (Créneau),  $q(t, 0)$  est le flux hydrique à la surface, C est la concentration du soluté dans l'eau du sol et  $\lambda$  la dispersivité.

- A la profondeur  $z = z_{\max}$

On considère que le flux de soluté est seulement convectif :

$$J(t, z_{\max}) = q(t, z_{\max}) \cdot C(t, z_{\max})$$

### 3-3 Procédure numérique

Les modèles numériques de simulation du transfert de polluants dans la zone non saturée du sol, s'avèrent des outils très utiles à la compréhension des processus et à l'analyse des problèmes pouvant affecter les eaux souterraines, en prédisant le type de transferts dans le sol et en permettant d'appliquer différents scénarios. Par ailleurs, ils ont d'avantage de présenter des résultats quantitatifs, en terme de concentrations par exemple, qui peuvent être comparées avec les critères de la qualité de l'eau [15],[16].

Les équations de Richard et de convection-dispersion (CDE), assorties de leurs conditions initiales et aux limites, sont résolues par le schéma numérique aux différences finies de type Crank-Nicolson, qui est donc implicite et précis au second ordre. Une fois toutes ces discrétisations établies, on aboutit à des systèmes d'équations linéaires, tridiagonaux et symétriques, qui ont été résolues par l'algorithme de SOR (Successive Over Relaxation).

La loi d'incrémentation du pas de temps  $\Delta t$  est calculée en fonction de la variation maximale du gradient du flux hydrique. Pour minimiser les erreurs sur le bilan de masse d'eau, nous avons considéré un pas de temps petit pour chaque période de précipitation ou d'irrigation, et assez grand par la suite, ce qui est bien illustré dans la figure 4, les valeurs minimales et maximales du pas du temps fixées par le modèle sont respectivement égales à  $\Delta t_{\min} = 5s$  et  $\Delta t_{\max} = 600s$ . Le pas d'espace ( $\Delta z$ ), par contre, prend une valeur constante  $\Delta z = 0.02m$ .

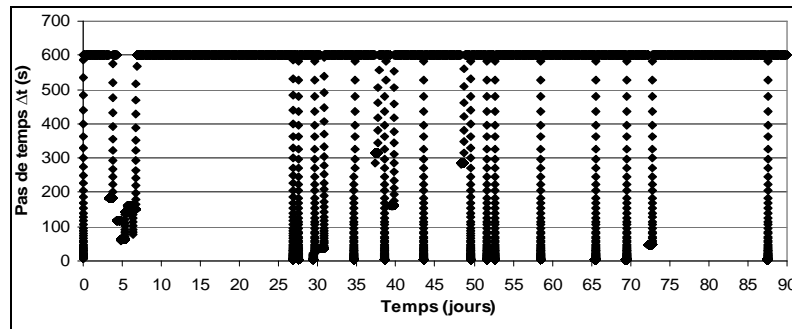


Figure 4 : Les variations pas de temps durant les trois mois de simulation

## 4. RESULTATS ET DISCUSSION

### 4-1 Paramètres calés et validation

L'acquisition de données expérimentales reste dans tous les cas fondamentale car elle constitue la base du calage et de la validation d'une modélisation au niveau d'un milieu spécifique.

Nous testons l'efficacité du modèle que nous proposons, sur des épisodes parcelaires. Le calage est effectué sur le premier épisode parcelaire du 15 mars au 6 mai, après plusieurs jeux de calibration, et sans modification des valeurs calées des paramètres, le modèle est testé pour validation sur les autres épisodes parcelaires. Ce modèle comporte trois paramètres de calage pour le transfert hydrique ( $h_g$ ,  $m$  et  $\eta$ ), un paramètre de calage pour le transfert du traceur Br- ( $\lambda$ ) et trois paramètres de calages pour le transfert du Carbofuran ( $K_d$ ,  $\mu_w$  et  $\mu_s$ ).

**Transfert hydrique :** Les paramètres à caler sont :  $h_g$ ,  $m$  et  $\eta$

$h_g$ (cm)	n	$\eta$	Erreur (RMSE <sup>a</sup> )	
			Calibration	validation
-2,9	2,34	7,2	0,080	0,25

Tableau 3 : Valeurs des paramètres hydrodynamiques calibrés, et les erreurs de calibration et de validation

<sup>a</sup> Root mean square error,  $RMSE = \frac{1}{O_{moy}} \sqrt{\frac{1}{N} \sum_1^n (S_i - O_i)^2}$  où,  $S_i$  prévision du modèle,  $O_i$  observation,  $O_{moy}$  moyenne des  $O_i$  et  $N$  nombre total d'observations.

**Transfert du traceur :** Le paramètre à calibrer est la dispersivité  $\lambda$

$\lambda$ (cm)	Erreur (RMSE)	
	Calibration	Validation
11,5	0,55	0,63

Tableau 4 : Valeur du paramètre  $\lambda$  calibrés, et les erreurs de calibration et de validation



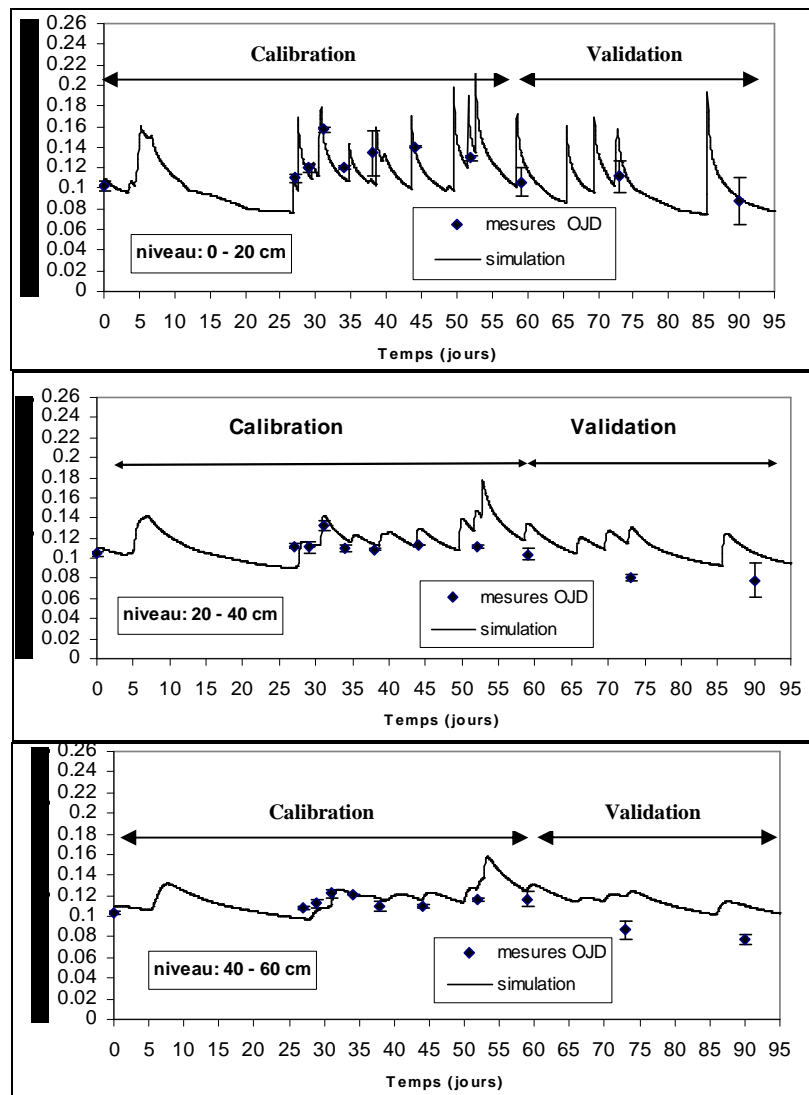
### Transfert du pesticide

Les paramètres à caler sont:  $K_d$ ,  $\mu_s$  et  $\mu_w$

$K_d$ (cm <sup>3</sup> /g)	$\mu_s$ (s <sup>-1</sup> )	$\mu_w$ (s <sup>-1</sup> )	Erreur (RMSE)	
			Calibration	Validation
0,21	$2.10^{-7}$	$2.10^{-7}$	0,61	1,07

**Tableau 5** : Valeurs des paramètres :  $K_d$ ,  $\mu_s$  et  $\mu_w$  calibrés, et les erreurs de calibration et de validation

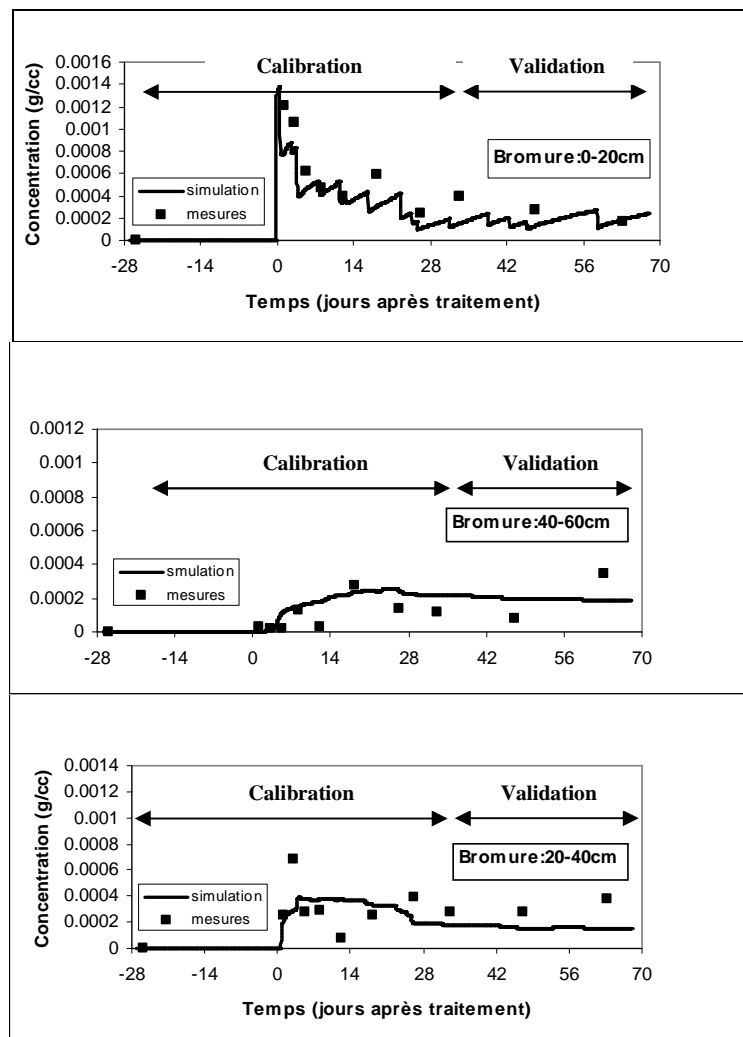
#### 4-1 Simulations des transferts hydriques et de solutés



**Figure 5** : Evolution temporelle, numérique et expérimentales, de la teneur volumique à différentes profondeurs du sol

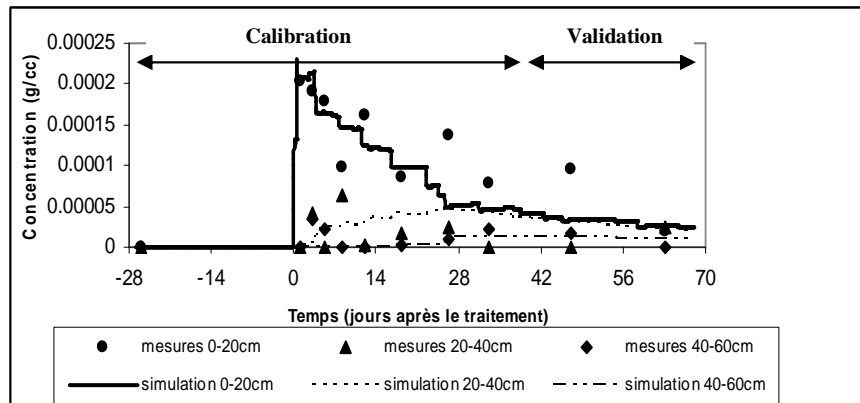
La Figure 5 montre les profils hydriques simulés et mesurés durant 3 mois de suivi pour différentes profondeurs de sol: (0-20cm, 20-40cm et 40-60cm) et les périodes de calibration et de validation. On constate qu'aux différents niveaux du profil du sol, la teneur volumique en eau est caractérisée par de faibles variations, notamment dans les profondeurs les plus basses. Ceci est dû à la nature du sol étudié, qui est de texture sableuse caractérisé par une faible capacité de rétention et de faible teneur volumique initiale en eau.

Le calcul des erreurs de calibration et de validation du code sur les paramètres ( $h_g$ ,  $m$  et  $\eta$ ), donne des valeurs significatives qui sont respectivement 0,08 et 0,25 (tableau 3). Ceci nous incite donc à croire que les paramètres hydrodynamiques sont bien représentés. Par ailleurs, on constate que le modèle prédit des signaux en phase avec les pics des valeurs de la teneur en eau observés, notamment au profil (0-20cm). Cette constatation confirme que les valeurs simulées par le modèle sont de bon accord avec celles mesurées. Par ailleurs, le bilan de masse hydrique calculé a été bien respecté et qui était toujours égal à 100%. Ceci prouve que le modèle numérique est stable et qu'il reproduit de façon correcte l'évolution des teneurs volumiques en eau dans le sol.



**Figure 6 :** Comparaison entre mesures et simulations des concentrations des bromures pour les trois premiers niveaux du sol

La figure 6 représente l'évolution temporelle des concentrations des bromures pour les trois horizons du sol étudié. Sur cette figure, on présente aussi les périodes de calibration et de validation du modèle. L'intérêt du suivi des bromures réside notamment dans son rôle d'évaluer le phénomène de la dispersivité  $\lambda$  du sol [17], sa valeur a été calée à 0,115 m (tableau 4). Cette valeur est cohérente avec la valeur moyenne d'un sol similaire, elle a non seulement un sens physique, mais c'est le fruit d'une meilleure prise en compte des différents processus hydrodynamiques. Malgré les valeurs peu significatives de l'erreur de calibration et de validation (tableau 4) qui sont respectivement 0,55 et 0,63 qui sont dues à une légère fluctuation des valeurs calculées dans les couches du sol, notamment dans les couches inférieures. Le modèle donne des résultats cohérents avec les observations. La méthode de calage paraît qualitativement acceptable, même pour un sol dans une configuration hétérogène.



**Figure 7 :** Comparaison entre mesures et simulations des concentrations du Carbofuran pour les trois premiers niveaux du sol

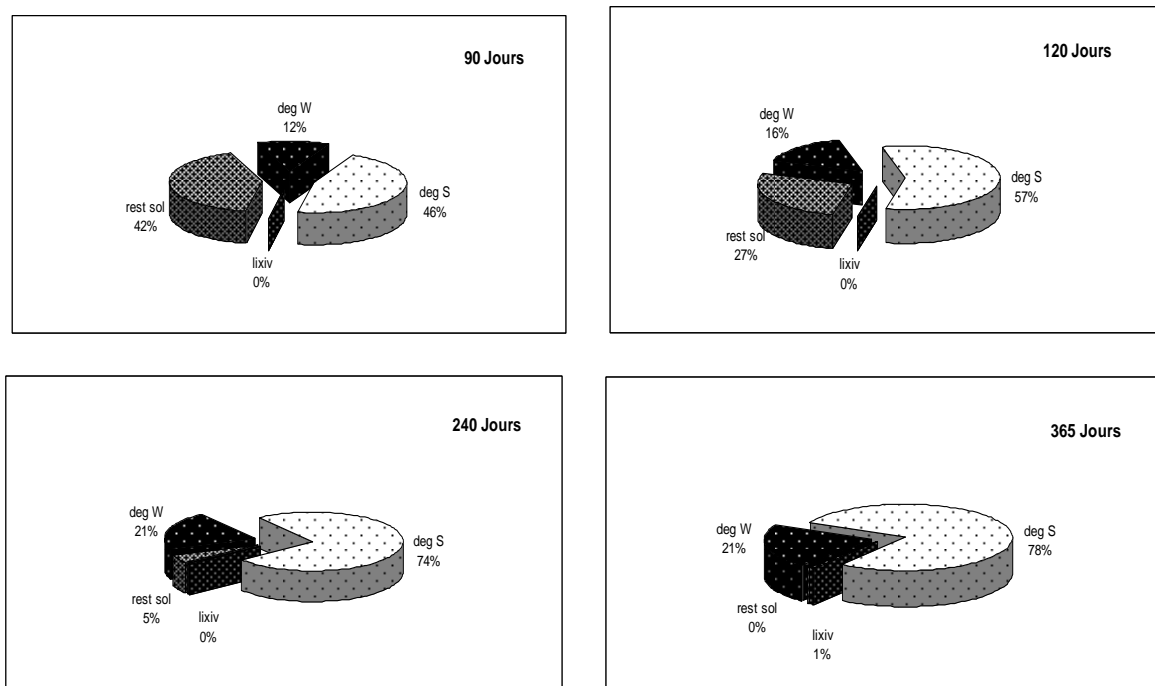
La Figure 7 présente les variations temporelles, simulées et observées des concentrations du Carbofuran, pour les niveaux (0-20 cm), (20-40 cm) et (40-60 cm).

Nous constatons globalement que le modèle fournit des résultats satisfaisants du point de vue de la dynamique du pesticide, sauf en ce qui concerne l'augmentation des erreurs de calibration et de validation qui sont respectivement 0,61 et 1,07 (tableau 5). A cet effet, nous soulevons le problème, de la variation des coefficients de distribution  $K_d$  et de dégradation  $\mu$  dans chaque couche, rappelons que nous considérons un sol homogène, et les caractéristiques physico-chimiques du pesticide sont les mêmes dans tous les profils du sol étudié.

Nous pouvons malgré certaines imperfections (sous-estimation, lissage et décalage dans le temps des pics de concentration) apparaissant au niveau du calcul des erreurs de calibration et de validation, estimer que les résultats simulés représentent bien la réalité.

Par conséquent, Le modèle développé reproduit globalement l'évolution spatio-temporelle en tendance et en ordre de grandeur des concentrations du Carbofuran.

Une fois calé et validé sur toute la base de données disponible, le modèle développé a été utilisé pour générer des scénarios sur le devenir du Carbofuran dans le sol.



**Figure 8 :** Répartition des différents termes du bilan de Carbofuran en (%) dans une tranche de sol de 150cm de profondeur pour quatre temps différents

Dans ce sens, la Figure 8 synthétise les différents termes du bilan de Carbofuran dans le sol, en comparant les quatre scénarios proposés (90 jours, 120 jours, 240 jours, 365 jours)

Nous remarquons que la dégradation du Carbofuran, est un processus important de la dissipation de cette molécule, notamment la dégradation dans la phase solide (deg S) pouvant atteindre 78% après une persistance 365 jours, le reste est soit adsorbé par la matrice solide du sol (rest sol), soit dissous dans l'eau du sol (deg W), tandis que la quantité du pesticide lixiviée (lixiv) au-delà de 150 cm dans les trois premiers scénarios (90, 120 et 240 jours) est nulle, sauf dans le dernier scénario ne donne que 1% de pesticide lixivié. Cette valeur peut apparaitre comme faible, celle-ci s'explique très bien par le fait qu'il existe une faible quantité d'eau drainée dans le sol après les premiers trois mois. Toutefois, on peut avancer que cette faible quantité d'eau drainée est en rapport avec le fait que les trois derniers scénarios réalisés ont été effectués en l'absence d'irrigation.

## 5. CONCLUSION

La démarche expérimentale de cette étude centrée sur le suivi au pas du temps pendant trois mois des transferts hydrique et de solutés (traceur Br- et Carbofuran) aux échelles emboîtées de la parcelle, a permis de construire une base de donnée, des teneurs en eau et des concentrations des deux solutés (traceur et pesticide), pour différentes profondeurs et dates de prélèvement. De façon cohérente par rapport à nos objectifs, et après de nombreux essais de calibration avec plusieurs jeux de paramètres qui ont été effectués, il semble que le modèle développé et validé au moyen de ces données de terrain, reproduit favorablement l'ordre de grandeur et la tendance générale de l'évolution spatio-temporelle de la teneur en eau et les concentrations du Carbofuran dans le sol.

Ces résultats nous permettent également de proposer des scénarios du devenir de cette substance, après différentes périodes prolongées, tenant compte des données pluviométriques journalières (précipitation, évapotranspiration et température) enregistrées par la station météo durant une année.

Les résultats obtenus montrent que l'utilisation de ce modèle pourra être à la source d'une gestion de l'application des pesticides et de leur sélection qualitative, et ceci dans l'optique d'obtenir un critère de risque potentiel pour le lessivage vers les eaux souterraines du pesticide traité de façon non rationnelle, soit par un excès de dose épanchée, soit par des traitements répétés anarchiquement.

Sur la base de ces dernières conclusions, ce travail devra constituer l'étape indispensable à la poursuite du développement de ce modèle, afin de prédire le devenir des pesticides dans les sols cultivés à grande échelle.

## 6. REFERENCES

1. Laftouhi N., Vanclooster M., Jalal M., Witam O., Aboufirassi M., Bahir M., Groundwater nitrate pollution in the Essaouira Bassin (Morocco) C. R. Geoscience 335 (2003) 307-317.
2. IFEN. Les pesticides dans les eaux. Bilan annuel, IFEN : 24 (2002).
3. Saâdi Z., Maslouhi A., Modeling Nitrogen Dynamics in the Unsaturated Soils for Evaluating the Nitrate Contamination of the Mnasra Groundwater. *Advances in Environmental Research*, (2003) 7(4): 803-823.
4. Ibnoussina M., El haroui M., Maslouhi A., Expérimentation et modélisation de la lixiviation de l'azote nitrique dans un sol sableux. C.R. Géoscience (2006) 338 : 787-794.
5. Louchart X., Transfert de pesticides dans les eaux de surface aux échelles de la parcelle et d'un bassin versant viticole. INRA/ENSAM Laboratoire de science du sol, Montpellier, Ecole nationale supérieure agronomique de Montpellier : (1999) 263.
6. Gouy V., Masse J., Real B., Dubernet J. F., Transfert des produits phytosanitaires : expérimentations en milieu nature, *Hydrogéologie 1* : (2000) 57-65.
7. Gustafson D. I., Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticides leachability, *Environ. Toxicol. Chem.*, 8 (1989) 339-357.
8. Barbash J. E., Thelin G.P., Kolpin D.W., Gillion R. J. Major Herbicides in Ground Water: Results from the National Water-Quality Assessment- *J Environ Qual* 30, 3, (2001) 831-845.
9. Perroux K.M., White I., Design for disc permeameters. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 52: (1988) 1205-1215.
10. Tamoh K., Maslouhi A., Mesures in-situ par infiltrométrie des propriétés hydrodynamiques des sols de Mnasra-Maroc. C.R. Acad. Sci. Acad. Sci. Paris, Geoscience, 336: (2004) 535-545.
11. Banton O., Villeneuve J.P. Evaluation of groundwater vulnerability to pesticides : A comparison between the pesticide DRASTIC index and the PRZM leaching quantities. *Journal of Contaminant Hydrology* 4,3 (1989) 285-296.
12. Lindström R., Groundwater vulnerability assessment using process-based models vi, 36 pages (2005).
13. Van Genuchten M.T., A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: (1980)892-898.
14. Brooks R.H., Corey A.T., Hydraulic properties of porous media. *Hydraul.*, Paper no3, Colorado State Univ., Fort-Collins (1964).
15. Thony J.L., Vachaud G., Clothier B.E., Angulo-Jaramillo R., Field measurement of the hydraulic properties of soil. *Soil Techn.* 4: (1991)111-123.
16. Muskat M., Edward J.W., The flow of homogeneous fluids through porous media. *Am. Arbo. Michigan*1(946).
17. Hmimou A., Candela L., Queralt I., Tamoh K., Maslouhi A., X-Ray Fluorescence Analysis for Total Bromine Tracking in the Vadose Zone: Results for Mnasra, Morocco, *Vadose Zone J.* (2011) 10:1-5.