



Géosciences de surface (Pédologie)

# Expérimentation et modélisation de la lixiviation de l'azote nitrique dans un sol sableux

M'hammed Ibnoussina\*, Mohamed El Haroui, Abdellatif Maslouhi

Laboratoire de mécanique des fluides et des transferts thermiques, université Ibn Tofail, BP 133, 14000 Kénitra, Maroc

Reçu le 10 octobre 2005 ; accepté après révision le 26 juin 2006

Disponible sur Internet le 17 août 2006

Présenté par Ghislain de Marsily

## Résumé

En nous restreignant aux pollutions engendrées par l'élément azote (lessivage de nitrate) dans un sol sableux, nous avons procédé à un suivi expérimental sur deux colonnes de laboratoire, dans le but d'étudier l'impact des effets de l'irrigation à différentes intensités sur la lixiviation de l'azote nitrique, utilisant une quantité d'épandage de 200 kg N/ha sur la première colonne, et nulle sur la seconde. En parallèle, nous avons effectué des simulations numériques en utilisant un modèle mécaniste pour étudier le transfert d'azote à travers les colonnes étudiées, suivi d'une application du modèle à différentes doses d'azote. L'étude de l'impact des irrigations successives démontre que ces dernières contribuent à l'entraînement et l'accumulation de l'azote nitrique des couches supérieures vers les couches profondes. Ainsi, la quantité d'azote nitrique N-NO<sub>3</sub> drainée par lessivage de la colonne ayant reçu 200 kg N/ha est de l'ordre de 191 kg N/ha, et celle n'ayant pas reçu d'apport d'engrais est de 15 kg N/ha. Par ailleurs, les simulations numériques appliquées ont révélé que la précision du modèle est satisfaisante, avec une surestimation de l'ordre de 20%. *Pour citer cet article : M. Ibnoussina et al., C. R. Geoscience 338 (2006).*

© 2006 Académie des sciences. Publié par Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

## Abstract

**Experimentation and modeling of the leaching of nitric nitrogen in a sandy soil.** We performed two column experiments to study the impact of different levels of irrigation intensity on the leaching of nitric nitrogen. The experiment was run on a soil packed column and using 200 kg N/ha as fertilization rate for the first column, and none for the second. In parallel, we carried out digital simulations (mechanist model) to study the transfer of nitrogen through the studied columns followed by an application of the model to various amounts of nitrogen. The impact study of successive irrigations showed that these contribute to the transport and the accumulation of nitric nitrogen of the upper layers towards the deeper layers. The quantity of nitric nitrogen N-NO<sub>3</sub> drained by scrubbing was about 191 kg N/ha for the first column, and 15 kg N/ha for the second. In addition, the numerical simulations revealed that the precision of the model is satisfactory with an over-estimation of about 20%. *To cite this article: M. Ibnoussina et al., C. R. Geoscience 338 (2006).*

© 2006 Académie des sciences. Publié par Elsevier Masson SAS. Tous droits réservés.

*Mots-clés :* Sols ; Colonne ; Nitrate ; Lixiviation ; Modèle mécaniste

*Keywords:* Soil; Column; Nitrate; Leaching; Mechanist model

\* Auteur correspondant.

Adresse e-mail : [mibnsina@yahoo.fr](mailto:mibnsina@yahoo.fr) (M. Ibnoussina).

## Abridged English version

The contamination of groundwaters by nitrates in the M'nasra aquifer has raised special interest in the last few years [10,17] because of the worries generated by the increasing level of degradation of water quality and the related toxicological consequences of nitrates for human health [4]. With the intensification and modernization of agriculture, the amounts of nitrogen fertilizers are constantly increasing. The potential impact of contamination by fertilizers and pesticides on water supply led to the development of models to simulate the soil and plant system. Saadi and Maslouhi [10] developed for instance a mechanist model to predict the water runoff, and the transport and transformations of nitrogen in the unsaturated soil in the agricultural area of M'nasra.

Our research work deals with a sandy soil contained in two PVC columns of 1-m height and 0.52-m diameter. A TDR probe was inserted into the centre of each column to measure the moisture of the soil in each profile. In this study, different irrigation intensities into the column were applied as a function of time. The total simulated intensities for a period starting 4 May (0 h) to 10 June 2002 (888 h) corresponds to a total irrigation of 325 mm. 200 kg N/ha as ammonium nitrate  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  were applied at the top of the first column 24 h after the first irrigation, and none to the second. The mathematical model used for water flow and transport is one-dimensional. In this study, we used subroutines that simulate the soil water regime based on the numerical solution of Richard's equation and the transport of chemicals in the soil by the general convection–dispersion equation.

Results shown in Fig. 2 indicate that the losses of nitrogen by leaching were very high at the exit of the soil column having received an application rate of 200 kg N/ha. This indicates that the ions are not retained by the soil, which leads to a linear response between fertilization rate and the concentration of the leached water. The quantities of nitrate nitrogen drained are of 4044 mg N– $\text{NO}_3$ , i.e. 191 kg N/ha.

The column with a 0 kg N/ha application gives an output exceeding of 320 mg N– $\text{NO}_3$ , equivalent to 15 kg N/ha that ends up in drainage water and which is the result of the mineralization of soil organic matter.

Fig. 3 represents the observed and simulated time variation of the quantity of nitrate nitrogen leached (kg/ha) above the bottom of the soil column. One can see that experimental measurements and simulations by the model are close. Furthermore, the simulated nitrate leaching dynamic is satisfactory. During the simulation period, the quantity of drained nitrate nitrogen calcu-

lated by the model was 233 kg N/ha and exceeded the measured quantity (191 kg N/ha). The observed differences may be explained per measurement errors, by the difference between the real content of soil organic matter and that taken into consideration by the model, or by the values assigned to potential parameters of mineralization and nitrification kinetics, which depend on water content and temperature, factors not taken into consideration in our study.

In conclusion, the present study showed the impact of organic matter on the increase of nitrate nitrogen leaching in soils, which translated into an appreciable loss of nitrates from the soil columns and their accumulation in the drainage water. The dynamic of nitrate nitrogen in a soil column was well represented by the model with a slight overestimation of the leached amount.

## 1. Introduction

La contamination des eaux souterraines au Maroc [6,11,17] a suscité, ces dernières années, une attention particulière, en raison des problèmes causés par la dégradation de plus en plus importante de la qualité de l'eau des nappes par les nitrates, avec des conséquences toxicologiques sur la santé des individus [4]. Les mauvaises pratiques agricoles, notamment les apports abusifs d'engrais azotés, conjugués à un mode d'irrigation inadapté, en demeurent les principales causes. Ces dernières années, un certain nombre de modèles ont été développés pour étudier le transport de solutés réactifs dans les milieux poreux [3,16]. L'impact potentiel de la contamination par les engrais azotés sur la nappe de M'nasra a incité Saadi et Maslouhi [10] à développer un modèle mécaniste capable de prédire l'écoulement de l'eau, le transport et les transformations de l'azote dans la zone non saturée des sols agricoles de la région de M'nasra.

Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé un sol sablonneux similaire à celui de la zone de M'nasra, disposé dans deux colonnes de laboratoire, dont le but était d'étudier l'impact des irrigations successives sur la lixiviation de l'azote appliqué à deux doses de 200 kg N/ha et 0 kg N/ha de nitrate d'ammonium  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , respectivement. Sur la première colonne, l'application d'engrais a été suivie de plusieurs irrigations. Sur la deuxième colonne, les mêmes irrigations ont été faites, mais sans apport initial d'azote. L'objectif de ce travail est l'étude de l'impact des effets de l'irrigation sur la lixiviation de l'azote nitrique et, d'autre part, la comparaison des données expérimentales d'azote nitrique lixivié avec les simulations numériques, à l'échelle d'une

colonne de laboratoire contenant un sol sableux, plus ou moins stratifié. Le modèle numérique utilisé est un modèle mécaniste développé au LMFTT de la faculté des sciences de Kénitra [10]. Cette étude sera exploitée à grande échelle dans les sols agricoles de la région de M<sup>n</sup>asra.

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Déroulement expérimental

Le présent travail de recherche a porté sur un sol sablonneux dont les caractéristiques physico-chimiques sont reportées dans le [Tableau 1](#). Ce sol est disposé dans

Tableau 1  
Caractéristiques physico-chimiques initiales du sol étudié

Profondeur (cm)	pH	N <sub>total</sub> en g/kg	C <sub>total</sub> en g/kg	Sable en %	Argile en %
15	7,24	0,005	0,24	98,4	1,6
30	7,29	0,003	0,17	97,8	2,2
45	7,07	0,059	1,8	97,2	2,8
60	7,09	0,140	1,2	96,60	3,1

deux colonnes identiques en PVC de 1 m de hauteur et 0,52 m de diamètre ([Fig. 1](#)). Une sonde TDR à profil a été insérée verticalement dans chacune des deux colonnes, et permet la mesure instantanée de l'humidité pour différentes profondeurs [7]. Les deux sondes ont été reliées à un multiplexeur. Chaque profil d'humidité en 5 segments est mesuré toutes les 10 min. Différentes intensités d'irrigation simulées en fonction du temps ont été appliquées aux deux colonnes, dont la somme pour la période allant du 4 mai (0 h) au 10 juin 2002 (888 h) correspond à un total d'irrigation de 325 mm. D'autre part, 200 kg N/ha de nitrate d'ammonium NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> ont été appliqués à la surface de la première colonne, 24 h après la première irrigation, et rien sur la seconde. L'application d'engrais a été suivie d'une première irrigation d'intensité simulée de 50 mm/h (30 min), puis respectivement de 50, 25, 25, 50, 100, 50, 25, 25, 25, 25 et 100 mm/h ([Fig. 3](#)). L'échantillonnage des eaux de drainage en bas de la colonne a été effectué manuellement. Les nitrates ont été analysés par la méthode de réduction des nitrates par le cadmium.

### 2.2. Description du modèle

Le modèle mathématique utilisé est un modèle mécaniste, dont les paramètres peuvent être déterminés à

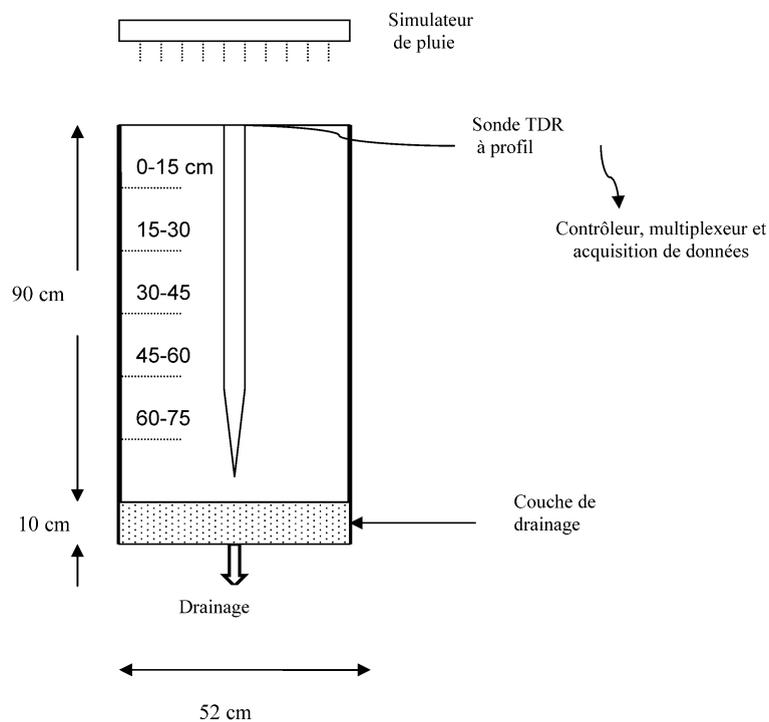


Fig. 1. Montage expérimental.

Fig. 1. Experimental setup.

partir des propriétés physicochimiques du sol ou trouvés dans la littérature. L'écoulement non saturé de l'eau est décrit par l'équation monodimensionnelle de Richard sous sa forme capacitive.

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

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

Les courbes caractéristiques du milieu poreux non saturé, i.e. sa courbe de rétention  $\theta(h)$  et sa conductivité hydraulique non saturée  $K(\theta)$ , sont décrites par les équations de Van Genuchten [14] et de Brooks et Corey [2], respectivement :

$$\frac{\theta}{\theta_s} = \left[ 1 + \left( \frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m}, \quad m = 1 - \frac{2}{n} \quad (2)$$

$$\frac{K}{K_s} = \left( \frac{\theta}{\theta_s} \right)^\eta \quad (3)$$

où l'indice  $s$  réfère à la saturation ;  $h_g$  est le paramètre d'échelle de  $h$  (L),  $n$ ,  $m$  et  $\eta$  des paramètres de forme sans dimensions.

La granulométrie du sol étudié est très proche du sol sableux de la zone de M'nasra. Les cinq paramètres ( $\theta_s$ ,  $h_g$ ,  $K_s$ ,  $m$ ,  $\eta$ ) ont été déterminés (Tableau 2), en combinant les modèles de Van Genuchten et de Brooks et Corey avec la technique de mesure in situ de l'infiltration à disque à charge négative [12].

Le transport de l'azote dans le sol est décrit par l'équation générale de convection–dispersion [15] :

Tableau 2  
Paramètres hydrodynamiques et dispersifs du sol étudié

Table 2  
Hydraulic and dispersive parameters of the studied soil

Paramètres	Littérature	Calés
$K_s$		5,6 ( $m j^{-1}$ )
$\theta_s$		0,34 ( $m^3 m^{-3}$ )
$\theta_r$		0,012 ( $m^3 m^{-3}$ )
$h_g$	-0,275 (m)	
$m$		0,173
$\eta$		6,2
$K_{min}$		$4,2 \times 10^{-4}$ ( $j^{-1}$ )
$K_{nit}$		0,15 ( $j^{-1}$ )
$D_{dif}$	$6,24 \times 10^{-5}$ ( $m^2 j^{-1}$ )	
$\lambda$		0,06 (m)

$$\begin{aligned} & \frac{\partial(\theta C_i)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_d S_i)}{\partial t} \\ &= \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta D_i(\theta, q) \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) - \frac{\partial(q C_i)}{\partial z} \\ &+ \sum_j Q_{i,j}(C_i, S_i) \end{aligned} \quad (4)$$

où les espèces chimiques ( $i$ ) sont l'azote nitrique ( $N-NO_3^-$ ) et l'azote ammoniacal ( $N-NH_4^+$ ),  $C_i$  ( $ML^{-3}$ ) et  $S_i$  ( $MM^{-1}$ ) sont les concentrations de l'espèce ( $i$ ), associées respectivement aux phases liquide et solide,  $\rho_d$  la masse volumique du sol sec ( $ML^{-3}$ ),  $Q_{i,j}$  le taux de disparition ou de création de la substance ( $i$ ) ( $ML^{-3} T^{-1}$ ), l'indice ( $j$ ) est associé aux différentes réactions que peut subir l'élément ( $i$ ) dans le sol et qui sont les processus de minéralisation et de nitrification de l'azote ammoniacal et le processus de dénitrification de l'azote nitrique,  $D_i$  est le coefficient de diffusion–dispersion apparent de l'élément ( $i$ ) ( $L^2 T^{-1}$ ) et  $q$  le flux de Darcy ( $L T^{-1}$ ).  $D_i = \lambda_i q / \theta + D_{0,i}$ , où  $\lambda_i$  (L) et  $D_{0,i}$  ( $L^2 T^{-1}$ ) sont respectivement la dispersivité et la diffusion moléculaire de l'espèce ( $i$ ) dans le sol.

Par la suite, on ne présentera que les processus dominants dans la colonne du sol, la minéralisation et la nitrification.

La minéralisation est l'un des processus qui conduit à un gain d'azote minéral. C'est la phase de minéralisation qui conduit à une décomposition de la matière organique pour donner, entre autres, l'azote ammoniacal ( $NH_4^+$ ). Elle est décrite dans ce travail par le modèle simplifié de Hénin [5] :

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{min}(N_{org} - N_{\infty}) \quad (5)$$

où  $N_{org}$  est l'azote organique dans le sol ( $ML^{-2}$ ),  $k_{min}$  est la constante potentielle de la cinétique ( $T^{-1}$ ) et  $N_{\infty}$  représente l'azote organique apporté dans la couche arable du sol sous forme des racines, pailles... ( $ML^{-2}$ ).

Le processus de la nitrification traduit l'oxydation biologique de l'ammonium  $NH_4^+$  en nitrates ( $NO_3^-$ ) par des microorganismes adaptés. Il est modélisé par une cinétique du premier ordre, selon le modèle de Misra et al. [8] :

$$\frac{dC_{N-NO_3^-}}{dt} = K_{nit} C_{N-NH_4^+} \quad (6)$$

où  $K_{nit}$  est la constante potentielle de la cinétique de nitrification ( $T^{-1}$ ).  $C_{N-NO_3^-}$  et  $C_{N-NH_4^+}$  sont respectivement les concentrations en azote nitrique et azote ammoniacal ( $mg/kg$  de sol).

Le Tableau 2 fournit les valeurs des paramètres cinétiques retenus.

### 2.3. Effets hydriques et thermiques sur les cinétiques biochimiques

Les constantes réelles ( $K$ ) des lois cinétiques (5) et (6) sont déduites des valeurs potentielles ( $K_{\text{pot}}$ ) ( $K_{\text{min}}$  ou  $K_{\text{nit}}$ ) en utilisant les facteurs de pondération thermique ( $f_T$ ) et hydrique ( $f_\theta$ ) :

$$K = K_{\text{pot}} f_T f_\theta \quad (7)$$

$f_\theta$  est nulle en dessous du point de flétrissement, puis croît jusqu'à une teneur en eau optimale, pour laquelle elle vaut 1.  $f_\theta$  se stabilise alors en un plateau, pour décroître enfin linéairement jusqu'à la teneur en eau maximale [13].

Pour tenir compte de l'effet thermique sur les processus de minéralisation et de nitrification, le modèle utilisé se base sur une loi en  $Q_{10}$  qui permet de déterminer le facteur  $f_T$  pour des écarts de température de l'ordre de 10 °C [1] :

$$f_T = Q_{10}^{(T-T_b)/10} \quad (8)$$

où  $Q_{10}$  est une quantité comprise entre 1, 2 et 4 et  $T_b$  est une température de base, variant entre 16 et 40 °C. Les paramètres  $Q_{10}$  et  $T_b$  dépendent des conditions thermiques et biologiques du sol. Notre étude est restreinte à l'échelle d'une colonne de laboratoire thermostatée, dont la température est fixée à 22 °C. Comme la température de la colonne est constante, la température de base  $T_b$  est évaluée à la température de l'expérience (22 °C). Ce procédé nous permet d'estimer le coefficient de pondération thermique ( $f_T = 1$ ). Ce résultat a été confirmé par les tests numériques effectués sur la variation des quantités d'azote nitrique lessivé pour différentes valeurs des paramètres  $f_T$  et  $Q_{10}$ .

### 2.4. Conditions initiales et conditions aux limites

#### 2.4.1. Conditions initiales

La teneur en eau et la concentration en azote nitrique initiales, relatives à chaque couche de chaque colonne, sont reportées dans le Tableau 3.

#### 2.4.2. Condition à la limite supérieure

La dissolution, dans l'eau de l'irrigation, de la masse d'azote apportée à la surface de la colonne entraîne un flux massique résultant d'un terme convectif et d'un terme dispersif.

Ceci se traduit mathématiquement par l'expression suivante :

$$q_0 C_i^f = q C_i - \theta D \frac{\partial C_i}{\partial z} \Big|_{z \rightarrow 0^+}$$

Tableau 3

Valeurs initiales de la teneur volumique en eau et de l'azote nitrique

Table 3

Initial values of volumetric water-content and nitric nitrogen

Couche (cm)	Teneur volumique en eau initiale (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	Concentration initiale en azote nitrique (mg kg <sup>-1</sup> )
0–15	0,052	0,21
15–30	0,067	0,32
30–45	0,122	0,6
45–60	0,10	0,70
60–75	0,097	0,5
75–90	0,098	0,5

où  $C_i^f$  est la concentration de l'espèce ( $i$ ) rapportée à la surface de la colonne (ML<sup>-3</sup>),  $q_0$  est le flux hydrique initial caractérisant l'irrigation par unité de temps (L T<sup>-1</sup>).

#### 2.4.3. Condition à la limite inférieure

La condition de drainage gravitaire traduit un gradient de concentration nul à la sortie de la colonne, exprimé par :

$$\frac{\partial C_i}{\partial z} \Big|_{z \rightarrow z_{\text{max}}} = 0$$

## 3. Résultats et discussion

### 3.1. Analyse de la teneur volumique en eau

La Fig. 2 montre les profils hydriques simulés et mesurés après une durée de 30 min d'infiltration pour différentes profondeurs de sol : (0–15, 30–45, 45–60 et 60–75 cm). On constate que les écarts entre la teneur volumique en eau initiale et maximale  $\Delta\theta$  sont presque identiques pour les différentes couches, cette constatation confirmant le respect du bilan de masse hydrique que l'on a calculé et qui était toujours égal à 100%. Ceci prouve que le modèle numérique est stable et qu'il peut être utilisé pour des temps d'infiltration très importants. Par ailleurs, on constate que les simulations reproduisent d'une manière satisfaisante les mesures expérimentales.

### 3.2. Analyse de l'azote nitrique N–NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dans les eaux de drainage

La quantité d'azote nitrique lessivée en fonction du temps, au niveau des deux colonnes de sol, est illustrée sur la Fig. 3 (résultats observés). La production de lixiviat est directement reliée aux épisodes d'irrigation. Ces résultats montrent que, durant les quatre premiers jours, la quantité d'azote nitrique drainée provient surtout de

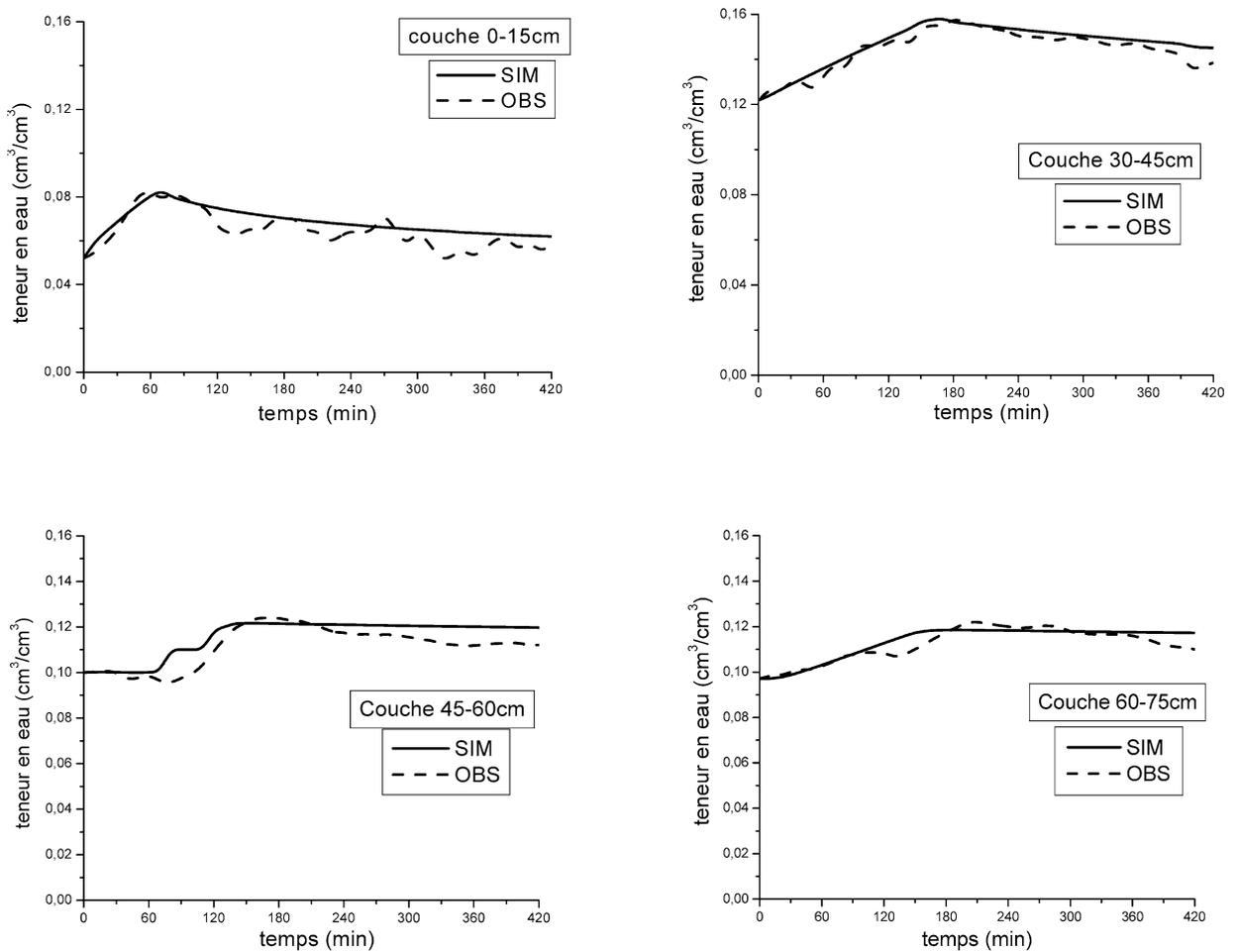


Fig. 2. Teneurs volumiques en eau, mesurées et calculées dans les différents niveaux du profil du sol.

Fig. 2. Measured and calculated volumetric water content at different soil profile depths.

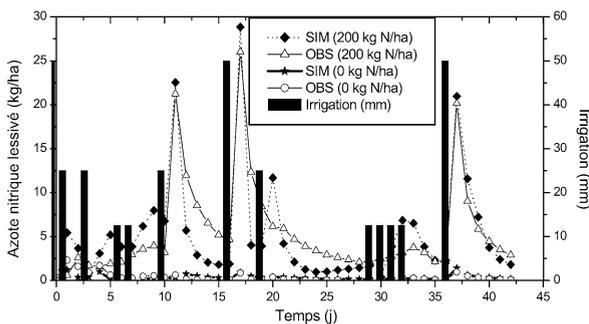


Fig. 3. Quantités d'azote nitrique lessivée et calculée à l'aide du modèle pour les deux colonnes.

Fig. 3. Leached quantities of nitric nitrogen measured and calculated by the model for both columns.

la matière organique que contient le sol et non pas des engrais azotés apportés au sol sous forme minérale. En effet, le temps nécessaire à l'engrais azoté pour arriver

à la base de la colonne est directement lié à la très lente dissolution de l'engrais appliqué au sol.

Par ailleurs, les tests effectués sur la première colonne montrent que l'effet de la quantité d'eau sur le transport de l'azote nitrique en profondeur se traduit par une perte appréciable des nitrates au niveau des couches supérieures et leur accumulation dans les couches profondes pour se retrouver finalement dans les eaux de drainage, avec un cumul de 4044 mg (soit 191 kg N/ha) pour un taux d'épandage de 200 kg N/ha (correspondant à 4240 mg d'azote nitrique épandu). Ce phénomène de lixiviation a été décrit, entre autres, par Poss et Saragoni [9]. De plus, les tests effectués sur la deuxième colonne (apport de 0 kg N/ha) indiquent qu'une quantité de 320 mg de  $N-NO_3$ , équivalant à 15 kg/ha, est retrouvée dans les eaux de drainage. Ce résultat montre bien que la quantité d'azote nitrique drainée pour cette

Tableau 4

Valeurs finales des quantités résiduelles de l'azote nitrique observé stocké dans le sol

Table 4

Final values of observed nitric nitrogen stored in the soil

Profondeur (cm)	0–15	15–30	30–45	45–60	60–75	Total (kg/ha)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> observé (mg kg <sup>-1</sup> )	0,62	0,81	1,95	2,26	2,3	18,04

colonne est due uniquement à la minéralisation de la matière organique contenue dans le sol.

Enfin, en tenant compte de la quantité d'azote libérée par minéralisation obtenue pour la deuxième colonne (sans apport d'engrais) et supposée égale à celle libérée par la première colonne, on peut calculer par différence la quantité d'azote lixiviée provenant directement de l'engrais appliqué au niveau de cette première colonne, qui est de 176 kg/ha. De ce fait, on peut affirmer, à partir des résultats obtenus, qu'une quantité résiduelle d'azote nitrique équivalant à 24 kg N/ha reste stockée dans l'humidité résiduelle du sol. Ceci est montré par les résultats d'analyse, à la fin de l'essai, de l'azote nitrique contenu dans les différentes couches du sol de la première colonne (Tableau 4), où l'on retrouve une quantité résiduelle d'azote nitrique, de l'ordre de 8 mg/kg, équivalant à 18 kg/ha, dans le profil du sol 0–75 cm. À cette quantité devrait s'ajouter la quantité de l'azote nitrique qui reste stockée dans la couche 75–90 cm et qui n'a pas été analysée.

Il ressort de cette étude que les aquifères de sol sableux à faible teneur en argile et en matière organique, tel que celui de la région de M'nasra au Maroc, sont particulièrement sensibles à la contamination par l'azote nitrique. Toute sur-fertilisation se retrouvera rapidement lessivée vers la nappe phréatique à la suite de périodes d'irrigation ou de pluie. Ces sols retiennent très peu l'azote, qui pourrait être subséquemment utilisé par les plantes.

### 3.3. Simulation de la lixiviation de l'azote nitrique

La Fig. 3 représente les variations temporelles, simulées et observées, des quantités d'azote nitrique lessivé (kg N/ha) à la base des deux colonnes de sol utilisées. Pour la première colonne (apport de 200 kg N/ha), on constate l'apparition des pics des concentrations d'azote nitrique lessivé pendant les périodes d'irrigation. Ceci est expliqué par l'évolution de l'ion (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) qui se comporte comme un traceur et peut donc facilement être entraîné par l'eau dans ce type de sol. Par ailleurs, les mesures expérimentales et les simulations du modèle

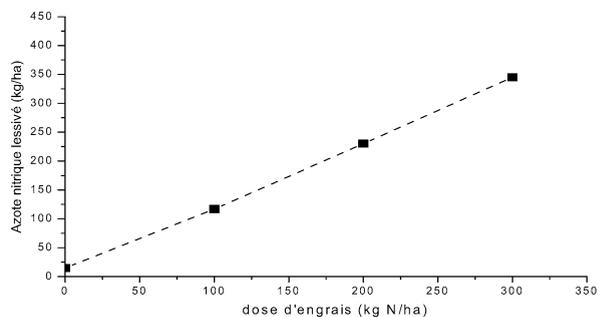


Fig. 4. Variation de l'azote nitrique lessivé en fonction de la dose d'engrais azoté.

Fig. 4. Leached nitric nitrogen variation as a function of the amount of nitrate fertilizer applied.

sont très proches. En effet, la dynamique de lessivage du nitrate simulée est satisfaisante. Durant la période de simulation, la quantité calculée d'azote nitrique drainée a été de 233 kg/ha, et dépasse un peu celle mesurée pour le sol sableux, qui est de 191 kg/ha, soit une sur-estimation de 20%. Par ailleurs, on constate que, pour la deuxième colonne (0 kg N/ha), le modèle numérique (Fig. 3) reproduit d'une manière satisfaisante les faibles quantités d'azote nitrique lessivé observées par l'expérience.

Les écarts observés peuvent être dus aux erreurs de mesure et d'analyse chimique, à la différence entre la quantité de la matière organique réellement existante dans le sol étudié et celle prise en compte par le modèle, ou bien à l'influence d'autres phénomènes physiques mal connus, qu'il faudrait probablement introduire dans la modélisation.

### 4. Application du modèle : effet de la quantité d'azote appliquée

La Fig. 4 montre les résultats des simulations pour quatre doses d'azote (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) de 0 à 300 kg N/ha. Cette figure montre la quasi-linéarité entre le taux d'épandage d'azote et la lixiviation de l'azote nitrique au niveau des sols sableux. Par ailleurs, on remarque que la lixiviation nitrique est importante quand la dose d'azote est élevée et que les quantités d'azote épandues à la surface du sol ne se retrouvent totalement dans les eaux de drainage. Ceci est évidemment lié à la nature sableuse du sol et à la fréquence d'irrigation durant la période de l'essai. En général, les agriculteurs de la zone de M'nasra ont tendance à exagérer les apports d'azote (Tableau 2) pendant les périodes d'épandage (enquête faite par la SCET-Maroc [11] auprès des agriculteurs de la zone de M'nasra). La nature sableuse des sols de M'nasra (similaire à celle du sol des colonnes étu-

diées) font que les excès d'azote vont être disponibles pour un entraînement vers les couches plus profondes des sols et éventuellement s'accumuler dans les nappes superficielles de la zone. Saadi et Maslouhi [10] ont montré que, lorsque la dose d'engrais est au moins de 120 kg N/ha, la concentration annuelle en nitrates  $\text{NO}_3^-$ , qui peut être observée dans l'eau de la nappe de la zone de M'nasra, est toujours supérieure à 50 mg/l (11 mg/l  $\text{N-NO}_3^-$ ).

## 5. Conclusion

L'étude expérimentale a montré que l'accumulation de quantités importantes d'azote nitrique dans les eaux de drainage est reliée, d'une part, à la nature du sol (sablonneux) et, d'autre part, à l'effet d'irrigations successives. Ceci montre que les aquifères de sol sablonneux à faible teneur en argile et en matière organique, tel que celui de la région de M'nasra (Maroc), sont particulièrement sensibles à la contamination par l'azote nitrique. D'où la nécessité de contrôler les pratiques d'irrigation et l'augmentation de la teneur en matière organique des sols, tout en réduisant l'apport d'engrais minéral aux sols sablonneux.

Par ailleurs, le modèle numérique utilisé a permis de simuler la dynamique de l'azote nitrique dans les deux colonnes de sol étudiées. Il a, en effet, pu reproduire d'une manière satisfaisante les quantités d'azote nitrique lessivées à la sortie de la colonne, avec cependant une légère surestimation. De plus, pour les conditions d'expérimentation, le modèle montre une quasi-linéarité entre le taux d'épandage d'engrais et la lixiviation de l'azote nitrique au niveau des sols sablonneux, et a mis en évidence le fait que toute fertilisation excessive se retrouvera rapidement lessivée vers la nappe phréatique à la suite d'un épisode d'irrigation ou de pluie.

## Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier le projet PROTARS III n° D45/06 pour l'aide fournie lors de la réalisation de la présente étude.

## Références

- [1] S.D. Bhabani, G.J. Kluitenberg, G.M. Pierzynsik, Temperature dependence of nitrogen mineralization rate constant: a theoretical approach, *Soil Sci.* 159 (1995) 294–300.
- [2] R.H. Brooks, A.T. Corey, Hydraulic Properties of porous media, Hydrology paper 3, Colorado State University, Fort Collins, 1964.
- [3] E.B. Diaw, F. Lehmann, P. Ackerer, Modélisation du transport d'un soluté réactif en milieux poreux non saturés, *C. R. Geoscience* 333 (2001) 129–132.
- [4] P. Fraser, C. Chilvers, Health aspects of nitrate in drinking water, *Sci. Total Environ.* 18 (1981) 103–116.
- [5] S. Hénin, M. Dupuis, Essais de bilan de la matière organique du sol, *Ann. Agron.* 15 (1945) 17–29.
- [6] N. Laftouhi, M. Vanclooster, M. Jalal, O. Witam, M. Aboufirassi, M. Bahir, É. Persoons, Groundwater nitrate pollution in the Essaouira Bassin (Morocco), *C. R. Geoscience* 335 (2003) 307–317.
- [7] D. Michot, A. Dorigny, Y. Benderitter, Mise en évidence par résistivité électrique des écoulements préférentiels et de l'assèchement par le maïs d'un CALCISOL de Beauce irrigué, *C. R. Geoscience* 332 (2001) 29–36.
- [8] C. Misra, D.R. Nielsen, J.W. Biggar, Nitrogen transformation in soil during leaching. II. Steady state nitrification and nitrate reduction, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38 (1974) 294–299.
- [9] R. Poss, H. Saragoni, Leaching of nitrate, calcium and magnesium under maize cultivation on oxisol in Togo, *Fert. Res.* 33 (1992) 123–133.
- [10] Z. Saadi, A. Maslouhi, Modeling nitrogen dynamics in the unsaturated soils for evaluating the nitrate contamination of the M'nasra groundwater, *Adv. Environ. Res.* 7 (4) (2003) 803–823.
- [11] SCET-MAROC. Projet de protection de l'environnement du bassin de Sebou (PPBS) : Étude pour un programme visant à minimiser et à contrôler l'impact des engrais et des pesticides sur l'environnement du bassin de Sebou. Sous-mission 2.1, secrétariat d'État chargé de l'Environnement, 1999.
- [12] K. Tamoh, A. Maslouhi, Mesures in situ par infiltrométrie des propriétés hydrodynamiques des sols de M'nasra, *C. R. Geoscience* 336 (2004) 535–545.
- [13] M. Vanclooster, P. Viaene, J. Diels, K. Christiaens, WAVE, Water and Agrochemicals in the soil and Vadose Environment. Release 3.0. Reference and user's manual, Institute for Land and Water Management, K.U. Leuven, Belgique, 1994.
- [14] M.T. Van Genuchten, A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44 (2003) 892–898.
- [15] M. Vauclin, Revue État de l'art : Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol, *Rev. Sci. Eau* 7 (1994) 201–212.
- [16] A. Younes, Modélisation du transport réactif en milieux poreux non saturés avec une méthode ELLAM en maillage variable, *C. R. Geoscience* 336 (2004) 547–552.
- [17] M. Zéraoui, Pollution par les nitrates. Premiers résultats de la situation actuelle dans la nappe des M'nasra, ORMVAG, département de développement agricole, bureau Agropédologie, 1993.