Modélisation du transfert des nitrates dans un système hydrologique

Qing Zhi GENG (*)

Introduction

La pollution des eaux souterraines par les nitrates (NO_3^-) est un cas type de la pollution diffuse d'origine agricole qui attire de plus en plus l'attention du public. On constate en effet, depuis les années 1960 et au moins dans les pays industrialisés, une tendance générale d'augmentation de la teneur en nitrates dans l'eau (1 à 3 mg/l/an dans le cas de la France) et cette teneur dépasse déjà la norme de 50 mg N/l pour un pourcentage non négligeable de la ressource en eau potable.

Pour évaluer l'efficacité des mesures prises contre cette pollution, il faut comprendre les différents mécanismes mis en jeu pendant le transfert des nitrates et en donner une description quantitative. La quantification est d'autant plus nécessaire que ces mesures doivent consister à *optimiser* l'utilisation des engrais qui sont à la fois des polluants et des nutriments.

Il existe déjà des études sur la modélisation du cycle de l'azote et du lessivage des nitrates dans le sol (TANJI et GUPTA, 1978 ; FRISSEL *et al.*, 1981 ; NIELSEN *et al.*, 1982 ; TANJI, 1982 ; WILLIGEN et NETTESON, 1985). La plupart des modèles sont construits sur des concepts

relativement rigoureux dégagés des résultats expérimentaux et utilisent ainsi des approches phénoménologiques qui font intervenir un grand nombre de paramètres dans les équations aux dérivées partielles dont la solution porte souvent sur un profil vertical de la concentration en nitrates dans l'eau du sol racinaire. Si ces modèles donnent souvent de bons résultats dans des applications à l'échelle du champ ou d'une parcelle de sol, aucun parmi eux a été appliqué à l'échelle régionale, l'échelle sur laquelle se manifeste la pollution diffuse et sur laquelle nous devons donc travailler. En effet, ces modèles ne semblent pas applicables à une telle échelle du fait qu'à cette échelle, on ne dispose pas assez de données pour les valider et identifier les paramètres. De plus, la mise en œuvre du modèle deviendra trop lourde et la simulation trop coûteuse à cause de la consommation en temps de calcul.

(*) Centre d'informatique géologique, Ecole des Mines de Paris, 35 rue Saint-Honoré, 77305 Fontainebleau. Présentement à l'Institut Français du Pétrole, 1 et 4 avenue de Bois Préau, 92506 Rueil-Malmaison Cedex.

Modeling nitrate transfers in hydrological systems

This paper presents a methodology for modeling the transfer, and particularly the leaching of nitrates in a hydrological system such as regional basin. A model of production and leaching of nitrates, called MORELN, was built in order to calculate the nitrates flux percolating from soil into groundwater. It uses the « Coupled Model », which simulates integrally the surface and groundwater flows, as the water transfer model. A third model, NEWSAM was employed for modeling the nitrates migration in the aquifer system. The jointed use of these three models gives a global description of the nitrates transfer taking into account both the nitrates production in soils and their displacement in aquifers. Three examples of application allowed us to test this methodology, and especially the MORELN model, on three different scales : in a lysimeter of several m^2 , in a small experimental basin of several km^2 and finally in a regional hydrological system of several hundreds km^2 .

Il existe également des travaux sur la modélisation du transfert des nitrates à l'échelle du bassin versant régional (PRAT, 1982 ; THIERY et SÉGUIN, 1985). Les modèles existants sont des modèles globaux sans discrétisation spatiale et utilisent des approches très simplistes pour la modélisation de la migration des nitrates dans le système aquifère. En ce qui concerne la modélisation du lessivage des nitrates dans le sol, les approches utilisées dans ces modèles sont, à notre sens, tantôt trop compliquées (PRAT, 1982) comme nous venons de l'expliquer, tantôt trop simplistes (THIERY et SÉGUIN, 1985).

Notre approche est en grande partie inspirée des travaux cités plus haut, mais nous essayons de trouver une meilleure combinaison entre le modèle du cycle de l'azote et celui du cycle de l'eau et un meilleur compromis entre la fidélité dans la représentation des phénomènes naturels et la possibilité d'application du modèle. Plus concrètement, pour le lessivage des nitrates, nous avons adopté une approche semi-phénoménologique qui consiste à représenter le sol racinaire comme une « boîte grise », au lieu de le discrétiser verticalement, dans laquelle se passent les processus du cycle de l'azote. En effet, la dimension verticale de cette zone est en général négligeable par rapport à celle de l'ensemble d'un système hydrologique. Nous nous contentons d'approcher l'« état moyen » de cette boîte et nous nous intéressons surtout au flux de nitrates à sa sortie. Par contre, nous considérons que l'hétérogénéité latérale devient importante sur une échelle régionale et nous discrétisons donc horizontalement le domaine en mailles. D'autre part, nous avons pris des approches phénoménologiques pour les écoulements de l'eau et la migration des nitrates au sein du système aquifère car ce dernier constitue la cible de notre étude.

1. Schéma du transfert des nitrates dans un système hydrologique régional.

1. Principe de la modélisation

1.1. Organigramme de la modélisation

La figure 1 schématise les différents processus intervenant au cours du transfert des NO_3^- dans un système hydrologique. Nous les résumons en trois catégories :

- bilan hydrique et écoulements de l'eau qui constituent le vecteur du transfert ;
- cycle et bilan de l'azote ainsi que la production et le lessivage des NO_3^- dans le sol, processus déterminant la quantité des NO_3^- qui sera transportée par l'eau ;
- migration des NO_3^- dans le système aquifère, avec éventuellement des interactions surface-souterrain. Elle détermine la répartition des NO_3^- dans les nappes souterraines.

Basés sur ce schéma, nous avons établi un organigramme général de notre modélisation présenté dans la figure 2.

La modélisation des écoulements de l'eau dans un système hydrologique et celle de la migration d'un soluté dans le système aquifère ont déjà fait l'objet de nombreuses études. Nous avons adopté respectivement le « modèle couplé » et le modèle NEWSAM pour réaliser ces deux tâches, tandis que le modèle de lessivage des NO_3^- , baptisé « MORELN », a été élaboré dans le cadre de ce travail.

Le modèle couplé a été mis au point pour simuler conjointement les écoulements superficiels et souterrains dans un système hydrologique du type bassin versant à l'échelle régionale. Il s'agit d'un modèle numérique (différences finies) à discrétisation spatiale avec des mailles carrées emboîtées de tailles variables (LEDOUX, 1980). L'application de ce modèle à de nombreux sites a déjà donné de très bons résultats.

Le choix de ce modèle pour simuler le transfert de l'eau dans la modélisation d'une pollution diffuse est d'autant plus justifié par deux faits. Premièrement, ce modèle dispose d'un module de production de l'eau dans le sol, ce qui est indispensable pour modéliser le cycle de l'azote et le lessivage des NO_3^- dans le sol. Deuxièmement, une pollution diffuse se manifeste la plupart du temps à l'échelle régionale, ainsi, sa modélisation nécessite la prise en compte de divers phénomènes liés à cette échelle tels que l'hétérogénéité du système hydrologique et les interactions éventuelles surface-souterrain à travers les cours d'eau, ce qui est tout à fait faisable avec le modèle couplé.

Le modèle NEWSAM est un modèle simulant le transfert de l'eau et d'un soluté chimique conservatif dans un système aquifère multicouche à l'échelle régionale (LEDOUX et TILLIE, 1987). Les techniques de maillage et les méthodes numériques sont identiques à celles utilisées dans le modèle couplé. Les résultats antérieurs d'applications de ce modèle sont tout aussi satisfaisants.

Dans ce modèle, la migration du soluté est approchée par l'équation de convection, au lieu de l'équation de dispersion. Deux raisons nous ont conduit à adopter cette approche. Tout d'abord, les études montrent que la valeur du coefficient de dispersion augmente avec la

2. Organigramme général de la modélisation.

distance de parcours et qu'il n'existe pas, en général, de données pour évaluer ce coefficient à l'échelle régionale. En second lieu, par rapport au cas de la pollution locale, la dispersion joue un rôle moins important dans le cas de la pollution diffuse où il n'existe pas de fronts de polluants, ni de forts gradients de concentration et où l'étalement de la concentration dans l'espace est essentiellement dû à la distribution spatiale des apports en surface.

D'autre part, nous supposons que les NO_3^- sont conservatifs pendant le transfert dans la nappe, ce qui est assez vrai excepté le cas où il y a une chute importante de la teneur en oxygène dans la nappe qui provoquerait une dénitrification (GILLHAM et CHERRY, 1978).

1.2. Modèle MORELN

Sous 4 principales hypothèses simplificatrices (GENG, 1988), le schéma du cycle de l'azote dans le sol retenu pour notre modélisation est présenté dans la figure 3.

1) Adsorption-désorption d'ammonium

Nous adoptons une approche d'équilibre réversible et instantané entre NH_4^+ libre et adsorbé (CHO, 1971 ; SELIM et ISKANDAR, 1981 ; TILLOTSON et WAGENET, 1982 ; MARIOTTI, 1982), écrite ici en terme de kg N/ha :

$$(\text{NH}_{4s}^+) = K_d^* (\text{NH}_{4l}^+) \quad (1.1)$$

(NH_{4s}^+) : NH_4^+ adsorbé (kg N/ha)

(NH_{4l}^+) : NH_4^+ libre (kg N/ha)

K_d : un coefficient d'équilibre de Freundlich (adimensionnel).

3. Schéma du cycle de l'azote dans le sol du modèle MORELN.

Cette équation peut se transformer en :

$$(\text{NH}_4^+) = (\text{NH}_4^+)/ (1 + K_d) \quad (\text{I.2})$$

où $(\text{NH}_4^+) = (\text{NH}_4^+) + (\text{NH}_4^+)$ est la teneur totale en NH_4^+ dans le sol.

2) Prélèvement des NO_3^- par les cultures

L'approche qui semble le mieux adaptée à ce problème est celle de Michaëlis-Menten, exprimée ici par :

$$f(t) = f_p(t) * (\text{NO}_3^-) / (K_{ab} + (\text{NO}_3^-)) = B * f_{pr}(t/t_m) * (\text{NO}_3^-) / (K_{ab} + (\text{NO}_3^-)) \quad (\text{I.3})$$

t_m : durée de vie d'une culture (en jour).

t : temps compté à partir de la date du semis (en jour), $t < t_m$.

(NO_3^-) : teneur en NO_3^- dans le sol racinaire (kg N/ha).

K_{ab} : un coefficient d'absorption de Michaëlis-Menten (kg N/ha).

$f(t)$: flux de prélèvement qui varie dans le temps (kg N/ha/j).

$f_p(t)$: flux potentiel de prélèvement (kg N/ha/j) quand la teneur en NO_3^- n'est pas un facteur limitant, $f(t) \rightarrow f_p(t)$ quand $(\text{NO}_3^-) \rightarrow +\infty$.

B : consommation potentielle totale de NO_3^- par la culture (kg N/ha), $B = \int_0^{t_m} f_p(t) dt$.

$f_{pr}(t/t_m)$: fonction réduite décrivant le flux potentiel de prélèvement (1/j), $f_{pr}(t/t_m) = f_p(t)/B$ et $\int_0^{t_m} f_{pr}(t/t_m) dt = 1$; cette fonction calcule en fait le flux de prélèvement potentiel, en terme de pourcentage de la consommation potentielle totale, en fonction du stade végétatif exprimé par t/t_m .

L'intérêt de remplacer $f_p(t)$ par $B * f_{pr}(t/t_m)$ réside dans le fait que nous pouvons raisonnablement supposer que $f_{pr}(t/t_m)$ ne dépend que de l'espèce de culture, et non des conditions pédo-climatiques comme le fait $f_p(t)$ et que B , qui dépend, elle, des conditions pédo-climatiques, est plus facile à évaluer. Cependant, nous ne disposons que d'une seule fonction $f_{pr}(t/t_m)$, proposée par WATTS et HANKS (1978) pour le maïs. Nous l'utiliserons alors pour toutes les cultures que nous aurons à traiter dans nos études.

3) Autres transformations biochimiques internes

Pour les autres transformations biochimiques internes prises en compte par le modèle (la minéralisation, la nitrification et les réorganisations), nous prenons, comme la plupart des auteurs (CHO, 1971; MISRA *et al.*, 1974; MEHRAN et TANJI, 1974; WATTS et HANKS, 1978; SELIM et ISKANDAR, 1981; PRAT, 1982; TILLOTSON et WAGENET, 1982; MARIOTTI, 1982), une cinétique de réaction du premier ordre :

$$dm/dt = -k * m \quad (\text{I.4})$$

m : teneur en un élément azoté dans le sol (kg N/ha).

k : coefficient de vitesse de réaction pour une cinétique du premier ordre.

4) Correction des coefficients de cinétique

Les valeurs effectives des k dans l'équation (I.4) varient avec la température et l'humidité du sol. Fondés sur les résultats d'expérimentations de STANFORD *et al.* (1973, 1974), nous proposons la formulation suivante :

$$k = k_0 * Q_0^{[T-35]} * \min(\theta/CC, CC/\theta) \quad (\text{I.5})$$

k_0 : valeur de k sous condition de température-humidité optimale.

θ : humidité du sol.

CC : humidité à la capacité du champ, considérée comme optimale.

T : température du sol ($^{\circ}\text{C}$).

Q_0 : coefficient de correction en fonction de la température; nous prenons $Q_0 = 1,071$ ($Q_0^{10} = 2$) pour la minéralisation et la nitrification (STANFORD *et al.*, 1973) et $Q_0 = 1,05$ pour les réorganisations (PRAT, 1981).

La température du sol est introduite dans le modèle comme donnée d'entrée et l'humidité du sol est calculée par le modèle lui-même avec la réserve en eau du sol fournie par la fonction production de l'eau du modèle couplé :

$$\theta = R * d_w / (H * d_s) \quad (\text{I.6})$$

R : réserve en eau du sol (mm).

H : épaisseur du sol de la zone racinaire.

d_w et d_s : densité de l'eau et densité apparente du sol sec respectivement.

5) Entrée en azote et lessivage des NO_3^-

L'entrée en NO_3^- dans le sol est égale à l'apport total moins la partie ruisselée :

$$\text{ENIT} = \text{ANIT} * (1 - QR/P) \quad (\text{I.7})$$

ANIT et ENIT : apport total et entrée effective en NO_3^- dans le sol (kg N/ha/j).

P et QR : précipitation et ruissellement (mm/j) provenant du modèle couplé.

L'entrée en azote organique (EORG) et ammoniacal (EAMM) est supposée égale à l'apport total (AORG et AAMM) du fait que ces derniers sont très peu lessivables par le ruissellement.

En ce qui concerne le lessivage proprement dit des NO_3^- , nous supposons un mécanisme de « mélange parfait » :

$$F = (Q/R) * (\text{NO}_3^-) \quad (\text{I.8})$$

Q : flux d'eau traversant le réservoir (mm/j).

F : flux de nitrates lessivés (kg N/ha/j).

6) Mise en équation du modèle MORELN

La mise en équation du modèle consiste à écrire le bilan pour chaque compartiment (fig. 3). Compte tenu des discussions (1)-(5), après arrangements des termes, nous obtenons le système d'équations suivant :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{d(\text{NO}_3^-)}{dt} = (1 - QR/P) \cdot \text{ANIT} - \frac{Q}{R} (\text{NO}_3^-) + k'_{ni}(\text{NH}_4^+) - k'_m(\text{NO}_3^-) - B \frac{(\text{NO}_3^-)}{(\text{NO}_3^-) + K_{ab}} \cdot f_{pr}(t/t_m) \\ \frac{d(\text{NH}_4^+)}{dt} = \text{AAMM} + k_{am}(N - \text{org}) - k'_{ni}(\text{NH}_4^+) - k'_{ra}(\text{NH}_4^+) \\ \frac{d(N - \text{org})}{dt} = \text{AORG} + k_m(\text{NO}_3^-) + k'_{ra}(\text{NH}_4^+) - k_{am}(N - \text{org}) \end{array} \right. \quad (I.9) \sim (I.11)$$

avec $k'_{ni} = k_{ni}/(1 + K_d)$; $k'_{ra} = k_{ra}/(1 + K_d)$.

Nous appelons k'_{ni} et k'_{ra} respectivement coefficients fictifs de vitesse de la nitrification et de la réorganisation à partir de NH_4^+ . En substituant k_{ni} et k_{ra} par k'_{ni} et k'_{ra} , on regroupe les deux formes de NH_4^+ en une seule et ainsi le coefficient K_d disparaît.

Une fois résolu ce système d'équations, nous pouvons calculer d'après la relation (I.8) le flux de NO_3^- percolant vers les nappes.

7) La discrétisation spatiale dans le modèle MORELN

Nous adopterons tout naturellement le même maillage que celui du modèle couplé. Ensuite, il convient de

diviser le domaine d'étude en différentes zones dont chacune est homogène vis-à-vis : (1) des entrées en azote par épandage d'engrais, (2) des exportations de l'azote par les cultures et (3) des propriétés biochimiques du sol en vue de l'établissement des fonctions production des NO_3^- . Les deux premières zonations sont très étroitement liées, voire identiques, et pourraient être réalisées grâce aux *cartes de cultures*. Mais ces dernières sont rarement disponibles dans la pratique comme nous le verrons plus tard et nous serons presque toujours obligés d'y parvenir par d'autres moyens. Tandis que la troisième zonation peut être empruntée à celle des fonctions production de l'eau dans le modèle couplé grâce au lien entre les propriétés physiques et biochimiques du sol.

4. Drainage observé et calculé de la case n°11 de l'INRA de Versailles.

2. Résultats d'applications

La méthodologie présentée ci-dessus a été appliquée à trois sites correspondant à 3 échelles très différentes : la case lysimétrique n° 11 de l'INRA de Versailles ; le petit bassin versant expérimental de la Noë-Sèche dans les Côtes d'Armor et la plaine de Valence dans la Drôme.

2.1. La case lysimétrique N° 11 de l'INRA de Versailles

L'application du modèle à ce site constitue un premier test, sur une parcelle de sol à l'échelle métrique, du module de production des nitrates qui est le noyau du modèle MORELN. Cette case est un parallélépipède d'une surface de 2 m² sur une profondeur de 1,5 m. Elle est remplie de terre limono-argileuse, homogène sur toute la profondeur. Sur cette case est pratiquée une rotation de culture blé-maïs. La case fonctionne en drainage libre.

La modélisation porte sur la période sept. 1973-août 1983. Elle consiste à simuler le drainage de l'eau et le lessivage des NO₃⁻ à la sortie de la case ainsi que la consommation des NO₃⁻ par les cultures. Après quelques traitements complémentaires des données (GENG, 1988), la simulation a pu être menée avec un pas de temps journalier, la case étant considérée comme une cellule homogène à tout point de vue.

La figure 4 montre la comparaison entre le drainage observé et celui calculé, exprimé en hauteur d'eau drainée (mm) par mois. Dans l'ensemble, nous pouvons voir que le modèle simule bien l'observation sauf pour la période juil.-sept. 1980 où le modèle n'arrive pas à reproduire le pic de drainage. Nous pensons que ceci est dû à une « perméabilisation » du sol par le labourage et le semis du maïs qui ont eu lieu en avril alors que des pluies importantes sont tombées en été cette année-là. En effet, à l'échelle de case lysimétrique, l'état du sol subit facilement, au cours de l'année, des perturbations comme le labourage qui le rend plus perméable. Or, les valeurs des paramètres du modèle ont été calées sur la période principale du drainage (hiver-printemps) et fixées durant toute l'année. Cette constatation est en fait valable pour toutes les années à maïs car la courbe calculée est systématiquement en dessous de la courbe observée pour la période de la fin du printemps jusqu'au début de l'été. Simplement l'écart est accentué lorsque les pluies qui suivent le semis sont importantes mais diminué, voire tend à disparaître si celles-ci sont faibles. Pour les années à blé, le semis a lieu avant que la période de drainage commence et l'état du sol reste relativement stable pendant toute l'année, par conséquent, cette anomalie n'existe pas.

La figure 5 illustre le résultat de la simulation du lessivage des NO₃⁻. La concentration en NO₃⁻ dans l'eau étant relativement constante, comme cela a été observé

5. Lessivage observé et calculé de la case n°11 de l'INRA de Versailles.

Tableau I
Consommations en azote par les cultures
sur la case N° 11 de l'INRA de Versailles

années agricoles	culture	consommation mesurée(kg N/ha)	consommation calculée(kg N/ha)
08/05/74-30/10/74	Maïs	157.1	124.6
05/12/74-29/07/75	Blé	158.6	163.8
23/04/76-16/09/76	Maïs	107.3	128.9
26/10/76-16/08/77	Blé	214.7	147.9
12/05/78-31/10/78	Maïs	243.2	186.4
22/11/78-14/08/79	Blé	129.7	133.6
29/04/80-20/10/80	Maïs	209.2	157.4
29/10/80-12/08/81	Blé	136.3	152.1
21/04/82-18/10/82	Maïs	201.1	202.6
23/11/82-03/08/83	Blé	138.8	155.7

sur beaucoup de sites, le lessivage des NO_3^- est fortement influencé par le drainage de l'eau. Ainsi, l'allure de la courbe de lessivage, observée et calculée, suit sensiblement celle de drainage et pratiquement les mêmes commentaires peuvent être faits ici que pour la simulation du drainage.

Cependant, pour la période 1976-78, les deux années qui suivent la grande sécheresse de 1976, le lessivage calculé est incomparablement inférieur au lessivage observé. En fait, il a été démontré en laboratoire que le pré-séchage d'un sol peut détruire une quantité importante de la masse microbienne et donc augmente la quantité de la matière organique fraîche facilement minéralisable, et que cela provoque ensuite, une fois le sol redevenu humidifié, une minéralisation accélérée (MARIOTTI, 1982). Nous pensons que ce phénomène, appelé « flush effect », a pu se produire dans la case lysimétrique suite à la sécheresse exceptionnelle de 1976, ce qui a provoqué un lessivage de NO_3^- anormalement important pendant les deux années qui suivent. Ceci veut dire que la composition de l'azote organique du sol a été radicalement modifiée par la sécheresse et que la « cinétique moyenne » (k_0) de minéralisation pour notre approche de l'azote organique homogène (un seul compartiment) devrait être ré-initialisée, alors qu'elle était fixée et calée pour toute la période.

La consommation des NO_3^- par les cultures est en général bien simulée (tabl. I, sauf pour les deux années citées plus haut et l'année 1980 où les consommations calculées par le modèle sont inférieures à celles estimées sur le terrain. Pour les années 1976-78, nous pensons que la sous-estimation de la consommation par le modèle provient de la sous-estimation de la minéralisation. Cependant, pour l'année 1980, nous ne sommes pas capables d'en donner une explication.

2.2. Le petit bassin versant expérimental de la Noë-Sèche

Il s'agit d'un bassin versant de 576 ha, situé à 20 km au sud de la ville de Saint-Brieuc. Formé de sol sable-limoneux sur une roche de base granitique, ce bassin ne dispose pas de nappe souterraine importante. Ainsi, l'écoulement hypodermique à travers la zone non saturée et le drainage par la rivière Noë-Sèche constituent les vecteurs principaux du transfert des nitrates.

Sur ce bassin sont pratiqués une agriculture et un élevage intensifs. En dépit de nombreuses données dont nous disposons, il existe d'importantes incertitudes et imprécisions dans les données agricoles pour établir le bilan de l'azote, à savoir que le bilan établi à partir du calendrier d'épandage et de pâturage, compte tenu de diverses « pertes » est nettement déficitaire alors que celui évalué directement sur terrain est légèrement excédentaire. Le deuxième bilan étant plus logique vue la situation, nous pensons qu'il a manqué des enregistrements dans le calendrier d'épandage que nous sommes obligés d'utiliser pour notre simulation.

En ce qui concerne la mise en œuvre du modèle, nous avons considéré le bassin comme une grande case lysimétrique du fait qu'il n'y a pas de nappe importante sur ce site et que le processus dominant dans le transfert des NO_3^- est la production et non le déplacement. Ainsi, le modèle de base utilisé ici est aussi le module de production des NO_3^- du modèle MORELN. Cependant, quelques retouches ont dû être effectuées pour tenir compte de la présence simultanée des différentes cultures, du transfert en surface par le ruissellement et de la nappe souterraine bien qu'elle ne soit pas très développée. Notons que la simulation porte sur la période mars 1983-février 1984, pendant laquelle a été réalisée une campagne de mesures de débit et de concentration en NO_3^- à l'exutoire de la Noë-Sèche.

6. Débits d'eau à l'exutoire de la Noë-Sèche.

7. Flux de nitrates à l'exutoire de la Noë-Sèche.

Tableau II
Consommations en azote par les cultures
sur la Noë-Sèche

Cultures		Périodes de croissance	Superficie cultivée (ha)	Consommations réelles (kg.N/ha)	Consommations potentielles estimées (kg/ha)	K _{ab} retenus par le calage (kg/ha)	Consommations calculées (kg.N/ha)
Cultures d'hiver	Blé	15.11-20.08	26,3	164	205	3,30	159
	Orge d'hiver	20.10-10.08	39,5	107	138		109
	Avoine d'hiver	20.10-10.08	7,5	120	150		118
Cultures semées au printemps	Orge de printemps	25.04-20.08	38,5	99	124	1,45	108
	Avoine de printemps	10.03-20.08	1,5	131	164		146
	Pommes de terre	01.04-15.09	2,0	141	176		145
	Chanvre	15.05-15.08	5,5	118	148		128
Cultures semées au début d'été	Maïs	01.06-15.10	74,8	161	201	0,45	172
	Betterave	01.06-10.11	12,8	174	218		186
	Choux	01.06-01.11	49,5	176	220		186
Prairies	Prairie temporaire		224,5	301	376	2,00	299
	Prairie permanente		43,2	215	269		214

Les figures 6 et 7 présentent respectivement les résultats de simulation du débit d'eau et du flux de NO_3^- à l'exutoire. Nous voyons qu'à part la période du mois de mai et de la reprise du drainage, le modèle reproduit relativement bien les observations. Les bilans annuels sont respectivement :

	observé	calculé
écoulement (mm)	618	571
lessivage (kg N/ha)	49	50

De plus, nous constatons ici encore une fois la ressemblance entre la forme de la courbe de débit et celle de la courbe de flux de NO_3^- . En effet, les concentrations observées (non présentées ici) sont d'une relative stabilité avec des fluctuations irrégulières entre 7 et 9 mg N/l.

Le tableau II montre que la consommation des NO_3^- par les cultures est bien simulée. La consommation potentielle de chaque culture a été fixée arbitrairement à 1,2 fois sa consommation réelle mesurée et les valeurs de K_{ab} , calées par groupe de cultures, sont cohérentes avec celles trouvées sur la case lysimétrique.

2.3. Le système hydrologique de la plaine de Valence

Le domaine d'étude est délimité par l'Isère (au nord), la Drôme (au sud), le Rhône (à l'ouest) et le massif du Vercors (à l'est). Il constitue un système hydrologique régional complet avec des cours d'eau (rivières et canaux) en surface et des nappes souterraines assez développées sur une superficie de 751 km². Ainsi nous offre-t-il une possibilité d'appliquer l'ensemble de la méthodologie que nous avons élaborée : modélisation des écoulements de l'eau avec le modèle couplé, du lessivage des NO_3^- avec le modèle MORELN, et de la migration des NO_3^- en aquifère avec le modèle NEWS-AM.

Toutefois, les données agricoles sont encore moins bien connues ici que sur le bassin de la Noë-Sèche et le bilan de l'azote n'a été évalué que très grossièrement avec des hypothèses empiriques. Cette étude reste donc à un niveau de démonstration méthodologique.

2.3.1. Le traitement des données et la mise en œuvre de la modélisation

Les domaines de surface et de souterrain ont été discrétisés de la même façon en 865 mailles, dont la

8. Maillage de la plaine de Valence et représentation du réseau hydrographique.

plupart ont une taille de 1 km et les autres 0,5 km (fig. 8). Nous avons saisi sur ce maillage les données nécessaires pour la modélisation qui porte sur la période 1976-86 :

(1) La définition du réseau hydrographique de surface par l'introduction des 238 « mailles rivières ». Trois rivières principales, à part l'Isère, le Rhône et la Drôme, et un réseau de canaux s'écoulent grosso modo du Nord-Est au Sud-Ouest.

(2) Le classement des sols en 5 catégories pour établir les « zones de fonctions production » de l'eau et des NO_3^- , tandis que les valeurs des paramètres de chacune de ces catégories de fonction production seront déterminées par le calage des modèles.

(3) Les données de température dans le sol, d'évapotranspiration potentielle et de précipitation, ces dernières ont été affectées sur 10 « zones pluviométriques ».

(4) La définition des 5 « unités aquifères » avec l'attribution des valeurs initiales des paramètres hydrodynamiques (la perméabilité, l'épaisseur et la porosité) qui pourront être retouchées lors du calage du modèle. Ces 5 unités aquifères forment une nappe continue et une seule couche a été utilisée pour représenter le domaine souterrain. Notons de plus que l'épaisseur de la nappe a été mal déterminée sur une grande partie du domaine dû à l'absence des données.

(5) La localisation des sites de pompage ainsi que le débit, sa répartition saisonnière et son taux d'augmentation interannuelle. Notons que l'exploitation totale de l'année 1980 était de $44\,653 \times 10^3 \text{ m}^3$ dont 57 % de l'origine souterraine.

(6) Les données d'observations en vue du calage des modèles ; elles sont le débit dans les cours d'eau aux plusieurs stations de jaugeage observé sur des périodes différentes, l'évolution piézométrique dans un puits et une carte piézométrique de la nappe dressée pour le

mois d'août 1965 (il n'y a pas eu de mesures sur la période simulée), et enfin, la variation de la concentration en NO_3^- dans quelques puits et une carte de concentration en NO_3^- de la nappe établie d'après les données d'une campagne d'inventaire réalisée en février 1982 sur 207 points dans la partie centrale du domaine.

(7) La saisie et le traitement des données agricoles en vue de l'établissement du bilan de l'azote. Cette tâche est accomplie en deux étapes, tout d'abord la définition des « zones azotes » (zones considérées comme homogènes du point de vue d'épandage d'engrais et de la consommation en azote par les cultures) et ensuite l'établissement du bilan de l'azote par zone.

Pour la première, du fait que nous ne disposons pas de carte de cultures et que par contre, nous connaissons commune par commune, grâce à un RGA départemental réalisé l'année 1979-80, certaines données agricoles nécessaires pour évaluer le bilan de l'azote (surfaces des différentes cultures et nombres de têtes des différents animaux élevés), nous avons pris chaque commune comme une zone azote ayant des caractéristiques moyennes déterminées par la pondération.

Pour la deuxième, nous devons connaître la dose d'épandage d'engrais minéraux pour chaque culture, les quantités et les compositions chimiques des déjections animales par type, et la consommation en azote par culture. De plus, nous devons connaître aussi, pour chaque culture, les valeurs de B , de K_{ab} et les dates de semis et de récolte pour déterminer la fonction $f_{pr}(t/t_m)$ ainsi que la répartition saisonnière d'épandage d'engrais. Aucune de ces données était disponible et nous avons pris des hypothèses de calcul, soit d'après des données plus ou moins courantes, soit intuitivement (GENG, 1988).

Ainsi, nous arrivons à un bilan agronomique de l'azote (apports moins exportations par les cultures) excédentaire de 54 kg N/ha/an. Mais, comme nous l'avons vu, il ne s'agit que d'un bilan indicatif.

2.3.2. Les résultats des simulations

La simulation consiste à reproduire successivement les débits dans les cours d'eaux aux plusieurs stations de jaugeage, les cartes des niveaux piézométriques et des concentrations en NO_3^- de la nappe ainsi que leurs évolutions. Nous pouvons aussi obtenir des résultats intermédiaires comme les flux d'infiltration d'eau et de lessivage des NO_3^- ainsi que le prélèvement des NO_3^- par les cultures.

La figure 9 illustre le résultat de simulation du débit à la station Laye qui se trouve en aval de la rivière La Véore (maille 535). Le modèle reproduit dans l'ensemble la courbe du débit observé avec parfois des pics plus élevés. Le rapport entre le volume d'eau écoulé calculé et celui observé est de 271 (hm³) sur 227 (hm³) pour la période d'observation (les premiers 70 mois).

Les figures 10 et 11 montrent la carte piézométrique calculée en régime permanent et la courbe piézométrique calculée au puits Martin (maille 370), comparées à celles observées. Rappelons que la carte observée date du mois d'août 1965. Les résultats sont cohérents avec cependant des niveaux calculés légèrement en dessous de ceux observés.

9. Débits d'eau de la Véore à la station Laye.

10. Cartes piézométriques de la nappe de la plaine de Valence.

- a) carte observée (août 1965)
- b) carte calculée (régime permanent 1976-86)

11. Evolution des niveaux piézométriques au puits Martin.

12. Cartographie du flux des nitrates lessivés (g/s/km^2).

Comme résultats intermédiaires, nous montrons ici seulement une carte de flux calculé de NO_3^- lessivés vers la nappe (fig. 12). Le tableau suivant donne la comparaison entre le bilan calculé et celui évalué au préalable, tous moyennés sur tout le domaine et toute la période (en kg N/ha/an).

	évalué	calculé
flux des NO_3^- lessivés	54	41
prélèvement par les cultures	76	66

Les résultats de simulation de la concentration en NO_3^- dans la nappe sont présentés dans les figures 13 et 14. Les mesures *in situ* du mois de février 1982 qui ont été utilisées pour le tracé de la carte de la concentration observée sont caractérisées par une grande disparité spatiale et montrent que les concentrations en deux piézomètres voisins, même distants d'une dizaine de mètres seulement, peuvent se comporter de façon très indépendante. Une analyse par krigeage de ces mesures a aussi montré qu'elles ne sont pas corrélées dans l'espace, au moins à l'échelle des mailles utilisées. Ceci est compréhensible du fait que les entrées en NO_3^- peuvent être très hétérogènes et que la convection, qui est le mécanisme prédominant du déplacement d'un soluté en aquifère n'a que peu tendance à atténuer cette hétérogénéité. D'autre part, le phénomène de stratification verticale de la concentration dans une nappe peut

aussi créer des « fausses fluctuations », aussi bien temporelles que spatiales, si les mesures s'appliquent chaque fois à un niveau différent dans le puits et non sur l'ensemble de la colonne d'eau.

Ainsi la carte calculée ne peut pas reproduire exactement les variations locales car les données régissant la production des NO_3^- dans le modèle ont été moyennées sur l'ensemble de chaque « zone azote » (les communes). Toutefois, le modèle reproduit les grandes tendances de la variation spatiale, à savoir des concentrations basses dans la partie Est, moyennes à l'Ouest et hautes sur la partie centrale avec des bosses au Nord et au Sud. Pour ce qui concerne l'évolution dans le temps, les mesures sont incomplètes et la courbe observée a été tracée avec des mesures discontinues. Par rapport à la concentration mesurée, les variations de la courbe calculée sont moins brusques et plus régulières, voire cycliques avec des pics pendant printemps-été et des creux pendant automne-hiver.

Conclusion

Le problème central dans la modélisation du transfert des nitrates est la détermination de leurs flux lessivés à travers le sol vers la nappe souterraine. La case lysimétrique constitue un outil efficace pour tester le module de production des nitrates. L'application de ce module du modèle MORELN aux données de case lysimétrique nous a montré qu'il peut simuler correctement, en cas normal, le lessivage des nitrates ainsi que le prélèvement par les cultures. Cependant, des événements climatiques exceptionnels comme la grande sécheresse de 1976 peuvent perturber radicalement le cycle de l'azote dans le sol et faire échouer le modèle. Le modèle doit être plus sophistiqué (soit munis de plusieurs compartiments pour l'azote organique avec chacun une cinétique propre, soit conserver un seul compartiment mais réinitialiser le k_0 de la minéralisation dans le temps) pour tenir compte de ce genre d'anomalie.

Une difficulté se présente quand on cherche à confronter aux observations ponctuelles (dans un puits par exemple) les concentrations en NO_3^- calculées par un modèle qui fonctionne avec des mailles de tailles kilométriques. En effet, ces deux termes ne sont pas vraiment comparables du fait qu'une mesure ponctuelle n'est plus représentative d'une maille à cause de sa grande disparité spatiale. Deux moyens pourraient nous permettre de franchir cette difficulté. Le premier serait de discrétiser le domaine plus finement, ce qui implique plus de mailles, donc plus de calculs, et surtout plus de précisions spatiales dans les données d'entrée. Le deuxième consisterait à augmenter la densité de mesures, aussi bien horizontalement que verticalement, afin de pouvoir estimer des « moyennes représentatives » pour chaque maille. Au cas où il est difficile d'envisager ces deux moyens sur une échelle régionale, nous proposons de cibler dans une première étape les « zones critiques » avec un modèle régional, tel que nous l'avons fait, et d'étudier plus localement chacune de ces zones dans une deuxième étape.

13. Cartes de concentration en nitrates dans la nappe en février 1982 (mg N/l).

- a) carte observée
b) carte calculée

14. Evolution des concentrations en nitrates au puits P45.

Bibliographie

- CHO C.M. (1971): Convective transport of ammonium with nitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol. 52, 339-350.
- GENG Q.Z. (1988): *Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique*. Thèse de doctorat à l'Ecole des Mines de Paris.
- GILLHAM R.W. and CHERRY J.A. (1978): Field evidence of denitrification in shallow groundwater flow systems. *Water Pollution Research Canada*, Vol. 13, 1977/1978.
- LEDoux E. (1980): *Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique*. Thèse de Docteur d'Ingénieur des Mines de Paris et à l'Université Paris VI.
- LEDoux E. et TILLIE B. (1987): *Programme NEWSAM. Principe et notice d'emploi. Version 1987. Rapport ENSMP-CIG, LHM/RD/87/40*.
- MARIOTTI A. (1982): *Apports de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote*. Thèse de Doctorat d'Etat ès Sciences naturelles à l'Université Paris VI.
- MEHRAN M. and TANJI K.K. (1974): Computer modeling of nitrogen transformations in soils. *J. Environ. Quality*, Vol. 3, n° 4, 1974.
- MISRA C., NIELSEN D.R. and BIGGAR J.W. (1974): Nitrogen transformations in soil during leaching: I. Theoretical considerations. II. Steady state nitrification and nitrate reduction. III. Nitrate reduction in soil columns. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. 38, 289-304.
- NIELSEN D.R., BIGGAR J.W. and WIERENGA P.J. (1982): Nitrogen transport processes in soil in « *Nitrogen in Agricultural Soils* » edited by F.J. Stevenson, n° 22 in the series Agronomy.
- PRAT M. (1982): *Simulation numérique du transport de produits réactifs dans les sols. Cas de l'azote dans les relations bassins versant-rivière*. Thèse de Docteur d'Ingénieur à l'Institut National Polytechnique de Toulouse.
- SELIM H.M. and ISKANDAR (1981): Modeling nitrogen transport and transformations in soils: I. Theoretical considerations. *Soil Science*, Vol. 131, n° 4, 233-241.
- STANFORD G., FRERE M.H. and SCHWANINGER (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science*, Vol. 115, n° 4, 321-323.
- STANFORD G. and EPSTEIN E. (1974): Nitrogen mineralization Water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. 38, 103-107.
- TANJI K.K. and GUPTA S.K. (1978): Computer simulation modeling for nitrogen in irrigated croplands in « *Nitrogen in the Environment* », Vol. 1, edited by D.R. Nielsen and J.G. MacDonald.
- TANJI K.K. (1982): Modeling of the soil nitrogen cycle in « *Nitrogen in Agricultural Soils* » edited by F.J. Stevenson, n° 22 in the series Agronomy.
- THIERY D. et SÉGUIN J.J. (1985): *Modélisation globale des transferts des nitrates dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines. Description du modèle BICHE et trois exemples d'application*. Document au BRGM, 85 SGN 663 EAU.
- TILLITSON W.R. and WAGENET R.J. (1982): Simulation of fertilizer nitrogen under cropped situation. *Soil Science*, Vol. 133, n° 3, 133-143.
- WATTS D.G. and HANKS R.J. (1978): A soil-water-nitrogen model for irrigated corn on sandy soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 42: 492-499.
- WILLIGEN P. and NEETESON J.J. (1985): Comparison of six simulation models for the nitrogen cycle in the soil. *Fertilizer Research*, 8, 157-171.