

Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux

Management of groundwater contamination
by agricultural fertilizers:
application of AgriFlux model

M. LAROCQUE et O. BANTON¹

Reçu le 24 avril 1994, accepté le 18 novembre 1994*.

SUMMARY

Groundwater contamination by agricultural practices is a problem of growing concern with water resources managers. Considering the environmental importance of the situation and the complexity of agricultural systems, models are used more than ever in parallel with field investigations to assist in the decision-making process. Most available models are either too complicated (many non-measurable parameters) or too simple (semi-empirical or site-specific) to be used as management tools. Such tools should conform to known theory and be structured to enable efficient analysis of field situations with minimal requirements for parameters. The AgriFlux model was developed according to these criteria. It is a mechanistic-stochastic model simulating groundwater contamination by agricultural fertilizers. It combines reliability and conceptual representations with a limited number of parameters.

Most mechanistic models are also deterministic, using a single value for every parameter. Because of the important field variability of most parameters, it is pertinent to use a stochastic model, incorporating the variability resulting from field heterogeneity, measurement errors and intrinsic uncertainty related to parameter definition. AgriFlux represents soil water and nitrogen dynamics at the scale corresponding to a homogeneous area (soil type, crops, fertilizers,...), usually the agricultural field. The soil profile is divided in homogeneous horizons or compartments. A daily time step is used in the calculations. The model is based on a modular structure to facilitate the inclusion of future modules describing the fate of phosphorus and pesticides. At present, AgriFlux contains two modules. The first one named HydriFlux, simulates water-related processes (precipitation, snowmelt, infiltration, runoff, water uptake by plants, evaporation, percolation and drainage) using soil water characteristic functions and the unsaturated hydraulic conductivity function. The second module, NitriFlux, represents the nitrogen

1. Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, CP 7500, Ste-Foy (Québec) Canada. G1V 4C7.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 15 novembre 1995.

cycle processes (fertilizer inputs, mineralization, nitrification, denitrification, nitrogen uptake by plants and nitrate leaching). Biochemical processes are influenced by soil temperature and humidity.

To illustrate the use of AgriFlux in a resource management perspective, an application of the model was performed on an agricultural field located near Quebec City (Quebec, Canada). The cultivated soil consists of a loamy sand underlain by a coarse till. Sweet corn (*Zea Mays*, L) was grown on the plot for ten years using standard inorganic fertilizations. The environmental studies performed on the site consisted of sampling interstitial water through a series of tension lysimeters (June 1990-November 1991) to determine the nitrate concentration of water reaching the groundwater. Soil samples were collected (June 1991-November 1991) to evaluate the potential for nitrate leaching. The parameters required to represent the field were identified from site characterization (soil data), from available agricultural data (crop and fertilization data), from literature (nitrogen cycle parameters) and from other available values (climate data). Special care was put into the identification of nitrogen cycle parameters because of their importance on the simulated results. The necessary parameters require no adjustment or optimization because they represent physically measurable values.

The simulated nitrate concentrations represent the measured values relatively well with the exception of some periods during the year especially during the summer for which the measured values are slightly overestimated by the model. This discrepancy can be explained partially by the drought of the 1991 summer months which limited the number of water samples thus restricting their representativeness. The spatial variability of measured concentrations was underestimated by AgriFlux. This can be related to the small number of field measurements compared to simulated values (the standard deviation decreases when the number of values increases), to a possible underestimation of parameter variability in the model (mainly nitrogen cycle parameters which are difficult to estimate) and to the influence of macroporosity (matric flow and macropore flow having different nitrate contents). This observation confirms the importance of using a stochastic model and the necessity of sampling at many locations in the field. The soil nitrate contents are represented with less precision by the model. Rapid variations in measured values are not found in the simulated soil nitrate contents. The overestimation of simulated summer nitrate concentrations and underestimation of simulated soil nitrate contents can be related to the drought conditions prevailing during the summer of 1991. When the soil is very dry, water extracted from tightly bonded water can contain more nitrates than freely flowing water, an effect which AgriFlux does not take into account.

The case study shows an example of an application of AgriFlux in a resource management perspective. Overall, simulated results represent adequately measured values, thus confirming the parameter values selected to represent the field under study. A water resources manager could use this set of parameters to represent a large number of scenarios consisting of alternative agricultural practices. These scenarios can be confirmed afterwards by a limited number of field investigations. The use of a model such as AgriFlux in the decision-making process facilitates and accelerates the implementation of governmental intervention.

Key-words : model, management, groundwater, fertilizers, contamination, nitrates, agriculture.

RÉSUMÉ

La contamination croissante des eaux souterraines par les fertilisations agricoles nécessite une gestion efficace de ces ressources impliquant l'utilisation combinée d'outils informatiques et de suivis de terrain. Le modèle AgriFlux a été développé afin de combler une lacune existant entre les modèles de recherche très complexes

et les modèles de gestion peu flexibles. AgriFlux est un modèle de type mécaniste-stochastique, c'est-à-dire utilisant une représentation conceptuelle des mécanismes combinée à une prise en compte de la variabilité des paramètres et processus. Il permet l'évaluation de la contamination potentielle des eaux souterraines par les fertilisants agricoles. Les modules HydriFlux (bilan hydrique) et NitriFlux (cycle de l'azote) sont actuellement disponibles. Une application du modèle est présentée dans l'optique de la gestion environnementale d'un système agricole. Le site expérimental étudié est localisé près de la ville de Québec (Canada). Il s'agit d'un limon sableux sous culture de maïs sucré (*Zea Mays*, L.) et recevant des fertilisations inorganiques selon les doses recommandées. Un échantillonnage de l'eau interstitielle a été réalisé sur un réseau de lysimètres avec tension durant deux saisons végétatives ainsi qu'un échantillonnage du sol durant un été. Le contenu en nitrates est déterminé dans les deux cas. Les concentrations en nitrates dans les eaux interstitielles simulées à l'aide d'AgriFlux représentent relativement bien les concentrations mesurées. Les différences observées peuvent être expliquées en partie par les conditions de grande sécheresse ayant prévalu durant la période d'étude. Les contenus en nitrates mesurés dans le sol sont moins bien représentés par le modèle. En début de saison, les variations rapides des contenus en nitrates observées au champ ne sont pas reproduites par le modèle alors que les valeurs de fin de saison sont mieux obtenues par le modèle. Malgré ces différences, la concordance au niveau des ordres de grandeur des concentrations dans l'eau obtenues du modèle et des mesures de terrain confirme l'intérêt d'un tel outil pour la gestion environnementale des contaminations agricoles des eaux souterraines.

Mots clés : modèle, gestion, eaux souterraines, fertilisants, contamination, nitrates, agriculture.

INTRODUCTION

La contamination des eaux superficielles et souterraines par les pratiques agricoles est un problème auquel les gestionnaires de ces ressources sont de plus en plus confrontés. La volonté des populations concernant le développement durable des activités humaines impose qu'une meilleure gestion de ces ressources soit faite. Avant d'être mise en place, une telle gestion nécessite toutefois une connaissance approfondie des systèmes en jeu et de leurs composantes, une étape qui peut s'avérer longue et onéreuse. Les outils informatiques de gestion environnementale apportent alors une aide précieuse dans cette phase puisqu'ils permettent de synthétiser un nombre important d'informations en fournissant une évaluation globale des risques potentiels de contamination. Utilisés de pair avec des investigations de terrain et de laboratoire, ces outils permettent de réaliser rapidement l'étude environnementale de différents systèmes (KHAKURAL et ROBERT, 1993).

De nombreux modèles informatiques de simulation existent, permettant de représenter la dynamique environnementale des systèmes agricoles. On peut classer les modèles développés dans la dernière décennie en deux catégories selon la complexité de leur représentation de la réalité (ADDISCOTT et WAGENET, 1985). D'une part, des modèles de recherche ont été développés en

mettant l'emphase sur une représentation la plus complète et exacte possible de la réalité. Les modèles SOILN (JOHNSON *et al.*, 1987) et LEACHM (WAGENET et HUTSON, 1989) en sont des exemples. Ces modèles, qui sont généralement très performants et réalistes, ont cependant le défaut de nécessiter beaucoup de paramètres dont plusieurs sont difficiles voire pratiquement impossibles à mesurer. Ces paramètres représentent par ailleurs des processus bien souvent plus théoriques que physiques pour lesquels la recherche n'en est qu'à ses débuts. À l'opposé, des modèles empiriques ont été élaborés visant plutôt à intégrer de façon simplifiée un ensemble de processus sans les différencier. Le modèle de SHAFFER *et al.* (1991) en est un exemple. Ils sont souvent développés pour répondre à des besoins très spécifiques et à chaque nouvelle application, leurs paramètres (qui ne représentent pas une réalité physique et mesurable) doivent être ajustés par calage.

Selon CARSEL *et al.* (1984), afin d'être utilisé en gestion environnementale, un modèle devrait être basé le plus possible sur la représentation de processus reconnus dans la littérature, représenter le plus efficacement possible la réalité et utiliser un minimum de paramètres. Le modèle AgriFlux (BANTON *et al.*, 1993) a été développé dans le but de répondre à ces critères en incorporant la fiabilité et la représentation adéquate des processus avec la facilité d'utilisation et un nombre limité de paramètres. Selon la catégorisation de ADDISCOTT et WAGENET (1985), AgriFlux est un modèle mécaniste puisqu'il utilise une représentation conceptuelle des mécanismes, et stochastique car il incorpore la variabilité spatiale des processus et paramètres. Il vise la gestion environnementale des contaminants d'origine agricole à l'échelle du champ. Sont actuellement disponibles le module de calcul du bilan hydrique (HydriFlux) et le module de calcul du bilan de l'azote (NitriFlux). D'autres modules viendront se greffer à cette structure afin d'offrir un bilan global du potentiel de contamination des pratiques agricoles sur un champ donné.

LE MODÈLE AGRIFLUX

La plupart des modèles mécanistes existants sont aussi déterministes, puisqu'ils utilisent une seule valeur pour définir chacun des paramètres requis. Étant donné que la variabilité spatiale de ces paramètres peut être très importante (PARKIN, 1993), l'utilisation d'une valeur unique pour ceux-ci mène à la simulation d'un seul scénario ne pouvant représenter adéquatement l'ensemble des réalisations possibles ayant réellement lieu sur une même parcelle. De plus, à cause des limites actuelles des connaissances, certains paramètres utilisés dans les modèles sont très difficiles à mesurer au champ (ex. dénitrification) ou font partie d'une représentation très approximative de la réalité (ex. minéralisation des différentes formes de matières organiques), ce qui rend difficile leur estimation même au laboratoire. Comme LAROCQUE et BANTON (1994) l'ont montré, l'incertitude reliée à ces paramètres peut avoir un impact important sur les résultats des simulations.

Contrairement à l'approche déterministe classique, l'approche stochastique permet d'inclure la variabilité spatiale réelle (mesurable) des paramètres. De plus, cette approche permet de prendre en compte l'incertitude existant pour les paramètres difficilement mesurables ou dont l'évaluation est incertaine, et permet ainsi de minimiser l'impact d'une erreur d'estimation sur les résultats. Les paramètres sont définis au moyen de leur distribution statistique mesurée ou estimée (distribution discrète, uniforme, normale, lognormale ou asymétrique). Une approche de type Monte Carlo est utilisée pour générer un grand nombre de simulations d'un même scénario, en sélectionnant une nouvelle combinaison de paramètres indépendants à chaque simulation. Les résultats calculés par AgriFlux sont considérés représentatifs de l'ensemble des conditions locales pouvant être rencontrées sur le site étudié et sont représentés par leur moyenne et leur écart-type. Ceci permet de plus d'évaluer le risque de contamination sur une base statistique, par exemple en terme de probabilité de dépassement d'une norme.

Le module HydriFlux contient les calculs reliés au bilan hydrique dans le sol. Le profil de sol est discrétisé en horizons ou couches de sol de caractéristiques différentes. Le flux d'eau entre les couches est calculé à l'aide d'une approche par réservoirs similaire à celle utilisée par CARSEL *et al.* (1984). Dans cette approche, chaque couche est gérée comme un réservoir et les flux ont lieu en fonction de la teneur en eau et des caractéristiques (saturation, capacité au champ et point de flétrissement) de la couche. L'écoulement peut avoir lieu vers la couche inférieure lorsque le contenu en eau de la couche excède sa capacité au champ. Le prélèvement par les plantes et l'évaporation ont lieu uniquement lorsque le contenu en eau excède le point de flétrissement. Une modification importante à l'approche classique par réservoirs est l'estimation de la vitesse d'écoulement de l'eau à l'aide du calcul de la conductivité hydraulique non-saturée de chaque couche (approximation cubique de Irmay, dans BEAR, 1988). Puisque les contaminants migrent avec l'eau, le module HydriFlux sert de base à toutes les simulations. HydriFlux prend en compte les précipitations, la fonte de la neige, l'infiltration, le ruissellement, le prélèvement d'eau par la culture, l'évaporation, la percolation (lessivage vers les eaux souterraines) et le drainage artificiel (*fig. 1*). Au choix de l'utilisateur, HydriFlux utilise les précipitations journalières réelles ou peut en générer stochastiquement à partir des données moyennes mensuelles. HydriFlux simule aussi la température du sol à l'aide de deux solutions analytiques de l'équation de transfert de chaleur, soit une fonction sinusoïdale amortie pour la période hors-gel et une fonction décroissante pour représenter l'effet isolant de la neige durant l'hiver.

Le module NitriFlux représente les transformations de l'azote dans le sol. L'approche adoptée est basée sur la représentation du cycle de l'azote généralement admise (ex. JOHNSSON *et al.*, 1987). Plusieurs modifications ont cependant été apportées à cette approche permettant principalement d'améliorer la représentation mathématique des processus tout en limitant le plus possible le nombre de paramètres nécessaires. À l'intérieur de chaque couche du sol, se trouvent les réservoirs des formes de l'azote organiques (litière, fèces et humus) et inorganiques (ammonium et nitrates). Les flux entre les différents réservoirs sont représentés à l'aide de cinétiques du premier ordre pour la minéralisation/immobilisation et la nitrification, et de type

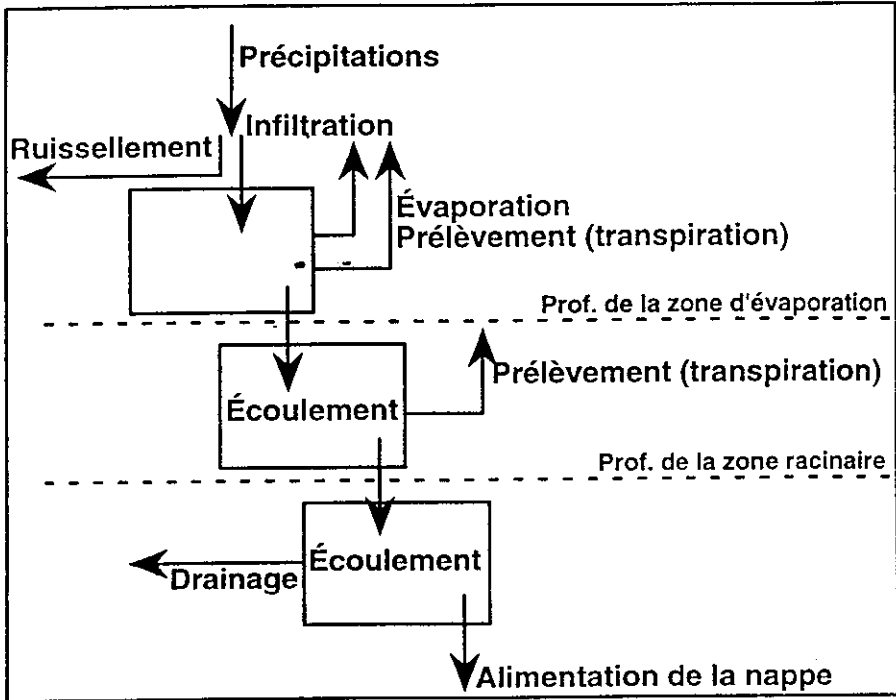


Figure 1 Cycle de l'eau utilisé dans Hydriflux
 Water cycle used in Hydriflux

Michaelis-Menten pour la dénitrification. Les processus biochimiques sont influencés par la température du sol par l'intermédiaire d'un facteur pondérant les constantes de réaction selon une fonction exponentielle de la température. Les processus biochimiques sont aussi influencés par les teneurs en eau du sol à l'aide d'un facteur similaire tel que suggéré par GODWIN et JONES (1991). Dans le cas de la minéralisation/immobilisation et de la nitrification (processus aérobies), le facteur s'accroît linéairement de zéro jusqu'à la valeur un, entre le point de flétrissement et la capacité au champ, puis décroît linéairement jusqu'à zéro avec la saturation. Pour la dénitrification (processus anaérobie), le facteur utilisé augmente linéairement de zéro à un depuis la capacité au champ jusqu'à la saturation. Les autres processus du cycle de l'azote inclus dans le modèle sont les apports en fertilisants, l'incorporation des résidus, le prélèvement par les plantes et le lessivage des nitrates. Les nitrates sont considérés comme étant la seule forme soluble et lessivable de l'azote, entièrement en solution et se déplaçant librement entre les couches de sol par l'écoulement de l'eau. L'ammonium est considéré comme très fortement adsorbé au sol et donc immobile. La figure 2 illustre les processus représentés dans NitriFlux. De pair avec Hydriflux, NitriFlux permet d'évaluer les pertes de nitrates par le ruissellement de surface, par le lessivage vers les eaux souterraines et par le réseau de drainage souterrain.

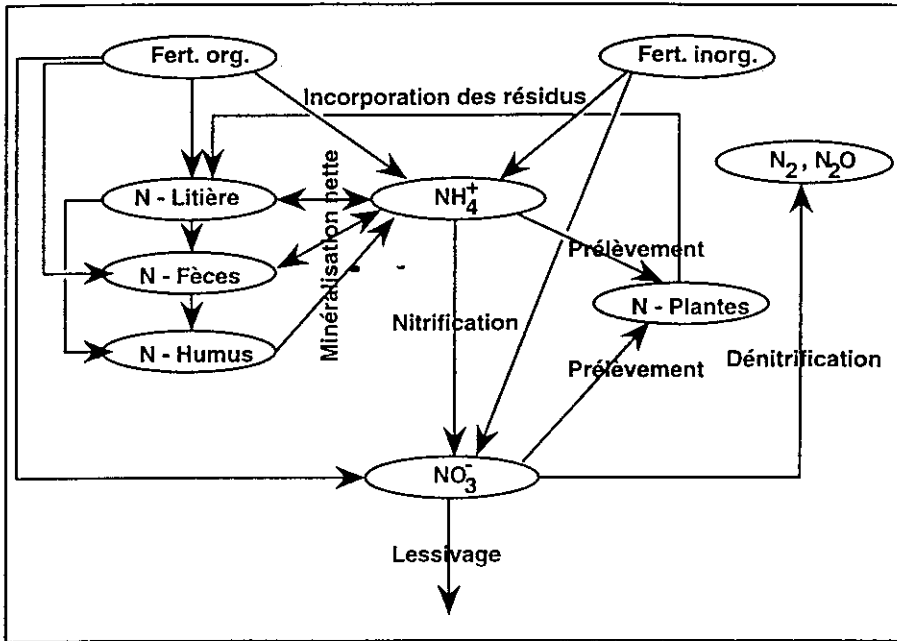


Figure 2 Cycle de l'azote utilisé dans Nitriflux
 Nitrogen cycle used in Nitriflux

APPLICATION D'AGRIFLUX

La première étape d'une gestion environnementale des fertilisants agricoles consiste à effectuer la simulation des pratiques agricoles courantes pour un ensemble de champs types et à comparer les résultats obtenus à des mesures de terrain. Cette étape permet de s'assurer de la représentativité de la modélisation adoptée et de la qualité des paramètres utilisés. Les paragraphes suivants présentent un exemple d'application du modèle AgriFlux dans une optique de gestion environnementale d'un système agricole.

Le site de Saint-Augustin (Québec)

Le site d'application est localisé à Saint-Augustin-de-Desmaures, à 25 km au sud-ouest de la ville de Québec, sur la station expérimentale du ministère de l'Agriculture du Québec. La parcelle étudiée forme la limite inférieure d'une terrasse alluviale dont la pente varie entre 2 % et 5 %. Le sol est un limon sableux naturellement bien drainé. Un sondage réalisé à l'été 1990 a révélé la présence à la limite sud de la parcelle d'un till grossier à la profondeur de 1,6 m jusqu'à une profondeur d'au moins 2,8 m.

La période d'étude s'étend de mai 1990 à novembre 1991, soit durant deux cycles végétatifs complets. Pendant cette période, la parcelle expérimentale a été cultivée en maïs sucré (*Zea Mays*, L.). Les taux d'application des pesticides et des fertilisants sont standard pour cette culture et cette région (tabl. 4). À l'automne, le maïs est coupé et les résidus sont laissés sur le champ (la totalité des plants dans le cas présent). Après la coupe, un rotoculteur permet d'incorporer ces résidus, et au printemps une petite herse à disque prépare le sol pour le semis, lequel a lieu à la fin du mois de mai. La récolte a lieu à la mi-octobre de chaque année.

Un échantillonnage de l'eau interstitielle du sol et un prélèvement d'échantillons de sol ont été réalisés sur le site. Le contenu en nitrates a été déterminé dans les deux cas. Ce double suivi a permis d'évaluer d'une part la contamination directe à la nappe (qualité de l'eau interstitielle) et le potentiel de contamination de l'eau souterraine par les nitrates pouvant éventuellement être mobilisés (contenus en nitrates dans la zone racinaire). Ces deux mesures se font à l'aide de techniques d'échantillonnage différentes et fournissent des informations complémentaires.

Des lysimètres avec tension ont été utilisés afin de suivre la qualité des eaux interstitielles percolant dans la zone non saturée. Les lysimètres à capsule en céramique poreuse sont répartis en 12 stations, chacune étant constituée de deux ou trois lysimètres installés respectivement à la profondeur de 0,5 m, 1 m et entre 1,4 et 1,8 m. Les échantillons d'eau interstitielle ont été collectés sur les lysimètres (à la succion de 0,6 bar) entre juin et novembre 1990 et entre avril et novembre 1991 (il n'y a eu pas d'échantillonnage durant la période hivernale à cause de la couverture neigeuse et du gel du sol entravant l'infiltration). Au cours de l'été 1990, les échantillonnages ont été effectués deux fois par semaine immédiatement après la fertilisation de mai, puis sur une base hebdomadaire, et aux deux semaines à partir du 15 août 1990. Au printemps 1991, les échantillonnages ont été effectués à nouveau sur une base hebdomadaire jusqu'à la mi-juin, puis aux deux semaines jusqu'à l'automne 1991. Les échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'une tarière à main à 20, 50 et 90 cm de profondeur. Une seule station de prélèvement de sol était aléatoirement localisée sur la parcelle. Les échantillons de sol ont été prélevés aux deux semaines entre juin 1991 et octobre 1991.

Les échantillons d'eau ont été acheminés au laboratoire dans un délai maximal de deux heures et filtrés afin de ne conserver que la partie dissoute. Les concentrations en nitrates ont été déterminées par chromatographie ionique avec un délai maximum de 48 heures pendant lequel les échantillons étaient conservés à une température de 4 °C. Le chromatographe utilisé (DIONEX ; Auto Ion System 12 Analyser) était pourvu d'une précolonne HPLC-AG3, d'une colonne HPLC-AS3 et d'un suppresseur Anion Micromembrane Suppressor AMMS-1. Les échantillons de sol ont été acheminés au laboratoire dans un délai maximal de trois heures. Le sol est séché à la température de la pièce puis tamisé et ensuite extrait dans une solution de KCl 2N. L'analyse des nitrates est effectuée dans les plus brefs délais de la même façon que pour les eaux interstitielles.

Paramètres du modèle AgriFlux pour le site d'application

Les différentes données nécessaires au fonctionnement du modèle portent sur les caractéristiques du sol, les conditions climatiques, les cultures, les fertilisations et le cycle de l'azote. Les paramètres requis par AgriFlux sont généralement d'obtention facile et représentent des réalités physiquement mesurables. Aucun ajustement ni optimisation ne sont donc requis.

Les simulations ont été effectuées pour la période comprise entre le 1^{er} mai 1986 et le 30 novembre 1991, ce qui constitue une période de monoculture assez longue pour représenter correctement un système tendant vers un certain équilibre. Mais puisque l'échantillonnage s'étend uniquement de juin 1990 à novembre 1991, seule cette période sera utilisée pour la comparaison des résultats mesurés et simulés. Des simulations préalables ont montré que 100 simulations Monte Carlo sont suffisantes pour représenter adéquatement la moyenne et l'écart-type des résultats. Les données journalières de précipitation sont générées stochastiquement par HydriFlux, en utilisant les moyennes mensuelles à long terme de précipitation, de température et d'évaporation (*tabl. 1*).

Tableau 1 Caractéristiques climatiques (moyennes inter-annuelles).

Table 1 Climatic characteristics (interannual means).

Mois	Précipitation (m)*	Température (°C)**	Évaporation (m)**
Janvier	0,0904	-11,7	0
Février	0,0847	-10,4	0
Mars	0,0778	-4,3	0
Avril	0,0694	3,5	0
Mai	0,0860	11,1	0,1003
Juin	0,1027	16,6	0,1104
Juillet	0,1189	19,4	0,1231
Août	0,1094	17,9	0,0979
Septembre	0,1149	13,1	0,0644
Octobre	0,0888	7,2	0,0376
Novembre	0,0958	0,3	0
Décembre	0,1176	-8,7	0

* Station de l'aéroport de Québec (Environnement Canada) : 175 jours de précipitations en moyenne ; 60-80 % de neige au sol au moment de la fonte ; taux de fonte de 7 mm/°C/jour.

** Station de Saint-Augustin (Environnement Canada, 1984) : jour où la température de l'air est la plus basse en moyenne, le 21 janvier.

Le profil de sol est divisé en 3 couches correspondant aux horizons naturels (*tabl. 2*). Puisque les lysimètres existant à la profondeur de 1,5 m (6 lysimètres) sont en nombre beaucoup plus limité qu'à 1 m (12 lysimètres), le profil simulé est arrêté à cette dernière profondeur pour réaliser la comparaison entre les concentrations calculées et celles mesurées. Cette profondeur englobe complètement la zone racinaire (1 m), la zone d'évaporation (0,2 m) et la portion de sol présentant une bio-activité significative. Les caractéristiques physiques des différentes couches ont été pour la plupart mesurées sur

Tableau 2 Caractéristiques du sol.

Table 2 Soil characteristics.

Paramètre	Couche		
	1	2	3
Épaisseur (m)	0,35	0,4	0,25
Porosité ($m^{-3} m^{-3}$)	0,447 (0,04)*	0,46 (0,039)	0,44 (0,042)
Capacité au champ** ($m^{-3} m^{-3}$)	0,26 (0,026)	0,27 (0,027)	0,21 (0,021)
Point de flétrissement** ($m^{-3} m^{-3}$)	0,2 (0,02)	0,18 (0,018)	0,14 (0,014)
Conductivité hydraulique*** ($m j^{-1}$)	2,808 (6,912)	5,357 (8,64)	6,566 (17,28)
% sable	53,3	54,6	66
% limon	24,7	25,9	19,5
% argile	22,1	19,5	14,5
N du réservoir humus ($kg N ha^{-1}$)	11 000 (1 100)	8 600 (860)	8 700 (870)

* Les valeurs entre parenthèses indiquent les écarts-types des distributions normales.

** Estimé de RAWLS et BRAKENSIEK (1989) avec $cv = 10\%$.

*** Paramètre distribué log-normalement.

des échantillons de sol non remaniés (BANTON *et al.*, 1992) et pour le reste obtenues des valeurs typiques pour ce type de sol (RAWLS et BRAKENSIEK, 1989). Les conditions initiales des couches considèrent que la litière est entièrement décomposée pendant l'hiver et que les réservoirs correspondants sont vides au début de la simulation. Puisque la simulation débute après l'hiver, les réservoirs en NO_3 et NH_4 sont considérés entièrement vides (absence de minéralisation durant l'hiver). Le pourcentage en matière organique de chaque couche (LAFRANCE et BANTON, 1995) a permis de déterminer le contenu en N organique du sol constituant le réservoir humus dans lequel l'azote se décompose le plus lentement.

Les caractéristiques des cultures proviennent des relevés de travaux au champ du ministère de l'Agriculture du Québec (dates, pratiques culturales) et de la littérature (besoins en eau et en azote, rapports C/N des résidus et des racines, profondeurs et patrons racinaires). Les dates relatives aux cultures de maïs sucré des étés 1986 à 1990 étant très similaires à celles de l'été 1990 et 1991, seules ces dernières sont présentées au tableau 3. Les fertilisations sont réalisées en une ou deux applications (*tabl. 4*) selon des taux ajustés en fonction des analyses de sol réalisées en début de saison. Le fertilisant minéral sous forme de granules est considéré comme étant libéré en 5 jours (constante de dissolution $0,2 \text{ jour}^{-1}$).

L'identification des paramètres du cycle de l'azote (*tabl. 5*) est une étape délicate de la paramétrisation à cause à la fois de la rareté des données dans la littérature et de l'importance de ces paramètres dans la génération de résultats fiables. Les données requises dans cette application proviennent de mesures réalisées sur ce site (LAFRANCE et BANTON, 1995) ou de la littérature (JANSSON *et al.*, 1991). Une attention particulière a été portée à la constante de dégradation de l'humus puisque d'un côté celle-ci a été identifiée comme un des paramètres dominant le cycle de l'azote dans de telles conditions (LAROQUE et BANTON, 1994), et puisque d'un autre côté les conditions ini-

Tableau 3 Caractéristiques des cultures pour les saisons 1990 et 1991 (maïs sucré).

Table 3 *Crop characteristics for years 1990 and 1991.*

Paramètre	Valeur
Date début de croissance	29/05
Date fin de croissance	30/09
Date de coupe	15/10
Date travail du sol	20/10
Profondeur travail du sol (m)	0,1
Besoin en eau (m)	0,4
Besoin en azote (kg N ha ⁻¹)	120
Fraction de l'azote récolté	0,1
Fraction de l'azote résiduel	0,8
Rapport C/N des résidus	60 (6)
Rapport C/N des racines	25 (2,5)
Profondeur des racines à maturité (m)	0,95 – 1,05

Tableau 4 Caractéristiques des fertilisations minérales.

Table 4 *Mineral fertilization characteristics.*

Paramètre	Année									
	86	87	88	89	89	90	90	91	91	
Date	14/5	22/5	27/5	29/5	4/7	29/5	26/7	10/6	22/7	
kg N – NH ₄ ha ⁻¹	40	40	45,36	45,36	17	40	46,75	40	17	
kg N – NO ₃ ha ⁻¹	0	0	0	0	17	0	46,75	0	17	

Tableau 5 Caractéristiques du cycle de l'azote.

Table 5 *Nitrogen cycle characteristics.*

Paramètre	Valeur
Constante de dégradation de la litière (j ⁻¹)	0,035 (0,0035)
Efficacité de la synthèse microbienne de la litière	0,5 (0,05)
Fraction de la litière passant à l'humus	0,15 (0,015)
Rapport C/N du sol	4 – 10
Constante de minéralisation de l'humus (j ⁻¹)	3E-5 (3E-6)
Fraction de l'azote inorganique disponible	0,1 (0,01)
Rapport NO ₃ /NH ₄ du sol	10-20
Constante de nitrification (j ⁻¹)	0,2 (0,02)
Constante de demi-saturation pour la dénitrification (mg N l ⁻¹)	10 (1)
Constante de dénitrification (g N m ⁻² j ⁻¹)	0,2 (0,02)
Profondeur maximale de dénitrification (m)	1 (0,1)

tiales considèrent tout l'azote organique sous forme d'humus. La valeur choisie pour cette constante de dégradation se situe parmi les faibles valeurs usuellement trouvées dans la littérature ce qui reflète d'une part le type de sol (limon sableux) peu propice à la dégradation de la matière organique, et d'autre part le climat nordique ne favorisant pas l'implantation d'une bio-activité optimale.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Concentrations en nitrates dans l'eau

La figure 3 présente les moyennes et écarts-types des concentrations en nitrates mesurées dans l'eau interstitielle à 1 m et des concentrations moyennes sur 7 jours simulées par AgriFlux. De façon générale, la courbe des concentrations simulées représente relativement bien les valeurs mesurées, à l'exception de certaines périodes. Durant les deux périodes estivales, les concentrations simulées sont en effet légèrement supérieures aux mesures au champ. Pour l'année 1991, la différence observée peut être reliée aux condi-

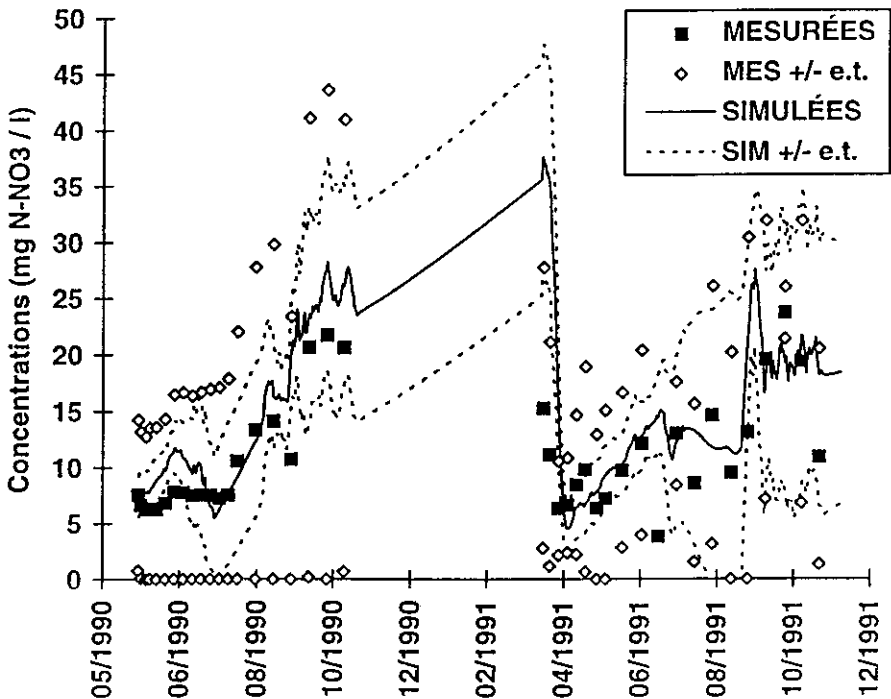


Figure 3 Évolution des concentrations en nitrates dans l'eau interstitielle à 1m.
Evolution of nitrate concentrations in soil water at 1m.

tions de grande sécheresse de l'été. En effet, à plusieurs reprises durant les mois particulièrement secs de juin (44,6 mm de pluie comparés à 108,8 mm en moyenne) et juillet 1991 (55,6 mm de pluie comparés à 115,8 mm en moyenne), il y a eu absence d'eau dans certains lysimètres, ce qui réduit par ailleurs le nombre de données disponibles pour la comparaison et limite la représentativité des valeurs existantes.

L'enveloppe définie par les écarts-types est plus large pour les valeurs mesurées que pour les valeurs simulées. La variabilité observée au moyen des lysimètres se traduit ainsi par un coefficient de variation (écart-type/moyenne) beaucoup plus élevé ($cv = 93\%$) que celui observé dans le cas des concentrations simulées ($cv = 46\%$). Cette différence s'explique en grande partie par le nombre relativement faible de concentrations mesurées à chaque date (12 au maximum), comparativement au nombre de concentrations simulées (100). Il est en effet reconnu statistiquement que l'écart type d'un échantillon tend vers celui de la population de façon décroissante avec l'augmentation du nombre de mesures disponibles, et de façon plus marquée dans le cas des distributions asymétriques. Par ailleurs, la différence de variabilité observée entre les valeurs mesurées et simulées peut être attribuable à une sous-estimation de la variabilité spatiale des processus du cycle de l'azote lors de leur paramétrisation. LAROCQUE et BANTON (1994) ont en effet montré que la variation de certains paramètres du cycle de l'azote (minéralisation, dénitrification) influence proportionnellement les masses de nitrates lessivés (avec un rapport voisin de un). Ceci s'applique aussi à l'écart-type associé à la valeur moyenne du paramètre. Ainsi, si l'écart-type d'un de ces paramètres double, celui du résultat double aussi. Très peu d'informations étant disponibles concernant la variabilité naturelle de ces processus, les faibles valeurs d'écart-type affectées aux paramètres minimisent très vraisemblablement cette réalité. De plus, la différence des variabilités mesurée et calculée peut résider dans la non représentation des écoulements préférentiels qui peuvent avoir lieu dans le sol. Des écoulements rapides peuvent en effet se produire depuis les horizons supérieurs au travers des fentes de retrait du sol et des trous de vers et de racines (BEVEN et GERMAN, 1982). Les concentrations observées en profondeur correspondent alors d'une part à des écoulements lents au travers de la matrice du sol et présentant des concentrations faibles, et d'autre part à des écoulements préférentiels rapides depuis la surface et présentant des concentrations soit élevées (forte minéralisation en surface) soit très faibles (eau de pluie). Les concentrations observées présentent alors une grande variabilité. Dans tous les cas, l'observation de cette importante variabilité spatiale des concentrations mesurées confirme l'intérêt d'effectuer un grand nombre de mesures simultanées sur le terrain lors des investigations de suivi environnemental, de même que la pertinence d'utiliser un modèle stochastique pour l'évaluation des risques de contamination.

Pour les jours d'échantillonnage d'eau, une régression linéaire a été réalisée entre les concentrations mesurées et celles simulées (fig. 4). La régression obtenue montre un ajustement relativement bon avec un coefficient de corrélation de 0,67. La pente de la droite obtenue (1,02) est très proche de la valeur 1, indiquant que les valeurs simulées représentent globalement bien les valeurs réelles, alors que l'ordonnée à l'origine (2,74) est relativement

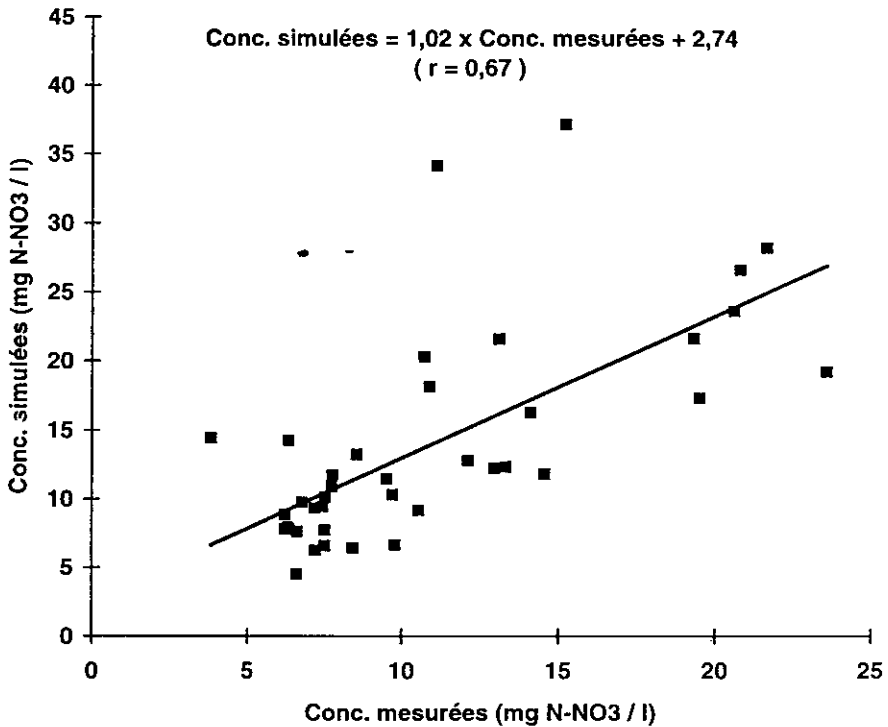


Figure 4 Régession linéaire des concentrations en nitrates simulées en fonction des concentrations en nitrates mesurées.

Linear regression of simulated nitrate concentrations as a fonction of measured nitrate concentrations.

proche de la valeur 0 pour la gamme des valeurs de concentrations obtenues. Si l'on ne tient pas compte des deux premiers échantillonnages de 1991 (début avril) dont les concentrations simulées sont beaucoup plus élevées que les concentrations mesurées (la fonte printanière de 1991 ayant été particulièrement hâtive par rapport à la moyenne climatique utilisée dans le modèle), le coefficient de corrélation obtenu est de 0,8.

Contenus en nitrates du sol

La comparaison entre les contenus en nitrates du sol (à 20, 50 et 90 cm) mesurés au champ et simulés à l'aide d'AgriFlux s'étend de juin à novembre 1991 (fig. 5). Un seul prélèvement au champ a été réalisé à chaque échantillonnage de sol. De façon générale, les contenus en nitrates du sol sont moins bien représentés par AgriFlux que les concentrations en nitrates dans l'eau, notamment au niveau des pics observés sur le terrain en début de saison et

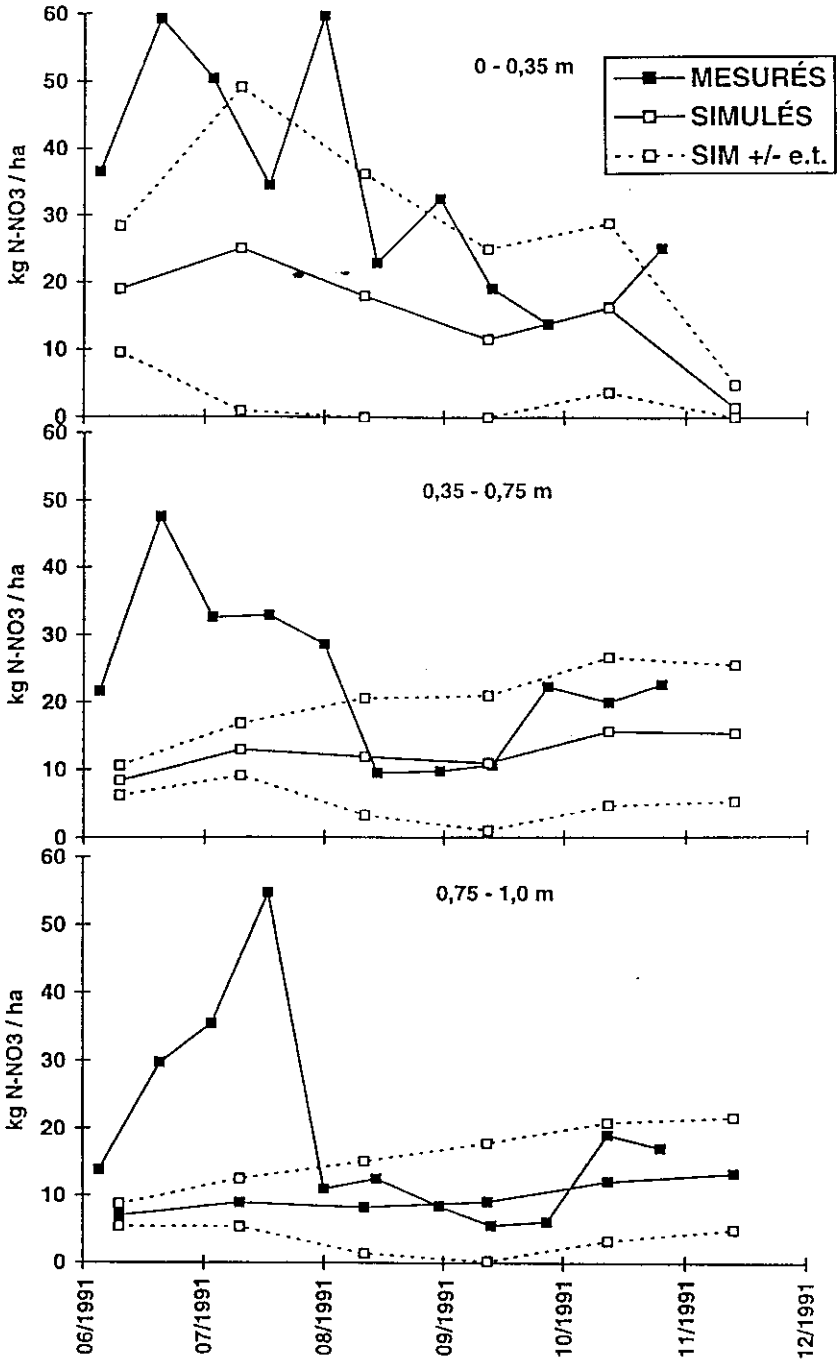


Figure 5 Évolution des contenus en nitrates dans le sol.
 Evolution of soil nitrate contents.

qui sont complètement atténués dans les simulations. Par contre, l'ordre de grandeur des contenus en nitrates à la fin de l'été et à l'automne est relativement bien traduit par le modèle. Les pics observés sur le terrain pour la période sèche de juin et juillet 1991 peuvent être attribués à l'hydrodynamique des écoulements dans le sol. La sécheresse du début de l'été a causé des variations importantes dans les stocks de nitrates pour cette période, sans doute dues à la présence de macropores favorisant le transport rapide des nitrates en profondeur. À la fin de l'été et à l'automne, alors que ces nitrates sont sans doute lessivés hors du profil à la faveur d'une infiltration plus abondante, les nitrates restant en surface migrent plus lentement par écoulement matriciel. Ces variations brusques ne peuvent pas être reproduites par AgriFlux à cause de la non représentation des écoulements préférentiels dans la version actuelle du modèle. Des applications réalisées par d'autres chercheurs à l'aide de modèles de recherche performants (BERGSTRÖM *et al.*, 1991 ; RAMOS et CARBONELL, 1991) ont mis en évidence la même difficulté d'ajustement entre les valeurs simulées et les contenus en nitrates mesurés dans le sol.

Les différences observables entre les concentrations et les contenus en nitrates mesurés et ceux simulés pour les périodes estivales peuvent être expliquées en partie par la nature de l'eau contenant ces nitrates. Selon ALBERTS *et al.* (1977), les forces d'attraction et de répulsion causées par la polarité des molécules d'eau et par les charges électriques à la surface des grains peuvent être la cause d'écarts importants de concentrations entre les catégories d'eau. La répartition de l'eau dans le sol résultant de ces forces explique en partie la concentration en nitrates qui y est mesurée. Les nitrates extraits du sol par les lysimètres intègrent principalement les concentrations de l'eau gravitaire et celles d'une partie seulement de l'eau capillaire et de rétention déplaçable par succion, alors que les nitrates extraits d'un échantillon de sol intègrent les concentrations de tous les types d'eau. La figure 6 illustre ces différences. En période sèche (juin et juillet 1991), les concentrations en nitrates de l'eau de la dernière couche du profil mesurées sur les échantillons de sol prélevés à la tarière sont effectivement nettement plus élevées que les concentrations mesurées sur l'eau des lysimètres. En période plus humide (août à octobre), les valeurs mesurées dans le sol et aux lysimètres sont par contre plus comparables.

Par ailleurs, les concentrations simulées dans l'eau représentent la totalité des nitrates dissous uniformément dans toute l'eau d'une couche de sol et qui peut s'écouler de cette couche. Ces concentrations calculées seraient donc plutôt représentatives de l'intégration des concentrations mesurées sur les lysimètres (donc de l'eau libre) et sur les échantillons de sol (donc de l'eau liée). Durant la période particulièrement sèche de juin et juillet 1991, les concentrations dans l'eau simulées sont légèrement supérieures à celles mesurées sur les lysimètres (*fig. 3*), alors que les contenus en nitrates dans le sol simulés (*fig. 5*) sont inférieurs à ceux mesurés sur les échantillons de sol. Cette différence entre les valeurs de simulation (intégration des différentes eaux) et celles mesurées (eaux différentes selon les techniques d'échantillonnage) est de plus renforcée par les possibles écoulements préférentiels pouvant survenir au travers des macropores du sol.

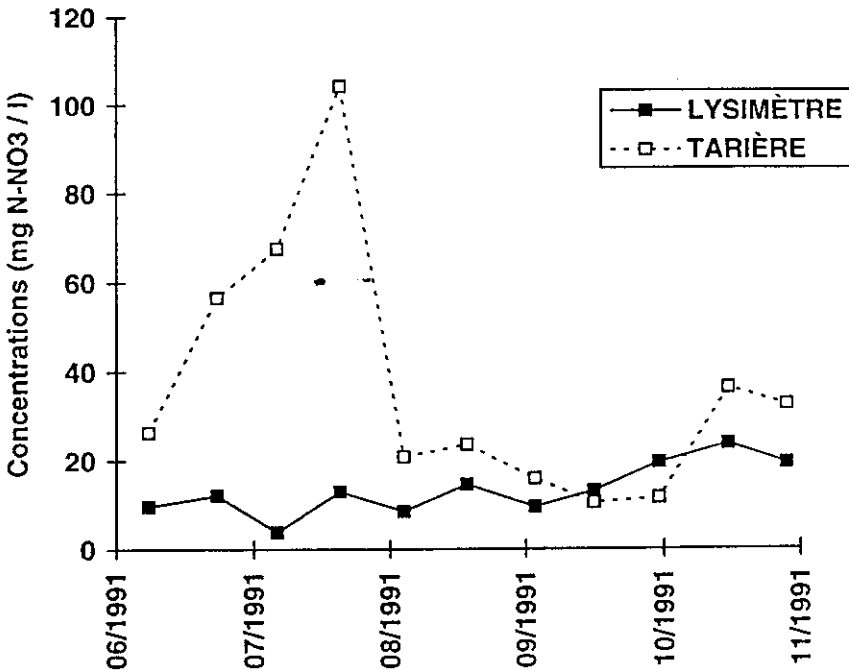


Figure 6 Concentrations en nitrates de l'eau de lysimètres ou d'échantillons de sol à la tarière à 1 m.

Nitrate concentrations for soil water obtained from lysimeters and auger sampling at 1 m.

APPLICATION DE LA MODÉLISATION À LA GESTION ENVIRONNEMENTALE

Combinées avec les normes en vigueur, les concentrations en nitrates dans l'eau interstitielle ou les contenus en nitrates dans le sol obtenus par simulation peuvent servir de base à l'élaboration de nouvelles réglementations spécifiques à chaque milieu. Dans l'exemple présenté, les concentrations correspondent à une profondeur de 1 m à partir de laquelle on considère que les processus biochimiques du cycle de l'azote sont à peu près inactifs à cause des faibles teneurs en carbone organique. L'eau qui passe cette profondeur avec une certaine charge en nitrates risque donc de rejoindre l'eau souterraine avec cette même charge. Les concentrations en nitrates dans l'eau interstitielle obtenues par mesures ou par calculs excèdent la norme de 10 mg N – NO₃/l (ou 50 mg NO₃/l) à plusieurs reprises durant l'année et présentent donc un risque de contamination de la nappe aquifère. Dans cet exemple, seul le risque de contamination des eaux souterraines a

été considéré, mais AgriFlux permet aussi de compléter l'analyse en étudiant la qualité des eaux de ruissellement et de drainage. Une simulation des concentrations en nitrates de ces eaux et un suivi expérimental sur le terrain ajoutent une dimension supplémentaire à l'identification et à l'élaboration des actions et interventions à rendre prioritaires. En ce sens, un logiciel tel qu'AgriFlux, offrant une représentation relativement complète des processus avec une grande facilité d'utilisation, représente un outil très pertinent pour les gestionnaires des ressources en eau.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec pour sa contribution financière au développement du modèle ainsi que le Ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec pour sa collaboration concernant le site expérimental. Les auteurs désirent aussi remercier Fabienne Surateau et Qiao Yang pour leur implication dans la programmation du logiciel.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADDISCOTT T.M., WAGENET R.J., 1985. Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *J. Soil Sci.* 36, 411-424.
- ALBERTS E.E., BURWELL R.E., SCHUMAN G.E., 1977. Soil nitrate- nitrogen determined by coring and solution extraction techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 90-92.
- BANTON O., LAROCQUE M., SURATEAU F., VILLENEUVE J.P., 1993. AgriFlux : Logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. Manuel d'usager. Rapport scientifique INRS-Eau n° R-380. Ste-Foy, Qc.
- BANTON O., LAFRANCE P., MARTEL R., VILLENEUVE J.P., 1992. Planning of soil-pore water sampling campaigns using pesticide transport modeling. *Ground Water Mon. Rev.* 12 (3), 195-202.
- BEAR J., 1988. Dynamics of fluids in porous media. Dover publications, Inc. New York, NY.
- BERGSTRÖM L., JOHNSON H., TORSTENSSON G., 1991. Simulation of soil nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fert. Res.* 27, 181-188.
- BEVEN K.J., GERMAN P.F., 1982. Macropores and water flows in soils. *Wat. Res. Res.* 18, 1311-1325.
- CARSEL R.F., SMITH C.N., MULKEY L.A., DEAN J.D., JOWISE P., 1984. User's manual for the pesticide root zone model (PRZM). U.S. EPA. Athens, GA.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1984. Normales climatiques au Canada. vol. 9. Service de l'environnement atmosphérique.
- GODWIN D.C., JONES C.A., 1991. Nitrogen dynamics in soil-plant systems. Dans : Modeling plant and soil systems. Hanks et Ritchie (ed.). American Society of Agronomy, Inc. Madison, WI.
- JANSSON P.E., ECKERSTEN H., JOHNSON H., 1991. SOILN model, user's manual. Swedish Univ. Of Agric.

- Sciences. Department of soil sciences. Uppsala, Suède.
- JOHANSSON H., BERGSTRÖM L., JANSSON P.E., PAUSTIAN K., 1987. Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosys. Environ.* 18, 333-356.
- KHAKURAL B.R., ROBERT P.C., 1993. Soil nitrate leaching potential indices: using a simulation model as a screening system. *J. Environ. Qual.* 22, 839-845.
- LAFRANCE P., BANTON O., 1995. Implication of spatial variability of organic carbon on predicting pesticide mobility in soil. *Geoderma* (sous presse).
- LAROCQUE M., BANTON O., 1994. Determining parameter precision for modeling nitrate leaching: inorganic fertilization in nordic climates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 396-400.
- PARKIN T.B., 1993. Spatial variability of microbial processes in soil - A review. *J. Environ. Qual.* 22, 409-417.
- RAMOS C., CARBONELL E.A., 1991. Nitrate leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model. *Fert. Res.* 27, 171-180.
- RAWLS W.J., BRAKENSIEK D.L., 1989. Estimation of soil water retention and hydraulic properties. Dans : *Unsaturated flow in hydrologic modeling theory and practice*. H.J. Morel-Seytoux (ed.). Kluwer Academic Publishers. Pays-Bas. pp. 275-300.
- SHAFFER M.J., HALVORSON A.D., PIERCE F.J., 1991. Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application. Dans : *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Follett *et al.* (eds). Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- WAGENET R.J., HUTSON J.L., 1989. LEACHM: Leaching Estimation and Chemistry Model: A process based model of water and solute movement transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Continuum vol. 2 version 2. Water Res. Inst. Cornell Univ. Ithaca, NY.