HAL
open science

Etude des flux d'eau et d'azote nitrique sous racines sur deux champs captants du Val de Saône : expérimentation avec bougies poreuses et modélisation avec " AgriFlux

A. Villard, S. Novak, Olivier Banton, F. Kockmann, E. Cremille

To cite this version:

A. Villard, S. Novak, Olivier Banton, F. Kockmann, E. Cremille. Etude des flux d'eau et d'azote nitrique sous racines sur deux champs captants du Val de Saône : expérimentation avec bougies poreuses et modélisation avec " AgriFlux. Ingénieries eau-agriculture-territoires, 2003, 35, p. 3 - p. 17. hal-00467520

HAL Id: hal-00467520

https://hal.science/hal-00467520

Submitted on 26 Mar 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Étude des flux d'eau et d'azote nitrique sous racines sur deux champs captants du Val de Saône :

expérimentation avec bougies poreuses et modélisation avec « AgriFlux »

Antoine Villard [a], Sandra Novak [a], Olivier Banton [b], François Kockmann [a], Etienne Cremille [c]

L'augmentation généralisée des teneurs en nitrates d'origine agricole dans les ressources en eau potable conduit à multiplier les stratégies de lutte basées sur le volontariat, l'incitatif ou le réglementaire, sans pouvoir toutefois mesurer l'efficience de chacune de ces stratégies. Or, ce n'est qu'en investissant dans l'expérimentation « in situ » et dans la modélisation qu'agronomes et hydrogéologues contribueront à agir en meilleure connaissance de cause. Cet article illustre concrètement la démarche, pose des premiers résultats et esquisse les perspectives de valorisation.

En Saône-et-Loire, la nappe alluviale de la Saône constitue un réservoir en eau potable primordial. Or, suite à un retournement massif des prairies permanentes extensives au profit de la monoculture du maïs, les concentrations en nitrates mesurées au niveau des puits de captages ont sensiblement augmenté entre 1985 et 1995, passant de 10-15 mg/litre à 35-50 mg/litre, voire au-delà.

La lutte contre la pollution diffuse par les nitrates en agriculture : questions vives

Dès 1989, la chambre d'agriculture, en collaboration avec l'INRA met en évidence le poids de l'histoire prairiale sur les fournitures en azote par le sol, ainsi que le rôle déterminant du profil cultural, dans ce milieu difficilement praticable (ressuyage lent des sols, crues fréquentes). En 1992, une opération de recherche-action-conseil, « Cultivons l'eau potable », labellisée Ferti-Mieux, est animée sur la plaine alluviale et contribue dès lors à mettre en pratique, progressivement, la gestion raisonnée des systèmes de cultures, en intégrant notamment les arrières-effets prairiaux dans l'ajustement de la fertilisation minérale azotée. La démarche, basée sur le volontariat, vise à mobiliser collectivement les agriculteurs.

Parallèlement, au niveau des champs captants les plus sensibles, deux initiatives sont prises :

– le rachat de terres pour une remise en prairies, localisé dans les périmètres de protection rapprochés, disposition réglementaire financée par certains syndicats des eaux,

– la contractualisation de mesures agri-environnementales, incitatives, basées sur la recherche de rendements modérés afin de réduire les intrants, ciblées sur les périmètres de protection éloignés, sous l'impulsion de la DDAF.

Nous avons donc une imbrication des stratégies — volontaire, réglementaire et incitative, génératrices de résultats sur la qualité de l'eau. Toutefois, la complexité des mécanismes sous-jacents à la pollution diffuse, à la croisée de deux disciplines, l'agronomie et l'hydrogéologie, fait que nous méconnaissons les répercussions respectives des différentes stratégies mises en œuvre.

Les contacts

a. Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire, 59, rue du 19 mars 1962, BP 522, 71010 Mâcon Cedex
b. Laboratoire d'hydrogéologie de l'université d'Avignon, 33, rue Louis Pasteur, 84000 Avignon
c. Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2-4, allée de Lods, 69363 Lyon Cedex 07

Encadré 1

Plan de travail prévisionnel relatif à l'expérimentation sur les 15 sites équipés en bougies poreuses

Ce plan intègre la mise en place du dispositif, la gestion au quotidien, le traitement des données, l'interprétation et la valorisation des résultats. Les évaluations du nombre de jours concernent l'équipe de base de la chambre d'agriculture ; elles n'intègrent pas le temps consacré par les partenaires (RMC, université d'Avignon, DIREN, en particulier).

Période	Chef de projet	Agronome	Ingénieur vacataire	Techniciens expérimentateurs	Totaux en jours
01/10/97 au 30/04/01	44	103	162	230	539
01/10/01 au 01/10/05	40	133	126	243	542
Totaux sur 8 années	84	236	288	473	**1 081**

C'est pourquoi il est apparu primordial, sur des bassins d'alimentation circonscrits de petite taille, de mobiliser des moyens pour mieux connaître et mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à la contamination des nappes d'eau souterraine par les nitrates. Nous dissocions deux niveaux dans la problématique :

– l'évaluation du flux de nitrates (NO_3^-) sous la zone racinaire, dans l'horizon non saturé. Un dispositif de bougies poreuses, subhorizontales, pérennes, permet de mesurer, durant la période de drainage, la concentration en nitrates de la solution du sol, à 1 mètre de profondeur. L'enjeu est ici de comprendre les relations entre terrains, système de cultures, climat et flux de nitrates : c'est le domaine de l'agronome ;

– le transfert progressif des flux de NO_3^- vers la nappe. La migration des contaminants vers l'aquifère nécessite une analyse hydrogéologique approfondie, afin de bien connaître le fonctionnement du champ captant et de présumer ensuite des conséquences sur la qualité de l'eau : c'est le domaine de l'hydrogéologue.

C'est dans cette perspective que nous avons mis en place, en 1997 (encadré 1), une expérimentation sur les champs captants de Boyer (323 ha) et de l'Abergement de Cuisery (894 ha), malgré le handicap des crues. Bien que l'expérimentation se poursuive jusqu'en 2005, nous avons réalisé un bilan à mi-parcours, en nous limitant toutefois au volet agronomique (Novak, 2003). Dans le présent article, nous resituons les protocoles expérimentaux, décrivons le modèle Agriflux et son paramétrage dans le contexte local, puis développons et discutons les résultats relatifs à l'évaluation des flux des nitrates sous la zone racinaire.

Les protocoles expérimentaux

Nous avons bénéficié d'un précieux transfert d'expérience, au niveau de la conception et de la mise en place du dispositif expérimental, de M. Benoit (INRA/SAD – Mirecourt).

La pré-étude, une étape indispensable

Au cours de l'année précédant la mise en place du dispositif, nous avons investi sur plusieurs axes majeurs :

• une analyse hydrogéologique approfondie, comprenant, outre une synthèse bibliographique, une campagne de mesures de piézométrie. La nappe a ainsi été contrôlée en 35 points afin de mieux en connaître le fonctionnement, en collaboration avec les hydrogéologues (DIREN, RMC, syndicat mixte Saône-Doubs) ;

• un zonage des terrains. La formation alluviale complexe comprend schématiquement deux terrasses :

– les alluvions récentes argileuses inondables. Les sols profonds, très argileux, riches en matière organique, peu perméables occupent la majeure partie de la zone alluviale. L'hydromorphie est variable suivant la topographie. Les sols restent plastiques à faible profondeur, même en été, bien qu'ils se fissurent verticalement et fortement. Localement, les sols sont argilo-sableux

et reposent sur un horizon sableux à très faible profondeur (50 cm) ;

– les alluvions anciennes de la basse terrasse. En limite de la zone inondable, les alluvions sableuses sont filtrantes mais hydromorphes souvent dès 40 cm de profondeur. Au-delà, les sols sont lessivés, limoneux, hydromorphes ;

• une enquête finalisée sur l'histoire culturale ancienne (année de retournement de la prairie en particulier) et récente (occupation du sol, rendements, fertilisation organique et minérale, au cours des trois dernières campagnes), de chacune des parcelles des deux champs captants. Les principaux systèmes de cultures ainsi que leur distribution spatiale ont ainsi été identifiés. En alluvions argileuses, la monoculture de maïs, parfois entrecoupée par un soja, se substitue donc à la prairie traditionnelle extensive ; en alluvions sableuses, la monoculture de maïs irrigué, avec parfois un tournesol, ou une succession de type maïs, soja, légumes, ou encore une succession de céréales et oléagineux, également présente en limons battants.

L'ensemble des données inventoriées sur chacun des bassins d'alimentation a été géoréférencé à partir du fond cadastral numérisé, dans une base accessible sous un système dinformation géographique.

La structuration du réseau de 15 sites expérimentaux

La prise en considération de la diversité des terrains, des histoires culturales et des systèmes de cultures ainsi que la connaissance du fonctionnement hydrogéologique de la nappe, ont donné les bases pour choisir et répartir les 15 sites expérimentaux (tableau 1, page suivante). Le réseau ainsi structuré recouvre des situations très contrastées, allant des sols les plus lourds aux plus légers d'une part, de la monoculture de maïs à la prairie extensive d'autre part. La mise en place a eu lieu en août 1998, avec un complément l'été suivant ; les profils pédologiques ont alors été soigneusement décrits, avec une série de mesures et de contrôles, comprenant en particulier, par horizon : densité apparente, humidités caractéristiques, textures. Un site expérimental correspond à une station culturale de très petite taille, environ 20 à 30 m^2, repérée à l'intérieur d'une parcelle culturale bien identifiée au niveau de son histoire culturale et accessible par un chemin praticable, sauf lors des crues pour les sites en zone inondable.

La gestion des sites expérimentaux

Une bougie poreuse est un dispositif de prélèvement de l'eau dans le sol. Le principe consiste à faire passer, par mise en dépression, la solution aqueuse du sol à l'intérieur d'une cupule en céramique poreuse. La concentration en nitrates de l'eau ainsi prélevée est analysée par colorimétrie. Pour tenir compte de la variabilité spatiale de la teneur en NO_3^-, chaque site comprend 7 bougies disposées autour d'une fosse rebouchée après la pose. Le dispositif permanent, enterré à 1 mètre de profondeur, n'occasionne aucune contrainte pour les travaux agricoles. Les prélèvements et mesures sont effectués quand le sol est humide (en général, de novembre à mai), tous les 15 jours. Le rythme de base est modulé en fonction de l'épisode climatique : une période sèche conduit à ajourner les contrôles ; inversement, une période humide conduit à les accentuer, notamment en situation sableuse. Bon an mal an, une trentaine de contrôles par bougie est souhaitable. Pour chaque site, la concentration moyenne des NO_3^- sur une saison de drainage est calculée par le rapport entre le cumul du flux d'azote sur celui du flux d'eau (bilan hydrique). Enfin, chaque site est équipé d'un pluviomètre et de capteurs de température du sol et de l'air pour intégrer correctement les variables climatiques.

Les agriculteurs gèrent librement leurs cultures, mais enregistrent à chaque campagne les itinéraires techniques, les accidents culturaux éventuels ainsi que les rendements.

Le modèle AGRIFLUX : une conception en deux modules

Le seul enregistrement des mesures de concentration en nitrates, en dessous des racines, même reproduit sur un grand nombre d'années, ne conduirait qu'à des constats, sans possibilité d'extrapolation. On comprend dès lors tout l'intérêt offert par la modélisation, sachant que les mesures restent indispensables pour valider et paramétrer le modèle dans le contexte local. La prédiction des risques de contamination des

Substrat	N° site	Sol				Sous-Sol		Histoire culturale		Succession de cultures				
		texture	% Ar	% mo	z en cm	texture	% Ar	retourn[t]/ prairie	Succession de cultures	1998	1999	2000	2001	2002
Alluvions argileuses hydromorphes	7	Al	45	4,5	70	AS	30	1988	MM(T)	M	T	M	M	M
	6	A	38	4,2	70	ALS	30	1984	MMM	M	T	M	M	M
	3	A	34	2,3	100	A	35	1986	MMM	Me	Me	j	M	M
Alluvions saines	14	AL	44	3,5	70	ALS	30	1983	MMM	M	M	M	M	M
	15	AL	39	3,9	90	Al	50	1992	MMM	M	M	M	M	M
Alluvions légères	4	AS	35	3,3	60	SA	17	1987	MMT	M	M	M	M	M
	5	AS	37	8,5	70	SA	20	Toujours en PP		Prairie permanente pâturée				
	12	Al	58	5,3	70	SA	20	Ancienne terre labourée, remise en prairie en 1994		Prairie Permanente extensive				
Basse terrasse sableuse, filtrante mais hydromorphe en profondeur	11	S	8	1,1	90	S	5	1988	MMM	M	M	h	M	M
	10	S	10	0,7	90	S	4	-	MMM	T	M	M	M	M
	8	SL	9	1,3	30	S	7	-	TtC	OH	t	T	t	t
	9	SL	11	1,5	90	S	9	-	jTt	Au	T	T	t	tRGI
	13	SA	17,3	1,7	100	SA	15	-	OH-h-M	M	M	M	h	M
Limons lessivés hydromorphes	1	LmS	13	1,7	70	LAS	27	-	MMM	s	s	M	s	M
	2	LAS	28	3,7	100	LAS	24	-	MMM	s	s	M	s	M

Texture :
Al : argile lourde, AL : argile limoneuse, A : argile, AS : argile sableuse, LAS : limon argilo-sableux, LmS : limon moyen sableux, SL : sable limoneux, SA : sable argileux, S : sable.

Cultures :
M : maïs grain, Me : maïs ensilage, s : soja, T : tournesol, h : haricot , t : triticale, OH : orge hiver, Av : avoine, j : jachère, tRGI : trèfle ray grass.

▲ Tableau 1 – Caractéristiques des 15 sites expérimentaux.

aquifères par les NO_3^- passe donc par une simulation adéquate des conditions hydrodynamiques et biochimiques qui prévalent dans la zone non saturée, sous les racines.

Le modèle AgriFlux (Banton *et al.*, 1993) repose sur une démarche mécaniste-stochastique (encadré 2). La représentation mathématique retenue pour chaque processus résulte d'un compromis entre une représentativité fiable du processus et une paramétrisation aisée du modèle (nombre de paramètres, méthodes de mesure). La représentativité des résultats intègre la variabilité spatiale des paramètres, définie à l'aide de leur distribution

Encadré 2

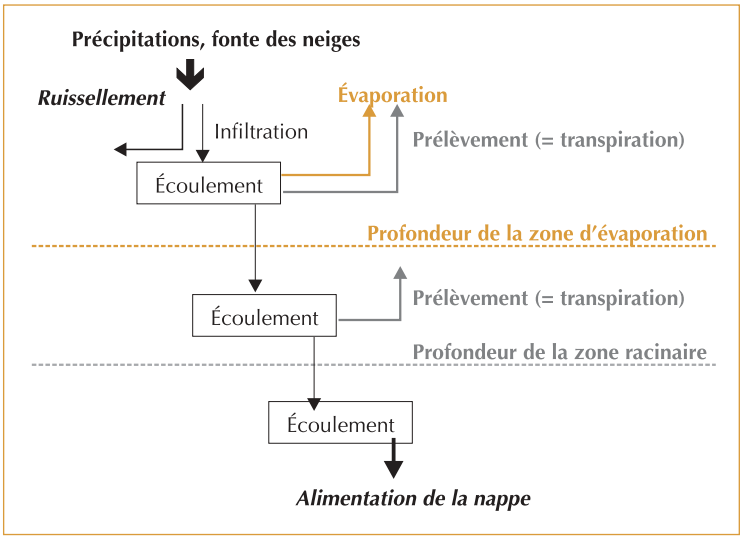
Les modèles de simulation permettant l'évaluation des pertes environnementales de nitrates reliées aux pratiques agricoles sont encore rares

En effet, même si de nombreuses publications font mention de modèles plus ou moins pertinents et performants, ceux-ci sont souvent des outils maison, non disponibles lorsque demandés (ce qui devrait pourtant être le premier critère de qualité d'un outil). Parmi les modèles réellement disponibles, il est par ailleurs nécessaire de différencier les modèles basés sur la simulation des processus, des modèles empiriques de types boîte noire, généralement peu fiables, peu transposables et donc peu utiles. Dans cette catégorie des modèles de type mécaniste (c'est-à-dire basés sur la simulation des mécanismes impliqués dans le devenir de l'eau et de l'azote), on peut tout particulièrement mentionner : SOIL-SOILN (Johnsson *et al.*, 1987), DAISY (Hansen *et al.*, 1991), LEACHM (Hutson et Wagenet, 1992), RZWQM (USDA-ARS, 1992), AGRIFLUX (Banton et Larocque, 1997) et STICS (Brisson *et al.*, 1998). L'originalité et la spécificité d'AGRIFLUX (par rapport aux autres outils mentionnés) est de prendre en compte l'ensemble des processus contrôlant le devenir de l'eau et de l'azote dans les sols (selon les schémas classiquement reconnus dans la littérature), et d'intégrer la variabilité spatiale et l'incertitude au niveau de l'ensemble des paramètres impliqués dans ces processus. AGRIFLUX permet également l'évaluation conjointe des flux d'eau, de nitrates et de phytosanitaires par ruissellement de surface, par drainage agricole et par percolation vers la nappe d'eau souterraine. Les applications de l'outil par différentes équipes et sur différents contextes ont donné de très bons résultats et ont montré que les simplifications adoptées n'entraînaient pas de biais notables.

statistique, et une courbe enveloppe des résultats journaliers à plus ou moins un écart-type autour de leur valeur moyenne. Le modèle AgriFlux comprend deux modules.

Le module HydriFlux (figure 1) effectue les calculs reliés au bilan hydrique dans le sol en prenant en compte les principaux processus : précipitations, fonte de la neige, infiltration, ruissellement, prélèvement d'eau par la culture, évaporation, percolation (lessivage vers les eaux souterraines) et drainage artificiel. Comme les contaminants migrent avec l'eau, HydriFlux sert de base à toutes les simulations. Le profil de sol est discrétisé en couches de sol de caractéristiques différentes.

Le flux d'eau percolant vers les couches inférieures est calculé à l'aide d'une approche simplifiée basée sur la résolution en différences finies de l'équation de Richards. Les tranches de sol représentent les pas d'espace, tandis que le pas de temps de calcul est la journée. Ce découpage spatial et temporel est suffisant pour la simulation des processus visés et la période temporelle étudiée. Dans cette approche, les couches sont gérées comme des réservoirs entre lesquels les flux d'eau ont lieu en fonction des teneurs en eau et des caractéristiques physiques des couches (conductivité hydraulique non saturée, porosité à saturation, capacité au champ, point de flétrissement). L'écoulement peut avoir lieu vers la couche inférieure lorsque le contenu en eau d'une couche excède sa capacité au champ. Une modification importante à l'approche classique par réservoir est l'estimation de la vitesse d'écoulement de l'eau à l'aide de la conductivité hydraulique non saturée de chaque couche, selon l'approximation cubique de Irmay (BEAR, 1998). L'évaporation et le prélèvement par les plantes n'ont lieu dans une couche que lorsque le contenu en eau dans celle-ci excède le point de flétrissement, et ce uniquement jusqu'à la profondeur maximale d'évaporation ou jusqu'à celle des racines.

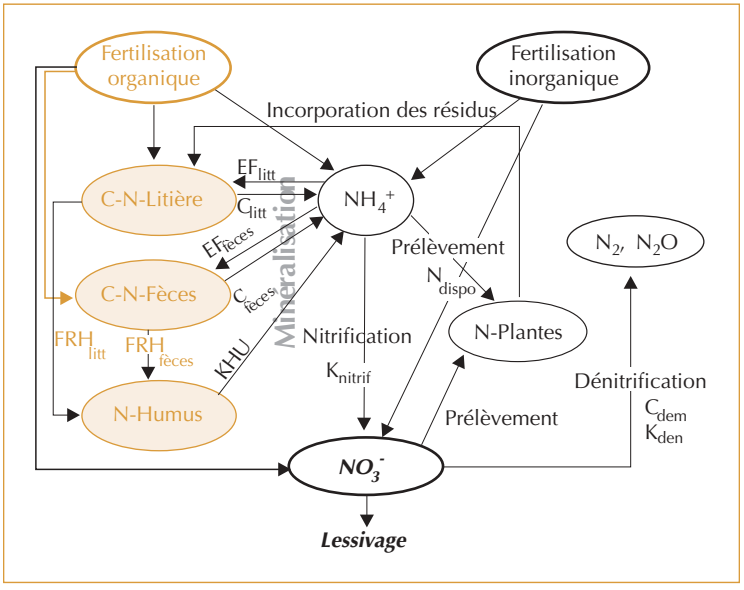


▼ Figure 1 – Principe du module HydriFlux.

Parallèlement à la simulation des flux d'eau et selon la même discrétisation spatiale du sol, le module NitriFlux (figure 2) simule les transformations de l'azote dans le sol. L'approche adoptée est basée sur la représentation du cycle de l'azote généralement admise (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 organique (litière, fèces et humus) et inorganiques (NH_4^+ et NO_3^-). Les processus gérant les entrées et sorties des formes azotées du système sont les apports en fertilisants et l'incorporation des résidus (ayant lieu essentiellement dans les couches supérieures), le prélèvement par les plantes (qui se produit jusqu'à la profondeur racinaire maximale), et le lessivage des NO_3^-. Les NO_3^- sont considérés comme la seule forme mobile de l'azote et comme étant entièrement en solution. Ils se déplacent donc librement vers les couches inférieures en fonction des flux. Les flux ayant lieu entre les différents réservoirs de l'azote représentent la minéralisation-immobilisation, la nitrification et la dénitrification. Ces processus sont influencés par les conditions de température et d'humidité qui prévalent chaque jour dans chaque couche.

De pair avec HydriFlux, NitriFlux permet d'évaluer les pertes de NO_3^- par le ruissellement de surface, par le lessivage vers les eaux souterraines et par le réseau de drainage souterrain. Les flux simulés d'eau et de NO_3^- sortant du profil sont donc ceux entrant dans la nappe, immédiatement sous le profil (Larocque, Banton, 1995).

▼ Figure 2 – Principe du module NitriFlux.



Le paramétrage du modèle AgriFlux

Afin de permettre au bilan en eau de s'équilibrer dans le modèle, il est indispensable que les simulations du bilan hydrique soient effectuées durant quelques années avant leur comparaison avec les résultats de terrain. Ainsi, la période de simulation a débuté le 01/01/95, alors que les premiers prélèvements d'eau avec les bougies poreuses ont été réalisés en novembre 1998. La période de simulation s'achève le 31/08/02 et concerne donc 4 campagnes.

Les différentes données nécessaires au fonctionnement du modèle (tableau 2) portent sur les caractéristiques du sol, les conditions climatiques, les cultures, les fertilisations et le cycle de l'azote. Dans la mesure du possible, les données introduites dans le modèle sont des données mesurées. Les valeurs affectées aux paramètres non mesurés proviennent de recherches bibliographiques (Soltner, 1996 ; Torstensson, 1998 ; Brisson *et al.*, 1998) ou à défaut, d'estimations.

Nous mentionnons les points particuliers suivants :

• **sols.** La conductivité hydraulique à saturation a été évaluée en utilisant le logiciel *Rosetta* (Schaap, 2000). Ce modèle permet d'estimer les paramètres hydriques du sol (teneurs en eau à saturation, conductivité hydraulique à saturation...) en utilisant des fonctions de pédotransfert, à partir de données facilement mesurables et généralement disponibles : texture, densité apparente, teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement. Son domaine de validité couvre la gamme des textures des 15 sols étudiés ;

• **climat.** La singularité de l'expérimentation tient en particulier au phénomène des crues. Exceptions faites des sites 1 et 13, non inondables, et du site 8, non inondé, les autres ont subi des crues, entre 11 et 17 épisodes durant les 4 campagnes. Afin de tenir compte de cette lame d'eau en surface des sols, des ajouts assez importants ont été effectués au niveau de la pluviométrie journalière : 20 mm/j pendant 3 jours lors de chaque crue constatée sur le terrain (à j – 1, j et j + 1). L'excès d'eau qui ne peut s'infiltrer est évacué par ruissellement dans le modèle. L'apport de NO_3^- dû

SOL Paramètres/couche	CLIMAT	CULTURES	FERTILISATION	CYCLE DE L'AZOTE
Épaisseur (m) Porosité (m^{-3} m^{-3}) Capacité au champ* (m^{-3} m^{-3}) Point de flétrissement** (m^{-3} m^{-3}) Conductivité hydraulique*** (mj^{-1}) % sable % limon % argile N du réservoir humus (kg N ha^{-1})	– Pluie journalière – ETP et température moyenne mensuelle – Irrigation – Crues (date début/fin)	Date début de croissance Date fin de croissance Date de récolte Date travail du sol Profondeur travail du sol (m) Besoin en eau (m) Besoin en azote (kg N ha^{-1}) Fraction de l'azote récolté Fraction de l'azote résiduel Rapport C/N des résidus Rapport C/N des racines Profondeur des racines à maturité (m)	Date Kg N – NH_4 ha^{-1} Kg N – NO_3 ha^{-1}	Constante de dégradation de la litière (j^{-1}) Efficacité de la synthèse microbienne de la litière Fraction de la litière passant à l'humus Rapport C/N du sol Constante de minéralisation de l'humus (j^{-1}) Fraction de l'azote inorganique disponible Rapport NO_3/NH_4 du sol Constante de nitrification (j^{-1}) Constante de demi-saturation pour la dénitrification (mg Nl^{-1}) Constante de dénitrification (g N m^{-2} j^{-1}) Profondeur maximale de dénitrification (m)

* Les valeurs entre parenthèses indiquent les écarts-types des distributions normales.
** Estimé de Rawls et Brakensiek (1989) avec cv = 10 %.
*** Paramètre distribué log-normalement.

▲ Tableau 2 – Données indispensables au paramétrage du modèle.

à ces inondations est négligé (les concentrations de l'eau de la Saône étant de l'ordre de 10 mg/l). À certaines périodes, la crue de la Saône rend impossible le prélèvement des échantillons (ex : chemin inondé), alors que les bougies poreuses contiennent vraisemblablement de l'eau : cela soustrait certains points de comparaison avec les teneurs simulées par AgriFlux ;

• **cultures :**

– cultures d'hiver. Dans le modèle AgriFlux, les prélèvements d'eau et d'azote sont représentés selon une loi de distribution normale entre les dates de début et de fin de croissance. Toutefois, pour des cultures automnales, le prélèvement peut être simulé par une succession de deux périodes de croissance, automne-hiver et printemps-été, correspondant respectivement à 5 % et 95 % des besoins en azote de la plante, pour les céréales ;

– légumineuses. Le modèle NitriFlux ne simule pas la fixation de l'azote atmosphérique (N2) par les microorganismes du sol. Or, ce processus intervient chez les légumineuses ; les références bibliographiques (Corpen, 1999 ; Wu, Mc Gechan, 1999) montrent que les quantités d'azote fixées sont très variables. La prise en compte du processus se fera de façon indirecte, en l'assimilant à une fertilisation minérale, avec une période de relargage assez longue ;

– prairies. Afin de représenter leur cycle de végétation de février à octobre, avec des prélèvements maximaux au printemps et à l'automne, deux cycles ont également été utilisés : de février à juin, puis de juillet à octobre ;

• **fertilisation.** Dans le modèle, on estime que les flux au demeurant mineurs, relatifs aux apports par retombées atmosphériques et aux pertes par volatilisation de l'ammoniac, issus des fertilisants azotés, se compensent, exception toutefois pour l'urée où la volatilisation est évaluée à 15 % (Corpen, 2001), directement retranchée de la quantité épandue par l'agriculteur.

Résultats

Remarque préalable à propos de l'effet lié à la pose des bougies

La mise en place des bougies poreuses nécessite l'ouverture d'une fosse sur 1 mètre de profondeur, induisant une brutale aération, en période de fortes températures, ainsi qu'une augmentation de porosité ; les dynamiques de l'azote et de l'eau se trouvent temporairement perturbées. C'est très probablement la raison expliquant les fortes concentrations en NO_3^- mesurées au cours de l'automne suivant la pose, même si le sol à l'aplomb des bougies, dans un rayon de 1 mètre, a été soigneusement laissé en place.

Cette hypothèse est confortée par les travaux de Lord et Shepherd (1993) qui obtiennent, pour un sol sablo-limoneux, des concentrations en NO_3^- plus élevées et précoces dans des bougies poreuses nouvellement installées par rapport à des bougies posées deux ans plus tôt.

Pour la comparaison des mesures et des simulations effectuées par la suite, les résultats de l'automne/hiver ayant suivi la pose des bougies sont donc mis entre parenthèses.

Simulation des flux d'eau percolés

En général, les flux d'eau mensuels simulés dans les sols argileux et limoneux ont lieu essentiellement de décembre à juin, avec un pic en mars, sauf exception ; dans les sols sableux, le flux débute dès le mois d'octobre et il se caractérise par des pics successifs.

La variabilité des chroniques de flux d'eau lessivés est cependant importante selon les années et les sites.

La texture ainsi que le régime des crues différencient fortement les flux d'eau respectivement percolée (Ep), allant de 27 à 650 mm, et ruisselée (Er), variant de 47 à 557 mm selon les sites (tableau 3) :

▶ Tableau 3 – Caractéristiques des sites et simulations des flux d'eau sur les 4 campagnes.

Texture	Site n°	RU en mm	Khs limitante en cm/j	Crues estimées en mm	Sorties d'eau simulées par AgriFlux (mm)			
					percolée (Ep*) sans crue	percolée (Ep) avec crue	ruisselée (Er) avec crue	Total (Ep+Er)
Al	7	137	1	180	30	47	462	509
A	6	151	3	240	131	120	375	495
A	3	143	4	255	172	227	352	579
AL	14	174	1	157	25	27	557	584
AL	15	172	1	225	27	37	523	560
AS	4	67	38	219	335	502	94	596
AS	5	104	12	195	99	185	183	368
Al	12	131	6	156	22	29	317	346
S	11	29	46	240	432	650	56	706
S	10	57	36	15	-	338	72	410
SL	8	32	51	0	-	356	47	403
SL	9	98	8	15	-	257	107	364
SA	13	106	7	0	-	167	188	355
LmS	1	220	0,5	0	-	105	237	342
LAS	2	211	1,0	15	-	139	222	361

Les flux d'eau simulés, Ep*, Ep, Er, total ainsi que les crues, correspondent aux moyennes des flux annuels, sous chaque site. Les précipitations moyennes sont de 972 mm par an pour la période étudiée.

– les flux Ep sont moins importants en sols argileux et limoneux qu'en sols sableux. Les flux les plus faibles ont lieu pour les sols les plus argileux sur tout leur profil (sites 7, 12, 14 et 15). Inversement, le flux le plus élevé correspond au site 11, très sableux et exposé aux crues ;

– les flux Er apparaissent en général plus élevés en sols argileux et limoneux qu'en sols sableux. Pour les sols argileux, dont la conductivité hydraulique est très faible (7, 6, 3, 14, 15, 12), les flux Er sont nettement supérieurs aux flux Ep ;

– des tests réalisés pour mieux comprendre l'impact des crues indiquent que les volumes d'eau simulés par les crues sont en partie à l'origine des importants flux Ep évalués sur les sites 4 et 11. Pour les sols les plus argileux en surface, les crues accroissent les flux Er (7, 6, 3, 14, 15, 12).

Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées

La démarche vise à évaluer la capacité du modèle AgriFlux à simuler le plus fidèlement possible les concentrations en nitrates (CNO_3^-) mesurées sur les 15 sites. Lorsque l'écart entre la simulation et la mesure est faible, cela signifie que le modèle peut reproduire les principaux mécanismes à l'origine des teneurs en nitrates de l'eau du sol, s'il est correctement paramétré. Inversement, un écart important nécessite de réviser les estimations des paramètres non mesurés.

Parmi les paramètres qui n'ont pas été mesurés dans le cadre de cette étude, les plus sensibles sont les suivants :

– la fraction d'azote minéral disponible (N dispo) a, par défaut, une valeur de 0,1, signifiant qu'au maximum 10 % de l'azote minéral présent dans le sol est prélevé chaque jour par la plante. Une réduction de N dispo correspond à une diminution du volume de sol prospecté par les racines, résultant d'un tassement, de l'hydromorphie du sol... La réduction de ce paramètre a permis d'ajuster les simulations aux valeurs mesurées en sols sableux (8, 9, 10, 11), argilo-sableux (13) ainsi qu'en sol argileux hydromorphe régulièrement compacté (3) ;

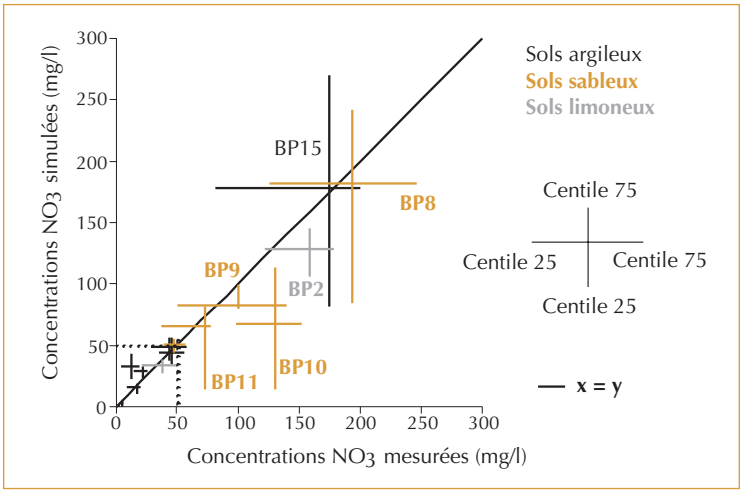
– la constante de minéralisation de l'humus a généralement une valeur de $5{,}10^{-5}$ j^{-1}. Elle est à majorer lorsque le sol a une bonne activité biologique (teneur en matière organique élevée, ou après un apport de fumier, ou suite à une implantation de jachère) ou une activité structurale intense (absence d'hydromorphie, calcaires). Kh a été doublée pour le site 2, en relation avec son taux d'humus (3,7 %) et son pH (8,1) ainsi que pour le site 13, occasionnellement, suite à l'implantation d'une jachère ;

– la conductivité hydraulique. Les valeurs données par *Rosetta* ne paraissent pas satisfaisantes en limons : une valeur dix fois plus élevée permet de mieux simuler les NO_3^- pour les sites 1 et 2.

Les CNO_3^- mesurées sous sols argileux (20-100 mg/l) sont généralement inférieures à celles des sols sableux (30-300 mg/l). Quelques sites font exception à ces tendances : 3, 15 et 13. En sols limoneux, les résultats paraissent surprenants : 120-190 mg/l en 2, limono-argilo-sableux, et 10-100 mg/l en 1, moins argileux.

La confrontation, pour chacun des sites d'étude, des chroniques de CNO_3^- mesurées et simulées indique, si l'on écarte « l'effet fosse », que les résultats des simulations sont proches des valeurs mesurées. Afin d'étayer cette affirmation, le graphique de la figure 3 compare, pour chacune des parcelles, la moyenne des concentrations simulées en 2000/01 à la moyenne des concentrations mesurées sur la même période. Les moyennes sont encadrées par les valeurs des centiles 25 (25 %

▼ Figure 3 – Comparaison des concentrations simulées par rapport aux concentrations mesurées dans les bougies poreuses des 15 sites d'étude entre le 01/09/00 et le 31/08/01.



Le graphique indique, pour chaque parcelle, la moyenne des concentrations mesurées sur les 7 bougies poreuses entre le 1er septembre 2000 et le 31 août 2001 et les centiles 25 et 75 correspondant (barre horizontale), et la moyenne des concentrations simulées sur la même période avec les centiles 25 et 75 correspondant (barre verticale).

des concentrations sont inférieures à cette valeur) et 75 (25 % des concentrations sont supérieures à cette valeur). Plus les points s'approchent de la bissectrice, plus les simulations sont proches des mesures. On constate ainsi que les résultats des simulations sont, pour la majorité des sites, du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées. Les valeurs du site 10 s'écartent le plus de la bissectrice, car cette année-là les simulations n'ont pas reproduit le deuxième pic de concentration observé avec les mesures.

En 2000/01, les mesures comme les simulations indiquent que les CNO_3^- moyennes sous les sites 8, 9, 10, 11 (sols sableux), 2 (sol limono-argilo-sableux) et 15 (sol argileux) ont été supérieures à 50 mg/l. Inversement, les valeurs les plus faibles correspondent aux sites argileux, en particulier sous prairie (5 et 12).

Simulation des flux d'azote nitrique

Le rôle déterminant de la texture des sols

Les résultats des simulations, consignés dans le tableau 4, montrent le rôle déterminant joué par la **texture des sols** sur la dynamique et l'amplitude des pertes en azote nitrique par lessivage : pour des systèmes de cultures semblables, les pertes annuelles moyennes sont de 2 à 34 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha en sols argileux (7, 6, 3, 14, 15, 4), en excluant donc les sites en prairies, et de 65 à 139 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha/an en sols sableux (9, 10, 8, 11). En sols limoneux (2, 1) ou sablo-argileux (13), les pertes oscillent entre 8 et 41 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha/an. Quant aux pertes en azote par ruissellement, elles sont comparables entre les différents sols, fréquemment comprises entre 10 et 20 kg $N\text{-}NO_3^-$/an.

Dans le modèle, la texture du sol intervient à plusieurs niveaux, et notamment :

– sur la vitesse d'infiltration de l'eau dans les sols (plus lente dans les sols argileux) ;

– sur les cinétiques de minéralisation et de nitrification (processus aérobies dont l'humidité optimale est proche de la capacité au champ et dont les vitesses de réaction décroissent linéairement de part et d'autre de cet optimum) ;

– sur la cinétique de dénitrification (processus anaérobie débutant à des teneurs en eau voisines de la capacité au champ et atteignant son optimum à saturation). Dans ce cas, il existe une possibilité de fuites de composés azotés vers l'atmosphère.

Tableau 4 – Simulations des flux d'azote nitrique sur les 4 campagnes.

Site n°	Texture	Perte de Nitrates *				
		Flux en kg $N\text{-}NO_3^-$/ha			Concentration en mg NO_3^-/l	
		lessivé	ruisselé	total	lessivé	ruisselé
7	Al	3	15	18	28	13
6	A	10	5	15	27	5
3	A	34	18	52	68	19
14	AL	2	19	21	40	13
15	AL	15	22	37	135	17
4	AS	15	3	18	14	12
5	AS	4	1	5	7	2
12	Al	<1	1	1	4	1
11	S	139	15	154	102	115
10	S	79	19	98	114	116
8	SL	100	9	109	128	76
9	SL	65	15	80	127	69
13	SA	19	19	38	40	44
1	LmS	8	5	13	34	8
2	LAS	41	7	48	131	12

* Les flux et les concentrations correspondent aux moyennes des flux annuels, sur chaque site.

La texture du sol a également été prise en compte de manière indirecte à travers la fraction d'azote disponible, dont les valeurs ont été diminuées en sols sableux par rapport aux sols argileux.

Les valeurs des pertes d'azote nitrique étant calculées, il est intéressant de fixer les idées sur leur signification en notant tout à la fois leur impact sur la qualité des eaux et sur la fertilisation des cultures. Ainsi, un flux de 35 kg N-NO_3^-/ha/an entraîne une concentration en nitrates des eaux souterraines de 50 mg/l dans la nappe pour une lame d'eau infiltrée de 300 mm tandis qu'un flux de 65 kg N-NO_3^-/ha/an entraîne une concentration de l'ordre de 80 à 90 mg/l pour la même valeur d'infiltration. Par ailleurs, les pertes en azote peuvent être relativement élevées puisqu'elles peuvent atteindre 1/4 à 1/2 des tonnages d'engrais minéraux épandus.

L'influence de la porosité des sols

La porosité des sols sableux étant moins fréquemment saturée en eau que celle des sols argileux, la minéralisation et la nitrification y sont accélérées alors que la dénitrification y est moins rapide. Par ailleurs, il y a une compétition entre la cinétique de prélèvement d'azote par les plantes et la vitesse d'entraînement des NO_3^- par l'eau s'écoulant dans le sol, les NO_3^- non prélevés pouvant être rapidement entraînés par l'eau et ainsi soustraits aux prélèvements potentiels futurs. Or, l'eau s'écoule plus rapidement dans les sols sableux et les NO_3^- y sont moins disponibles pour les plantes que dans les sols argileux. Ainsi, en cohérence avec les connaissances agronomiques, le modèle simule des flux d'azote nitrique plus élevés en sols sableux qu'en sols argileux.

L'impact des crues

L'impact des crues sur les flux d'azote nitrique est modéré. Les pertes simulées en présence de crue sont majorées au maximum de 6 kg N/ha/an pour le lessivage et de 7 kg N/ha/an pour le ruissellement. L'augmentation des volumes d'eau percolée et ruisselée liée à l'apport d'eau simulé pour reproduire les crues a donc des répercussions limitées. Cet apport d'eau permet simplement de saturer en eau le sol : c'est vraisemblablement le cas sur le terrain, lors d'une crue. La pluviométrie, élevée durant la saison des crues, génère une lame d'eau d'infiltration suffisamment importante pour lessiver tous les NO_3^- présents dans le sol.

L'effet des prairies permanentes extensives

Les flux simulés sous prairies permanentes extensives (5 et 12), caractérisées par un chargement de l'ordre de 0,7 à 0,9 UGB/ha, sont extrêmement faibles (1 à 4 kg N-NO_3^-/ha), y compris sur le site 12 avec remise en prairie récente. Par ailleurs, la comparaison des sites 15 et 14, de même texture, en monoculture de maïs, montre que les pertes totales en NO_3^- sont 1,2 à 3 fois plus élevées en 15 qu'en 14 ; or, la prairie a été retournée respectivement en 1992 et en 1983 : on vérifie ici la puissance des arrières effets prairiaux. Enfin, une tendance à l'augmentation des flux d'azote lessivé est observée l'année suivant l'épandage du fumier sur les sites 8 et 9.

Conclusions et perspectives

• L'utilisation du modèle AgriFlux sur les deux champs captants étudiés donne des résultats satisfaisants : les concentrations en nitrate simulées sont du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées dans les bougies poreuses de 15 sites aux caractéristiques culturales et pédologiques contrastées.

• L'étude montre que la pose des bougies poreuses engendre dans la plupart des sites des perturbations lors de la première année de mesure. Aussi, les valeurs anormalement élevées, résultant d'un artefact lié à la mise en place du dispositif, sont écartées.

• Le constat précédent illustre que, sans l'effort de théorisation que constitue la modélisation, une expérimentation a un intérêt limité, dans la mesure où on ne peut comprendre et donc extrapoler à des situations comparables. Inversement, sans expérimentation, on ne peut paramétrer le modèle : modélisation et expérimentation apparaissent donc complémentaires. La démarche est transposable en d'autres milieux : l'investissement à consentir résulte pour beaucoup de la diversité des terrains et des systèmes de cultures, donc du nombre de sites à mettre en place.

• Les sols des sites expérimentaux choisis présentent une large gamme de texture. On a ainsi pu mettre en évidence, pour des systèmes de culture proches, que les flux d'azote nitrique sont fortement influencés par la texture du sol, les pertes en sols argileux et limoneux étant généralement plus faibles qu'en sols sableux respectivement 3 à 35 kg NO_3^-/ha et 65 à 139 kg NO_3^-/ha en moyenne.

• Les pertes en azote nitrique sous prairie, même récemment implantée, sont régulièrement très modérées, moins de 1 kg à 4 kg N-NO_3^-/ha/an alors qu'en monoculture de maïs, en sols argileux comparables, les pertes varient de 2 à 34 kg N-NO_3^-/ha en moyenne, selon les sites. Par ailleurs, les résultats de l'étude confirment les arrières effets liés au retournement des prairies : ce constat renforce le fait qu'on ne peut aborder une problématique de pollution diffuse par les nitrates sans en référer à l'histoire (Sebillotte, Meynard, 1990).

• La justesse des simulations des pertes en azote nitrique dépend pour beaucoup de la bonne simulation des flux d'eau dans les sols. C'est pourquoi, les conductivités hydrauliques des sols, estimées lors de ce bilan à mi-parcours, seront prochainement mesurées sur le terrain.

• Les flux d'azote nitrique sous les racines sont très contingents du climat. Il faut donc que l'expérimentation s'inscrive dans la durée, 5 campagnes de mesures fiables au minimum, pour recouvrir la variabilité interannuelle du climat, accentuée par les crues. Malgré ce dernier phénomène, original, source de difficultés, l'expérimentation s'est avérée réalisable.

• Les connaissances acquises donnent la possibilité de simuler le flux potentiel d'azote nitrique sous les racines, pour différents scénarios de gestion des systèmes de cultures, à l'échelle des bassins d'alimentation étudiés. La démarche est extrapolable aux autres champs captants du Val de Saône, sous réserve de rester dans les domaines de validité où le modèle a été paramétré.

• Les résultats seront prochainement présentés aux agriculteurs de Boyer et de L'Abergement, qui coopèrent à l'expérimentation : nous disposons là de bases très intéressantes pour conforter les décisions structurelles prises en 1995 avec la remise en prairie extensive du périmètre rapproché et pour mesurer l'intérêt de l'adoption collective de bonnes pratiques de fertilisation. Par ailleurs, les partenaires, DDASS, DDAF, conseil général, sollicitent explicitement l'avis des agronomes de la chambre d'agriculture lors de la délimitation des périmètres : l'application du modèle Agriflux, ainsi paramétré, aux autres champs captants, donnera la possibilité d'objectiver et d'argumenter les décisions auprès des agriculteurs. Nous intuitons que la démarche a une dimension didactique incontestable.

• Toutefois, pour présumer de l'impact réel des scénarios sur la qualité de l'eau souterraine (Mary *et al.*, 1996), il conviendra de modéliser le transfert des flux de nitrates simulés sous les racines, vers la nappe, en relation avec le fonctionnement hydrogéologique du champ captant. Ce sera la prochaine étape de l'étude. ❐

Remerciements

Cette étude a bénéficié des soutiens financiers de l'agence de l'eau RMC, du conseil général de Saône-et-Loire, de la DIREN/Bourgogne, du syndicat mixte d'études Saône-Doubs *via* un programme Life. Outre M. Benoit (INRA-SAD, Mirecourt), les auteurs remercient aussi les ingénieurs de la DDASS, la station météorologique/Mâcon ainsi que les agriculteurs de Boyer/L'Abergement de Cuisery et associent A. Dufayet, technicien à la chambre d'agriculture qui a assuré les contrôles sur le terrain.

Résumé

Sur deux champs captants localisés en plaine inondable, une expérimentation vise à connaître les concentrations en nitrates sous les racines. Un réseau de 15 sites, représentatifs de la diversité des terrains et des systèmes de culture, a été équipé de bougies poreuses pérennes. L'objet de l'article est de transférer les conclusions d'un bilan de l'étude à mi-parcours.
La pose des bougies engendre des perturbations durant la première campagne ; l'utilisation du modèle AgriFlux donne des résultats satisfaisants : les concentrations simulées sont comparables aux valeurs mesurées ; le déterminant majeur du flux d'azote nitrique est le type de sol : la texture constitue un critère pour présumer des risques, plus importants en sols sableux qu'en sols argileux ou limoneux ; la prairie permanente reste un filtre protecteur efficace pour la nappe ; si la pluviométrie joue un rôle moteur dans la dynamique des flux, les crues paraissent par contre sans influence.

Abstract

Experiments were conducted on two catchment areas located in a flood plain in order to determine the nitrate concentrations under roots. A network of 15 agricultural sites representative of the diversity of soils and cropping systems was equipped with porous cups. This article aimed to give the main results obtained halfway through the study.
The installation of the porous cups generated disturbances during the first monitoring period. The use of the AgriFlux model gave satisfactory results: simulated concentrations were similar to the measured values. The main factor determining the nitrate fluxes was the soil type: soil texture was a good criterion on which to assume the risks which were more important in sandy than in clayey or loamy soils. Permanent grassland remained an effective filter protecting the groundwater. If rainfall played a driving part in the nitrate leaching, flooding seemed to have almost no influence.

Bibliographie

BASTET, G., BRUAND, A., QUETIN, P., COUSIN, I., 1998, Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT) : une analyse bibliographique, *Étude et Gestion des Sols*, n° 5, p. 7-28.

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, Sainte Foy, Qc.

BEAR, J., 1998, *Dynamics of fluids in porous media*, Dover publications, Inc. New York, NY.

BRISSON, N. *et al.*, 1998, STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances, I. Theory and parametrization applied to wheat and corn, *Agronomie*, n° 18, p. 311-346.

CORPEN, 1999, *Fertilisation azotée de trois légumineuses : le haricot, la luzerne et le pois protéagineux*, ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 49 p.

CORPEN, 2001, *Les émissions d'ammoniac d'origine agricole dans l'atmosphère – État des connaissances et perspectives de réduction des émissions*, 110 p.

HANSEN, S., JENSEN, H.-E., NIELSEN, N.-E., SVENDSEN, H., 1991, Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY, *Fert. Res.* 27(2-3), p. 245-259.

HUTSON, J.-L., WAGENET, R.-J., 1992, LEACHM, *Leaching estimation and chemistry model : a process-based model of water and solute movement, transformation, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone*, Version 3, Dept. of Agronomy, Cornell Univ., Ithica, NY.

JANSSON, P.-E., 1991, *The SOILN model : User's manual*, Communications 91 :6, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden.

JOHNSSON, H., BERGSTRÖM, L., JANSSON, P.-E., PAUSTIAN, K., 1987, Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil, *Agricultural Ecosystems and Environnement*, vol. 18, p. 333-356.

LAROCQUE, M., BANTON, O., 1995, Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux, *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 8, p. 3-21.

LORD, E.-I., SHEPHERD, M.-A., 1993, Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching, *Journal of Soil Science*, n° 44, p. 435-449.

LOZET, J., MATHIEU, C., 1997, *Dictionnaire de Science du Sol*, Lavoisier, 488 p.

MARY, B., BEAUDOIN, N., BENOIT, M., 1996, *Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau*, colloque Reims, novembre 1997, 50e anniversaire INRA.

NOVAK, S., 2003, *Étude sur les champs captants de Boyer et de l'Abergement de Cuisery, Simulation par le modèle AgriFlux des flux d'azote nitrique sous racines*, Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire, rapport, 35 p. + annexes.

SEBILLOTTE, M., MEYNARD, J.-M., 1990, Système de culture, système d'élevage et pollution azotée, *in colloque Nitrates Agriculture Eau*, Paris 7-8 novembre 1990, Calvet R., p. 282-312.

SOLTNER, D., 1996, *Les bases de la production végétale, Tome I : le sol et son amélioration*, 464 p.

TORSTENSSON, G., 1998, Nitrogen delivery and utilization by subsequent crops after incorporation of leys with different plant composition, *Biological Agriculture and Horticulture*, n° 16, p. 129-143.

USDA-ARS, 1992, *Root zone water quality model, RZWQM V 1.0.*, Technical documentation, GPSR Tech. Rep. 2, USDA-ARS Great Plains Systems Res. Unit, Ft. Collins, CO.

WU, L., MC GECHAN, M.-B., 1999, Simulation of nitrogen uptake, fixation and leaching in a grass/white clover mixture, *Grass and Forage Science*, n° 54, p. 30-41.

Glossaire

Capacité au champ : limite supérieure de l'eau mise en réserve par le sol (Dictionnaire de science du Sol, 1997). Pour cette étude, elle a été mesurée sur des échantillons de sol tamisés à 2 mm et soumis à une succion de pF = 3.

Fonction de pédotransfert : expression mathématique reliant des caractéristiques du sol (composition granulométrique, densité apparente...) à une propriété ou à un comportement du sol (rétention en eau, conductivité hydraulique...) d'après Bastet *et al.,* 1998.

Lessivage : terme employé ici pour décrire l'entraînement des nitrates par les eaux s'infiltrant dans le sol, jusqu'à la profondeur des bougies poreuses.

Percolation : pénétration lente des eaux de pluie dans le sol (Le Petit Larousse, 1998). Ici, l'eau percolée correspond à l'eau s'étant écoulée jusqu'à la profondeur des bougies poreuses.

Simulation : représentation par un modèle physique ou mathématique d'un phénomène complexe, ou de l'évolution d'un système, à des fins d'étude, de mesure ou d'essai (Le Petit Larousse, 1998). Ici, les résultats simulés sont ceux calculés par le modèle AgriFlux.

Teneur en eau résiduelle : teneur volumique en eau du sol au-dessus de laquelle un écoulement peut avoir lieu (définition d'AgriFlux).

Modèle stochastique : un modèle est dit stochastique si certaines des grandeurs impliquées sont des variables aléatoires représentées par une fonction de distribution.

Modèle mécaniste : un modèle est dit mécaniste quand la conceptualisation du milieu physique et des processus est fondée sur la loi de la physique, de la biologie, de la thermodynamique et de la chimie.

Conductivité hydraulique : propriété d'un sol à se laisser traverser par l'eau. Elle est mesurée par le volume d'eau mobile par unité de volume du sol traversé par le liquide, pour un temps déterminé. La mesure se fait en milieu saturé en eau.

Humidités caractéristiques du sol : on peut exprimer l'humidité d'un sol de deux manières. En faisant référence au poids d'eau contenue dans un poids de terre fine, c'est l'humidité pondérale, ou bien, en prenant comme référence le volume du sol, et c'est l'humidité volumique.

$H = (P - P')/P'$, ou bien $Hv = (P - P')$. Da.

P et P' sont respectivement le poids de la terre humide et celui de la terre sèche, Da la densité apparente.

Texture : c'est l'ensemble des propriétés qui résultent d'une composition granulométrique donnée. La notion de texture correspond à la volonté de prévoir les propriétés à partir de celles de ses constituants. Le plus souvent, ces propriétés ne sont pas additives, et elles ne se manifestent qu'à partir d'une certaine teneur. C'est pourquoi des terres de composition granulométrique différente peuvent avoir les mêmes propriétés, les mêmes comportements. Le regroupement de terres ayant le même comportement en classe se fait à partir de la composition granulométrique sur un triangle de texture. Ces triangles peuvent être très globaux, prendre en compte l'ensemble des comportements d'un sol et qualifier les terres d'argileuses, sableuses, etc. Ils peuvent aussi se limiter à une seule propriété, aptitude à la fissuration, stabilité structurale par exemple.

Constante de minéralisation de l'humus : taux journalier de minéralisation de l'azote contenu dans le réservoir « humus ».