

Élaboration d'un outil d'aide à la décision pour limiter les pertes en nitrate – L'exemple des principaux sols et systèmes de cultures du Val de Saône

Sandra Novak^a, Antoine Villard^a, François Kockmann^a, Olivier Banton^b

Afin de mieux comprendre les mécanismes de transfert et mieux préserver la qualité des eaux souterraines, cet article nous présente une démarche de simulation de plusieurs scénarios de gestion des systèmes de culture en fonction des types de sol et des conditions climatiques. Ces simulations s'inscrivent dans une démarche originale intégrant mesures in situ, paramétrage d'un modèle de transfert, simulation de cas-types et construction de grilles opérationnelles pour identifier les bonnes pratiques et établir des stratégies préventives et correctives. Ces outils d'aide à la décision peuvent être appliqués à l'échelle de la parcelle, du bassin d'alimentation ou du champ captant après couplage avec un modèle hydrogéologique.

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 nitrate mesurées au niveau des puits de captage ont sensiblement augmenté entre 1985 et 1995, passant de 10-15 mg/l à 35-50 mg/l, voire au-delà. Pour contrecarrer cette évolution préoccupante, la Chambre d'agriculture a mis en place et a animé en 1992 une opération de recherches-conseils, « Cultivons l'eau potable », labellisée Ferti-Mieux, basée sur le volontariat : tous les agriculteurs ont été invités à mettre en pratique progressivement une gestion raisonnée des systèmes de cultures. Parallèlement, au niveau des champs captants les plus sensibles, deux initiatives ont été prises :

- le rachat des terres localisées dans les périmètres rapprochés pour une remise en prairies ;
- la contractualisation, sous l'impulsion de la Direction départementale de l'agriculture et de la forêt, de mesures agri-environnementales incitatives, finalisées sur la réduction des intrants et ciblées sur les périmètres de protection éloignés.

Par ailleurs, dans la perspective de mieux connaître et de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à la contamination des nappes d'eau souterraine par les nitrates, la Chambre d'agriculture a mobilisé ses partenaires scientifiques, techniques et financiers pour mettre en place une expérimentation (1997-2005) sur les champs captants de Boyer (323 ha) et de l'Abergement de Cuisery (894 ha), malgré le handicap des crues. En partenariat avec l'INRA de Mirecourt, 15 sites expérimentaux, représentatifs de la diversité des terrains, des histoires culturelles et des systèmes de cultures, ont été équipés de bougies poreuses.

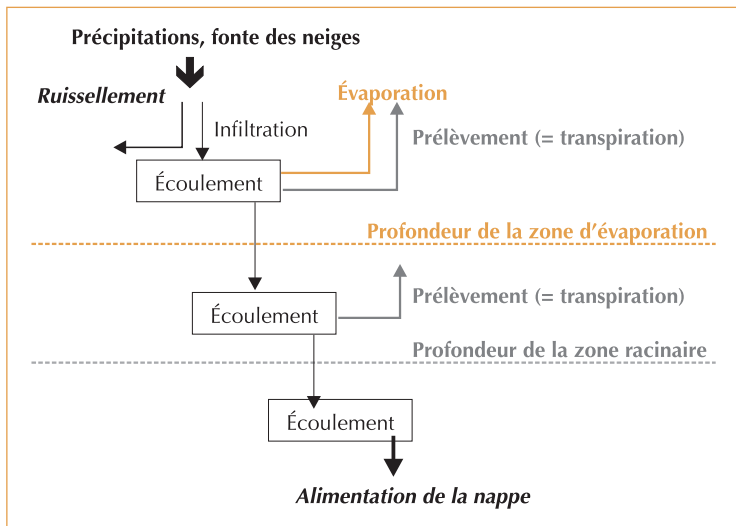
Les concentrations en nitrate ainsi mesurées dans l'eau du sol à un mètre de profondeur (limite de la zone infra-racinaire) ont été utilisées pour calibrer et valider le modèle agri-environnemental AgriFlux (Banton *et al.*, 1993) simulant l'écoulement de l'eau (module Hydriflux, figure 1, p. 30) et le devenir de l'azote dans les sols (module Nitriflux, figure 2, p. 30). Les sites expérimentaux équipés de bougies poreuses et les résultats de la modélisation ont été présentés dans un précédent article (Villard *et al.*, 2003).

Ainsi validé pour le contexte local, AgriFlux¹ peut alors être utilisé pour tester différentes stratégies

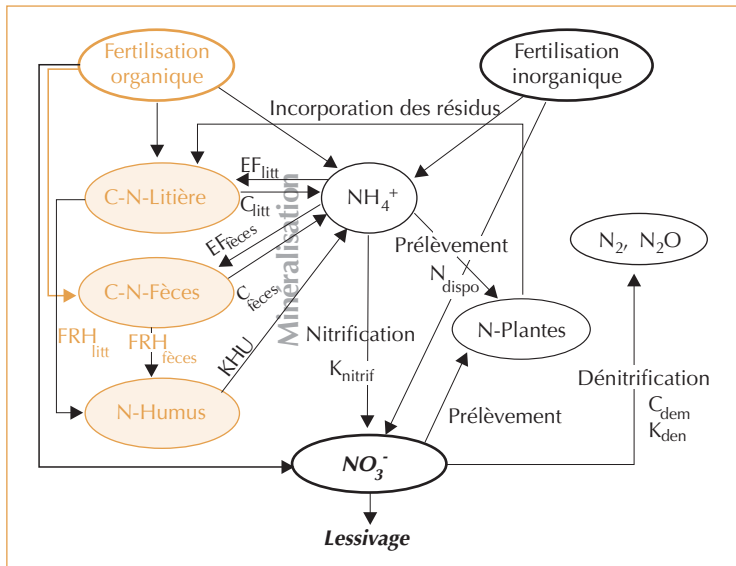
1. L'originalité et la spécificité d'AgriFlux (Banton *et al.*, 1997 ; Villard *et al.*, 2003) par rapport aux autres outils existants est de prendre en compte l'ensemble des processus contrôlant le devenir de l'eau et de l'azote dans les sols (selon les schémas classiquement reconnus dans la littérature), 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.

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



▲ Figure 1 – Principe du module Hydriflux (Villard *et al.*, 2003).



▲ Figure 2 – Principe du module NitriFlux (Villard *et al.*, 2003).

de gestion des systèmes de culture et pour construire une grille de risques indiquant le potentiel de pertes en nitrate pour les différentes combinaisons de sol et de culture. Il s'agit également de hiérarchiser les situations à risque en évaluant les effets respectifs des paramètres liés au sol, au système de culture et au climat sur la qualité de l'eau. En effet, si les principaux facteurs à l'origine de la pollution nitrique des eaux souterraines sont connus (e.g Cameron et Haynes, 1986 ; Simon, 1999), chaque situation agropédoclimatique est particulière et doit être évaluée dans le contexte

local si l'on veut apporter des solutions efficaces pour limiter ses impacts.

L'objectif est de proposer un outil d'aide à la décision permettant de limiter les pertes en nitrate en préconisant les stratégies agronomiques les plus pertinentes pour la région du Val de Saône. Cet outil s'adresse aux agriculteurs, aux conseillers et aux décideurs qui recherchent des références régionales pour préserver la qualité de l'eau souterraine.

Cet article décrit et discute les différents scénarios testés, les hypothèses et les résultats des simulations et les grilles de risque des pertes en nitrate ainsi construites.

Méthodologie

Description des scénarios testés par simulation

Les scénarios testés dans le modèle ont été construits en fonction des principaux systèmes de culture et types de terrain du Val de Saône. Dans tous les cas, le modèle a été utilisé à l'échelle de la parcelle agricole.

LES TERRAINS

Dans un premier temps, nous avons repris les caractéristiques des sols équipés de bougies poreuses, pour lesquels un paramétrage et une validation du modèle ont été réalisés (Villard *et al.*, 2003). Des simulations ont été effectuées pour huit sols des champs captants de Boyer et l'Abergement de Cuisery représentatifs de la diversité des sols du Val de Saône. Ces sols portent le préfixe « BP » par référence aux sols des sites à bougies poreuses. Dans un second temps, nous avons extrapolé la démarche à sept autres sols (E1 à E7), non équipés de bougies poreuses, mais localisés dans les vallées alluviales de la Saône et du Doubs, en zones vulnérables vis-à-vis de la pollution par les nitrates.

Ces différents sols peuvent être regroupés en trois grands types de terrain selon leur substrat géologique et le contexte géomorphologique : terrains d'alluvions récentes de la Saône et du Doubs, généralement argileuses, terrains de plateau principalement limoneux et basses terrasses de la Saône sur alluvions anciennes majoritairement sableuses. Sur ces terrains, on distingue respectivement trois grandes catégories de sol :

- des FLUVIOSOLS ou sols à caractère fluvique (REDOXISOL),

- des sols à caractère luvisol (LUVISOL, PSEUDO-LUVISOL et NEOLUVISOL),
- des BRUNISOLS rédoxiés.

Pour plus de clarté, nous indiquons à la fois la dénomination des sols utilisée par la Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire (CA 71) et celle du Référentiel pédologique français (AFES, 1995) (encadré 1, p. 32). Les principales caractéristiques de ces sols sont présentées au tableau 1.

Si les sols des terrains d'alluvions récentes sont des sols de texture majoritairement argileuse, le sol E4 constitue une variante sablo-limoneuse à limono-sableuse présente sur les bourrelets de berge. Sur les basses terrasses d'alluvions anciennes, comportant des sols généralement

sableux, on rencontre par ailleurs un sol argileux formé sur des colluvions (sol E7). Les sols ne sont pas calcaires en surface, exceptés les sols BP2 et BP14 qui présentent des teneurs peu importantes en CaCO_3 (respectivement 14 et 21 %). Le sol E1 est calcaire en profondeur, avec des teneurs en calcaire total de 19 à 41 %.

LES SYSTÈMES DE CULTURES

Les systèmes de culture mis en place par les agriculteurs sont étroitement liés au type de terrain, ce qui a bien évidemment été repris pour construire les scénarios simulés avec le modèle (tableau 2, p. 33).

Nous avons ainsi testé une conduite en monoculture de maïs et une mise en prairie sur tous

▼ Tableau 1 – Caractéristiques des sols étudiés.

Terrain	Site de référence	Texture 0-30 cm	% m.o. 0-30 cm	% A 0-30 cm	Texture à 70 cm	RU mm	Cote NGF (m)	Paramètres du modèle	
								Ndispo	kh
Alluvions récentes (argileuses)	BP14	AL	3,6	44	AL	174	174	0,1	$5,10^{-5}$
	BP6	A	4,2	39	A	151	174	0,1	$5,10^{-5}$
	BP4	AS	3,3	35	SA	67	174	0,1	$5,10^{-5}$
	BP2	LAS	3,7	28	LAS	211	174	0,1	$10,10^{-5}$
	<i>E1</i>	<i>Al</i>	4,2	47	<i>AL</i>	161	▶ 176	0,1	$5,10^{-5}$
	<i>E2</i>	<i>Al</i>	5,1	45	<i>Al</i>	151	▶ 176	0,1	$5,10^{-5}$
	<i>E3</i>	A	4,8	31	LAS	175	174	0,1	$5,10^{-5}$
<i>E4</i>	LIS	2,8	6	LIS	85	174	0,001	$5,10^{-5}$	
Plateaux limoneux	BP1	LmS	1,7	13	LAS	220	▶ 176	0,1	$5,10^{-5}$
	<i>E5</i>	LA	2,1	21	LA	172	▶ 176	0,1	$5,10^{-5}$
	<i>E6</i>	LS	1,2	9	LSA	160	▶ 176	0,1	$5,10^{-5}$
Basses terrasses (sableuses)	BP13	SA	1,7	17	SA	106	▶ 176	0,02	$5,10^{-5}$
	BP8	SL	1,3	9	S	32	175	0,001	$5,10^{-5}$
	BP9	SL	1,5	11	SL	98	175	0,001	$5,10^{-5}$
	<i>E7</i>	A	3,2	34	LAS	149	175	0,1	$5,10^{-5}$

En italique : sols extrapolés.

En gras : non inondable.

Texture : Al : argile lourde ; AL : argilo-limoneux ; A : argileux ; AS : argilo-sableux ; LAS : limono-argilo-sableux ; LmS : limon moyen sableux ; SL : sablo-limoneux ; SA : sablo-argileux ; S : sableux.

m.o. : matière organique.

RU : réserve utile sur 1 m.

Paramètres du modèle : Ndispo : fraction d'azote minéral disponible pour le prélèvement par les plantes et pour l'immobilisation ; kh : taux de minéralisation de l'azote de l'humus (/jour).

Encadré 1

Situation et références des sols étudiés

Dénomination C.A. 71	Alluvions argileuses lourdes	Alluvions argileuses	Alluvions argilo-sableuses sur sable	Alluvions argilo-limono-sableuses	Alluvions argileuses lourdes hydromorphes du Doubs	Alluvions argilo-calcaires du Doubs	Alluvions très hydromorphes	Alluvions limono-sableuses	Sable argileux	Sable cru	Colluvions argilo-limono-sableuses	Limon battant hydromorphe	Limon argileux hydromorphe	Limon sableux hydromorphe
Site/Nom de référence	Villard, 2000	Villard, 2000	Villard, 2000	Villard, 2000	Kockmann, 1996	Kockmann, 1996	Anonyme, 1994	Anonyme, 1994	Villard, 2000	Villard, 2000	Anonyme, 1994	Villard, 2000	Trouche, 1981	IGCS®-STB®
Source	Villard, 2000	Villard, 2000	Villard, 2000	Villard, 2000	Kockmann, 1996	Kockmann, 1996	Anonyme, 1994	Anonyme, 1994	Villard, 2000	Villard, 2000	Anonyme, 1994	Villard, 2000	Trouche, 1981	IGCS®-STB®
Terrain	Alluvions récentes de la Saône et du Doubs													
Pédopaysage : d'après IGCS® - BD « Sols et Territoires de Bourgogne »® pour un sol présent en Bourgogne, sinon description d'après Anonyme (1994)	Plaine alluviale de la Saône et de ses affluents sur alluvions récentes argileuses en prairie ou culture n° 68													
	Plaine alluviale du Doubs sur alluvions récentes caillouteuses calcaire ou non, à dominante cultivée n° 64													
Unité typologique de sol (IGCS® - BD « Sols et Territoires de Bourgogne »®)	Sol profond argileux à très argileux, localement hydromorphe et sablo-argileux et hydromorphe en profondeur n° 146													
	Sol profond argileux et hydromorphe des plaines inondables des affluents de la Saône n° 147													
Désignation pédologique (d'après le Référentiel Pédologique, AFEF, 1995)	FLUVIOSOL brunifié rédoxique	FLUVIOSOL brunifié rédoxique calcique	FLUVIOSOL brunifié calcique	FLUVIOSOL brunifié typique réductrique	FLUVIOSOL brunifié calcaire rédoxique	FLUVIOSOL brunifié calcaire rédoxique	REDOXISOL fluviatique	FLUVIOSOL brunifié rédoxique	BRUNISOL saturé rédoxique	BRUNISOL oligosaturé rédoxique	BRUNISOL saturé rédoxique	NEOLUVISOL rédoxique	PSEUDO-LUVISOL REDOXISOL	LUVISOL REDOXISOL
	FLUVIOSOL brunifié rédoxique	FLUVIOSOL brunifié rédoxique calcique	FLUVIOSOL brunifié calcique	FLUVIOSOL brunifié typique réductrique	FLUVIOSOL brunifié calcaire rédoxique	FLUVIOSOL brunifié calcaire rédoxique	REDOXISOL fluviatique	FLUVIOSOL brunifié rédoxique	BRUNISOL saturé rédoxique	BRUNISOL oligosaturé rédoxique	BRUNISOL saturé rédoxique	NEOLUVISOL rédoxique	PSEUDO-LUVISOL REDOXISOL	LUVISOL REDOXISOL

* IGCS-STB : programme « Inventaire, gestion et conservation des sols » dont la déclinaison régionale s'intitule « Sols et territoires de Bourgogne ».

▼ Tableau 2 – Les scénarios testés avec le modèle sur la série climatique 1998-2003.

Système de culture \ Type de terrain		Alluvions et colluvions argileuses	Plateaux limoneux	Basses terrasses et bourrelets de berge	
				Sols sablo-argileux	Sols sableux
Cultures de printemps et d'hiver	Prairie permanente	Standard Année sèche	Standard Année sèche	Standard	Standard Année sèche
	Blé/tournesol		Standard (sols E6)	Standard Année sèche	Standard Année sèche CIPAN
	Maïs grain/soja/ blé/colza/blé	Standard (sols E1 et E2)	Standard	Standard	Standard
	Maïs grain/blé/ colza/blé		Standard Année sèche CIPAN	Standard Année sèche	Standard Année sèche CIPAN
Cultures de printemps	Maïs grain/soja	Standard	Standard	Standard Irrigation	
	Monoculture de maïs grain	Standard Année sèche Ferti-Mieux – 40 Ferti-Mieux + 40 Tassement	Standard Année sèche Ferti-Mieux – 40 Ferti-Mieux + 40	Standard Année sèche Ferti-Mieux – 40 Ferti-Mieux + 40 Irrigation	Standard Année sèche Ferti-Mieux – 40 Ferti-Mieux + 40

Scénario standard : simulé à partir de valeurs moyennes pour les dates de semis, de récolte et les rendements, telles qu'observées en Val de Saône ; fertilisation d'après les préconisations Ferti-Mieux selon le type de sol.

CIPAN : culture intermédiaire piège à nitrate.

les types de sol, alors que les rotations avec des cultures d'hiver (blé ou colza) ne concernent que les sols sableux ou limoneux du Val de Saône. En sol argileux, il est en effet quasiment impossible de semer des cultures d'hiver, les sols étant inondés par les crues, de l'automne au printemps. Sur les alluvions argileuses du Doubs (sols E1 et E2), des cultures d'hiver ont néanmoins été simulées, car ces terrains sont moins fréquemment et moins longtemps inondés. Le soja n'est pas cultivé sur les sols sableux car cette culture est jugée trop sensible au stress hydrique estival qui caractérise ces sols à faible réserve utile.

La **fertilisation** des cultures est celle préconisée pour des prairies retournées depuis 16 ans dans le cadre de l'opération labellisée Ferti-Mieux « Cultivons l'eau potable en vallées de la Saône et du Doubs » mise en place en 1992.

En culture de maïs grain, sont testés trois scénarios de fertilisation : application de la dose conseil Ferti-Mieux (cas « standard »), puis diminution ou augmentation de 40 kg N/ha de cette dose.

La succession des cultures

Afin de prendre en compte la variabilité climatique locale, différents scénarios sont évalués sur la série climatique 1998-2003. Les cultures simulées chaque année sont précisées dans le tableau 3 (p. 34).

La gestion de l'interculture

Deux techniques de gestion de l'interculture pour des rotations avec des cultures d'hiver ont été testées sur des sols sableux et limoneux. L'objectif de l'interculture est de limiter la lixiviation de l'azote nitrique à l'automne où le sol est généralement laissé nu (entre le blé récolté en juillet et le tournesol ou le maïs semés respectivement mi-avril et début mai), en cultivant une culture à croissance rapide qui va absorber les nitrates du sol.

Deux cas de figures ont été testés, indiqués par le signe ↑ dans le tableau 3 :

- implantation de moutarde comme culture intermédiaire piège à nitrate (CIPAN) en rotation blé/tournesol avec diminution de fertilisation sur le tournesol ;

▼ Tableau 3 – Les successions de culture sur la période d'étude.

		1998	1999	2000	2001	2002	2003
Pluviométrie annuelle (mm) du 1/9 au 31/8		954	1 006	1 129	812	850	
SYSTÈME DE CULTURE	Prairie	prairie permanente					
	Blé/tournesol	tournesol	blé	tournesol	blé	tournesol	blé
	Blé/tournesol avec CIPAN	tournesol	blé ↑ moutarde	tournesol	blé ↑ moutarde	tournesol	blé
	Maïs grain/soja/blé/colza/blé	maïs	soja	blé 1	colza	blé 2	maïs
	Maïs grain/blé/colza/blé	maïs	blé 1	colza	blé 2	maïs	blé
	Maïs grain/blé/colza/blé avec CIPAN et repousses de colza	maïs	blé 1	colza ↑ repousses	blé 2 ↑ moutarde	maïs	blé 1
	Maïs grain/soja	maïs	soja	maïs	maïs	soja	maïs
	Monoculture de maïs grain	maïs					

– repousses de colza et implantation de moutarde en rotation maïs/blé/colza/blé avec baisse de fertilisation généralisée.

LE CLIMAT

Les données climatiques proviennent de la station météorologique de Tournus (71).

La pluviométrie

Nous discuterons par la suite des résultats par année hydrologique, comptabilisée du 1^{er} septembre au 31 août. Cette période est utilisée pour effectuer le cumul annuel des flux d'eau et de nitrate, de manière à le faire coïncider avec le drainage du sol, qui reprend avec les pluies d'automne, après reconstitution de la réserve en eau des sols. Ainsi comptabilisées (tableau 3), les cinq années étudiées ont été plus arrosées que la moyenne sur 44 ans (811 mm). Nous sommes donc dans le cas d'années climatiques plutôt favorables au transfert de nitrate, d'autant plus que l'excédent des précipitations par rapport à la moyenne sur 44 ans a eu lieu principalement de septembre à mai.

Les crues

En relation avec sa situation dans le pédopaysage, chaque sol a été rattaché à une position topographique type (cote NGF, tableau 1, p. 31), qui va déterminer les périodes d'inondation de la parcelle. Ce sont ainsi 19 et 5 épisodes de crue qui interviennent pour les parcelles de cotes NGF res-

pectivement égales à 174 et 175 m. Les sols dont la cote NGF est supérieure à 176 m ne sont pas inondables. Lors du paramétrage d'AgriFlux, afin de tenir compte de la lame d'eau en surface des sols que constitue une crue, des ajouts ont été effectués au niveau de la pluviométrie : 20 mm/j pendant trois jours lors de chaque crue, à j , $j - 1$ et $j + 1$. Les résultats ont montré un faible impact des crues sur les flux d'azote nitrique, 6 kg N/ha/an pour le lessivage et 7 kg N/ha/an pour le ruissellement (Villard *et al.*, 2003).

Irrigations

Nous avons testé l'effet de l'irrigation sur le sol BP13 dont la parcelle de référence est irriguée lorsqu'elle est cultivée en maïs.

Les épisodes climatiques défavorables : effets du tassement ou d'une sécheresse

Nous avons par ailleurs considéré les conséquences d'épisodes climatiques défavorables :

- succession automne-hiver-printemps humides provoquant un tassement des sols argileux lorsque le travail du sol est réalisé dans de mauvaises conditions ;
- sécheresse printanière et estivale suivie d'un automne humide.

Description des hypothèses de simulation

Pour une description du modèle AgriFlux et des principes sur lesquels il repose, on pourra se

référer aux articles de Banton *et al.* (1993) et de Villard *et al.* (2003).

Concernant le paramétrage du modèle, nous avons repris celui validé dans l'étude précédente pour les sols équipés de bougies poreuses (Novak, 2003 ; Villard *et al.*, 2003).

Nous mentionnons les points particuliers suivants.

LE TASSEMENT DU SOL

Nous avons testé les sols d'alluvions argileuses BP2, BP6, BP14 et BP4 en monoculture de maïs fertilisée selon la dose Ferti-Mieux. Les hypothèses retenues pour la culture du maïs sont les suivantes :

- le compactage limite l'enracinement du maïs à 40 cm, ce qui limite le rendement et les besoins en azote de 20 % ;
- les dates de semis et de récolte sont tardives (semis le 15/5 au lieu du 1/5, récolte le 10/11 au lieu du 15/10).

Conformément aux observations de terrain et afin d'étudier d'éventuels arrière-effets, un tassement a été simulé en 1999 et 2001.

L'IRRIGATION DU MAÏS

Les fertilisations et les rendements estimés du maïs grain sont respectivement de 200 kg /ha et 110 q/ha lorsque la culture est irriguée, et de 160 kg N/ha et 80 q/ha dans le cas contraire.

LA GESTION DE L'INTERCULTURE

Le tableau 3 indique pour les rotations blé/tournesol et maïs/blé/colza/blé, les années d'implantation de la moutarde comme CIPAN et les années avec repousses de colza.

En rotation blé/tournesol, la fertilisation du tournesol semé après l'implantation de la moutarde a été diminuée de 20 kg N/ha. En rotation maïs/blé/colza/blé avec CIPAN et repousses de colza, c'est une baisse de fertilisation généralisée qui a été considérée avec une diminution de 10 kg N/ha de la fertilisation du blé et de 20 kg N/ha pour le maïs.

La date de début de croissance de la moutarde a été choisie d'après les observations de terrain (25 août) et sa destruction par le gel a été fixée au 15 novembre.

La croissance des repousses de colza est débutée le 20 juillet et elle prend fin le 15 septembre (labour du blé).

UNE ANNÉE SÈCHE TYPE 2003

Nous avons comparé deux années aux pluviométries contrastées : l'année 1999 assez humide (1 034 mm du 1^{er} janvier au 31 décembre), avec des précipitations mensuelles plus abondantes que la moyenne de 1955-1998 sauf en juillet, août et novembre, et l'année 2003 plutôt sèche (776 mm du 1^{er} janvier au 31 décembre) et caractérisée par une sécheresse printanière et estivale suivie d'un automne humide.

La sécheresse a des effets sur la croissance des plantes, mais ceux-ci ne sont pas modélisés directement par AgriFlux. Nous en avons tenu compte en considérant que le déficit de pluviométrie avait été à l'origine de baisses de rendement similaires à celles observées par la Chambre d'agriculture en 2003, à savoir – 45 % pour le maïs et le soja, – 20 % pour le blé et – 30 % pour les prairies. Nous avons fait l'hypothèse que ces baisses de rendements entraînaient une diminution proportionnelle des besoins en azote des plantes, et une diminution de 15 % des besoins en eau. Des tests effectués avec AgriFlux ont montré qu'en année sèche, la valeur du besoin en eau annuel a peu d'effet sur les flux d'eau simulés. En effet, le modèle adapte le prélèvement journalier de la plante à la réserve en eau du sol, qui est souvent limitante en période de sécheresse.

LES NOUVEAUX SOLS TESTÉS

Les caractéristiques physiques et chimiques des nouveaux sols testés proviennent d'autres travaux réalisés en Val de Saône (Trouche, 1981 ; Anonyme, 1994 ; Kockmann *et al.*, 1996 ; IGCS-STB, 2005). Lorsqu'elles n'étaient pas mentionnées, les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement ont été déterminées à partir de la granulométrie en utilisant le logiciel Soilpar2 (Acutis et Donatelli, 2003). Le logiciel Rosetta (Schaap et Leij, 2000) a permis d'évaluer la conductivité hydraulique à saturation, excepté pour le sol E5 où nous avons utilisé les valeurs indiquées par Trouche (1981). Ce sol a été considéré comme drainé dans les simulations, comme c'est d'ailleurs le cas lorsqu'il est en culture.

Pour simuler les nouveaux sols, nous avons fait l'hypothèse que les valeurs des paramètres relatifs au cycle de l'azote étaient similaires aux sols de même classe texturale (tableau 1, p. 31).

Nous avons repris les données climatiques de la station météorologique de Tournus.

Les variables simulées

À partir des valeurs journalières simulées, sont calculés les flux annuels d'eau percolée et d'azote nitrique lixivié pour chaque année hydrologique de la période 1998-2003 ; on en déduit les concentrations annuelles en nitrate correspondantes.

Les valeurs moyennes qui sont discutées dans la partie « Résultats » correspondent aux moyennes inter-annuelles sur les cinq saisons considérées dans cette étude.

Résultats

Les concentrations moyennes annuelles en nitrate simulées par le modèle AgriFlux sont présentées dans le tableau 4. Elles permettent d'apprécier la qualité de l'eau sous les racines à l'échelle de la parcelle. Les pertes moyennes d'azote nitrique par lixiviation sur la rotation ainsi que les moyennes sur cinq ans des flux d'eau percolée sont également indiquées car elles représentent, à l'échelle du champ captant, la qualité des eaux de recharge de la nappe d'eau souterraine.

L'évaluation des risques pour une situation donnée, terrain-système de culture, est fonction de deux critères : la concentration en nitrate et le flux d'azote nitrique. Pour chacun de ces critères, nous avons un gradient de risques, qualifié en 4 classes : faible, moyen, fort, très fort. Toutefois, la réglementation ne prend en considération que la concentration, avec pour valeurs seuils, la norme « guide », inférieure à 25 mg/l, à rechercher et la norme de potabilité, 50 mg/l. Il faut noter que dans la majorité des situations, les deux critères appartiennent à la même classe de risque.

Les tendances majeures

L'IMPACT DE LA PRAIRIE PERMANENTE EXTENSIVE

Pour tous les types de terrain, la prairie permanente extensive constitue la pratique la plus efficace de protection de la qualité des eaux : les flux d'azote nitrique simulés ne dépassent pas 6 kg N/ha/an et les concentrations en nitrate annuelles sont inférieures à 15 mg/l (2-12 mg/l) excepté pour le sol BP2, limono-argilo-sableux où elles sont en moyenne de 22 mg/l.

Ces résultats sont concordants avec ceux de la bibliographie indiquant des pertes d'azote nitrique inférieures à 10 kg N/ha/an sous prairies peu ou pas fertilisées (e.g. Cameron et Haynes, 1986 ; Simon, 1999).

L'IMPACT DU TYPE DE SOL

SOUS LES DIFFÉRENTS SYSTÈMES DE CULTURE

Lorsque le terrain est cultivé, la texture du sol joue un rôle primordial sur la qualité de l'eau sous les racines avec des pertes moyennes en azote nitrique très nettement inférieures pour les terrains alluviaux argileux (3 à 42 kg N/ha/an) comparés aux basses terrasses sableuses (72 à 131 kg N/ha/an). En terrain de plateau limoneux, les flux d'azote nitrique sont assez faibles (6 à 8 kg N/ha/an) et proches des valeurs simulées pour les sols les plus argileux. Le sol sablo-argileux BP13, avec des valeurs moyennes comprises entre 20 et 23 kg N/ha/an, a également des pertes en azote voisines de celles des terrains argileux.

Ces flux d'azote sont en partie liés aux volumes d'eau percolée, plus importants pour les basses terrasses sableuses (296-440 mm/an) que pour les terrains alluviaux argileux et les plateaux limoneux (29-174 mm/an), excepté pour le sol BP4, argilo-sableux en surface mais sableux à faible profondeur, dont les flux d'eau se rapprochent de ceux des terrains sableux. Le sol BP13, sablo-argileux, a, quant à lui, des volumes d'eau percolée intermédiaires entre ceux des sols argileux et sableux.

Mais, comme cela avait été discuté dans le cadre de la précédente étude (Villard *et al.*, 2003), la texture des sols intervient aussi sur le cycle de l'azote, en affectant notamment la minéralisation et la dénitrification. Ainsi, les pertes en nitrate du sol BP4 sont relativement faibles alors que la lame d'eau percolée est assez importante.

Pour la monoculture de maïs

Les concentrations moyennes simulées sous monoculture de maïs, conduite selon les préconisations Ferti-Mieux, sont comprises entre 25 et 50 mg/l pour les sols les plus argileux et le sol limoneux alors qu'elles franchissent les 100 mg/l pour le sol argilo-limono-sableux BP2 et les sols de basses terrasses sableuses.

Sur les cinq années hydrologiques simulées, la variabilité interannuelle des résultats simulés sous monoculture de maïs (calculée comme le rapport de l'écart type sur la moyenne) atteint au maximum 33 % pour les flux annuels d'eau et d'azote nitrique et 21 % pour les concentrations annuelles en nitrate (tableau 5, p. 28). Pour indication, la variabilité de la pluviométrie annuelle sur la période étudiée, est de 13 %.

▼ Tableau 4 – Grille de risque des pertes en nitrate obtenue par simulation.

Terrains	Terrains d'alluvions récentes (argileuses)				Terrains de plateau			Basses terrasses (sableuses)								
	FLUVIOSOLS brunifiés				NEOLUVISOL rédoxiqes			BRUNISOLS rédoxiqes								
Nom pédologique	Alluvions argileuses lourdes	Alluvions argileuses	Alluvions argilo-sableuses sur sable	Alluvions argilo-limono-sableuses	Limons battant hydromorphe	Sable argileux	Sable	Sable cru								
Dénomination C.A. 71	BP 14	BP 6	BP 4	BP 2	BP 1	BP 13	BP 9	BP 8								
Système de culture																
Prairie permanente	0,2	10	5	386	5	45	1	45	7	82	23	167	104	319	127	449
Cultures de printemps et d'hiver		[9]	[7]	[6]	[22]	[5]	[4]	[4]	20	152	72	296	[106]	[91]		
	Blé/tournesol								[59]							
	Maïs grain/soja/blé/colza/blé								[40]						[145]	[125]
Cultures de printemps	Maïs grain/blé/colza/blé	7	74	23	154	109	299	131	429							
	Maïs grain/soja	8	84	22	178											
Cultures de printemps	Monoculture de Maïs grain	6	69	21	158	107	301	131	440							
		[38]	[30]	[26]	[123]	[59]	[162]	[137]								

Flux d'azote nitrique en kg N/ha/an → X [Z] ← Flux d'eau en mm/an

Concentration moyenne annuelle en nitrate de l'eau percolée (mg/l)

Risque	Concentration (mg/l)	Flux d'azote (kgN/ha/an)
Faible	0 à 25	0 à 5
Moyen	25 à 50	5 à 15
Fort	50 à 100	30 à 50
Très fort	> 100	> 100

▼ Tableau 5 – Variabilité interannuelle des résultats simulés en monoculture de maïs (fertilisation Ferti-Mieux) sur la période d'étude 1998-2003.

Coefficient de variation
= écart-type/moyenne.

	Coefficient de variation (%)		
	Flux d'eau	Flux de N-NO ₃	[NO ₃]
Terrains alluviaux argileux	18-30	12-27	6-17
Terrain limoneux de plateau	33	29	7
Basses terrasses sableuses	23-32	6-28	12-21

Pour la rotation maïs/cultures d'automne sur sols de basses terrasses sableuses et plateaux limoneux

Les pertes et les concentrations moyennes en nitrate simulées pour des rotations maïs/blé/colza/blé ou maïs/soja/blé/colza/blé sont très proches des résultats de la monoculture de maïs.

Pour la rotation blé/tournesol sur sols des basses terrasses sableuses

Comparées aux autres successions culturales en terrains sableux, les pertes moyennes en azote sont réduites en rotation blé/tournesol, d'autant plus que le sol est sableux (environ - 35 % par rapport à la monoculture de maïs pour les sols sableux BP8 et BP9 et - 5 % pour le sol argilo-sableux BP13).

Ces résultats sont surtout dus à la culture de tournesol, peu fertilisée, dont les concentrations

annuelles simulées après sa récolte sont inférieures à 70 mg/l alors qu'elles atteignent 168 mg/l après le blé en terrains sableux.

L'impact des pratiques culturales

L'EFFET DE LA FERTILISATION EN MONOCULTURE DE MAÏS

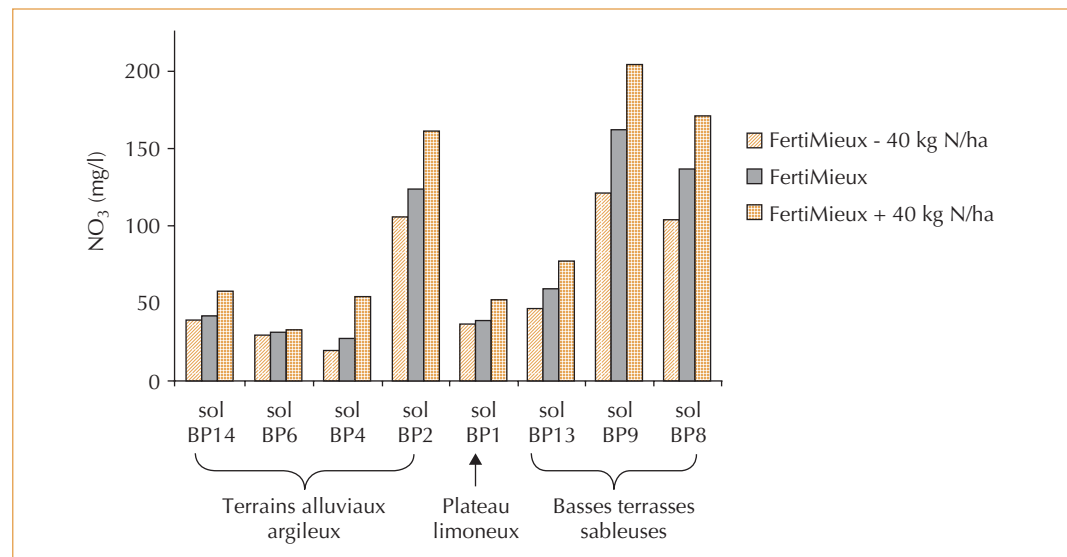
En terrains argileux et limoneux, les simulations montrent qu'une surfertilisation de 40 kg N/ha par rapport à la dose conseil Ferti-Mieux peut faire passer les concentrations moyennes au-delà de 50 mg/l (figure 3). Ces résultats indiquent que les conseils Ferti-Mieux ont permis de « cultiver une eau potable ». Inversement, diminuer les préconisations de 40 kg N/ha a des effets très modérés sur les pertes et les concentrations, dans la mesure où les doses conseillées par Ferti-Mieux dans ces situations sont déjà faibles.

En terrains sableux et pour le sol limono-argilo-sableux BP2, une diminution de 40 kg N/ha par rapport aux conseils Ferti-Mieux baisse les concentrations d'environ 25 %, mais celles-ci restent largement supérieures à 50 mg/l, excepté pour le sol BP13, sablo-argileux.

L'EFFET DE L'IRRIGATION DU SOL SABLO-ARGILEUX BP13 EN MONOCULTURE DE MAÏS

Les concentrations et les pertes en nitrate sous maïs irrigué sur sol sablo-argileux montrent une légère tendance à l'augmentation sur la rotation, avec des hausses respectives de 4 mg/l et de 2 kg N/ha/an.

► Figure 3
– Concentrations moyennes annuelles en nitrate sous monoculture de maïs en fonction de la fertilisation.



Implantation de soja en monoculture de maïs (terrain argileux)

Les flux d'eau simulés suite à l'introduction de soja dans une monoculture de maïs en 1999 et 2002 sont augmentés de 15 à 48 mm, l'année hydrologique qui suit l'implantation du soja (1999-2000 et 2002-03), alors qu'ils restent quasiment inchangés l'année où le soja remplace le maïs (figure 4).

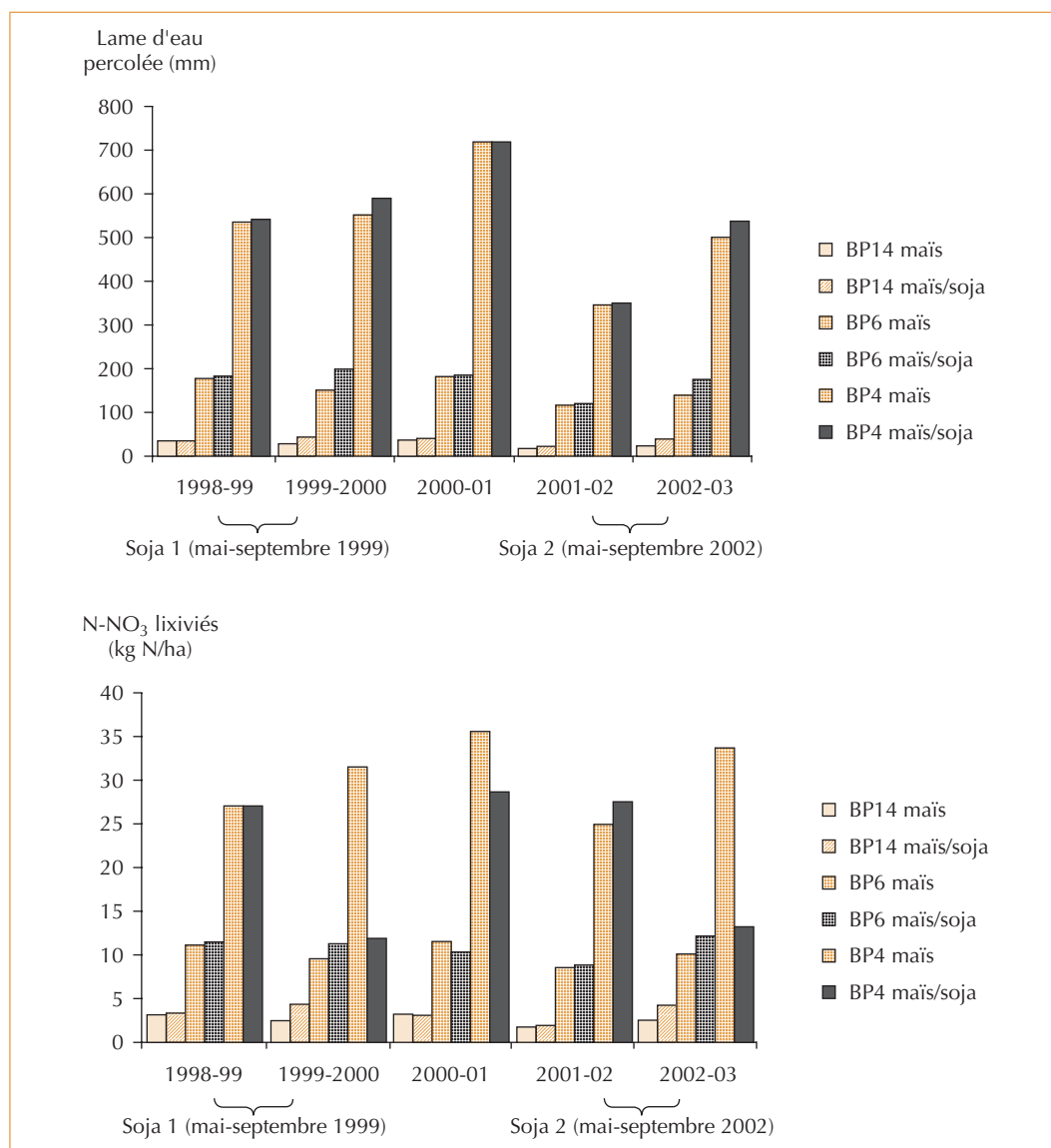
Suite à l'implantation du soja, les flux et les concentrations en azote sont peu modifiés pour les sols argileux BP6 et BP14, alors qu'ils diminuent d'environ 60 % pour le sol argilo-sableux BP4,

plus filtrant et davantage fertilisé lorsque le maïs est présent (dose Ferti-Mieux de 170 kg N/ha comparée à 100 et 140 kg N/ha respectivement pour les sols BP6 et BP14).

Gestion de l'interculture

Pour tenter de réduire les fortes pertes en nitrate des sols sableux, nous avons simulé des scénarios limitant les périodes d'interculture en rotations maïs/blé/colza/blé et blé/tournesol en implantant des CIPAN (moutarde ou repousses de colza).

Dans ces rotations où les CIPAN sont présentes une année sur deux et où la fertilisation est



◀ Figure 4 – Effet de l'implantation de soja en monoculture de maïs sur les flux d'eau et d'azote nitrique lixivié. Dans les légendes : maïs = simulation monoculture de maïs ; maïs/soja = simulation en introduisant du soja en 1999 et 2002.

► Tableau 6 – Effet des cultures intermédiaires sur les flux d'azote nitrique lixivié.

		Diminution des flux de N-NO ₃ par rapport au sol nu		
		Après l'implantation de CIPAN du 1/9 au 28/2 (kg N-NO ₃ /ha)		En moyenne sur la rotation (%)
		Repousses de colza	Moutarde	
Maïs/blé/colza/ blé avec CIPAN	BP1	1	2	23
	BP13	6	11	28
	BP9	9	23	5
	BP8	15	18	7
		Moutarde 1	Moutarde 2	
Blé/tournesol avec CIPAN	BP13	12	9	37
	BP9	24	26	9
	BP8	7	12	8

abaissée, les flux d'azote nitrique sont diminués de 23 % en sol limoneux (BP1) et de 28 à 37 % selon les rotations, en sol sablo-argileux (BP 13). En revanche, la baisse relative des pertes en azote des sols sableux BP8 et BP9 avec CIPAN est beaucoup plus faible, oscillant entre 5 et 9 % selon les rotations (BP9 et BP8) (tableau 6).

Le faible effet des CIPAN en sols sableux est vraisemblablement lié à leur grande perméabilité : les nitrates étant rapidement lixivés en profondeur, ils ne peuvent pas être prélevés en grande quantité par la plante. Ce sont des situations que Sébillotte et Meynard (1990) qualifient de « dangereuses de toute manière », dans la mesure où en sols très filtrants, les nitrates se retrouvent rapidement hors de portée des racines, en climat présentant des périodes d'excédent pluviométrique. Ces résultats mériteraient d'être confirmés par des mesures de terrain sur les parcelles équipées de bougies poreuses.

L'impact de climats défavorables

CAS D'UNE ANNÉE HUMIDE, GÉNÉRATRICE DE TASSEMENT DES SOLS ARGILEUX

Telle qu'elle a été simulée, la dégradation du profil cultural par tassement des sols argileux consécutive à un travail du sol dans de mauvaises conditions (succession automne-hiver-printemps humides), augmente les flux d'eau de 23 à 70 mm durant l'année hydrologique qui suit le compactage (figure 5). Sur cette période, les flux d'azote augmentent de 23 à 30 kg N/ha pour les sols BP2 et BP4, et de 3 à 4 kg N/ha pour les sols les plus argileux (BP6 et BP14). Il y a par contre peu de variation des flux d'azote lixivé durant l'année hydrologique où le sol est compacté.

Consécutivement au tassement, les concentrations annuelles s'accroissent de 9 à 24 mg/l, excepté pour le sol BP6 dont les flux d'eau montrent une hausse plus importante que celle des flux de nitrate.

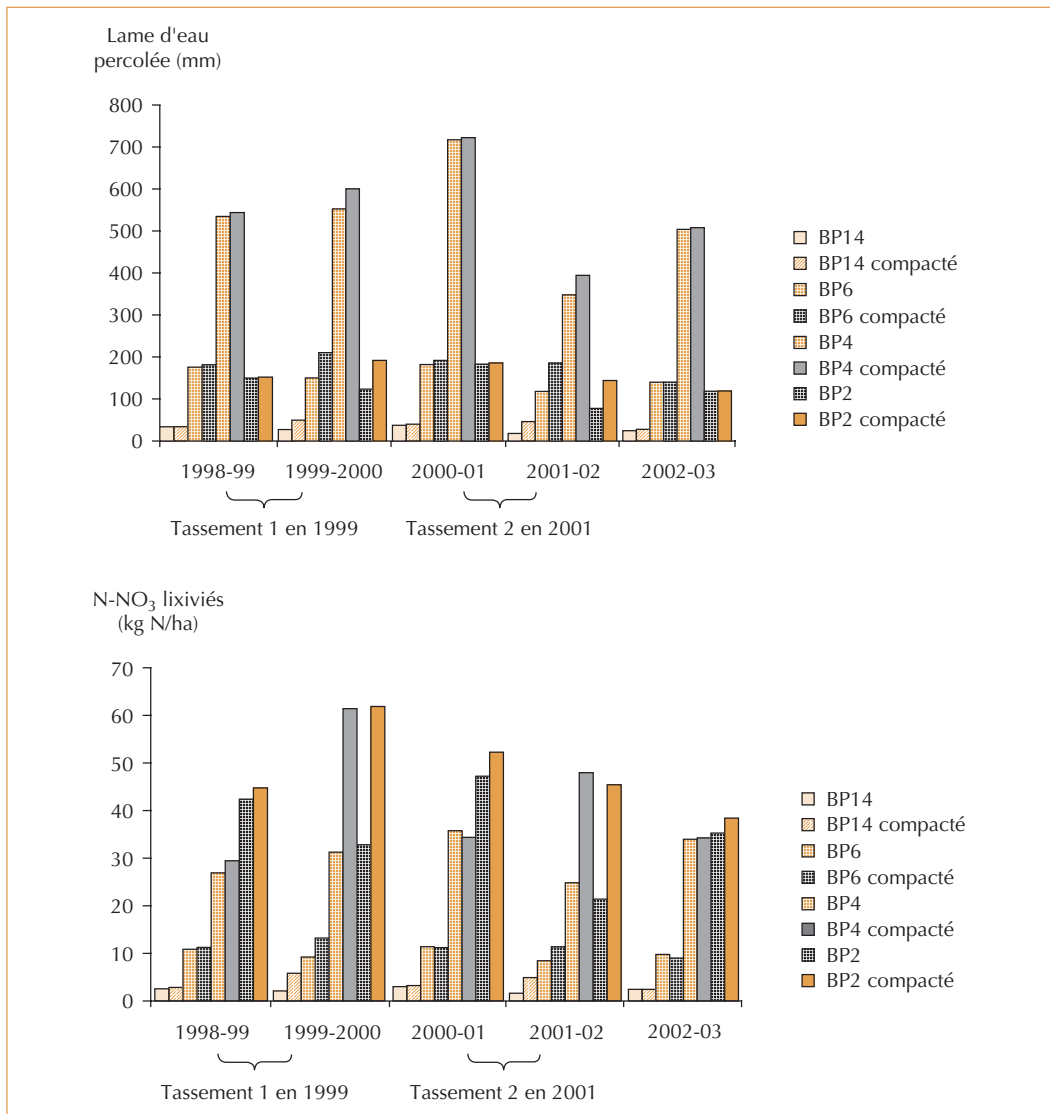
CAS D'UNE ANNÉE SÈCHE

L'objectif est d'évaluer l'impact d'une sécheresse telle celle de 2003 et d'étudier ses éventuels effets à long terme. Pour cela, une année sèche théorique a été simulée en 1999.

Pour la prairie, la simulation d'une année sèche en 1999 diminue les flux d'eau percolée et dans une moindre mesure les flux d'azote nitrique l'année même (1998-99) et l'année hydrologique suivante (figure 6). Ainsi d'après le modèle, même en situation climatique défavorable, la prairie permanente continue à remplir son rôle protecteur de la qualité de l'eau souterraine.

En revanche, pour les autres systèmes de culture testés, si le modèle simule bien une diminution des flux d'eau suite à la sécheresse, les flux d'azote et les concentrations en nitrate augmentent à la reprise du drainage en automne/hiver 1999-2000 (figure 7, p. 42).

Les lixiviations accrues de nitrate consécutives à la sécheresse proviennent d'une part de forts reliquats d'azote dans le sol après la récolte, résultant d'un faible prélèvement par les plantes affectées par le stress hydrique, et d'autre part de pluies abondantes à l'automne. Dans les sols les moins perméables où les transferts d'eau se font plus lentement, les flux d'azote nitrique et les concentrations en nitrate augmentent également le deuxième hiver suivant la sécheresse.

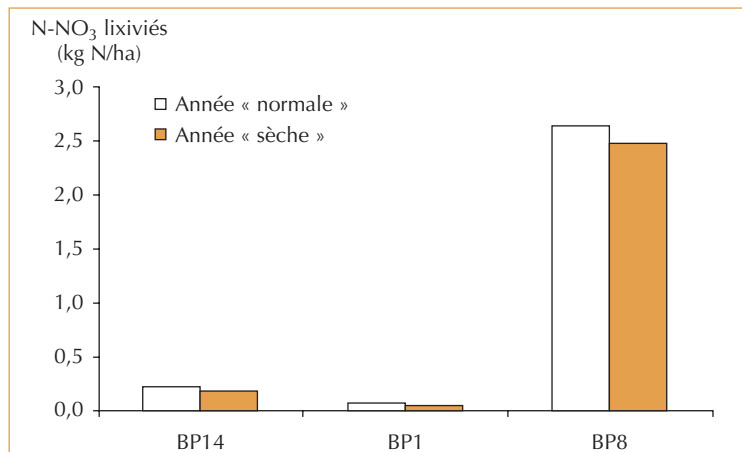


◀ Figure 5 – Effet du tassement sur les flux d'eau et d'azote nitrique lixivié. Dans les légendes, le terme « compacté » correspond à un tassement simulé en 1999 et 2001.

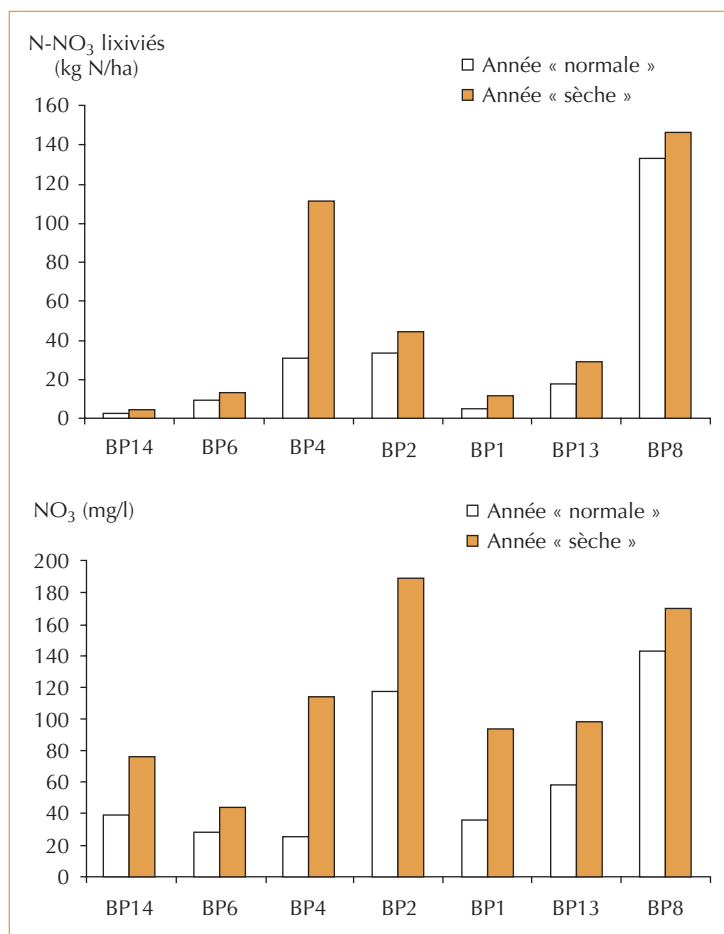
▼ Figure 6 – Comparaison des flux simulés d'azote nitrique lixivié en 1999/2000 sous prairie permanente pour différents sols, selon que l'année 1999 ait été normale ou sèche.

En terrains sableux, les pertes étant déjà considérables en année normale, un accident climatique comme la sécheresse ne peut qu'aggraver modérément la situation. Les flux d'azote du sol sableux BP8 n'augmentent ainsi que de 10 à 20 % en 1999/2000, les concentrations s'accroissant de 67 à 71 mg/l. Pour le sol BP13, sablo-argileux, les concentrations annuelles en monoculture de maïs initialement inférieures à 60 mg/l atteignent 99 mg/l.

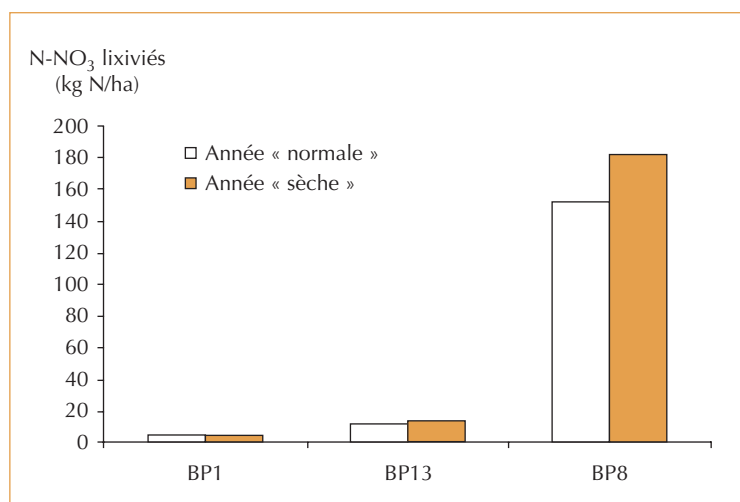
En terrains argileux et limoneux, les concentrations en nitrate sont augmentées significativement l'hiver suivant la sécheresse (+ 56 à + 157 % par rapport à l'année 1999 « normale ») et dans une moindre mesure l'année hydrologique suivante



► Figure 7 – Effet d'une année sèche théorique en 1999 sur les flux et les concentrations de nitrate simulées en 1999/2000 sous monoculture de maïs.



▼ Figure 8 – Effet d'une année sèche en 1999 sur les flux d'azote nitrique simulés sous rotation maïs/blé/colza/blé en 1999/2000.



(+ 15 à + 85 % en 2000-01). Les hausses les plus fortes sont simulées pour le sol BP4 argilo-sableux sur sable, dont les concentrations en nitrate sous les racines passent de 25 à 114 mg/l suite à une année sèche.

Le sol BP1 est particulièrement intéressant à analyser en relation avec la succession de cultures. Suite à une année sèche, ses flux d'azote diminuent de 11 % en rotation maïs/blé/colza/blé en 1999/2000 par rapport aux résultats simulés avec une année 1999 sans sécheresse (figure 8). Ce résultat fait figure d'exception comparativement aux simulations en BP8 et BP13. Il provient vraisemblablement d'une part de l'importante réserve utile de ce sol limoneux (220 mm) qui doit être reconstituée avant la reprise du drainage, ce qui limite les transferts d'eau à l'automne, et d'autre part, de l'implantation de colza en septembre, qui a pu prélever l'excédent d'azote. En revanche, en l'absence de culture à l'automne,

les pertes d'azote de ce sol sont fortement augmentées après la sécheresse, avec des flux d'azote en monoculture de maïs plus que doublés en 1999/2000, par rapport à une année « normale » (figure 7).

Extrapolation à d'autres sols

Nous avons souhaité réaliser une extrapolation de l'utilisation du modèle dans une zone pédoclimatique proche du secteur d'étude initial avec d'autres types de sols des vallées de la Saône et du Doubs (encadré 2). En toute rigueur scientifique, la validation des résultats ainsi extrapolés nécessiterait la mise en place d'expérimentations avec bougies poreuses. Toutefois, dans la mesure où une telle opération est difficilement envisageable pour une question de coût, nous estimons que l'extrapolation des résultats aux sols E1 à E7, qui appartiennent aux mêmes contextes géomorphologiques que les sols BP1 à BP14, constitue une base intéressante pour hiérarchiser les risques.

Conclusions et perspectives

La simulation de différents scénarios, croisant type de sols et système de culture, a permis de hiérarchiser les situations à risque et de construire des grilles de risque des pertes en nitrate en vallée alluviale de la Saône. *L'intérêt de la démarche, couplant expérimentation et modélisation, a été d'acquiescer des données in situ, confirmant les connaissances fondamentales d'une part et de mieux connaître et de mieux comprendre les mécanismes de transfert et les stratégies agronomiques les plus pertinentes d'autre part.*

Pour tous les types de sol, les plus faibles flux et concentrations en nitrate sont obtenus sous prairie permanente extensive, ce qui confirme bien son rôle protecteur de la qualité de l'eau souterraine. Pour les autres systèmes de culture testés, le type de sol joue un rôle prépondérant sur les pertes en azote nitrique, qui sont très nettement inférieures pour les sols argileux et sablo-argileux (3 à 42 kg N/ha/an) comparés aux sols sableux (72 à 131 kg N/ha/an).

Encadré 2

Résultats obtenus par extrapolation et simulation pour d'autres sols

Concernant les valeurs de paramètres du cycle de l'azote utilisés par AgriFlux, l'étude réalisée sur le Val de Saône (Villard *et al.*, 2003) a montré que les sols se distinguent principalement au niveau de deux paramètres : la fraction d'azote minéral disponible (N_{dispo}), qui représente la proportion maximale d'azote minérale prélevée chaque jour dans le sol par les plantes, et la constante de minéralisation de l'humus (kh). Ces valeurs, estimées, dépendaient essentiellement de la texture du sol. Nous avons fait l'hypothèse que les nouveaux sols étudiés avaient des valeurs des paramètres similaires aux autres sols de même classe texturale (tableau 1). Dans le cas de nouveaux sols d'autres classes texturales, des hypothèses ont été posées. Ainsi, pour les sols E1 et E2 (argile lourde), nous avons repris la valeur de minéralisation de l'humus kh caractérisant les sols les plus argileux équipés de bougies poreuses ($5 \cdot 10^{-5}$), la teneur en argile du sol abaissant généralement la minéralisation de la matière organique. Pour le sol E4, de texture assez sableuse en surface (limon léger sableux proche d'un sable limoneux) les valeurs des paramètres du cycle de l'azote retenues sont celles du sol BP9, sablo-limoneux. Enfin, les sols des terrains de plateaux E5 et E6 ont été caractérisés par des valeurs identiques au sol BP1, tous étant de texture à dominance limoneuse.

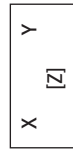
Les résultats obtenus par simulation sont présentés dans le tableau 7. Ils sont cohérents avec ceux obtenus précédemment, avec des pertes en azote nitrique fortement dépendantes de la texture du sol, et significativement moins importantes en sols argileux (E1, E2, E3 et E7) et limoneux (E5 et E6) qu'en sol sableux (E4). On notera les fortes pertes en nitrate du sol E4 parmi les terrains d'alluvions récentes, ce sol étant de texture assez sableuse (51 à 66 % de sable) en relation avec sa localisation particulière (bourrelets de berge). De même, le sol E7 argileux et formé sur colluvions, constitue un cas à part en terrains de basses terrasses avec des pertes en nitrate beaucoup plus faibles que celles décrites précédemment pour ces terrains (généralement sableux).

Encadré 2 (suite)

Tableau 7 – Grille de risque de pertes en nitrate obtenue par simulation sur les nouveaux sols.

Terrains	Plaine alluviale du Doubs			Bas fonds		Bourrelets de berge		Terrains de plateau			Basses terrasses
	FLUVIOSOL brunifié calcaire rédoxique	FLUVIOSOL typique rédoxique	REDOXISOL fluviatique	FLUVIOSOL brunifié rédoxique	REDOXISOL fluviatique	FLUVIOSOL brunifié rédoxique	PSEUDO-LUVI-SOL REDOXISOL	LUVISOL-REDOXISOL	BRUNISOL rédoxique		
Nom pédologique											
Dénomination C.A. 71											
Système de culture	Nom de référence										
Prairie permanente	0,3 [11]	0,1 [7]	0,04 [6]	4 [8]	0,001 [1]	4 [8]	0,001 [1]	0,01 [1]	0,2 [6]		
Cultures de printemps et d'hiver	8 [53]	1 [40]		82 [115]		82 [115]		3 [33]			
	6 [52]	16 [38]	7 [73]	116 [154]	2 [75]	116 [154]	2 [75]	4 [30]	8 [44]		
	6 [49]	13 [33]	4 [63]	90 [127]	2 [73]	116 [154]	2 [73]	3 [27]	6 [40]		
Cultures de printemps	6 [50]	13 [34]	5 [70]	114 [161]	2 [75]	114 [161]	2 [75]	3 [29]	6 [43]		
	7 [56]	13 [43]	7 [99]	138 [194]	2 [88]	138 [194]	2 [88]	4 [36]	9 [63]		

Flux d'azote nitrique en kg N/ha/an → X



Concentration moyenne annuelle en nitrate de l'eau percolée (mg/l)

Risque	Concentration (mg/l)	Flux d'azote (kgN/ha/an)
Faible	0 à 25	0 à 5
Moyen	25 à 50	5 à 15
Fort	50 à 100	30 à 50
Très fort	> 100	> 100

Les sols limoneux ont des valeurs proches de celles des sols les plus argileux (2 à 8 kg N/ha/an).

Pour réduire les pertes en nitrate, il est donc nécessaire de prendre en compte le type de sol afin d'y adapter les systèmes de culture et les stratégies adéquates.

En sols sableux, les risques de pollution sont élevés en terrain cultivé et leur réduction nécessite de conjuguer plusieurs stratégies car une baisse de la fertilisation ou l'implantation de cultures intermédiaires, prises isolément, apparaissent insuffisantes pour abaisser significativement les pertes en nitrate. Parmi les systèmes de culture testés en sols sableux, les rotations avec du tournesol et des CIPAN engendrent les flux d'azote nitrique les moins élevés.

En sols argileux, sablo-argileux et limoneux où les risques de lixiviation sont plus faibles, les recommandations Ferti-Mieux peuvent être suffisantes pour préserver la qualité de l'eau souterraine. Mais elles doivent être adaptées à chaque situation, en réduisant notamment la fertilisation dans le cas d'une dégradation structurale du profil de sol par tassement.

Il faut aussi tenir compte du climat ; dans la majorité des cas, les concentrations et les flux de nitrate ont fortement augmenté à la suite d'une année sèche telle celle de 2003.

Les grilles de risque indiquent des valeurs moyennes sur cinq ans, et ne tiennent pas compte d'années climatiques exceptionnelles. Elles nécessitent d'avoir une bonne connaissance des sols, notamment de la texture des différents horizons et du contexte géomorphologique, afin de pouvoir les rattacher à l'un des types décrits dans cette étude. Il faut également veiller à ne pas extrapoler les résultats à des sols présentant une forte teneur en CaCO_3 en surface, qui peut affecter notablement la minéralisation de l'azote organique du sol.

Les perspectives d'utilisation de telles grilles de risque sont multiples. Elles fournissent notamment des données objectives aux agriculteurs, conseillers et gestionnaires pour identifier et modifier les pratiques à risque dans les zones les plus sensibles du Val de Saône et pour les guider dans le choix de la meilleure stratégie agronomique de préservation de la qualité des eaux souterraines. Elles peuvent être appliquées à l'échelle de la parcelle, et à celle du bassin d'alimentation ou du champ captant après couplage avec un modèle hydrogéologique.

Cette étude constitue un exemple original de travail intégré, depuis la réalisation d'expérimentations *in situ* jusqu'à la construction d'une grille d'aide à la décision opérationnelle. La démarche en trois étapes (mesures *in situ*, paramétrage d'un modèle de transfert, simulation de cas-types dans le domaine validé par les mesures) peut être aisément transposée à d'autres zones pédoclimatiques.

Ces travaux, de nature plus agronomique, sont également complétés par une étude hydrogéologique visant le transfert des nitrates des sols vers la nappe alimentant les champs captants de Boyer et de l'Abergement de Cuisery, et par la mise au point d'une méthodologie de délimitation des territoires d'intervention en agronomie (Comte *et al.*, 2005). L'objectif final est de fournir une méthode intégrée de protection de la qualité des eaux de captage en zone agricole, basée sur le croisement des connaissances agronomiques et hydrogéologiques, en déterminant les stratégies agronomiques les plus pertinentes à mettre en place en fonction des types de sol présents sur les zones contribuant à l'alimentation des puits de captage d'eau potable. Enfin, au niveau pédagogique, la démarche et les résultats sont valorisables pour différents publics : agriculteurs, conseillers, agronomes, hydrogéologues, enseignants et décideurs. □

Remerciements

Cette étude a été conduite par la Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire en partenariat scientifique avec l'université d'Avignon, et en utilisant des données des Voies navigables de France et de Météo France. Elle a bénéficié des soutiens financiers de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, du conseil général, du conseil régional, de la Direction régionale de l'environnement de Bourgogne et du Syndicat mixte d'études Saône-Doubs via un programme Life.

Enfin les auteurs associent les agriculteurs impliqués dans le dispositif expérimental, réels partenaires de l'opération.

Résumé

Un outil d'aide à la décision a été élaboré pour évaluer les pertes en nitrate des principaux sols et systèmes de culture du Val de Saône. La démarche a consisté à simuler plusieurs scénarios de gestion des systèmes de culture en fonction des types de sol. Ces travaux ont confirmé le rôle protecteur de la prairie permanente extensive vis-à-vis de la pollution nitrique des eaux. Ils ont mis en évidence l'effet prépondérant de la texture du sol sur les pertes en nitrate des terrains cultivés, beaucoup plus élevées pour les sols sableux que pour les sols argileux, sablo-argileux ou limoneux. L'effet de différentes pratiques culturales (fertilisation, irrigation, implantation de soja, introduction de cultures intermédiaires) est également discuté, ainsi que l'impact de climats défavorables, tels qu'une sécheresse diminuant fortement les rendements ou une année humide génératrice d'un tassement des sols argileux.

Abstract

A decision support tool was elaborated to evaluate nitrate losses to groundwater for the main soils and cropping systems of Val de Saône (France). The approach consisted to simulate several scenarios of management of cropping systems crossed with the soil types. The results confirmed the protecting role of permanent grassland regarding the nitric pollution of groundwater. They gave evidence of the predominant effect of soil texture on nitrate losses from cultivated lands, much greater for sandy soils than for clayey, clayey sandy or loamy soils. The effect of various cropping practices (i.e. fertilisation, irrigation, introduction of soybean, establishment of catch crops) was also discussed as well as the impact of unfavourable climatic conditions, like a dry year reducing yields or a wet year generating compaction in clayey soils.

Bibliographie

ACUTIS, M., DONATELLI, M., 2003, SOILPAR 2.00 : software to estimate soil hydrological parameters and functions, *European Journal of Agronomy*, n° 18, p. 373-377.

AFES, ouvrage collectif, 1995, *Principaux sols d'Europe*, INRA Éditions, Paris, 332 p.

Anonyme, 1994, *Étude de l'agriculture dans les champs d'inondation de la vallée de la Saône*, Syndicat mixte d'études pour l'aménagement du bassin de la Saône et du Doubs/Chambre régionale d'agriculture de Bourgogne, rapport, 140 p. + annexes.

BANTON, O., LAROCQUE, M., SURATEAU, F., VILLENEUVE, J.-P., 1993, *AgriFlux : logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles*, Manuel d'utilisateur, rapport scientifique INRS-Eau, n° R-380, Sainte-Foy, Canada.

CAMERON, K.-C., HAYNES, R.-J., 1986, Retention and movement of nitrogen in soils, in *Mineral Nitrogen in the Soil-Plant System*, R.-J., HAYNES, Ed., p. 166-241, Academic Press, London.

COMTE, J.-C., BANTON, O., VILLARD, A., KOCKMANN, F., CREUZOT, G., 2006, Évaluation de l'efficacité de différentes stratégies de restauration de la qualité des eaux souterraines par modélisation du transfert des nitrates – Cas des formations alluviales du Val de Saône du secteur de Tournus (Saône-et-Loire), *Ingénieries-EAT*, n° 45, p. 15-28.

COMTE, J.-C., BANTON, O., VILLARD, A., KOCKMANN, F., 2005, *Étude sur les champs captants de Boyer et de l'Abergement – Modélisation du transfert des nitrates dans la nappe*, Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire, rapport, 74 p.

IGCS-STB, 2005, <http://www.igcs-stb.org>

KOCKMANN, F., BOUILLOT, J.-F., VILLARD, A., 1996, *Opération secteurs de références Irrigation – La production de légumes de plein champ : l'irrigation indispensable en Saône-et-Loire*, Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire, rapport, 63 p. + annexes.

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.

SCHAAP, M.-G., LEIJ, F.-J., 2000, Improved prediction of unsaturated hydraulic conductivity with the Mualem-Van Genuchten model, *Soil Science Society of America Journal*, n° 64, p. 843-851.

SÉBILLOTTE, M., MEYNARD, J.-M., 1990, Système de culture, système d'élevage et pollution azotée, in *Nitrate, Agriculture, Eau*, CALVET, R., INRA Éditions, Paris, p. 283-312.

SIMON, J.-C., 1999, La pollution nitrique des eaux, in *L'eau – Tome II : usages et polluants*, GROSCLAUDE, G., INRA Éditions, Paris, p. 52-60.

TROUCHE, G., 1981, *Aspects agronomiques et hydrodynamiques du drainage des sols à profil différencié du Val de Saône*, thèse de l'université de Dijon, 201 p.

VILLARD, A., KOCKMANN, F., DUFAYET, A., 2000, *Étude sur les champs captants de Boyer et de l'Abergement – Bilan 1998/99*, Chambre d'agriculture de Saône-et-Loire, rapport, 34 p. + annexes.

VILLARD, A., NOVAK, S., BANTON, O., KOCKMANN, F., CREMILLE, E., 2003, 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 », *Ingénieries*, n° 35, p. 3-17.