

Etude de l'impact des épandages d'eaux terreuses, d'eaux décantées et de vinasses issues de l'industrie betteravière sur la teneur en nitrate des eaux de drainage

E. Burel^(1*), R. Duval⁽²⁾, P. Robert⁽³⁾, R. Delaitre⁽⁴⁾, E. Justes⁽⁵⁾ et V. Parnaudeau⁽⁶⁾

- 1) Centre d'études spatiales de la biosphère (CESBIO), 24 Rue Embaquès, 32000 Auch, France
- 2) ITB, 45 rue de Naples, 75008 Paris, France
- 3) ASAE, 2 esplanade Roland-Garros, BP 235, 51686 Reims cedex 2, France
- 4) TEREOS, sucrerie de Connantre 51230 Fère-Champenoise, France
- 5) INRA, UMR1248 -AGIR (AGIR AGroécologie, Innovations, TeRritoires) - F-31326 Castanet-Tolosan cedex
- 6) INRA, UMR1069 SAS (Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation), F-35 042 Rennes cedex

*: Auteur correspondant: enguerrand.burel@gmail.com

RÉSUMÉ

L'épandage des effluents de sucrerie et de vinasses de distillerie à l'automne est une technique bien développée dans les régions betteravières en France. L'objectif de cette étude est d'identifier les facteurs de risque de hausse de concentration en nitrate des eaux de drainage suite à ces apports et d'établir un bilan sur la pratique d'épandage. Une étude par simulation a donc été réalisée avec le modèle STICS sur une succession blé-betterave et avec un couvert de moutarde en interculture. L'étude vise à représenter, par simulations, l'ensemble des situations pédoclimatiques des bassins sucriers français où sont pratiqués les épandages d'effluents de sucreries (eaux terreuses et décantées) et vinasses à l'automne, en couvrant une période climatique de 20 ans. Les résultats montrent que les lames d'eau apportées sont drainées en presque totalité. Dans le cadre d'un reliquat post récolte maîtrisé et d'une culture intermédiaire implantée précocement et détruite tardivement, l'impact des apports d'effluents favorisant l'organisation de l'azote n'ont qu'un impact très faible voire négligeable sur la qualité des eaux de percolation. Dans le cas contraire le risque augmente significativement et ce d'autant plus que le sol possède une faible capacité de stockage en eau.

Mots clés

Modèle STICS, lixiviation, nitrate, épandage, culture intermédiaire, vinasses, eaux de sucrerie.

SUMMARY**STUDY OF EARTHY WATERS, DECANTED WATERS AND VINASSES LAND SPREADING IMPACT ON THE NITRATE CONTENT OF DRAINAGE WATER**

Sugar and ethanol plants effluents land spreading (water and soil, decanted water, vinasses) in autumn is a well-established technique in the main French beet sugar cultivation areas. The aim of this study is to identify risk factors for increase on nitrate content of drainage water and establish a report on land spreading practice for these effluents. This study has been conducted to simulate the implementation of land spreading, using the French National Agronomy Institute model (INRA-STICS) on a succession of wheat-sugar beets crops, with an inter-culture mustard cover crop. The results show that the amount of water applied by land spreading is almost totally drained. The study simulates soil and climate situations representative of the French sugar beet cultivation areas where land spreading of effluent is applied during campaigns, covering a 20 years period. When applied in reliable agronomic conditions (controlled post-harvest nitrogen residual, accurate land spreading according to fertilizing elements brought by the effluents and to crops needs, cover crop early implanted and lately destroyed), these effluents have an almost negligible impact on the nitrate content of drainage water percolating until underground water. Otherwise, the risk increases significantly especially if the soil has a low water storage capacity.

Key-words

STICS model, leaching, nitrate, wastewater, vinasses, sugar beet industry, land spreading, cover crop.

RESUMEN**ESTUDIO DEL IMPACTO DE LOS ESPARCIMIENTOS DE AGUAS TERROSAS, DE AGUAS DECANTADAS Y DE VINAZAS QUE PROVIENE DE LA INDUSTRIA REMOLACHERA SOBRE EL CONTENIDO EN NITRATO DE LAS AGUAS DE DRENAJE**

El esparcimiento de los efluentes de ingenios azucareros y de vinazas de destilería durante el otoño es una técnica bien desarrollada en las regiones remolacheras de Francia. El objetivo de este estudio es identificar los factores de riesgos de aumento de concentración en nitrato de las aguas de drenaje tras estos aportes y establecer un balance sobre la práctica de esparcimiento. Por lo tanto, se realizó un estudio por simulación con el modelo STICS sobre una sucesión trigo-remolacha y con una cobertura de mostaza en cultivos intermedios. El estudio pretende representar, por simulación, la totalidad de las situaciones pedo-climáticas de las cuencas azucareras francesas donde se practican los esparcimientos de efluentes de ingenios azucareros (aguas terrosas y decantadas) y de vinazas durante el otoño, por un periodo climático de 20 años. Los resultados muestran que las láminas de aguas aportadas se drenan en casi totalidad. En el cuadro de un resto post cosecha controlado y de un cultivo intermedio implantado precozmente y destruido tardíamente, el impacto de los aportes de efluentes que favorecen la organización del nitrógeno esta pequeño incluso insignificante sobre la calidad de las aguas de percolación. En el caso contrario el riesgo aumenta significativamente y esto más que el suelo tiene una pequeña capacidad de retención en agua.

Palabras clave

Modelo STICS, lixiviación, nitrato, esparcimiento, cultivo intermedio, vinazas, aguas de ingenio azucarero.

L'industrie betteravière française traite aujourd'hui plus de 30 millions de tonnes de betteraves par an pour produire du sucre, environ 3 millions de tonnes, et de l'éthanol, environ 10 millions d'hectolitres. Les usines sont essentiellement situées dans la grande moitié nord du territoire métropolitain. En plus du sucre et de l'éthanol sous toutes leurs formes commerciales, les sucreries et distilleries produisent d'importants tonnages de co-produits: (i) des effluents (eaux terreuses plus ou moins décantées), (ii) des vinasses utilisées comme engrais organiques (norme NF U 42-001), (iii) des écumes utilisées comme amendement calcique (norme NF U 44-001), et (iv) des terres de bassins de décantation utilisées comme supports de culture (norme NF U 44-551).

Les effluents de sucrerie sont constitués de l'eau contenue dans les betteraves récoltées (composées à plus de 75 % d'eau), et sont recyclés ensuite dans l'étape de lavage, d'où une charge en terre finale plus ou moins importante selon les conditions climatiques de l'arrachage et la gestion des eaux destinées à l'épandage. Dans le cadre de la réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement, l'épandage des effluents bruts de sucrerie peut être autorisé sur les sols agricoles pendant la campagne sucrière, c'est-à-dire sur la période septembre-janvier, dans des conditions qui ne portent pas atteinte à l'environnement. Cette technique permet non seulement de retourner au sol la terre exportée avec les betteraves lors de la récolte et donc de limiter l'érosion des sols mais aussi de recycler une partie des éléments fertilisants prélevés par la betterave ainsi que son contenu en eau. Les effluents de sucrerie se distinguent des effluents d'élevage liquides, comme les lisiers, par leurs caractéristiques: un ratio carbone/azote (C/N) un peu plus élevé, et moins d'azote sous forme ammoniacale; la part majoritaire de l'azote est contenu dans la terre en suspension.

Les vinasses sont des produits obtenus après fermentation, distillation et concentration d'un substrat sucré issu de la transformation de la betterave. Avec un C/N proche de 8, elles libèrent rapidement dans le sol de l'azote minéral après épandage. Elles sont principalement appliquées comme fertilisants en fin d'été et automne avant semis de colza, sur cultures intermédiaires (CI) dans l'interculture d'automne qui précède la betterave, ou dans une faible proportion en fin d'hiver avant semis des betteraves.

Conformément aux programmes d'actions qui mettent en application en France la directive nitrate européenne, les épandages d'effluents de sucrerie de fin d'été et d'automne sont toujours réalisés sur des cultures intermédiaires. Les doses d'apports d'effluents et de vinasses sont raisonnées pour apporter une contribution adaptée aux besoins de fertilisation de la culture qui suit. La dose de fertilisation minérale azotée complémentaire sur la culture de betterave est calculée par application de la méthode du bilan.

De nombreuses publications traitent de l'impact des épandages d'effluents d'élevage sur la qualité des eaux de drainage avec différentes modalités de couverture du sol (ex. Askegaard *et al.*, 2005 ; Beckwith *et al.*, 1998 ; A. Bergström *et al.*, 1999.). En revanche, très peu d'études sont disponibles concernant les effluents issus de la transformation de matières premières végétales (sucrerie-distillerie de betteraves). Plusieurs travaux ont étudié la dynamique de l'azote dans le sol induite par l'épandage d'effluents agro industriels au champ (Muller, 1977 ; Chaussot *et al.*, 1997 ; Parnaudeau *et al.*, 2006). Ces travaux montrent, par approche statistique, que sur l'année qui suit l'apport, les effluents de sucrerie induisent à court terme une immobilisation plus ou moins importante de l'azote minéral du sol suivie parfois d'une très faible reminéralisation en azote.

L'azote et le carbone contenus dans les vinasses ont fait l'objet de plusieurs études tant sur leur dynamique de minéralisation en conditions contrôlées (Parnaudeau *et al.*, 2008) que sur leur comportement au champ (Briffaux, 2009 ; Le Roux *et al.*, 2013). Ces études, effectuées sur peu de situations pédoclimatiques différentes, n'ont pas pour vocation d'étudier et de généraliser le comportement de l'effluent et le risque induit par son épandage à une plus large échelle. La modélisation déterministe permet en revanche, en se basant sur ces études préalables, d'étudier le risque de lixiviation nitrique potentiellement induit par l'épandage d'effluents de sucrerie et de vinasses dans un grand nombre de conditions agro-pédo-climatiques. En effet, les interactions du sol en tant que milieu complexe interagissant avec la culture en présence et les conditions climatiques nécessitent des outils capitalisant la somme des connaissances des processus que l'on souhaite étudier. Dans des études antérieures, le modèle STICS, validé sur différentes cultures (Brisson *et al.*, 1998 ; 2002 ; 2003 ; 2008), a été utilisé pour simuler les pertes en nitrate dues aux pratiques agricoles (Bouraoui, 2014 ; Beaudoin *et al.*, 2008 ; Justes *et al.*, 2012, Schnebelen *et al.*, 2004) ou plus spécifiquement, dues à l'irrigation et l'apport de fertilisants organiques (Ruiz-Ramos *et al.*, 2011). Il est donc un outil approprié dans le cadre d'une étude du risque de lixiviation potentiellement induit par l'épandage d'effluents.

Ainsi, le modèle STICS peut permettre de déterminer si, malgré les avantages intrinsèques de la restitution à la parcelle de la terre, de l'eau de betterave ou des vinasses, l'épandage n'induit pas de pollution nitrique des eaux souterraines. L'objectif de ce travail est donc d'évaluer par simulation avec le modèle STICS l'impact de l'épandage d'effluents de sucrerie et de vinasses en fin d'été et automne sur les fuites de nitrate par lixiviation dans les situations pédoclimatiques représentatives des principaux bassins sucriers français.

Tableau 1 - Tableau des caractéristiques des stations pédoclimatiques retenues pour représenter les différentes zones d'épandage. M.= moyenne, MF= moyenne-fine, F=fine

Tableau 1 - Table of soil and weather stations selected to represent different areas of application. M= medium, MF= medium-fine, F=fine

Station climatique et usines correspondantes	Texture FAO	nb sols	Argile %	RU mm	Profondeurs cm	Norg % pondéral
Alsace	M-F	2	20-43	86-173	90-120	0,1-0,24
Auvergne / Bourdon	M-MF	4	17-35	64-175	60-150	0,1-0,25
Basse-Normandie / Cagny	MF	4	25-24	76-218	60-150	0,1-0,2
Centre / Artenay, Corbeilles, Toury, Pithiviers	M-MF-F	4	20-40	83-218	90-150	0,1-0,2
Champagne-Ardenne / Connantre, Morains, Sillery, Arcis, Bazancourt	MF-F	4	10-40	69-208	60-150	0,14-0,28
Haute-Normandie / Etrepagny	M-MF-F	4	20-37	82-218	90-150	0,1-0,24
Nord-Pas-de-Calais / Boiry	M-MF-F	4	20-40	69-218	60-150	0,1-0,2
Picardie / Roye, Epeville, Sainte-Emilie	M-MF	3	20-25	69-218	60-150	0,1-0,23

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Démarche générale et périmètre géographique de l'étude

Des scénarios ont été élaborés pour être simulés avec le modèle STICS. Ces scénarios ont été construits pour prendre en compte la variabilité des situations dans lesquelles sont apportés les effluents ; les facteurs de variation considérés sont les pédoclimats, les dates et doses d'apport des fertilisants et les modalités d'implantation de la culture intermédiaire (dates de semis et de destruction). Les scénarios ont été établis à partir des pratiques réelles, en s'appuyant sur des données issues des enregistrements disponibles auprès des sites industriels d'une part, et sur des données de conduite culturale issues de l'enquête pratiques culturales ITB Site (Cariolle, 2003; Richard-Molard, 2004). Les analyses des effluents, les statistiques sur les volumes épandus et enfin les analyses des sols des périmètres d'épandage autorisés qui ont servi à cette étude sont issues de 12 usines de transformation appartenant aux différents groupes sucriers français. Les enquêtes ITB Site sont envoyées chaque année depuis 2001 à plus de 500 agriculteurs. Elles

recensent les pratiques, les itinéraires techniques sur betterave mais aussi celles de la culture précédant son implantation sur environ 3 % des surfaces cultivées en betterave sur le territoire métropolitain.

Le périmètre géographique retenu pour cette étude est celui des implantations des sucreries françaises, essentiellement dans la moitié Nord de la France. Parmi les vingt-quatre stations climatiques sélectionnées pour l'étude collective de l'INRA « Interculture » (Justes *et al.*, 2012), sept stations climatiques positionnées dans les régions betteravières ont été retenues pour tous les scénarios d'épandage (effluents de sucrerie et vinasses), et une station supplémentaire en Alsace a été ajoutée pour les scénarios d'épandages de vinasses (*tableau 1*). Cette sélection a été faite sur la base du recensement des enquêtes pratique culturales de l'ITB. Les données climatiques journalières correspondent à 20 années (1988-2008) par station. Sur les 8 stations, la pluviométrie moyenne annuelle varie entre 600 mm et 1100 mm (*tableau 1*).

Pour chacune des stations climatiques de l'étude interculture, 2 à 5 sols avaient été sélectionnés et décrits (Justes *et al.*, 2012). Ces descriptifs des sols sont issus de la base de données géographique des sols de France INRA GISSOL (Laroche *et al.*, 2014). La sélection des sols avait été effectuée selon des critères

Tableau 2 - Données climatiques moyennes par station (attribuée à sa région respective) sur 20 ans (1988-2008) ; elles résument les données journalières utilisées dans les simulations.

Tableau 2 - Average weather data per station (assigned to its respective region) for 20 years (1988-2008) ; they summarize the daily data used in the simulations.

Stations climatiques	Pluie mm		ETP Penman mm		Tmax °C		Tmin °C	
	moyenne	SD	moyenne	SD	moyenne	SD	moyenne	SD
Alsace	685	106	650	36	15,1	0,7	7,7	0,6
Auvergne	709	117	715	43	15,1	0,6	7,6	0,5
Basse-Normandie	956	169	590	32	13,5	0,6	7,7	0,7
Centre	639	114	694	52	15,2	0,6	7,6	0,5
Champagne-Ardenne	743	121	604	42	13,9	0,6	6,9	0,6
Haute-Normandie	982	164	566	49	13,3	0,6	7,7	0,5
Nord-Pas-de-Calais	1085	161	557	36	12,9	0,6	7,5	0,6
Picardie	719	132	669	52	14,8	0,6	7,7	0,5

de réserve utile, de profondeur et de texture pour disposer de sols contrastés et représentatifs des sols de grandes cultures. Cette description de sols n'a pas pour objectif l'exhaustivité mais la représentation du contraste de sols pouvant être rencontrés en grandes cultures.

Pour correspondre aux sols des zones d'épandage des usines, une sélection sur les critères de texture, de teneur en argile et de teneur en calcaire a été effectuée (tableau 1), le modèle STICS intégrant ces variables en entrée pour le calcul de la minéralisation. Dans ce but, des données de caractérisation des sols des périmètres d'épandage ont été recueillies auprès des industriels sucriers (598 analyses). Elles ont donc permis d'aboutir à une nouvelle sélection de sols représentatifs des zones d'épandage. Afin de représenter la variabilité de minéralisation de l'azote de l'humus rencontrée dans les différents types de sols, chaque sol a été paramétré avec deux teneurs en azote organique contrastées, une faible et l'autre élevée élargissant ainsi la gamme du potentiel de minéralisation de chacun des sols représentés dans les scénarios. Ces valeurs ont été établies à partir de valeurs minimales et maximales observées dans les analyses fournies par les sucreries pour chaque sol de chaque station climatique.

Les modèles STICS et AZOFERT®

Le modèle STICS

Le modèle STICS permet de simuler sur une succession de cultures l'évolution de nombreuses variables agro-environnementales telles que l'azote minéral du sol, le stock d'eau et

les flux de carbone, d'azote minéral et d'eau dans le système sol-plante-atmosphère d'une parcelle à un pas de temps journalier. Les données d'entrée décrivent le sol (texture, profondeur, réserve en eau, conductivité hydrique, état hydrique et azoté initial), l'itinéraire technique (travail du sol, conduite culturale), les effluents organiques (voir II-3-2), le climat journalier. Le modèle STICS a été paramétré pour de nombreuses cultures: blé tendre et blé dur, maïs, orge, betterave, prairie, cultures intermédiaires (ex. moutarde). Par l'intermédiaire du paramétrage, il peut être utilisé dans des situations pédoclimatiques et avec des itinéraires techniques très variés. La version de STICS utilisée pour cette étude est la version 6.98.

Le domaine de validité du modèle et de son formalisme ne permet pas de décrire le comportement hydrodynamique des sols fortement argileux (>45%) ce qui n'impacte toutefois pas la représentativité des scénarios de l'étude: ces sols à forte teneur en argile ne sont pas représentatifs des sols qui reçoivent les épandages d'effluents de sucrerie.

Pour cette étude, le modèle a été paramétré pour les eaux terreuses et eaux décantées à partir de leur dynamique de minéralisation spécifique, établie lors des travaux de l'étude ACTA/ARTELIA visant à actualiser les connaissances pour l'épandage des produits résiduels organiques (ACTA/ARTELIA, 2012). Le modèle STICS intégrait déjà un paramétrage pour les vinasses. La méthodologie mise en œuvre par Justes *et al.* (2012) pour évaluer les pertes en nitrate en fonction de la gestion de l'interculture a été reprise. Les résultats de simulation ont fourni, pour chaque effluent, par station pédoclimatique et par année (sur la période 1988-2008), les volumes d'eau drainés, les quantités d'azote lixiviées et les teneurs en nitrate des eaux de drainage.

Tableau 3 - Composition des produits épandus et quantités épandues selon les scénarios avec eaux terreuses (ET), eaux décantées (ED) et les vinasses.

Tableau 3 - Composition of spread products and quantities applied to land in scenarios with earthy waters (ET), decanted waters (ED) and vinasse.

Produit	Apport d'eau avec effluent en mm	MS en t/ha	%MS de carbone	C/Norg	N minéral en %MS
ET	60	218	3,02	10,6	0,002
	100	362	3,02	10,6	0,002
	200	724	3,02	10,6	0,002
ED	100	19	18	23	0,26
vinasses	1,5	1,5	40	8	0,14

AZOFERT® et couplage avec STICS

Etant donné que les simulations incluent toute la période de l'interculture puis la culture de la betterave, un choix de dose d'azote minéral arbitraire et fixe pour celle-ci aurait été peu réaliste et critiquable. L'outil de conseil AZOFERT® (Machet et al., 2007) a été utilisé pour calculer la dose d'azote minéral à apporter sur betterave. Le choix de ce logiciel est justifié par son utilisation par les laboratoires de conseil (il représente 80 % des conseils sur betterave en 2014, N. Damay, LDAR communication personnelle). Il a été validé sur betterave sucrière par l'ITB sur la base d'un ensemble de courbes de réponse expérimentales aux doses d'azote (Duval et Machet, 2007). Le calcul de la dose AZOFERT® est basé sur la méthode du bilan prévisionnel et exige la mesure d'un reliquat d'azote minéral en sortie d'hiver: il correspond à un bilan de masse établi sur le stock d'azote minéral du sol pour la profondeur explorée par les racines de la culture entre la mesure du reliquat d'azote minéral initial et la récolte (Comifer, 2013). L'outil AZOFERT® nécessite notamment comme données d'entrées: l'itinéraire technique depuis la récolte du précédent cultural, les caractéristiques du précédent, le type de sol, le reliquat d'azote minéral en sortie d'hiver. La dose d'azote minéral est calculée par simulation avec des données climatiques décennales.

Pour simuler les conditions réelles, les préconisations de doses d'azote minéral complémentaires pour la culture de la betterave ont été calculées à l'aide du modèle AZOFERT® de manière itérative sur 20 années, en intégrant les données climatiques annuelles disponibles pour chaque station. Les doses d'azote calculées par AZOFERT® ont été ensuite reprises en données d'entrée dans le modèle STICS pour la phase de simulation sous culture.

Le couplage offline s'est déroulé en trois étapes (figure 3):

- étape 1: Début de la simulation le 10 août jusqu'à la date de

prélèvement de terre pour évaluation du stock d'azote minéral avant culture (15 mars).

- étape 2: A la date du 15 mars, les sorties de STICS sont utilisées comme données d'entrées dans AZOFERT®. La dose d'azote minéral conseillée pour la culture de betterave est calculée.

- étape 3: A la date du 16 mars, la dose d'azote minéral calculée par AZOFERT est reprise pour continuer la simulation avec STICS sur la période culturale de la betterave.

Les produits et doses épandues

Nous appellerons par la suite "eaux terreuses" (ET) les effluents chargés en terre issus du lavage des betteraves et "eaux décantées" (ED) ces mêmes effluents ayant subi une phase de décantation diminuant leur charge en terre.

Les caractéristiques des effluents décrits dans le modèle pour les simulations sont présentées dans le Tableau 2. Elles sont issues des valeurs analytiques moyennes fournies par les différents sites industriels. Pour les eaux terreuses, les doses apportées à la parcelle peuvent varier, ce qui a justifié le choix de tester deux doses dans les scénarios d'épandage: un apport de 60 mm ("ET min") correspond à la limite basse de lame d'eau épandue, et un apport de 100 mm ("ET max") correspondant à la valeur la plus élevée épandue actuellement pour toutes les zones d'épandage. Afin de tester la sensibilité des simulations à une dose élevée d'effluent, une dose de 200 mm, en remplacement de la dose 100 mm, a été inscrite dans les scénarios en région Picardie. Des valeurs plus élevées, pouvant atteindre 180 à 200 mm, ont été pratiquées dans le passé, en particulier en Picardie. Pour les eaux décantées, une dose unique de 100 mm a été retenue, elle correspond à la dose constatée en pratique. Concernant les vinasses, la dose d'apport de 1,5 t/ha de matière sèche correspond à un apport d'environ 3 t/ha de produit brut. Dans la pratique, cette dose d'apport est très peu variable (source: enquêtes pratiques

Figure 1 - Cinétiques de la minéralisation nette des eaux terreuses et des eaux décantées issues de mesures en conditions contrôlées (points) et des cinétiques paramétrées dans STICS après calibration (courbes). Les jours normalisés sont des jours en conditions d'humidité et de température constantes (température 15°C et humidité du sol correspondant à la capacité au champ).

Figure 1 - Kinetics of net mineralization earthy water and decanted water from measurements under controlled conditions (points) and kinetic set in STICS after calibration (curves). Standardized days are in conditions of humidity and constant temperature (15 ° C temperature and soil moisture corresponding to field capacity)

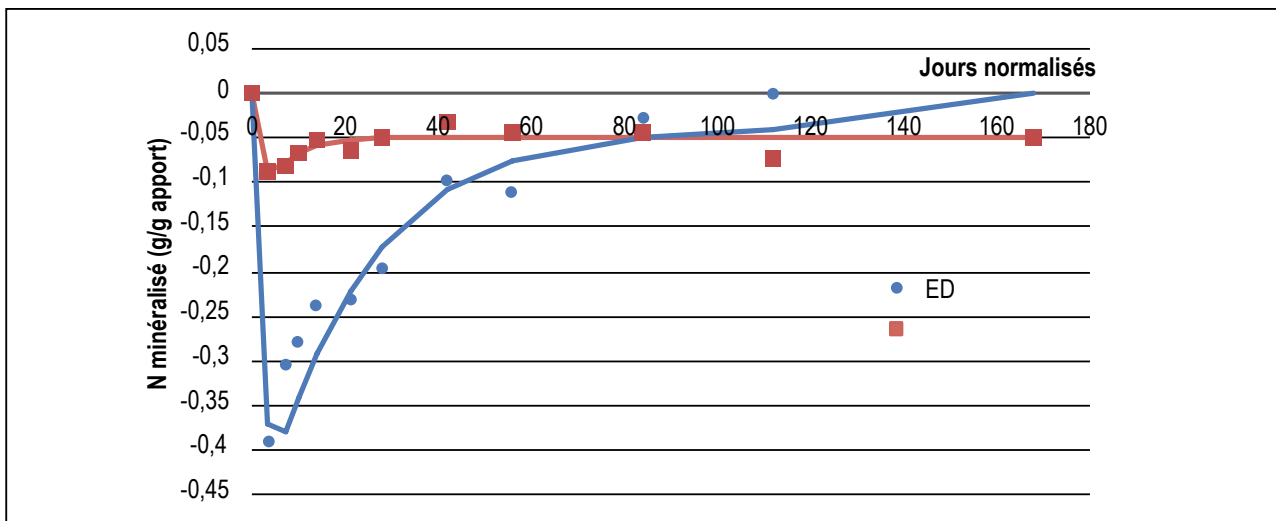
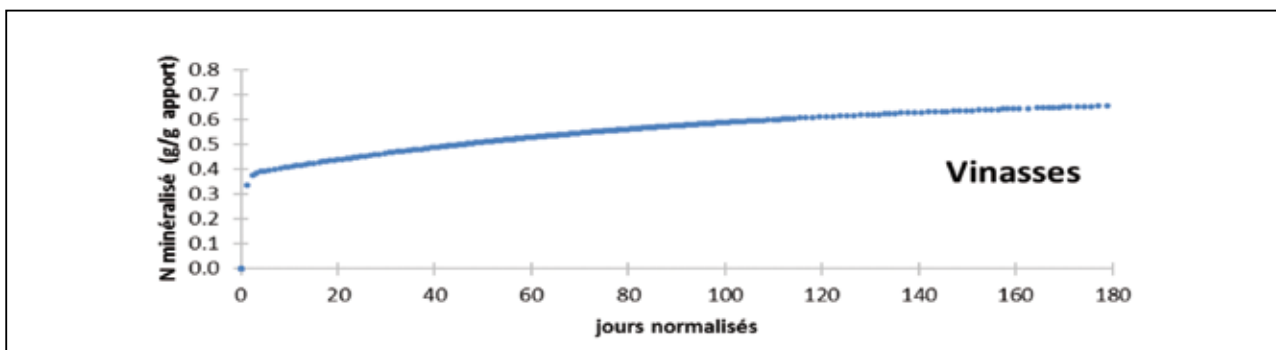


Figure 2 - Cinétique de la minéralisation nette des vinasses paramétrées dans STICS issue d'une simulation. Le paramétrage est issu d'un travail antérieur et déjà inclus avec le modèle.

Figure 2 - Kinetics of net mineralization of vinasse set in STICS. The setting is the result of earlier work and already included with the model after simulation.



culturelles ITB Site). Les vinasses étant des produits normalisés (NF U 42-001), leur composition a été reprise des valeurs fournies dans la bibliographie (Brisson *et al.*, 2008).

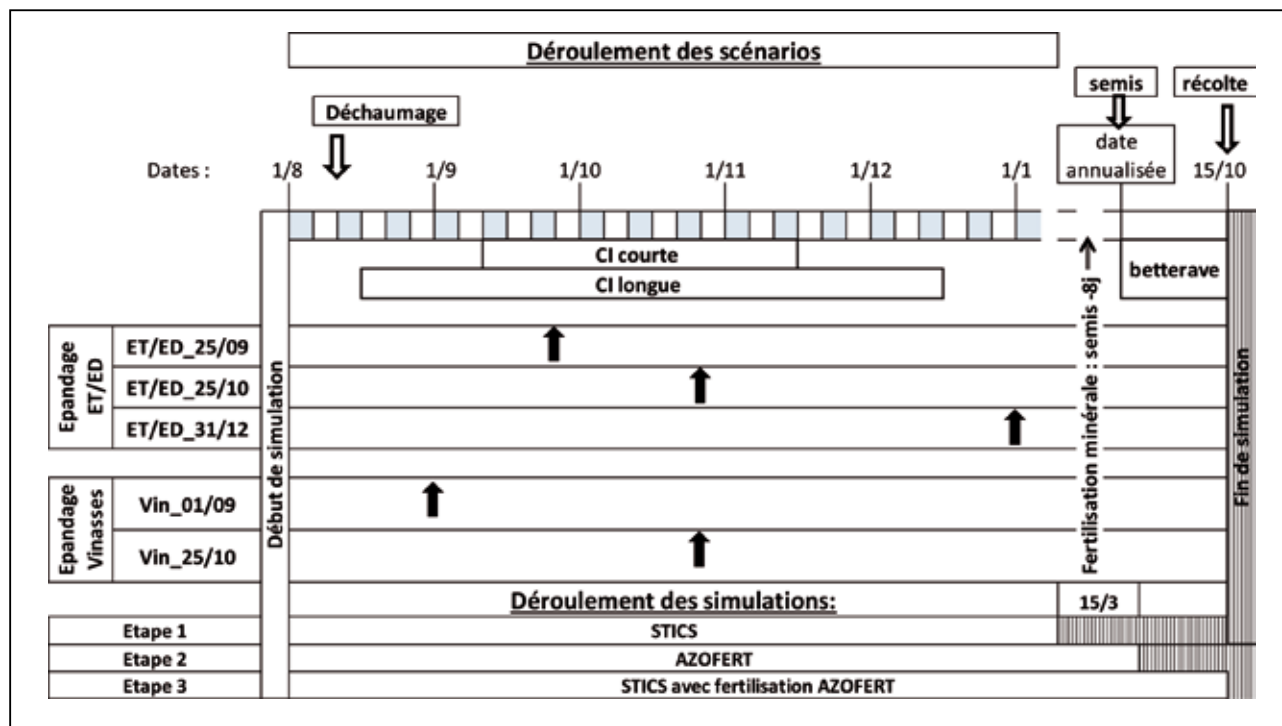
Afin de rendre compte spécifiquement de la dynamique de minéralisation du C et N des eaux terreuses et décantées, les paramètres décrivant les vitesses de minéralisation et d'organisation ont été optimisés et imposés au modèle pour les eaux terreuses et les eaux décantées, avec des données issues d'incubation en conditions contrôlées (Parnaudeau *et al.*, 2006). Ces deux cinétiques de minéralisation ont été paramétrées par opti-

minisation via le module de décomposition de la matière organique de STICS et grâce au solveur du logiciel Excel. La méthode choisie pour l'optimisation des paramètres logistiques de la courbe est la méthode GRG linéaire sur le critère des moindres carrés (somme minimale des carrés des écarts). La dynamique de minéralisation du C et N des vinasses étant déjà renseignée dans le modèle STICS, celle-ci a été reprise dans la présente étude (Brisson *et al.*, 2008).

La dynamique de minéralisation nette simulée par le modèle après paramétrage est proche de celle obtenue en laboratoire pour les ET (figure 2). Concernant les eaux décantées, la phase

Figure 3 - Schéma des scénarios simulés pour les eaux terreuses (ET), eaux décantées (ED) et les vinasses.

Figure 3 - Pattern of simulated scenarios for earthy waters (ET), decanted waters (ED) and vinasse.



d'organisation d'azote dès l'apport est légèrement sous-estimée et pourrait conduire à simuler un meilleur développement de la CI ou à surestimer la lixiviation sur le court terme. Compte tenu de la durée limitée de ce biais, la cinétique de minéralisation a été jugée suffisamment satisfaisante dans le cadre de simulations sur un seul cycle cultural et a donc été implémentée dans le modèle.

Les itinéraires techniques décrits dans les scénarios

Pour tous les scénarios, une culture intermédiaire (CI) est systématiquement implantée avec et sans épannage d'effluents. La CI simulée est la moutarde, espèce la plus couramment utilisée avant implantation de betterave (88 % des situations, selon l'enquête ITB Site). Deux durées de présence de la CI ont été simulées suivant les scénarios :

- un semis précoce avec une destruction tardive (cycle végétatif long: 4 mois);
- un semis tardif avec une destruction précoce (cycle végétatif court: 2 mois).

Le choix de ces modalités de date d'implantation/durée de couvert est basé sur l'application des réglementations de la directive nitrate en vigueur, et représente assez bien la gamme

de variabilité des pratiques enregistrées dans les enquêtes pratiques culturales ITB Site. Par ailleurs, Justes (2012) avait montré que ces deux facteurs, date et durée, sont déterminants pour la lixiviation.

Pour la culture de la betterave, une analyse des pratiques a été effectuée grâce aux données d'enquêtes pratiques culturales ITB Site: les dates d'intervention et de travail du sol ont été reprises des pratiques courantes. La date de semis a été reprise annuellement d'après des données nationales (données d'enquêtes annuelles de semis, ITB, non publiées). La date de semis la plus précoce renseignée dans STICS est le 16/03 pour 2003 et la plus tardive le 09/05 pour 2001. Par ailleurs, un test de sensibilité a été fait sur l'effet de la date d'apport de la fertilisation azotée minérale (mi-février à mi-mars) sur la lixiviation. Celui-ci a permis de constater que cette date n'a qu'un très faible impact sur la lixiviation depuis la date d'apport de l'azote minéral jusqu'à la fin de la simulation (résultats non présentés). Il a donc été décidé de fixer la date d'apport de la fertilisation minérale 8 jours avant la date de semis de la betterave.

Le plan de simulation

Le plan de simulation est représenté dans la figure 3. Pour représenter la variabilité des pratiques et tester des situations contrastées, les scénarios croisent les types de produits épan-

dus, les dates d'apport, les doses (ET seulement), et la durée de végétation de la CI. Pour les scénarios d'apport d'effluents de sucreries, trois dates d'apports ont fait l'objet de scénarios et, pour les apports de vinasses, deux dates d'apport ont été évaluées dans les scénarios.

Afin de déterminer la valeur initiale du stock d'eau du sol de chaque scénario, un précédent un blé a été simulé avec STICS pour fournir des valeurs pertinentes en fonction du pédo-climat. Concernant le stock d'azote minéral initial du sol, il a été fixé à 30 kg/ha sur une profondeur de 90 cm à raison de 10 kg N/ha par couche de 30 cm; cette valeur avait été retenue dans l'étude interculture (Justes *et al.*, 2012). Elle correspond au reliquat lorsque la fertilisation en azote de la culture précédente a été raisonnée. Il s'agit également d'une valeur moyenne après blé établie sur la période 2005-2012 en Picardie (Le Roux C. *et al.*, 2013).

Les scénarios sont simulés à partir du déchaumage de la culture précédente (blé) du 10 août à la récolte de la betterave au 15 octobre de l'année suivante, soit une période d'environ 430 jours.

Des scénarios témoins, qui ne se différencient que par l'absence d'apport d'effluents, tous paramètres égaux par ailleurs, ont été simulés pour pouvoir mesurer par différence l'impact de l'épandage seul. Une exception concerne les scénarios avec vinasses, pour lesquels la dose d'azote minéral pour la betterave a été ajustée chaque année, donc différenciée entre le témoin et les scénarios avec apport, car leur contribution potentielle à l'alimentation de la culture est plus importante que celles des effluents sucriers et peut modifier la dose d'azote complémentaire à apporter au printemps. Le nombre de scénarios simulé est synthétisé dans le *tableau 4*.

Le traitement et la représentation des résultats de simulation

Les données sont majoritairement représentées par box-plot: dans cette représentation, 99,3 % des situations simulées sont représentées entre les deux extrémités. Les 0,7 % restantes sont éliminées de la représentation pour éviter que certaines valeurs très marginales rendent difficile l'interprétation du graphique. La boîte elle-même représente 50 % de la population et enfin la barre située dans la boîte représente la médiane.

Pour vérifier la significativité de la variance entre groupes de scénarios, des tests de Fisher-Snedecor ont été effectués, et pour les tests sur la moyenne, un test de Student est appliqué. L'analyse des scénarios a été faite par des bilans en fin de simulation: les graphiques et tableaux de résultats présentent des valeurs de drainage, quantité N lixivié, concentration en nitrate de l'eau drainante au-delà de la profondeur du sol, établies sur la totalité de la période comprise entre la récolte du précédent et la récolte de la betterave qui suit l'interculture et les apports d'effluents. Les valeurs sont cumulées ou moyennées sur cette période.

Enfin, tous les scénarios simulés avec apport ont leur scénario équivalent sans apport (appelé « témoin »). Les résultats peuvent ainsi être présentés soit en valeurs absolues, soit en valeurs relatives par différence avec le scénario témoin. Sauf indication d'une sélection, les valeurs proposées dans les graphes (box plot) représentent toutes les situations géographiques et toutes les années de simulation.

Tableau 4 - Récapitulatif du nombre de modalités testées dans les scénarios, pour les eaux terreuses (ET), eaux décantées (ED), les vinasses et témoin sans apport.

Tableau 4 - Summary of the number of terms in scenarios tested by kind contribution for earthy waters (ET), decanted waters (ED), vinasse and without land spreading.

Modalité scénarisée	Nombre de scénarios			
	sans apport	vinasses	ET	ED
Pédoclimats	29	29	27	27
Niveau d'azote organique	2	2	2	2
Implantation CI	2	2	2	2
Doses	-	1	2	1
Dates d'apport	-	2	3	3
Années climatiques	20	20	20	20
Total de simulations	2320	4640	12960	6480

RÉSULTATS

Facteurs influençant les résultats des scénarios sans apport d'effluent (témoin)

Variabilité interrégionale des résultats de simulation

Les résultats des simulations sur les traitements témoins montrent une variabilité élevée du drainage au sein d'une région, et entre régions, qui est dépendante de la pluviométrie (figure 4). Cette variabilité impacte les quantités d'azote lixiviées. Cependant, bien que présentant aussi une assez forte variabilité, les pertes par lixiviation pour les scénarios témoins sont relativement faibles en valeur absolue. La moyenne est inférieure à 20 kg N-NO₃⁻/ha sur une période de 430 jours. Les cumuls pluviométriques de la Normandie et du Nord Pas-de-Calais sont plus élevés que ceux des autres régions étudiées et induisent un plus fort drainage et une plus forte lixiviation. Néanmoins, les concentrations en nitrate de l'eau de drainage restent assez proches de celles calculées pour les autres régions, avec des médianes comprises entre 10 et 20 mg/l de NO₃⁻.

Effets des différents facteurs de variation sur les résultats de simulation dans les scénarios sans apport

Si l'on considère la durée d'implantation de la culture intermédiaire, la valeur médiane de la concentration des lixiviats sous une CI courte est de 24 mg NO₃⁻/l (et 16 kg N/ha d'azote lixivié) contre 7 mg NO₃⁻/l sous une CI longue (et 4 kg N/ha d'azote lixivié). La période d'implantation apparaît comme le premier facteur explicatif de la teneur en nitrate des eaux drainées, résultat que confirme l'analyse de variance (figure 5).

Profondeur et réserve en eau du sol

En l'absence de tout épandage, la réserve utile qui résulte de la profondeur de sol et de la capacité de rétention en eau du sol est un second facteur d'explication des niveaux de pertes par lixiviation. En ce qui concerne les concentrations en nitrate des eaux de percolation, la profondeur du sol à 50 cm se différencie des trois autres profondeurs (80, 120 et 140 cm) pour lesquelles les résultats ne montrent pas de différences significatives (résultat non présenté). Pour la modalité à faible profondeur de sol (50 cm), la capacité limitée de rétention en eau du sol est le facteur explicatif du niveau plus élevé des pertes de nitrate et de concentration en nitrate de l'eau drainée. La présence d'une culture intermédiaire implantée précocement et sur une durée suffisamment longue permet toutefois de limiter ce risque lié aux sols à faible capacité de rétention en eau, ce qui explique la part de la variance présentée à la figure 6.

La concentration en nitrate des eaux de drainage est généralement plus faible sur des sols à forte capacité de rétention.

Ces concentrations sont également moins soumises à des variations liées au climat.

Teneur en azote organique du sol

Les résultats montrent que la concentration en nitrate de l'eau de drainage est d'autant plus élevée que la teneur en azote organique du sol est élevée. Pour un sol à faible teneur en N organique, la teneur médiane des concentrations en nitrate est de 13 mg/l contre 15 mg/l pour un sol à teneur en N organique élevé. Néanmoins cette faible différence de teneur, qui représente dans ce cas 2 kg/ha d'azote lixiviés supplémentaires, est imputable aux cultures intermédiaires qui ont mobilisé en valeur médiane 57 kg/ha dans des sols à forte teneur en N organique contre 41 kg/ha dans les sols à plus faible teneur en N organique. L'azote minéral issu de la minéralisation de l'azote du sol a été majoritairement absorbé par les cultures intermédiaires et est très faiblement soumis à la lixiviation. Selon l'analyse de variance, la teneur en azote organique du sol n'explique qu'une faible part de la variance de la concentration en nitrate de l'eau drainée sur l'ensemble des simulations (figure 6).

La pluviométrie

Le drainage est logiquement étroitement lié à la pluviométrie. Celle-ci n'a qu'un faible impact sur la quantité d'azote lixivié et un très faible impact sur la concentration en nitrate de l'eau de percolation.

Effets des différents facteurs de variation sur les résultats de simulation des scénarios avec apport d'effluents

Le tableau 5 représente le pourcentage de la variance totale expliquée par les différents facteurs qui définissent les scénarios de simulation. Pour l'ensemble des variables issues des simulations, ce sont les facteurs "pluviométrie moyenne" et "période de végétation de la CI" qui participent majoritairement à l'explication.

Période de végétation du couvert et dates d'apport

Pour tous les scénarios, comme dans les situations témoin, la période de végétation (qui correspond à un couple "date de semis" et "durée de végétation") des cultures intermédiaires est le premier facteur explicatif des différences constatées sur le risque de lixiviation nitrique, tant en quantités lixiviées qu'en concentrations en nitrate de l'eau drainée (figure 6, tableau).

Les écarts les plus importants par rapport au témoin sont observés avec les eaux décantées en CI courte; la quantité d'azote minéral lixivié est en augmentation de 13 kg/ha (tableau 5) et la hausse de la teneur en nitrate de l'eau de drainage est de 7 mg/l, passant de 25 mg/l pour le témoin à 32 mg/l pour les eaux décantées. Ces écarts sont nettement plus faibles en CI longue, en impactant la concentration en nitrate de 3 mg/l,

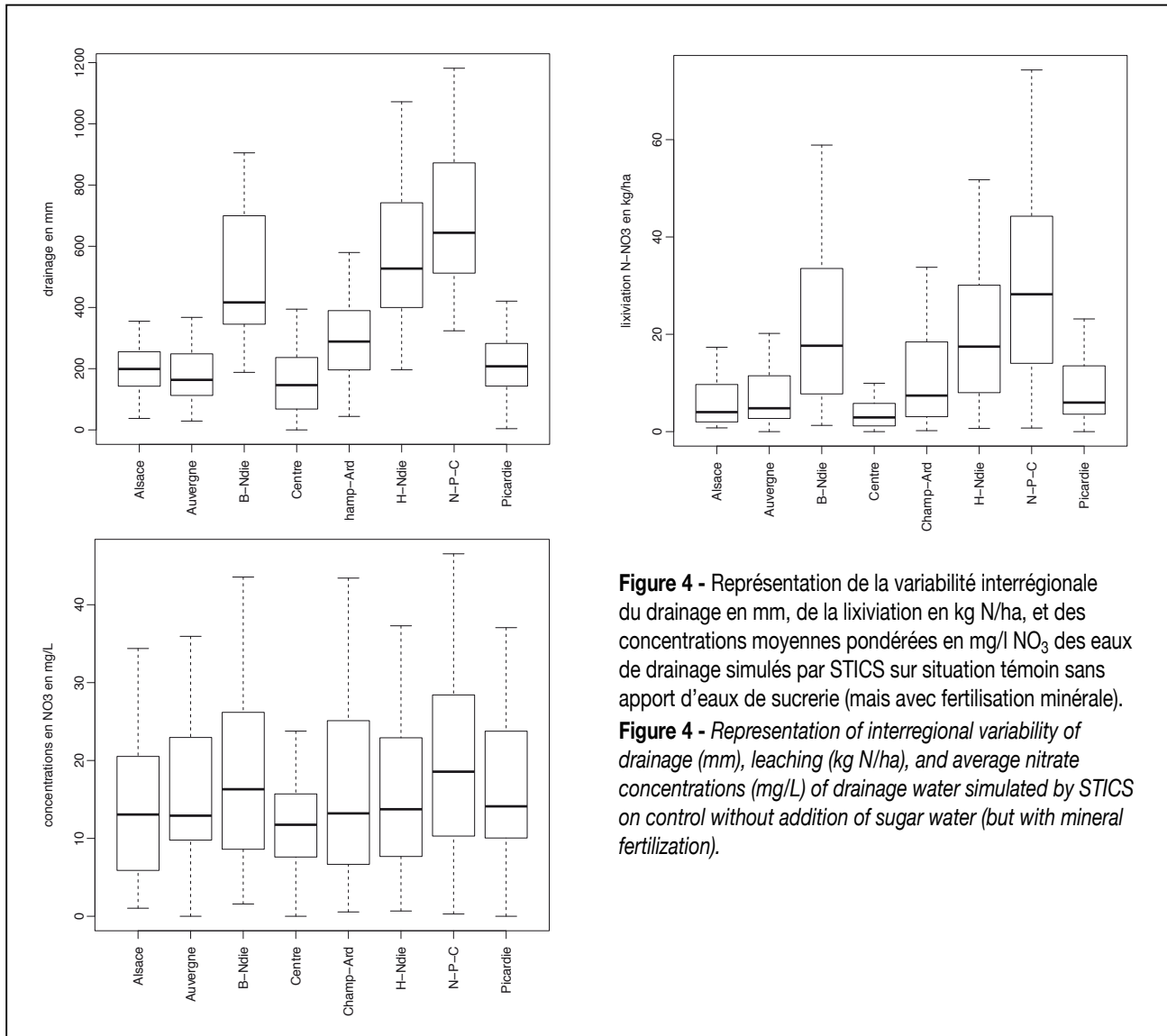


Figure 4 - Représentation de la variabilité interrégionale du drainage en mm, de la lixiviation en kg N/ha, et des concentrations moyennes pondérées en mg/l NO₃ des eaux de drainage simulées par STICS sur situation témoin sans apport d'eaux de sucrerie (mais avec fertilisation minérale).

Figure 4 - Representation of interregional variability of drainage (mm), leaching (kg N/ha), and average nitrate concentrations (mg/L) of drainage water simulated by STICS on control without addition of sugar water (but with mineral fertilization).

passant de 9 pour le témoin à 12 mg/l pour les eaux décantées. Pour les eaux terreuses comme pour les vinasses, les écarts de concentration des eaux de drainage ne sont pas significativement différents du témoin sans apport. Sur l'ensemble des scénarios testés, la concentration en nitrate de l'eau de drainage est divisée par 2.5 fois en moyenne entre une situation avec CI courte et une situation avec CI longue ().

Dans le cas de CI courte et dans une moindre mesure dans le cas des CI longues, les apports d'eaux décantées peuvent induire une hausse significative de la lixiviation et des concentrations en nitrate des eaux de percolation. La date d'apport de l'effluent par rapport à la date d'implantation de la CI peut donc être un facteur de risque de hausse de concentration en nitrate de l'eau de drainage. Les hausses de concentration de

l'eau de drainage sont dues principalement à l'azote minéral présent dans le profil et non absorbé par la CI au moment de l'apport et éventuellement à un apport d'azote potentiellement lixiviable de l'effluent, si celui-ci a une tendance à une minéralisation nette positive. Ainsi lors d'épandages trop précoces ou tardifs par rapport à la phase de prélèvement d'azote minéral de la CI, une partie de l'azote minéral présent dans le profil sera lixiviée. Une CI longue permet de diminuer nettement le risque en faisant passer de 32 à 12 mg/l la teneur en nitrate des eaux de drainage.

Pour les eaux terreuses, les différences sur les quantités d'azote minéral lixiviées et les teneurs en nitrate de l'eau de drainage par rapport aux situations sans apports sont très faibles pour une même durée de végétation de la CI. Un apport réalisé

Figure 5 - Facteurs explicatifs de la variance observée dans les scénarios témoins en % de la variabilité expliquée par variable (ANOVA).

Figure 5 - Factors explaining the variance observed in control scenarios in % of the variance explained by variable (ANOVA). Période de végétation du couvert.

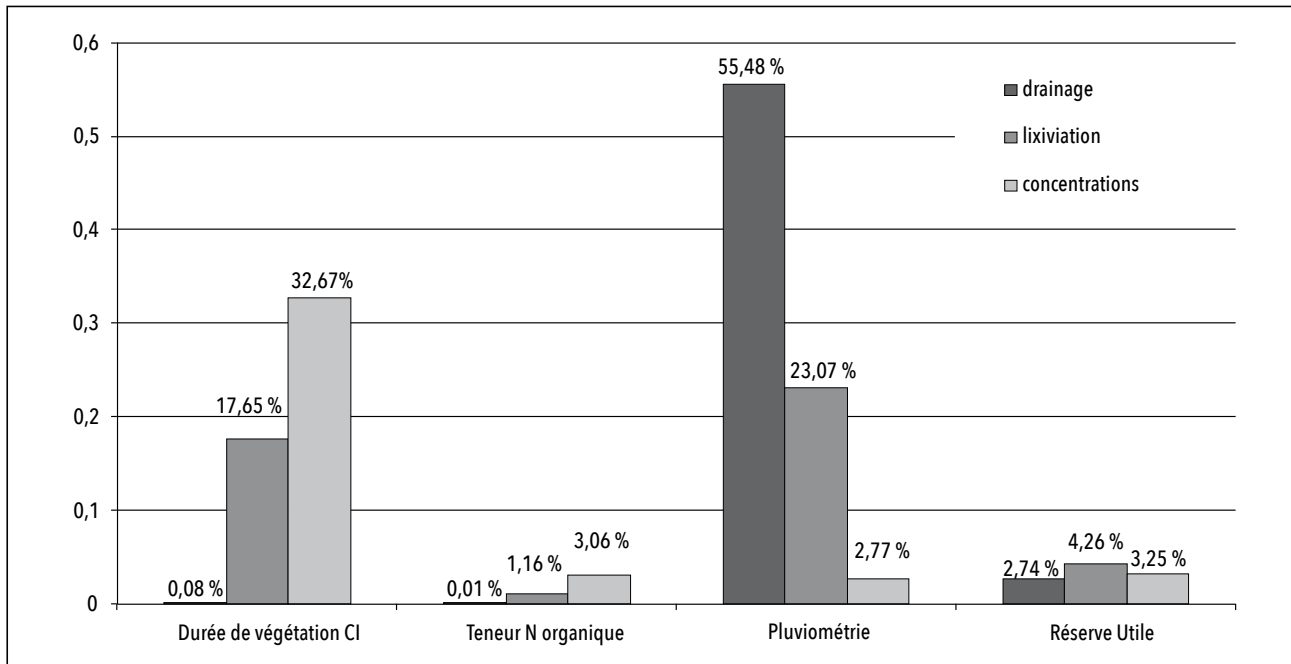


Tableau 5 - Eaux terreuses, eaux décantées et vinasses: part de la variance du drainage (drain), de la lixiviation (lixiv) et des concentrations en nitrate des eaux de drainage (c°) expliquée par les différents facteurs.

Tableau 5 - Earthy waters, decanted waters and vinasse: part of the variance drainage (drain), leaching (lixiv) and nitrate concentrations in drainage water (° c) are explained by different factors.

% de variance expliquée	EAU TERREUSES			EAU DECANTEES			VINASSES		
	Drain	lixiv	C°	Drain	lixiv	C°	Drain	lixiv	C°
Couvert CI	0,0	23,5	38,8	0,1	24,2	38	0,1	21,7	38,3
Date d'épandage	0,0	1,1	2,7	0,0	0,8	1,4	0,0	0,0	0,0
Teneur sol en Norg	0,0	1,6	3,2	0,0	1,1	2,2	0,0	1,1	2,9
Pluviométrie moyenne	53,8	18,4	2,1	55,2	22,2	2,3	55,3	22,9	2,3
Réserve utile	2,8	4,3	2,4	2,8	4,1	3,5	2,8	2,7	1,7
Dose épandue	1,4	0,1	0,2						

fin septembre sur CI à courte durée de végétation augmente légèrement le risque de lixiviation (figure 6). La date d'implantation tardive de la CI n'a pas permis à celle-ci de prélever l'azote minéral du profil qui est soumis à l'effet lame d'eau. Les scénarios d'apport de vinasses montrent de très faibles différences, non significatives, par rapport aux situations sans apport quelles que soient les dates d'apports.

Lame d'eau apportée par l'effluent

Les résultats pour l'ensemble des simulations montrent que l'apport d'eaux terreuses ou décantées provoque un drainage supplémentaire lié à l'apport presque équivalent à la dose (volume de liquide) apportée par les effluents de sucreries (tableau 6). En effet, la variance n'apparaît pas significativement différente, contrairement à la moyenne. Le drainage supplémentaire peut être parfois légèrement inférieur à l'apport, cette dif-

Tableau 6 - Moyenne (et écart-type) du drainage (mm), de la lixiviation (kg/ha) et de la concentration en nitrate (mg/l) des eaux de drainage selon la période de végétation du couvert dans les scénarios simulés. *** différence très hautement significative, à 0,01 % et ** différence très significative, à 0,1 %.

Tableau 6 - Mean (and standard deviation) of drainage (mm), leaching (kg/ha) and nitrate concentrations (mg/L) Drainage according to vegetation period covered in simulated scenarios. *** Very highly significant difference, 0.01 % and ** very significant difference, 0.1.

	CI courte durée			CI longue durée		
	drainage	lixiviation N-NO ₃	concentration NO ₃	drainage	lixiviation N-NO ₃	concentration NO ₃
ED	473 (250)	36 (24 ^{***})	32 (15 ^{***})	459 (253)	14 (15 ^{***})	12 (10 ^{***})
ET_min	432 (248)	27 (20)	26 (13)	418 (251)	10 (10 ^{***})	10 (7)
ET_max	481 (243)	29 (20 ^{**})	26 (12)	467 (246)	10 (11 ^{***})	9 (6 ^{***})
vinasse	378 (251)	23 (19)	25 (13)	363 (255)	8 (8)	10 (6 ^{***})
témoin	376 (249)	23 (20)	25 (13)	361 (252)	8 (10)	9 (7)

férence peut correspondre à la remise à la capacité au champ d'un sol et/ou à une consommation de l'eau par la CI.

Malgré une lixiviation plus importante dans quelques scénarios, les concentrations en nitrate restent très proches de la situation sans apport, du fait d'un phénomène de dilution. La dilution du nitrate est particulièrement sensible avec les eaux terreuses, plus que les eaux décantées, avec des concentrations en nitrate de d'eau drainée proches du témoin (tableau 6). La lame d'eau drainante n'est pas impactée par l'apport de vinasses.

Profondeur et réserve en eau du sol

Dans certaines situations telles que les cas de sols peu profonds (50 cm), à faible capacité de rétention en eau, avec une culture intermédiaire implantée tardivement et sur une courte période, l'épandage d'effluent de sucrerie peut induire une lixiviation nitrique et une concentration de l'eau de drainage plus importantes. L'effet médian sur la teneur en nitrate de l'eau de drainage ne dépasse pas 10 mg/l par rapport au témoin sans apport. Dans ces cas, un apport d'eaux décantées peut induire une lixiviation plus importante qu'un apport d'eaux terreuses. Ceci s'explique par une phase de minéralisation plus rapide et plus importante des eaux décantées. Ce constat est atténué dans les cas d'une implantation précoce et sur une longue période de la CI.

Teneurs du sol en azote organique

Pour les eaux terreuses, l'impact de la teneur en azote organique des sols sur les concentrations en nitrate des eaux de drainage fait varier en médiane de moins d'1 mg/l la teneur des eaux de percolation (13 +/-1 mg/l; 15+/-1 mg/l).

Pour les eaux décantées, la teneur en azote organique des sols a un impact non négligeable: pour les sols à faible teneur en azote organique la teneur médiane des eaux de percolation varie

de 13 à 16 mg/l de NO₃. Pour les fortes teneurs en matière organique des sols, la teneur varie entre 15 et 20 mg/l. Ces niveaux de variation sont du même ordre de grandeur que ceux constatés sur le témoin (13 à 15 mg/l). Ces différences sont significatives mais très faibles et négligeables par rapport à d'autres facteurs tels que la durée de végétation de la culture intermédiaire.

Dose et type d'effluents

Quel que soit le type d'effluent (eau terreuse, eau décantée), l'impact de la dose d'apport sur les quantités lixiviées est assez faible en moyenne mais reste significatif: 13 kg/ha N en CI courte, 6 kg/ha N en CI longue de lixiviation de plus par rapport à la situation sans apport (tableau 5). Pour les apports de vinasse, il n'existe pas en moyenne de différences entre les scénarios avec apport et le témoin.

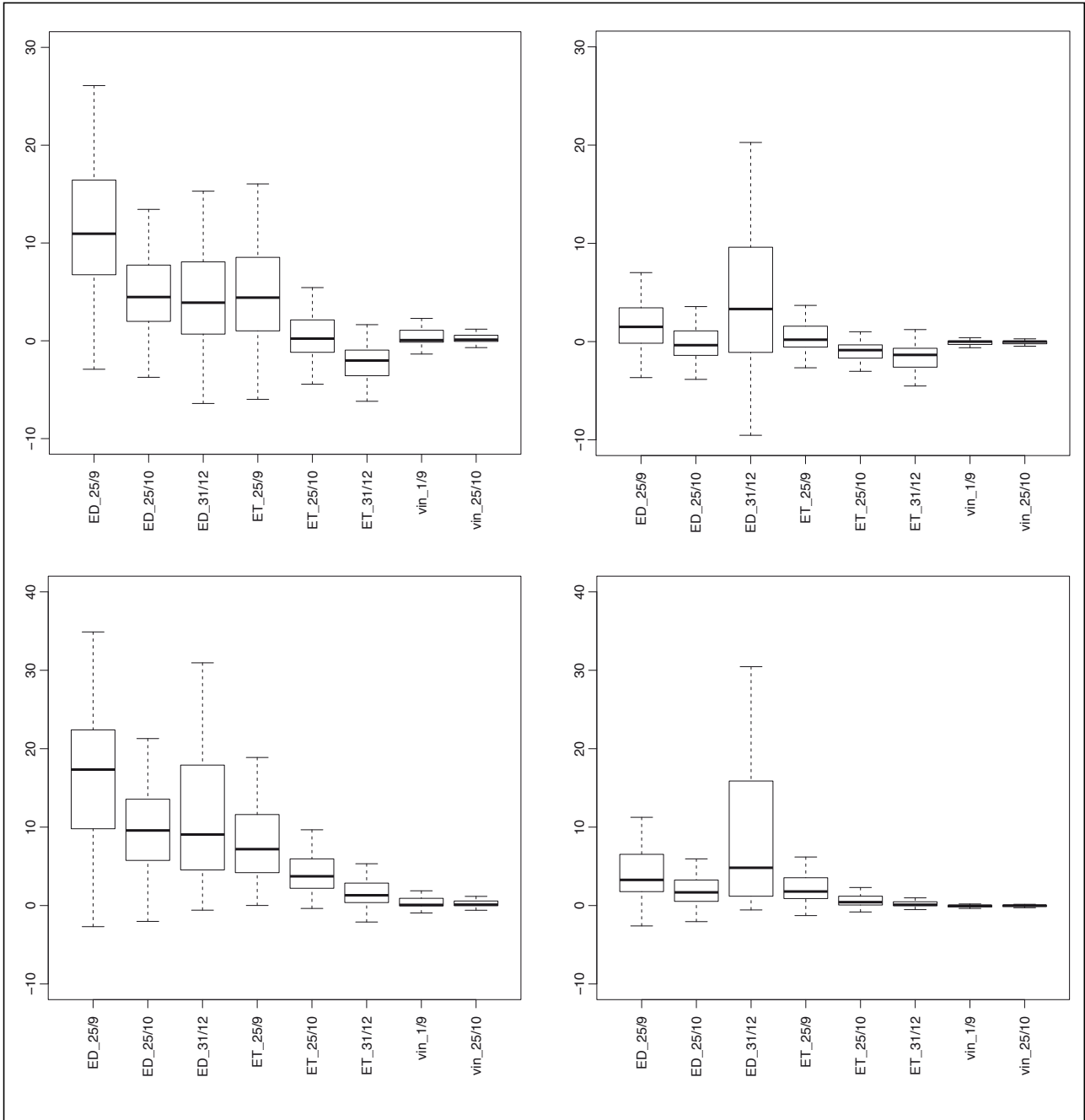
Dans le cas des eaux terreuses, les apports de 60 mm n'ont pas d'effet sur la teneur en nitrate de l'eau de percolation, qui est du même niveau que celle du témoin suite à l'effet dilution. Des apports plus importants diminuent sensiblement la teneur en nitrate des eaux de percolation par effet de dilution. En médiane, l'apport de 100 mm provoque une diminution de concentration, statistiquement significative, de 0,8 mg/l de la teneur en nitrate de l'eau de percolation. Les apports d'eaux décantées entraînent une augmentation de la teneur moyenne en nitrate de 3 mg/l pour une CI de longue durée et 7 mg/l pour une CI de courte durée.

DISCUSSION

Les simulations ont montré que les volumes d'effluents sont drainés en presque totalité. Ce surplus de drainage consécutif à l'apport d'une quantité d'eau occasionne un surplus de lixiviation, qui est variable entre les situations pédoclimatiques, mais

Figure 6 - Effet de la date d'apport et du type d'effluent sur les variables de lixiviation et concentrations en nitrate des eaux (toutes doses confondues pour les eaux terreuses). Les données représentées sont les différences par rapport à la situation sans apport d'effluent. ED = eaux décantées, ET= eaux terreuses, vin = vinasses.

Figure 6 - Effect of the date of contribution on leaching and nitrate concentrations in water (all doses of earthy waters). The data shown are the differences from the situation without the addition of effluent. ED = decanted waters, ET= earthy waters, vin = vinasses.



qui reste généralement très faible. Ces résultats de simulation sont en cohérence avec les résultats expérimentaux de Par-naudeau *et al.* (2009) qui montrent une lixiviation supplémentaire non significative dans le cas d'un traitement avec apport d'effluent de sucrerie sur sol nu.

De plus, les volumes apportés étant conséquents et les effluents peu chargés en azote minéral, les concentrations en nitrate des eaux de drainage établies par simulation sont faibles. Ces résultats rejoignent les conclusions des travaux de Ruiz-Ramos *et al.* (2011) : l'utilisation en irrigation d'une eau peu chargée en nitrate peut contribuer à diminuer par dilution la pollution de la nappe d'eau souterraine.

La quantité d'azote minéral résiduel dans le sol après récolte du blé précédent a été fixée à une valeur moyenne, établie sur la base de mesures moyennes observées. Notre étude n'a pas testé la sensibilité des résultats à ce reliquat initial, et n'a pas testé l'hypothèse de valeurs plus élevées. On sait cependant, d'après Justes *et al.* (2012), que la quantité d'azote minéral initial n'aura pas d'impact notable sur la lixiviation et la concentration en nitrate de l'eau drainante tant qu'elle ne dépasse pas la capacité d'absorption de la culture intermédiaire. Cette valeur critique est évaluée à 60 kg/ha par l'auteur, dans l'hypothèse d'un développement de la CI optimal. Ces éléments justifieront que, dans le cas d'épandage d'effluents sucriers, la culture qui précède l'épandage soit conduite avec une fertilisation azotée raisonnée, afin d'obtenir un niveau de reliquat maîtrisé.

En cohérence avec la bibliographie (Machet *et al.*, 1990 ; Sheperd, 1999; Whitmore *et al.*, 2007), il apparaît que la conduite d'une culture intermédiaire efficace limite de manière très significative le risque de lixiviation et de hausse de concentration en nitrate sur la durée de la période de drainage. Dans le cas d'apport d'effluents de sucrerie, l'absorption de l'azote minéral du sol par les cultures intermédiaires avant apport, l'immobilisation de l'azote minéral et l'effet dilution dus à l'épandage de l'effluent favorisent le drainage d'une eau à faible teneur en nitrate. Les scénarios étudiés et le processus de simulation ne font pas intervenir d'aléas quant à la réussite de l'implantation du couvert. On considère donc que la population du couvert obtenue à l'issue de la levée est toujours suffisante, et nous n'avons pas pu envisager l'éventualité d'un taux de levée très faible ou d'une levée très retardée. De même, le formalisme du modèle et les scénarios n'intègrent pas la prise en compte de l'impact des maladies ou d'autres facteurs pouvant limiter le développement des CI comme les ravageurs, il s'agit donc de situations de développement de la CI non limitantes. Les analyses fréquentielles établies par Justes *et al.* (2012) montrent cependant que ce risque existe principalement en régions méditerranéennes et ne concerne donc pas les zones d'activité des sucreries. Il est très peu fréquent dans les régions du Nord de la France et ne concerne que des dates de semis très précoces.

Les apports de vinasses n'ont quant à eux qu'un faible impact sur les pertes en eau et en azote. Les simulations d'apports de vinasse ont montré que, en l'absence d'effet lame d'eau, l'azote minéralisé issu de la vinasse est prélevé par la culture intermédiaire et par la betterave. Ces apports n'induisent donc pas d'augmentation significative de la teneur en nitrate des eaux de drainage. Ces résultats sont concordants avec les résultats expérimentaux d'applications de vinasses concentrées avant betterave, même si ces résultats expérimentaux indiquent un effet (faible) d'augmentation de la concentration moyenne des eaux drainantes, de 24 à 36 mg/l avec des apports réalisés en interculture deux années sur trois (Briffaux, 2009).

Plus que l'apport d'effluent lui-même, c'est la durée d'implantation des cultures intermédiaires et la précocité de cette implantation qui conditionnent majoritairement les quantités d'azote lixiviées, ainsi que la concentration en nitrate des eaux infiltrées en profondeur. Les différences de quantités lixiviées et de concentrations constatées entre CI longue et CI courte sont nettement plus importantes que celles obtenues entre scénario avec apport et scénario témoin pour une même durée de CI. Ainsi, dans le cas de la durée de végétation courte, l'apport d'effluent ou de vinasse augmente légèrement la teneur en nitrate des eaux de drainage de quelques milligrammes par litre, relativement au témoin sans apport. La profondeur des sols impacte elle aussi le piégeage. Dorsainvil (2002) a montré que plus le sol est superficiel, plus la culture intermédiaire doit être maintenue longtemps pour éviter la lixiviation. En accord avec les résultats de la présente étude, il montre aussi que la date d'implantation du couvert détermine un potentiel de piégeage. Nos scénarios considèrent globalement une période de présence de la CI qui lie la date de semis et la date de destruction. Dorsainvil et Jutes (2012) montrent que la date d'implantation est souvent plus déterminante que la date de destruction de la CI.

Les simulations ont été conduites jusqu'à la récolte de la betterave qui suit l'épandage. Dans les résultats présentés, il n'a pas été fait état des quantités d'azote minéral résiduel dans le sol en fin de simulation. Ces dernières pourraient être plus élevées dues à une augmentation de disponibilité d'azote minéral qui ne serait pas prélevée par la culture au cours de son cycle. Elles pourraient alors représenter un facteur de risque de lixiviation post récolte. Cependant, ce risque doit être relativisé en considérant la bonne capacité de la betterave à prélever l'azote minéral disponible dans le sol. Des mesures établies par Malnou (2006) ont montré que les reliquats d'azote minéral après récolte de betterave étaient faibles (10 kg/ha) sur 90 cm de profondeur et très peu dépendants de la fertilisation minérale azotée appliquée, pour des apports de 0 à 160 kg/ha. Les travaux de Jégo (2008) ont confirmé que cette culture, à différents niveaux de fertilisation azotée étudiés, limitait les hausses des concentrations en nitrate des eaux de drainage même en situation d'apports excédentaires d'azote minéral.

Des études ont montré que la couverture systématique des sols à l'automne par des cultures intermédiaires augmentait leur teneur en matière organique, et pouvait accroître à long terme la minéralisation basale du sol (Constantin et al., 2010) et même nécessiter un ajustement de la fertilisation. On peut penser que les épandages répétés d'effluents de sucrerie ou de vinasses, associés à des incorporations répétées de matière végétale issue des cultures intermédiaires, sont susceptibles d'enrichir le sol en matière organique et peuvent avoir de tels effets cumulatifs. Le cadre de notre étude ne permet pas de conforter ce résultat, et ne permet pas d'en évaluer les conséquences éventuelles sur les pertes en nitrate. Cette question pourrait être approfondie en mesurant la capacité de minéralisation des sols dans des parcelles ayant reçu des apports réguliers sur une longue période, en comparaison de parcelles proches hors zone d'épandage. En tout état de cause, et pour prévenir cet effet, le maintien des sols couverts à l'automne est une nécessité pour limiter significativement la lixiviation de nitrate vers les nappes d'eau souterraines (Hansen et al. 2000 ; Constantin, 2011).

Une maîtrise de la fertilisation azotée de la culture précédente qui laissera un reliquat d'azote minéral minimal adapté à la capacité d'absorption de la CI, et une implantation précoce d'un couvert en interculture, permettront de limiter les risques de lixiviation (Beaudoin et al., 2005). Les conclusions de l'expertise « interculture » (Justes et al., 2012) ont montré que plus le profil de sol contient de l'azote minéral au début de la période de drainage et plus la lixiviation est élevée pour un même niveau de volume d'eau percolé dans et hors du sol exploré par les racines.

L'expertise « interculture » Justes et al. (2012) a d'autre part mis en évidence pour des apports élevés de lisier à hauteur de 150 kg N/ha sur un sol avec un reliquat initial d'azote minéral à hauteur de 60 kg/ha, que l'efficacité de la CI ne permettait pas de restituer une eau de drainage avec une concentration nitrique inférieure à 50 mg/l. A l'inverse du lisier de porc ou de bovin (Cambardella et al., 2010 ; Sorensen P., 2004), la dynamique de l'azote des effluents de sucrerie se caractérise par une immobilisation de l'azote du sol et n'entraîne pas intrinsèquement un risque de lessivage de l'azote de l'effluent. Néanmoins, l'effet lame d'eau étant prépondérant pour les apports d'effluents de sucrerie, la maîtrise des reliquats d'azote minéral avant épandage est une nécessité pour limiter la lixiviation et permettre le drainage d'une eau peu chargée en nitrate. Un faible niveau de reliquat initial comme celui testé dans ces travaux permet dans tous les cas de restituer une eau de drainage avec une teneur en nitrate médiane de l'ordre de 25 mg/l en interculture courte et inférieure à 10 mg/l en interculture longue.

Enfin, les résultats de cette étude ne sont valables que dans la gamme des situations représentées et que le modèle STICS est capable de retranscrire. En effet, l'hypothèse est faite dans les scénarios que la culture intermédiaire n'a pas présenté de défaut de levée. Cette étude ne se base également que sur la synthèse des pratiques d'épandages et des types de sols repré-

sentatifs des surfaces épandues de 2001 et 2014. Les résultats également ne peuvent être extrapolés à des sols à dominante sableuse et aux sols fortement argileux (50 % ou plus) sur lesquels aucun épandage n'est effectué, et pour lesquels il n'a donc été établi aucun scénario.

CONCLUSION

L'utilisation du modèle STICS a permis de simuler l'impact des épandages d'effluents de sucrerie et de vinasses à l'automne sur la teneur en nitrate des eaux de drainage. Les simulations ont été réalisées annuellement sur une période de 20 ans (1988-2008) et pour l'ensemble des zones pédoclimatiques des périmètres d'épandage des sucreries françaises, ce qui leur confère une bonne représentativité.

La connaissance de la concentration en carbone et en azote des effluents et leurs devenir dans les sols après apport est une donnée d'entrée indispensable pour simuler la dynamique de l'azote de l'effluent apporté dans cette rotation blé-betterave.

La bonne capacité des cultures intermédiaires de type moutarde à mobiliser l'azote minéral présent dans le sol est plus déterminant que la nature des produits épandus (effluents de sucrerie et vinasses) et que la quantité d'eaux de sucrerie apportée. Ainsi, une implantation précoce de la culture intermédiaire avec une couverture de sol dense et homogène sur une période supérieure à deux mois permet de limiter les pertes en nitrate dans les eaux de drainage pour se rapprocher d'une situation sans apport.

En plus d'intégrer le développement de la CI et sa contribution potentielle à l'alimentation azotée de la betterave, le raisonnement de la fertilisation minérale azotée complémentaire à apporter au printemps doit s'appuyer sur la mesure du reliquat sortie hiver.

Les capacités de stockage en eau du sol doivent être également prises en compte lors d'épandages. Dans le cas d'une faible profondeur et d'une faible capacité de rétention en eau du sol, la durée de végétation de la culture intermédiaire doit être longue, jusqu'à quatre mois pour maîtriser l'impact des apports. Dans la présente étude, les sols de moins de 80 cm de profondeur présentaient dans les scénarios un risque de lixiviation plus élevé.

Lorsque ces conditions sont réunies, notre étude montre que les apports d'effluents de sucrerie et de vinasses n'impactent pas la qualité de l'eau drainante au-delà du seuil de teneur en nitrate de 50 mg/l dans le cadre d'une gestion raisonnée des apports azotés. En moyenne, en interculture courte (2 mois), la concentration en nitrate de l'eau de drainage varie entre 25 et 32 mg/l en fonction des apports. En interculture longue, la concentration en nitrate de l'eau de drainage se situe en moyenne entre 9 et 12 mg/l. Plus largement, l'implantation d'une culture intermédiaire entre deux cultures principales est

une nécessité pour limiter les pertes en nitrate dans les eaux de drainage en situation d'apport ou non de matières organiques à l'automne.

Les résultats de ces modélisations ne peuvent pas être extrapolés, sans vérification préalable de leur comportement après épandage, à d'autres types d'effluents.

BIBLIOGRAPHIE

- ACTA-ARTELIA, 2012 - Actualisation des connaissances permettant d'objectiver les variabilités des périodes recommandées pour l'épandage des fertilisants azotés en France. Rapport d'octobre 2012
- Askegaard M., Olesen J.E., Kristensen K., 2005 - Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management*, 21, pp.181-188
- Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B., 2005 - Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 111 (1-4) pp. 292-310
- Beaudoin N., Launay M., Sauboua E., Ponsardin G., Mary B., 2008 - Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the "on farm" database of Bruyères catchment. *European Journal of Agronomy: the Journal of The European Society for Agronomy*, 29, pp.46-57
- Beckwith C.P., Cooper J., Smith K.A. et Sheperd M.A., 2006 - Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping: Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use and Management*, 14, pp.123-130
- Bergstrom L. & Kruschmann H., 1999 - Leaching of total nitrogen from nitrogen-15-labeled poultry manure and inorganic nitrogen fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, 28, pp. 1283-1290
- Bourauoi F., Grizetti B., 2014 - Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. *Science of the Total Environment*, 468-469, pp. 1267-1277
- Briffaux G., 2009 - Limiter le lessivage des nitrates. Essai longue durée AREP site de Thibie (Marne), Résultats acquis de 1991 à 2008 - AREP, Châlons-en-Champagne
- Brisson N., Mary B., Ripoche D., Jeuffroy M.H., Ruget F., Gate P., et al., 1998 - STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, pp. 311-46
- Brisson N., Ruget F., Gate P., Lorgeou J., Nicoullaud B., Tayot X., Plenet D., Jeuffroy M.H., Bouthier A., Ripoche D., Mary B., Justes E., 2002 - STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie*, 22, pp. 69-92
- Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., 2003 - An overview of the crop model STICS. *European Journal Agronomy*, 18, pp. 309-332
- Brisson N., Launay M., Mary B., Beaudoin N., 2008 - (eds). Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. *QUAE*, Paris, France.304 p.
- Cambardella C.A., Moorman T.B., Singer J.W., 2010 - Soil nitrogen response to coupling cover crops with manure injection. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87, pp. 383-393
- Cariolle M., 2003 - Pratiques betteravières, une évolution favorable à l'environnement. *Industries Agricoles et Alimentaires (IAA)*, Juillet-Août 2003
- Chaussod R., Justes E., Lineres M., Bourgeois S., 1997 - Valorisation des déchets urbains et agro-industriels. In "Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes", (Lemaire G. et Nicolardot B., Eds.). Les colloques de l'INRA, 83, INRA Editions, Versailles, 183-199
- Constantin J., Mary B., et al. 2010 - Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 135, pp. 268-278
- Constantin J., Beaudoin N., et al, 2011 - Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil*, 341, pp. 137-154
- COMIFER Groupe Azote, Edition 2013 - Calcul de la fertilisation azotée, Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. Cultures annuelles et prairies. 159 p.
- Dorsainvil F. 2002 - Evaluation, par modélisation, de l'impact environnemental des modes de conduite des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote dans les systèmes de culture. Thèse AgroParistech-INRA 2002
- Duval R., Machet J.M. 2008 - Field N recommendation: validation of new software, AZOFERT®, Proceeding of 71 st IIRB Congress, Brussels, 14 p.
- Hansen E.M., Kristensen K., Djurhuus J. 2000 - Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. *Soil Science Society of America*, 92, pp. 909-914
- Jégo G., Martínez M., Antiguédad I., Launay M., Sanchez-Pérez J.M., Justes E., 2008 - Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil-crop model. *Science of the total environment*, pp. 207-221
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Savini I., Réchauchère O., 2012 - Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires: conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 60 p.
- Laroche B., Richer de Forges A.C., Leménager S., Arrouays D., Schnebelen N., Eimberck M., Toutain B., Lehmann S., Tientcheu E., Héliès F., Chenu J-P., Parot S., Desbourdes S., Girot G., Voltz M., Bardy M., 2014 - Le programme Inventaire Gestion Conservation des Sols de France: volet Référentiel régional Pédologique, Etude et Gestion des Sols, 21, pp. 125 140
- Le Roux C., Damay N., Chassine J. M, Machet J.M. 2013 - Minéralisation de l'azote de la vinasse de sucrerie apportée à la betterave, Rencontres de la fertilisation raisonnée, Comifer-Gemas, Poitiers 2013
- Machet J.M., Mary, B., Boiffin, J. 1990 - Les aspects agronomiques du problème de la pollution de la nappe phréatique, particulièrement pour les nitrates. *Sucrerie Française* (146), pp. 6-11
- Machet J.M., Dubrulle P., Damay N., Duval R., Recous S., Mary B., 2007 - Azofert® a new decision support tool for fertiliser N advice based on a dynamic version of the predictive balance sheet method. 16th International Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers, Gand (BEL), 16-19 septembre 2007
- Machet J.M., Dubrulle P., Damay N., Duval R., Recous S., Mary B., Nicolardot B., 2007 - Présentation et mise en œuvre d'Azofert®, nouvel outil d'aide à la décision pour le raisonnement de la fertilisation azotée des cultures. 8^{es} Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre « Fertilisation et analyse de terre: quoi de neuf en 2007 ? », Comifer-Gemas, Blois (FRA), 20-21 novembre 2007
- Malnou C.S., Jaggard K.W., Sparkes D.L., 2006 - A canopy approach to nitrogen fertilizer recommendations for the sugar beet crop. *European Journal of Agronomy*, 25, pp254-263
- Muller J.C., 1977 - Transformation dans le sol des déchets de l'industrie sucrière. *Travaux de la Station de Sciences du sol de Chalons-sur-Marne*, n°50, 160 p.
- Parnaudeau V., Nicolardot B., Robert P., Alavoine G., Pagès J., Duchiron F., 2006 - Organic matter characteristics of food processing industry waste-

- waters affecting their C and N mineralization in soil incubation. *Biore-source Technology*, pp. 1284-1295
- Parnaudeau V., Condom N., Oliver R., Cazeville P., Recous S., 2008 - Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. *Bioresource Technology*, pp. 1553-1562
- Parnaudeau V., Genermont S., Henault C., Farrugia A., Robert, P. & Nicolardot B., 2009 - Measured and simulated nitrogen fluxes after field application of food-processing and municipal organic wastes. *J. Environ. Qual.*, 38, pp. 268-280
- Richard-Molard M., 2004 - Pour une gestion durable des produits de protection des plantes en culture betteravière. *Industries Agricoles et Alimentaires (IAA)*, juillet-août 2004
- Ruiz-Ramos M., Gabriel J.L., Vazquez N., Quemada M., 2011 - Evaluation of nitrate leaching in a vulnerable zone: effect of irrigation water and organic manure application. *Spanish Journal of Agricultural Research*, pp. 924-937
- Schnebelen N., Nicoulaud B., Bourennane H., Couturier A., Verbeque B., Revalier C., Bruand A., Ledoux E., 2004 - The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie*, 24, pp. 423-435
- Sheperd M.A., 1999 - The effectiveness of cover crops during eight years of a UK sandland rotation. *Soil Use and Management*, 15 (1), pp. 41-48
- Sorensen P., 2004 - Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertilizer nitrogen. *Plant and soil*, 267, pp. 285-296
- Whitemore A.P., Schröder J.J., 2007 - Intercropping reduces nitrate leaching from under field crops without loss of field: A modelling study. *European Journal of Agronomy*, 27 (1), pp. 81-88