

Modélisation des transferts et transformations de l'azote à l'échelle du paysage agricole

Pierre CELLIER¹, Jean-Louis DROUET¹, Sylvia DURETZ¹, Patrick DURAND²

¹INRA, UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures, F-78850 Thiverval-Grignon, France.

²INRA, AgroCampus Ouest, UMR 1069 SAS, 65, rue de St-Brieuc, 35042 Rennes, France

Contexte et objectifs

Lorsqu'on s'intéresse aux flux d'azote dans les paysages ruraux, passer de l'échelle locale à l'échelle régionale demande de prendre en compte les interactions complexes entre les éléments du paysage ainsi que la gestion des exploitations agricoles. Diverses études et synthèse ont montré que ces interactions spatiales pouvaient modifier significativement les transformations (par exemple émissions indirectes de protoxyde d'azote (N₂O)) et les bilans de l'azote. L'échelle pertinente est celle à laquelle s'expriment les interactions d'une part entre éléments du paysage et d'autre part entre ceux-ci et l'exploitation agricole. Cette échelle est typiquement de quelques km², mais son extension dépend en fait de l'hétérogénéité du milieu et des caractéristiques des activités agricoles.

Compte tenu de la diversité des paysages et de la complexité des processus d'interaction, il n'est pas envisageable de bâtir des expérimentations pour appréhender l'ensemble des processus naturels et anthropiques. La modélisation est donc une approche incontournable pour appréhender la problématique des transferts, transformations et bilans de l'azote à l'échelle des paysages agricoles. En outre, des modèles de paysage permettraient d'investiguer différents scénarios d'aménagement de l'espace.

Les modèles de paysage se concentrent sur les processus de transport et de transformation à la fois au sein et entre compartiments du paysage (écosystèmes naturels et agricoles, hydrosystèmes, atmosphère, exploitation agricole, ...). Ils doivent prendre en compte la nature, la localisation, la taille et l'intensité des sources d'émissions et des puits, la distribution de l'utilisation du sol, l'hydrologie, les conditions météorologiques, ... Ils doivent aussi simuler les transformations de l'azote au sein des différents écosystèmes et autres compartiments. Cela demande une bonne connaissance des différents compartiments du paysage, ainsi que de leurs interfaces et comment l'azote passe de l'un à l'autre. Une attention particulière devrait être donnée aux « hot-spots », qui déterminent une forte proportion des transferts d'azote, mais aussi aux émissions diffuses. Dans le cas des paysages agricoles, il est aussi essentiel de comprendre comment est géré l'azote dans les systèmes de production agricoles, incluant à la fois les cultures et les activités d'élevage.

Les domaines d'étude pertinents, ainsi que les interfaces entre compartiments de l'environnement n'est pas trivial, dans la mesure où les différents modèles impliqués ont des exigences et contraintes différentes : par exemple les limites pertinentes pour le fonctionnement hydrologique (bassin versant) n'ont pas de signification pour les transferts atmosphériques, et peu pour les transferts d'azote au sein de l'exploitation agricole.

Dans cette perspective d'évaluation de l'impact des structures paysagères et du fonctionnement des bassins versants en interaction avec la gestion agricole qu'un modèle de transfert et transformation de l'azote à l'échelle du paysage a été développé. Ce travail a été largement initié et conduit dans le cadre du projet européen NitroEurope (<http://www.nitroeuropa.eu/>), mais ses récents développements et ses futures applications rejoignent très directement les questions scientifiques du pilier Agriculture du Pirene-Seine. Ce type de modèle devrait en effet permettre de mieux comprendre et prendre en compte dans les modèles à l'échelle du bassin de la Seine, la variabilité des milieux et des systèmes agricoles. De plus, l'un de nos projets est de l'appliquer au cas du bassin de l'Orgeval.

Le but de ce travail était d'évaluer en quoi la gestion de l'azote par les exploitations agricoles peut modifier les flux d'azote réactif (N_2O , NH_3 , NO_3^-) entre l'échelle locale (parcelle, ferme) et celle du paysage. Cette évaluation prend en compte les caractéristiques physiques et biologiques du paysage (utilisation du sol, topographie, hydrologie). Pour cela, nous avons développé un modèle intégré de transfert et transformation de l'azote à l'échelle du paysage. Ce modèle, appelé **NitroScape**, pourra être confronté à des données réelles et utilisé pour évaluer des scénarios de gestion agronomique ou des mesures agroenvironnementales à cette échelle.

Description de NitroScape

NitroScape est un modèle détaillé de paysage qui prend en compte les hétérogénéités du paysage, les structures et la gestion de l'azote dans les exploitations agricoles, ainsi que leurs effets sur les processus de transferts et de transformation de l'azote. Cela a été réalisé en couplant différents modèles (appelés par la suite « sous-modèles ») décrivant les grands processus de transfert et transformation en jeu : au niveau de l'exploitation agricole (production et transferts d'azote réactif au niveau des animaux, des bâtiments et des zones de stockage, de la fertilisation minérale, ...) (Berntsen *et al.*, 2003 ; Chardon *et al.*, 2011), au sein des écosystèmes (Butterbach-Bahl *et al.*, 2011), à l'interface sol-végétation-atmosphère et dans l'atmosphère (Loubet *et al.*, 2009 ; Hertel *et al.*, 2011), dans le réseau hydrologique et ses interfaces avec les sols (Durand *et al.*, 2011). La description du paysage est explicite : les champs, prairies, bâtiments de ferme et forêt ou zones naturelles sont décrits explicitement, dans leur contexte spatial, et rattachés aux unités de décision (fermes), le cas échéant. Les émissions vers l'air ou les eaux sont dispersées et transférées vers d'autres zones du paysage ou d'autres compartiments (atmosphère, eaux profondes) par les processus de transfert atmosphérique et hydrologiques, respectivement. Ce travail de développement s'est appuyé sur des travaux antérieurs conduits par différents partenaires en France (Beaujouan *et al.*, 2002), Royaume Uni (Theobald *et al.*, 2005 ; Dragosits *et al.*, 2006), Danemark (Berntsen *et al.*, 2003).

La structure de NitroScape

La structure conceptuelle de **NitroScape** est décrite dans la figure 1. Ce modèle intégré s'organise autour de quatre sous-modèles: un modèle d'écosystème (ou de culture), un modèle de gestion d'exploitation agricole, un modèle local de dispersion/dépôt (pour l'ammoniac uniquement) et un modèle hydrologique. Le travail de développement de **NitroScape** a été principalement un travail de couplage entre des modèles existants, nécessitant éventuellement des adaptations à la marge de chacun des modèles. Le modèle d'exploitation agricole et le modèle d'écosystème sont très liés : fertilisation minérale et organique, produits agricoles utilisés en interne (e.g. fourrages) ou exportés. Ils décrivent les changements d'état des sols au cours de la saison et fournissent aux modèles atmosphérique et hydrologique certaines variables d'état (température, humidité du sol, point de compensation, ...) et des flux (N_2O et NO émis par les sols ; NH_3 depuis les bâtiments). De leur côté, les modèles atmosphérique et hydrologique sont interfacés avec le modèle d'écosystème à la fois pour les échanges verticaux locaux (émission/dépôt pour l'atmosphère ; lixiviation, remontées pour la partie hydrologique) et les transferts horizontaux à l'échelle du paysage. En raison de ces multiples interactions, les modèles doivent être couplés en ligne, suivant des bases de temps cohérentes avec les processus et les types de modèles considérés.

Tous ces modèles sont également reliés à une base de données commune en lien avec un système d'information géographique. Un contrôleur assure les échanges de données entre la base de données et chacun des modèles, ainsi qu'entre les modèles.

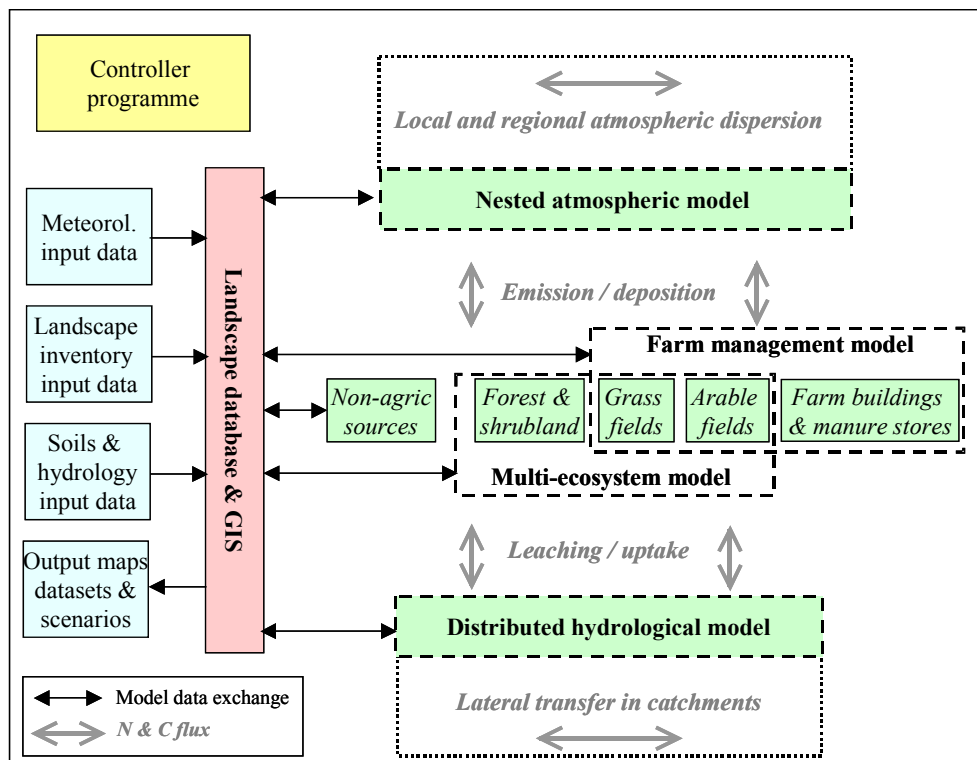


Figure 1. Diagramme fonctionnel du modèle **NitroScape**. Les rectangles verts sont les sous-modèles de **NitroScape**, Les rectangles bleus sont les jeux de données d'entrée des modèles. Les flèches verticales représentent les flux d'azote réactif et d'autres espèces échangés entre les modèles et les flèches horizontales montrent la redistribution d'azote réactif par les modèles atmosphérique et hydrologique à l'échelle du paysage.

Choix des sous-modèles de NitroScape

Des aspects essentiels de ce développement ont été de choisir d'une part les différents modèles, d'autre part un système permettant leur couplage entre eux et avec la base de données.

Pour permettre de remplir les objectifs définis, **NitroScape** doit pouvoir simuler tout un semble de processus qui sont rappelés dans le Tableau 1. De plus il est essentiel que l'ensemble des modèles présente une certaine cohérence. Cela veut en particulier dire que tous les modèles doivent avoir des niveaux de complexité semblables, ainsi que des échelles de temps et d'espaces semblables ou au moins compatibles. Le modèle fonctionne en mode distribué sur un domaine où chaque écosystème et chaque ferme est représenté par un certain nombre de pixels et est géoréférencé. L'échelle d'espace est typiquement celle des interactions physiques et de la gestion de l'azote. Pour cela, on s'est défini un domaine de 5 km x 5 km, avec des mailles de 20 m x 20 m à 50 m x 50 m. l'échelle de temps retenue est celle de la journée (plus court ne semble pas nécessaire et induirait des temps de calcul rédhibitoires ; plus long ne permettrait pas de simuler l'ensemble des interactions à l'échelle du paysage.

En suivant cette grille d'analyse, les modèles suivants ont été choisis:

- OPS pour le modèle atmosphérique (RIVM, NL)
- TNT pour le modèle hydrologique (INRA Rennes, FR)
- CERES-EGC pour le modèle d'écosystème (INRA Grignon, FR) ; à noter que CERES-EGC ne fonctionne que pour les cultures
- FASSET pour le modèle d'exploitation agricole (Aarhus University, DK)

	E	H	A	F
Simulation des transferts horizontaux d'azote par différents moyens (atmosphère, hydrologie, gestion agricole) à l'échelle du paysage		X	X	X
Simulation des échanges verticaux à l'échelle locale et, quand nécessaire des variables de forçage (e.g. teneur en eau et température du sol , bilan d'énergie)	X	X	X	
Simulation des principales transformations de l'azote à l'échelle locale (bâtiments d'élevage, stockage des effluents, champs, écosystèmes naturels) et des flux sortants (NH ₃ , NO _x , N ₂ O, NO ₃ ⁻) vers la nappe et l'atmosphère)	X			(x)
Description des changements de la couverture du sol (croissance et développement des couverts végétaux)	X			
Prise ne compte des pratiques agricoles et de leur planification (fertilisation, récolte, coupe, semis, travail du sol, etc.)	(x)			X
Simulation des émissions depuis les bâtiments d'élevage et les stockages d'effluents, ainsi qu'à différentes étapes de manipulation des engrais, aliments, fourrages et récoltes				X

Prise en compte du fonctionnement de l'exploitation agricole: entrées et sorties de l'exploitation, relations entre la ferme et les champs (cultures, prairies), cohérence du bilan de masse à l'échelle de l'exploitation	(x)			X
Prise en compte des interactions entre les facteurs humains (choix des cultures, des itinéraires de fertilisation, prise de décision) et les caractéristiques de l'environnement pour différents systèmes de production	(x)			X
Prise en compte de possibles changements (scénarios) dans les interactions à l'échelle du paysage : changement climatique, dans les systèmes de production, pratiques agricoles, PAC, etc.)				X

Tableau 1: Principales tâches que le modèle **NitroScape** devrait remplir. Les colonnes E, H, A, F correspondent à Ecosystème, Atmosphérique, Hydrologique et Ferme, respectivement.

Variables d'entrée et de sortie

En amont du développement de **NitroScape** et du couplage entre les différents sous-modèle, il a été nécessaire d'établir une liste des variables devant être calculées et ; le cas échéant, échangées entre les sous-modèles. Le Tableau 2 rappelle les principales variables concernées.

From \ to	Ecosystem	Atmospheric	Hydrological	Farm
Ecosystem	C and N turnover in soil and vegetation Water transfer in soil and veg. ...	N ₂ O, NO emissions CH ₄ emission/deposition Surface compensation point Surface characteristics: LAI, h, gs, SW, etc.	Water and N leaching Water and N capillary rise	Crop harvest
Atmospheric	Energy balance fluxes: AET, H Soil surface temperature Vegetation temperature NH ₃ (NO ₂ ?) emission/deposition	Dispersion at landscape scale Exchange at the surface Calculation of source-receptor matrices Calc. of concentration fields Link with larger scale model (nesting)	Deposition to stream flow and lakes (??)	
Hydrological	Water table depth Water table N concentration	N ₂ O emission from stream flow and lakes (??)	Water and N transfer through the hydrological network, including artificial drainage Routing of water to the river N transformation in the river (?)	
Farm	Provision of mineral and organic N (and C) Timing of agricultural activities Allocation of cattle and sheep for grazing (timing, number)	Emission from farm buildings Emissions from manure storage Emission from feed stores Farm building characteristics or "farm roughness"	Input of waste water from the farmstead surface	C and N flows on the farm (includes production of animal wastes) Inputs/outputs from/to outside the landscape

Tableau 2: Synthèse sur les échanges de données entre les sous-modèles de NitroScape. Les cases de la diagonale donne la contribution propre de chaque sous-modèle aux sorties générales de NitroScape.

Couplage des sous-modèles

L'un des principaux challenges du développement de **NitroScape** était de faire fonctionner ensemble les différents sous-modèles sélectionnés sur la même grille avec les mêmes pas de temps. Pour cela différentes options ont été examinées allant d'une intégration totale des différents sous-modèle dans un nouveau modèle (cela impliquait de réécrire complètement un nouveau modèle à partir des sous-modèles existants) à l'utilisation d'un coupleur. C'est cette dernière option qui a finalement été choisie et c'est le coupleur dynamique Palm (Buis et al., 2006) développé au CERFACS

(<http://www.cerfacs.fr/>; http://pantar.cerfacs.fr/globc/PALM_WEB/index.html) qui a été retenu. Ce coupleur présente les avantages de (i) permettre de coupler des modèles écrits dans des langages différents, (ii) ne pas nécessiter de modifications importantes dans les codes sources et (iii) de permettre des échanges de données entre modèles pendant un pas de temps du modèle couplé. Nous avons choisi de créer une structure spécifiant les échanges de données et le calcul de bilans permettant de vérifier la cohérence du modèle d'ensemble.

Un autre intérêt d'un coupleur de ce type est qu'il a permis un travail collaboratif autour du développement du modèle **NitroScape**, les différents partenaires ayant tous suivi une formation à Palm, dispensée par le CERFACS et se chargeant par la suite de créer une unité Palm prête à être intégrée dans **NitroScape**. Ces unités étaient transmises à l'INRA-EGC qui assurait l'intégration d'ensemble du modèle et ses échanges avec la base de données.

Premiers résultats de NitroScape

Pour faire ressortir l'importance des interactions spatiales pour l'azote à l'échelle du paysage, nous avons effectué les premières simulations sur des cas théoriques avec de fortes sources ponctuelles d'ammoniac (bâtiments d'élevage porcin), une topographie simple (plan incliné) et une direction des vents privilégiée (Duretz *et al.*, 2011).

Le paysage simplifié correspond à un domaine de 1,75 km x 1,75 km, représenté par une grille de 70 x 70 pixels de 25m x 25m chacun (Figure 2) sur lequel se trouvent deux fermes d'élevage porcins (avec pour chacune 200 truies, 2000 porcelets et 2000 porcs en engraissement) et des cultures de blé et maïs recevant une fertilisation minérale et organique. Le lisier des porcs était épandu au printemps avant l'implantation du maïs. Du point de vue de la topographie, la pente est linéaire avec une différence de 50 m entre le point le plus haut et l'exutoire. Les données météorologiques utilisées proviennent d'une station météo où les vents présentent une dominance marquée selon l'axe nord-est / sud-ouest, induisant des transferts préférentiels d'ammoniac selon cet axe. Ce paysage comprend aussi des écosystèmes ne recevant de l'azote que par le biais des transferts atmosphériques et hydrologiques. Ces zones naturelles sont placées dans des positions telles qu'elles reçoivent chacune une combinaison différentes d'apports atmosphériques et hydrologiques. Les simulations ont été faites sur une année complète, du 1er janvier au 31 décembre.

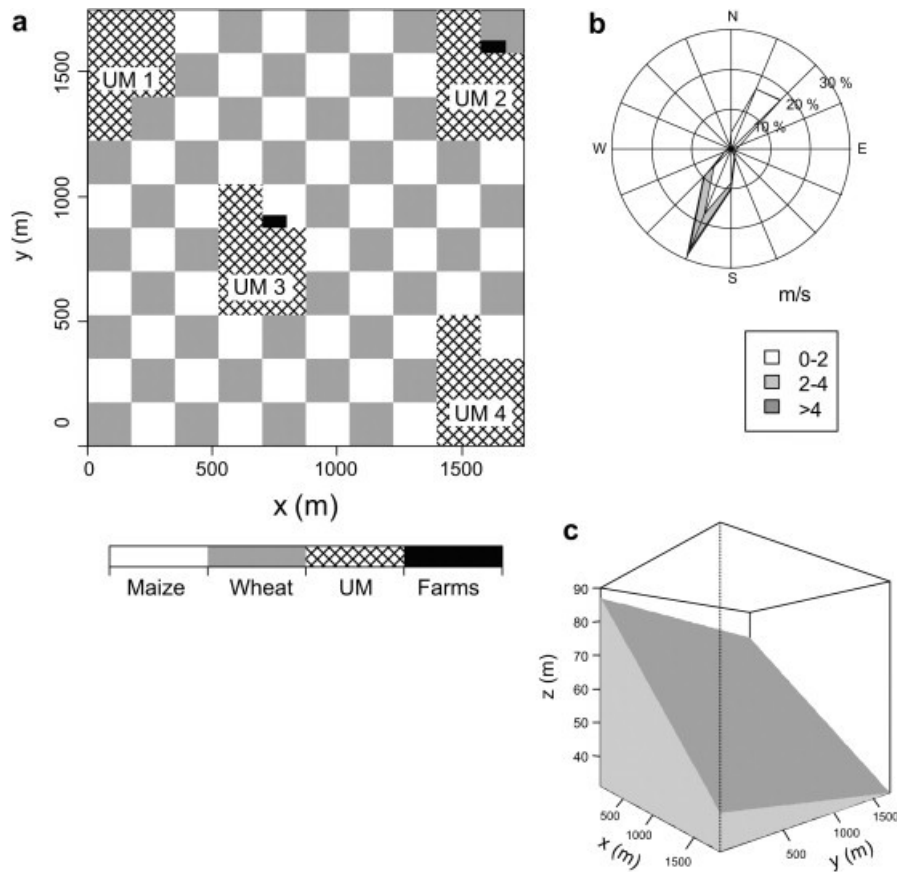


Figure 2 : Description du paysage simplifié utilisé dans les simulations avec **NitroScape** :

- a) Utilisation du sol : les zones grises correspondent à des champs de blé, les blanches à des champs de maïs, les hachurées à des zones naturelles et les noire à des bâtiments d'élevage porcins ;
- b) Rose des vents des données météo utilisées
- c) Topographie. Le point le plus bas est en haut à droite de la figure 2a

Les résultats montrent l'importance de l'occupation du sol et des transferts latéraux d'azote à cette échelle. Sur la figure 3 on peut ainsi voir l'importance et la variabilité spatiale des dépôts (3b) à proximité des sources ponctuelles d'émissions (bâtiments porcins) et la variabilité spatiale des émissions, liée principalement aux cultures et aux dépôts (3a)

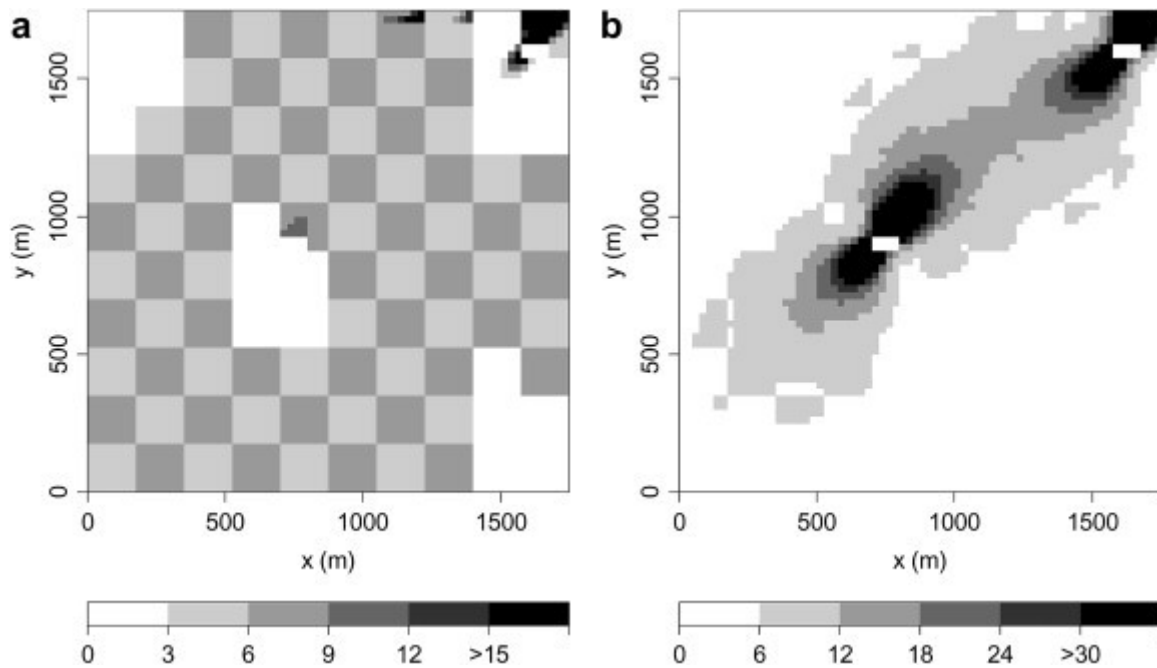


Figure 3 : Emissions d'ammoniac (a) et dépôts secs gazeux (b) (en $\text{kg N-NH}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) pour tous les usages du sol excepté les bâtiments.

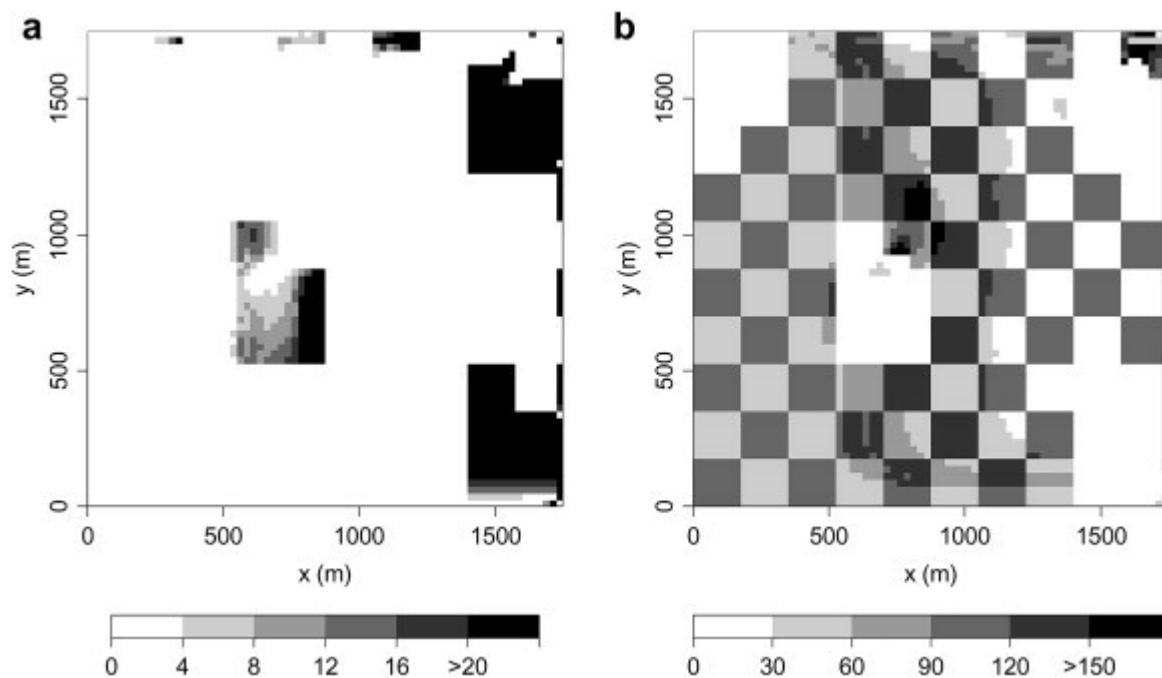


Figure 4 : Apport de nitrate dans les sols par remontées capillaires et de nappe (a) et lixiviation de nitrate depuis le sol vers la nappe (en $\text{kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$).

De la même manière, les flux de nitrate entre le sol et la nappe sont très dépendants des cultures et de la position topographique. Logiquement, les remontées sont beaucoup plus importantes sur les écosystèmes naturels, non fertilisés. A noter, l'importance quantitative des flux de lixiviation sur les cultures, mais aussi leur forte variation selon la position topographique, en particulier pour les champs de maïs.

Quant aux émissions de protoxyde d'azote (Figure 5), elles sont bien évidemment plus élevées dans les points les plus bas du paysage (partie droite et vers le haut). Le

déterminant principal est donc la position topographique (qui induit des fréquences différentes de situations d'excès d'eau), mais la figure 5 donne également les ordres de grandeurs de variations entre les différentes positions topographiques (rapports de 1 à 100 entre les extrêmes et montre des effets liés aux cultures et aux dépôts atmosphériques d'ammoniac. Les bilans montrent que, sur ce paysage, plus de 10% des émissions de N₂O sont dus aux émissions indirectes, c'est-à-dire suite aux transferts latéraux d'azote dans le paysage.

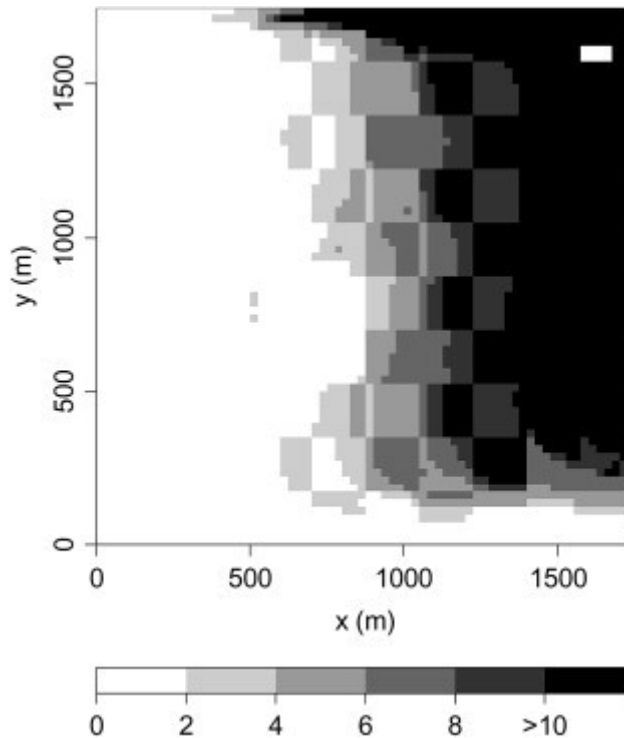


Figure 5 : Emissions de protoxyde d'azote (en kg N-N₂O ha⁻¹an⁻¹) pour tous les usages du sol excepté les bâtiments.

L'évaluation des transferts d'azote depuis les sources agricoles vers les écosystèmes naturels était l'une des motivations importante de cette approche à l'échelle des paysages (protection des écosystèmes sensibles). Les résultats mettent bien en évidence les contrastes observés selon la position de ces écosystèmes vis-à-vis des sources ponctuelles (apport d'azote par dépôt atmosphérique) et des transferts de nitrate par le réseau hydrologique. En faisant un bilan d'azote de ces différentes zones naturelles (Tableau 3), on peut observer une grande variabilité d'apports externes d'azote (de 1,1 à 24,8 kg N ha⁻¹an⁻¹ en sommant les dépôts d'ammoniac et les remontées de nitrate). Ces apports conduisent à de la lixiviation de nitrate ainsi qu'à des émissions de protoxyde d'azote (0,4 à 7,0), ce qui a été observé expérimentalement sur des écosystèmes forestiers (Butterbach-Bahl *et al.*, 2011).

Ecosystèmes naturels	Depot sec NH ₃	Remontées NO ₃ ⁻	Emissions NH ₃	Emissions NO _x	Emissions N ₂ O	Lixiviation NO ₃ ⁻
1	0.9	0.2	0.0	0,01	0.4	0.0
2	18.3	6.5	0.8	0,04	7.0	1.3

3	17.4	0.4	0.0	0,05	0.7	3.5
4	0.7	1.4	0.0	0,01	3.7	0.2

Tableau 3 : Pertes et captation d'azote (toutes en kg N ha⁻¹an⁻¹) par les écosystèmes naturels. Les remontées de NO₃⁻ comprennent les remontées capillaires et de nappe.

Application de NitroScape pour analyser les effets des interactions spatiales sur les flux et les bilans d'azote réactif

NitroScape a été utilisé, sur le même paysage que précédemment, pour analyser l'importance des processus naturels et anthropiques à l'échelle du paysage (Drouet *et al.*, soumis). Le modèle permet en effet de considérer ou non les différents processus de transfert en les activant ou non dans les simulations. C'est ainsi que nous avons simulé les différents flux et les bilans en prenant en compte ou non les transferts latéraux par la voie atmosphérique et la voie hydrologique. La figure 6 illustre les résultats obtenus pour les émissions de N₂O. **NitroScape** permet de faire la part de l'origine des émissions indirectes selon la position dans le paysage.

En suivant la même approche, l'utilisation de **NitroScape** a aussi permis de faire une estimation pixel par pixel des émissions indirectes et d'évaluer des facteurs d'émissions pour les différents types d'écosystèmes présents sur un tel paysage. Les valeurs observées sont plus élevées que les valeurs proposées par le GIEC (EF4 = 1% et EF5g = 2,5%) mais restent dans la gamme des valeurs publiées (Mosier *et al.*, 1998 ; van der Gon and Bleeker, 2005).

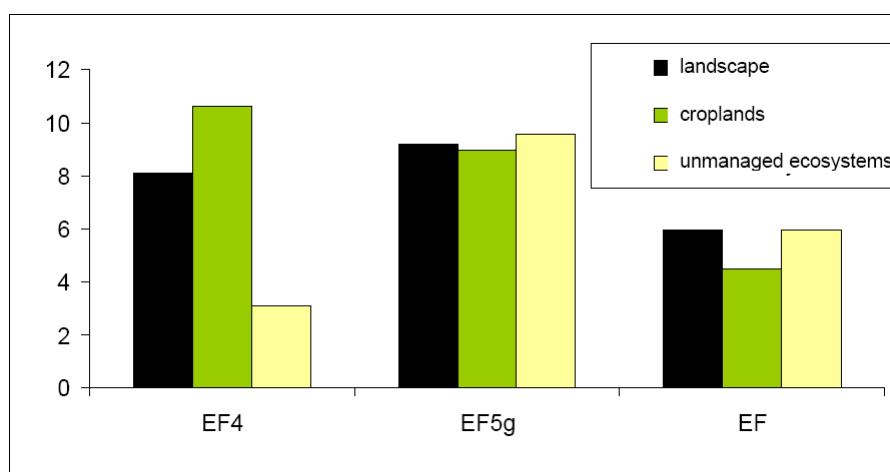


Figure 7 : Facteurs d'émission (%) calculés suite aux dépôts atmosphériques (EF4), aux remontées hydrologiques (EF5g) et pour l'ensemble (EF)

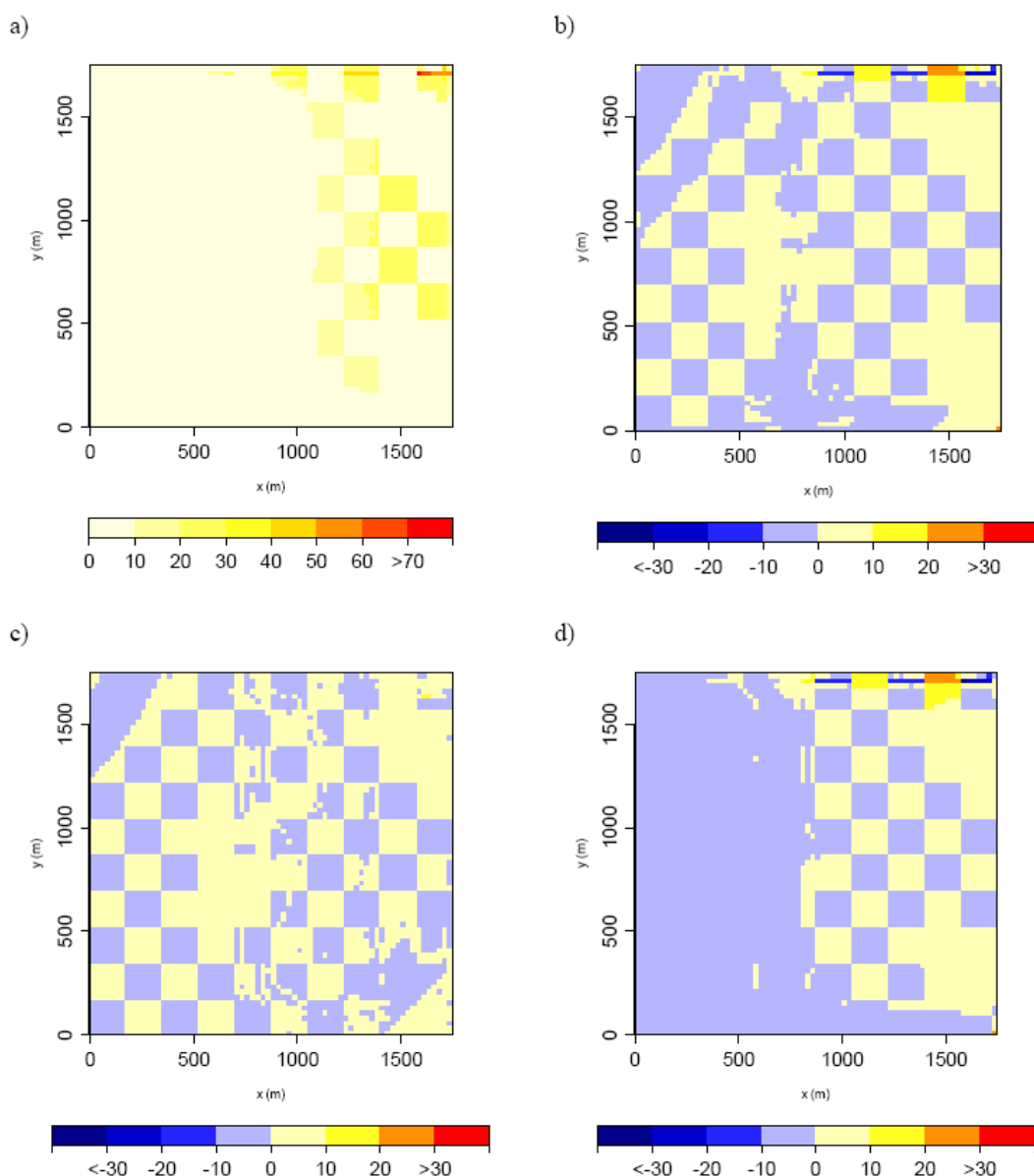


Figure 6 : Emissions directes de N₂O (a) et émissions indirectes en supprimant tous les transferts latéraux d'azote (b), seulement les transferts atmosphériques (c) ou seulement les transferts hydrologiques (d). Les valeurs négatives (resp. positives) des figures b), c) et d) indiquent des flux supérieurs (resp. inférieurs) au cas de la figure a) (toutes en kg N ha⁻¹an⁻¹).

Conclusions

La grande variabilité des flux simulés tant sur les zones naturelles qu'agricoles montre toute l'importance des transferts d'azote à l'échelle du paysage et la pertinence de développer des outils de modélisation à cette échelle pour mieux appréhender le devenir de l'azote dans l'environnement et établir des bilans qui prennent en compte toutes les composantes, en particulier dans les zones naturelles (forêts, zones humides, ...). Le modèle **NitroScape** sera prochainement appliqué sur des paysages réels et utilisé pour évaluer l'impact d'aménagement de l'espace à l'échelle d'un paysage agricoles et de mesures agroenvironnementales.

Références

Beaujouan V., Durand P. and Ruiz L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling* 137, 93-105.

Berntsen, J., Petersen, B. M., Jacobsen, B. H., Olesen, J. E. and Hutchings, N. J.: Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET, *Agricultural Systems*, 76, 817-839, 2003.

Buis, S., Piacentini, A. and Declat, D., 2006. PALM: a computational framework for assembling high-performance computing applications, *Concurrency and Computation-Practice and Experience*, 18, 231-245.

Butterbach-Bahl K., Gundersen P., *et al.*, 2011. Nitrogen turnover processes and effects in terrestrial ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman *et al.*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, Chapter 6, pp. 99-125.

Cellier P. , Durand P. , Hutchings N. *et al.* (2011). Nitrogen flows and fate in rural landscapes. In: *The European Nitrogen Assessment* , ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman *et al.*, Cambridge University Press ., 229-248.

Chardon, X ; Rigolot, C. ; Baratte, C. ; Martin-Clouaire, R. ; Rellier, J.P. ; Raison, C. ; Le Gall, A. ; Dourmad, J.Y. ; Poupa, J.C. ; Delaby, L. ; Morvan, T. ; Leterme, P. ; Paillat, J.M. ; Espagnol, S. ; Faverdin, P., 2011. A whole farm-model to simulate the environmental impacts of animal farming system: MELODIE. In: Sauvant, D. , Van Milgen, J., Faverdin, P., Friggens, N. (Eds.). *Modelling nutrient digestion and utilization in farm animals*. Wageningen Academic Publisher, Wageningen (NLD), 403-411

Dragosits, U.; Theobald, M. R.; Place, C. J.; ApSimon, H. M. and Sutton, M. A., 2006. The potential for spatial planning at the landscape level to mitigate the effects of atmospheric ammonia deposition. *Environmental Science & Policy*, 9. 626-638. doi:10.1016/j.envsci.2006.07.002

Drouet J.-L., Duret S., Durand P., Cellier P. Influence of short-range transfers on nitrogen fluxes and budgets in rural landscapes. *Biogeosciences* (soumis, en révision).

Durand P., Breuer L., P.J. Johnes *et al.*, 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman *et al.*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, Chapter 7, pp. 126-146.

Duret S., Drouet J.L., Durand P., Hutchings N.J., Theobald M.R., Salmon-Monviola J., Dragosits U., Maury O., Sutton M.A., Cellier P., 2011. NitroScape: a model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environmental Pollution*, 159, 3162-3170.

Hertel O., *et al.*, 2011. Nitrogen processes in the atmosphere. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman *et al.*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, Chapter 9, pp. 177-210.

Loubet, B., Asman, W.A., Theobald, M.R., Hertel, O., Tang, S.Y., Daemmgen, U., Cellier, P. and Sutton, M.A., 2009. Ammonia deposition near hot spots: processes, models and monitoring methods. In: Sutton, Reis, Baker (Eds.) *Atmospheric ammonia: detecting emission changes and environmental impacts*, 205-267.

Mosier A., Kroeze C., Nevison C., Oenema O., Seitzinger S. and van Cleemput O., 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52 (2-3), 225-248.

Theobald M.R., Dragosits U., Place C.J., Smith J.U., Sozanska M., Brown L., Scholefield D., Del Prado A., Webb J., Whitehead P.G., Angus A., Hodge I.D., Fowler D. and Sutton M.A., 2004. Modelling nitrogen fluxes at the landscape scale. *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 4, 135-142.

van der Gon, H. A. and Bleeker, A.: Indirect N₂O emission due to atmospheric N deposition for the Netherlands, *Atmospheric Environment*, 39, 5827-5838, 2005.