

Modélisation intégrée des systèmes agricoles et de la dynamique de l'azote dans les bassins versants: de la conception du modèle au test de scénarios.

Pierre Moreau

► To cite this version:

Pierre Moreau. Modélisation intégrée des systèmes agricoles et de la dynamique de l'azote dans les bassins versants : de la conception du modèle au test de scénarios.. Sciences du Vivant [q-bio]. AGROCAMPUS OUEST, 2012. Français. NNT : . tel-02808615

HAL Id: tel-02808615 https://hal.inrae.fr/tel-02808615

Submitted on 6 Jun2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers. L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.





N° ordre : 2012-6

N° Série : D-63

THESE / AGROCAMPUS OUEST

Sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour obtenir le diplôme de :

DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES, AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE

Spécialité : Sciences de l'environnement

Ecole Doctorale : Sciences De La Matière

présentée par :

Pierre Moreau

Modélisation intégrée des systèmes agricoles et de la dynamique de l'azote dans le bassin versant : de la conception du modèle au test de scénarios

soutenue le 23 mars 2012 devant la commission d'examen composée de :

Delphine Burger-Leenhardt Josette Garnier Christophe Cudennec Martine Guérif Hervé Saint Macary Patrick Durand DR, INRA DR, CNRS Pr., Agrocampus ouest DR, INRA DU, CIRAD DR, INRA Rapporteur Rapporteur Président du jury Examinateur Examinateur Directeur de thèse

Laurent Ruiz

IR, INRA

Encadrant, non membre du jury



Laboratoire d'accueil : UMR INRA – Agrocampus Ouest, *Sol Agro et hydrosystème Spatialisation* à Rennes



Avant propos

Cette thèse a été réalisée au cours de trois années (mars 2009 – février 2012) au sein de l'Unité Mixte de Recherche INRA-Agrocampus Ouest, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation de Rennes (UMR SAS).

Cette thèse a été encadrée par Patrick Durand et Laurent Ruiz de l'UMR SAS. Elle a été financée par le projet ANR-SYSTERRA-ACASSYA (ACcompagner l'évolution Agro-écologique deS SYstèmes d'élevAge dans les bassins versants côtiers, ANR-08-STRA-01), inscrit dans l'appel d'offre ÉcoSYStèmes, TERritoires, Ressources vivantes et Agricultures (SYSTERRA) de l'Agence Nationale de la Recherche (ANR).

Le comité de pilotage ayant suivi le travail était composé de Nicolas Beaudoin (Unité Agro-Impact, INRA Laon-Mons), Marie-Odile Cordier (projet DREAM, IRISA-INRIA Rennes), Philippe Faverdin (UMR PL, INRA St-Gilles), Chantal Gascuel-Odoux, (UMR SAS, INRA Rennes) et Olivier Thérond (UMR AGIR, INRA Toulouse).

L'ensemble de ce travail a bénéficié de collaborations scientifiques et techniques privilégiées avec Christine Baratte, Luc Delaby et Philippe Faverdin de l'Unité Mixte de Recherche de Production du Lait (INRA, UMR PL, Saint-Gilles) et Eric Ramat du Laboratoire d'Informatique du Littoral (Université du Littoral de la Côte d'Opale, Calais). Il a également bénéficié des contributions du comité de bassin versant de La Lieue de Grève.

Remerciements

Je remercie Patrick Durand et Laurent Ruiz qui ont encadré ce travail de thèse en faisant preuve d'une grande disponibilité et en partageant leur expérience de chercheur.

Je remercie les membres de mon jury de thèse : Delphine Burger-Leenhardt, Josette Garnier, Christophe Cudennec, Martine Guérif et Hervé Saint Macary et les membres de mon comité de pilotage : Nicolas Beaudoin, Marie-Odile Cordier, Philippe Faverdin, Chantal Gascuel-Odoux et Olivier Thérond.

Je remercie l'ensemble des membres de l'équipe Sol Agro et hydrosystème Spatialisation grâce à qui ce travail s'est accompli dans une atmosphère sérieuse et agréable. J'associe à ces remerciements les membres de l'unité Production du Lait à l'INRA de Saint-Gilles, qui m'ont accueilli lors de mes nombreuses sollicitations.

Un merci également aux éleveurs et aux membres du comité technique des bassins versants de La Lieue de Grèves (Lannion Trégor Agglomération, Institut de l'Elevage, Chambre d'Agriculture, CEDAPA) pour leurs contributions à ce travail.

Un merci appuyé aux informaticiens Jordy, Christine et Eric, sans qui le projet n'aurait pas eu la même envergure, et aux ex-thésards et thésards pour les discussions tout au long de mon passage dans l'équipe.

Enfin, je remercie mes proches pour leur soutien indéfectible.

Liste des publications

Articles scientifiques dans des revues scientifiques à comité de lecture

- Moreau, P., Ruiz, L., Mabon, F., Raimbault, T., Durand, P., Delaby, L., Devienne, S., Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. Agriculture Ecosystems and Environment 147, 89-99.
- Moreau, P., Baratte, C., Durand, P., Faverdin, P., Gascuel-Odoux, C., Piquemal, B., Ramat, E., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., 2012. CASIMOD'N, an integrative nitrogen model for agricultural catchments coupling farming system decision modelling with agrohydrological distributed modelling. Submitted in Agricultural Systems.
- Moreau, P., Viaud, V., Parnaudeau, V., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2012. Sensitivity analysis of a spatially distributed agro-hydrological model to soil properties and their spatial distribution. Submitted in Water Resources Research.
- Moreau, P., Cordier, M.O., Gascuel-Odoux, C., Masson V., Raimbault T., Ruiz L., Salmon-Monviola J., Durand P., 2012. Modelling the potential benefits of catch-crop introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape. Submitted in Science of the Total Environment.

Communication à des congrès nationaux et internationaux

- Moreau, P., Durand P., Ferchaud F., Raimbault T., Baudhuin P., Gibon C. Variability of the response of nitrogen mass balance of 9 catchments to a water pollution mitigation programme: a modeling study. In: NitroEurope IP, 5th Annual Meeting & Open Science Conference, "Reactive nitrogen and the European greenhouse gas balance", February 2007, Solothurn, Switzerland.
- Moreau, P., Raimbault, T., Durand, P., Gascuel-Odoux, C., Salmon-Monviola J., Masson, V., Cordier, M.O., 2010. Integration of a modeling task in water policy design – Example of a prospective scenarios approach on an agricultural catchment. In: EGU 2010 General Assembly, May 2010, Vienna, Austria.

- Moreau, P., Salmon-Monviola, J., Durand, P., Ramat, E., Baratte, C., Faverdin, P., Gascuel-Odoux, C., Ruiz, L., 2010. Designing innovative breeding systems in coastal watersheds to limit diffuse pollution: development of coupled model to assess farmer strategies in mitigation options implementation. In: XIth ESA Congress Agro2010Montpellier, September 2010, Montpellier, France.
- Moreau, P., Durand, P., Salmon-Monviola, J., Ramat, E., Baratte, C., Piquemal, B., 2011. Designing innovative farming systems to limit diffuse pollution in catchments: assessment of the crop allocation modeling. In: NitroEurope IP, 6th Annual Meeting & Open Science Conference, "Nitrogen and global change: Key findings - Future Challenges", April 2011, Edinburgh, Scotland.
- Moreau, P., Durand, P., Gascuel-Odoux C., Salmon-Monviola, J., Ramat, E., Baratte, C., Piquemal, B. 2011. Assessment of crop allocation simulation: an application case of diffuse pollution modeling. In: Payotte, Modélisation de paysages agricoles pour la simulation et l'analyse de processus, October 2011, Rennes, France.

Table des Matières

Introduction générale	. 23
Chapitre I : De la problématique aux questions de recherche	. 27
I.1. Eléments de contexte et problématique générale	. 28
I.1.1. Contexte général	. 28
I.1.2. Le cycle de l'azote : du paysage à la parcelle	. 29
I.1.3. Vers des méthodes globales d'évaluation des facteurs influençant le cycle	de
l'azote	. 33
I.1.4. Du contexte social à la problématique générale	. 35
I.2. La modélisation intégrée de scénarios d'atténuation des pollutions azotées au niv	eau
du bassin versant et de l'exploitation agricole : état de l'art	. 37
I.2.1. la modélisation des flux d'azote au niveau du bassin versant	. 37
I.2.1.1. Des modélisations diverses au niveau des bassins versants	37
I.2.1.2. La modélisation agro-hydrologique spatialisée	39
I.2.1.3. Le fonctionnement de l'exploitation : un niveau d'organisation émergent dan	is la
modellisation du bassin versant	43
1.2.2. Les modèles d'exploitation et les processus decisionnels	. 44 11
1.2.2.1. Les principaux types de modeles d'exploitation	44
I.2.2.3. Les modèles d'exploitation avec une composante environnementale	47
I.2.2.4. Conclusion : les modèles d'exploitation candidats pour une intégration dans modèle bassin versant	un 49
I.2.3. Les scénarios	. 50
I.2.3.1. Typologie des scénarios	50
I.2.3.2. Les scénarios d'atténuation des risques de pollutions azotées	52
I.2.3.3. L'implémentation de scénarios dans les modèles	53
I.2.4. Modéliser des scénarios d'évolution : bilan	. 55
I.3. Formulation des objectifs spécifiques du travail de thèse	. 59
I.4. Cadre pratique de la thèse et démarche adoptée	. 60
I.4.1. Positionnement du travail de thèse : le programme ACASSYA	. 60
I.4.2. Stratégie de recherche	. 62
Chapitre II : Sensitivity analysis of a spatially distributed agro-hydrological model (TNT2) to
soil properties and their spatial distribution	. 69
II.1. Introduction	. 70
II.2. Material and methods	. 72
II.2.1. The TNT2 model	. 72
II.2.2. Sensitivity analysis methods	. 73
II.2.2.1 Non-spatial SA with spatially homogeneous soil input factors	73
II.2.2.2. Spatial sensitivity analysis	76
II.2.3. Implementation of sensitivity analyses	. 76

II.2.3.1. Study site	76
II.2.3.2. SA input factors	77
II.2.3.3. Model outputs	79
II.2.3.4. SA implementation	80
II.3. Results	81
II.3.1. Non-spatial SA	
II.3.1.1. The Morris method	
II.3.1.2. Fractional Factorial Design method	
II.3.2. Spatial Sensitivity Analysis	87
II.4. Discussion and conclusion	91
II.4.1. Methodology	
II.4.2. Sensitivity to soil properties	92
Chapitre III : Modelling the potential benefits of catch-crop introduction i rotations in a Western Europe landscape	n fodder crop 97
III.1. Introduction	98
III.2. Material and methods	98
III.2.1. Presentation of the model	
III.2.2. Study site and model inputs	
III.2.3. Scenario description	105
III.3. Results and discussion	
III.3.1. Observed nitrate fluxes at the Yar outlet	
III.3.2. Result and model calibration	
III.3.3. Results of scenario simulations	
III.3.4. Scenario classification	111
III.4. Conclusion	113
Chapitre IV : Reconciling technical, economic and environmental efficien	cy of farming
systems in vulnerable areas	
IV.1. Introduction	
IV.2. Material and Methods	
IV.2.1. Study site	123
IV.2.2. Agrarian system diagnosis	
IV.2.3. Environmental assessment	129
IV.2.3.1. Farm-gate N balance	129
IV.2.3.2. The TNT2 biophysical model	129
IV.2.3.3. Mitigation options and scenario building	132
IV.3. Results	133
IV.3.1. Agrarian system diagnosis	
IV.3.1.1. Landscape analysis	133

IV.3.1.2. Evolution of farming systems in the 20 th century	133
IV.3.1.3. Typology and technical functioning of current farming systems	136
IV.3.1.4. Economic results	139
IV.3.2. Environmental diagnosis	141
IV.3.2.1. Farm gate N balance and N use efficiency	141
IV.3.2.2. Prospective biophysical modeling	142
IV.4. Discussion	
IV.5. Conclusion	

Chapitre V: CASIMOD'N, an integrative nitrogen model for agricultural catchments coupling farming system decision modelling with agro-hydrological distributed modelling 149

V.1. Introduction	150
V.2. Material and methods	152
V.2.1. Study site	
V.2.2. CASIMOD'N	153
V.2.3. Observed and reconstructed landuse and management practices	158
V.2.4. Model validation and comparison	159
V.3. Results	162
V.3.1. Management Practices	162
V.3.1.1. Crop surfaces	162
V.3.1.2. Crop rotation and allocations	
V.3.1.3. Nitrogen fertilization management	
V.3.2. Effort of agricultural inputs generation on simulated N people an	109
v.s.s. Effect of agricultural inputs generation on simulated in pools an	10 110XES at
V.4. Discussion	172
V.4.1. Implication of farmer strategy integration on the model inputs	172
V.4.2. Model ability to reproduce farming systems	173
V.4.3. Assessment of CASIMOD'N on N budgets at catchment scale	175
V.4.4. Perspectives	176
V.5. Conclusion	176
Chapitre VI : Modeling novel measures to mitigate nitrogen water pol CASIMOD'N: effects on farming systems and on nitrate fluxes in a small coasta	lution with l catchment 181
VI.1. Introduction	
VI.2. Material and methods	
VI.2.1. Study site	184
VI.2.2. Model and modeling application descriptions	186
VI.2.2.1. General model description and recent development	186
VI.2.2.2. Model inputs	

 VI.2.2.3. Model setup and calibration)2)4)4)6)d
VI.3. Results and discussion19) 7
VI.3.1. Potential extent of the mitigation measures and their translation into simulate scenario	ed ∂7
 VI.3.2. Effect of mitigations scenarios on farming systems and N balance in th catchment	1e 99 rel 01
VI.4.Conclusion)2
Chapitre VII : Discussion générale et perspectives20)7
VII.1. Synthèse des méthodes mobilisées et des connaissances acquises)8
VII.1.1. Synthèse des méthodes et des résultats)8 L3
VII.2.Limites et perspectives des tests de scénarios avec CASIMOD'N21	٤5
 VII.2.1. Limites et perspectives des scénarios testés avec CASIMOD'N	15 15 17 in
 VII.2.2. Limites et perspectives de CASIMOD'N	L9 L9 L9 22
VII.3. Vers l'analyse de sensibilité d'un cadre générique d'utilisation de modèle comm appui à la gestion	1е 23
VII.4. Conclusion générale	26
Annexe	19

Table des Figures

Fig. I-1. Représentation schématique de la cascade de l'azote soulignant les principales sources anthropiques d'azote issue du diazote atmosphérique, les principales formes polluantes (en orange) et les principaux enjeux environnementaux (en bleu) (Sutton <i>et al.</i> , 2011)
Fig. I-2. Représentation schématique des principaux flux d'azote dans une exploitation de polyculture-élevage (Atm. Dep. : Déposition Atmosphérique, DON : azote organique dissous) (Jarvis <i>et al.</i> , 2011)
Fig. I-3. Représentation schématique des principaux flux d'azote dans un sol agricole (d'après Christensen, 2004)
Fig. I-4. Typologie des scénarios en sciences de l'environnement
Fig. I-5. Organisation du projet ACASSYA. (en pointillé: périmètre de la thèse)
Fig. I-6. Démarche de la thèse (chapitres II à VI) : tests successifs des effets des systèmes biophysiques, biotechniques et décisionnels sur la dynamique de l'azote dans un bassin versant 63
Fig. I-7. Méthodes et outils mobilisés, horizons temporels et dimensions spatiales étudiées dans la thèse (la numérotation II à VI renvoie aux chapitres correspondants)
Fig. II-1. Localization of the Yar watershed and of the studied sub-watershed (3 km ²) highlighted in the river network of the entire watershed (60 km ² , top left) and the 5 levels of soil maps used for the studied sub-watershed (lat. 48°40'N, long. 3°33'W)
Fig. II-2. Main and interaction effects for the 6 input factors on the 20 outputs (main effects in plain, interaction effects in dashed) calculated with the fractional factorial design method in the non-spatial sensitivity analysis
Fig. II-3. Relative total index for each input factors on the 20 studied model outputs calculated with the fractional factorial design method in the spatial sensitivity analysis
Fig. II-4. Total sensitivity index of spatial input factors for 5 input ranges for 20 output variables calculated with the fractional factorial design method in the spatial sensitivity analysis
Fig. II-5. Ranking of total sensitivity index for 7 input factors by range for 20 output variables calculated with the fractional factorial design method in the spatial sensitivity analysis
Fig. III-1. Evolution of mineral and organic load per farming systems from 2000 to 2006 104
Fig. III-2. Concentration and fluxes at observed at the Yar outlet between 1997 and 2008 108
Fig. III-3. Calibration-validation results (a: yields, b: water discharge at the outlet, c: nitrate concentrations at the outlet, d: nitrogen fluxes at the outlet)
Fig. III-4. Nitrogen mass balance at the catchment scale from period 2 to period 5 (volat.: volatilization, min. fert.: mineral fertilizer, org. fert.: organic fertilizer, dej. past. : dejection in pasture; all values in kgNha ⁻¹ y ⁻¹)
Fig. III-5. Classification of scenarios (dotted lines are centered on the current situation), N losses include N stream fluxes, N in volatilization, N stored in soils and water bodies and N denitrification
Fig. IV-1. Functional organization of the assessment: the agrarian system diagnosis (gray squares) and the environmental assessment (black squares). Dashed squares and arrows indicate output information and interactions

Fig. VI-4. Main productions in the catchment for the present situation and for the TRELSUIN scenario. 199

Table des Tableaux

Tab. I-1. Modèles d'exploitation d'élevage intégrant un module décisionnel
Tab. II-1. Range of input factors tested for screening sensitivity analysis 78
Tab. II-2. Model output variables tested in the sensitivity analysis 80
Tab. II-3. Normalized modulus of the mean (μ^*_{EE}) of 20 output variables on 24 input factors calculated in the Morris sensitivity analysis
Tab. II-4. Normalized standard-deviation (σ_{EE}) of 20 output variables on 24 input factors calculated in the Morris sensitivity analysis
Tab. II-5. Ranking of the sensitivity of 20 output variables on 24 input factors based on Euclidiandistance in the Morris sensitivity analysis
Tab. II-6. Minimum and maximum values of progressively decreasing ranges for 6 input factors in thespatial sensitivity analysis
Tab. III-1. Surface involved for catch crop (CC) scenarios S0 to S4 (* BaU: Business as Usual) 105
Tab. IV-1. Detail of economic calculations of the Net Agricultural Income per family worker
Tab. IV-2. Data and processes comparison between observations on the study area and simulatedresults of the TNT2 biophysical model131
Tab. IV-3. Technical characteristics of the 11 farming systems in the study area identified in the agrarian system diagnosis (^a TG: temporary grassland)138
Tab. IV-4. Economic data for the main dairy systems in the study area141
Tab. IV-5. Mean annual nitrogen inputs and outputs, farm-gate balances and nitrogen-use efficienciesof main dairy systems in the study area
Tab. IV-6. Simulated results of the TNT2 biophysical model; predicted mean annual nitrogen fluxes ofscenario simulations from 2007-2020
Tab. V-1. Main inputs of the farm model157
Tab. V-2. Crop allocation criteria (CAC) at catchment scale
Tab. VI-1. Inputs at catchment scale 190
Tab. VI-2. Inputs at farm scale
Tab. VI-3. Simulated water balance at catchment scale 200
Tab. VI-4. Simulated N balance at catchment scale (ha_c : hectare of catchment, TRELSU: TRELSU: maximum of 1.4 LSU ha_m^{-1} (with ha_m , hectare of meadow) and TREIN: maximum of 100 kgNha _{aa} ⁻¹ input nitrogen at farm scale)

Introduction générale

Cette thèse s'inscrit dans l'étude des effets des activités agricoles sur le cycle de l'azote. Parmi les nombreux défis que doit relever l'agriculture moderne, adapter la production agricole pour réduire les émissions azotées vers l'eau un enjeu majeur dans les pays occidentaux. La recherche continue à être sollicitée pour explorer des évolutions possibles des systèmes agricoles et fournir des méthodes et outils d'évaluation appropriés des impacts de ces évolutions sur la pollution nitrique.

Etudier les relations entre les systèmes agricoles et le cycle de l'azote, dans le but d'atténuer les émissions vers les eaux superficielles, implique de considérer les dimensions spatiales au niveau desquelles les pratiques agricoles s'organisent (l'exploitation) ainsi que celles au niveau desquelles la qualité de l'eau est évaluée (le bassin versant).

Cette intégration associe deux niveaux de gestion, le niveau territorial où sont discutées les politiques locales de l'eau, et le niveau décisionnel de l'exploitation qui va structurer le déroulement et l'allocation spatiale des pratiques agricoles. Dans les régions à forte densité d'élevages, la gestion de l'azote est conditionnée par les stratégies d'alimentation des animaux et par l'épandage des effluents produits. Les liens entre la conduite des exploitations et la configuration spatiale de leur parcellaire sont donc étroits et concernent, en plus des potentialités des terres agricoles, l'accessibilité des parcelles aux troupeaux ruminants ou à l'épandage des effluents.

La modélisation permet d'intégrer ces différents niveaux d'organisation, et d'explorer les liens entre agriculture et pollution nitrique, en complément d'approches d'observation sur site, d'expérimentations en laboratoire ou de suivis en réseau d'exploitations. La modélisation présente l'avantage de permettre une évaluation *ex ante* de mesures visant à la réduction de la pollution nitrique.

L'objectif de ce travail est de contribuer au développement de méthodes d'évaluation des systèmes agricoles et de la gestion paysagère, et de leurs évolutions, en intégrant les dimensions systémiques de l'exploitation et du bassin versant. Dans le premier chapitre, la spécification du contexte général et scientifique conduit à la formulation des questions de

recherche. Les chapitres II et III se focalisent sur l'étude des effets des propriétés des sols et du système biotechnique sur la dynamique de l'azote. Une analyse multicritère, associant un diagnostic agraire et un diagnostic environnemental, identifiant des voies d'améliorations des systèmes agricoles est présentée dans le chapitre IV. Un modèle intégré, développé pour l'analyse de scénarios d'évolutions agricoles, est présenté au chapitre V, et une application de ce modèle, sur la base de scénarios construits en collaboration avec des acteurs locaux, est détaillée le chapitre VI. Le dernière chapitre propose une discussion générale des résultats et dresse de nouvelles perspectives de recherche et d'utilisation du modèle intégré.

Chapitre I De la problématique aux questions de recherche

Table des Matières : Chapitre I

I.1. Eléments de contexte et problématique générale2	28
I.1.1. Contexte général	28
I.1.2. Le cycle de l'azote : du paysage à la parcelle	29
I.1.3. Vers des méthodes globales d'évaluation des facteurs influençant le cycle o	de
l'azote	33
I.1.4. Du contexte social à la problématique générale	35
I.2. La modélisation intégrée de scénarios d'atténuation des pollutions azotées au nivea	au
du bassin versant et de l'exploitation agricole : état de l'art	37
I.2.1. la modélisation des flux d'azote au niveau du bassin versant	37
I.2.1.1. Des modélisations diverses au niveau des bassins versants	37
I.2.1.2. La modélisation agro-hydrologique spatialisée	39
I.2.1.3. Le fonctionnement de l'exploitation : un niveau d'organisation émergent dans	la
modélisation du bassin versant	43
I.2.2. Les modèles d'exploitation et les processus décisionnels	14
I.2.2.1. Les principaux types de modèles d'exploitation	44
I.2.2.2. La modélisation des processus décisionnels	45
1.2.2.3. Les modèles d'exploitation avec une composante environnementale	47
I.2.2.4. Conclusion : les modeles d'exploitation candidats pour une integration dans i	un 40
modele bassin versant	+9 - 0
1.2.3. Les scenditos	50
1232 Les scénarios d'atténuation des risques de nollutions azotées	52
1.2.3.3. L'implémentation de scénarios dans les modèles	53
I.2.4. Modéliser des scénarios d'évolution : bilan5	55
I.3. Formulation des objectifs spécifiques du travail de thèse	59
I.4. Cadre pratique de la thèse et démarche adoptée6	50
I.4.1. Positionnement du travail de thèse : le programme ACASSYA6	50
I.4.2. Stratégie de recherche6	52

I.1. Eléments de contexte et problématique générale

I.1.1. Contexte général

Au niveau mondial, l'augmentation de la productivité agricole tend à satisfaire la demande alimentaire d'une population en forte croissance et en transition alimentaire. Rendus possibles par l'intensification, la spécialisation, le développement de l'agrochimie et de la mécanisation, les progrès de l'agriculture ont en retour contribué aux dérèglements des cycles biogéochimiques majeurs (eau, carbone, azote, phosphore) et ainsi à la dégradation des écosystèmes terrestres et aquatiques. L'enjeu des systèmes agricoles est maintenant d'évoluer vers des modes de productions viables, tout en équilibrant au mieux utilisation et préservation des ressources naturelles.

En France, le développement de l'agriculture, et plus particulièrement de l'élevage, s'est accompagné dans certaines régions d'une forte augmentation de la densité d'animaux. Les activités d'élevage ont ainsi participé à l'essor socioéconomique de ces régions, mais ont aussi accru la pression sur les milieux. Dans un contexte d'évolution rapide et souvent imprévisible des contraintes économiques et réglementaires, l'agriculture doit maintenant faire face au défi de multifonctionnalité garantissant les revenus et limitant les impacts négatifs sur l'environnement.

Au niveau territorial, des expériences ont permis de gagner ce pari en s'appuyant sur des réseaux d'agriculteurs et la mise en place de mesures et aides compensatoires. La ville de Munich et les communes environnantes, par exemple, ont garanti la qualité de leur eau potable grâce à un programme d'aides incitatives à la conversion à l'agriculture biologique des exploitations situées dans le périmètre de captage. A Vittel, un partenariat entre les agriculteurs, les organisations professionnelles agricoles, les instituts de recherche, l'agence de l'eau et la Société Générale des Eaux Minérales de Vittel a conduit à des évolutions majeures des systèmes agricoles pour préserver la qualité de la source (programme agriculture-Environnement Vittel, de 1989 à 1996).

Ainsi, l'association entre agriculteurs et gestionnaires territoriaux pour envisager des évolutions de systèmes agricoles semble une voie intéressante dans une perspective de reconquête de la qualité de l'eau. C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail de thèse.

28

Dans un bassin versant dominé par des exploitations bovines, les flux d'azote arrivant à l'exutoire sont responsables d'une eutrophisation massive des eaux littorales de la baie, provoquant des développements spectaculaires de macro-algues (marées vertes). Mieux comprendre les relations entre le fonctionnement des exploitations, les cycles de l'eau et d'azote dans un bassin versant, proposer une approche de modélisation intégrant ces deux niveaux fonctionnels pour tester des scénarios d'évolutions de systèmes sont les enjeux de cette thèse.

Le cycle de l'azote à différentes échelles spatiales ainsi que les diverses méthodes d'évaluation des impacts des systèmes agricoles sont présentés ci-dessous. Une fois la problématique scientifique définie, une revue de l'état de l'art soulignera les verrous de connaissances et permettra de formuler les objectifs spécifiques à ce travail de thèse.

I.1.2. Le cycle de l'azote : du paysage à la parcelle

L'apport d'intrants azotés par l'agriculture est un élément structurant des flux et des bilans d'azote à la fois au niveau du paysage et de l'exploitation agricole.

Galloway *et al.* (2003) ont proposé le concept de cascade de l'azote pour décrire les perturbations séquentielles du cycle de l'azote au sein des écosystèmes paysagers en relation avec l'augmentation massive d'azote réactif introduit par l'activité humaine (Fig. I-11). Cette chaine de perturbation est principalement liée à la production d'engrais azotés à partir d'azote atmosphérique (procédé Haber-Bosch). Les perturbations engendrées, et notamment les émissions vers l'environnement, sont responsables de cinq menaces majeures pour la société (Sutton *et al.*, 2011) : la dégradation de la qualité des sols (acidification), de l'eau (potabilité, eutrophisation), de l'air (pollution par les oxydes d'azote), des écosystèmes (pertes de biodiversité) et l'augmentation des gaz à effet de serre (changement climatique). Si l'introduction d'azote réactif sous forme d'engrais constitue jusqu'à 70% des entrées d'azote dans un paysage cultivé (Galloway *et al.*, 2003), il ne constitue pas la seule source d'azote réactif. La fixation symbiotique par les légumineuses, les dépôts atmosphériques, les achats d'aliments pour le bétail et les achats d'animaux sont également des entrées d'azote. Les soldes entre ces entrées et les sorties sous forme de produits agricoles, modulés par les flux internes et les variations de stocks, constituent les émissions vers l'environnement. Dans un paysage agricole, les émissions vers les eaux interviennent de manière hétérogène, dynamiquement et spatialement, du fait de leur forte dépendance aux activités agricoles et aux conditions pédoclimatiques.



Fig. I-1. Représentation schématique de la cascade de l'azote soulignant les principales sources anthropiques d'azote issue du diazote atmosphérique, les principales formes polluantes (en orange) et les principaux enjeux environnementaux (en bleu) (Sutton *et al.*, 2011)

Au niveau de l'exploitation agricole, la gestion des flux azotés est capitale pour garantir des niveaux de productions satisfaisants. Dans le cas d'exploitations d'élevage, ces flux d'azote interviennent entre les animaux, les bâtiments d'élevage, les unités de stockage d'effluents et d'aliments et les parcelles cultivées (Fig. I-2). Les entrées principales sur une exploitation d'élevage sont les achats d'engrais et d'aliments. Les échanges d'effluents avec d'autres exploitations peuvent constituer une entrée ou une sortie d'azote. Les deux principaux postes de pertes d'azote vers l'environnement sont les bâtiments d'élevage ou de stockage (émissions ponctuelles) et les parcelles (émissions diffuses). Les flux internes et les variations de stock interviennent principalement au niveau des effluents produits et épandus sur

l'exploitation, ainsi qu'au niveau des aliments du bétail produits et consommés sur l'exploitation. Il est indispensable de considérer l'ensemble de ces flux et variations de stock pour évaluer les pertes potentielles. En ce qui concerne les émissions vers les eaux et leur répartition spatiale, une attention particulière doit être portée sur un niveau d'organisation inférieur : la parcelle.



Fig. I-2. Représentation schématique des principaux flux d'azote dans une exploitation de polyculture-élevage (Atm. Dep. : Déposition Atmosphérique, DON : azote organique dissous) (Jarvis *et al.*, 2011)

En effet, le sol d'une parcelle peut agir comme puits ou comme source d'azote (Fig. I-3), déterminant la lixiviation potentielle de nitrate vers les aquifères. Dans le solde entréessorties, les recyclages internes et les variations de stocks d'azote du sol sont contrôlés principalement par les processus d'immobilisation et de minéralisation de l'humus, des résidus de culture et des effluents apportés. La parcelle est par ailleurs une unité de gestion clé pour l'agriculteur et c'est souvent à cette échelle que les gestionnaires territoriaux raisonnent les actions visant à réduire la lixiviation de nitrates en optimisant les pratiques (mise en place de cultures « piège à nitrate », recherche de rotations adaptées, raisonnement de la fertilisation, …). Ces améliorations techniques sont généralement définies dans le cadre des systèmes de productions existants et indépendamment des relations avec les autres éléments structurants les flux d'azote au sein de l'exploitation (bâtiment d'élevage, troupeau, unités de stockage des effluents).



Fig. I-3. Représentation schématique des principaux flux d'azote dans un sol agricole (d'après Christensen, 2004)

L'évaluation du cycle de l'azote dans un paysage et des effets d'évolutions d'origine anthropique ou naturelle nécessite donc d'intégrer les 3 niveaux d'organisations spatiales (bassin versant, exploitation, parcelle) et leurs interactions.

I.1.3. Vers des méthodes globales d'évaluation des facteurs influençant le cycle de l'azote

L'étude de l'effet d'activités anthropiques ou naturelles dépend non seulement des limites spatiotemporelles considérées, mais aussi de la méthode d'évaluation retenue.

Tout d'abord, il convient de distinguer le risque de pollution de sa réalisation effective : les indicateurs à évaluer sont différents. Si on se place dans le cadre d'un risque de pollution azotée à l'exutoire d'un bassin versant, sa réalisation passera par l'apparition de bloom algal due à une eutrophisation massive ou par le dépassement de normes de concentration en nitrate des prises d'alimentation en eau potable. Dans ce cas précis, un reliquat d'azote élevé dans le sol et /ou une fuite d'azote vers la nappe constituent un risque. La réalisation de ce risque sera quant à elle exprimée seulement quand tout ou partie de ces flux auront atteint l'exutoire du bassin versant et que le seuil au-delà duquel l'impact s'exprime sera dépassé. Les indicateurs et les évaluations, selon que l'objectif soit porté sur le risque et/ou sa réalisation effective, peuvent intervenir à un ou plusieurs niveaux du cycle de l'azote.

D'un point de vue temporel, l'évaluation peut être menée sur des actions en cours, suivies à l'aide d'expérimentations contrôlées, d'observations sur le terrain, de diagnostics et/ou de la mise en place de réseaux d'exploitations. Elle peut aussi intervenir sur des actions passées (évaluation *ex post*) ou sur des actions à venir (évaluation *ex ante*).

Les actions possibles pour réduire les flux de nutriments vers l'environnement se situent à différentes échelles spatiales. Le programme européen COST-869 liste une centaine d'actions envisageables pour réduire les d'émission d'azote vers l'environnement (Schoumans *et al.*, 2011). Cette liste distingue les solutions propres à l'exploitation agricole, de celles qui relèvent de la gestion paysagère, mettant en avant le rôle tampon que peuvent jouer différentes structures paysagères (zones boisées, haies, zones humides de fond de vallée, bandes enherbées). L'effet tampon d'une structure paysagère sur les nutriments est

33

Chapitre I

défini par Viaud (2004) comme une atténuation des flux ou des concentrations entre l'entrée et la sortie de cette structure paysagère, calculé par intégration sur un pas de temps donné. Cette atténuation peut se caractériser par une diminution des flux ou des concentrations, mais aussi par une diminution de la variabilité (un effacement des minimas ou des maximas) ou un abattement total (Viaud et al., 2004). Les nombreux processus biogéochimiques, et notamment les effets tampons, induisent une grande variabilité des fonctions de transfert depuis un risque jusqu'à sa réalisation effective. Au sein de l'exploitation, Cherry et al. (2008) identifient cinq postes susceptibles de réduire les émissions : la gestion des cultures, du troupeau, des engrais minéraux, des effluents et l'infrastructure de l'exploitation. L'objectif n'est pas ici de présenter exhaustivement les pratiques agricoles susceptibles de réduire les émissions ni les aménagements favorisant la capacité tampon des structures paysagères, mais d'insister sur le caractère souvent sectoriel (non-systémique) des actions évoquées, que ce soit au niveau du fonctionnement de l'exploitation (gestion zootechnique, des effluents, des cultures, des bâtiments) ou au niveau de l'organisation spatiale considérée (parcelle, zones tampons, bassin versant). Considérer le système d'exploitation peut se révéler plus efficace que de cibler des pratiques agricoles isolées du système auxquelles elles se rattachent (Chatellier et Vérité, 2003). Intégrer le niveau du territoire et de l'exploitation peut permettre d'introduire des actions collectives comme par exemple l'optimisation des configurations spatiales des parcellaires.

Face à la diversité des objectifs, des indicateurs, des actions naturelles ou anthropiques influençant le cycle de l'azote et des échelles spatio-temporelles à considérer, de multiples méthodes et outils d'évaluation ont été développés. Cette abondance reste grande même en se restreignant à l'impact environnemental du seul élément azote, et excluant de ce fait les analyses multi-éléments (azote, phosphore, carbone...) et multi-dimensionelles (environnementale, économique, sociale) (Langeveld *et al.*, 2007, Cherry *et al.*, 2008). Van der Werf et Petit (2003) ont analysé 12 méthodes d'évaluation environnementale au niveau de l'exploitation agricole et souligné notamment l'importance du choix des indicateurs d'impact. Vertès *et al.* (2010), à travers une comparaison de 20 outils et méthodes, ont proposé une typologie dans laquelle les discriminants sont le nombre de dimensions étudiées (environnementale, économique, sociale) et le niveau considéré (parcelle,

34

exploitation, groupe d'exploitations, bassin versant). Ils ont également apporté des éléments de stratégie pour guider le choix de méthodes et d'outils, et soulignent en particulier la difficulté de ce choix face aux possibles incompatibilités entre des méthodes adaptées à des contextes locaux par rapport aux méthodes standardisées, plus robustes mais moins ajustables à ces problématiques locales. Cherry *et al.* (2008) quant à eux distinguent (i) les observations en parcelles expérimentales, (ii) la méthode des bilans de masses à différentes échelles spatiales, (iii) l'évaluation de risque et (iv) la modélisation. Du fait des forces et faiblesses de chacune de ces approches, ils encouragent l'utilisation complémentaire de ces différentes méthodes.

I.1.4. Du contexte social à la problématique générale

La recherche est particulièrement sollicitée pour évaluer les effets des activités agricoles, pour participer à la conception de solutions innovantes pour réduire les émissions d'azote vers l'environnement, définir les niveaux d'intégration pertinents et les limites spatiotemporelles adaptées. Dans un contexte agricole dominé par l'élevage, la dimension spatiale est déterminante à la fois pour gestionnaires territoriaux et pour la conduite des exploitations. Les gestionnaires territoriaux raisonnent leurs actions au niveau de bassins versants, niveau spatial auquel les effets des pollutions diffuses azotées sont observés. Dans les élevages, la configuration du parcellaire est déterminante dans le fonctionnement de l'exploitation. En fonction de cette configuration, les orientations prises par l'agriculteur (conduite d'alimentation du troupeau, gestion de l'épandage des effluents) structurent les allocations spatiales des pratiques agricoles sur chaque parcelle. L'utilisation de la modélisation est adaptée pour évaluer comment ces stratégies déterminent les pratiques agricoles et les flux d'azote à l'exutoire du bassin versant. La modélisation présente en effet l'avantage (i) de permettre une évaluation ex ante et à différents horizons temporels, (ii) d'intégrer de nombreux processus interagissant entre eux et de proposer une quantification de leurs effets, et (iii) de pouvoir tester différentes combinaisons de solutions et/ou d'implémentation de ces solutions en les croisant avec différents contextes pédoclimatiques.

Compte tenu de ce qui précède, il est donc essentiel que les approches de modélisation intègrent les deux niveaux spatiaux que sont le paysage et l'exploitation, ceux-ci
correspondant eux-mêmes à deux niveaux décisionnels. Les travaux scientifiques s'articulant autour du développement et de l'utilisation de la modélisation pour simuler des scénarios d'évolution des systèmes agricoles affectant la dynamique de l'azote sont présentés dans la revue bibliographique suivante.

I.2. La modélisation intégrée de scénarios d'atténuation des pollutions azotées au niveau du bassin versant et de l'exploitation agricole : état de <u>l'art</u>

Dans cette revue bibliographique sont présentées successivement les approches en modélisation au niveau du bassin versant, puis de l'exploitation et enfin les pratiques mettant en œuvre des scénarios. Pour chacun de ces trois thèmes, le point de départ est une présentation générale des approches, pour ensuite restreindre le cadre d'analyse aux méthodes les plus adaptées à la problématique de cette thèse. Ainsi, les atouts et verrous identifiés conduisent à la formulation des enjeux et des objectifs spécifiques à ce travail et viennent en appui aux choix méthodologiques effectués.

I.2.1. la modélisation des flux d'azote au niveau du bassin versant

I.2.1.1. Des modélisations diverses au niveau des bassins versants

Sur la base de typologies proposées par Ambroise (1998) et Durand *et al.* (2002), les différentes classifications des modèles de flux d'azote d'origine agricole vers les masses d'eau sont présentées, afin de délimiter les approches d'intérêt pour ce travail.

Une classification épistémologique oppose les modèles empiriques et les modèles mécanistes. Les modèles empiriques, aussi appelés les modèle boîtes-noires, visent à décrire les relations entre les variables d'entrées et les variables de sorties, sans décrire les processus qui en sont responsables. Les modèles mécanistes, à l'opposé, s'attachent à décrire physiquement les processus qui régissent l'évolution du système étudié. Les modèles conceptuels constituent une classe intermédiaire dans laquelle on trouve, suivant le mode de construction, les modèles conceptuels à base empirique et les modèles conceptuels à base physique. Les modèles conceptuels reposent sur des descriptions schématiques de certains mécanismes ou processus, dans un souci de simplification.

D'un point de vue mathématique, on différencie les modèles déterministes, classe à laquelle appartiennent souvent par construction les modèles mécanistes, pour lesquels un jeu de données d'entrée donnera un et un seul jeu de résultats, et les modèles stochastiques pour lesquels entrées et/ou sorties sont des variables aléatoires.

Une classification topologique conduit à la distinction entre (i) les modèles globaux, sans découpage de l'espace, (ii) les modèles semi-distribués, dont l'espace est découpé en unités homogènes en terme de caractéristiques physiques (types de sol, type d'occupation du sol...), de caractéristiques structurelles (réseau de drainage, pente..) ou de caractéristiques de fonctionnement (concept de similarité hydrologique) et (iii) les modèles distribués, qui intègrent la variabilité spatiale sous forme de maillage (quadrillage régulier ou discrétisation spatiale irrégulière).

Concernant la discrétisation du temps, les modèles statiques ne proposent pas d'évolution temporelle, alors que les modèles dynamiques peuvent être continus, évènementiels, (avec un échéancier) ou mixtes. La discrétisation du temps des modèles dynamiques est variable, depuis les pas de temps infra-journaliers jusqu'aux pas de temps pluriannuel.

A noter que le système biotechnique, incluant les activités agricoles et les processus liés à la croissance des cultures, peut être considéré très diversement. On trouve d'un côté les approches qui considère uniquement les entrées d'azote sur une territoire comme indicateur d'une pression polluante potentielle (e.g. SPARROW, Smith *et al.*, 1997), sans modéliser directement les exportations des cultures. A l'opposé, certains modèles proposent une modélisation mécaniste des effets des activités agricoles sur les cultures, simulant ainsi l'absorption par les cultures, leur croissance, l'élaboration de leur rendement, les variations de stock d'azote dans le sol et les flux d'azote vers l'environnement.

Les types de modèles n'étant pas exclusifs et les limites entre classes parfois floues, il n'est pas rare de trouver des modèles mixtes ou hybrides. Pour étudier l'effet d'évolution d'activités agricoles sur les émissions d'azote vers les masses d'eau, on s'intéressera prioritairement aux modèles avec des descriptions spatio-temporelles fines : les modèles dynamiques continus et semi-distribués ou distribués. De plus, afin d'évaluer l'effet des ces évolutions sur l'ensemble de la chaine de cause à effet, c'est-à-dire depuis les pratiques agricoles jusqu'aux impacts, on retiendra les modèles intégrant la description des mécanismes : les modèles physiques ou conceptuels à base physique.

I.2.1.2. La modélisation agro-hydrologique spatialisée

Les synthèses détaillant les modèles dédiés à la modélisation dynamique des flux d'azote au niveau du bassin versant sont nombreuses (Payraudeau, 2002, Borah and Bera, 2003, Breuer et al. 2008, Schoumans et al., 2009, Yang and Wang, 2010, Dupas et al., 2011, Shepherd et al., 2011). Chacune a un objectif spécifique et des clés d'entrée différentes pour classer les modèles. Faire une présentation exhaustive des modèles existants n'est pas l'objectif de l'analyse suivante, celle-ci se limitant aux principaux modèles spatialisés (distribué ou semidistribué), dynamiques, et pour lesquels la prise en compte des activités agricoles est explicite. Ces activités agricoles peuvent être représentées à travers une partie de ses éléments de gestion, les cultures par exemple, ou revêtir une dimension moins sectorielle à travers un ensemble des éléments de gestion. Les principaux éléments de gestion sont les cultures, les bâtiments d'élevage, les animaux et les bâtiments de stockages. L'étude des interactions entre ces éléments de gestion traduit alors la volonté d'intégrer dans la modélisation le fonctionnement des exploitations. Pour souligner les différences entre les approches, on distinguera parmi ces modèles spatialisés ceux (i) sans module biotechnique ni module de fonctionnement des exploitations agricoles, (ii) avec module biotechnique mais sans module de fonctionnement de l'exploitation agricole et finalement (iii) avec module biotechnique et module de fonctionnement de l'exploitation agricole.

Les modèles spatialisés sans module biotechnique ni module de fonctionnement de l'exploitation agricole

Les modèles spatialisés n'intégrant pas de module biotechnique ou de module exploitation sont souvent des modèles conceptuels semi-empiriques ou à base physique, avec en entrée des surplus azotés au niveau du sol ou des fuites sous-racinaires comme sources d'azote d'origine agricole. La croissance des cultures n'est pas simulée et la quantité disponible pour la lixiviation est directement une entrée du modèle. Dans cette catégorie, on peut citer par exemple les modèles Polflow (de Wit and Bendoricchio, 2001) ou GREEN (Grizzetti, 2006) qui fonctionnent pour la plupart à des pas de temps annuels. Le modèle SENEQUE-RIVERSTRAHLER (Ruelland *et al.*, 2007) couple un système d'information géographique avec le modèle RIVERSTRAHLER (Billen *et al.*, 1994) qui décrit dynamiquement et quotidiennement le fonctionnement biogéochimique des bassins versants de taille supérieure à 100 km². L'activité agricole est renseignée sous forme de proportions d'occupations des sols par les cultures principales de chaque bassin élémentaire, correspondant à la résolution spatiale la plus fine. Les flux d'azote vers les eaux, par ruissellement ou lixiviation, sont issus d'un prétraitement correspondant au calcul des surplus et directement renseignés comme entrées du modèle. Le caractère semi-distribué du modèle ne permet pas de simuler les transferts d'eau et d'azote latéraux.

Plutôt qu'explicitement modéliser les mécanismes conduisant aux risques de pollutions azotées, ces modèles s'attachent à modéliser au niveau de grands bassins les impacts de ces pollutions, privilégiant par exemple des descriptions fines des processus dans les cours d'eau.

Les modèles spatialisés avec module biotechnique mais sans module de fonctionnement de l'exploitation agricole

SWAT (Soil and water Assessment Tool) (Arnold *et al.*, 1998) est le modèle le plus utilisé pour simuler les effets de pratiques agricoles sur les émissions azotées vers les masses d'eaux. SWAT fonctionne à un pas de temps journalier et avec une discrétisation spatiale des processus basée sur des unités homogènes de réponse. Le caractère semi-distribué ne permet pas de simuler les écoulements latéraux entre ces unités homogènes de réponse dont la contribution est routée directement vers les tronçons de la rivière. Le module de cultures est basé sur le modèle EPIC (Williams *et al.*, 1984). Les entrées d'azote d'origine agricole sont renseignées *a priori* par la description des pratiques (culture semée, type de fertilisation et quantité et date de chaque opération technique). AGNPS (AGricultural Nonpoint Source Pollution Model) (Young *et al.*, 1989) est également l'un des modèles majeurs dédiés à la simulation de l'effet des pratiques agricoles sur le cycle de l'azote dans les bassins versants. Il se distingue de SWAT par une plus grande part conceptuelle et par une résolution spatio-temporelle plus fine. Le pas de temps est journalier ou évènementiel et le modèle est distribué et maillé avec la possibilité d'avoir des tailles de mailles variables. Les entrées d'azote d'origine agricole sont renseignées *a priori* sur chaque parcelle à partir

d'informations venant de statistiques nationales ou d'enquêtes selon la superficie du bassin étudié. INCA (Integrated Nitrogen in CAtchments) (Whitehead *et al.*, 1998a), a été développé pour évaluer les sources multiples d'azotes et leur distribution spatiales dans les bassins. Le pas de temps est journalier et le modèle est semi-distribué. Les écoulements des sousbassins sont déterminés par des temps de transferts, paramètres d'entrées du modèle. Son inconvénient majeur pour modéliser les systèmes biotechniques est la limite fixée à 6 classes d'occupation du sol par sous-bassin.

Le modèle couplé DAISY-MIKE-SHE (Hansen *et al.*, 1991 ; Abrahamsen and Hansen, 2000) permet de simuler l'effet de la gestion des cultures sur les flux d'eau et d'azote d'un bassin versant. Le pas de temps est journalier et la représentation de l'espace est maillée. Les entrées d'azote d'origine agricole sont entrées *a priori* à partir d'enquêtes, de bases de données régionales ou nationales (Hansen *et al.*, 2009). Le modèle couplé SHETRAN-NITS (Birkinshaw and Ewen, 2000) est un modèle distribué qui permet de simuler les transferts et transformations de l'azote à une résolution très fine, avec notamment des pas de temps pouvant être inférieurs à l'heure. Ce modèle intègre les interactions spatiales et les flux d'eau et d'azote latéraux. Les entrées d'azote d'origine agricole sont renseignées à partir d'enquêtes rendues possibles par la petite taille (<1 km²) du bassin étudié (Ewen, 2000). Ses inconvénients majeurs sont le nombre important de paramètres à renseigner et une application limitée à de petites échelles spatiales.

Le modèle TNT2 (Topography-based Nitrogen Transfer and Transformations) (Beaujouan *et al.*, 2001) est un modèle agro-hydrologique conceptuel à base physique, reposant sur le couplage d'un modèle hydrologique inspiré de TOPMODEL (Beven, 1997) et du modèle agronomique STICS (Brisson *et al.*, 1998). Le couplage permet des interactions entre les deux modules. Par exemple, le toit de nappe peut atteindre la surface du sol et ainsi affecter le développement de la culture. Le pas de temps est journalier et le modèle est distribué et maillé, avec une taille des côtés des mailles généralement inférieure à 100m. Les entrées agricoles sont renseignées *a priori* sur chaque parcelle, à partir d'informations venant de statistiques nationales et d'enquêtes. Le modèle de culture STICS a aussi été couplé aux modèles MODCOU-NEWSAM (Ledoux *et al.*, 2007) permettant ainsi de simuler l'effet d'évolution de pratiques agricoles sur les rendements et les émissions d'azote vers les masses d'eau. Le modèle est séquentiel, distribué (maillage de 8*8 km² pour l'application

présentant le modèle) avec un pas de temps journalier. Les pratiques agricoles sont renseignées à partir d'informations issues de bases de données régionales et d'enquêtes au sein d'unités agricoles homogènes. Les interactions entre les modules de culture et de nappe sont inexistantes.

Ces modèles se distinguent surtout par la distribution spatiale, semi-distribuée ou maillée, et par la présence ou non d'interactions entres les modules biotechniques et hydrologiques.

Les modèles spatialisés avec module biotechnique et module de fonctionnement de l'exploitation agricole

Le modèle LANAS (Landscape Analysis of Nitrogen and Abatement Strategies) (Theobald et al., 2004), est une tentative de couplage de 5 modules adaptés de modèles existants : SUNDIAL (SimUlation of Nitrogen Dynamics In Arable Land) (Smith et al., 1996), NGauge (nitrogen flows in grassland field systems) (Scholefield et al., 1991, Brown et al., 2005), LADD (Local Atmospheric Dispersion and Deposition model) (Hill, 1998), INCA (Integrated Nitrogen CAtchment model) (Whitehead et al., 1998a) et FYNE (FarmYard Nitrogen Emissions). Ce couplage devait permettre de simuler les émissions d'ammoniac, d'oxyde nitreux et de nitrate. Même si certains des modules ont un pas de temps journalier, LANAS tourne à un pas de temps mensuel, correspondant au pas de temps intégrateur. Le modèle est distribué avec un maillage de 25*25 m pour l'application présentant le modèle. Les entrées agricoles sont renseignées à partir de questionnaires et concernent le type et le nombre d'animaux, les bâtiments d'élevage, les pratiques de fertilisation (type, quantité et date des apports), ainsi que les rotations des cultures principales sur les parcelles. Ces pratiques agricoles constituent une entrée a priori du modèle. Dans sa version actuelle, les modèles « parcelles » ne sont pas couplés (SUNDIAL et NGauge), LANAS tourne donc séquentiellement, uniquement pour les émissions gazeuses. Ce couplage vise bien à simuler les flux entre les différentes entités de gestion d'une exploitation, en intégrant les dimensions spatiales de l'exploitation et du bassin versant. Si les émissions vers l'air sont modélisées sur chaque parcelle, le couplage avec l'hydrologie n'a pu se faire, le module INCA étant un modèle semi-distribué.

Le modèle Nitroscape (Duretz *et al.*, 2011), en cours de développement, a pour ambition de simuler les flux d'azote sous toutes ses formes entre l'ensemble des composants du paysage.

Il est issu du couplage de 4 modules adaptés de modèles existants : un module hydrologique TNT (Topography-based Nitrogen Transfer) (Beaujouan *et al.*, 2002), un module exploitation FASSET (Farm ASSEssment Tool) (Berntsen *et al.*, 2003), un module écosystème CERES-EGC (Gabrielle *et al.*, 2006) et un module atmosphérique OPS-st (Operational Priority Substances) (van Jaarsveld and Bleeker 2001). La discrétisation spatiale est un maillage régulier, fixé à 25*25 m pour l'application présentant le modèle, et le pas de temps est journalier. Ce couplage permet d'intégrer finement les interactions entre les modules. Les entrées agricoles sont pour l'instant renseignées *a priori* à partir de bases de données de pratiques mais l'intégration de FASSET laisse ouverte la possibilité de simuler explicitement le fonctionnement des exploitations. Un module de planification permet de simuler les décisions conduisant aux pratiques de l'année à venir, décisions basées sur une optimisation de critères économiques. Le développement du modèle venant d'arriver à son terme, aucune application du modèle sur bassin versant réel n'a été publiée.

Ces deux projets traduisent la tendance des modèles à aller vers une intégration plus poussée de processus, de niveaux d'organisation spatiale et d'entités de gestion.

I.2.1.3. Le fonctionnement de l'exploitation : un niveau d'organisation émergent dans la modélisation du bassin versant.

Les modèles bassin versant susceptibles de répondre aux questions d'intégration soulevées par la problématique générale de ce travail de thèse ont été passés en revue. Les modèles semi-distribués ne sont pas adaptés pour intégrer à la fois les dimensions spatiales du bassin versant et de l'exploitation.

Concernant la modélisation des systèmes de cultures, la plupart des modèles possèdent un module de cultures, issu de développements propres ou de couplages. Ces modules de cultures fonctionnent soit indépendamment des autres modules, proposant ainsi une modélisation séquentielle, soit en interaction avec les autres modules. Les informations requises pour renseigner les modèles sont entrées *a priori* à partir de bases de données sur les pratiques. Ces techniques de renseignement *a priori* des pratiques agricoles en général et des doses d'apports azotés en particulier présentent des inconvénients (i) si les bases de données ne sont pas exhaustives sur le territoire et la période couverte, nécessitant une part

de reconstitution des pratiques (ce qui est très souvent le cas) et (ii) si des changements de pratiques sont testés. Dans ces deux cas, le renseignement indépendant à la parcelle, sans prendre en compte le fonctionnement des exploitations offre peu de garantie sur la cohérence des systèmes d'exploitation. Enfin, on note la tendance à l'intégration du fonctionnement des exploitations dans les modèles à travers les deux projets LANAS et NITROSCAPE. Cependant, leur développement récent voire incomplet ne permette pas de conclure quant à la compatibilité entre ces projets et la problématique du travail de thèse.

I.2.2. Les modèles d'exploitation et les processus décisionnels

I.2.2.1. Les principaux types de modèles d'exploitation

La plupart des classifications des modèles bassin versant dédiés aux simulations des flux d'azote d'origine agricole vers les masses d'eau sont transposables aux modèles d'exploitations : empirique vs mécaniste, statique vs dynamique, déterministe vs stochastique. Cependant d'autres clés de classification méritent d'être évoquées (Pacaud and Cournut, 2007), selon que l'enjeu de modélisation soit économique, technique, social, politique ou environnemental). Une première distinction évidente s'opère entre les systèmes d'exploitation ayant uniquement une production végétale et ceux de polyculture-élevage, parmi lesquels une diversité supplémentaire intervient selon la catégorie d'animaux considérés. Seuls les modèles considérant un système d'élevage sont présentés.

Un des éléments discriminant les types de modèle est la place de l'agriculteur au sein de la représentation du système d'exploitation. Trois cas se dégagent : (i) l'agriculteur n'est pas représenté, (ii) il est l'une des composantes de la représentation du système d'exploitation ou (iii), il tient la place d'organisateur du système d'exploitation. Quand l'éleveur est l'une des composantes du système d'exploitation, il est complété par d'autres composantes en nombres et types variables. Par exemple, l'approche de Landais (1992) complète la composante « éleveur » avec les composantes « troupeau » et « territoire » alors que Martel (2006) le complète avec les composantes « animaux » et « bâtiment. ». Les composantes « territoire » ou « bâtiment » peuvent aussi renvoyer à une composante « ressource » (Balent et Gibon, 1987). Une quatrième composante « produit » peut aussi être ajoutée (Landais et Bonnemaire, 1996). Lorsque l'éleveur est l'organisateur du système

d'exploitation, on distingue une composante de gestion, siège des décisions, et une composante biotechnique. Dans ce cas, le système décisionnel et le système biotechnique sont différenciés. Les décisions sont exprimées par des pratiques et peuvent être modulées en fonction des rétroactions du système biotechnique sur le système décisionnel.

A l'instar des modèles bassin versant, certaines limites entres les différents types peuvent être floues, et les combinaisons d'approches sont courantes. Toujours dans la perspective d'étudier les effets d'évolutions agricoles visant à réduire les flux d'azote vers les eaux et pour garantir une compatibilité avec les modèles bassin versant précédemment présentés, l'étude des modèles existants est restreinte aux modèles dynamiques incluant une dimension environnementale et ayant une représentation du système décisionnel en interaction avec un système biotechnique. Ces différents modèles, incluant un module de cultures, sont présentés après un rapide focus sur la modélisation des décisions.

I.2.2.2. La modélisation des processus décisionnels

Les décisions modélisées sont traduites par un ensemble de pratiques agricoles en vue d'atteindre un objectif précis. Cet objectif, simple ou multiple, peut concerner une dimension uniquement économique : maximiser des productions, des profits, une marge brute et/ou minimiser les coûts. Il peut aussi s'attacher à optimiser une organisation du travail ou minimiser les risques d'émission vers l'environnement. Enfin, il peut s'attaquer à plusieurs dimensions : maximiser les productions tout en minimisant les risques de pollutions (Keating *et al.*, 2003).

Les objectifs à atteindre déterminent les entités de gestion à considérer lors de la modélisation de la décision. Ces entités de gestion peuvent être directement conduites par les agriculteurs : des parcelles, des lots de parcelles, des animaux ou des lots d'animaux, certaines performances zootechniques des animaux, des capacités de stockage d'aliments ou d'effluents. Il est aussi possible de définir des entités de gestion utilisées par les agriculteurs même si elles ne sont pas tangibles. C'est le cas du concept de la « banque d'herbe disponible » (Chardon, 2008), qui correspond aux parcelles qui peuvent entrer dans

la rotation d'animaux au pâturage si le besoin apparaît. Une saison ou une période peut aussi être considérée comme une entité de gestion.

La prise en compte du spatial dans la modélisation de la décision, quel que soit l'objectif et la diversité des éléments de gestion considérés, reste le plus souvent limitée aux informations relatives à la surface totale du parcellaire ou à la surface de chacune des parcelles. Les autres déterminants spatiaux affectant la décision seront précisés dans la partie suivante.

La dynamique de la modélisation de la décision dépend non seulement de la discrétisation temporelle choisie pour représenter les processus (continu, événementiel) mais aussi du choix de l'échelle de temps de la réalisation de la décision. En effet, parmi différents types de décisions et les horizons temporels correspondants, on peut distinguer :

 les décisions stratégiques qui renvoient à une planification annuelle ou pluriannuelle ; elles vont structurer tout ou la majeure partie des éléments de gestion et ainsi s'appliquer à un ensemble de pratiques. On peut citer comme exemple la génération de l'assolement d'une année donnée pour satisfaire un objectif de production.

 les décisions tactiques qui modulent en cours d'année une planification annuelle ; prises à l'échelle infra-annuelle, elles permettent d'ajuster la planification annuelle sous la forme, par exemple, d'un changement de parcelle d'animaux ou des modifications de complémentation de la ration alimentaire.

- Enfin, les décisions opérationnelles qui définissent la possibilité de la réalisation d'une pratique ; elles vont directement conditionner le déclenchement ou l'interdiction d'une pratique, sur une fenêtre temporelle courte. Une opération de semis ou de récolte peut ainsi être déclenchée, reportée ou annulée en fonction de conditions climatiques (Salmon-Monviola *et al.*, 2011).

Selon le mode de représentation choisi de modélisation de la décision, des interactions avec les modules biotechniques peuvent intervenir et l'état du système biotechnique peut alors moduler la décision par rétroaction.

Parmi les principaux modes de formalisation de la décision se trouvent des représentations sous la forme de corpus de règles de décision ou reposant sur le concept de modèle d'action (Sebillotte et Soler, 1990). Le corpus de règles définit une possible succession de pratiques

soumises à conditions, et est utilisé surtout pour les décisions opérationnelles. Le modèle d'action s'appuie sur trois niveaux pour formaliser la décision : un objectif général, un programme prévisionnel et un corpus de règles. L'objectif général oriente l'ensemble des décisions, le programme prévisionnel établit la liste d'actions à entreprendre et le corpus de règles régit le déroulement des actions prévues.

I.2.2.3. Les modèles d'exploitation avec une composante environnementale

Les modèles retenus et embrassant l'ensemble des caractéristiques précitées, à savoir les modèles dynamiques incluant une dimension environnementale et ayant une représentation du système décisionnel en interaction avec un système biotechnique sont : DairyWise (Schils *et al.*, 2007), FASSET (Jacobsen *et al.* 1998), Global Activity Model for Evaluating the sustainability of Dairy Entreprises, GAMEDE (Vayssières, 2008), GRASPLAN / FARMWI\$E / APSIM (Donnelly *et al.*, 1997, Keating *et al.*, 2003, Moore, 2001, Moore *et al.*, 2009, 2011), Integrated Farm Systems Model, IFSM (Rotz *et al.*, 2011), MELODIE (Chardon, 2008; Rigolot, 2009) et Whole Farm Model, WFM (Wastney *et al.* 2002).

Seuls deux modèles proposent des simulations uniquement à l'échelle annuelle (Tab. I-1). Le choix de contraindre la liste de modèles à ceux possédant des modules cultures fait inévitablement ressortir des modèles dont les catégories d'animaux passent une partie de l'année au pâturage. Deux modèles, FASSET et MELODIE, proposent à la fois une prise en compte d'élevages hors-sol et d'élevages de ruminants. De plus, MELODIE et FASSET sont les deux modèles intégrant les trois horizons temporels de la décision. A noter que FASSET a la spécificité de considérer simultanément deux horizons temporels pour la décision stratégique : un plan est d'abord évalué à 3 ans, puis déroulé sur une première année, à la fin de laquelle un nouveau plan sur trois années est à nouveau évalué.

Modèle	Module décisionnel	Echelle temporelle	Catégorie d'animaux	Module culture (cultures simulées)	Déterminants spatiaux
DaryWise	Tactique	une année	Bovin-lait	Spécifique (Prairie et maïs)	surface par parcelle
FASSET	Stratégique	plusieurs années	Bovin-lait Bovin-viande porc	Spécifique (Prairie et cultures)	surface par parcelle
GAMEDE	Stratégique Tactique Opérationnel	plusieurs années	Bovin-lait	le MCP, MOSICAS, SEPATOU, GRAZEIN (prairie et canne à sucre)	surface par parcelle
GRAZPLAN / APSIM/ FARMWI\$E	Stratégique Tactique Opérationnel	Plusieurs années	Bovin-lait Bovin-viande ovins	GRASGRO (prairie) and APSIM (culture, prairie, bois)	surface par parcelle
IFSM	Opérationnel	plusieurs années	Bovin-lait Bovin-viande	CERES + Spécifique (Prairie et cultures)	surface par parcelle (distance au siège des parcelles)
MELODIE	Stratégique Tactique Opérationnel	plusieurs années	Bovin-lait Porc	STICS (Prairie et culture)	surface par parcelle accessibilité pour les vaches laitières accessibilité pour les génisses priorité à l'épandage potentiel agronomique
WFM	Stratégique	une année	Bovin-lait	Modèle McCall + Spécifique (Prairie et maïs)	surface par parcelle, accessibilité au troupeau

Tab. I-1. Modèles d'exploitation d'élevage intégrant un module décisionnel

Les modules de cultures (ou module parcelle ou module sol selon les terminologies des modèles) ont été développés avec le module décisionnel ou ont été couplés à partir de modules existants. GAMEDE emprunte ainsi à plusieurs modules de cultures quand MELODIE propose un choix, entre STICS et APSIM, même si le couplage avec ce dernier n'est pas encore totalement opérationnel. Les couplages offrent souvent la possibilité de simuler une plus grande gamme de cultures alors que pour certains modèles seules les prairies pâturées et éventuellement le mais ensilage peuvent être simulées.

D'un point de vue spatial, il faut distinguer ce qui est une entrée spatiale du modèle de ce qui va directement influencer la modélisation de la décision. Dans cette deuxième catégorie, la surface totale disponible et la surface par parcelle sont les contraintes les plus souvent prises en compte dans la décision gouvernant l'allocation des cultures. Les autres caractéristiques spatiales intervenant dans la modélisation de la décision sont le découpage éventuel de parcelle, la gestion de paddocks ou l'estimation de rendements potentiels en fonction des potentiels agronomiques des sols.

La distance au siège est une entrée du modèle IFSM mais n'intervient que pour un calcul de consommation d'énergie et non dans la décision. La taille de la parcelle va par contre intervenir pour contrôler la cohérence entre le choix de machine et le temps de travail prévu pour une opération. Dans WFM, l'accessibilité aux parcelles en herbe pendant les périodes de faible production peut être limitée (Neal *et al.*, 2005). Dans GAMEDE, la notion de faisabilité d'une pratique intervient, en fonction des disponibilités de ressources en main d'œuvre et matériel. La distance d'une parcelle au siège de l'exploitation pourrait alors contraindre certaines décisions. Enfin, un des modules de MELODIE permettant de modéliser les décisions stratégiques intègre pour chaque parcelle des informations sur l'accessibilité pour des vaches laitières ou pour le reste du troupeau, ainsi que des priorités à l'épandage. Ces priorités peuvent être directement conditionnées par la distance des parcelles au siège de l'exploitation. MELODIE considère également des potentiels agronomiques par parcelle comme contrainte à la décision. Ces informations de potentiels agronomiques renvoient à une information spatiale dépendante de la répartition des types de sols sur les terres d'une exploitation.

I.2.2.4. Conclusion : les modèles d'exploitation candidats pour une intégration dans un modèle bassin versant

Les modèles offrant la possibilité de simuler les processus décisionnels à plusieurs horizons temporels, avec différentes catégories d'animaux et de cultures présentent un avantage certain. Même si l'accent dans ce travail de thèse est mis sur les décisions stratégiques gouvernant les allocations spatiales des pratiques agricoles, intégrer les horizons infraannuels des processus décisionnels peut ouvrir des perspectives intéressantes. L'intégration des caractéristiques spatiales d'une exploitation dans la modélisation de la décision dépend fortement du poids donné aux objectifs guidant la stratégie modélisée. La contrainte spatiale minimum utilisée dans les processus décisionnels est la surface soit de l'ensemble du parcellaire soit de chaque parcelle. Compte tenu de ses caractéristiques, MELODIE fait indéniablement figure de favori pour aborder la problématique de la thèse.

I.2.3. Les scénarios

Intégrer des modèles dynamiques afin de proposer des simulations d'évolutions passées et/ou futures peut s'appuyer sur l'utilisation de scénarios. Une typologie de scénarios utilisés dans les sciences de l'environnement, et plus particulièrement ceux mettant en œuvre des évolutions agricoles et paysagères, est proposée afin de définir et situer les scénarios qui seront utilisés dans ce travail de thèse.

I.2.3.1. Typologie des scénarios

Même si Van Notten *et al.* (2003) précisent qu'il est probable qu'« il n'y a pas de définition ou approche des scénarios correcte », Parson (2008) stipule qu'un scénario est « une description de conditions futures potentielles, développée pour éclairer la prise de décision sous incertitude ». Cette restriction à un horizon temporel n'incluant que l'avenir n'est pas unanimement partagée, certains utilisant aussi la notion de scénarios pour établir des diagnostics de situations passées (Cugier *et al.*, 2005; Servais *et al.*, 2007). Dans le développement et le test de scénarios, les modèles sont alors utilisés davantage comme outils opérationnels que comme outils heuristiques (Durand *et al.*, 2002).

En sciences de l'environnement, de nombreuses typologies des scénarios ont été proposées (Wilkinson et Eidinow, 2008). En adaptant légèrement la typologie proposée par Borjeson *et al.* (2006), la première distinction entre les scénarios repose sur l'objet du scénario (Fig. I-4) :

 le scénario centré sur les acteurs : le principal objectif est la construction et le développement du scénario afin d'atteindre un consensus et de partager entre les acteurs une terminologie commune et une compréhension commune des défis ;

- le scénario centré sur le problème : non seulement le contenu du scénario mais aussi et surtout les résultats associés sont les principaux objectifs de la construction des scénarios.

Les scénarios centrés autour des acteurs sont obtenus par des jeux de rôle, discussion et/ou construction conjointe entre les différentes parties prenantes autour d'un enjeu (gestionnaires locaux, agriculteurs, décideurs, experts...). Ils peuvent soit rester à l'état de

scénario purement narratif soit dériver sur des scénarios centrés autour d'un problème, dont l'effet est souvent quantifié par modélisation (Therond *et al.*, 2009).

Parmi les scénarios centrés autour d'un problème, les échelles de temps considérées incluent le passé avec des scénarios explicatifs, ou le futur avec des scénarios prédictifs, exploratoires et normatifs. Si les scénarios normatifs cherchent à répondre à des questions du type « Comment faire pour ? », les scénarios prédictifs et exploratoires cherchent à répondre à des questions du type « Qu'est-ce qu'il se passe si ? ». L'approche par scénario prédictif consiste à concevoir des scénarios qui sont les plus susceptibles de se produire ; un indice de confiance est associé au scénario et représente une déviance possible par rapport au scénario prédit. Des exemples de scénarios prédictifs sont les scénarios météorologiques locaux et à court-terme. Les scénarios exploratoires, aussi appelés scénarios prospectifs, ne se restreignent pas aux conditions attendues les plus probables. Leur objectif est plutôt d'explorer le champ des possibles afin de mieux raisonner les actions à entreprendre. La mise en évidence des effets de variables contrôlables ou incontrôlables, et de leurs interactions constitue l'enjeu principal de ces scénarios exploratoires.

Les scénarios peuvent également être divisés selon les facteurs d'évolutions : anthropiques (scénarios internes) ou non-anthropiques (scénarios externes). Dans une perspective de tests d'évolution des activités agricoles, d'évolution paysagère ou d'implémentation de mesures agroenvironnementales par modélisation, on se place naturellement dans le type de scénarios internes avec de légers changements de pratiques (scénarios préservant) ou de transformations plus profondes des systèmes avec des changements stratégiques (scénarios transformant).



Fig. I-4. Typologie des scénarios en sciences de l'environnement

I.2.3.2. Les scénarios d'atténuation des risques de pollutions azotées

Pour évaluer l'effet d'un scénario d'évolutions, agricoles ou paysagers, l'utilisation d'un scénario de référence est courante afin de fixer un point de comparaison par rapport à des scénarios d'évolutions de pratiques. Ces scénarios de références consistent à extrapoler soit des évolutions (scénarios tendanciels) soit des pratiques en cours (scénarios de pratiques constantes) (Arheimer *et al.*, 2005; Yang *et al.*, 2007). Vache *et al.* (2002) ont par exemple testé des scénarios tendanciels concernant les pratiques de travail du sol simplifié, l'utilisation des bonnes pratiques agricoles et l'augmentation de la taille des exploitations et de leurs productions. Vache *et al.* (2002) abordent donc le scénario tendanciel comme une modification d'un ensemble de pratiques. Au contraire, Chaplot *et al.* (2004) estiment qu'un scénario tendanciel doit être traité à travers la déclinaison d'une seule pratique dont une évolution a été identifiée dans un passé récent. Les scénarios tendanciels testés dans leur étude consistent alors en différentes quantités d'engrais apportées, variant entre -60 et +40% par rapport aux apports observés. Considérer une variation des doses d'engrais apportées comme un scénario tendanciel est singulier. En effet, la plupart des études considèrent ce type de scénario comme exploratoire ou normatif, et donc distinct du

scénario de référence. Dans un autre ordre d'idée, l'urbanisation des territoires aux dépens des terres agricoles est également un type de scénario tendanciel testé.

Les scénarios exploratoires et internes d'évolution agricole et/ou paysagère peuvent être différenciés selon qu'ils visent à réduire les entrées d'azote réactif dans le système, à augmenter les sorties, à optimiser le recyclage interne ou à combiner ces différents objectifs. Morari *et al.* (2004) distinguent les scénarios réduisant le risque de pollutions de ceux qui réduisent leur impact, ce qui peut être illustré par la différenciation entre des scénarios de gestion des pratiques agricoles et des scénarios de gestion des zones tampons.

La modification agricole la plus testée dans la littérature concerne la mise en place de « bonnes pratiques agricoles » qui selon le contexte peut aller d'ajustements marginaux de doses d'engrais (Maringanti et al., 2009), inclure des systèmes piscicoles (Parajuli et al., 2009) jusqu'à induire des modifications complètes des systèmes de productions. Les plans d'expériences virtuels sont variables et peuvent consister à l'évaluation d'une mesure unique, de différents niveaux d'une même mesure ou d'une gamme de mesures dont l'implémentation est indépendante ou incrémentale. D'éventuels transferts de pollutions et/ou effets négatifs collatéraux des mesures testées dus aux interactions entre les activités agricoles sont rarement pris en compte, la dimension systémique des systèmes agricoles étant négligée. Les transferts de pollutions interviennent principalement entre les émissions vers l'air et vers l'eau : une réduction des émissions vers l'atmosphère peut être obtenue au prix d'un augmentation des émissions vers les masses d'eau (Brown et al., 2005) et inversement (Laws et al., 2007). Un autre exemple marquant est celui des tests de mesures de baisse de doses d'engrais entrainant des pertes de rendements. Ces pertes de rendements peuvent évidement remettre en cause l'équilibre d'une exploitation et de fait impacter les autres activités. Intégrer le système d'une exploitation permet d'évaluer les effets d'une éventuelle baisse de production sur son fonctionnement.

I.2.3.3. L'implémentation de scénarios dans les modèles

Un enjeu de taille dans la modélisation de scénarios réside dans le passage d'une problématique et d'un scénario énoncés vers un scénario quantifié, qui constituera une entrée du modèle. Même si le scénario revêt un caractère exploratoire, la cohérence du

scénario testé est primordiale. Jakeman *et al*. (2006) précisent que le niveau de compatibilité entre la question soulevée, les scénarios testés et les modèles utilisés conditionne fortement la pertinence accordée aux simulations réalisées.

La traduction d'un scénario, depuis le scénario centré sur les acteurs vers un scénario centré sur les résultats, est la première phase lors d'utilisation de modélisation pour tester des scénarios Les deux phases suivantes sont (i) la simulation des scénarios définis et la génération de résultats et d'indicateurs et (iii) l'analyse des résultats et leur customisation (van Ittersum et al., 2008). Chacune de ces trois phases, appelées pré-modélisation, modélisation et post-modélisation par Therond et al. (2009), peut être subdivisée à loisir selon le focus de l'étude. Par exemple, Rossing et al. (2007) traitent la multifonctionnalité de l'agriculture et subdivisent la phase de pré-modélisation en deux et distinguent une phase de définition de l'objectif d'une phase de définition des systèmes impliqués. Refsgaardt et al. (2007) étudient les incertitudes liées aux utilisations des modèles comme support à la décision et subdivisent la phase de modélisation en trois phases : une phase de construction du modèle, une phase de calibration et validation et une phase de simulation. Ces cadres génériques d'utilisation de modèles, mettant en jeu les modèles intégrés et l'analyse de scénarios, partagent le caractère itératif de l'exercice : si les réponses apportées par l'exercice ne sont pas satisfaisantes alors une nouvelle question est formulée et l'exercice reproduit (Liu *et al.,* 2008).

La modélisation de scénarios exploratoires a suscité un certain engouement (eg. (van Delden *et al.*, 2007)), mais les récentes publications insistent sur les points critiques. Parmi ceux-ci, se dégagent : un déséquilibre entre le temps de développement et le temps d'utilisation des modèles (McIntosh *et al.*, 2007), un déséquilibre entre les considérations environnementales, économiques et sociales (Jakeman and Letcher, 2003), une mauvaise appréciation des effets de transferts de pollutions (Cuttle *et al.*, 2007; Collins and McGonigle, 2008) ou une traduction imprécise d'une question posée à la recherche en scénarios effectivement modélisés (Therond *et al.*, 2009). Ces mises en évidence de points critiques ont fait émerger de nombreux travaux sur la formalisation des « bonnes pratiques d'utilisation de la modélisation comme outil d'appui à la gestion» ou des « facteurs déterminants de succès » de tels exercices (Jakeman *et al.*, 2006; McIntosh *et al.*, 2008; Parson, 2008). Parmi les déterminants de la réussite de l'exercice, un consensus semble se

dessiner autour de i) la nécessité de transparence (Ewert *et al.*, 2009), ii) l'explicitation des incertitudes (Refsgaard *et al.*, 2007), iii) l'implication du public visé (gestionnaires, décideurs, agriculteurs) depuis la formulation de l'objectif de départ jusqu'à l'appropriation des résultats (Gascuel-Odoux *et al.*, 2009b; Merot *et al.*, 2009), iv) la plus-value apportée par une interface graphique pour l'utilisation du modèle (McIntosh *et al.*, 2008; Sterk *et al.*, 2009) et v) l'intérêt de la pluridisciplinarité (Wei *et al.*, 2009).

Concernant la phase de traduction d'un scénario narratif en un scénario quantifié, Parson (2008) souligne l'importance d'avoir un minimum d'ambiguïté entre décideurs et modélisateurs. Dans le cadre d'évaluation d'évolution de système, l'étape de traduction du scénario en fichiers d'entrée, directement lus par le modèle, est donc cruciale. Therond *et al.* (2009) décrivent une procédure pour traiter cette étape, dans le cadre du projet SEAMLESS (Van Ittersum *et al.*, 2008). Ils insistent notamment sur l'importance des discussions entre les gestionnaires et les modélisateurs pendant la phase narrative des scénarios. Lors de cette phase, la présence des modélisateurs est conseillée pour anticiper les paramètres à modifier et ainsi prévenir toute implémentation incorrecte des scénarios proposés.

I.2.4. Modéliser des scénarios d'évolution : bilan

Cette revue de la diversité des approches de modélisation du cycle de l'azote et des scénarios exploratoires a permis de délimiter les limites des systèmes à considérer et de caractériser les atouts et contraintes des approches existantes.

Au niveau du bassin versant, deux systèmes principaux sont en interaction : le système biophysique et le système biotechnique. Le système biophysique englobe les interactions entre les végétaux, cultivés ou non, et les propriétés physiques du milieu (propriétés et répartition spatiale des propriétés des sols, des sous-sols, des aquifères, du climat). Le système biotechnique est définit par les pratiques agricoles, représentées par des rotations et itinéraires techniques sur chacune des parcelles d'un territoire, et leurs interactions avec les cultures. Un système d'exploitation est défini comme une intégration d'un système décisionnel et un système biotechnique, destinée à satisfaire un objectif. Le fonctionnement d'une exploitation est donc guidé par les interactions entre les décisions et les éléments de

gestions (cultures, bâtiments, animaux...). Les pratiques agricoles à la parcelle, et plus particulièrement l'allocation spatiale des cultures et des itinéraires techniques, sont ainsi représentées comme la traduction d'une stratégie.

Le caractère central de l'échelle spatiale est commun à l'étude de ces systèmes. Il a été démontré l'importance de la mise en relation de la dimension spatiale à laquelle sont visibles les effets de pollutions diffuses (bassin versant) et de la dimension spatiale à laquelle vont s'organiser les pratiques agricoles (exploitation). Au-delà du fait de les considérer comme deux dimensions spatiales, ce sont également deux niveaux de gestion : mise en place d'actions territoriales au niveau du bassin versant et stratégie de conduite au niveau de l'exploitation.

Dans un contexte d'évaluation de scénarios exploratoires agricoles et/ou paysagers, les approches de modélisation se sont jusqu'à maintenant surtout attachées à étudier soit :

- les interactions spatiales entre système biophysique et biotechnique au niveau du bassin versant ;

- les interactions entre système décisionnel, biotechnique et biophysique au niveau de l'exploitation.

Dans les régions d'élevage, l'importance prise par les déterminants spatiaux dans le fonctionnement des exploitations a été largement mise en évidence, par exemple dans l'allocation de cultures fourragères pour satisfaire les besoins d'un troupeau de bovins ou dans la propension d'un parcellaire à recevoir les effluents produits sur une exploitation. Les contraintes spatiales, en complément d'autres contraintes structurelles (équipement), de contraintes règlementaires (période d'interdiction d'épandage) et de priorités associées à chaque triplet « parcelle-effluent-culture » structurent la traduction d'une décision en pratiques. Mais ces entités spatiales, leur diversité et l'importance de leur localisation restent peu prises en compte dans la représentation des processus décisionnels.

Finalement, les deux niveaux d'organisation, bassin versant et exploitation, ainsi que la prise en compte des déterminants spatiaux dans le processus décisionnels, n'ont que trop peu été intégrés dans une même approche. En termes de scénarios exploratoires testés, parmi les points de blocages relevés, on peut retenir (i) l'importance de pouvoir évaluer des

changements de systèmes plutôt que des changements de pratiques (scénarios préservant vs. transformant) et (ii) les nécessaires efforts pour améliorer la cohérence des scénarios testés et de leur traduction.

L'intégration des ces deux niveaux d'organisation peut aussi ouvrir des perspectives face à ces points de blocages. D'abord, des évolutions de système peuvent être modélisées en intégrant la modélisation du fonctionnement d'une exploitation. De plus, une garantie supplémentaire peut être apportée quant à la cohérence des scénarios testés car les pratiques ne sont pas raisonnées indépendamment du système d'exploitation. La prise en compte d'un ensemble d'exploitations, avec chacune des configurations de parcellaires et des contraintes structurelles propres, laisse aussi la possibilité d'envisager des solutions collectives. Par exemple, des scénarios sur des problématiques foncières et d'échanges de terre, pouvant se révéler nécessaires pour lever des freins à l'implantation d'une action ou pour favoriser le bon fonctionnement d'une exploitation, peuvent être évalués.

Afin de construire un outil intégrant les systèmes et niveaux d'organisation spatiale précités, le choix s'est porté sur le modèle TNT2 et sur les modules de MELODIE permettant de modéliser la traduction de décision stratégique en allocation de cultures et d'itinéraire technique d'un système d'exploitation (TOURNESOL-FUMIGENE). Un couplage entre TNT2 et l'ensemble MELODIE n'est pour l'instant pas envisageable car la modélisation des systèmes de bovins allaitants et du pâturage de lots multiples est en cours d'implémentation. De plus, il n'est pas possible dans la version actuelle de MELODIE de modifier une stratégie en cours de simulation. Par conséquent, les principales motivations du choix du modèle agrohydrologique TNT2 et du modèle de système d'exploitation TOURNESOL-FUMIGENE sont :

- pour le modèle TNT2 : la spatialisation distribuée permettant de simuler les systèmes biotechniques de chaque parcelle, les interactions possibles entre la nappe et le module de cultures, la possibilité d'intégrer les cultures, les prairies, les bois et les zones bâties.

 pour les modules TOURNESOL et FUMIGENE : la possibilité de prendre en compte plusieurs catégories d'animaux, les déterminants spatiaux intervenant dans la décision et l'allocation des cultures et itinéraires techniques.

Le couplage entre ces deux modèles intervient au niveau de la parcelle, commun aux deux modèles, et dont le module agronomique est partagé (STICS). Ce nouvel outil couplé, CASIMOD'N (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODel for Nitrogen) sera présenté dans le chapitre V.

I.3. Formulation des objectifs spécifiques du travail de thèse

Le contexte, la problématique générale et l'analyse bibliographique conduisent à la formulation des objectifs spécifiques de ces travaux de thèse.

Pour mémoire, l'objectif général est d'identifier les principaux effets des activités agricoles (pratiques et systèmes) sur le cycle de l'azote et de contribuer au développement de méthodes d'évaluation de ces systèmes agricoles, et de leurs évolutions, en intégrant les dimensions systémiques de l'exploitation et du bassin versant.

Le premier objectif spécifique est d'améliorer la modélisation des effets des pratiques agricoles sur les flux et transformations d'azote dans un bassin versant dominé par l'élevage bovin. Ces améliorations consistent à analyser l'importance de la répartition de propriétés des sols sur le cycle de l'azote et à explorer un scénario classique de changement de pratiques agricoles et son utilisation pour l'appui à la gestion.

Le deuxième objectif spécifique est de préparer la construction de scénarios d'évolutions des systèmes agricoles par approche de diagnostic multicritère. Les relations entre les dimensions technico-économiques et environnementales des modes de productions actuels pourront alors être mises en évidence. Cette analyse doit ainsi permettre d'identifier des voies de diminution de l'impact environnemental des systèmes agricoles, qui respectent des critères de viabilité économique et de faisabilité technique des exploitations.

Le troisième objectif spécifique est de développer un modèle intégrant le fonctionnement du système agricole et l'évaluation du cycle de l'azote dans un bassin versant, afin de tester les conséquences de scénarios d'évolution de systèmes agricoles sur ces flux d'azote. La modélisation des systèmes d'exploitation intègre alors les décisions stratégiques et les contraintes qui gouvernent les allocations spatiales des cultures et des itinéraires techniques. Les scénarios testés sont construits en collaboration avec des gestionnaires locaux et concernent un bassin versant côtier où l'objectif visé est une réduction forte des flux d'azote vers les masses d'eaux, afin de contrôler l'eutrophisation littorale.

Les questions auxquelles ce travail se propose de répondre peuvent être formulées de la manière suivante :

- quelle est la sensibilité des sorties d'un modèle agro-hydrologique à la répartition spatiale des propriétés des sols dans un bassin versant ?

 quelles sont les relations entre les caractéristiques technico-économiques des exploitations et les pratiques agricoles à risques induisant des pollutions azotées ? Est-il possible de réduire fortement ces pollutions en préservant la viabilité des exploitations?

- quelles sont les conséquences de l'intégration du système d'exploitation, à travers sa stratégie de conduite et sa configuration spatiale, sur la modélisation du cycle de l'azote dans un bassin versant ? Les scénarios d'évolution de systèmes agricoles construits grâce à ce modèle intégré sont-ils cohérents et quelles améliorations permettent-ils d'espérer?

Enfin, l'objectif opérationnel de ce travail est d'apporter des éléments de réponse aux acteurs locaux quant à des solutions envisageables, raisonnées en collaboration et susceptibles de réduire les impacts environnementaux liés aux pollutions azotées.

Afin de répondre aux objectifs spécifiques, les travaux se sont inscrits dans un cadre pratique, concrétisé par la participation à des projets. Dans la partie suivante sont présentés ce cadre ainsi que la démarche de recherche adoptée.

I.4. Cadre pratique de la thèse et démarche adoptée

Le cadre pratique du travail de thèse s'appuie sur de la participation à un projet de recherche national et le développement d'une stratégie de recherche propre.

I.4.1. Positionnement du travail de thèse : le programme ACASSYA

Le programme ACASSYA (ACcompagner l'évolution Agro-écologique deS SYstèmes d'élevAge dans les bassins versants côtiers), dans lequel s'inscrit directement le travail de thèse,

bénéficie d'un financement de l'Agence National de la Recherche (ANR-08-STRA-01). Dans ce projet sont abordés les systèmes d'élevage intensifs, la maîtrise du cycle de l'azote, les échelles intégrées et la qualité de l'eau afin de répondre à des questions telles que :

- combien, comment et où produire dans ces bassins versants côtiers pour limiter les flux de nitrates ?

- Quelle agro-écologie des paysages est-il possible d'y développer pour limiter les impacts environnementaux ?

Les trois enjeux majeurs sont donc : (i) une meilleure connaissance du cycle de l'azote dans les agro-écosystèmes terrestres liés à l'élevage, (ii) le développement d'outils de modélisation plus pertinents et plus intégrés pour la gestion agro-environnementale des systèmes d'élevage et (iii) l'élaboration de solutions socialement et écologiquement acceptables visant à atténuer les risques de pertes azotées vers le milieu. Ces trois enjeux structurent naturellement le projet ACASSYA en trois axes (Fig. I-5).

Les contributions du travail de thèse concernent particulièrement l'axe 2 du programme dédié à la modélisation agro-écologique des élevages d'un bassin versant, intégrant les contraintes des systèmes d'élevage et les structures du milieu et des paysages. Le travail de thèse a principalement participé à la formalisation et l'implémentation du modèle couplant explicitement le fonctionnement biophysique du bassin versant et le fonctionnement des exploitations agricoles. Ce développement s'est accompagné d'applications méthodologiques d'analyse de sensibilité des modèles. Enfin, il a contribué à l'élaboration et à l'évaluation de scénarios d'évolution de systèmes agricoles.

Le cas d'application, en étroit lien avec les acteurs locaux définissant le projet de territoire des bassins versants de la Lieue de Grève, a notamment permis d'éprouver le nouvel outil, non seulement sur des systèmes agricoles existants mais aussi sur des scénarios d'évolutions exploratoires, fruit du travail réalisé dans l'axe 3 du programme ACASSYA et dans le projet territorial des bassins versants de la Lieue de Grève.



Fig. I-5. Organisation du projet ACASSYA. (en pointillé: périmètre de la thèse)

I.4.2. Stratégie de recherche

Comme présenté ci-dessus, les questions reposent sur une intégration spatiale et fonctionnelle (l'exploitation agricole et le bassin versant) et une intégration systémique (biophysique, biotechnique et décisionnel). L'approche par modélisation vise à tester l'incidence de ces intégrations sur les évaluations des pratiques et systèmes agricoles actuels ou en évolution.



Fig. I-6. Démarche de la thèse (chapitres II à VI) : tests successifs des effets des systèmes biophysiques, biotechniques et décisionnels sur la dynamique de l'azote dans un bassin versant

La démarche n'a pas consisté directement en une intégration spatiale et systémique, mais les intégrations se sont faites séquentiellement (Fig. I-6), afin de caractériser successivement la sensibilité de la dynamique de l'azote dans un bassin versant à :

- des variations du système biophysique, puis biotechnique (première question) ;

- des caractéristiques technico-économiques des modes de productions (deuxième question) ;

- l'intégration des niveaux fonctionnels et spatiaux de l'exploitation et du système décisionnel (troisième question).

Même si le développement du modèle CASIMOD'N a rythmé le travail de thèse, l'intégration successive s'est faite aussi à travers la mobilisation d'approches complémentaires. Différentes méthodes de diagnostics, des données issues d'expérimentations, d'enquête, d'expertise ou de télédétection ont été mobilisées (Fig. I-7).

Les deux niveaux d'intégration et l'utilisation de tout ou partie de CASIMOD'N sont donc le fil conducteur de la démarche, qui structure l'organisation du manuscrit en 5 chapitres (Fig. I-7).

Organisation du manuscrit

Dans le chapitre suivant est présentée une analyse de la sensibilité du modèle TNT2 aux propriétés des sols et à leur distribution spatiale. Une adaptation des méthodes classiques d'analyse de sensibilité a ainsi été proposée pour tester l'influence de la distribution spatiale. Le troisième chapitre présente l'étude d'un changement de pratiques sur les flux d'azote au niveau du bassin versant. Ce chapitre détaille également le modèle bassin versant (TNT2) et initie une réflexion sur l'utilisation des sorties d'un modèle pour accompagner la gestion territoriale. L'analyse du système de production et de ses facteurs environnementaux, techniques et économiques fait l'objet du quatrième chapitre. Ce diagnostic multicritère met en perspective les différences entre prise en compte de pratiques ou de systèmes agricoles. Dans le cinquième chapitre, l'intégration dans le modèle bassin versant des systèmes agricoles est présentée : le développement et l'évaluation du modèle CASIMOD'N sont détaillés. L'aptitude du modèle à reproduire les systèmes existants est discutée. Cette discussion s'appuie sur une validation des résultats de simulations confrontés à des pratiques observées et à des pratiques reconstituées statistiquement. Dans le sixième chapitre, des scénarios prospectifs d'évolutions de systèmes visant à réduire les flux d'azote vers l'environnement sont testés. Ces scénarios, construits en collaboration avec les gestionnaires locaux, sont introduits sous la forme d'indicateurs. Les flux d'azote résultants de l'implémentation des mesures sont quantifiés. La rétroaction des deux systèmes biophysique et biotechnique sur le système décisionnel est introduite.

Enfin, dans le dernier chapitre, l'ensemble des méthodes mobilisées et des résultats obtenus sont synthétisés. En s'appuyant sur cette synthèse et sur les limites du travail de thèse, des perspectives opérationnelles et de recherche sont dressées.



Fig. I-7. Méthodes et outils mobilisés, horizons temporels et dimensions spatiales étudiées dans la thèse (la numérotation II à VI renvoie aux chapitres correspondants)

A RETENIR

Concilier performance technico-économique tout en limitant les risques de pollutions diffuses des masses d'eau est l'un des enjeux majeurs de l'élevage. Pour quantifier les flux d'azote au niveau d'un territoire, les modèles mathématiques sont des outils adaptés mais aucun ne couple explicitement le fonctionnement de l'exploitation et la dynamique de l'azote dans les bassins versants.

Face à ce constat, l'objectif général de la thèse est d'améliorer la connaissance sur les relations entre les activités agricoles (pratiques et systèmes) et les flux et transformations d'azote dans un bassin versant, par une approche de modélisation. La démarche s'appuie sur :

- l'amélioration de la connaissance et de l'utilisation de la modélisation agro-hydrologique,
par le développement de méthodes d'analyses de sensibilité spatiale et l'exploration
systématique de scénarios de changements de pratiques.

- la construction de scénarios d'évolutions des systèmes agricoles à partir de la mise en œuvre d'une approche de diagnostic multicritère ;

 - la construction d'un nouveau modèle intégrant deux niveaux d'organisation spatiale (l'exploitation et le bassin versant) et trois systèmes (biophysique, biotechnique et décisionnel);

- l'application de ce nouveau modèle aux scénarios d'évolutions des systèmes agricoles.

Chapitre II Sensitivity analysis of a spatially distributed agro-hydrological model (TNT2) to soil properties and their spatial distribution

Moreau P.^{1,2}, Viaud V.^{1,2}, Parnaudeau V.^{1,2}, Salmon-Monviola J.^{1,2}, Durand P.^{1,2}

¹ INRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
² Agrocampus Ouest, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

Ce chapitre sera soumis à Water Ressources Research.

Table des Matières : Chapitre II

II.1. Introduction	70
II.2. Material and methods	72
II.2.1. The TNT2 model	72
II.2.2. Sensitivity analysis methods	73
II.2.2.1 Non-spatial SA with spatially homogeneous soil input factors	73
II.2.2.2. Spatial sensitivity analysis	76
II.2.3. Implementation of sensitivity analyses	76
II.2.3.1. Study site	76
II.2.3.2. SA input factors	77
II.2.3.3. Model outputs	79
II.2.3.4. SA implementation	80
II.3. Results	81
II.3.1. Non-spatial SA	81
II.3.1.1. The Morris method	81
II.3.1.2. Fractional Factorial Design method	86
II.3.2. Spatial Sensitivity Analysis	87
II.4. Discussion and conclusion	91
II.4.1. Methodology	91
II.4.2. Sensitivity to soil properties	92
, p - p	

II.1. Introduction

Nitrate loss can lead to large inputs of N to the aquatic ecosystem that may have potential impacts on water quality and, indirectly air quality, due to additional N₂O emissions in wetlands from denitrification (Galloway *et al.*, 2003). In rural landscapes, farm activity is the main source of N in organic or mineral form. The pattern and magnitude of N transfers depend on farm management practices and their interactions with the inherent variation in soil type, climate, topography and hydrology. Therefore, evaluation and mitigation strategies must be developed at the landscape level (Cellier *et al.*, 2011). Direct measurement of N fluxes at this scale is time-consuming and expensive. Implementing spatially distributed agro-hydrological models for research and operational application on watersheds is an increasingly common practice. These models are often complex and include a broad array of processes related to farm practices, N biotransformations and surface and deep hydrology (Billen *et al.*, 2011).

This paper considers the TNT2 model (Beaujouan *et al.*, 2002), a dynamic, spatially distributed model that couples a hydrological model with a generic crop model (STICS, Brisson *et al.*, 1998). The model requires numerous spatially-distributed inputs and parameters, including land-use and land-management practices, climate data, topography, soil and subsoil parameters. It has been applied to theoretical or well-known experimental watersheds for heuristic objectives: to test the relation between geomorphology and denitrification (Beaujouan *et al.*, 2002), to test the effect of spatial structure of hedgerow networks on water and nitrogen fluxes (Viaud *et al.*, 2004), and to assess the importance of denitrification in the nitrogen budget at the watershed scale (Oehler *et al.*, 2009). It has also been used for operational objectives: to test the effect on nitrogen fluxes of mitigation options proposed by local stakeholders (Moreau *et al.*, 2012b) or public-policy makers (Durand *et al.*, 2006).

Despite the increasing availability of spatially-distributed information through remote sensing and spatial databases, some data requires measurement in the field, and their characterization becomes challenging in an operational context (Zheng and Keller, 2006). Among TNT2 input data and parameters, those related to soil characteristics may be difficult to access and distribute spatially. TNT2 is typically applied to 10 to 50 km² watersheds with a

20 m resolution. At this scale, moderate gradients of soil properties are observed, but soil types typically are not markedly different. Soil data are usually inferred from existing regional 1:250,000 soil maps (25,000 km² spatial extent) (BDAT, 2011), in which the spatial units delineated on the map correspond to a combination of elementary soil types. The location of soil types within the spatial unit is not explicitly defined, and soil properties inferred in the soil database correspond to the average soil properties of each soil type weighted by its relative area. Since TNT2 requires numerous soil input data, the inconsistency between the model resolution and the resolution of available soil maps promotes the representation of average and spatially homogeneous soil properties or a limited number of soil units over studied areas, increasing uncertainty in the precise delineation of soil types.

Sensitivity analysis (SA) methods are critical in developing complex models such as TNT2, for which input data or parameters cannot be fully or accurately measured (Christiaens and Feyen, 2002). SA has long been recognized as a helpful methodology to identify key input variables and parameters that control model outputs. SA can be used to assess the contribution of individual input factors or groups of input factors on model outputs (Campolongo and Braddock, 1999). Global sensitivity methods are necessary to consider a wide variety of input variables and parameters, as well as their variability (Lilburne and Tarantola, 2009). In spatially-distributed models, performing a spatial SA (SSA) may enhance understanding of model response not only to the variation in model inputs or parameters, but also their spatial distribution. Several approaches to include maps as input factors in SSA can be introduced. For SSA to spatially arranged inputs, different spatial factors are considered: (i) as multiple spatial distributions of the parameters selected from contrasting configurations (Cheviron et al., 2011), (ii) by progressively decreasing the spatial structure of an initial input map (Fisher et al., 1997) or (iii) by generating input factor maps under known statistical constraints (Jager et al., 2005). The shape of spatial units is tested as a spatialinput factor (Viaud et al., 2008). Such SSAs are directed toward the spatial structure of the input factor rather than specifically on the spatial distribution of model inputs and spatial resolution. SSA can also be performed with a homogeneous map by examining the spatial dimension of the SA response (McIntyre et al., 2005). Finally, SSA of spatially-distributed input factors (mostly physical properties, climate conditions and CNAn activities) can be
Chapitre II

analyzed jointly with non-spatially-distributed factors (e.g. wind direction) (Viaud *et al.*, 2008). The effects of spatially-distributed input factors are usually assessed by analyzing the variance of non-spatially-distributed model output, but Marrel *et al.* (2011) include a spatially-distributed sensitivity index as an SSA output. The sensitivity index can be calculated with widely-used methods: FAST in Crosetto *et al.* (2000), Sobol by Tang *et al.* (2007a), by decomposing the variance (Viaud *et al.*, 2008), with new index development (Lilburne and Tarantola, 2009) or with multi-stage SSA development based on Morris and Latin Hypercube sample procedures (Cheviron *et al.*, 2010).

The aim of this study was to assess the sensitivity of TNT2 to soil input factors and their spatial distribution. The final goal was to identify soil input-data that requires more accurate description (measurement) and the relevant spatial resolution for soil information. The sensitivity analysis was performed in three steps. The first step consisted of screening among the numerous soil input-data to identify those that most affect model outputs. Second, a global SA was performed on the soil input factors selected by screening to quantify the sensitivity of TNT2 to the dominant input factors and their interactions. In the first two steps, a single soil type was considered within the watershed. Finally, the soil pattern was incorporated into the global sensitivity as an explicit input factor. The influence of the input soil-map resolution on model output was investigated according to the range of soil data.

II.2. Material and methods

II.2.1. The TNT2 model

TNT2 was developed to study N fluxes in small agricultural watersheds (< 50 km²). The model is process-based and spatially distributed (Beaujouan *et al.*, 2002). The model combines (i) a generic model to simulate crops and water and N balances in soils, STICS, (Brisson *et al.*, 1998), (ii) a fully-distributed hydrological model (Beaujouan *et al.*, 2001) based on the model TOPMODEL (Beven, 1997) adapted to a topographically-based shallow aquifer and (iii) a denitrification model to simulate wetland functioning, NEMIS (Henault and Germon, 2000). TNT2 is dedicated to accurately simulate the N cycle from plot to watershed scales and analyzes the influence of agricultural practices and land restructuring on N fluxes and storage at multiple spatial and temporal scales.

Model inputs and parameters include (i) a digital elevation model in raster format; (ii) a landscape pattern in vector format delineating the agricultural fields, roads, hydrological network and landscape features (wetlands, hedgerows, etc.); (iii) a soil map in vector format; (iv) a climate map in vector format enabling potential climate gradients within the watershed; (v) daily climate data in each climate area; (vi) soil characteristics for each soil type represented on the soil map and (vii) agricultural practices (mineral and organic fertilization, sowing date, etc.) and crop sequences in each field during the simulation period.

The model runs on a daily time step. Water balance and N transformations are computed in each cell of the raster grid, and a drainage network determines the direction of transfers between cells. Main outputs are daily hydrological fluxes and N concentrations and fluxes in the river at the watershed outlet and hydrological and N budgets in different landscape locations.

II.2.2. Sensitivity analysis methods

Since the model has many soil input variables and significant computational time, we first performed a SA of the TNT2 model to soil input factors considering a single soil type, i.e. spatially-homogeneous soil properties over the watershed. This non-spatial SA aimed to quantify the effects of soil characteristics on model output. We then performed a SSA using the soil parameters selected in the non-spatial SA and the spatial resolution of the soil map as an explicit input factor in the SA.

II.2.2.1 Non-spatial SA with spatially homogeneous soil input factors

The objectives were (i) to screen soil input factors for those with most influence on model outputs and (ii) to quantify the sensitivity of model outputs to the selected input factors and

to their interactions. We used the Morris method for the first task (Morris, 1991) and a fractional factorial design (FFD) with analysis of variance (ANOVA) for the second task.

II.2.2.1.1. Screening with the Morris method

The Morris method provides qualitative sensitivity measures that allow input factors to be ranked (Saltelli *et al.*, 2000, Braddock and Schreider, 2006) and classified as (i) negligible, (ii) linear and additive or (iii) non-linear or non-additive due to interactions with other inputs (Campolongo and Saltelli, 1997). The experimental design is based on individually randomized one-factor-at-a-time experiments (Campolongo and Braddock, 1999), in which two successive experiments differ by only one input factor. Each input factor x_i , for i=1,..., k, varies among a selected number of levels (p) providing multiple trajectories in the input space (Pujol, 2009); thus this space is explored from more than one reference point. From each trajectory, an elementary effect (EE) is computed as follows:

$$EE = \frac{Y(x_1, x_2, ..., x_i + \Delta, x_k) - Y(x)}{\Delta}$$
 (eq. II-1)

where $Y(x_i)$ is the value of model output at input x_i , i=1,...,k, and Δ is the distance, in the range {1/(p-1),...,1-1/(p-1)}, between two consecutive levels (see Morris, 1991; Campolongo and Saltelli, 1997; Campolongo *et al.*, 2007 for more details).

Two sensitivity indices per input factor were proposed by Morris (1991) and Saltelli *et al.* (2005): the modulus of mean *EE* (μ_{EE}^*) and the standard deviation of *EE* (σ_{EE}). For a given factor, low μ_{EE}^* and σ_{EE} indicates little effect, high μ_{EE}^* indicates a high linear effect and high σ_{EE} indicates a high nonlinear or non-additive effect. To rank the input factors properly, we used the Euclidean (ϵ) distance proposed by Campolongo *et al.* (2007) and Braddock and Schreider (2006):

$$\varepsilon = \sqrt{(\mu_{EE}^*^2 + \sigma_{EE}^2)}$$
 (eq. II-2)

The higher the Euclidean distance, the higher is the effect of a given factor on an output.

II.2.2.1.2. Quantitative SA using fractional factorial design

An FFD with ANOVA was used to quantify the sensitivity of model outputs to the soil input factors and interactions selected by the Morris method, since a complete factorial design would have required too many simulations. The experimental design was thus reduced to optimize the tradeoff between its size and loss of critical information (Gunst and Mason, 2009). The major assumption underlying the FFD is that interactions at higher orders (3 or more) are negligible relatively to the lower-order effects of a parameter; so, FFD is well-adapted when first- and second-order parameter effects dominate (Tang *et al.*, 2007b). An extensive presentation of the FFD is beyond the scope of this study and more details are found in Saltelli *et al.* (1995), Andres (1997) and Kobilinsky (1997).

The sensitivity index was computed by ANOVA, dividing the total variance among contributions from each factor and interactions between factors (Monod *et al.*, 2006). For continuous factors, each range was subdivided into levels with equal intervals.

The index of a factor's main effect (*I1*) was calculated as the proportion of the sum of squares of the factor (SS_A) in the total sum of squares of all factors (SS_T) (Makowski *et al.*, 2006). Then, the index of the factor's interaction effect (*N1*) was calculated as the difference between the proportion of a factor's total sum of squares in SS_T and its main effect index. Values of the indices lay between 0 (little effect) and 1 (high effect). When the value of the main effect index is equal to the value of the total index, the effect of the given factor on the output is independent from the effects of the other factors.

The total variance (SS_7), the main effect index for factor A (I1) and the total index for factor A (IT1) were computed as follows:

$$SS_{T} = \sum_{i=1}^{I} V_{i} + \sum_{1 \le i < j \le I} V_{ij} + \dots + V_{ij\dots I}$$
(eq. II-3)

for a set of 2 factors, A and B: $SS_T = SS_A + SS_B + SS_{AB}$

$$I1 = SS_A/SS_T$$

$$IT1 = (SS_A + SS_{AB})/SS_T$$

$$N1 = I1 - IT1$$

where V_i is the main effect of input $x_i = 1,...,I$ and other terms are interaction effects.

II.2.2.2. Spatial sensitivity analysis

SSA was performed in two steps, the first of which explicitly considered the soil pattern as an input factor so as to assess the contribution of the soil-map resolution and its interactions with input factors to variance in the outputs. The second step aimed to determine whether the contribution of the distribution of soil inputs varied when the range (i.e., uncertainty) of input factors decreased. The soil-map resolution was introduced as a factor in the factorial design and its influence on model outputs were quantified using the FFD and sensitivity index, respectively, described in the previous section. The soil-map resolution was considered a qualitative input factor, whereas other input factors were quantitative.

II.2.3. Implementation of sensitivity analyses

II.2.3.1. Study site

SA was performed using input data from a 3-km² watershed located in Brittany, France (Fig. II-1), with a humid temperate climate. Its shallow aquifer situated on regolith overlays bedrock with metamorphic (micaschist and gneiss) and plutonic formations (granite). Its main soils include (i) aeolian loess in coastal areas on a metamorphic formation, (ii) deep loamy soil on lowlands and (iii) shallow brown, sandy-loam brown and clayey soils on granitic areas. Its main agricultural systems are dairy and suckler cow-calf systems. Crop sequences consist of temporary grasslands, silage maize and cereals on fields with a mean area of 8300 m².



Fig. II-1. Localization of the Yar watershed and of the studied sub-watershed (3 km²) highlighted in the river network of the entire watershed (60 km², top left) and the 5 levels of soil maps used for the studied sub-watershed (lat. 48°40'N, long. 3°33'W).

II.2.3.2. SA input factors

II. 2.3.2.1. Non-spatial sensitivity analysis

In the screening SA with the Morris method, the effect of 20 input factors on the variance of model outputs was tested (Tab. II-1). Most of these input factors correspond to soil properties measurable in the field. In contrast, the input factor *m*, corresponding to the exponential decay rate of hydraulic conductivity with depth, is a non-measurable conceptual parameter that can be approximated by analyzing recession dynamics on flood hydrographs and is usually set during model calibration. The input factors *T*, the lateral transmissivity at saturation, and *h2ite*, the regolith layer thickness, are measurable in the field only with costly and heavy hydrogeological or geophysical methods. Consequently, the input range of the factors was set using a regional database of soil properties (BDAT, 2011), when available, or based on extreme values from previous TNT2 studies. Ten levels of each factor and 100 repetitions per trajectory were performed.

In the quantitative SA with FFD and ANOVA, the input factors corresponded to the dominant input factors and ranges selected in Table 1. The FFD was performed for 6 input factors at 5 levels for hydrologic and N outputs. The FFD with a resolution of 5 allowed estimation of main effects and two-factor interactions (Box and Draper, 1987; Kobilinsky, 1997).

Input factor	Unit	Abbreviation	Hydrological (H),	Range
			nitrogen model (N)	(min-max)
lateral transmissivity at saturation	m^2d^{-1}	т	HN	1-10
exponential decay rate of hydraulic conductivity with depth	m	m	HN	0.001-0.700
exponent for evaporation limit	-	α	Н	4-8
kRC parameter for capillary rise	-	kRC	н	0.001-0.006
n parameter for capillarity rise	-	n	Н	1.8-2.7
cultivated soil layer depth	m	h ₀	HN	0.1-0.4
drainage porosity of cultivated soil layer	cm ³ cm ⁻³	por ₀	HN	0.1-0.7
retention / drainage porosity ratio for cultivated soil layer	-	φ ₀	HN	0.5-2.0
total soil layer depth	m	h ₁	HN	0.4-2.0
drainage porosity of total soil layer	cm ³ cm ⁻³	por ₁	HN	0.1-0.7
retention / drainage porosity ratio for total soil layer	-	ϕ_1	HN	0.5-2.0
regolith layer thickness	m	h ₂	HN	2-50
drainage porosity of regolith layer	cm ³ cm ⁻³	por ₂	HN	0.01-0.05
retention / drainage porosity ratio for regolith layer	-	φ_2	HN	0.5-2.0
depth of the layer affected by biotransformation (LAB)	m	h _A	Ν	0.2-0.5
bulk density in the LAB	gcm ⁻³	BD _A	Ν	1.0-1.6
clay content in the LAB	g100g ⁻¹ of soil	clay _A	Ν	12-30
initial content of organic nitrogen in humus in the LAB	g100g ⁻¹ of soil	Norg _A	Ν	0.1-0.6
humus C/N ratio in the LAB	-	CN _A	Ν	8-15
fraction of inert humus stock (= stable OM /total OM)	-	finert _A	Ν	0.45-0.75
potential denitrification rate in the LAB	gm²d⁻²	denit _A	Ν	0.5-5.0
humification rate in the LAB	-	hum _A	Ν	0.005-0.015
infiltration rate	m	infilt	Н	0.015-0.100
coefficient for surface flow redirection	-	С	Н	0-1

Tab. II-1. Range of input factors tested for screening sensitivity analysis

II.2.3.2.2. Spatial sensitivity analysis

Five theoretical soil patterns were generated that differed in resolution and, consequently, in the number of soil types and their distribution in the watershed. The number of levels (l = 1-5) in the spatial resolution factor is identical to the number of levels in the soil-input factor, and the number of spatial units is equal to 2^{l-1} . The first level corresponded to a single soil type with homogeneous soil characteristics within the watershed, as considered in the non-spatial SA. For higher levels of spatial resolution, the number of spatial units increased (Fig. II-1). For a given level of a input factor and its range of values at this level, when the level of resolution exceeded one, the value of the factor in each spatial unit was randomly

generated assuming that (i) the mean of the soil input factor equalled its value in the FFD and (ii) its value lay between its bounds at this level. These two constraints are justified because soil variability at the watershed scale is relatively low in the context where the model is used. The first step of the SSA required 5⁷ simulations.

The second phase consisted of decreasing the range of input factors, which is similar to reducing their uncertainty. The first range (the widest) was similar to that used in the previous step (Tab. II-1). Next, the range decreased with a step equal to the widest range divided by the number of ranges to be tested (see example in Tab. II-6).

II.2.3.3. Model outputs

Twenty outputs of the models for main hydrological and N compartments were analyzed (Tab. II-2): three were exclusively hydrological outputs, and 17 were N-related outputs. Nine outputs concerned simulations data at the watershed outlet, and 11 considered the watershed scale. We focused on the mean and/or cumulative value of each output over the simulation period, as well as their first or ninth deciles.

Output	Unit	Abbreviation
Hydrological ouputs at the outlet		
cumulative daily water discharge	m	Q _{cum}
first decile of daily water discharge	m	Q _{d1}
ninth decile of daily water discharge	m	Q _{d9}
Nitrogen outputs at the outlet		
cumulative daily nitrate concentration	gN m ⁻³	NC _{cum}
first decile of daily nitrate concentration	gN m⁻³	NC _{d1}
ninth decile of daily nitrate concentration	gN m⁻³	NC _{d9}
cumulative daily N flow	gN m⁻²	NF_{cum}
first decile of daily N flow	gN m⁻²	NF _{d1}
ninth decile of daily N flow	gN m⁻²	NF _{d9}
Nitrogen output for soil N compartment at the watershed		
scale		
mean value of N in the soil on 1 February	gN m⁻²	Nsoil _{mean}
cumulative daily N mineralization	gN m⁻²	Nmin _{cum}
first decile of daily N mineralization	gN m⁻²	Nmin _{d1}
ninth decile of daily N mineralization	gN m⁻²	Nmin _{d9}
Nitrogen output for N yield compartment at the watershed		
scale		
cumulative N exported from pasture and grass cut	kgN haw ^{-1 a}	Ngr _{cum}
cumulative N exported by wheat	kgN haw ⁻¹	Nwh _{cum}
first decile of N exported by wheat	kgN haw ⁻¹	Nwh _{d1}
ninth decile of N exported by wheat	kgN ha _w ⁻¹	Nwh _{d9}
cumulative N exported by silage maize	kgN ha _w ⁻¹	Nmz _{cum}
first decile of N exported by silage maize	kgN ha _w ⁻¹	Nmz _{d1}
ninth decile of N exported by silage maize	kgN haw ⁻¹	Nmz _{d9}

^a ha_w : hectare of watershed

Tab. II-2. Model output variables tested in the sensitivity analysis

II.2.3.4. SA implementation

The SA methods were computed with R software (Venables and Ripley, 2003) with the sensitivity package (Pujol, 2011) for the Morris SA and the computation of 95% confidence intervals. Each TNT2 simulation was run with an initialization period of 90 days and a simulation period, from which results were analyzed, of 5 years. For the Morris method, a

set of 1700 simulations for hydrologic outputs and 2000 simulations for N outputs were run, requiring a computation time of 6 days for hydrological outputs and 7 days for N outputs.

By considering 6 input factors at 5 levels for hydrologic and N outputs, a complete factorial design would have required a set of 5^6 = 15625 simulations. The FFD with a resolution of 5 and with 3 repetitions, the FFD reduced the set of simulations to 1875 (a computation time of 6 days).

The SSA was computed with the supplementary spatial factor (Fig. II-1). The IFFD with 6 factors, 5 levels, 3 repetitions and a resolution of 5 led to a set of 9375 simulations and a computation time of 36 days.

The TNT2 input data not considered in the sensitivity analyses were inferred from available data on actual topography, climate, crop rotation and agricultural practices in the watershed over the simulation period.

II.3. Results

II.3.1. Non-spatial SA

II.3.1.1. The Morris method

For the sake of clarity, μ^*_{EE} and σ_{EE} were normalized by their sums for each outputs (Tab. II-3 and Tab. II-4). From 2-4 input factors per output had normalized $\mu^*_{EE} > 0.1$, while 1-4 input factors per output had normalized $\sigma_{EE} > 0.1$. There was no high μ^*_{EE} associated with a low σ_{EE} , indicating that each input factor with an effect on outputs interacted with other input factors or had a non-linear effect.

Input factors with higher effect on hydrological outputs were related to lateral flow modeling (*T* and *m*) and depth and porosity of soil and subsoil layers (h_1 , por_1 , h_2 and por_2 corresponding respectively to total soil layer depth, drainage porosity of total soil layer, regolith layer thickness and drainage porosity of regolith layer). The effects of *T* and por_2 were more visible on the output Q_{d1} , thus controlling low-water discharge periods. For

Chapitre II

outputs related to N at the river outlet, the factors m, h_1 and h_2 still had an effect, as did h_A and $Norg_A$, the depth of the layer affected by biotransformation and the soil organic N.

For N outputs at the watershed scale, only factors controlling N transformations had an effect (h_A , $clay_A$, $Norg_A$ and $finert_A$), while N outputs concerning crop yields were affected by water transport and N transformation factors. Crop yields were affected by the wider range of input factors. Twelve input factors had no effect on outputs, with 0 or 1 normalized μ^*_{EE} and $\sigma_{EE} > 0.1$: α , kRC, N, h_0 , φ_1 , φ_2 , BD_A , CN_A , $denit_A$, hum_A , infilt, c (see Tab. II-1 for input factor full name). Norg_A and m affected the largest number of outputs. At this stage, no clear differences appeared between sensitivity of the cumulative value of a given output variable and that of its first or ninth decile to the input factors.

The ranking of input factors according to Euclidean distance (ϵ) placed the input factors having the most effect on an output in the first rank. The *m* input factor had the largest effect, since it ranked first for 11 outputs (Tab. II-5). The input factors ranked most frequently in the top five for hydrological outputs were *T*, *m*, *h*₁, and *h*₂, whereas for N outputs they were *m*, *h*₁, *h*_A, and *Norg*_A. This ranking enabled selection of 6 input factors (*T*, *m*, *h*₁, *h*₂, *h*_A and *Norg*_A) for the next step of the SA.

	Hydrological outputs at the outlet				Nitrogen outputs at the outlet					Nitrogen output in soil at watershed scale				Nitrogen output in crops at watershed scale						
Inputs	Q _{cum}	Q _{d1}	Q _{d9}	NC _{cum}	NC_{d1}	NC _{d9}	NF_{cum}	NF_{d1}	$\rm NF_{d9}$	Nsoil _{mean}	Nmin _{cum}	Nmin _{d1}	Nmin _{d9}	Ngr _{cum}	Nwh_{cum}	Nwh _{d1}	Nwh _{d9}	Nmz _{cum}	Nmz _{d1}	Nmz _{d9}
Т	0.08	0.12	0.08	0.02	0.03	0.03	0.01	0.10	0.03	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.07	0.15	0.06	0.03	0.04	0.02
Μ	0.14	0.19	0.28	0.14	0.30	0.30	0.04	0.14	0.11	0.03	0.02	0.01	0.04	0.06	0.15	0.18	0.14	0.10	0.13	0.08
α	0.00	0.00	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kRC	0.02	0.02	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n	0.02	0.02	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
h ₀	0.04	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.04	0.02	0.02	0.04	0.01	0.01	0.01	0.04	0.03	0.03	0.03	0.04	0.02	0.05
por ₀	0.04	0.02	0.04	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.04	0.09	0.15	0.07
φ ₀	0.03	0.01	0.02	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.04	0.02	0.02	0.03	0.08	0.09	0.06
h1	0.14	0.08	0.10	0.08	0.06	0.06	0.07	0.06	0.09	0.13	0.03	0.02	0.06	0.12	0.08	0.07	0.09	0.06	0.08	0.09
por ₁	0.16	0.06	0.10	0.05	0.04	0.04	0.08	0.06	0.06	0.11	0.01	0.01	0.02	0.06	0.07	0.07	0.07	0.05	0.06	0.06
φ_1	0.10	0.02	0.05	0.03	0.02	0.02	0.05	0.04	0.04	0.10	0.01	0.01	0.01	0.03	0.03	0.03	0.05	0.03	0.03	0.03
h ₂ ite	0.13	0.27	0.11	0.06	0.06	0.06	0.05	0.16	0.05	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02
por ₂	0.07	0.16	0.09	0.03	0.04	0.04	0.04	0.09	0.03	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.00	0.01	0.01
φ ₂	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
h _A	-	-	-	0.10	0.08	0.08	0.13	0.05	0.11	0.11	0.17	0.20	0.16	0.11	0.09	0.07	0.08	0.11	0.08	0.12
BD _A	-	-	-	0.06	0.04	0.04	0.06	0.03	0.05	0.06	0.10	0.09	0.09	0.06	0.05	0.04	0.05	0.05	0.04	0.05
clay	-	-	-	0.07	0.04	0.04	0.07	0.03	0.06	0.07	0.11	0.12	0.11	0.06	0.06	0.04	0.05	0.05	0.04	0.05
Norg _A	-	-	-	0.15	0.12	0.12	0.16	0.09	0.14	0.15	0.32	0.31	0.29	0.21	0.16	0.12	0.14	0.15	0.12	0.15
CN _A	-	-	-	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.02
finert _A	-	-	-	0.07	0.05	0.05	0.09	0.04	0.08	0.08	0.16	0.15	0.14	0.08	0.08	0.05	0.07	0.07	0.05	0.06
denit _A	-	-	-	0.04	0.02	0.02	0.04	0.02	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.04	0.03	0.02	0.03	0.06	0.04	0.07
hum _A	-	-	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
infilt	0.03	0.02	0.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
С	0.00	0.00	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. II-3. Normalized modulus of the mean (μ^*_{EE}) of 20 output variables on 24 input factors calculated in the Morris sensitivity analysis

	Hydrological ouputs at the outlet					Nitroger at the	n outputs outlet	;		Nitrogen output in soil at watershed scale				Nitrogen output in crops at watershed scale						
Inputs	\mathbf{Q}_{cum}	Q _{d1}	Q _{d9}	NC _{cum}	$\rm NC_{d1}$	NC_{d9}	NF_{cum}	NF_{d1}	NF_{d9}	Nsoil _{mean}	Nmin _{cum}	Nmin _{d1}	Nmin _{d9}	Ngr _{cum}	Nwh_{cum}	Nwh _{d1}	Nwh _{d9}	Nmz _{cum}	Nmz _{d1}	Nmz _{d9}
Т	0.09	0.10	0.06	0.01	0.03	0.03	0.02	0.09	0.04	0.01	0.02	0.03	0.03	0.03	0.09	0.17	0.09	0.04	0.05	0.03
М	0.16	0.29	0.38	0.39	0.45	0.45	0.05	0.20	0.15	0.04	0.05	0.04	0.08	0.12	0.28	0.23	0.22	0.20	0.16	0.15
α	0.01	0.01	0.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kRC	0.01	0.02	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
n	0.01	0.01	0.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
h ₀	0.09	0.04	0.05	0.03	0.02	0.02	0.09	0.06	0.05	0.07	0.04	0.03	0.04	0.11	0.07	0.07	0.06	0.08	0.03	0.10
por ₀	0.03	0.02	0.05	0.01	0.01	0.01	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.03	0.03	0.05	0.05	0.06	0.05	0.13	0.20	0.07
φ ₀	0.03	0.01	0.03	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.05	0.02	0.02	0.03	0.12	0.12	0.05
h ₁	0.20	0.09	0.06	0.11	0.06	0.06	0.06	0.10	0.10	0.10	0.09	0.05	0.09	0.14	0.12	0.07	0.15	0.08	0.10	0.12
por ₁	0.11	0.06	0.06	0.03	0.04	0.04	0.07	0.07	0.05	0.11	0.02	0.03	0.03	0.07	0.08	0.08	0.07	0.06	0.08	0.08
ϕ_1	0.05	0.02	0.03	0.02	0.01	0.01	0.05	0.04	0.04	0.15	0.01	0.03	0.02	0.05	0.03	0.03	0.04	0.03	0.03	0.04
h ₂ ite	0.09	0.16	0.06	0.05	0.08	0.08	0.08	0.12	0.06	0.01	0.02	0.03	0.04	0.02	0.02	0.06	0.03	0.02	0.04	0.04
por ₂	0.06	0.11	0.06	0.03	0.04	0.04	0.06	0.07	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.03	0.01	0.02	0.01
φ ₂	0.00	0.00	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01
h _A	-	-	-	0.06	0.05	0.05	0.12	0.04	0.09	0.09	0.14	0.18	0.14	0.08	0.07	0.05	0.05	0.08	0.05	0.11
BD _A	-	-	-	0.03	0.02	0.02	0.05	0.02	0.04	0.05	0.09	0.08	0.07	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.01	0.02
clay	-	-	-	0.04	0.02	0.02	0.06	0.02	0.05	0.06	0.11	0.11	0.10	0.03	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02
Norg _A	-	-	-	0.06	0.06	0.06	0.10	0.06	0.09	0.11	0.19	0.18	0.16	0.13	0.06	0.04	0.05	0.06	0.05	0.07
CN _A	-	-	-	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
finert _A	-	-	-	0.04	0.03	0.03	0.07	0.03	0.06	0.07	0.14	0.13	0.11	0.04	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02
denit _A	-	-	-	0.02	0.01	0.01	0.04	0.02	0.03	0.06	0.00	0.01	0.00	0.04	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.04
hum _A	-	-	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01
infilt	0.05	0.05	0.04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
С	0.00	0.00	0.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. II-4. Normalized standard-deviation (σ_{EE}) of 20 output variables on 24 input factors calculated in the Morris sensitivity analysis

Chapitre	Ш
•	•••

	Hydrological ouputs at the outlet					Nitroge at the	n outputs e outlet			Nitrogen output in soil at watershed scale					Nitrogen output in crops at watershed scale							
inputs	Q _{cum}	Q _{d1}	Q _{d9}	NC _{cum}	NC_{d1}	NC_{d9}	NF_{cum}	NF_{d1}	NF_{d9}	Nsoil _{mean}	Nmin _{cum}	Nmin _{d1}	Nmin _{d9}	Ngr _{cum}	\mathbf{Nwh}_{cum}	Nwh _{d1}	Nwh _{d9}	Nmz _{cum}	Nmz _{d1}	Nmz _{d9}		
Т	5	4	5	18	9	9	17	3	12	15	10	11	12	14	4	2	4	12	8	15		
М	2	1	1	1	1	1	12	1	1	11	7	7	7	4	1	1	1	1	2	1		
α	14	14	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
kRC	13	11	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
n	12	12	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
h ₀	6	8	7	10	12	12	5	8	10	8	8	13	9	5	7	7	7	7	11	5		
por ₀	10	10	8	16	17	17	16	16	14	12	9	10	10	12	9	6	8	2	1	6		
φ₀	11	13	12	14	16	16	14	17	16	13	14	15	13	10	14	16	13	4	3	8		
h ₁	1	5	4	2	5	5	8	4	4	4	6	6	6	2	3	5	2	6	4	4		
por ₁	3	6	3	9	6	6	4	7	8	3	11	9	11	6	6	4	5	8	5	7		
ϕ_1	7	9	10	13	14	14	11	10	11	1	15	12	15	11	12	13	10	14	9	12		
h ₂ ite	4	2	2	5	3	3	6	2	6	14	13	8	8	15	16	9	14	15	10	14		
por ₂	8	3	6	11	7	7	10	5	13	16	16	16	16	16	17	14	16	17	16	17		
φ ₂	16	16	15	15	13	13	15	14	17	18	18	18	18	18	18	19	18	18	19	18		
h _A	-	-	-	4	4	4	2	9	3	5	2	2	2	3	5	8	6	5	7	2		
BD _A	-	-	-	8	11	11	9	15	9	9	5	5	5	9	11	11	11	11	15	11		
clay	-	-	-	7	10	10	7	12	7	7	4	4	4	8	10	12	12	13	14	13		
Norg _A	-	-	-	3	2	2	1	6	2	2	1	1	1	1	2	3	3	3	6	3		
CN _A	-	-	-	17	18	18	18	18	19	17	12	14	14	17	15	17	17	16	17	16		
finert _A	-	-	-	6	8	8	3	11	5	6	3	3	3	7	8	10	9	9	12	10		
denit _A	-	-	-	12	15	15	13	13	15	10	17	17	17	13	13	15	15	10	13	9		
hum _A	-	-	-	19	19	19	19	19	18	19	19	19	19	19	19	18	19	19	18	19		
infilt	9	7	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
С	15	15	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

Tab. II-5. Ranking of the sensitivity of 20 output variables on 24 input factors based on Euclidian distance in the Morris sensitivity analysis

Chapitre II

II.3.1.2. Fractional Factorial Design method

FFD analysis quantified main and interaction effects (Fig. II-2). The ANOVA explained from 72% (for Nmz_{d1} output) to 96% (for $Nmin_{d1}$ output) of the total variability. T had a high influence on the first decile of daily water discharge (Q_{d1}) , the ninth decile of daily water discharge (Q_{d9}) and the first decile of daily N flow (NF_{d1}), and its main interactions were with m. It is not surprising, since both hydrological factors drive discharge extremes (low- and high-water periods). However, h_2 was the input factor with the highest effect on Q_{d1} and Q_{d9} , while the cumulative discharge (Q_{cum}) was sensitive to h_1 , contributing 80% of its variability and thus limiting interactions with other input factors. As expected, water storage capacity dominated discharge outputs. Regarding N fluxes at the outlet, only T among hydrological input factors had an effect on NF_{d1} . Considering cumulative and high fluxes (NF_{cum} and NF_{d9}), the most influential parameters were also h_A and $Norg_A$, whereas for low fluxes T and h2ite were the most influential. The high influence of h_A and $Norg_A$ was common for most Nrelated outputs. Interactions between h_A and $Norg_A$ were the highest. Soil N at the end of winter (Nsoil_{mean}) and N in crops were also highly sensitive to h_1 . A surprising result was the high sensitivity of the first decile of N exported by silage maize (Nmz_{d1}) and, to a lesser extent, of the cumulative N exported by silage maize (Nmz_{cum}) to m. A low m leads to higher yields by reducing water stress.

Whenever h_A and $Norg_A$ were influential, increasing them increased output values (data not shown), but no other input factor showed a clear relation with output. For example, increasing h_1 increased Q_{cum} but decreased Q_{d9} . Similarly, increasing h_2 increased Q_{d1} but decreased Q_{d9} .



Fig. II-2. Main and interaction effects for the 6 input factors on the 20 outputs (main effects in plain, interaction effects in dashed) calculated with the fractional factorial design method in the non-spatial sensitivity analysis.

II.3.2. Spatial Sensitivity Analysis

The relative total index of the spatial input factor remained low compared to that of other input factors (Fig. II-3). Considering that h_A and $Norg_A$ had no effect on discharge, the spatial factor had the lowest total index for all outputs. The effects of the non-spatial input factor on the outputs were higher than the effect of change in factors distribution.



Fig. II-3. Relative total index for each input factors on the 20 studied model outputs calculated with the fractional factorial design method in the spatial sensitivity analysis

Reducing the range of input factors (Tab. II-6) did not increase the total index of spatial input, which remained low. For the narrowest range (range 5), the total index of spatial input was not the lowest for 8 outputs (NC_{cum} , NF_{cum} , $Nmin_{d1}$, $Nsoil_{mean}$, Ngr_{cum} , Nwh_{cum} , Nwh_{d9} and Nmz_{d1}). In these cases, the spatial input factor had a higher index than *T*, *m* or *h2ite*.

The expected relative increase in the total index of the spatial input factor when ranges of input factors decreased did not occur (Fig. II-4). Higher values of the total index for the spatial input factor for range 5 than for other ranges were observed only for Q_{cum} , the first decile of daily N mineralization ($Nmin_{d1}$), the soil N at the end of winter ($Nsoil_{mean}$) and cumulative N exported from pasture and cut grass (Ngr_{cum}) outputs. The Nmz_{d1} and discharge outputs were highly affected by the variation in input ranges. Finally, no clear trend emerged for the total index of the spatial input factor when input-factor ranges decreased.

	Range 1		Range 1 Range 2				Ran	ge 4	Range 5		
Input	min max		min	max	min	max	min	max	min	max	
Т	1.0000	10.0000	1.9000	9.1000	2.8000	8.2000	3.7000	7.3000	4.6000	6.4000	
m	0.0010	0.7000	0.0709	0.6301	0.1408	0.5602	0.2107	0.4903	0.2806	0.4204	
h ₀	0.4000	2.0000	0.5600	1.8400	0.7200	1.6800	0.8800	1.5200	1.0400	1.3600	
h ₂	2.0000	50.0000	6.8000	45.2000	11.6000	40.4000	16.4000	35.6000	21.2000	30.8000	
h _A	0.2000	0.5000	0.2300	0.4700	0.2600	0.4400	0.2900	0.4100	0.3200	0.3800	
$Norg_A$	0.1000	0.6000	0.1500	0.5500	0.2000	0.5000	0.2500	0.4500	0.3000	0.4000	

Tab. II-6. Minimum and maximum values of progressively decreasing ranges for 6 input factors in the spatial sensitivity analysis



Fig. II-4. Total sensitivity index of spatial input factors for 5 input ranges for 20 output variables calculated with the fractional factorial design method in the spatial sensitivity analysis

For agronomic outputs, the ranking of the total index of the input factor did not change when decreasing the input range, with $Norg_A$ always showing the highest total index, except for Nmz_{d1} , which was more sensitive to h_1 (Fig. II-5). For outputs in the river or at the watershed scale, the most influential input factor remained identical regardless of input range except for Q_{d9} and $Nsoil_{mean}$. As for agronomic outputs, the ranking of the total index remained constant for input factors.



Fig. II-5. Ranking of total sensitivity index for 7 input factors by range for 20 output variables calculated with the fractional factorial design method in the spatial sensitivity analysis

II.4. Discussion and conclusion

II.4.1. Methodology

Sensitivity analyses are relevant tools for exploring complex models such as TNT2. Global methods are essential for understanding how model outputs react to input parameters over their entire range of values. In this study, we investigated the influence of soil characteristics and their spatial distribution on hydrological and geochemical outputs at the watershed scale. No formalized procedures have been developed to test the sensitivity of spatially distributed models to spatial input patterns. In this paper, we used classical sensitivityanalysis methods commonly used for non-spatially-distributed model analyses. Since the TNT2 model has many input factors and requires significant computational time, we developed a hierarchical approach that considers spatially homogeneous input factors: (i) applying the Morris method to screen for input factors with the greatest influence on hydrological and geochemical output variables, (ii) applying the FFD method with ANOVA to quantify model sensitivity to the selected input factors and (iii) explicitly considering the spatial distribution of the selected soil properties as an input factor in sensitivity analyses. Although the Morris method did not quantify sensitivity indices, it was well-adapted to screen for the most influential among the large number of inputs. The results from the Morris method were consistent with those of the quantitative SA. The main drawback of the FFD with ANOVA method is that it does not explore all combinations of input factors. However, FFD was a relatively simple and suitable method to perform global sensitivity analyses of the complex model. It quantifies the effect of input factors and, importantly, their interactions, on the variability in output variables.

This study is innovative in the way that spatial input factors were considered in the global sensitivity analysis. To assess model sensitivity to the resolution of the soil input data, we constructed contrasting soil patterns that correspond to different aggregation levels of soil input data. The influence of inputs describing agricultural systems, however, would require adapting the method since it considers their spatial resolution but not the spatial distribution of the crops in the watershed. Nonetheless, this method can be applied to all other physical properties in this type of distributed model. Finally, this method to address

sensitivity to soil-map resolution and thus soil input factor distribution can be transferred easily to other distributed models and to other inputs.

Considering different statistical values for a given output provides useful information on the behavior of a dynamic agro-hydrological model. In our results the ranking of the factors and the sensitivity indices were slightly different between the cumulated or mean value of a given output and extrema. Analyzing trends of extreme values (deciles) can indeed be useful in operational context when respecting threshold is mandatory, as for instance the threshold 11.3 mg L⁻¹ for N-NO3 concentration in drinking water fixed by the European Union.

II.4.2. Sensitivity to soil properties

Selection of the most influential input factors with the Morris method quartered the number of inputs to analyze further with the FFD method. At this stage, outputs at the watershed scale were shown to be sensitive to the factors driving mineralization processes (h_A and *Norg_A*), and yield outputs were also sensitive to soil depth (h_1). Water discharge was sensitive both to hydrological input factors (m and T) and to water storage compartments within the soil and weathered subsoil (h_1 and h_2). These discharge outputs were highly sensitive to interactions of these factors. Finally, the N-related outputs at the river outlet, integrating most upland processes, revealed high sensitivity to *Norg_A* and h_A and high interactions between input factors during the low-water period. Finally, with non-spatial FFD, the low yields were more sensitive to hydrological input factors.

The comparison between the qualitative and quantitative methods exposed discrepancies in rankings of the sensitivity index. The qualitative approach emphasized sensitivity of $Norg_A$ and h_A , while the qualitative approach highlighted sensitivity to m. Drouet *et al.* (2011) also noticed such ranking differences between qualitative and quantitative methods and attributed them to assumptions and techniques specific to each method. Lamboni *et al.* (2009) also noticed differences in results when comparing two sensitivity-analysis methods. They showed that the sensitivity of an input parameter can vary over time, thus potentially impacting the overall sensitivity index once it is integrated over a period. In this study, this discrepancy highlights that (i) it is essential to test sensitivity with multiple methods, and (ii)

Chapitre II

even when spatial sensitivity analysis is the focus of the study, the dynamic pattern of the sensitivity should be addressed.

The sensitivity of the spatial distribution of input factors was low, even when reducing the range of other input factors. Since the hydrological model is based on the model TOPMODEL, future work is needed to evaluate the specific sensitivity of TNT2 to the soil spatial organization in relation to topography. Together with the spatial application, the effect of decreasing the initial range of input factors was assessed. When reducing their range, few differences appeared in the ranking of factors' main effects on output variables. Only a large decrease in the rank influence of *m* on NF_{cum} was observed. The *m* input factor was the most sensitive to decreasing range, since its sensitivity index ranking varies for most N outputs at the watershed scale.

This is especially interesting because *m* remains a conceptual input factor used extensively to calibrate TNT2. Its influence on the model output with decreasing range indicates that the initial range used may be too wide. Since its minimum and maximum values were extracted from an extensive set of prior simulations, influence on the model output with decreasing range explains its prevalence in previous calibration processes. Conversely to *m*, *Norg*_A can be measured more easily, and its high effect on outputs should encourage future field investigations to assess this input factor better. Since the model showed low sensitivity to the spatial pattern of these factors in their lowest ranges, a field-sampling campaign should aim to reduce uncertainty in the mean values of these factors on homogenous soil and/or improve their estimation on contrasting soils.

Finally, these successive sensitivity analyses induced operational learning for further TNT2 applications: (i) the most influential soil parameters have been identified, and specific attention must focus on them when their range is not constrained; (ii) further field investigation should specify the mean value of measurable influential input factors ($Norg_A$, h_A and h_1) or more accurately delineate the spatial limits at which they change from one mean level to another; (iii) since soil organic N is an influential input factor because of its effect on soil inorganic N via the mineralization process, users of TNT2 must carefully estimate the amount of soil N.

A RETENIR

L'objectif était de mettre au point une méthode générique d'analyse de sensibilité spatiale pour un modèle distribué, et de l'appliquer à l'évaluation de la sensibilité de la dynamique de l'azote aux configurations spatiales de propriétés des sols du modèle agro-hydrologique TNT2.

En s'appuyant sur des méthodes qualitatives puis quantitatives, les paramètres du sol ayant le plus d'influence sur les sorties du modèle ont été sélectionnées. Puis, une méthode a été proposée pour tester la sensibilité des sorties du modèles à la distribution de ces paramètres.

Les sorties du modèle TNT2 sont sensibles principalement au paramètre m (décroissance de la transmissivité avec la profondeur) et aux paramètres contrôlant la minéralisation. La faible sensibilité à la distribution des paramètres, quand ceux-ci sont distribués selon le maillage carré retenu dans la méthodologie développée, n'encourage pas l'utilisation de cartes de sols détaillées pour TNT2. En conséquence, les cartes de types de sols utilisées dans les chapitres suivants présentent un nombre limité de types de sol, avec de fortes différences de propriétés et une distribution spatiale structurée. De même, les paramètres contrôlant la minéralisation utilisés reposent sur des références locales d'azote total des sols et des références régionales de minéralisation.

La méthode d'analyse de sensibilité proposée est générique et donc transposable aux modèles distribués nécessitant des temps de calculs importants.

La sensibilité du modèle TNT2 à la variabilité des propriétés des sols ayant été caractérisée, le chapitre suivant présente l'étude d'un changement de pratiques sur la dynamique de l'azote sur un bassin versant.

Chapitre III Modelling the potential benefits of catchcrop introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape

Moreau P.^{1,2}, Cordier M.O.³, Gascuel-Odoux, C.^{1,2}, Masson V.³, Raimbault T.^{1,2}, Ruiz L.^{1,2}, Salmon-Monviola J.^{1,2}, Durand P.^{1,2}

¹ INRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

² Agrocampus Ouest, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

³ Université de Rennes 1, Dream Project, F-35000 Rennes, France

Ce chapitre est soumis à Science of the Total Environment.

Table des Matières : Chapitre III

III.1. Introduction	
III.2. Material and methods	
III.2.1. Presentation of the model	
III.2.2. Study site and model inputs	
III.2.3. Scenario description	
III.3. Results and discussion	
III.3.1. Observed nitrate fluxes at the Yar outlet	
III.3.2. Result and model calibration	
III.3.3. Results of scenario simulations	
III.3.4. Scenario classification	
III.4. Conclusion	

III.1. Introduction

Biophysical models are more and more often used to help stakeholders to evaluate the consequences of changes in agricultural practices on the environment (Jakeman and Letcher, 2003), either as a diagnostic tool to evaluate the effect of past evolutions, or as a prospective tool to evaluate the relevance of new policies (Cherry et al., 2008). Generally, prospective approaches consist in developing and testing a set of scenarios (Arheimer et al., 2004). Thanks to the increasing availability of spatial and temporal data bases, and to the development of low-data methods for model calibration (Therond et al., 2011), these models can now be used for large areas, such as stream catchments (Rode et al., 2009) or even large river basins (Thieu et al., 2010). However, in these cases, the scenarios generally involve a combination of agricultural practices changes, e.g. the implementation of Best Management Practices (BMP) (Laurent and Ruelland 2011), and it is difficult to evaluate the impact of individual measures. Most of the catchment models consist in coupling a 1D agricultural model with a 2D hydrological model (Ledoux et al., 2007). Few of them take explicitly into account the possible lateral interactions between agricultural plots (Beaujouan et al., 2001; 2002). Moreover, due to the complexity of the models and the cost of data collection, the exercise often comes down to running a small number of scenarios and analysing few output variables (typically, only the N flux at the outlet). However, if the stakeholders' request is often to test simple and cost effective (Lacroix et al., 2005) changes in management practices before envisaging more drastic measures, water quality is rarely their only concern, but also other types of pollutions (e.g. air quality) and economic viability of agriculture.

By far the most studied case is the effect of agricultural practices on nitrate fluxes to ground and surface water bodies. Despite the large number of regulations and remediation plans since 20 years, it remains a major concern in many regions (Billen *et al.*, 2005), involving sanitary (Koo and O'Connell, 2006a) and ecological aspects (Jarvie *et al.*, 2005). In Brittany (West of France), the issue is in the spotlight due to the occurrence of massive green algal blooms in many bays. To control the phenomenon, objectives of reduction of stream nitrate concentration at about 10 mg.L⁻¹ of NO₃ have been put forward (Merceron *et al.*, 2007) much below the 50 mg.L⁻¹ of NO₃ limit fixed by the EC for drinking water. In a region of Chapitre III

intensive livestock production, this questions the very compatibility of agriculture with environmental quality.

The range of possible mitigation options is large (Cuttle et al., 2007), from tuning current practices (Santhi et al., 2006), structural Best Management Practices (Vache et al., 2002) to total system redefinition (Rode et al., 2009) or even partial or total agriculture cessation (Ouyang et al., 2008). Among them , implementation of winter catch crops "CC", also called "nitrogen-trapping winter crops", NTWCs (Thieu et al., 2010), is often cited as a very efficient and cost effective option (Thorup-Kristensen et al., 2003). Although 20 to 80% reductions of N leaching are reported in the literature, efficiency depends on the various components of the cover crop management systems (Meisinger et al., 1991). Based on field measurements, Mac Donald et al. (2005) showed efficiency between 29 and 91% compared to bare fallow while Ritter et al. (1998) could not put into evidence any positive effect. The variety of the catch crop (Kristensen and Thorup-Kristensen, 2004), place into the crop succession (Schroder et al., 1996), frequency (Hansen et al., 2000), date of sowing or incorporation (Clark et al., 1997), harvest management – destruction or harvest for forage – (Justes et al., 1999), soil type (Beaudoin et al., 2005) and climate (Pedersen et al., 2009) are the main and numerous determining factors of efficiency on reducing N leaching. On the other hand, the efficiency at short and long term could be different (Berntsen et al., 2006). Finally, according to Thorup-Kristensen and Nielsen (1998), the efficiency of a catch crop should not be limited to its capability to reduce N leaching during its implantation period, but also include effect on the yield of the succeeding crop, and cumulative effects on the long term (Constantin et al., 2012).

This study aims to model a large set of CC implantation scenarios and their consequences in terms of nitrogen balance at the catchment level. The objectives are (i) to discuss the potential benefits of this measure taking into account the limitations due to the physiographic and agricultural context of the area (ii) to propose a multicriteria classification of these scenarios as a basis for discussion with stakeholders.

99

III.2. Material and methods

III.2.1. Presentation of the model

The model used is the process-based and spatially distributed model TNT2 (Topographybased Nitrogen Transfers and Transformations, Beaujouan *et al.*, 2001). It has been developed to study hydrological and nitrogen fluxes in small catchments (Beaujouan *et al.*, 2002). The model is based on TOPMODEL main hypotheses for the hydrological processes (Beven, 1997) and on STICS for the crop model (Brisson *et al.*, 1998). A full description of TNT2 can be found in Beaujouan *et al.* (2001); here, only the main features relevant to the scenario analysis will be presented.

The catchment is represented as a regular square grid, based on a Digital Elevation Model (DEM). Each cell is split into three zones, namely from top to bottom: the shallow soil layer, the deep soil layer and the weathered rock layer. Soil water movement is modelled by a double porosity, capacity scheme (retention porosity and drainage porosity). The catchment is divided into homogeneous soil and sub-soil zones, having the same hydrological parameters values. Agricultural practices are modelled at the field scale.

The main hypotheses derived from TOPMODEL in TNT2 are: the hydraulic gradient is controlled by topography and calculated from the DEM at the beginning of the simulation; the hydraulic transmissivity decreases exponentially with depth. Calculation of saturation deficit at the grid scale is performed at each time step (daily) and the drainage network is computed on a multi-directional basis (water from a cell flows to all the cells downslope) with the MNTsurf software (Aurousseau et Squividant, 1996).

The agronomic STICS model (Brisson *et al.*, 1998) is a 1-D model that simulates at a daily time step the water, nitrogen and carbon budgets of the soil-plant system as affected by climate, soils and crop management. Input consists mainly in the schedule of agricultural practice, fertilizer amount and type and pasture management. Evapotranspiration, nitrogen and water uptake by plants and nitrogen transformations in the soils are calculated; water percolation and nitrogen leaching are computed using cascading horizontal layers similar to Burns model (Burns, 1975).

Chapitre III

Validations of STICS performances on plant growth and nitrate leaching were made at the plot scale, for wheat and maize (Brisson *et al.*, 2002) and for other crops (Brisson *et al.*, 2009), for various soil types (Nicoullaud *et al.*, 2004) and farming practices (Schnebelen *et al.*, 2004). Mineralisation of residues has been validated by Nicolardot *et al.* (2001) and catch crop management effects have been parameterized and validated by Dorsainvil (2002), Justes *et al.* (2004), Justes and Mary (2004) and Dorsainvil *et al.* (2005). It was successfully calibrated and tested based on long-term observations (8 years) for a small agricultural catchment (Beaudoin *et al.*, 2008) and agronomic experiments (13 to 17 years, Constantin *et al.*, 2012), and used for long term (60 years) simulations of catch crops scenarios (Constantin *et al.*, 2012).

The main difference between the crop model used in TNT2 and the original STICS model is the modelling of grass growth, which is based on a potential production function given by regional references instead of a radiative model. Also, the denitrification module was adapted based on Oehler *et al.* (2009).

III.2.2. Study site and model inputs

The studied stream, namely the Yar, flows towards the Channel Sea and drains an area of 6149 ha, 8% being urban area, 28 % woods and 64 % agricultural area (AA). Hydromorphic soils cover 830 ha, 528 ha under forest and 301 ha under arable land. The catchment is characterized by a high altitude range compared to the region average, reaching 260 meter above sea level. Groundwater volume has been estimated by Mougin *et al.* (2004) to be 0.38 m on average and the groundwater depth varies between 0 and 16 meters below ground level along the slope.

The northern half is characterized by metamorphic formations (micaschist and gneiss) while the southern half is underlain by magmatic formation, mainly granite. The predominant soil is a brown soil with a sandy-loamy texture. Mean annual rainfall during the study period (1996-2008) was 1.019 m, with a minimum of 0.766 m and a maximum reaching 1.315 m, and the mean effective rainfall is 0.430 m. Data of daily discharge and monthly nitrate concentration at the outlet are available since 1997. Atmospheric wet and dry nitrogen deposition were calculated by krieging the results modelled in the EMEP programme (European Monitoring and Evaluation Programme) which are available from the UNECE/EMEP air-quality database (EMEP, 2000).

The square grid size used to run simulation is a 25*25 m grid, and the weathered rock and soil depth distributions were implemented through an input map of 97887 cells.

Based on four farm surveys (1997, 2000, 2004 and 2006), we have determined the production system and the plot distribution of 60 farms, representing 65 % of the AA. The mean AA per farm is 71.8 ha. Main farming systems are based on cattle production: dairy, meat or mixed production represented 95% of the surveyed farms. The cattle production system is driven by the objective of ensuring proper forage supply for the animals during the winter period. The remaining area is dedicated to commercial crops. As the catchment belongs to a Nitrate Vulnerable Zone as defined by the European Nitrates Directive (EC, 1991), organic effluents are limited to 170 kgN.ha_{aa}⁻¹.y⁻¹, excluding plots where spreading is banned (because too close to stream courses or houses or because too steep). If this threshold is exceeded, the surplus is distributed to neighbouring farms through regulatory plans.

A typology of production systems was elaborated based on 4 criteria: total nitrogen load (mineral and organic fertilizer and dejection during grazing), organic nitrogen load rate after importations and exportations, fraction of meadow on AA and fraction of meadow on the total forage area (where forage area is the sum of meadow and silage maize areas). The two first criteria describe the systems of production through their nitrogen load. The third criterion separates crop-oriented system from meadow-oriented systems and the fourth criterion opposes the maize-forage oriented systems versus the meadow-forage oriented systems.

102

It allowed discriminating 4 types of farming systems:

- farms with total organic and mineral load less than 170 kgN.ha_a⁻¹.y⁻¹ and with fraction of meadow area on the AA and on the forage area less than 55 and 75% respectively (type 1)

- farms with total organic and mineral load less than 170 kgN.ha_a⁻¹.y⁻¹ and with fraction of meadow area on the AA and on the forage area more than 55 and 75% respectively (type 2)

- farms with total organic and mineral load more than 170 kgN.ha_{aa}⁻¹.y⁻¹ and with organic load less than 140 kgN.ha_{aa}⁻¹.y⁻¹ (type 3)

- farms with total organic and mineral load more than 170 kgN.ha_{aa}⁻¹.y⁻¹ and with organic load more than 140 kgN.ha_{aa}⁻¹.y⁻¹ (type 4)

Agricultural practices were considered as homogenous within each type.

Based on remote sensing classifications of summer and winter images between 1996 and 2008, the crop rotations have been reconstituted on the 4620 agricultural plots present in the catchment. The method (namely CSAM for Crop System Allocation Model) to reconstitute the practices consists in a combination of a Markov-chain approach to reconstruct the crop rotation and a Knapsack-based algorithm to allocate the management operations and fertilization rates. The method is extensively described by Salmon-Monviola *et al.* (2012b).

The mean plot surface was 0.83 ha. From these rotations, transition matrices were calculated and land use on each plot determined. Depending on farming system types, grass-only leys represented 57 to 72 % of the AA, grass-legume leys 0 to 80 % of the meadows and permanent meadows 8 to 10%, winter crops, mainly wheat and barley, covered 11 to 26% of the AA while spring crops, mainly maize, covered 8 to 23 % of the AA. The proportion of the different crops in the catchment remained nearly constant between 1996 and 2008.

In the model, inputs corresponding to agricultural practices were set according to farm surveys, ensuring that all organic manure produced in the farm (after possible exchanges)

103

and all mineral fertilizer bought in each farm was spread. Surveys led to defining 51 types of management plans, declined into 2700 specific management plans once the type and quantity of mineral fertilizer and organic manure available for each farm were accounted for. The evolution of nitrogen loads on farm from 2000 to 2006 showed a decrease both in organic and inorganic nitrogen (Fig. III-1). The main decrease has been recorded for type 2. When information was missing, median practices over the catchment were considered (type 0).



Fig. III-1. Evolution of mineral and organic load per farming systems from 2000 to 2006

Catch crop (CC) implantation during winter increased from 0 to 350 ha from 2000 to 2006, and regulations were introduced:

- catch crop must be implanted between winter cereals and spring crops and after spring crop (except after corn maize);

- sowing must take place before September 15th after winter cereals and before November 1st after silage maize; harvesting must not be earlier than February 1st.

III.2.3. Scenario description

To design CC scenarios, an incremental approach was proposed, from no CC implantation to full coverage of possible bare soil. The five coverage intensities are:

- S0: no CC implantation

- S1: Business as Usual (BaU), corresponding to the practices observed in the 2006 survey

- S2: BaU + CC between cereals. In this scenario, the durations of the new catch crops are very short, as it is destroyed just before the sowing of the winter cereals.

- S3: BaU + CC between spring crop and cereal. In this scenario, as the spring crop (essentially maize) is harvested very late, the following winter cereal is converted into a spring cereal, to ensure enough time for the CC development.

- S4: BaU + CC between cereal + CC between spring crop and cereal. This scenario is the addition of scenarios S2 and S3. In this case, catch crops are introduced wherever they are possible.

In the BaU scenario, catch crop were simulated as mustard or rye–grass as these plants where identified as the most used in the farm surveys. We used the calibrated parameter proposed for these plants as catch crops in the STICS model by Dorsainvil (2002). In the other scenarios, additional catch crops were simulated as mustard.

Table III-1 summarizes the different scenarios. As grassland is predominant in the catchment (around 55%), and some crops are incompatible with CC (e.g. rape), the surface involved in the scenarios remains relatively low.

	CC surface (ha)	% on the total surface	% on the agricultural area	% on total possible CC surface
no CC (S0)	0	0	0	0
BaU* (S1)	390	6.3	9.9	41
BaU + short CC between cereals (S2)	390 + 350	12.0	18.8	78
BaU + maize-CC-spring cereals (S3)	390 + 210	9.8	15.2	63
BaU + short CC between cereals + maize-CC-spring cereals (S4)	950	15.4	24.1	100

Tab. III-1. Surface involved for catch crop (CC) scenarios S0 to S4 (* BaU: Business as Usual)

Three durations of CC were tested: the medium one (-med-) is the one currently practiced in the field, the maximum duration (-max-) correspond to CC sowing the day after preceding crop harvest and destruction just before the soil preparation for the following crop and the minimum duration (-min-) corresponds to the dates imposed by the regulatory frameworks. Two CC harvest modes were tested: destruction and incorporation of the CC (-i-), which is the observed practice, and exporting of the catch crop (-e-).

Then, we produced a set of 25 scenarios. Their denominations resulted from the combination of coverage intensity (S0 to S4)-crop duration (min, med, max)-harvest mode (i, e). The scenario S1-med-i corresponds to current practices.

Seasons between 1996 and 2008 with median precipitations have been aggregated to construct one median climate year and this year has been repeated along the scenario simulation period. Year was considered as the hydrological year, starting on October 1st. The choice to keep a year with median precipitation was based on the conclusions of Durand *et al.* (2006) showing that climate variations (without trends) have a minor impact on mid-term trends in nitrate concentrations.

Scenarios were run from 2008 to 2020. N mass balance was computed for the whole catchment for the calibration period and the different prospective scenarios using the following equation:

(N mineral fertilizer + N organic fertilizer + N excreted at pasture + N atmospheric + N symbiotic fixation) – (N volatilization + N denitrification + N immobilized in wood + N exported by crops + N stream fluxes) = Δ N stored in water bodies + Δ N stored in soil

(eq. III-1)

with all values in kgN.ha⁻¹, and ha_c: hectare of catchment.

III.3. Results and discussion

III.3.1. Observed nitrate fluxes at the Yar outlet

The observed nitrate concentrations at the outlet showed higher concentrations during summer (Fig. III-2); the catchment belong to the "inverse" pattern catchment (Ruiz *et al.*, 2002; Martin *et al.*, 2004). According to Martin *et al.* (2004), this pattern is the result of groundwater stratification with higher concentration in depth. Despite these large seasonal variations in nitrate concentration, the annual flow-weighted average concentration (calculated following Birgand *et al.*, 2010) was markedly stable from 2000 onwards at around 25 mg.L⁻¹ of NO₃, the first two years only showing values above 30 mg.L⁻¹ of NO₃. The annual nitrogen flux was fairly variable, with higher values for the four first hydrological years. However, when the N flux was normalised according to the average hydraulicity, the pattern was the same as for the flow-weighted average concentration. Therefore, the variations were mainly due to the hydrology of each year, and the decrease of agricultural loads of nitrogen recorded from 2000 onwards (Fig. III-1) seems to have not affected the nitrogen concentration and fluxes at the outlet.

This absence of response to the recent evolutions of agricultural practices could be due else to their poor efficiency or to the time response of the catchment. This was the first result shared with the stakeholders, which enhanced their motivation to asses by modelling the pertinence of a new set of mitigation options prior to their implementation.


Fig. III-2. Concentration and fluxes at observed at the Yar outlet between 1997 and 2008

III.3.2. Result and model calibration

The period from 1998 to 2007 has been used as a calibration and validation period and the years 1996 and 1997 were dedicated to the model initialization. The calibration was done by trial-and-error. Parameters were manually adjusted within a physically realistic range of values. Calibration was based on the comparison between simulated and observed values of water discharge, nitrate concentrations and fluxes at the outlet, with the objective of maximizing the *Nash–Sutcliffe* coefficient (Nash and Sutcliffe, 1970) for water discharge and of minimizing the relative mean error for nitrate concentrations. The calibrated hydrological parameters were the transmissivity at saturation (T, in m.day⁻¹) and the scale factor for hydraulic conductivity decrease with water deficit (m, in m). The calibrated hydrochemical parameters were those controlling mineralization rate and initial nitrogen storage both in soil and groundwater.

Groundwater drainage volume resulting from the calibration procedure was 0.50 m, this value was close to the value of 0.38 m estimated from a geophysical survey in the site (Mougin *et al.*, 2004). Simulated groundwater table level fluctuated from 0 to 20 m below ground level, similar to the measurements reported in Mougin *et al.* (2004). The good fit between observed and simulated groundwater dynamics is as prerequisite to a good calibration since it provides a spatial validation of hydrological functioning, complementary to the validation on data at the outlet. Simulated average soil mineralization was 119.3 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹.

Simulated yields were consistent with local references recorded in 1996 and 2006 (AGRESTE, 2007). Simulated N uptakes were slightly overestimated for barley, silage maize and rape and slightly underestimated for meadow, maize and wheat, but simulated values remain close to the observed references (Fig. III-3a).



Fig. III-3. Calibration-validation results (a: yields, b: water discharge at the outlet, c: nitrate concentrations at the outlet, d: nitrogen fluxes at the outlet)

Water discharge at the outlet was satisfactorily simulated with NS efficiency of 0.83 and R² of 0.82 (Fig. III-3b). NS efficiency for nitrate concentrations was close to 0, but the relative mean error (16 %) was acceptable (Fig. III-3c). The low NS efficiency highlighted difficulties in reproducing high frequency variability but the low relative mean error ensured that general trends were adequately respected. The good reproduction of annual nitrogen fluxes at the outlet supported this statement (Fig. III-3d). In 2001 and 2006, the high nitrate concentrations observed in summer were not simulated by the model. However, this weak concordance did not affect the annual fluxes since summer flows were low. On the contrary, the poor simulation of the observed low concentrations in winter in the year 2003-2004 led to an overestimation of the simulated fluxes. Despite these limitations, the calibration of the model was satisfactory.

Chapitre III

III.3.3. Results of scenario simulations

The calibration period was split into 4 periods to allow the estimation of N mass balances of the catchment for different levels of nitrogen load and different climatic conditions (Fig. III-4). Period 1 (1996-1997) was not shown as it was used as an initialization period, periods 2 to 4 are retrospective periods (1997-2002, 2002-2004, 2004-2008 respectively) and period 5 is the prospective scenario period (2008-2020). In the figure III-4, period 5 corresponds to the continuation of current practices, or "business as usual" scenario (S1-med-i). This representation provides a synthetic view of the catchment functioning that proved very convenient for discussion with stakeholders.

The construction of the mass balance equation led to represent groundwater or soil store depletion as positive input fluxes (Fig. III-4). A positive variation of N stored in soils indicates a microbial biomass, residue or humus store depletion. It has to be noticed that this mass balance equation does not account for the plant biomass which is not yet harvested at the closure date of the balance (September 30th). The amount of N involved is low since only grain maize fields and part of late summer grassland production are at stake, but it explains the small imbalances in the N budget.

The figure III-4 showed that although some decrease of agricultural loads occurred between the period P2 (156 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹) and P3 (128 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹), the effect on the stream flows appeared only during the prospective period P5, with N flux at the outlet being below 20 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹. The annual N flux normalised according to the average hydraulicity were also indicated to eliminate the effect of climate variability, and the calibration periods P2, P3 and P4 displayed fluxes close to 25 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹ while in the P5 period, they decreased to 19 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹. This showed that the effect of the improvement of agricultural practices was delayed due to the long response time of soil and groundwater storage depletion. In the period 5, the groundwater store was close to the equilibrium, while the soil compartment depletion was still significant. Crop yields were maintained, suggesting that the crops were overfertilized in the early period.

Since the scenarios involved only catch crop management in winter, many fluxes were not much influenced by the scenarios, such as nitrogen inputs from organic and mineral fertilization, atmospheric deposition and volatilization. Variations of N excretion at grazing, fixation and nitrogen immobilized in wood were lower than 0.2 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹. The range of variation of denitrification among scenarios was 0.4 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹.



Fig. III-4. Nitrogen mass balance at the catchment scale from period 2 to period 5 (volat.: volatilization, min. fert.: mineral fertilizer, org. fert.: organic fertilizer, dej. past. : dejection in pasture; all values in kgNha⁻¹y⁻¹)

Since inputs were kept constant, the main effects of the scenarios were visible on store depletion, stream fluxes and crop exportations. Globally, the impacts of the different scenarios on nitrogen fluxes were small, which was expected considering the small proportion of the catchment surface impacted by CC management (Tab. III-1). Simulated current practices (S1) led to a reduction of 0.9 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹ on stream fluxes compared to S0. This suggested that among the improvements of agricultural practices since 2000, the reduction of N fertilizers, which concerned the whole agricultural surface of the catchment, had more impact than the introduction of catch crop on 10% of the agricultural area.

Among the tested scenarios, S2 led to the larger reduction in N flux at the outlet, highlighting the interest of catch crop even when harvested early, before the drainage period, especially because soil mineralisation can be important during September and

October. The potential of this practice was enhanced by the fact that it affected a relatively large surface, without disturbing the current system.

The scenarios S3, involving the replacement of winter cereals by spring cereals had less effect on N fluxes at the outlet than S1. This is because the positive effect of CC was compensated by the yield decrease of spring wheat and spring barley, of 7 and 14 % compared to winter variety, respectively. For the same reason, the scenario S4 was less efficient than the scenario S2, although the surface affected by CC reached 15 % of the catchment area.

Increasing the duration of the CC growing period had a relatively large effect on nitrogen stream fluxes in all scenarios, with a maximum gain of 1 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹ in S4 independently of harvest management. Exporting CC residues instead of incorporating them allowed decreasing slightly the fluxes at the outlet from 0.2 to 0.3 kgN.ha_c⁻¹.y⁻¹.

III.3.4. Scenario classification

Giving operational results to stakeholder should not been limited to representation but should go further by proposing a classification of the scenarios. According to the question motivating the stakeholders, the scenarios can be related to the business as usual (S1-med-i) scenario (can we improve current practices?) or to the no catch-crop scenario (what would be the impact of introducing catch crops?). However, although the main objective was to reduce N fluxes at the outlet, consideration of the whole N balance at the catchment scale gave additional information about the scenario effects. The simulated variations of crop yield are of major interest for the stakeholders, since they impact directly the economic performances of the farms. The figure III-5 was built as a graphical classification of the scenarios according to these requirements.

The figure III-5a, showed that when CC scenarios were compared to SO (solid axes), all of them were beneficial with respect to the reduction of the nitrogen fluxes at the outlet, while some of them (essentially S3 and S4) were detrimental to crop yield. When the scenario were compared to the current practices (S1-med-i; dashed axes), it highlighted the efficiency of the past evolutions of practices, which allowed not only to reduce N fluxes at the outlet

113

but also to improve slightly crop yields. This kind of representation would help the stakeholders to decide which scenario has to be implemented, depending on the importance given to the objective. In this case, if the major objective is the reduction of N fluxes in the stream, S2-max-e would be selected; if an important weight is also given to maintaining or increasing crop yields, S2-med-e, S2-med-i or S2-max-i would probably be the best candidates.

However, considering only stream nitrogen fluxes reduction and yields hides possible negative side-effects, such as the acceleration of the store depletion rate. As the scenarios presented in this study were built to enhance internal recycling, output items have to be integrated to address the global effect of a scenario. The best measures should aim to minimize not only the stream N fluxes but also the losses to the atmosphere (volatilization and denitrification) and soil store depletion that corresponds to nitrogen (and carbon) wasting. The figure III-5b gives a graphical classification of the scenarios according to these considerations.



Fig. III-5. Classification of scenarios (dotted lines are centered on the current situation), N losses include N stream fluxes, N in volatilization, N stored in soils and water bodies and N denitrification

The comparison between figure III-5a and 5b highlighted the key issue on the management of the CC. The figure III-5b shows that scenario 3 and 4, whatever the CC implantation duration and the CC harvest mode, had negative effect on the yields compared to scenario 1 and 2. The replacement of winter crops by spring crops was detrimental. Incorporating the CC had systematically positive effect on yields but decreased the effect on the reduction of nitrogen fluxes in the stream. The scenario 2 gave better results both in term of reduction of nitrogen fluxes in the stream and increase of yields.

The consideration of all N emission to the environment stressed out the positive effect of incorporation of CC residues, mainly due to the N store preservation. The exportation of CC residues led indeed to accelerate the soil store depletion. The scenario 2 with CC incorporation appeared to be the best option to support the yield and reduce the N losses to the environment. The extension of the CC implantation duration (S2-med-i vs. S2-max-i) allowed to reduce the N loss to the environment but it was at the expense of the crop yields. CC implantation between successive cereals displayed good results in spite of the relatively short duration of CC growing period.

III.4. Conclusion

The ability of the TNT2 model to simulate a large catchment with high diversity of production system, agricultural practices and rotations has been confirmed. The simulated results of water discharge and nitrogen fluxes at the outlet presented reasonable concordance with observation which allowed drawing hypothesis on hydrological and hydrochemical functioning of the catchment and opened the possibility to draw prospective scenarios to respond stakeholder specific concerns.

This specific question of stakeholder has been translated into a simulation plan, declined voluntarily into the incrementation of simple technical actions affecting nitrogen internal recycling. This choice ensured consistency between the raised question and the model. Raw results of nitrogen fluxes at the outlet were encouraging for the scenario of CC implantation between cereals. The scenarios with longer durations of CC growing period and with exportation of CC residues also led to decrease of nitrogen fluxes in the stream. Inversely, the replacement of winter cereals by spring cereal to allow additional CC implantation and inhibit low uptake during winter by winter cereal did not lead to nitrogen fluxes reduction. However, assessing the effect of a scenario on only one term (nitrogen flux in the river) is restrictive and scenario efficencies were estimated based on nitrogen mass balance on the overall catchment. This approach was built to better suits stakeholder information needs

Chapitre III

prior to implement agricultural practices changes by objectivising the prospective results of the scenarios.

Expected results from CC scenario were found to be low in the studied watershed. It confirmed the difficulties to mitigate nitrogen excess by simply tuning practices when the water quality objective is ambitious. If testing simple mitigation options is a necessary step before planning more drastic measures, our resulted showed that in this area, a change in agricultural production systems seems to be unavoidable to significantly reduce N fluxes in the stream while ensuring farm economic survival. To give effective support for stakeholders, models need to consider first the effect of mitigation options on farming strategies that will affect the agricultural practices and then simulate the consequent nitrogen fluxes. Existing models dedicated to farmer decision strategy are actually limited to the farm scale. Upscaling to the catchment would benefit the process of decision support and detail information given to stakeholders.

A RETENIR

L'objectif de ce chapitre était d'explorer par modélisation l'effet sur les flux d'azote de scénarios classiques de changements de pratiques agricoles et de proposer une classification de ces scénarios pour l'appui à la gestion. L'originalité de l'approche résidait dans le caractère systématique de cette exploration et dans les critères utilisés pour classer ces scénarios.

Sur un bassin versant, le changement de pratiques, simulé avec le modèle agrohydrologique TNT2, consistait en une généralisation progressive de l'utilisation des Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates (CIPAN), avec différentes modalités relatives aux dates de mise en place et de destruction ainsi qu'au mode de récolte.

L'étude a nécessité la reconstruction des pratiques agricoles (rotation et itinéraires techniques) sur toutes les parcelles du bassin versant. Les résultats de simulation montrent le peu d'effet sur la lixiviation de nitrates d'une généralisation des CIPAN, dans le cas étudié, où la surface potentielle d'implantation est faible et du fait que la fertilisation de la culture suivante n'est pas modifiée dans nos scénarios, ce dernier point correspondant à la pratique la plus fréquente dans la région. La méthode proposée pour comparer les scénarios a mis en évidence l'importance de ne pas considérer uniquement les flux d'azote à l'exutoire du bassin pour discuter l'efficacité d'un scénario. Estimer cette efficacité sur la base du bilan de masse de l'azote sur tout le bassin est préférable, à la fois pour mieux comprendre les effets à court terme et pour mieux évaluer les effets à long terme des scénarios.

Après cette étude d'une pratique spécifique (CIPAN), l'analyse de l'ensemble des systèmes de production (facteurs environnementaux, techniques et économiques) fait l'objet du chapitre suivant.

Chapitre IV

Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas

Moreau P.^{1,2}, Ruiz L.^{1,2}, Mabon F.^{1,2}, Raimbault T.^{1,2}, Durand P.^{1,2}, Delaby L.^{2,3}, Devienne S.⁴, Vertès F.^{1,2}

¹ INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

² Agrocampus Ouest, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

³ INRA, UMR1080, Production du Lait, F-35590 Saint-Gilles, France

⁴ AgroParisTech, UER Agriculture Comparée et Développement Agricole, F-75000 Paris, France

Ce chapitre est publié dans Agriculture, Ecosystems and Environment

(doi:10.1016/j.agee.2011.06.005)

Table des Matières : chapitre IV

IV.1. Introduction	122
IV.2. Material and Methods	123
IV.2.1. Study site	123
IV.2.2. Agrarian system diagnosis	124
IV.2.3. Environmental assessment	129
IV.2.3.1. Farm-gate N balance	129
IV.2.3.2. The TNT2 biophysical model	129
IV.2.3.3. Mitigation options and scenario building	132
IV.3. Results	133
IV.3.1. Agrarian system diagnosis	133
IV.3.1.1. Landscape analysis	133
IV.3.1.2. Evolution of farming systems in the 20 th century	133
IV.3.1.3. Typology and technical functioning of current farming systems	136
IV.3.1.4. Economic results	139
IV.3.2. Environmental diagnosis	141
IV.3.2.1. Farm gate N balance and N use efficiency	141
IV.3.2.2. Prospective biophysical modeling	
IV.4. Discussion	143
IV.5. Conclusion	145

IV.1. Introduction

Integrated assessment tools, including computer-based land-use models, are used ever more frequently for complex problem solving related to water quality degradation in agricultural areas (Sterk *et al.*, 2009; 2011). For *ex ante* or *ex post* assessments of efficiencies of mitigation plans on nutrient management, Cherry *et al.* (2008) identified four methods: direct measurement, nutrient budgeting, risk assessment and modeling. However, in a decision-support context, stakeholders often criticize the limited relevance of the assessment. For example, in the context of agricultural-borne diffuse pollution, assessments often consider only nutrient dynamics, neglecting economic and social values (Jakeman and Letcher, 2003). Integrated assessment, as defined by these authors, involves considering the environmental, social and economic effects of management strategies to ensure the credibility and usefulness of outcomes for decision makers (Wei *et al.*, 2009).

This is particularly relevant when the potential solution involves drastic changes in farming systems. Intensive agriculture is the most significant source of surface and ground water quality degradation (Petry *et al.*, 2002; Billen *et al.*, 2005; Cinnirella *et al.*, 2005), especially in the case of nitrogen (N) (Sutton *et al.*, 2011). In addition impacting drinking-water supplies (Molenat and Gascuel-Odoux, 2002; Koo and O'Connell, 2006a), N contamination is involved in the eutrophication of surface and coastal waters (Jarvie *et al.*, 2005). Macroalgal proliferations ("green tides") in coastal areas affect an increasing number of bays, in nearly 40 countries (Morand and Briand, 1996), with increasing frequency and severity to the point of harmful effects on human health. The European Union (EU) Water Framework Directive (EC, 2000) states that all water bodies need to recover a "good and non-deteriorating" ecological status by 2015. The threshold of 11.3 mg Γ^1 of N-NO₃, the normative limits for drinking water fixed by the EU, is generally consistent with acceptable ecological status; however, in highly sensitive bays affected by green tides the concentration threshold should be lower (Cugier *et al.*, 2005; Merceron *et al.*, 2007).

To address degraded situations and restore acceptable status, appropriate steps include diagnosing the present state, identifying the driving factors and then the most promising mitigation options (Cuttle *et al.*, 2007), which range from improvement of current

Chapitre IV

agricultural practices (Santhi *et al.*, 2006; Wong *et al.*, 2006), Structural Best Management Practices (Vache *et al.*, 2002; Arabi *et al.*, 2006), to the redesigning of farming systems (Hill and MacRae, 1996; Krause *et al.*, 2007; Rode *et al.*, 2009) or even complete cessation of agriculture (Ouyang *et al.*, 2008). Obviously, redesigning farming systems with the objective of addressing environmental issues is likely to affect the social and economic aspects of sustainability. In-depth understanding of the dynamics and diversity of farming systems should be a prerequisite to the elaboration of prospective scenarios for decision support (Gibon *et al.*, 1999).

The objective of this paper is to propose an integrated assessment approach combining an agrarian system diagnosis and an environmental assessment in order to identify connections between farming systems and risky N agricultural practices and to explore possible ways to reduce the environmental impact of farms while respecting their economic viability and technical feasibility. The approach was tested in the coastal watershed of Lieue de Grève (northwestern France), an ecologically vulnerable area affected by green tides. This integrative approach endeavored to provide operational support to stakeholders.

IV.2. Material and Methods

IV.2.1. Study site

The Lieue de Grève watershed is located in Brittany, France. The climate is humid temperate with a mean annual temperature of 11.7°C and a mean annual rainfall of 950 mm. The site covers 120 km², of which 85 km² are used for agriculture, and is comprised of 5 subwatersheds corresponding to the 5 coastal rivers feeding the bay. The largest subwatershed, the Yar, occupies 51% of the total area and accounts for 59% of NO₃ loads to the bay (SCE, 2010). At the Yar outlet, daily stream discharge data are available from 1996, while nitrate concentration data are available weekly to biweekly from 1997, with a mean concentration of 6.7 mg N-NO₃ l⁻¹, decreasing to reach 5.9 mg N-NO₃ l⁻¹ in the 2006-2007 hydrological year. In 2007, 194 farms had all or part of their Agricultural Area (AA) on the watershed (85% cattle farms, 4% intensive poultry or pig farms and 11% mixed animal-crop farms). Grassland is the main land use, occupying 45% of the AA, followed by maize and

wheat. Despite moderate concentrations in the 5 streams feeding the bay, around 6.8 mg N-NO₃ Γ^1 (i.e., much lower than the 11.3 mg N-NO₃ Γ^1 limit), the bay has been affected by green tides every summer for the past 40 years. Drastic reduction in nitrate fluxes was identified as the only efficient way to control algal blooms (Menesguen and Piriou, 1995), and Menesguen (1999) suggests that a value as low as 1.9 mg N-NO₃ Γ^1 in the stream must be reached to halve algal bloom frequency.

IV.2.2. Agrarian system diagnosis

The agrarian system diagnosis aims to understand the past and present situations of the agriculture in a region, in order to propose suitable options of agricultural development. For each type of farming system, it provides an analysis of their constraints, the reasoning behind current agricultural practices, and their techno-economic performances (Devienne and Wybrecht, 2002). In this method, the farming system refers to a set of production units (farms) with access to comparable resources (similar geographic location, surface area, equipment and workforce), operating under similar socioeconomic conditions and including a given combination of productions (Cochet and Devienne, 2006). The farming system is a combination of cropping systems (crop rotations and associated techniques) and livestock systems, with the animal diet as a keystone (Aubron *et al.*, 2009), connected together by relationships of complementarity and competition for the resources use. The farming system is a model that leads to a description of generic functioning frames, which allow classification of farm types and possible management choices associated with each type (Mabon *et al.*, 2009).



Fig. IV-1. Functional organization of the assessment: the agrarian system diagnosis (gray squares) and the environmental assessment (black squares). Dashed squares and arrows indicate output information and interactions

The method is based on three steps (Fig. IV-1):

- A landscape study is predominant in the identification of farming systems because the farm strategy is guided by environmental conditions such as the amount and distribution of available resources. Its objective is to delimit and describe different units of landscape of a given territory, to characterize their resources and to deduce from their characteristics hypotheses about their specific exploitation modes. Landscape analysis was based on direct field observations and geologic and topographic maps.

- A historical reconstitution is essential to understand the evolution in the agroecosystem management and to capture the differentiation processes and diversity of farming systems resulting from technical breakthroughs, agricultural economics and policy changes, which characterize current systems as results of local evolution. At the farm level, individual choices are restricted to a set of existing possibilities, highlighting the differentiation mechanism (Cochet and Devienne, 2006). This step also allows understanding the dynamics of farming systems. In the study site, the long-term historical reconstitution (from the 1940s) was based on the literature and on 50 surveys of retired agricultural advisors and farmers (Mabon, 2008).

These first two steps emphasize structural factors that have led to the emergence of current farm systems and provide an initial sketch of farming system types, used for selecting a relevant set of farms for the third step. This analysis has to be carried out before the technoeconomic step as it reveals the origins and the development of farming systems, and helps to foresee their possible evolutions and their potential to adapt to changing contexts.

- A techno-economic characterization of the farms was achieved through 23 in-depth surveys of farmers in activity. It also included open questions about the farmer's strategies with a particular attention on current and future fodder systems. These surveys aimed to model the organization of each farming system (Mabon, 2008). Economic performance of the farming systems was reconstructed from each model, in close connection with the technical functioning and by considering average production yields and prices, because direct estimations from farmers' accounting books have several drawbacks: they are not available on some farms, they often underestimate the material depreciation, they give a particular year results and they often do not allow cost accounting at cropping or livestock system level. Economic efficiency (Tab. IV-1) was evaluated from i) net value added, which reflects the farm production's contribution to the national economy and ii) net agricultural income (Devienne and Wybrecht, 2002). The working hypotheses for economic modeling concerned i) prices based on the years 2007-2008, ii) milk price modulated per system according to fat and protein content, iii) the real lifetime of equipment including repayment calculations. Subsidies and withholding taxes were recalculated from single-payment entitlements and net agricultural income, respectively. The sensitivity of each farming system to price variations and dependence to subsidies was estimated by comparing their economic performance on two contrasting years: 2007-2008 (high milk, cereal, fertilizers and energy prices) versus 2005 (relatively low prices). This sensitivity to prices was performed only for the main farming systems having dairy and cereals productions, because the considered variations of prices affected mainly milk and cereals.

The agrarian system diagnosis led to propose a typology of farming systems that was used to classify all farms present in the study area based on an extensive survey carried out in 2007 by agricultural advisors (Chamber of Agriculture of Côtes d'Armor).

Calcul	ation of th	ne net agricultural income for a production system
	GP	Annual Gross Product (e.g., cash crop, milk, meat, etc.)
-	IC	annual Intermediate Consumption (e.g., cattle feed, crop-related costs, veterinary
_		costs)
=	GVA	Gross Value Added
-	pMD	proportional-to-area Material Depreciation (e.g., livestock stalls in a building)
-	npMD	non-proportional-to-area Material Depreciation (e.g., tractors, milking parlor)
=	NVA	Net Value Added
-	LR	Land Rent: proportional-to-area
-	LI	Loan Interest: proportional (pLI) and non-proportional-to-area (npLI)
-	LT	Land Taxes: proportional-to-area
-	PW	Paid Wages for employees, including social contribution: proportional (pPW) and
		non-proportional-to-area (npPW)
+	S	Subsidies: generally proportional to the area
=	GAI	Gross Agricultural Income
-	SC	Social Contribution for family workers
=	NAI	Net Agricultural Income

For each farming system, which has been modeled, it is possible to reconstruct the economic results from its specific technical functioning and resources.

Example:

For a crop in a cropping system in a specific farming system

GP = average yield/ha (depends on field localization, on crop management sequence, that are specific to this cropping system * average area under this crop (depends on the rotation) * average price (for this farming system: depends on the average selling date, of average quality...)

IC = IC/ha (depends on crop management sequence = goods and services consumed or used up as inputs for each cultivation operation: specific to this crop in this cropping system)

The same reasoning can be used for a livestock system to calculate GP and IC from the technical characteristics per dairy cow or per pig.

Equipment is a characteristic of the farming system: depreciation of capital, or average annual fixed capital consumption, can be easily evaluated.

The social related costs can be evaluated thanks to both observation and understanding of farming system evolution pattern.

For a given farming system, characterized by specific resources and technical functioning, most of the economic results depends on the area and can be expressed as a function of it: Gross Product; Intermediate Consumptions; some equipment depreciation, when this equipment value depends on the area or on the number of livestock (stalls, land drainage...); land rent; land taxes; paid wages for daily workers... Some of them are constant and characteristics of the farming system as farm machinery (tractor, combine, milking machine...) or loan interest for investment in this kind of equipment.

For each farming system, Net Agricultural Income per family worker can be expressed as:

 $\label{eq:NAI/Fw} NAI/Fw = (GP/ha - IC/ha - pMD/ha - LR/ha - pLI/ha - LT/ha - pPW/ha - SC/ha + S/ha) * AA/Fw - (npMD + npLI + npPW) / Fw$

where where Fw, number of family workers; AA/Fw, agricultural area per family worker.

Tab. IV-1. Detail of economic calculations of the Net Agricultural Income per family worker

IV.2.3. Environmental assessment

The environmental assessment focused on N fluxes, with i) farm-gate N balances (FGB) calculation and ii) the biophysical model TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2001) for N dynamics at the watershed scale (Fig. IV-1).

IV.2.3.1. Farm-gate N balance

Nutrient balance can be calculated at the soil-surface, soil-system or farm-gate scale (Simon and Le Corre, 1992; Oenema *et al.*, 2003) and provides useful results to quantify N use and efficiency and compare farms and farming systems (Scoones and Toulmin, 1998; Bassanino *et al.*, 2007; Kustermann *et al.*, 2010). The FGB calculated as proposed by Simon *et al.* (2000) did not require knowledge of internal N recycling, and assumes stable soil conditions. It was computed as the difference between N inputs and outputs at the farm gate (all values in kg N ha⁻¹ AA):

$$FGB = (MF + M_{in} + FC + F + LA + BF) - (Me + Mi + C + AP + M_{out})$$
(eq. IV-1)

where N inputs are mineral fertilizers (MF), imported manure (M_{in}), animal-feed concentrates (FC), forage and straw (F), living animals (LA) and symbiotic fixation by legumes (BF) and N outputs are meat (Me), milk (Mi), cash crops (C), other animal products (AP) and exported manure (M_{out}). The N-use efficiency (NUE) was calculated as the ratio between all N outputs except M_{out} and N inputs (Simon *et al.*, 2000; Oenema *et al.*, 2009). All values were collected on a sample of 49 farms where data could be obtained (including the 23 farms studied in the agrarian system diagnosis).

IV.2.3.2. The TNT2 biophysical model

We used the Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation model TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2001), a process-based and spatially explicit model simulating water and N

Chapitre IV

fluxes at a daily time step at the watershed scale. This model has been used successfully with heuristic objectives (Beaujouan *et al.*, 2002; Viaud *et al.*, 2005) and to support public decision-makers in the assessment or elaboration of pollution-mitigation plans (Durand *et al.*, 2006).

The TNT2 model comprises i) the generic soil-vegetation-atmosphere transfer model STICS (Brisson *et al.*, 1998), ii) the fully distributed hydrological model TNT based on the TOPMODEL hypotheses (Beven, 1997) and adapted to watersheds with a shallow aquifer and iii) the denitrification model NEMIS (Henault and Germon, 2000) to simulate biotransformations of N in wetlands. The originality of TNT2 is its ability to take into account spatial interactions. It was used in this study i) to quantify relations between agricultural practices, watershed characteristics and water quality (nitrate); ii) to test the effect of prospective scenarios on nitrate fluxes in the stream; and iii) to evaluate dynamically the agro-hydrosystem's response to changes in agricultural practices.

The physical description of the watersheds consisted of a digital elevation model; a representation of main landscape structures (e.g., roads, hydrological network, hedgerows, wetlands); and soil, regolith and climate maps. Soils and subsoil characteristics were spatially distributed accordingly. The grid size used during simulations was a 25x25 m, with a total of 97887 cells. Climatic data used were observed daily precipitation and min/max temperatures of the area provided by MeteoFrance. Atmospheric wet and dry N depositions were estimated by kriging the results predicted by in the EMEP program (European Monitoring and Evaluation Programme) and available in the UNECE/EMEP air-quality database (EMEP, 2000).

Simulations were performed on the Yar watershed since it provides most of the N load to the bay and because it is the most studied, especially its agricultural activities. Available data consisted of the extensive survey carried out in 2007 by agricultural advisors completed by three additional surveys (1997, 2000 and 2004) also carried out by agricultural advisors. A full set of summer and winter satellite images from 1996-2008 (Corgne, 2004) and unpublished) enabled the reconstruction of a complete set of agricultural practices on the 4620 agricultural fields of the watershed from 1996-2008.

130

The initialization and calibration periods comprised the winter of 1996-1997 and the remaining observation period (1998-2007), respectively. Calibration was performed on the discharge and nitrate concentrations measured at the outlet, based on a trial-and-error process within a physically realistic range of the parameters. Calibration was satisfactory for discharge, with a Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (Nash and Sutcliffe, 1970) of 0.81. For nitrate concentrations, the Mean Relative Error, computed as the mean of the deviations between simulated and observed values divided by the mean of observed values, was high (22 %), demonstrating the difficulty in reproducing concentration on a daily basis; however, inter-annual and intra-annual variations were well reproduced (Raimbault *et al.*, 2009).

A set of hydrological and N variables predicted by the model were compared to regional observations to assess the quality of the calibration (Tab. IV-2). Simulated drainage volumes and groundwater fluctuations were similar to those observed, while mean predicted N uptake by crops and soil N mineralization were in the same order of magnitude as regional reference values. Predicted denitrification was lower than regional observations (Oehler *et al.*, 2009) in relation to a lower proportion of wetlands in the Yar watershed.

Process	Unit	Predicted	Observed	Source
N denitrification	kg N ha⁻¹ y⁻¹	14	27-40	Oehler <i>et al.,</i> 2007
Groundwater drainage volume	m	0.5	0.38	Mougin <i>et al.,</i> 2004
Groundwater fluctuation	m	0-20	0-20	Mougin <i>et al.,</i> 2004
Wheat N uptake	kg N ha⁻¹ y⁻¹	205	224	AGRESTE, 2007
Rape N uptake	kg N ha⁻¹ y⁻¹	210	198	AGRESTE, 2007
Barley N uptake	kg N ha⁻¹ y⁻¹	159	151	AGRESTE, 2007
Silage maize N uptake	kg N ha⁻¹ y⁻¹	166	156	AGRESTE, 2007
Grain maize N uptake	kg N ha⁻¹ y⁻¹	61	185	AGRESTE, 2007
Grassland yields	t DM ^a ha ⁻¹ y ⁻¹	90	74	AGRESTE, 2007

^a DM: dry matter

Tab. IV-2. Data and processes comparison between observations on the study area and simulated results of the TNT2 biophysical model

IV.2.3.3. Mitigation options and scenario building

A set of three mitigation options was identified with stakeholders to explore a range of potential system change over 13 years (2007-2020):

- "Business As Usual" (BAU), assuming that current agricultural practices (optimized) continue.

- "Système Fourrager Econome en Intrants" (SFEI), an agro-environmental incentive, cofinanced by EU, designed at Brittany level to encourage farmers to protect and enhance the environment on their farmland. Farmers commit themselves for at least five years to adopt low-input practices and grass-based fodder: grass area >55% of AA and >75% of forage area; silage maize <18% of forage area; less than 170 and 140 kg N ha⁻¹ of total and organic N applied, respectively; no chemical fertilizers on maize; and less than 30 and 100 kg N ha⁻¹ of chemical fertilizer on grasslands and wheat or rape, respectively.

- "Decline of Agriculture" (DA), converting the entire AA into unfertilized grasslands for hay production. This drastic option leads to minimal N leaching from soils and was aimed to evaluate the hydrosystem's response time.

It was possible to translate these options into simplified but realistic scenarios for simulation modeling because of knowledge gained from the agrarian system diagnosis (for BAU), or because options were based on clear and consistent specifications concerning agricultural practices (for SFEI) or because of extreme simplicity (DA). Testing more refined scenarios based for example on extrapolation of existing farming system types would have required additional tools to build realistic agricultural practice inputs, and was beyond the scope of this work. The simulations were run for a 24-year period (1996-2020) containing an 11-year calibration period and a 13-year forecast period. The daily weather during this period was simulated by repeating each year the median daily weather observed from 1998-2007, based on the conclusions of Durand *et al.* (2006) showing that climate variations (without trends) have a minor impact on medium-term trends in nitrate concentrations.

IV.3. Results

IV.3.1. Agrarian system diagnosis

IV.3.1.1. Landscape analysis

Three main landscape units were identified based on geomorphology and land use (Mabon *et al.*, 2009): i) a coastal area, with small narrow valleys on metamorphic formations, ii) a lowland area on loess, with deep loamy soils favorable to cash crops; and iii) a granitic area, with steep slopes and shallow brown soils, in which grasslands are abundant. Most of the AA in the whole territory is devoted to ley-arable rotations on small fields or to cash crops in larger fields. Wetlands occupy 16% of the area and 7% of the AA, woods cover the steepest slopes, and grasslands occupy 45% of total AA. Frequent precipitation in summer leads to higher potential grass summer production and annual yield in the whole territory compared to nearby coastal watersheds (Madec, 2006) and promotes grazing on soils with high loadbearing capacity, but can make grass harvest difficult. The combination of shallow freedraining soils, slopes, high winter drainage, widespread ley-arable rotations including spring crops and possible excesses in fertilization explain the study area's high sensitivity to nitrate losses.

IV.3.1.2. Evolution of farming systems in the 20th century

The low fertility of the acidic and highly permeable soils prevailing in the area was the main constraint on farming systems during the first half of the 20th century. All the farmers implemented similar mixed crop-livestock farming systems, labour intensives and focused on maintaining soil fertility, thanks to complex rotations including legumes, alternating deep and shallow-rooted crops and covering the soil all year round to limit N losses by leaching. Confining the cows on gorse (*Ulex europaeus*) litter collected on heathland allowed producing manure carefully composted to improve its incorporation into the soil. Products sold from the farm were processed (e.g., butter, meat), maximizing added value due to the high availability of labor.

Chapitre IV

The development of motorization and chemical fertilization since 1950 resulted in a deep evolution of this system. Chemical fertilizers ensuring soil fertility, farmers expanded rotational grazing on improved temporary grasslands, allowing the increase in livestock number (dairy cattle and pigs, fattened with dairy by-products). The smallest farms specialized in poultry and cereals or dairy cows (Fig. IV-2). The productivity of labor increased, as did capital and intermediate consumptions.

In the 1960, the general decrease in the gross product relative to running costs led farmers to increase productivity. Less-profitable farms disappeared, allowing enlarging the size of the remaining ones. Investment in improved equipment (milking machines, cows housing, tractors...) led to 6 specialized farming systems (Fig. IV-2): taking advantage of the high local potential of grass yields, most farms specialized in dairy production while only some in the coastal loamy area specialized in pig production associated or not with suckling cows. This is a strong specificity of this site, as in neighboring regions, pig or vegetable productions were more profitable.

The first green tides were observed in the bay in the early 1970s, as a consequence of these evolutions on the N-balance excess: i) soil liming increased mineralization of soil organic matter; ii) cultivation of permanent grasslands and moors released a high quantity of N; iii) excessive amounts of chemical fertilizers were applied, as encouraged by advisors; and iv) manure, now considered a waste product, was spread carelessly. The introduction of maize for silage in the 1970s allowed an increase in both stocking rates and productivity per animal, but in the same time oil crisis decreased agricultural-product prices. In the next two decades, N leaching losses reached their historically highest levels in particular because of increasing occurrence of bare soils after over-fertilized maize.



Fig. IV-2. Historical evolution of farming systems leading to 11 current systems (identified by landscape unit) (TG: temporary grassland, D1: Dairy1, D2: Dairy2, D-g: Dairy-grass, D-div: Dairy-diversified, D + ce: Dairy + cereal, D + su: Dairy + suckler, D + ca: Dairy + calf, D + ve: Dairy + vegetable, S1: suckler1, S2: suckler2, P + ce: pig + cereal.)

Chapitre IV

The stabilization of total milk production due to quotas in 1984 and the application of the EU Nitrate Directive (EC, 1991) limited N loads and promoted mitigation measure to limit N leaching (e.g. catch crops in winter). The global trend to increase productivity per hectare and per worker remained, but differences in investment capacity (equipment, animal genetics), opportunities to expand, or farm structure, led to a diversification in 9 farming systems (Fig. IV-2). At the same time, more autonomous systems based on grazed grass-legumes grasslands appeared, aiming to improve both economic and environmental results by reducing cost production rather than increasing production (Pochon, 2008). Environmental issues and regulations are nowadays strong drivers for farming systems evolution, in a context of decreasing regulations from EU (suppression of quotas, changes in subsidies attribution), and prices instability.

IV.3.1.3. Typology and technical functioning of current farming systems

Eleven existing farming systems and their main agricultural practices were identified in the study area (Tab. IV-3), of which two existed already in the 1960-1970s (Pig+cereal and Dairy+vegetable systems, Fig. IV-2). Most farms (88%) include dairy production. Dairy systems are differentiated by i) farm area and fodder system, which are closely related to facilities and labor, and ii) associated productions (crops and livestock). Some small farms have specialized in suckling cows as a part-time activity (Suckler1 system). Large farms producing pigs and suckling cows in the 1970s also moved toward suckling-cow systems (Suckler2 system). Only one farm in the study area specialized in cash crops (due to deep loamy soils); thus, it was excluded from the classification system.

For Dairy1, Dairy2, Dairy+cereal, and Dairy+suckler farming systems, winter feeds are based on maize and soybean concentrates, which overcomes resource constraints and controls milk production over the year by decreasing dependence on pasture. Giving cows free access to maize silage over the entire year leads to a maximum proportion of maize in annual rations, meets high goals for per-cow milk yields (Dairy+cereal system), but underuses grasslands, since grazing efficiency is linked to animal appetite. It also is often associated with inappropriate management: high N fertilization and short grazing cycles lead to high N

136

deposition by grazing animals and low grassland persistency, especially of mixed grass/clover swards. The main rotation near stables is ley-arable, with about 5 years of ryegrass or grassclover followed by 1-2 years of maize or cereals. Fields distant from the farm produce mainly maize and cereals in rotation, or cut grass.

Potential to move towards grass-based fodder system is limited in some farms (mainly in Dairy1 and Dairy+suckler systems) due to inappropriate farm structure (field accessibility to dairy cows, farm size, soil types). For the others, many farmers expressed their reluctance to increase the part of grass in their fodder area because of i) lack of experience and knowledge on grass-based systems management and grassland persistency, considered to be more complex compared to maize, ii) climatic risks linked to grass harvesting or iii) grass-based breeding is considered as an old-fashioned system.

Dairy-grass and Dairy+calf systems aim to reduce production costs and increase selfsufficiency and are based on grass (pasture and forage), with either a lower milk production level per cow (maize only in winter) or a high milk production per cow (high genetic potential) and diversified forage in the ration (grazing, grass silage and hay, mixed cereals, fodder beets and maize/soybean). Both systems imply sound management of mixed grass/clover temporary grassland, which promotes a longer duration of grasslands. The Dairy+calf system, where surplus of milk (quotas) are valorized by calves, can adapt very quickly to increase of quotas.

Among the less frequent systems, Suckler2 system aims to maximize use of a large AA with limited labor and the Dairy-diversified system requires a larger labor force due to extreme diversification.

Chapitre IV

System type	Location	Average family	Range of	Livestock	Feeds : maize as % fodder units, fodder	Crop distribution	Equipment
(farms frequency)		workers	Area (ha)	Milk production	regime calendar	-	
Dairy+cereal	lowland area	2	60-90	45-65 dairy cows	53%, no closure of the maize silo	30% grass/clover TG ^a	2x5 milking parlor
(24 %)				7500L milk.cow ⁻¹ .year ⁻¹	pasture from May to June	40% cereals	buildings 75% straw litter
						30% maize	tractors 60, 90 & 110 horsepower (hp)
Dairy2	whole territory	2	45-65	40-50 dairy cows	43%, no closure of the maize silo	40% grass/clover TG	2x5 milking parlor
(22 %)				6500L milk.cow ⁻¹ .year ⁻¹	pasture from April to September	30% cereals	buildings 75% straw litter
						30% maize	tractors 55, 90 & 100 hp
Dairy1	whole territory	1	25-45	25-45 dairy cows	43%, no closure of the maize silo	40% grass/clover TG	2x4 milking parlor
(17 %)				6500L milk.cow ⁻¹ .year ⁻¹	pasture from April to September	30% cereals	buildings 75% straw litter
						30% maize	tractors 60 & 80 horsepower (hp)
Dairy+suckler	granite and	2	60-100	40-60 dairy cows	40%, no closure of the maize silo	58% pure grass TG	2x5 milking parlor
(12%)	coastal areas			6500L milk.cow ⁻¹ .year ⁻¹	pasture from April to September	5% permanent grassland	buildings 75% straw litter
				20-50 suckling cows		23% maize	tractors 50, 80 & 100 hp
D :	•.	2	50 70	45 60 1		14% cereal	
Dairy-grass	granite area	2	50-70	45-60 dairy cows	19% maize silo closed	6/% grass/clover 1G	2x5 milking parlor
(5%)				5500L milk.cow '.year'	210 days y	16% cereals	buildings 100% straw litter
					pasture from March to September	7% mixed cereals	tractors 55 & 90 np
						7% Indize	
Sucklarl	agastal area	0.5	25.40	15.20 quality active	2% maize sile aloged 210 days y^{-1}	5% Touder beet	old buildings
(5 %)	coastal alea	0.5	23-40	13-30 sucking cows	2%, maize sho closed 210 days y	24% cereals	tractor 70 hp
(3 /0)					pasture from March to November	8% maize	tractor 70 hp
Dairy+calf	oranite area	2	60-80	45-65 dairy cows	31% no closure of the maize silo	50% grass/clover TG	2x5 milking parlor
(4%)	granite area	2	00 00	8000 milk cow ⁻¹ year ⁻¹	pasture from May to June	26% cereals	buildings 75% straw litter
(+ /0)				Sobol mikeow .year	mixed cereals + fodder beet	15% maize	calves buildings
						6% mixed cereals	tractors 50, 80 & 100 hp
						3% fodder beet	
Pig+cereal	lowland and	2	30-60	100-400 sows	biphase feed	25% rape	slatted floor buildings
(4%)	coastal areas			2000-3000 pigs	1	25% barley	tractors 60 & 100 hp
. ,						25% wheat	
						25% corn	
Dairy+vegetable	coastal area	2	25-45	25-45 dairy cows	41%, no closure of the maize silo	40% grass/clover TG	2x4 milking parlor
(3%)				6500L milk.cow ⁻¹ .year ⁻¹	pasture from April to September	25% cereals	buildings 75% straw litter
						30% maize	tractors 60 & 80 hp
						5% vegetables	
Suckler2	granite area	1	75-100	60-85 suckling cows	25%, no closure of the maize silo	60% pure grass TG	buildings 100% straw litter
(3%)					pasture from March to November	10% permanent grassland	tractors 75 & 150 hp
						18% maize	
						12% cereals	
Dairy-diversified	lowland and	2	50-80	15-50 dairy cows	20%, no closure of the maize silo	50% grass/clover TG	2x5 milking parlor
(1%)	coastal areas			15-50 suckling cows	pasture from April to September	15% cereals	cattle building
				200-400 m ² chickens		15% maize	poultry building
						20% vegetables	tractors 55, 70 & 100 hp

Tab. IV-3. Technical characteristics of the 11 farming systems in the study area identified in the agrarian system diagnosis (^a TG: temporary grassland)

IV.3.1.4. Economic results

Economic results of each farming system were reconstructed from models and visualized by plotting net agricultural income per family worker (NAI/Fw) vs. observed range of agricultural area per family worker (AA/Fw) (Fig. IV-3). In the study area, the minimum AA/Fw corresponded to an economic limit (AA below which this farming system does not exist, because the NAI/Fw is too low or because there is another farming system relying on a less powerful equipment) and the maximum AA/Fw to a technical limit (the maximum AA that a worker can manage with this equipment and this combination of cropping and livestock system). Specialized dairy systems (Dairy1, Dairy2 and Dairy-grass systems) exhibited a similar range of NAI/Fw and were viable even for small AA/Fw. Dairy+cereal system was competitive in 2007-2008 due to the favorable economic context for both milk and cereals, this double source of income being a security in fluctuating contexts. Sucklingcow systems generated lower NAI/Fw than dairy systems and were viable as a part-time activity (Suckler1) or with large AA/Fw (Suckler2). Dairy+vegetable system exhibited high NAIw on small AAW, due to high production of vegetable with high added value (beans and cauliflower). The need of AAw for the Pig+cereal system was highlighted with the low NAIw for low AAw.



Fig. IV-3. Reconstructed net agricultural income per family worker (NAI/Fw) as a function of observed range of agricultural area per family worker (AA/Fw) for the 11 farming systems on the basis of the 2007–2008 prices. Dairy specialized systems are in black lines, dairy non-specialized systems in dotted black lines and non dairy systems in grey lines. (D1: Dairy1, D2: Dairy2, D-g: Dairy-grass, D-div: Dairy-diversified, D + ce: Dairy + cereal, D + su: Dairy + suckler, D + ca: Dairy + calf, D + ve: Dairy + vegetable, S1: suckler1, S2: suckler2, P + ce: pig + cereal.)

Tab. IV-4 presents the economic analysis with sensitivity of NAI/Fw to prices of inputs or sold products for the 5 main dairy systems (Dairy1, Dairy2, Dairy-grass, Dairy+calf and Dairy+cereal systems). The Dairy1 system was slightly less profitable per AA/Fw due to higher capital depreciation costs per family worker (only one family worker in this system, compared to two in Dairy2 system), whereas Dairy-grass system provided a slightly higher NAI/Fw, because of lower intermediate consumptions, due to grass/clover pastures and maximization of grazing (free N fixation, low mechanical costs). The sensitivity to prices was low for farms relying only on milk production and minimal for the most autonomous (Dairy-grass system).

	Production system				
,, [D · D	D i i	Dairy-	Dairy+c
Economic variable	ereal	Dairy2	Dairy1	grass	alf
Gross product (€/ha fodder area)	2400	2180	2180	1720	2580
Running costs (€/ha fodder area)	770	690	700	380	820
Net agricultural income (€/ha fodder area)	1370	1100	1050	1180	1500
Net agricultural income per family worker (€/Fw)	21780	15540	19640	21010	20810
Sensitivity of NAI (2007 vs, 2005) to price of inputs and products sold	++	+	+	0	++

Tab. IV-4. Economic data for the main dairy systems in the study area.

IV.3.2. Environmental diagnosis

IV.3.2.1. Farm gate N balance and N use efficiency

N surpluses of FGB were calculated for 49 farms producing milk, thus the presentation of the results focused on the 5 dairy systems (Tab. IV-5). Mean FGB excess varied from 66-115 kg N ha⁻¹ y⁻¹, with low intra-system variability for Dairy1 and Dairy-grass systems. The main differences in inputs were due to N fixation and feeds. Lower FGBs were related to low fertilizer and feed inputs. A higher FGB was observed in the Dairy+calf system due to the large amount of imported feeds necessary to increase productivity per cow. Dairy+calf system can display large FGBs but since grasslands are able to store organic N, leaching risks are lower compared to arable land-based systems with similar FGBs. This is also true for Dairy-grass system that moreover displays the lowest FGB values. Higher NUE was observed in the Dairy+cereal system due to better N conversion rates for crops compared to animal production (Tab. IV-5).

	Production system					
	Dairy+cereal	Dairy2	Dairy1	Dairy-grass	Dairy+calf	
Mean annual N input (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	140	140	137	94	160	
Mineral fertilizers	73	79	78	12	66	
Manure (imported - exported)	18	2	6	5	0	
Feeds	36	42	32	7	49	
Forage	1	5	7	6	5	
Livestock	0	1	0	0	3	
Biological fixation	12	11	14	64	37	
Mean annual N output (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	55	48	38	28	45	
Milk	22	23	23	17	24	
Meat	5	7	7	5	10	
Crops	28	18	8	6	11	
Farm N balance (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) (SD ^a)	85 (28)	92 (23)	99 (9)	66 (12)	115 (17)	
Nitrogen-use efficiency (%) (SD)	40 (9)	36 (9)	27 (8)	29 (7)	28 (5)	

^a SD: standard deviation

Tab. IV-5. Mean annual nitrogen inputs and outputs, farm-gate balances and nitrogen-use efficiencies of main dairy systems in the study area.

IV.3.2.2. Prospective biophysical modeling

In the BAU scenario the average N input was moderate (146 kgN.ha⁻¹), and predicted nearly stable N-NO₃ concentration from 2007 (5.9 mg N-NO₃ Γ^1) to 2020 (5.1 mg N-NO₃ Γ^1) indicating that 2007 water quality was nearly in equilibrium with agricultural practices (Tab. IV-6). The SFEI scenario led to a small but significant decrease in total N inputs, which resulted in predicted decreases in yields and N stored in the system (primarily organic N in soils and mineral N in groundwater). When N inputs decreased, both storages decreased over several years due to the delayed decay of previously applied manure (soil N) and the decrease in groundwater N concentrations. These modifications occurred mainly immediately after the change. Applied to the Yar watershed, the SFEI scenario resulted in only a predicted 13% increase in the grassland area at the expense of maize and wheat. In addition, some practices critical for N leaching, such as the rate of grassland destruction or the proportion of bare soils in winter, were not constrained by the SFEI rules. In the DA scenario, the drastic decrease in total N inputs resulted in a strong predicted reduction in stream fluxes. The objective of N water quality was reached in approximately 6-7 years

(Raimbault *et al.*, 2009), and predicted concentrations were still slightly declining in 2020, showing that system equilibrium was not yet reached. This scenario showed that when N leaching was nearly absent, the hydrosystem was reactive enough to reach the objective with a reasonable delay. The simulations indicated that there is some leeway for creating farming systems compatible with good water quality.

	Scenario ^a		
	BAU	SFEI	DA
Mean annual N inputs (kg N ha _w ⁻¹ y ⁻¹) ^b	146	122	25
N fertilizers	41	21	0
N manure	39	32	0
N fixation	10	14	11
N returns from cows during grazing	43	42	1
N deposition	13	13	13
N from soil and groundwater stores (kg N ha_w^{-1} yr ⁻¹)	16	20	71
Mean annual N outputs (kg N ha _w ⁻¹ y ⁻¹)	161	142	96
N flux in the stream	18	16	8
N denitrification	12	11	5
N volatilization	8	7	0.1
N exported by crops	112	97	73
N storage in woodland areas	12	11	10
Mean N-NO ₃ at the outlet in 2020 (mg l^{-1})	5.1	4.5	1.4
Mean N fluxes at the outlet in 2020 (kg N ha _w -1)	17.2	15.3	4.5

^a BAU: "business as usual", SFEI: incentive based on low-input practices and grass-based fodder, DA: "decline of agriculture"

^b ha_w: hectare of watershed

Tab. IV-6. Simulated results of the TNT2 biophysical model; predicted mean annual nitrogen fluxes of scenario simulations from 2007-2020.

IV.4. Discussion

The combination of the agrarian system diagnosis with farm-gate N balance was a powerful tool to analyze the development, characteristics and leeway of the different types of farming systems and conceive of possible future changes. The method also helped to assess the adaptability of each system. For example, the Dairy+calf system was shown to be able to react quickly to quota suppression because surplus milk given to calves has less value than sold milk.
The Dairy-grass system appeared both economically and environmentally effective, as mentioned by Chatellier *et al.* (2008), and was little sensitive to economic fluctuations (

Tab. IV-4 and Tab. IV-5). The agrarian system diagnosis revealed that most of the dairy farms had the capacity to evolve towards that system, because they currently underuse their grassland potential. However, many farmers expressed reluctance to go for grass-based systems. Grass based dairy production requires specific technical skills, not yet popularized by the agricultural extension services, but only by some specific self-organized farm networks (Pochon, 2008).

The results from the TNT2 model placed this option in a new perspective. Although the extension of the Dairy-grass system could not be tested with the model, due to the difficulty in generating a realistic set of agricultural practices, the results from the SFEI scenario gave indications about the potential environmental benefit of this option. The technical functioning of the 11 systems (Tab. IV.3) indicated that the Dairy-grass system and both sucklers systems were compatible with SFEI in term of crop proportion. As the FGB indicates the total amount of chemical fertilizer used but not the fertilization rates per crop, it was not possible to assert that Dairy-grass system is indeed more demanding than the SFEI with respect to environmental drivers: the maize proportion in the AA is 7% for Dairy-grass system and 13.5% for the SFEI (Tab. IV-3), the N mineral fertilizer inputs are lower for Dairy-grass system than for SFEI (Tab. IV-5 and Tab. IV-6). However, SFEI incentive is clearly a first step in the direction of Dairy-grass system.

The test of the SFEI scenario showed that although improving water quality, widespread SFEI was insufficient to reach the objective and therefore a deeper evolution is required.

This study highlighted the economic and environmental advantages of moving toward grassbased systems. The stakeholders shared this conclusion and acknowledged the uncertainty and limits of the method, such as input data (e.g., farmer statements, simplified biophysical parameters), modeled processes (e.g., static economic assessment, conceptual modeling approach) and simplification of farming system technical feasibility when simulating SFEI scenario. Nevertheless, a consensus was reached regarding the need to envision innovative farming systems and paths for change.

144

IV.5. Conclusion

The integrated assessment approach demonstrated its ability to promote the emergence of mitigation solutions and brought added value for decision support.

At the farm scale, the main outputs of the approach were i) the identification of 11 farmingsystem types and factors influencing them in the past and present, ii) the assessment of their techno-economic performances and, iii) for the main dairy systems, the assessment of their potential environmental impacts. Insights about the capacity of some systems to adapt to new constraints linked with environmental objectives were also brought out. Grass-based systems appeared to be the best alternative for existing farming systems since they display good economic results while limiting N emission risks.

At the watershed scale, the biophysical model showed that i) current water quality was in equilibrium with current agricultural practices, ii) the response time to changes of agricultural practices on the watershed was relatively short (6-7 years) and iii) the expansion of the existing SFEI incentive to the whole watershed would result in a significant decrease in N fluxes but not enough to reach water-quality objectives.

The main future challenge is to improve the ability of the methodology to inspire innovative mitigation options. Question to be answered include: How to build new farming systems with the participation of stakeholders? Will these systems be able to meet water-quality objectives? How to ensure they will be sustainable? The involvement of all partners in the design of new scenarios is essential to increase acceptability, ensure common understanding, enhance transparency and eventually reduce uncertainties (Martinez-Santos *et al.*, 2008).

This is the objective of the ongoing ACASSYA project (http://www.inra.fr/acassya), in which the TNT2 model will be merged with a model of farm-scale management and fluxes (Chardon, 2008) to test scenarios of change in farming systems at both the farm and watershed levels within a single modeling framework.

Acknowledgments

This work was funded by the PSDR-GO Laitop project, the French National Research Agency (ANR) through the ACASSYA project (ANR-08-STRA-01) and the Lannion-Trégor District Council. The authors would like to thank all the farmers involved in the study as well as local authorities for their constructive cooperation in the project.

A RETENIR

L'objectif de ce chapitre était d'identifier les liens entre systèmes de production agricoles et pratiques à risque pour la lixiviation de nitrate.

Sur la base d'un diagnostic agraire et d'évaluations environnementales, ont été explorées les voies possibles de réduction des impacts environnementaux des systèmes de productions, respectant leur viabilité économique et tenant compte de leurs contraintes techniques. Les systèmes herbagers apparaissent comme une alternative intéressante, présentant une bonne performance économique et des faibles risques d'émission d'azote. Les simulations avec le modèle agro-hydrologique TNT2 montrent qu'une généralisation d'une pratique agricole visant à promouvoir les surfaces en herbe provoque une réduction des flux d'azote à l'exutoire. Toutefois, cette réduction est insuffisante au vu des objectifs de réductions visés. Pour aller plus loin, il faut donc envisager des changements des systèmes agricoles eux-mêmes, dont la modélisation et l'évaluation est impossible avec TNT2.

Les résultats de ce diagnostic multicritère et des différents tests de changements de pratiques agricoles (chapitres 3 et 4) démontrent donc la nécessité de tester des évolutions de systèmes agricoles, demandant le développement d'un modèle intégré qui fait l'objet du chapitre suivant.

CASIMOD'N, an integrative nitrogen model for agricultural catchments coupling farming system decision modelling with agro-hydrological distributed modelling

Moreau P.^{1,2}, Baratte C.^{2,3}, Faverdin P.^{2,3}, Gascuel-Odoux C.^{1,2}, Piquemal B.^{2,3}, Ramat R⁴, Ruiz L.^{1,2}, Salmon-Monviola J.^{1,2}, Durand P.^{1,2}

¹ INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
² Agrocampus Ouest, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

³ INRA, UMR1080, Production du Lait, F-35590 Saint-Gilles, France

⁴ ULCO, UPRES EA 4029 Laboratoire d'Informatique du Littoral, F-62228 Calais, France

Ce chapitre sera soumis à Agricultural Systems.

Table des Matières : chapitre V

V.1. Introduction	150
V.2. Material and methods	152
V.2.1. Study site	152
V.2.2. CASIMOD'N	153
V.2.3. Observed and reconstructed landuse and management practices	158
V.2.4. Model validation and comparison	159
V.3. Results	162
V.3.1. Management Practices	162
V.3.1.1. Crop surfaces	162
V.3.1.2. Crop rotation and allocations	164
V.3.1.3. Nitrogen fertilization management	166
V.3.2. Farmer strategy: animals needs and cash crop production	169
V.3.3. Effect of agricultural inputs generation on simulated N pools and f	luxes at
catchment and sub-catchment scale	169
V.4. Discussion	172
V.4.1. Implication of farmer strategy integration on the model inputs	172
V.4.2. Model ability to reproduce farming systems	173
V.4.3. Assessment of CASIMOD'N on N budgets at catchment scale	175
V.4.4. Perspectives	176
V.5. Conclusion	176

V.1. Introduction

Increases in nitrogen emissions towards ground and surface waters, due to intensive agriculture have been largely reported (Billen *et al.*, 2005; Cinnirella *et al.*, 2005) often associated with eutrophication (Jarvie *et al.*, 2005) or sanitary issues (Koo and O'Connell, 2006b). The European Union (EU) states that all water bodies shall recover a "good and non-deteriorating" ecological status by 2015 (Water Framework Directive (EC, 2000)), which requires a thorough understanding of the causal chain linking farming activities to water pollution.

To encompass the whole chain, it is essential to consider all the components of the system that include the anthropogenic and biophysical subsystems and their interactions. In an agricultural context, a farming system comprises the anthropogenic decision system (strategy, priority, preferences of the farmers) and the biotechnical system (the type, the spatial and temporal distribution of the management practices) (Gibon *et al.*, 1999, Gouttenoire *et al.*, 2010). The management practices, that express and materialize the farmer decisions, constitute a driving factor of the biophysical system (Dedieu *et al.*, 2008). A systemic approach requires to pay a specific attention to the interactions between the decision and biophysical subsystems (Gouttenoire *et al.*, 2010), making the farming system a "finalized biophysics and managed" system (Dedieu *et al.*, 2008).

If the regional scale is adapted to assess the effects of macro-economical determinisms, the catchment scale, sometimes referred to as mesoscale (Breuer *et al.*, 2008) where detailed decisional and biophysical determinisms meet, is a relevant scale to address water quality management issues (Gourbesville, 2008). The water incentives are indeed often discussed at the catchment scale by stakeholders and finally put forward by local decision maker, while regarding agriculture, the decision on a given technical operation is taken by farmers. At the catchment scale, accounting for the spatial distribution of the management practices and the interactions between farming systems and environmental resources and constraints is crucial (Leenhardt *et al.*, 2010; Sorel *et al.*, 2010).

Models are powerful tools to understand the effect of agricultural activities at the catchment scale by simulating scenarios (Cugier *et al.*, 2005; Servais *et al.*, 2007) with

underlying issues such as decision support (Horn *et al.*, 2004, Gascuel-Odoux *et al.*, 2009a), mitigation options analysis prior water policy implementation (Wilkinson and Eidinow, 2008; Salmon-Monviola *et al.*, 2011) and/or common understanding (Sterk *et al.*, 2011).

Biophysical models operating at the catchment scale are numerous (e.g. SWAT (Arnold et al., 1998), INCA (Whitehead et al., 1998b), SHETRAN (Birkinshaw and Ewen, 2000), TNT2 (Beaujouan et al., 2001; 2002; Oehler et al., 2009), DNMT (Liu et al., 2005)) and aimed at simulating the effect of management practices, seen here as inputs of the models, on the N transfers and transformations. In these models, the farming systems, and specifically the farmers' decisions, are not explicitly modelled. On the other hand, the models dedicated to simulate farming systems are also numerous (e.g. IFSM (Rotz et al., 2011), WFM (Wastney et al., 2002), FASSET (Jacobsen et al., 1998)) but when these models are coupled with biophysical models, it is only 1D field models, which impairs assessing the impact of distributed spatial constraints of multiple farming systems on a given territory. Ignoring interactions between the decisional and biotechnical systems leads to oversimplified description of the farming systems, especially in the areas of high density of livestock production. In such areas, the farmer decision concerns mainly herd feeding and animal waste management (Chardon et al., 2008) and the interactions between the farmer's decisions and the spatial structure of the set of fields of the farm are important. Bridging this gap by explicitly integrating the farming systems and the N transfers and transformations at the catchment scale is therefore essential.

The objective of this paper is to present a new integrative model, CASIMOD'N (for Catchment and Agricultural Systems Integrated MODel for Nitrogen), coupling the farming systems, through farmer strategies and their expression as management practices, and the nitrogen transfers and transformations at the catchment scale. The validation of the farming system module is performed by comparing simulated and observed data on a 60 km² catchment in Brittany (West of France). The management practices simulated by the farming system module of CASIMOD'N are also compared with a standard method to generate a set of management practices based on a reconstruction with Markov chain and Knapsack-based algorithm approach. Finally, the spatial distributions of the main N fluxes at the subcatchments scale as simulated with these two methods are discussed.

V.2. Material and methods

V.2.1. Study site

CASIMOD'N was tested on the Yar catchment, located in the West of France (Brittany region). The climate is humid temperate with a mean annual temperature of 11.7°C and a mean annual rainfall of 950 mm. Over the 60 km² of the catchment, 64% are agricultural area (AA), 28 % woods and 8 % urban. The Yar is the largest catchment belonging to a set of 5 coastal catchments feeding the Lieue de Grève Bay and accounts for 51% of the total area and for 59% of N-NO₃ loads to this bay (SCE, 2010). Despite moderate nitrate concentrations of the streams feeding the bay (about 6.7 mg N-NO₃ l⁻¹), it has been severely affected by "green tides" (blooms of macro algae *Ulva sp.*) since the seventies and sanitary issues have been raised with the risk inherent from H₂S production following accumulation and decomposition of the algae on the shore (Briand and Morand, 1997). The algae proliferation has been identified to be under the control of nitrogen loads (Menesguen and Piriou, 1995) and the objective value of nitrate concentration at the outlet of the Yar to halve algal bloom frequency has been estimated at 1.9 mg N-NO₃ l⁻¹ (Menesguen, 1999).

A survey was conducted in 2006 on 110 farms over the 194 farms operating in the 5 catchments contributing to the Lieue de Grève Bay, which represents a surveyed surface of 77.5 km². Among these 110 farms, 57 have at least one field in the Yar catchment, thus covering 62% of the Yar's AA. A total of 4620 field units have been identified in the Yar, a field unit being a field or a portion of a field with a unique crop sequence over the 1996-2007 period (Corgne, 2004). For instance, a field that was divided into two parts with different crops in a given year was considered as 2 fields units. The field unit allows us to take into consideration the flexibility in the farmer decision when generating the crop allocation plans. The combination of data from surveys and from remote sensing led to 2241 field units and constitutes the observed dataset that will be used to discuss spatio-temporal aspects of crop sequences simulations.

Among the 57 farms having a field on the Yar catchment, 3 are specialized in arable crop or vegetables and 54 are cattle farms among which 4 are mixed systems (2 having also a pig production and 2 a poultry production). The main crops are grassland (including ley, 50% of

152

the AA), winter cereals (22%) and maize (18%). Other crops (rape, potatoes) are marginal. The most frequent crop rotations in cattle farms are maize-cereal and ley-maize-cereals.

V.2.2. CASIMOD'N

CASIMOD'N aims at ensuring farm consistency by integrating farmer strategy and its subsequent management practices in the modelling of the nitrogen transfers and transformations at the catchment scale. CASIMOD'N results from the adaptation and coupling of 3 models: the catchment scale biophysical model TNT2 (Beaujouan *et al.*, 2002) and two farm scale models, TOURNESOL (Garcia *et al.*, 2005) and FUMIGENE (Chardon *et al.*, 2008).

The TNT2 model simulates the nitrogen transfers and transformations at the catchment scale. It is process-based and spatially distributed, to account for spatial interactions such as bottomland denitrification of nitrate leached upslope (Oelher *et al.*, 2010). It incorporates crop growth and nitrogen transformations modules which are based on the generic plant-soil model STICS (Brisson *et al.*, 1998). In the TNT2 model, management practices are introduced at the field level, either from observations (farm surveys, remote sensing) or from a simplified typology of cropping systems.

In CASIMOD'N, the faming system level is introduced by securing the concordance between the orientations (i) in animal feeding and the balance between forage and cash crop production, (ii) in the animal waste production and management, under specific farm structural determinants (building, field distribution, available materials). The decision of the farmers is input by a set of farmers' preferences and priorities, detailed below.

The farmer strategy in animal feeding is considered for each farm and each year, by fixing the needs (in tons of dry matter) in silage grass, grazed grass and maize for feeding milking cows, sucklers and heifers. Additional needs in straw and cash crops are also determined. Each need is associated with two prices: one given to each surplus unit relative to the need and one given to each deficit unit relative to the need. We can thus distinguish, in one hand, the essential needs with a large price given to a deficit, mainly associated to feeding forage,

and, in the other hand, the optional needs with prices given to the surplus, mainly associated to the cash crops.

These prices are generally not real market prices but represent the level of feed autonomy targeted by the farmers. They are used by the crop allocation model, TOURNESOL (Garcia *et al.*, 2005). A potential biomass production is set for each crop. For each farm field, the determinants (production potential per crop, accessibility for grazing, accessibility for waste spreading) are set and agronomical preferences of the farmers are detailed. Given the farm needs, farmer preferences and structural constraints, a crop allocation plan is generated every simulated year with a genetic algorithm procedure.

To account for the farmer fertilization strategy, the allocation of organic wastes and mineral fertilization is simulated with the FUMIGENE model (Chardon *et al.*, 2008). The N needs of each crop and the N quantities for each waste produced in a farm are taken as model inputs. The farmer strategy is described as a set of waste allocation priorities. These priorities are associated to each field-waste-period triplet: type of product, quantity and spreading period for each field. They depend on the farmer's preferences (e.g. favouring autumn period to spread a maximum of waste so that waste storage will be facilitated at the end of the winter period) and on the spatial distribution of the fields (e.g. spreading priority varying with the distance of the field to the farm). An optimization through linear programming generates for every simulated year a waste allocation plan (type of product, quantity and spreading period for each field). The difference between the crop needs and the quantity of N available for the crop after the waste allocation, if any, is complemented by mineral fertilizer application. Further details on FUMIGENE rationale and applications can be found in Chardon *et al.* (2008).

The major interest of this farming system module, based on TOURNESOL and FUMIGENE (TF), is that the decisions are only partly optimized on an economical criterion, the other aspects of the farm management being also considered. Briefly, the spatial determinants likely to influence the modelling of farmer decision are (i) the field distribution around the farmstead, and (ii) the field properties (size, accessibility, waste allocation priority and agronomic potential for each crop). The preferences on the delay for a crop not to occur

154

again in the crop rotation and the priorities given to specific successions also constrain the spatial crop allocation.¹

The VLE (Virtual Laboratory Environment) framework (Quesnel *et al.*, 2009) was chosen to couple the three models (TNT2-TOURNESOL-FUMIGENE) within the RECORD platform (Bergez *et al.*, 2009). This framework based on DEVS formalism (Zeigler *et al.*, 2000) provides a complete software environment for modelling, simulating and analyzing the complex systems, by adapting and coupling pre-existing models. In this specific case, the VLE framework facilitated the implementation, the hierarchical organization and the multiplication of atomic components (the farms) of the system. It was also efficient for coupling models with different spatial and temporal resolutions (Fig. V-1). An intermediate module (ITKScheduler) converts the farming system module outputs into management practices events sent to each field units of TNT2. This step enables the association of TOURNESOL-FUMIGENE outputs with generic annual sets of technical operations with fixed dates and varying fertilization rates (crop management sequences).



Fig. V-1. Diagram of the model and its VLE implementation

¹ Des informations complémentaires sur les entrées des modules sont présentées en annexe.

For each farm in the study catchment, a combination of data collected by a specific survey on each farm and generic survey on the main management practices in the territory was used to determine and constraint the farm strategic decisions, driving respectively (i) the crop and waste allocation plan and (ii) the agricultural management practices (Tab. V-1). The specific data from individual surveys concerns especially the farm strategy: herd size, forage production, cash crop production, waste produced and farm-scale structural determinants (accessibility of fields). The generic data, common to all farms concerns general agronomic rules: crop successions to be avoided or preferred, type of waste to be spread preferentially on a given crop or non return period. The generic data concerned also the policies constraints, such as the period when waste spreading is banned. The crop distribution was determined by remote sensing and the crop production potentials for each field were determined based on the regional soil map and the proportions of poorly drained soil in each field.

input category	required information	source
general strategy	production needs in maize	survey
	production needs in grass (pastured and grazed)	computed from herd size, survey and ration calculation
	production needs in straw	from survey and building type
	production needs in non-forage crop (grain, vegetable)	apportion between non-forage crop present on the farm
	prices affected to production needs	affected to a deficit proportionally to the weight of each need
	crop - waste type priorities	agronomical rules and management practices in the territory
waste	quantity	survey (function to herd size)
	type	survey or calculated according building type
	period of spreading	regulation
	maximum number of possible spreading per crop	generic management practices in the territory
	minimum and maximum waste quantity by application	generic management practices and equipment facilities in the
		territory
crop	crop type	survey
	potential yield (determine crop N needs)	survey
	crop succession	agronomical rules and management practices in the territory
	crop maximum duration	agronomical rules and management practices in the territory
	non return period	agronomical rules and management practices in the territory
	maximum successive identical crop	agronomical rules and management practices in the territory
field	spatial distribution and field size	crossing data from survey and from remote sensing
	accessibility for the batch of the milking cow	survey and field spatial distribution
	maximum distance for waste spreading	survey and field spatial distribution
	agronomical potential	field spatial distribution, soil and wetland maps

Tab. V-1. Main inputs of the farm model

V.2.3. Observed and reconstructed landuse and management practices

To validate and discuss CASIMOD'N, two datasets were built: an observed one and a reconstructed one.

A first dataset on management practices has been collected through surveys on the 2006 agricultural year. These surveys describe each component of the farming system, by detailing animal herds, animal feedings, buildings, waste management, field distribution, pasture management, fertilization and yields. This dataset has been completed by remote sensing extractions from summer and winter images between 1996 and 2006: the observed crop sequence of the three main crops (grassland, spring crop and winter crop) is then defined for each field unit. A fourth category, "undefined crop", corresponds to impossible interpretations of the satellite images; this was especially the case when no image without clouds was available. Thus, an observed dataset for the management practices (2006) and for crop rotation (1996-2006) is available for CASIMOD'N validation.

The second dataset is a reconstruction of the management practices. This method, designed for cases where observed data, crop cover and management practices are scarce or unavailable at the field level has been extensively described by Salmon-Monviola et al. (2012b) and only main concepts will be indicated hereafter. To generate crop rotations, first order Markov chains are used, represented by a stochastic matrix or transition matrix (Cox and Miller, 1965). On each field, the probability of a given crop occurrence for a given year depends only on the type of crop present for the previous year. The transition matrix can be built from an observed rotation dataset by converting the observed transition frequency into probability (Weng et al., 2002). Based on information gathered from survey, a data processing is required to replace "undefined crop" by one of the three other main crop types (grassland, spring crops and winter crop) and to ensure that crop areas of the farms having a field on the catchment are respected. The original transition matrices on a field are therefore adjusted so that the generated crop areas match the average crop areas of the farms and the portion of each farm inside and outside the catchment. This adjusted transition matrix allows both that every crop grown in the farms is represented in the catchment and that crop surfaces are constant over the years. Starting from the crop pattern

observed in the reference year of the simulation, the next crop in each field rotation is assigned randomly according to the probabilities in the adjusted matrix to reconstruct each rotation over the simulation period. With respect to the N-fertilizer applications, an efficient way to generate organic-N and mineral-N allocation under constraints on the total amounts applied in the catchment and in each farm is to use a Knapsack-based algorithm (Salmon-Monviola *et al.*, 2012b). From a typology of management sequences per crop and the percentage of each type required to apportion the quantity of organic-N and mineral-N available on the farms, each management sequence is assigned to a field. Thus, on each field for each year, specific management practices are reconstructed. This reconstruction method, namely CSAM (Cropping Systems Allocation Model) was chosen as reference method because it was extensively used in previous TNT2 modelling applications (Durand *et al.*, 2006; 2008; Moreau *et al.*, 2012b). This second dataset is used as a comparison dataset to discuss the CASIMOD'N model performances.

V.2.4. Model validation and comparison

Our objective was to develop a model able to simulate the N transfers in the catchment while accounting correctly (i) for farming systems consistency and farmer decisions through their activity plans, especially the reproduction of the crop allocations in time and in space and waste and mineral fertilizer application and (ii) for the farming systems strategies of animal feeding, waste and crop management. The results of CASIMOD'N and especially its farming system module on these criteria were therefore validated and compared with observed dataset but also with the reconstructed dataset. The reconstructed dataset refers to the adjusted Markov chain approach when the crop spatial allocations are assessed or to the CSAM approach when management practices are also considered. The simulations were performed for the 1996-2006 period.

For crop allocation, three indicators were selected to discuss the model performance: (i) the average surfaces and coefficients of variation per crop per farm, (ii) spatio-temporal criteria, detailed below, at catchment and farm scale and (iii) the transition matrix at catchment

scale. Not only simulations of the proportion of each crop but also their spatial distribution were thus checked.

The simulated average surfaces were computed for the 10 year simulation period and the coefficients of variation per crop and per farm were computed as the ratio between standard deviation and the simulated average surfaces.

An adaptation of the criterion proposed by Pontius *et al.* (2004) was developed to check the validity of the simulated crop sequences in space. In the proposed adaptation, the temporal scale was included in the criteria. By comparing the crop frequency on all fields units, both spatial and time dimensions were considered. The objective of this criterion was not to compare simulated and observed crop allocation for every field every year but rather to check the ability of the model to simulate properly crop successions in time and in space. It complies with the model rationale to simulate N transfer and transformation at farm and catchment scale: the importance is directed toward simulating proper rotations at proper locations and not simulating the crops in every field every year exactly as observed. A second interest is that the ability of different methods to simulate crop allocation can be compared through this criterion. In the present application, the aim was to check that the CASIMOD'N criteria are close to the ones found for of adjusted Markov chain approach, which is directly derived from observed data. With the computation of the coefficients, the loss of information (if any) can be quantified in terms of temporal or spatial information.

The crop allocation criterion (CAC), consists in a score given to the simulated crop allocation maps, obtained through a confrontation between the simulated crop allocation maps and observed ones. The score rates between 0 and 1, 1 being an exact reproduction of the observed maps. The CAC is computed as follows:

$$CAC = \frac{\sum_{n=1}^{N} Wn[\sum_{j=1}^{J} \min(Onj,Snj)]}{\sum_{n=1}^{N} Wn}$$
(eq. V-1)

with j the type of culture, J the number of culture types, n the fields units index, N the total of fields units, Wn the fields units surface, Onj the frequency of the culture type j in the field unit n of the observed map and Snj the frequency of the culture type j in the field unit n of the simulated map.

In the present application, the scores obtained by a model (CAC_m) are the score obtained either by CASIMOD'N model (CAC_{m-Cas}) or with the adjusted Markov chain approach (CAC_{m-} Mar). To discuss the ability of a model to simulate the crop allocations both in term of quantity (crop frequencies over the fields units) and location of the crop sequence (crop frequencies on the fields units correctly located), these CAC_m are compared with a score obtained with (i) random model (CAC_r) allocating randomly the crops among the fields units, (ii) null model (CAC_n) allocating the crops on each fields units with the same frequency per crop, corresponding to the ratio 1/number of crop and (iii) an expert model (CAC_e) allocating the crop with a constant frequency per crop, corresponding to the overall catchment modelled frequencies. Two CAC_e are therefore computed in our application case: one for CASIMOD'N model and one for adjusted Markov chain approach, CAC_{e-Cas} and CAC_{e-Mar} respectively. Moreover, in the present study, we consider 4 crop types (grassland, spring crop, winter crop and undefined crop) that correspond to the crops types identified by remote sensing techniques. For CAC_r, Snj is randomly computed with a Σ Snj = 1 per field unit. For CAC_r, given that randomness is already produced by distributing crop frequency, repetitions are useless and were not performed. For CAC_n, Snj is equal to 0.25 (1/J). For CAC_e, Snj corresponds to the Onj mean.

A model is considered satisfactory if CACm is superior to CACr and CACn. The difference between CACe and CACn highlights the gain provided by the model, i.e. the ability of the model to provide good crop frequencies in rotation over the fields. The difference between CACm and CACe indicates the ability of the model to simulate correct location of these frequencies.

The validation on the simulated waste allocation was performed through the analysis of modelled mineral fertilizer and, to consider the spatial allocation of waste type, the ratio of the surface fertilized by waste to the total AA. In CASIMOD'N, the farm feeding strategy was determined by fixing the needs of each forages and cereals productions was considered to cover straw needs and to provide additional income according to the strategy chosen by the farmer. The farming system level in the simulation can be checked by assessing (i) the reproduction of the management practices defined as the expression of the farmer strategy

as defined above, (ii) the rate of coverage of the forage needs with regard to the forage production and (iii) the satisfaction of the farmers priorities on waste allocation that are completed whenever a waste allocation plan is possible.

The spatial distribution of the soil N balance simulated with agricultural management reconstructed through the CSAM approach and with CASIMOD'N was assessed. The N soil balance was computed as follow:

N soil balance = (N fertilization + N dejection in pasture + N atmospheric deposition + N fixation) – (N crop exportation + N wood immobilization + N denitrification + N volatilization) + N soil store depletion (eq. V-2)

V.3. Results

V.3.1. Management Practices

V.3.1.1. Crop surfaces

For the sake of clarity, the cultivated crops have been regrouped into four main crop types (Fig. V-2): temporary grassland, permanent grassland, spring crops (maize, potatoes, beet and peas), winter crop (wheat, barley, oat, triticale and rape) and one undetermined type consisting on missing data.

Chapitre V



Fig. V-2. Comparison of observed surfaces from the 2006 surveys and mean surface and standard variations simulated with CASIMOD'N over the 10 years simulation period for (a) temporary grassland, (b) permanent grassland, (c) spring crop and (d) winter crops for every surveyed farms having at least one field on the Yar catchment.

The simulated mean surfaces of the temporary and permanent grasslands were close to the observed ones while the simulated mean surfaces of spring crops were slightly overestimated and simulated mean surfaces of winter crops, slightly underestimated. The farm with the highest spring and winter crop surfaces is a farm without animal production. It exhibited the highest standard deviation and worst prediction of surfaces for temporary meadows and winter crops. For temporary grasslands, the standard variations increased with farm surface. The low coefficients of variation for the simulated surfaces were consistent with the ones observed with the remote sensing techniques.

V.3.1.2. Crop rotation and allocations

The dynamic pattern of CASIMOD'N simulated crops and their spatial allocations were compared with the observed ones and with the reconstructed ones..

CAC _r (random generation of crop allocation)	0.48
CAC _n (generation of crop allocation with a null model)	0.51
CAC_{e-Mar} (generation of crop allocation with an expert model based on Markov chain)	0.70
CAC_{e-Cas} (generation of crop allocation with an expert model based on CASIMOD'N)	0.69
CAC_{m-Mar} (generation of crop allocation with the Markov chain)	0.71
CAC _{m-Cas} (generation of crop allocation with CASIMOD'N)	0.65

Tab. V-2. Crop allocation criteria (CAC) at catchment scale

On the whole catchment (Tab. V-2), the CAC_m (both CAC_{m-Cas} and CAC_{m-Mar}) were higher than those obtained with a random model or a null model. The CAC_{m-Mar} was better than the CAC_{e-Mar} based on adjusted Markov chain crop allocation model while the CAC_{m-Cas} was lower than the CAC_{e-Cas} based on CASIMOD'N crop allocation modelling. Using adjusted Markov chain improved the information both in crop frequency (CAC_{e-Mar} > CAC_n) and location (CAC_{m-Mar} > CAC_{e-Mar}) while CASIMOD'N improved the information in crop frequency (CAC_{e-Cas} > CAC_n).



Fig. V-3. (a) crop allocation criteria per farm for adjusted Markov chain model and CASIMOD'N model (CACm-Mar, CACm-Cas) vs. CAC of random model (CACr), (b) CACm-Mar and CACm-Cas vs. CAC of a null model (CACn), (c) CACm-Mar and CACm-Cas vs. CAC of expert model (CACe-Mar and CACe-Cas) and (d) CACm-MAr vs. CACm-Cas

The results per farm indicated that the adjusted Markov chain and the CASIMOD'N model performed better than a random model, except for 1 farm for the adjusted Markov chain model and for 3 farms for the CASIMOD'N model (Fig. V-3a). Except for 3 farms, both models obtained better CAC (CAC_{m-Mar} and CAC_{m-Cas}) than a null model (CAC_n) (Fig. V-3b). The confrontation of the CAC of these two models versus the CAC obtained with an expert model (CAC_{e-Mar} and CAC_{e-Cas}) exhibited close CAC and the mean CAC with CASIMOD'N was lower that the mean CAC obtained with the expert model (Fig. V-3c). The range of CAC for both models (CAC_{m-Mar} and CAC_{m-Cas}) ranged from 0.4 to 0.8 (Fig. V-3d). Moreover, if the gain provided by models on frequency was obvious, the gain on location was weak or null. Finally, the CAC_{m-Mar} were higher for most farms than the CAC_{m-Cas} .



Fig. V-4. Differences between modelled and observed main transitions (s: spring crop, w: winter crop, g: grassland, "/": following).

The second element of crop allocation and rotation modelling was the comparison between modelled and observed crop transition matrix. The transitions rates of winter crop following spring crop were overestimated compared to the observed ones and the transitions rates of grassland following spring crop were more underestimated with adjusted Markov chain model than with the CASIMOD'N model (Fig. V-4). The difference between the transition rates of a winter crop following a winter crop was higher for the transitions simulated with adjusted Markov chain model than for transitions simulated with CASIMOD'N. For the 6 other transitions rates, the transitions simulated with the adjusted Markov chain were closer to the observed rates than the transition rates simulated with CASIMOD'N.

V.3.1.3. Nitrogen fertilization management

The nitrogen fertilization management was mainly characterized by the type, amount, timing and repartition of N fertilizer. Here, the N organic fertilizer types and amount were

considered as a structural determinant of the farms because the herd sizes were considered constant over the simulation period. Their spreading was only constrained by the possible valorization by the crops, the distance of the fields and the compliance with regulations (periods of the year when spreading is banned). The direct model validation on the planning of the organic fertilizer spreading consisted in ensuring that the organic spreading planning was effectively realized under each farm specific constraints on every year of the simulation period. It was actually the fact for every farm every year.

N mineral fertilizer rates were determined to complement the estimated crop needs knowing the soil N supply and the organic fertilizer spreading. In the study, the crop yields were known for every farm. Except for farms spreading very low amounts of mineral fertilizer, the simulated rates were close to the observed ones (Fig. V-5a). The farm having the highest observed mineral fertilizer rate was a farm without animals. For this farm, the simulated mineral fertilizer rates were low; this could be due either to an underestimation of crop potential yields or to an overestimation of soil N supply.

The simulated proportion of the agricultural surface receiving organic waste (29%) was slightly lower than the observed one (33%) (Fig. V-5b). This underestimation of simulated spread surfaces concerned spring crops and winter crops while the simulated grassland spread with organic fertilizer was slightly overestimated. The fixed minimum fertilizer application rate for organic waste combined with the consideration of spatial unit instead of fields, avoided simulating spreading on small field units while this is in reality possible when contiguous fields units with the same crop are present.



Fig. V-5. Elements of validation of nitrogen fertilization management: (a) N mineral fertilizer per farm observed and simulated with CASIMOD'N, (b) repartition over the crop of organic fertilizer in the whole catchment observed and simulated with CASIMOD'N.

The waste to be spread is an input at farm scale while the simulations at catchment scale considered only the field portions within the catchments limits. The difference between the N organic rate considering either all the agricultural surface of the farms or only their fields within the catchment was small (Fig. V-6a). However, comparing N organic fertilization at farm scale computed with CSAM approach and simulated with CASIMOD'N highlighted the low variability in organic fertilization rate when the farm scale was not explicitly considered (Fig. V-6b).



Fig. V-6. Farm N organic fertilization rates declared and simulated with CASIMOD'N (a) and reconstructed with CSAM approach and simulated with CASIMOD'N (b)

V.3.2. Farmer strategy: animals needs and cash crop production

The animal needs per farm were mainly determined by the herd size, herd diet, buildings, available surfaces and potential yields. The CASIMOD'N objective function optimized the fulfillment of the needs with the crop allocation. The main simulated potential productions, regrouped in (i) grass and (ii) maize silage for the animal feeding, (iii) straw and (iv) grain from cereals, rape and corn, were computed here as the product of potential yield by corresponding surfaces (and not by the yields actually simulated by the crop module of TNT2).

The potential productions simulated with the CASIMOD'N model matched the needs (Fig. V-7a) with coefficients of determination ranging from 0.72 to 0.91 while the correlation between the simulated production and the needs was weak for the CSAM approach (Fig. V-7b) with coefficients of determination ranging from 0.02 to 0.41. Except for silage maize (slight deficit), the needs were satisfied with CASIMOD'N while it was not the case with the CSAM approach in which some productions are null although a need existed.



Fig. V-7. Evaluated need per farm compared to potential production simulated (a) by CASIMOD'N and (b) by CSAM approach

V.3.3. Effect of agricultural inputs generation on simulated N pools and fluxes at catchment and sub-catchment scale

The results of the CASIMOD'N model, in which agricultural systems and strategies were integrated, were compared with the results of TNT2 models, in which agricultural activities

were considered without a farm module and reconstructed with CSAM approach. The N transformations and transfers model was similar for both simulation exercises. The calibration of the TNT2 model was performed mainly for parameters related with soil physical properties on a previous study (Moreau *et al.*, 2012b) and validated against observed discharge and N fluxes at the outlet. The soil parameter dataset remained identical for both simulations exercises in order to focus on spatial distribution of main N pools and fluxes in the sub-catchments of the Yar, and on the N fluxes along the river (Fig. V-8). The catchment 0 encompasses the 10 sub-catchments. To exhibit the spatial differences in the main N fluxes and pools between the sub-catchments, the focus was put toward the repartition of the relative deviations from the whole catchment scale mean (Fig. V-9). Thus, the spatial distribution of main N compartments between the two approaches, with the CASIMOD'N and with the TNT2+CSAM approach, was compared.

The spatial distributions of the mineral and organic fertilizers were close between the two approaches for the majority of sub-catchments. Only in the sub-catchment 8, the deviation of fertilizer was positive with the TNT2+CSAM approach while it was negative with the CASIMOD'N approach. For sub-catchment 1, the fertilizer rates were slightly higher than in the catchment mean with TNT2+CSAM when it was not different from the mean with the CASIMOD'N approach.

Exportations by crops were lower than the mean with the CASIMOD'N approach in subcatchment 9 and 10 while they were higher than the mean with the TNT2+CSAM approach. For these two sub-catchments fertilizer rates lower than the mean led to higher exportations with the TNT2+CSAM approach. Sub-catchment 8 exhibited the highest exportations with the CASIMOD'N approach even if the fertilizer rates were not very different than the mean.

As regards with the N soil-balance distribution, a difference in the deviation from the mean between the two approaches was observed only for sub-catchment 1. The variability of the deviation was slightly higher with the TNT2+CSAM approach than with the CASIMOD'N approach. The balance was much higher than the whole catchment mean for sub-catchment 3 with both approaches. In sub-catchment 1, the deviation was positive with the TNT2+CSAM approach while it was negative with the CASIMOD'N approach.

170

The deviations from the mean of the N flows at the outlet were also close with both approaches. The higher difference appeared in sub-catchment 3 where the positive deviation reached 29 % with the TNT2+CSAM approach when it was 21% with the CASIMOD'N approach. The simulated spatial distributions of N flows followed the same trends as for N soil balances, indicating that the hydrologic transfers and transformations behaved similarly with both approaches.



Fig. V-8. Map of the Yar hydrographic network and localization of the sub-catchments



Fig. V-9. Relative deviation from the whole catchment mean for the main N compartments of each sub-catchment with the CASIMOD'N approach and with the TN2+CSAM approach

V.4. Discussion

V.4.1. Implication of farmer strategy integration on the model inputs

CASIMOD'N was developed to integrate agricultural system in nitrogen cycle modelling at the catchment scale. This impacted drastically the way of building the input dataset and the differences between CASIMOD'N, striving to simulate the farmer strategy and its translation into management practices, and TNT2+CSAM, striving to reconstruct management practices, are numerous.

With the CSAM approach, used so far in the TNT2 model applications (Durand et al., 2006; 2008; Moreau *et al.*, 2012b), input preprocessing relied on a reconstruction based on survey and statistical data and on expert knowledge, with no explicit safeguard in term of farming system consistency. This is useful when observed data, crop cover and management practices are scarce or unavailable at the field level. But we have shown with CASIMOD'N that with some additional information at farm scale, especially on animal feeding, the farming system can be integrated. CASIMOD'N inputs are indeed based both on farmer needs and preferences in term of herd feeding and waste management with specific considerations of structural determinants. Linking farm constraints and farmers' preferences and priorities to satisfy farmer strategies avoids modelling management practices with no connection between animal and crop subsystems. For instance, the model stopped if no waste allocation plan was possible under inappropriate or too restrictive constraints, especially when spreading rules did not match with the quantity of manure to be managed. Moreover, constructing the input was flexible since the needs were informed at farm scale and their weights can be set independently. CASIMOD'N includes explicitly as inputs the spatial structural determinants of each field unit such as priority of organic spreading, pastures possibilities or agronomic potential. The relatively few required information as inputs gives an opportunity to use CASIMOD'N in several livestock-oriented catchments whenever this information is available at farm scale.

V.4.2. Model ability to reproduce farming systems

An application of the waste allocation model was already performed on two farms with detailed dataset (Chardon *et al.*, 2008) and an application of the crop allocation model was performed on one farm with a detailed dataset (Garcia *et al.*, 2005). In the present application, the confrontation of management practices simulated with CASIMOD'N against the data extracted from surveys and observed data was performed on a large dataset, with rather low quality of information, highlighting the robustness of the farming system module. The correspondence between simulated and observed surfaces per crop (Fig. V-2) supports the approach of considering the animal needs as the key point in farmer strategy. Although in the optimization procedure prices of deficits were weighted by total amount of needed dry matter per production, a slight overestimation of simulated grassland surface led to an underestimation of simulated silage maize surfaces. CASIMOD'N tended to secure the grass

173

production, the inputs of constraints on simulated meadows durations might have been too drastic or declared potential yield too low. The focus on herd alimentation production also resulted in increasing the variability on simulated cash crop surfaces, even if their coefficient of variation remained low (Fig. V-2). The proposed CAC gave insight on spatial and temporal simulated crop sequence and underlined the added value of CASIMOD'N. The CAC_{m-Cas} was however slightly lower than the CAC_{e-Cas}, indicating that CASIMOD'N performed better in simulating the crop frequencies on the fields than in locating them properly (Fig. V-3). This analysis together with the transition matrices analysis highlighted that the model calibration can still be improved. However, part of the farmers' decisions will always remain very difficult to model, especially as long as more complex rules (availability of machinery and work time, tactics of short term adaptation to context, etc) are not taken into account.

Farm constraints and strategies lead to produce waste allocation plan every year on every farm, minimizing the risks of simulating inconsistent management practices. Modelled mineral fertilizer rates matched observed ones (Fig. V-5) ensuring concordance between declared mean potential yields and declared mineral fertilizer amount. Finally, the coefficient of determination obtained between simulated and observed needs was satisfactory (Fig. V-7). Combined success in reproducing management practices and needs satisfaction on a large dataset was an encouraging result for CASIMOD'N ability to simulate farming systems at the catchment scale. However, it should be noted that this is true only with systems with a livestock whose fodder largely relies on the farm production. Complementary sets of rules should be included for industrial husbandry and more croporiented production systems.

The comparison of CASIMOD'N with TNT2-CSAM approach showed the interest of integrating a farming system module in the system modelling. In term of crop sequence and their spatial allocation, the close results between the two approaches showed the importance of deterministic attributes in decision of the farmer when allocating crop sequences, especially in rotation of more than two years. The first order Markov chain model considers the previous year only and consequently does not integrate the minimum return period between successive identical crops and maximum successive identical crop on the same field (Castellazzi *et al.*, 2008; 2010). If growing winter wheat twice in a row is common but three times in a row, seldom, a limit of Markov chain approach is reached while

174

CASIMOD'N can handle it easily. The added value of the integration of the farming system module of CASIMOD'N became obvious when considering the satisfaction of the needs at the farm level (Fig. V-7). Using CSAM algorithm approach enhances the risk of simulating crop productions far from the farmer needs and prevents from guarantying that every farm ensures its herd alimentation. Moreover, striving to simulate the management practices in a deterministic way, and confronting it with observed data can enhance the understanding of farmers' decision making, and thus provide useful information to design more sustainable systems. Although consequences of inconsistent reconstruction of crop allocation might have limited consequences when simulating retrospective scenarios, as shown in this study, they might lead to completely irrelevant simulations when simulating prospective scenarios, especially when the tested changes are likely to affect the production system.

V.4.3. Assessment of CASIMOD'N on N budgets at catchment scale

On the spatial distribution of N fluxes at the outlets of sub-catchments, the effect of integrating a farm module with the CASIMOD'N approach compared to the reconstruction of agricultural management used with the TNT2 approach was moderate. Even if the variability of organic fertilization rate per farm was higher with CASIMOD'N (Fig. V-6), the variability of total N fertilization was similar at sub-catchment scale (Fig. V-9). The complement of fertilization at field scale brought by mineral fertilizer to fulfill with N crop requirements with CASIMOD'N, leveled the variability that was simulated for the organic waste allocation.

The analysis of the relative spatial distribution highlighted the sub-catchment having the higher fertilization rate (sub-catchment 3). Although this sub-catchment presents also high yields, it showed the highest N soil balance and N flow at the outlet. Three sub-catchments presented higher flows at the outlet than the whole sub-catchment mean with CASMOD'N while only two sub-catchments were noticeably higher than the mean with the TNT2 approach. In term of management, if spatial priorities for mitigation actions were to be implemented by stakeholders, the two approaches would have led to significant differences.

V.4.4. Perspectives

Taking into account farming system consistency was demonstrated to be feasible in a whole catchment modelling approach. The added value of coupling simulated farming systems with their expression through management practices by ensuring that the productions match the herd needs is a step forward in modelling farmer strategic choices at the catchment scale. The strength in coupling the farming system model and a catchment model becomes obvious when considering the simulations of mitigation scenario. The consistency of prospective strategy but also the perspective to test collective mitigation plans including reduction of spatial structural constraints by optimizing farm configuration (for instance through the optimization of spatial configuration to enhance fields accessibility the pastures of dairy herd) are possible applications of the CASIMOD'N model. This is the objective of the ACASSYA project (<u>http://www.inra.fr/acassya</u>), in which (i) a farm network will be accurately investigated on their past management practices and opportunities of evolutions,(ii) different scenarios combining evolution of farming systems, optimization of buffer zones such as wetlands and reduction of spatial structural constraints at farm scale will be tested by using CASIMOD'N, in order to reach the low targets in N flows at the outlet of the stream feeding a sensitive coastal ecosystem and (ii) the farming system modules of CASIMOD'N will be completed with the MELODIE framework, a farm model (Chardon et al., 2007) that includes not only explicit herd alimentation and ingestion, variation of stock of feed, straw and wastes but also tactical choices within the yearly crop and waste allocation plan, specifically for pasture management.

V.5. Conclusion

A new integrative model, CASIMOD'N, has been developed by adapting and coupling decisional models with a biophysical model at the catchment scale. Its ability to simulate management practices and farming systems was demonstrated. A comparison with a method used to reconstruct management practices model highlighted the added value to consider explicitly the farm scale. This comparison also raised a set of uncertainties inherent to virtual experimentation. The fact that CASIMOD'N includes both a biophysical model at the catchment scale and decision model at the farm level makes it a powerful tool for

sharing common knowledge and supporting projects of farming systems evolutions among stakeholders (decision makers, farmers) on a territory. It constitutes a step forward a decision support system and its use for assessing the effect of mitigation options can be contemplated.

Acknowledgments

This work was funded by the French National Research Agency (ANR) through the ACASSYA project (ANR-08-STRA-01) and the Lannion-Trégor District Council. The authors would like to thank all the farmers involved in the study as well as local authorities for their constructive cooperation in the project.

A RETENIR

L'objectif du chapitre était de décrire une méthode d'intégration du système d'exploitation, à travers sa stratégie de conduite et sa configuration spatiale, et d'en évaluer les conséquences sur la modélisation du cycle de l'azote dans un bassin versant.

Sur la base d'un couplage de modèles existant, TNT2 au niveau du bassin versant ainsi que TOURNESOL et FUMIGENE au niveau de l'exploitation, un nouveau modèle (CASIMOD'N, pour Catchment and Agricultural Systems Integrated MODel for Nitrogen) a été construit. CASIMOD'N intègre et les transferts et transformations de l'azote dans un bassin versant et les déterminants du fonctionnement des exploitations, à travers les éléments stratégiques et les contraintes qui gouvernent les allocations spatiales des cultures et des itinéraires techniques. Le système agricole est alors vu comme un système décisionnel en interaction avec un système biotechnique. La décision stratégique est traduite en pratiques agricoles sur chacune des parcelles d'un bassin versant.

Sur un bassin versant d'étude une validation des simulations des pratiques a été proposée. Dans ce cadre, un critère de validation original a été développé pour discuter la capacité du modèle à simuler l'allocation des cultures à dans l'espace et dans le temps. Ainsi, CASIMOD'N est performant pour restituer la fréquence des cultures sur les parcelles mais la modélisation de leur distribution spatiale doit encore être améliorée. Cependant, la cohérence des systèmes agricoles modélisés par CASIMOD'N a été démontrée.

Les résultats de simulations, et l'effet de la modélisation des systèmes agricoles avec CASIMOD'N, ont été discutés en les confrontant avec les résultats obtenus avec des pratiques statistiquement reconstituées, utilisées dans les chapitres précédents. La plus value apportée par CASIMOD'N dans la modélisation des pratiques a été soulignée et les différences dans la modélisation du cycle de l'azote au niveau du bassin versant ont été mises en évidence.

Le développement et l''évaluation de CASIMOD'N effectués, une utilisation pour tester scénarios d'évolutions de systèmes agricoles est possible. Elle est présentée dans le chapitre suivant.
Chapitre VI

Modeling novel measures to mitigate nitrogen water pollution with CASIMOD'N: effects on farming systems and on nitrate fluxes in a small coastal catchment

Moreau P.^{1,2}, Baratte C.^{2,3}, Delaby L.^{2,3}, Faverdin P.^{2,3}, Gascuel-Odoux C.^{1,2}, Ramat R⁴, Ruiz L^{1,2}, Salmon-Monviola J.^{1,2}, Vertès, F.^{1,2}, Durand P.^{1,2}

¹ INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France
² Agrocampus Ouest, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

³ INRA, UMR1080, Production du Lait, F-35590 Saint-Gilles, France

⁴ ULCO, UPRES EA 4029 Laboratoire d'Informatique du Littoral, F-62228 Calais, France

Ce chapitre sera soumis à Land Use Policy.

Table des Matières : chapitre VI

VI.1. Introduction
VI.2. Material and methods184
VI.2.1. Study site
VI.2.2. Model and modeling application descriptions
VI.2.2.1. General model description and recent development
VI.2.2.2. Model inputs
VI.2.2.3. Model setup and calibration 192
VI.2.3. Mitigation measures194
VI.2.3.1. Description of the measures194
VI.2.3.2. Implementation 196
VI.2.3.3. Assessment of mitigation scenario and of their effect on agricultural system and
water quality
VI.3. Results and discussion197
VI.3.1. Potential extent of the mitigation measures and their translation into simulated
scenario197
VI.3.2. Effect of mitigations scenarios on farming systems and N balance in the
catchment
VI.3.3. CASIMOD'N as a new model to assess mitigation scenario at farming system level
VI.4.Conclusion

VI.1. Introduction

Intensive agriculture and livestock farming involves large amount of mineral fertilizer and spread organic wastes that contribute to excessive nitrogen emission through the atmosphere and through the water bodies (Sutton et al., 2011). Nitrogen leaching due to intensive farming affects the quality of groundwater, surface water and coastal water (Cellier et al., 2011). Major drivers to agriculture evolutions and changes in land uses take place at a regional scale (macroeconomic, demographic trends) (Winiwarter et al., 2011), but also originate from supranational policy and environmental programs (Common Agricultural Policy or European Water Framework Directive (WFD) (EC, 2000)). Agro-environmental measures can also be developed at local scale, in highly vulnerable area, and results from adaptation of supralocal plans or from stakeholders' consultations programs (Collins et al., 2007). The local mitigation plans depend notably on the objective in term of water quality to be achieved in the water bodies (Collins et al., 2007; Gourbesville, 2008). Different measures will be necessary to comply with the drinking water limit of 11.3 mg l^{-1} of N-NO3 and to control green tides in highly sensitive bays where the nitrogen concentration threshold should be much lower, i.e. less than 2 mg l^{-1} of N-NO3 (Cugier *et al.*, 2005; Merceron *et al.*, 2007).

Farmer management practices, including crop successions and management operations, are targeted in the implementations of mitigation measures (Krause *et al.*, 2007; Arheimer *et al.*, 2004; Nendel *et al.*, 2009; Morari *et al.*, 2004). These plans concerns mainly agricultural management practices that have been classified into 5 categories by Cherry *et al.* (2008): land use and soil management, livestock management, fertilizer management, manure management and farm infrastructure. When the objective of nitrate concentration is low and when standard good practices have already been implemented, the mitigation measures limited to one of these categories might lower their effects on land use change and on nitrogen pollution. In those cases, Chatellier and Vérité (2003) argue that actions at the farming system could be more efficient than actions limited to the management practices. The farming system, defined as the integration of the interactions between the decisional and the biotechnical system (Gibon *et al.*, 1999, Gouttenoire *et al.*, 2010), structures the

management practices by including farmer strategies. Our objective is to assess the effect on land use and nitrogen fluxes of farming system evolutions in a sensitive catchment where livestock production dominates.

To run *ex ante* evaluations of system evolution, modeling tools are useful approach (Cherry et al., 2008). models able to simulate the effect of agricultural management practices on the water and nitrogen dynamic at catchment scale are numerous, e.g. SWAT (Soil and water Assessment Tool) (Arnold et al., 1998), AGNPS (AGricultural Nonpoint Source Pollution Model) (Young et al., 1989), DAISY-MIKE-SHE (Hansen et al., 1991; Abrahamsen and Hansen, 2000), and so are the model designed to simulates livestock farming system (FASSET (Berntsen et al., 2003), MELODIE (Chardon et al., 2007)). However, models integrating the interactions between the farming systems and the eco-hydrological system at catchment scale are few. LANAS (Theobald et al., 2004) integrates farm submodels into eco-hydrological model at catchment scale (INCA Whitehead et al., 1998a), but this catchment-scale model remains semi-distributed. The NITROSCAPE project (Duretz et al., 2011) also aims at coupling farm and catchment systems but it is still under development. Recently, CASIMOD'N (Moreau et al., 2010) has been developed to couple a livestock farming system model and a distributed, physically-base model. This model simulates farmer strategies, translate them in management practices that, in turn drive the catchment model, taking into account and spatial constraints and interactions in both modules and between them.

The general objective of this paper is to assess new set of measures designed to reduce drastically the nitrogen fluxes in the outlet of a coastal catchment affected by green tides. This new measures induce changes in farming systems and a second objective is to assess the ability of CASIMOD'N to predict them in a consistent way, since the model has been so far only validated on retrospective scenarios (Moreau *et al.*, 2011). The tested mitigation measures originate from a stakeholder working group with a specific attention paid to safeguard the milk and meat productions, which are the main income sources of the farms there. The model aims at integrating the farming system consistency between livestock and crop system, so it will also inform on the degree of applicability of the contemplated measures and on the structural constraints that farms would face when implementing them.

VI.2. Material and methods

VI.2.1. Study site

The application study site (the Yar catchment) is a 61 km² catchment located in Brittany, France. The climate is humid temperate with a mean annual temperature of 11.7°C and a mean annual rainfall of 950 mm on the 1996-2007 period. Main substrates are micaschist and gneiss in the northern half of the catchment and granite in the southern half (Mougin *et al.*, 2004). 64% of the territory is agricultural area (AA), 28% is covered by forest and 8% is covered by urban area (Fig. VI-1). The soils are sandy-loamy brown soils (BDAT, 2011). The maximum altitude reaches 260 m above sea level and the river flows in a bay severely affected by massive algae proliferation.

55 farms are present on the catchment. The agricultural systems are based on livestock production except for three farms which are specialized in cash crops or vegetables. Among the livestock farms, 95% are cattle farms (dairy and/or meat production), two farms produce also pigs and two, poultry. The crop allocation is driven by the needs in livestock feeding through the forage productions: meadows (ley or permanent grassland) and silage maize. Winter cereals are grown on 22% of the AA for straw production and as a cash crop. The rest of AA is grown with winter cereals, both for straw production and as a cash crop, rape, potatoes and vegetables. The most frequent rotations are maize-cereals and meadow-maize-cereals. The livestock-oriented production places animal feeding and animal waste management as cornerstone of farmer strategies. The crop allocation and rotation should satisfy both the need in animal feed and sufficient spreading capacities. Given the high concentration of livestock systems in the area, the major threats for nitrogen emission through the water bodies are not only unbalanced fertilization but also high livestock unit per hectare, bare soil or inefficient cover during autumn and winter and ley ploughing (Vertès *et al.*, 2007).

During the 1996-2007 period, the mean nitrogen flux at the Yar's outlet reaches 27 kgNha_c⁻¹ y^{-1} (ha_c: hectare of catchment). The Yar catchment is the largest catchment of a group of five catchments feeding a common bay. It covers 51% of this area and accounts for 59% of its nitrogen loads.

It contributes to massive algal accumulation of *Ulva sp.*, also named "green tides", whose proliferation appears to be under control of nitrogen loads (Menesguen and Piriou, 1995). Although the mean nitrate concentration is presently moderate (6.7 mg N-NO₃ l^{-1}), Menesguen (1999) determined a much lower objective concentration (1.9 mg N-NO₃ l^{-1}) to halve algal bloom frequency.

The catchment is classified in Nitrate Vulnerable Zones, implemented under the Nitrates Directive (EC, 1991). Since 1994, several programs have been set up to restore water quality. The successive implemented actions were either based on voluntary participation under financial compensation or mandatory. They consisted in balancing the fertilization at field scale, in fixing threshold for organic waste spreading (maximum of 170 kgNha_{aa}⁻¹y⁻¹ with ha_{aa}, hectare of AA), and in an obligation to sow a catch crop during autumn under specific rotations constraints. These successive programs lead stop in the increasing trend of N fluxes at the outlet of the Yar catchment but no significant decrease have yet been observed. The area is also concerned by the Water Framework Directive (EC, 2000) which states that all water bodies have to reach a "good" and non-deteriorating ecological status by 2015. Finally, the catchment is considered as a demonstration area in the green algae plan launched in 2010 by the French government (2010). In this action plan, relying on projects designed and conducted by local authorities, a preventive constituent includes modifications of agricultural management and landscape management.



Fig. VI-1. Location of study site and its land use

VI.2.2. Model and modeling application descriptions

VI.2.2.1. General model description and recent development

CASIMOD'N (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODel for Nitrogen) was developed to explicitly include the functioning of livestock farming systems into a landscape model dedicated to simulate impact of management practices on N transfer and transformation (Moreau *et al.*, 2012a). The farmer strategy is determined at farm scale based on (i) livestock feed, cash crop production and requested degree of forage autonomy and (ii) animal waste management. A set of needs is specified to satisfy the farmer strategy. Each lack or surplus of the production needs is weighted. These weights are determined according to the importance attached to autonomy for herd alimentation, to the level of cash crop production or to any other specific crop production. The strategy is constrained by farm structure, environmental regulations, farmer priorities which are integrated as inputs

Chapitre VI

(see section 2.3 below for details). The priorities consist on a rate between 0 and 1, with 1 being a maximum priority of occurrence, for each waste-field, waste-crop and crop-field couple, leading to a set of priorities for each waste-field-crop triplet. For instance, a higher priority to spread manure will be given for the crop "silage maize" than for the crop "wheat" or "grazed meadow". A higher priority for a field close to the farmstead will be given for the crop "grazed meadow" than for the crop "silage maize". Lower priorities will be given to the field far from the farmstead to be spread with animal waste.

The farmer decision is thus expressed into a crop allocation plan and waste allocation plan, based, respectively, on TOURNESOL module (Garcia *et al.*, 2005) and FUMIGENE module (Chardon *et al.*, 2008). The water and nitrogen transfer and transformation module corresponds to the distributed TNT2 model (Beaujouan *et al.*, 2002). Under the RECORD platform and its Virtual Laboratory Experiment (VLE) implementation (Bergez *et al.*, 2009; Quesnel *et al.*, 2009), the farmer plans are yearly simulated while landscape model runs at daily time step (Fig. VI-2).

Applications have been conducted on two experimental farms for the FUMIGENE module (Chardon *et al.*, 2008) and on one experimental farm for the TOURNESOL module (Garcia *et al.*, 2005). TNT2 has been used on retrospective and prospective scenarios (Durand *et al.*, 2006). TNT2 heuristic studies deal with geomorphological issues (Beaujouan *et al.*, 2001), denitrification distribution (Oelher *et al.*, 2009), and process representation as compared with SWAT ones (Ferrant *et al.*, 2011). It also supports public decision-makers in the assessment or elaboration of pollution-mitigation plans (Durand *et al.*, 2008). The effects of variations of climatic conditions (Durand *et al.*, 2006) and landscape management (Viaud *et al.*, 2005) on hydrological and nitrogen fluxes have also been tested. Land uses scenarios concern either spatial crop distribution (Beaujouan *et al.*, 2006).

The main interest of CASIMOD'N is to include in a fully distributed catchment representation the consistency of farm-scale system based on the three corner stones: crop management, herd alimentation management, animal waste management. The expression of farmer decision into management practices under spatial and structural farm constraints and the interaction between the decision system and the biotechnical system are integrated.

Moreover, if farmer plans are not compatible with structural constraints, then the model stops: no crop and waste allocation is simulated. In the present study of prospective mitigation plans, the mitigation plans might impact directly the orientations of farmer strategies and the corresponding needs. These modifications of farmer strategies increase the risk of incompatibility between mitigation plan, targeted strategy and structural constraints. It is especially the case when the crop distribution cannot receive the animal waste production under local environmental regulation and farm constraints, or if the crop repartition cannot fulfill the herd alimentation requirements. The safeguards on the consistency of farm functioning provide information on the feasibility of a mitigation plans.

Two new developments have been implemented to enable the scenarios of mitigation plan to be run. Firstly, to account for the response time of the catchment, prospective scenarios are run after a calibration-validation period corresponding to a retrospective scenario, based on observed data. To model retrospective and prospective scenarios one after another on a unique simulation run, the possibility of direct transitions between two farmers' strategies has been added. Secondly, some farmer needs on a given year can be modulated by crop yields of the previous year to mimic stock variations and thus to provide a feedback of the effect of climatic variations on the yields and on the famer needs.



Fig. VI-2. CASIMOD'N diagram (main inputs, outputs and modules). See Tab. VI-1 and Tab. VI-2 for details on the inputs

VI.2.2.2. Model inputs

At catchment scale, the distributed inputs (land use and soil map, climatic map, field map) are based on available Geographical Information System database (Tab. VI-1). Land use and soil map locate urban area, forest area with or without hydromorphic soils, and agricultural area on main geological formations with or without hydromorphic soils. The field map delimits the fields units defined as a field or part of field having a unique crop sequence during the 1993-2006 period based on classified satellite images (Corgne, 2004). Hydrological and soil parameters derive from observed data when available or are calibrated. Atmospheric N depositions are estimated by kriging the results predicted in the European Monitoring and Evaluation Program (EMEP, 2000). The general management practices description includes management practices timing, built from regional database and adjusted with the help of local stakeholders. Crop rotation and specific management practices are generated by farm modules.

Farm scale inputs include the general strategy and inputs for the management of wastes, crops and fields (Tab. VI-2). Information gathered by surveys includes structural constraints, regulations constraints and farmers' priorities. The structural constraints are the location of buildings, arable lands and other production facilities which cannot be easily changed at a year time step. Regulation constraints are adapted to each case study. In the presented case study, catch crops must be cultivated during winter between two spring crops and between winter cereals and spring crop. Regulations on waste management consist in spreading interdictions whose periods depend on waste type. Farmer's priorities can be induced by agronomic rules: for instance, growing wheat several successive years on a same field highly increases the risk of yields loss and avoiding it becomes a farmer priority. Specific crop successions can be preferred and encourage or conversely avoided. Agronomic knowledge on soil properties among the fields can determine crop type repartition and possibilities to spread animal waste. The priority can also be induced by buildings and equipment facilities: for instance, a farmer can choose to favour a maximum waste spreading to empty its waste storage capacities before winter. The farmer priorities are indeed related to drivers on the field-crop-waste possibilities.

general data type	specific data type	source	description / properties	
catchment description	digital elevation model	National Geographical Institute	extracted with a 25*25 grid	
	drainage network	MNTsurf* software extracted from MNTsurf* software		
	soil and geological map	BRGM	geological formation delimitation	
	climatic zoning map	MeteoFrance	climatic gradient (if any)	
	land use and field map	Satellite images (Corgne, 2004)	urban area, forest, hydromorphic soils, agricultural area and	
			field unit distribution	
model parameter	global parameter	general parameter database; calibration	general N process parameter, plant parameter	
	distributed parameter	BDAT (2011) ; calibration	hydrological properties (eg. transmissivity) and soil properties	
climatic data		MeteoFrance	daily rainfall, evapotranspiration, radiation and temperature	
atmospheric deposition		EMEP database (2000)	daily wet and dry deposition	
agricultural management practices	crop allocation	generated by farm module (see table 2)	yearly summer crop and winter crop (if any)	
	technical activities	specified by farm module (see table 2)	date of sowing, harvest, hay cut, grazing and fertilization	
			fertilization type, rate and quantity	

*Aurousseau and Squividant, 1997. Correction of digital elevation models using drainage pattern constraints. http://viviane.roazhon.inra. Fr/spanum/publica/contrain/contrain.htm.

Tab. VI-1. Inputs at catchment scale

input category	information			
general strategy	production needs in maize (from feeding strategy and autonomy targeted)			
	production needs in grass (grazed and mown meadows : computed from herd composition, ration calculation)			
	production needs in straw (herd size, building type)			
	production needs in non-forage crop (grain, vegetable)			
	prices affected to production needs (affected to a deficit proportionally to the weight of each need)			
	crop - waste type priorities			
waste	Quantity (function to herd size and feeding)			
	type (function to herd size and building type (cattle manure, cattle slurry, compost, chicken manure and pig slurry))			
	period of spreading (regulation)			
crop	crop type (oat, beet, rape, silage maize, corn, barley, potatoes, peas, meadow, triticale and white mustard as catch crop)			
	potential yield (specific per farm; determine crop N needs)			
	crop succession (agronomical rules and management practices in the territory)			
	crop maximum duration (agronomical rules and management practices in the territory)			
	non return period (agronomical rules and management practices in the territory)			
	maximum successive identical crop (agronomical rules and management practices in the territory)			
field	spatial distribution and field size			
	accessibility for the batches (different for milking cow and the rest of the cattle herd)			
	maximum distance for waste spreading			
	agronomical potential (per crop per farm, function of wetland proportion in the field)			

Tab. VI-2. Inputs at farm scale

VI.2.2.3. Model setup and calibration

Surveys on farming systems and the join between collected data and remote sensing interpretation allow covering 75 % of the catchment surface. However, the farming systems are modeled considering their fields and their properties inside and outside the catchment limits. To deal with lack of data, the agricultural managements simulated on outside fields were introduced on fields with no information and identical surface inside the catchment. This simplification assumed that management practices on unknown farming systems are similar to the surveyed ones. If it is not problematic for the modeling application, the results have to be cautiously used if decision support is intended.

The validation of the farming systems was carried out on the satisfaction of the farmer needs at farm scale and the expression of the strategies: the simulated crop allocation, the simulated waste allocation and the simulated mineral fertilizer applications. The ability of the farm module to properly simulate existing farming systems and their variety has been demonstrated (Moreau *et al.*, 2012a).

Observed daily discharge at the outlet and weekly to biweekly nitrate concentrations have been used to calibrate and validate the model. The calibration and validation was run on all the 1998-2008 period of observed data after a two years' initialization period. The Nash-Sutcliff coefficient (Nash and Sutcliffe, 1970) was maximized for discharge data and mean Relative Error, computed as the mean of the deviations between simulated and observed values divided by the mean of observed values, was minimized for nitrate concentration. Specific attention was paid on the reproduction on inter- and intra-annual concentration variations and cumulative nitrogen fluxes over the calibration-validation period. The Nash-Sutcliff coefficient reaches 0.87 and the mean Relative Error 20% suggesting that the model reproduces correctly the observed data of main hydrological and nitrogen process (Fig. VI-3.). The simulated water discharge underestimated the summer flows events but remained close to the observed ones the rest of the years. The simulated nitrate concentrations matched the observed general variations but failed to capture the magnitude of the intraannual variations. However, the simulated nitrogen fluxes are close to the observed ones and the difference on cumulative nitrogen fluxes after eight years is small. The poor match obtained for concentration variations compels to limit the presentation and discussion of the



results to N fluxes. Finally, mineralization rates, denitrification rates and crop yields were also within observed ranges in neighboring catchment as specified in Moreau (2012b).

Fig. VI-3. Calibration results on water discharge, nitrate concentration and nitrogen fluxes

The prospective scenario started after the 2008 cropping year. The climate observed on the calibration-validation period was reproduced for the simulations of the prospective scenarios. For the farm modules, the transition period of farming systems are only indirectly considered through history of spread waste, history of crop succession and N soil content in the fields. However, the changes in production needs were simulated as occurring abruptly without any transition period.

The scenarios were implemented by adjusting the farmer strategy inputs, as described below.

VI.2.3. Mitigation measures

VI.2.3.1. Description of the measures

In 2011, the European Commission sent a reasoned opinion to the French government (EC, 2011) in with the French government is urged to strengthen measures to mitigate water pollution by nitrates. In 2010, the French government (2010) already requested from local stakeholder of catchment affected by green tides to put forward an "plan" (i.e., a four years' set of mitigation measures) to reduce the nitrogen fluxes entering the bays. On the study area, a working group with local representative, scientists, agricultural advisors and farmers was set up, met monthly for 2 years to design this mitigation plan. The scenario hereafter presented originates from this working group (Vertès *et al.*, 2011) whose mission consisted in validating the measures meant to be tested.

The objective of the tested mitigation measures is therefore to reduce nitrate leaching by adapting agricultural systems and preventing eventual loss of production. The developed scenario approach does not intend to be normative by fixing the extent of necessary adaptations ("how to?" approach) but corresponds rather to an exploratory prospection ("what if ?" approach) (Borjeson *et al.*, 2006).

The issue was to put forward measures of the structure of agricultural systems to reduce management practices potentially resulting in high nitrate leaching, such as autumn bare soil, high N input and frequent meadow ploughing. These measures, which emerged from the above mentioned working group, were design to be fairly simple to compute and generic among the farming systems. The selected measures, as decided by the working group, were: (a) a maximum stocking rate of 1.4 Livestock Unit (LSU) per hectare of meadow (scenario TRELSU), (b) a threshold of 100 kgNha_{aa}⁻¹ input nitrogen at farm scale (scenario TREIN). This framework with structuring measures gives each farmer a leeway to adapt his systems to comply with these measures. These two measures were incrementally implemented in the simulation application to identify independently the potential breakdowns.

(a) TRELSU: maximum of 1.4 LSU ham⁻¹ (with ham, hectare of meadow)

The main asset of this measure is to consider the meadow area (natural and artificial) rather than the total agricultural area to compute the livestock loading. This is expected to limit animal loading and encourage the increase of meadows area rather than the decrease of the herd size. In the scenario implementation, priority will be given to meadow area increase to maintain a constant production. The increase in meadow will also limit autumn bare soil and high meadow ploughing rate.

(b) TREIN: maximum of 100 kgNha_{aa}⁻¹ input nitrogen at farm scale

The total N input at farm scale corresponds to the inputs exogenous of the catchment and is calculated as follow:

N input = N mineral fertilizer + (0.75 or 0.65) N in animal feed + N in imported organic - N in exported organic (eq. VI-1)

Main asset is to integrate explicitly animal feed in the computation where actual regulations are limited to N spread on the fields. The coefficient affected to the N animal feed introduced the difference in N efficiency among animal category (cattle and non-cattle). The balance of organic N is considered to include the farms whose waste production exceeds 170 kgNha_a⁻¹ and which must export their excess of waste.

This advantage of this general framework based on measures is that it can be applied to the large variety of systems operating in the territory and that it is expected to modify both management practices and land use.

VI.2.3.2. Implementation

The implementation of mitigation scenarios was conducted by modifying the systems simulated in 2007 at farm scale. In CASIMOD'N, this is done by modifying the strategies rather than management practices: modifying the strategies impacts all practices in a coherent way, which is not necessarily the case when modifying independently specific practices.

The yearly milk production per cow was considered to decrease from 7500 L to 6500 L. This reduction was compensated by an increase of cattle herd to maintain the total milk production. The compliance with a maximum of 1.4 LSU ham⁻¹ was conducted at farm scale by increasing the meadow area using the 2007 ratio of meadow types of each farm (artificial-temporary meadow, natural-permanent meadow, meadow with white clover). Accordingly, the surfaces of other crops were reduced proportionally to their surface in 2007. Given the herd increase, a new repartition of needs of herd feed was calculated with corresponding associated weights for each lack or surplus. This new forage repartition makes sure that the total produced forage remains sufficient for the herd, given a new balance between grass and silage maize. Moreover, to fulfill the additional need in grass production, while two types of management were considered in the present systems (grazed mixed, grazed and mown) a third type (mown-only meadows) was introduced in the prospective period. At farm scale, the needs targeted to feed the herds and the possibility to add hay meadow in the rotation were the modified inputs of the farming system module while the weights given to each needs remains proportional to each needs thus reproducing the targeted autonomy for herd alimentation. The priorities modifications of the waste-fieldcrop triplet concern only the farms on which the waste allocation plan becomes impossible in the prospective scenario. For these farms, the waste-crop priority of manure spreading on meadow was increased until an allocation plan was possible. This increase of spreading manure on meadow corresponds to practices observed on the farms of the catchment already having high meadow rate in their crop rotations.

The compliance with maximum of 100 kgNha_{aa}⁻¹ at farm scale was obtained by reducing mineral fertilizer only. At farm scale, given the silage maize production calculated by respecting the maximum of 1.4 LSU ha_m⁻¹ and the herd composition, the total consumption

of complementation and concentrated feed was calculated. The exchange organic waste was considered constant. The reduction of mineral fertilizer was then inputted proportionally to each annual crop. Since the mitigation scenarios were implemented incrementally, the final mitigation scenario (TRELSUIN) includes both changes.

VI.2.3.3. Assessment of mitigation scenario and of their effect on agricultural system and water quality

The assessment of the prospective scenarios is threefold. First, given the existing systems, the extent of mitigation measures is discussed in term of number of farms affected. Secondly, the effects of mitigation measures were assessed on the management practices, on the crop production level and on whether the needs of livestock feed are met. Finally, an analysis on N budget at farm and catchment scale was carried out to assess the consequences of the measures on N fluxes reduction at the outlet of the catchment.

VI.3. Results and discussion

VI.3.1. Potential extent of the mitigation measures and their translation into simulated scenario

The first results concern the potential targeted extent of the mitigation measures on the farming systems changes and the ability of the model to properly translate these mitigation measures into simulated scenarios. The mitigations measures consist mainly in not exceeding thresholds while the model inputs at the farm level consist on farmers strategies that allows the crop allocations and management practices to be simulated. Thus, a gap might appear between the targeted extent of the mitigation measures given the data collected in surveys and the scenarios once implemented in CASIMOD'N.

Potential extent of the mitigation measures on farming systems

The potential extent is assessed from collected survey data on present situation. Maintain the production by decreasing the productivity per milking cows and keeping constant the herd of suckers leads to an augmentation of 8% of total bovine on the territory. The mitigation measures should affects 80% of the farms. On the catchment, once considered the herd size augmentation balancing by the reduction of productivity per cow, and given the actual surface, the meadow surfaces should cover 72% of the AA on the catchment to comply with TRELSU. The combination of the herd augmentation, the decrease of productivity per cow and the augmentation of grass proportion in animal feeding should lead to a diminution of 18% of waste to be spread on the fields.

In the present situation, 49% of the farms exceed the threshold of 100 kgNha_{aa}⁻¹ at farm scale. The combination of the reduction of productivity per cow, the augmentation of the herd and the new crop distribution leads to a lower use of N feed. Thus, for 22% of the farms, this reduction of N feed is enough to fall below the 100 kgNha_{aa}⁻¹ and 27% of the farms should agreed to an additional reduction of mineral fertilizer, on the top of the N feed reduction, to fall below the 100 kgNha_{aa}⁻¹. If the fertilization remains constant on the farms already below 100 kgNha_{aa}⁻¹, the reduction of the mineral fertilizer load would be of 9% at catchment level.

Effect on farming systems of the mitigations measures translated in simulated scenario

Once the mitigation measures inputted in the model as change of farmer strategies, the simulated meadow surface for the TRELSU reaches 71% of the catchment area arguing in favor that the model succeeds in expressing farmer strategy and ensuring that the scenario simulated corresponds to TRELSU measure.

When simulating the scenario TRELSUIN, the fertilization on grazed meadows is constrained to remain constant to ensure their sufficient production and therefore the reduction of fertilization rate is possible only on the mown meadow and other crops. The simulated reduction load at catchment level reaches 11%. This simulated reduction is closed to the potential one.

VI.3.2. Effect of mitigations scenarios on farming systems and N balance in the catchment



Fig. VI-4. Main productions in the catchment for the present situation and for the TRELSUIN scenario.



Fig. VI-5. Repartition of crop surfaces in the catchment for the present situation and for the TRELSUIN scenario.

The simulated rainfall is similar in the present situation and in both scenarios (Tab. VI-3). The water balances of TRELSU and TRELSUIN scenarios are similar. In the prospective scenarios, the additional surfaces in meadows lead to slightly higher evapotranspiration than in the present scenario. However, this had no significant effect on the average stream discharge.

	actual	TRELSU	TRELSUIN
	situation		
rainfall (mm)	1032	1032	1032
evapotranspiration (mm)	569	575	575
river discharge (mm)	469	469	469
groundwater store variation (mm)	-9	-5	-5

Tab. VI-3. Simulated water balance at catchment scale

In the present situation, the agricultural N balance, computed as the difference between the N from spread manure, mineral fertilization and return by grazing cows minus the N exported by the crops, reaches 3.8 kgNha_c⁻¹y⁻¹ (Tab. VI-4). In TRELSU, the compensation of the decrease in N spread waste by N return by cows leads to the same balance of 3.8 kgNha_c⁻¹y⁻¹ while it is reduced to 2.8 kgNha_c⁻¹y⁻¹ in TRELSUIN. Taking into account the N fixed by the mixed grass/clover meadows, TRELSU balance is higher than the present one (16.2 kgNha_c⁻¹y⁻¹ and 14.5 kgNha_c⁻¹y⁻¹, respectively). In spite of this increase in the agricultural balance, the N flux in the stream decrease of 22% with the TRELSU as compared to the present one. This is due to the combined effect of increased the organic N stored in meadows, of decreased waste spreading on annual crops and decreased autumnal bare soils.

Contrastingly, the effect of TRELSUIN is minimal compared to TRELSU. The N mineral fertilizer reduction affects directly the yields, confirming the relatively balanced fertilization in the present situation. In the TRELSUIN, the supplementary reduction in N fluxes, relatively to TRELSU, is 0.1 kgNha_c⁻¹y⁻¹ while the N reduction in agricultural inputs is 4.4 kgNha_c⁻¹y⁻¹ highlighting the inefficiency of this measure when coming on top of the first one.

	present	TRELSU	TRELSUIN
	situation		
Mean annual N inputs (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	118.7	119.6	115.2
N spread organic waste (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	21.8	18.0	18.0
N mineral fertilizer (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	41.4	41.6	36.9
N returns by grazing cows (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	31.3	34.1	34.3
N fixation (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	10.7	12.3	12.4
N atmospheric deposition (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	13.6	13.6	13.6
N from soil and groundwater stores (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	31.5	21.7	22.0
Mean annual N outputs (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	149.1	141.2	137.1
N exportation by the crops (kgNha _c ⁻¹ y ⁻¹)	90.7	89.9	86.4
N denitrification (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	14.6	14.6	14.2
N volatilization (kgNha $_{c}^{-1}y^{-1}$)	5.5	5.6	5.5
N storage in woodland (kgNha _c ⁻¹ y ⁻¹)	10.9	9.8	9.8
N river flux in the stream (kgNhac ⁻¹ y ⁻¹)	27.4	21.3	21.2
Agricultural N balance (without N fixation)	3.8	3.8	2.8

Tab. VI-4. Simulated N balance at catchment scale (ha_c : hectare of catchment, TRELSU: TRELSU: maximum of 1.4 LSU ha_m^{-1} (with ha_m , hectare of meadow) and TREIN: maximum of 100 kgNha_{aa}⁻¹ input nitrogen at farm scale)

VI.3.3. CASIMOD'N as a new model to assess mitigation scenario at farming system level

The CASIMOD'N model application was successfully used to test scenarios put forward by local stakeholders. The tested options explicitly integrated the variety of farm functioning, through their herd feeding management and waste management under structural constraints. The ability of CASIMOD'N to simulate farming system modifications driven by simple and systemic measures was demonstrated. The original implementation of the scenarios through a set of weighted needs and priorities given on each waste-crop-field triplet highlights the importance of cattle management in crop and technical operation allocation in this type of systems.

Thus, the results are not only the consequences of the measures in terms of nitrogen transfer and transformation at catchment scale but also the simulated management practices (crop allocation and nitrogen fertilization management) resulting from the modification of the strategy. By combining not only the scenario implementation and the corresponding simulated management practices at farm scale but also the nitrogen cycle at catchment scale, the discussion is facilitated with decision makers and/or farmers. The integration of farm scale and catchment scale in a unique model is a significant progress in scenario modeling, both in terms of insights in the functioning of the whole system, of coherence of the scenarios and of usefulness of the results for stakeholders.

The incremental implementation gives insight of relative effect of the two tested scenarios. The results exhibits the high efficiency of promoting smaller animal load on meadows and the small added effect of fixing a threshold on nitrogen input at farm scale. However, this result is contingent on the type of farm systems in the area: the threshold on nitrogen input would have been probably more efficient with a higher proportion of more intensive indoor breeding systems, or of overfertilized crops. The positive effect of the TRELSU scenario lies in the year-round efficient coverage, limiting autumnal leaching, increasing evapotranspiration and improving soil N storage. In the present version, CASIMOD'N does not allow the introduction of a new crop during a scenario run, which might lead to underestimate the potential use of mixed grass/clover meadows, and therefore to underestimate the positive effect of this measure on N leaching. Moreover, the implementation of the scenario was limited to the dairy production, the dominant production on the catchment, but the additional consideration of actions on the pigs' farms, hens' farms and crops' farms are possible to limit N pollution.

VI.4.Conclusion

This paper shows that testing innovative policies of N pollution control requires integrated modeling tools encompassing the functioning of farm systems interacting with their environments. Under the inherent modeling simplifications, the tested scenarios show encouraging perspectives by optimizing the internal N recycling while supporting the production. However, the 20% reduction of N river fluxes is far from the 50% targeted reduction. More detailed simulations on tactical choices on grazing management, as well as site-specific measures (wetlands management), are alternatives that were beyond the scope of this study. To assess wetlands-oriented scenario would require distributed validation data on denitrification processes. Moreover, while the current version of CASIMOD'N simulates

strategic decisions, modeling tactical choices is necessary to test prospective scenarios on grazing management. This is the objective of the ongoing ACASSYA project (http://www.inra.fr/acassya) in which the farming system module will be completed with the more comprehensive MELODIE model (Chardon *et al.*, 2007).

A RETENIR

L'objectif était de tester l'effet d'évolutions de systèmes agricoles visant à réduire les flux d'azote à l'exutoire d'un bassin versant.

Les simulations de scénarios prospectifs, construits en collaboration avec des acteurs locaux, ont été conduites avec le modèle CASIMOD'N. Ces scénarios reposent sur le respect de deux indicateurs, influençant le fonctionnement des systèmes d'exploitation : un seuil maximum de chargement animal par hectare de culture pérenne (1,4 UGB par hectare d'herbe) et un seuil maximum d'azote entrant sur l'exploitation (100 kg d'azote par hectare).

Lors des simulations, la mise en place de ces mesures affecte 80% des exploitations. La mesure visant à réduire le chargement animal est la plus efficace puisqu'elle conduit à une baisse de 22 % des flux d'azote à l'exutoire, tout en maintenant les exportations par les cultures. Cette efficacité tient surtout de l'augmentation de la couverture hivernale des sols et de la baisse de fréquence des retournements des prairies. En y ajoutant la seconde mesure, qui induit des changements plus limités, la baisse supplémentaire des flux d'azote dans la rivière est quasi-nulle : la réduction de fertilisation minérale entraine uniquement une diminution des rendements.

Après avoir présenté, dans les chapitres précédents, différents aspects de l'utilisation de la modélisation agro-hydrologique pour la compréhension et l'aide à la gestion d'une problématique de pollution diffuse azotée, depuis l'analyse de l'outil de simulation en luimême jusqu'à l'évaluation de différents niveaux d'évolution du système considéré, le chapitre suivant tente d'analyser et de conceptualiser l'ensemble de la démarche pour en évaluer les limites et la généricité.

Chapitre VII Discussion générale et perspectives

Table des Matières : Chapitre VII

VII.1. Synthèse des méthodes mobilisées et des connaissances acquises	
VII.1.1. Synthèse des méthodes et des résultats	
VII.1.2. CASIMOD'N : un modèle intégré, innovant et évolutif	213
VII.2.Limites et perspectives des tests de scénarios avec CASIMOD'N	215
VII.2.1. Limites et perspectives des scénarios testés avec CASIMOD'N	
VII.2.1.1. Les limites d'utilisation du modèle	215
VII.2.1.2. Elargir le spectre de scénarios prospectifs testés	217
VII.2.1.3. Perspectives d'utilisation dans un cadre d'appui à la gestion territoriale	e d'un bassin
versant	218
VII.2.2. Limites et perspectives de CASIMOD'N	219
VII.2.2.1. Des processus à ajouter ou compléter	219
VII.2.2.3. Dépasser la modélisation des systèmes de productions agricoles et de la	a dynamique
de l'azote dans le bassin versant	222
VII.3. Vers l'analyse de sensibilité d'un cadre générique d'utilisation de mod appui à la gestion	èle comme
VII.4. Conclusion générale	

Dans cette discussion générale, nous dressons le bilan des méthodes utilisées et développées, ainsi que des connaissances acquises. A partir de l'analyse des limites du modèle CASIMOD'N, des pistes d'utilisations opérationnelles et de développements sont proposées ; enfin les perspectives générales qu'ouvre ce travail sont envisagées.

VII.1. Synthèse des méthodes mobilisées et des connaissances acquises

VII.1.1. Synthèse des méthodes et des résultats

La multiplicité des approches et outils utilisés constitue une des originalités de ce travail. Chacune des méthodes utilisée ou développées a permis de répondre à des questions distinctes, et a fourni des résultats que nous synthétisons ici.

Analyse de sensibilité d'un modèle agro-hydrologique aux propriétés du sol et à leur spatialisation

Pour analyser les effets des activités agricoles sur la dynamique de l'azote, il est important de bien appréhender l'ensemble des facteurs influençant le cycle de l'azote, et notamment les propriétés des sols et des substrats. Nous avons réalisé une analyse de sensibilité du modèle spatialisé TNT2 à la variabilité de ces propriétés et à leur distribution spatiale. Des méthodes classiques d'analyse de sensibilité ont été adaptées pour prendre en compte la distribution spatiale. Il a fallu non seulement intégrer la spatialisation des paramètres, mais aussi de respecter les contraintes de temps de calcul, importantes au regard du grand nombre de variables d'entrées et de sorties analysées. La méthode proposée repose sur l'introduction du nombre de types de sols comme facteur d'entrée de l'analyse de sensibilité. L'échantillonnage est obtenu par un plan factoriel fractionnaire et l'indice de sensibilité est calculé à partir d'une décomposition de la variance.

Les résultats de l'analyse de sensibilité ont montré la grande sensibilité des sorties du modèle TNT2 aux paramètres contrôlant les processus de minéralisation, soulignant

l'attention particulière à porter à la calibration du modèle à ce niveau, et à l'interprétation des résultats pour chaque cas d'étude. Une validation des quantités minéralisées sur des données d'observation n'étant pas envisageable au niveau d'un bassin versant, les simulations, notamment celles présentées dans les chapitres III à VI, doivent reposer sur des références locales d'azote total des sols (BDAT, 2011) et des références régionales de minéralisation.

L'analyse de sensibilité a également montré que le modèle est peu sensible à la prise en compte de la variabilité spatiale des propriétés des sols. Les cartes de types de sols utilisées dans les modélisations des chapitres III à VI présentent donc un nombre limité de types de sol, avec de fortes différences de propriétés et une distribution structurée.

Sur la base des méthodes utilisées, quelques analyses supplémentaires sont directement envisageables. Dans les résultats du chapitre II, les sorties du modèle sont intégrées spatialement (résultats sur l'ensemble du bassin versant ou par culture) et/ou temporellement (cumul ou décile sur l'ensemble des 5 années de simulation). Lorsque la contrainte du temps de calcul nécessaire pour les simulations sera moins forte, la méthode pourra considérer des analyses de sensibilité des sorties dynamiques et/ou spatialisées. Enfin, une étape ultérieure pourrait être le passage de l'analyse de sensibilité à l'analyse de l'incertitude sur les sorties du modèle, en confrontant des sorties simulées aux données observées.

La modélisation de scénarios de changements de pratiques agricoles

La première évaluation des effets des activités agricoles s'est focalisée sur la généralisation d'une pratique classique, visant à réduire la lixiviation des nitrates, les Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrates (CIPAN). Les entrées en terme de pratiques agricoles sont reconstituées avec la méthode CSAM (Salmon-Monviola *et al.*, 2012b), puis renseignées *a priori* dans le modèle TNT2. Alors que les effets des CIPAN sont généralement étudiés au niveau de la parcelle (Beaudoin *et al.*, 2005, Pedersen *et al.*, 2009), ils sont ici étudiés sur l'ensemble d'un bassin versant de gestion (le Yar, Côtes d'Armor) par un jeu de simulations

qui explore de façon systématique différentes modalités de dates de mise en place et de destruction, ainsi que de modes de récolte.

Dans le cas du bassin versant Yar, bassin versant à dominante herbagère, la généralisation des CIPAN sur l'ensemble des parcelles où leur implantation est possible n'a que peu d'effet sur la lixiviation des nitrates. Ne pas adapter la fertilisation de la culture suivante et incorporer les CIPAN au printemps expliquent les faibles effets simulés sur les flux d'azote à l'exutoire du bassin versant. Dans le modèle, lorsque les CIPAN sont détruites et incorporées au sol, l'azote piégé pendant la période d'interculture est restitué sans que la culture suivante puisse le valoriser. Les résultats de modélisation mettent en avant l'intérêt d'une exportation des CIPAN pour réduire les flux d'azote à l'exutoire du bassin versant. La méthode utilisée pour comparer les scénarios permet d'identifier ceux qui sont les plus efficaces à la fois sur les sorties d'azote à l'exutoire, mais aussi sur l'ensemble des termes du bilan azoté du bassin versant. Ces résultats ne prétendent pas remettre globalement en question l'intérêt des CIPAN. Ils illustrent le fait que l'efficacité d'une mesure agrienvironnementale ne peut pas avoir les mêmes effets dans tous les contextes et tous les systèmes. Dans le cas présent, les dimensions territoriale et pluriannuelle, considérant le bassin versant et la rotation, ont permis d'aboutir à ces conclusions.

• <u>Combinaison d'une modélisation agro-hydrologique au niveau du bassin versant, de</u> <u>bilans apparents d'azote au niveau d'exploitations et d'un diagnostic agraire</u>

Pour combiner les dimensions environnementales avec les dimensions technicoéconomiques des exploitations, une analyse multicritère associant un diagnostic agraire et un diagnostic environnemental a été conduite sur les bassins versants de la Lieue de Grève. Outre la plus-value dégagée de l'approche pluridisciplinaire, l'étude des forces et faiblesses économiques, techniques et environnementales a fait ressortir les systèmes de productions herbagers comme une voie d'évolution du bassin versant intéressante à explorer. Les résultats de ce diagnostic multicritère et des tests de changements de pratiques agricoles confirment les résultats de simulations relatifs à la gestion des CIPAN, militant ainsi pour la nécessité de tester des changements de systèmes agricoles. CASIMOD'N a été développé pour simuler des scénarios d'évolution de systèmes agricoles, intégrant une cohérence de fonctionnement des exploitations, et ainsi lever les limites du modèle agro-hydrologique TNT2, qui ne permettait de simuler que des changements de pratiques agricoles définies à la parcelle.

CASIMOD'N : un modèle couplant fonctionnement des élevages et dynamique de l'azote au niveau du bassin versant

La dernière approche a consisté en la construction, l'évaluation et l'application du modèle CASIMOD'N. Dans le modèle, le système d'exploitation est défini comme l'intégration de décisions stratégiques traduites en pratiques agricoles (assolement, rotation et itinéraire technique). Au niveau de chaque exploitation, la modélisation des décisions d'assolement et de fertilisation vise à satisfaire des objectifs d'autonomie alimentaire et de réalisation de plan d'épandage. La cohérence des pratiques simulées est assurée, tout en considérant les priorités de chaque système d'exploitation et les contraintes structurelles, agronomiques et règlementaires. Ainsi, les rotations et la gestion de la fertilisation traduisant les décisions stratégiques sont simulées et non plus renseignées *a priori*.

Afin d'utiliser au maximum le potentiel du modèle, chaque exploitation a été paramétrée individuellement. Leur paramétrage a été fondé sur la recherche d'une autonomie fourragère en fonction des animaux présents, et sur l'intégration des distances relatives entre les parcelles et les sièges d'exploitation pour prendre en compte la configuration des parcellaires et les contraintes d'accessibilité pour les animaux et l'épandage. Les caractéristiques de chaque exploitation (besoins, priorités, contraintes) sont considérées, ce qui était impossible lorsque les pratiques étaient renseignées sur chaque parcelle à partir de typologies d'exploitations (chapitres II et III).

Dans un premier temps, pour évaluer les sorties du modèle exploitation, les pratiques simulées ont été confrontées aux pratiques observées pour les allocations des cultures sur chaque parcelle ainsi que pour la gestion de la fertilisation. L'évaluation de ces simulations a ainsi été menée sur un grand nombre d'exploitations (> 50), simultanément pour TOURNESOL et FUMIGENE, qui n'avait été validé jusqu'alors qu'indépendamment et sur un nombre limité d'exploitations (ferme expérimentale et ferme de centre de formation).

Ensuite, un critère de validation, proposé par Pontius *et al.* (2004) pour des modèles de simulation du changement d'utilisation des terres, a été adapté afin de (i) valider les allocations des cultures à la fois dans le temps et dans l'espace et (ii) quantifier l'information apportée par le modèle et (iii) comparer l'approche déterministe d'allocation des cultures de CASIMOD'N et l'approche CSAM utilisée dans les chapitres II, III et IV.

L'évaluation des sorties du modèles et l'utilisation du critère de validation ont confirmé que modéliser la gestion de l'alimentation du troupeau et de l'épandage d'effluent garantit une cohérence des allocations spatiales des cultures et des opérations de fertilisation. De plus, la plus-value d'une intégration du niveau d'organisation de l'exploitation, par rapport aux pratiques reconstituées avec la méthode CSAM, a été démontrée.

Des différences de répartition spatiale des principaux postes du bilan azoté (exportations par les cultures, bilan au niveau du sol et flux à la rivière) ont été mises en évidence entre la modélisation des pratiques avec CASIMOD'N et leur reconstitution avec CSAM.

L'intégration de la modélisation du système agricole avec CASIMOD'N a permis de tester les effets de scénarios d'évolution des systèmes agricoles. Le choix des scénarios a été motivé par trois considérations. Premièrement, les résultats des scénarios sur l'introduction de CIPAN ont confirmé l'intérêt d'une couverture du sol toute l'année, et de l'exportation de la biomasse développée pendant la période hivernale. Deuxièmement, l'approche diagnostic multicritère a souligné l'avantage comparatif des systèmes herbagers. Troisièmement, les acteurs locaux ont formulé le souhait de voir analyser des scénarios d'évolution de systèmes n'affectant pas la production animale. Ainsi, deux indicateurs mis au point avec les acteurs locaux (chargement animal par hectare d'herbe et somme d'azote entrant sur une exploitation) ont structuré la construction de scénarios.

L'intégration du système d'exploitation dans CASIMOD'N a permis de quantifier les effets de ces 2 indicateurs, à la fois sur les systèmes agricoles et sur le cycle de l'azote. Les résultats ont mis en évidence la part plus structurante et efficace de l'indicateur de chargement par rapport à celui limitant l'azote entrant sur les exploitations, du fait notamment que les systèmes bovins sont dominants dans le bassin versant étudié. La simulation montre une

baisse significative des flux d'azote dans la rivière, sans diminution des exportations par les cultures.

VII.1.2. CASIMOD'N : un modèle intégré, innovant et évolutif

La démarche générale s'est donc nourrie de la diversité et de la complémentarité des approches mobilisées. Cependant, le modèle au cœur de cette thèse est le modèle CASIMOD'N. Nous discutons dans cette partie son caractère innovant; ses limites et perspectives sont l'objet de la partie suivante.

Le caractère **novateur** CASIMOD'N réside principalement dans l'intégration au sein d'un même modèle du système environnemental (les transferts et transformation de l'azote dans un bassin versant) et du système agricole (l'ensemble des exploitations opérant dans ce bassin versant), ce dernier étant représenté par une modélisation des décisions stratégiques contrôlant l'enchainement des pratiques ainsi que leur distribution spatiale sur chaque parcelle.

Au cours du développement de CASIMOD'N, des modifications ont été apportées aux modèles initiaux TOURNESOL, FUMIGENE et TNT2.

L'adaptation des besoins des cultures implantées après une CIPAN a été rendue opérationnelle dans CASIMOD'N.

La possibilité de changer de stratégie en cours de simulation a été ajoutée aux fonctionnalités du modèle exploitation, ce qui était indispensable pour tester des scénarios d'évolutions.

Une rétroaction du système biophysique sur la modélisation de la décision a permis un réel couplage bidirectionnel. Les besoins des exploitations en fourrage ou culture de vente pour l'année en cours sont modulés par les excédents ou déficits des productions simulées l'année précédente, permettant ainsi d'intégrer la variabilité climatique dans la génération des plans d'activités.

Chapitre VII

Dans CASIMOD'N, l'ensemble du parcellaire des exploitations est considéré (y compris les parcelles en dehors des limites du bassin versant), ce qui était indispensable pour modéliser leur fonctionnement. La contribution relative des pratiques agricoles de chaque exploitation est donc prise en compte dans la modélisation du cycle de l'azote dans le bassin versant.

Malgré la simplification de la stratégie de l'éleveur, limitée à la recherche de la satisfaction de besoins alimentaires du troupeau et à la gestion des épandages des effluents produits, l'objectif de simulations cohérentes de pratiques est rempli, bénéficiant ainsi des procédures d'optimisations multicritères des modèles TOURNESOL et FUMIGENE. L'optimisation sur des critères dépassant la dimension économique, notamment en intégrant des contraintes structurelles liées au parcellaire, se révèle performante quand le niveau du bassin versant est considéré. Assurer une génération cohérente des pratiques agricoles par exploitation, plutôt que de les renseigner *a priori* à la parcelle, présente également un intérêt pour simuler des scénarios prospectifs.

De plus, deux niveaux décisionnels peuvent être abordés simultanément : premièrement le niveau de l'exploitation, principale unité de gestion d'un territoire où sont prises les décisions des pratiques agricoles, et deuxièmement le niveau du bassin versant où s'appliquent les décisions de politique locale de gestion du milieu (mesures agroenvironnementales). CASIMOD'N offre donc la possibilité de tester des scénarios d'évolutions de systèmes non seulement sur les pratiques agricoles, mais aussi sur les dynamiques spatiotemporelles de l'azote et la qualité de l'eau à l'exutoire d'un bassin versant.

Le caractère **évolutif** résulte principalement de la modularité de CASIMOD'N et du choix de RECORD (REnovation et COoRDination de la modélisation de cultures pour la gestion des agroécosystèmes, Bergez *et al.*, 2009)) comme plateforme de couplage. Dans sa version actuelle, la modularité de CASIMOD'N est effective pour les modules exploitations. En effet, pour TNT2, la séparation du module hydrologique et du module de culture STICS est rendu difficile par leurs liens étroits tissés au cours du développement de TNT2. Le passage sur la plateforme RECORD se limite actuellement à une encapsulation. Cependant, une fois découplé, il sera alors envisageable de tester CASIMOD'N avec d'autres modules de culture

implémentés sous RECORD et proposant une modélisation au niveau de la parcelle. Toutefois, il sera préférable que l'aspect spatial de la modélisation (liens topologiques entre les unités de calcul issus du parcours de l'eau dans le bassin versant) reste entièrement géré par TNT2. Par exemple, le modèle de culture SYST'N (Parnaudeau *et al.*, 2010) présente l'avantage de proposer des bases de données facilitant la description des systèmes de culture dans leur contexte pédoclimatique. L'intégration au sein d'une plateforme telle que RECORD permet donc d'accroître les possibilités de développements du modèle, ainsi que la visibilité auprès d'utilisateurs potentiels, et donc les chances de voir le modèle se pérenniser et s'utiliser.

VII.2.Limites et perspectives des tests de scénarios avec CASIMOD'N

Dans cette partie, les limites et perspectives de CASIMOD'N et des scénarios testés dans leurs versions actuelles seront discutées. Ensuite, les développements souhaitables pour améliorer la modélisation des systèmes agricoles et pour envisager des nouveaux tests de scénarios agricoles seront présentés. Enfin, des pistes de couplages dépassant le cadre agrohydrologique seront évoquées.

VII.2.1. Limites et perspectives des scénarios testés avec CASIMOD'N

VII.2.1.1. Les limites d'utilisation du modèle

La limite principale d'utilisation concerne le **nombre important d'entrées** à renseigner, que ce soient des paramètres biophysiques ou des variables descriptives des exploitations. Si le couplage de CASIMOD'N a permis de substituer les renseignements *a priori* des occupations du sol et des itinéraires techniques par leur modélisation, les entrées nécessaires au niveau de l'exploitation sont également très nombreuses (> 1000). Et si certaines applications ont
été automatisées, prendre en compte les spécificités individuelles de chaque exploitation reste coûteux en temps de travail.

Au vu de la complexité du modèle, les vérifications et validations sont des étapes fastidieuses lors des applications de CASIMOD'N sur des bassins de gestion. La vérification, qui consiste principalement à lever les erreurs de programmation, a été menée tout au long de la thèse, principalement sur la base de la vérification des bilans de masse d'eau et d'azote. Les sous-modèles TNT2, TOURNESOL et FUMIGENE avaient fait l'objet de validations propres (Beaujouan, 2001; Chardon, 2008; Rigolot, 2009), mais pour autant la validité du modèle une fois couplé n'est pas garantie (Gaunt et al., 1997). Dans cette thèse, une attention particulière a donc portée sur la validation des expressions des systèmes sous forme de pratiques agricoles. Si un effort a été fourni sur la validation spatiotemporelle de ces pratiques (chapitre V), l'équifinalité due au grand nombre de paramètres utilisés ne garantit pas pour autant totalement la validation de la modélisation de la décision. Plus qu'une validation, un test de cohérence serait adapté pour confronter les déterminants de la prise de décision énoncés et ceux simulés (choix stratégiques, priorités). Cette démarche d'évaluation de la modélisation de la décision est envisageable à travers un partenariat entre modélisateurs et agriculteurs. Au niveau du bassin versant, la recherche d'une reproduction exacte de l'ensemble des processus biophysiques et de leur distribution spatiale n'est pas envisageable, étant donné le nombre colossal de données qu'il faudrait acquérir pour décrire le système puis confronter les sorties de simulations aux observations. Il est préférable de se focaliser sur la précision des processus les plus influents (cf partie VII.1.1. et VII.2.2.1.). Une validation spatiale complète n'est pas non plus forcément justifiée du fait de la dimension conceptuelle du modèle hydrologique, il paraît suffisant de valider des tendances générales de fonctionnement hydrologique du bassin et de s'appuyer sur les validations intégratrices au niveau de l'exutoire du bassin (chapitres II et VI).

Enfin, une autre limite d'utilisation est l'écart entre les scénarios énoncés et ceux renseignés quantitativement, sous forme de fichiers d'entrée du modèle (chapitre VI). Loin de supprimer l'écart entre les scénarios narratifs et les scénarios quantitatifs, la difficulté de traduction de scénarios (Therond *et al.*, 2009), non spécifique à CASIMOD'N, a été en partie abordée dans ce travail par l'implication d'un ensemble d'acteurs (gestionnaires, experts, conseillers techniques, agriculteurs et modélisateurs) dans la définition des scénarios.

216

VII.2.1.2. Elargir le spectre de scénarios prospectifs testés

En accord avec les objectifs de la thèse, les tests de scénarios ont porté sur des évolutions de systèmes agricoles sans changement de production animale. S'extraire de ce cadre permettrait d'envisager 3 types de scénarios supplémentaires.

Premièrement, une exploration de **scénarios de rupture** (arrêt de production animale, augmentation significative des surfaces boisées) pourrait être menée. L'effet de l'élevage, de la production d'effluents ou du pâturage sur le cycle de l'azote au niveau du bassin pourrait alors être précisé. Dans ce cadre, des scénarios d'aménagements fonciers, qui permettraient par exemple de regrouper le parcellaire autour du siège d'exploitation, font partie des scénarios à tester.

Deuxièmement, bien que l'effet des éléments du paysage ait été intégré dans les modélisations proposées, des scénarios de changements gestions paysagères n'ont pas été testés. L'effet d'optimisation de la dénitrification en zones humides ou d'implantation de haies pourrait être évalué. Les travaux insistant sur l'importance de la dénitrification comme facteur d'atténuation des flux d'azote dans la rivière sont nombreux (e.g. Oelher et al., 2007), et l'effet de la localisation des zones humides sur leur capacité de dénitrification a été démontré (e.g. Montreuil et al., 2011). Associer la modélisation des changements de systèmes et de gestion des zones humides nécessiterait une modélisation détaillée de la dénitrification pour évaluer le risque de transfert de pollutions lors d'émissions indirectes de N₂0 (Duretz et al., 2011). L'effet du réseau bocager sur la dynamique de l'azote au niveau du bassin versant dépend du contexte et de l'échelle de l'étude. En comparant des bassins versants bretons avec des densités de haies variables, Pinay et Troccaz (1999) ont conclu à l'absence de relations entre le flux d'azote à l'exutoire et la densité de haie. Cependant, les effets de la haie elle-même sur le cycle de l'azote sont avérés. L'absorption d'eau et d'azote par les haies contribue à l'atténuation des flux d'azote. Dans le même temps, la haie peut diminuer le potentiel de dénitrification des zones de bas-fond en abaissant le niveau de nappe ou au contraire favoriser la dénitrification en remobilisant de l'azote absorbé en profondeur et restitué en surface lors de la chute de feuilles (Sanchez-Perez et al., 1999). La thèse en cours de Cyrille Benhamou (fin prévue en 2012) s'intéresse à la prédiction de ces flux en fonction de la répartition des haies dans un bassin versant et aux interactions avec les cultures en place. Ce travail doit déboucher sur l'élaboration d'un module spécifique de fonctionnement de la haie dans TNT2 et donc dans CASIMOD'N, ce qui offrira des possibilités supplémentaires de scénarios associant gestion des systèmes agricoles et des réseaux bocagers.

Enfin, l'adaptation des systèmes agricoles en réponse aux **changements climatiques** et leur effet sur la dynamique de l'azote peut être une piste de réflexion. Dans le cadre du programme CLIMASTER (Changements climatiques, systèmes agricoles, ressources naturelles et développement territorial, http://www.rennes.inra.fr/climaster), TNT2 a été utilisé pour simuler l'effet de changements climatiques (Salmon-Monviola *et al.*, 2012a) et une analyse sociologique sur les adaptations envisagées par les agriculteurs dans le Grand Ouest a été menée (Le Gouée *et al.*, 2010). CASIMOD'N peut être un outil adapté pour combiner et tester ces deux approches.

VII.2.1.3. Perspectives d'utilisation dans un cadre d'appui à la gestion territoriale d'un bassin versant

Même si CASIMOD'N reste un modèle de recherche, il a aussi été utilisé avec un objectif finalisé d'appui à la gestion territoriale dans le cadre du programme ACASSYA.

Les premiers résultats obtenus ont montré l'effet positif d'une augmentation des surfaces en prairie pour réduire les flux d'azote dans la rivière. Cette solution reste malgré tout spécifique du territoire sur lequel elle a été testée, eu égard des systèmes de productions présents et du potentiel pédoclimatique favorable à la pousse de l'herbe.

Cette confrontation avec un cas d'étude concret nous a obligés à assurer la généricité du modèle pour pouvoir l'utiliser sur une large diversité de systèmes de production, mais elle nous a aussi permis de détecter certaines limites. Parmi les limites directement liées à une utilisation en appui à la gestion, l'étape à renforcer est celle de la traduction du scénario, du narratif au quantificatif. Pour ce faire, une interaction renforcée entre gestionnaires et agriculteurs est indispensable (partie 7.2.1.1.). Une utilisation directe du modèle par les acteurs paraît difficilement envisageable car la construction des jeux de données d'entrées est fastidieuse (cf. 7.2.1.1.), les temps de simulations sont longs et aucune interface homme-

machine n'est disponible. Inscrire ces échanges dans la durée permettrait toutefois d'initier un cercle vertueux entre le développement du modèle, les scénarios simulés et le retour d'expérimentations en exploitations. Pour exemple, le réseau de fermes pilotes, inauguré en 2011 sur le territoire des bassins versants de la Lieue de Grève, permettrait ce type d'utilisation. Sur ce territoire, une convention lie les agriculteurs et les gestionnaires locaux. Les agriculteurs s'engagent notamment à enregistrer leurs pratiques et à mettre en place des évolutions progressives de pratiques et/ou systèmes, tandis que les gestionnaires s'engagent de leur côté à accompagner ces évolutions (subventions à l'achat de certains matériels, mise en place d'une banque de fourrage). CASIMOD'N peut dans ce cadre être utilisé en complément à la définition des évolutions de systèmes des fermes pilotes.

Enfin, si CASIMOD'N s'est révélé adapté pour des tests de scénario d'évolutions des systèmes agricoles sur un territoire à dominante bovine, la méthode générale et le modèle CASIMOD'N devront faire l'objet d'études sur d'autres bassins de productions agricoles également soumis à des forts enjeux liés à l'azote.

VII.2.2. Limites et perspectives de CASIMOD'N

VII.2.2.1. Des processus à ajouter ou compléter

Deux **processus** mériteraient d'être précisés afin de renforcer les résultats obtenus avec CASIMOD'N. Ce sont les processus de minéralisation-organisation de l'azote dans le sol, et la croissance de l'herbe.

La dynamique de la matière organique est prépondérante dans la variation du bilan d'azote et la lixiviation de nitrate (chapitres II, III et VI). Le stockage d'azote sous prairie, par une réorganisation rapide et permanente de l'azote minéral, a été démontré (Arrouays *et al.*, 2002) alors que ce stock diminue sous cultures. Même si dans CASIMOD'N une séquestration d'azote est modélisée sous prairie, la prise en compte de l'herbe non consommée est réduite à un coefficient de gaspillage au pâturage. Modéliser la sénescence et d'éventuels refus liés à la conduite d'alimentation du troupeau font partie des pistes d'améliorations. Le couplage de CASIMOD'N pourrait bénéficier de son implémentation au sein de la plateforme RECORD, en étant couplé avec d'autres modèles de minéralisation. Tester la sensibilité de

CASIMOD'N non plus aux facteurs d'entrées contrôlant la minéralisation mais aux modèles de minéralisation serait alors possible (partie VII.1).

Dans les scénarios testés dans cette étude, la modélisation de la croissance de l'herbe est centrale. Or, les rendements simulés sont supérieurs aux rendements observés (chapitre III), cette surestimation est principalement due à des croissances simulées trop fortes en été. Améliorer la modélisation de la croissance de la prairie dans TNT2, qui s'appuie notamment sur une courbe de croissance potentielle modulée par des stress en eau et en azote, est une première possibilité. Un travail initié en 2010 a proposé une nouvelle démarche empirique pour paramétrer cette courbe de croissance. Cette démarche consiste dans l'utilisation de régressions non-paramétriques, n'impliquant aucune contrainte de forme à la courbe de croissance ni d'hypothèses préalables à la construction du modèle. Cette méthode constitue un point de départ à explorer et valider pour améliorer la modélisation de la croissance de la praire, sur la base de réseaux de suivi de la pousse de l'herbe dans le grand ouest (Bretagne, Pays de la Loire et Normandie). La seconde possibilité ne sera envisageable que lorsque les modules de culture et hydrologique de CASIMOD'N seront dissociés. Un couplage avec d'autres modèles de fonctionnement des prairies sera possible, comme PASIM qui simule aussi des émissions de gaz à effet de serre (Riedo et al., 2002) ou comme IFSM qui simule les prairies multispécifiques (Corson et al., 2007).

Au-delà des processus à compléter, quelques **évolutions** dans le couplage de CASIMOD'N sont souhaitables pour envisager de nouveaux tests de scénarios. Il n'est pour l'instant pas possible de faire évoluer les limites des parcelles, qui ne peuvent être regroupées ou scindées en cours de simulations. Au cours de la thèse, c'est la plus petite unité de parcelle ayant connu une rotation propre sur la période 1996-2006 qui a été considérée. Ce choix entraîne inévitablement une sous-estimation de la surface des parcelles, qui ne correspondent plus forcément à des entités de gestion. Mieux simuler les épandages et la gestion des paddocks nécessiterait de pouvoir simuler des découpages et regroupements de ces unités de parcelles.

Il faut aussi signaler que dans CASIMOD'N un ensemble d'exploitations est modélisé simultanément sur un territoire, en revanche les échanges entre exploitations ne sont pas

220

pris en compte. Au vu des scénarios testés, intégrer la possibilité d'échanges de paille, de fourrages ou d'effluents produits serait un atout de poids. Dans ce sens, modéliser par exemple une coopérative pour absorber et redistribuer des surplus ou introduire des modèles multi-agents offrirait des possibilités intéressantes de simulations (Guerrin *et al.*, 2003).

A ce stade, seules les décisions stratégiques annuelles sont intégrées. Ajouter les décisions tactiques et opérationnelles est nécessaire. En effet, il n'est actuellement pas possible d'introduire ou de supprimer en cours de simulation des cultures présentes sur une exploitation. Par exemple, dans le cas des scénarios testés dans chapitre VI, il n'est pas possible d'ajouter des prairies d'associations aux exploitations qui n'en possédaient pas avant l'évolution de stratégie. De plus, si les assolements et la gestion de la fertilisation sont modélisés et non plus renseignés *a priori*, ce n'est pas encore le cas pour les dates des opérations (semis, récolte, pâture et fauche), restreignant ainsi la flexibilité des itinéraires techniques modélisés. L'ajout de règles de décisions opérationnelles simples (Brisson *et al.*, 2009) ajouterait du crédit aux itinéraires techniques simulés. La modélisation du pâturage bénéficierait aussi d'une intégration de la modélisation des décisions opérationnelles et tactiques, permettant ainsi de simuler le déplacement des lots sur les parcelles et le temps passé sur chaque parcelle.

La rétroaction du système biotechnique sur le système décisionnel peut aussi être améliorée. Actuellement, les besoins ne sont modulés que par les productions de l'année précédente (chapitre VI). Si cette rétroaction permet notamment d'introduire l'aléa climatique dans la modélisation de la décision, des variations de stocks pluriannuelles ne sont pas modélisées.

Ces limites de la version actuelle de CASIMOD'N, liées à la modélisation des différents horizons temporels de la décision et à la modélisation de la gestion pâturage, seront levées à court terme. La réécriture du modèle MELODIE est en cours. Une fois modularisé et intégré dans la plateforme RECORD, le couplage entre le modèle bassin versant et le modèle ferme sera complet. Les scénarios testables ne concerneront plus uniquement la gestion stratégique des systèmes exploitation mais pourront aussi porter sur les gestions tactiques et opérationnelles.

VII.2.2.3. Dépasser la modélisation des systèmes de productions agricoles et de la dynamique de l'azote dans le bassin versant

Même si elles risquent d'alourdir le modèle, des pistes de couplages supplémentaires méritent d'être évoquées.

Premièrement, le couplage vers des modèles atmosphériques et l'intégration de la modélisation d'autres cycles majeurs (C, P, Si) permettrait de pallier le manque de prise en compte des risques de transfert de pollution entre les formes azotées et entre l'azote et les autres éléments. Dans CASIMOD'N, l'accent est mis sur les formes azotées susceptibles de transiter vers les masses d'eau, au détriment des échanges gazeux dont la modélisation reste simplifiée (Oehler et al., 2009). Cette simplification pourrait être corrigée par le couplage avec des modèles de transferts atmosphériques (e.g. OPS-st (Operational Priority Substances) (van Jaarsveld and Bleeker 2001)). De plus, l'azote organique dissous n'est pas pris en compte. Même si sa contribution semble être minime dans les flux d'azote à l'exutoire, elle ne doit pas pour autant être négligée quand les réductions visées de ces flux sont importantes (Van Kessel et al., 2009). Modéliser les flux de phosphore (Sorel, 2008), de silice (Sferratore et al., 2006,), de matière organique dissoute (Morel et al., 2009) et de produits phytosanitaires permettraient de répondre à d'autre enjeux de pollutions diffuses. Enfin, des modèles intégrant non seulement d'autres cycles majeurs mais aussi les processus au sein de rivières et d'estuaires (e.g. SENEQUE (Garnier et al., 1999), PROSE et SIAM 1-D (Even et al., 2007)) présentent des opportunités intéressantes pour étudier phénomènes d'eutrophisation.

Deuxièmement, CASIMOD'N ne prenant pas en compte les implications techniques, économiques et sociales des scénarios proposés, il est bien évident qu'il ne peut constituer à lui seul un outil d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles. Le diagnostic multicritère présentée dans le chapitre IV confirme la plus-value de combiner des approches pluridisciplinaires. Intégrer dans l'évaluation environnementale des indicateurs socioéconomiques, ainsi que des indicateurs d'impacts globaux, est par exemple envisageable avec un couplage avec la méthode EDEN (Van de Werf *et al.*, 2009), basée sur les méthodes d'Analyse du Cycle de Vie et développée spécifiquement pour les exploitations laitières.

Enfin, si l'objectif premier est de simuler les systèmes agricoles et les flux d'azote, la modélisation spatialisée peut être utilisée comme support à d'autres travaux dont la mosaïque paysagère et les conditions du milieu sont des facteurs de contrôle. C'est le cas par exemple en écologie des populations et en épidémiologie. CASIMOD'N inclue une diversité d'éléments paysagers (bois, zones bâties, haies, zones humides) et propose une modélisation dynamique et spatialisée (i) des rotations des cultures et itinéraires techniques et (ii) des propriétés des sols (teneur en eau, en azote et carbone). L'analyse des dynamiques de populations s'appuie notamment sur l'interaction entre les individus et leur milieu, y compris l'agencement spatial des cultures (e.g. MOSAICPEST, Vinatier and Valantin-Morison, 2011) et l'évolution spatiotemporelle des caractéristiques des sols. Intégrer une modélisation de l'allocation des pratiques peut donc être bénéfique pour étudier la dynamique de développement de bio-agresseurs, des dynamiques des pollinisateurs, de la dispersion du pollen et des flux de gènes (e.g. MAPOD-maize, Angevin *et al.* 2008; Lavigne *et al.*, 2008)... Des plateformes opérationnelles, (e.g. RECORD, paysage virtuel) peuvent sous réserve d'interopérabilité faciliter le couplage de ces approches.

VII.3. Vers l'analyse de sensibilité d'un cadre générique d'utilisation de modèle comme appui à la gestion

Dans la partie I.2.3., des « bonnes pratiques d'utilisation de la modélisation comme outil d'appui à la gestion» ont été rappelées. Toutefois, l'évaluation de l'apport de ces « bonnes pratiques » pour l'appui à la gestion reste un sujet peu traité. Il s'agit, en d'autres termes, de déterminer quelles étapes de la démarche sont déterminantes pour assurer la qualité de l'ensemble : on peut donc parler d'analyse de sensibilité de la démarche.

Afin d'illustrer ce propos, on s'appuiera sur une simplification des cadres génériques proposés par Cordier *et al.* (2005) et Leenhardt *et al.* (2012).

Ce cadre, qui reprend les phases formalisées de l'utilisation de la modélisation comme appui à une gestion (partie I.2.3.), a la spécificité d'être construit pour l'utilisation de modèles dans le domaine de la gestion de la ressource en eau. Un exemple simplifié de ce cadre appliqué au contexte étudié est présenté Fig. VII-1. Il décrit les principaux flux de données et d'informations. Les données qualitatives (problématique générale, question et gestion) appartiennent au « monde réel » alors que les données quantitatives (données scénarisées, données de sorties) appartiennent au monde virtuel. Des processus de transformation de ces données permettent le passage d'un type de donnée à un autre : traduction, simulation avec un modèle (simulateur).



Fig. VII-1. Cadre générique d'utilisation de modèle comme appui à la gestion. Exemple d'application du cadre

Ce cadre générique posé, les facteurs susceptibles de le consolider sont nombreux. Par exemple, Sterk *et al.* (2011) répondent à la question « comment, quand et pour quelles raisons la modélisation de paysages contribue-t-elle à la résolution d'enjeu sociétal ? » en

plaçant comme clés de réussite un choix cohérent des facteurs (i) de dynamique de résolution des problèmes (tactique vs stratégique), (ii) de type de modèles, (iii) de limites des systèmes étudiés, (iv) du rôle joué par le modèle et (v) d'articulation de ces quatre premiers facteurs. Une bonne maîtrise de ces 5 facteurs peut permettre d'améliorer l'utilisation de la modélisation pour éclairer des enjeux de société, mais la sensibilité du cadre générique n'est pas testée. Les effets de l'amélioration d'un de ces facteurs sur la résolution d'enjeux sociétaux n'est pas traité.

L'appui à la gestion territoriale n'était pas l'objectif de la thèse, mais, au vue des tests de scénarios (chapitre VI) et des perspectives présentées (partie VII.2.1.3.), il apparaît comme un point intéressant de discussion. Les différents chapitres de cette thèse, même si liés entre eux (partie VII.1.1.), peuvent aussi être considérés indépendamment, chacun comme une tentative d'amélioration du cadre. Les chapitres II à VI de la thèse peuvent alors être considérés comme des entrées du cadre générique dont l'effet sur les « sorties » peut être analysé (Fig. VII-2). Ces cinq chapitres ont visé l'amélioration de deux processus de ce cadre : la traduction et la simulation. Le processus de traduction a été abordé lors de l'utilisation de plans approfondis d'expérimentations virtuelles (chapitre III), par des approches de construction en collaboration (chapitre VI) ou multicritères (chapitre IV). Le processus de simulation a été traité lors de l'analyse de sensibilité aux propriétés des sols et leur répartition spatiale (chapitre II) et par le développement de CASIMOD'N (chapitre V). Certains apports aux sorties du cadre ont été démontrés, tels que l'amélioration de la cohérence des scénarios testés ou l'élargissement de la gamme de scénarios testables. Evaluer les sorties du cadre qualitativement ou quantitativement, et ainsi proposer une quantification ou une hiérarchie des contributions permises par les approches mobilisées et les résultats obtenus au cours de la thèse, peut constituer une nouvelle perspective de travail.



Fig. VII-2. Cadre d'utilisation de la modélisation pour l'aide à la gestion et identification des facteurs critiques pour une analyse de sensibilité

VII.4. Conclusion générale

Les travaux de thèse ont démontré la plus-value d'intégrer le système agricole dans la modélisation des flux et transformations d'azote dans le bassin versant. Cette intégration est bénéfique pour assurer la cohérence des simulations des pratiques et pour améliorer les évaluations environnementales *ex ante*.

La nécessité d'intégrer les systèmes agricoles a été appuyée par les résultats d'une méthode combinant modélisation environnementale et analyse multicritère. Cette analyse multicritère a permis d'identifier des systèmes agricoles économiquement viables offrant des perspectives environnementales favorables à une réduction des émissions d'azote vers les eaux.

Le modèle CASIMOD'N a été développé pour intégrer la modélisation du cycle de l'eau et de l'azote dans un bassin versant et celle du système agricole, défini comme un système décisionnel et un système biotechnique en interaction. Le modèle propose ainsi la modélisation des liens entre les décisions stratégiques et leurs traductions en pratiques agricoles jusqu'aux impacts sur les flux d'azote à l'exutoire du bassin.

CASIMOD'N a ensuite été utilisé sur un bassin de gestion pour une évaluation environnementale de scénarios d'évolution de systèmes agricoles. Ces évolutions ont été construites sur la base de l'analyse multicritère et en collaboration avec des gestionnaires de bassins versants. L'effet de deux indicateurs, restreignant le chargement animal par hectare de surface pérenne et les entrées azotées des exploitations, a pu être évalué sur les systèmes, sur les pratiques et sur les flux d'azote.

Malgré les limites identifiées et les progrès nécessaires, le cadre générique de CASIMOD'N permettra son utilisation dans des contextes d'élevage, là où se posent des enjeux de gestion de l'azote. Les questions de recherche sur la relation entre élevage et environnement sont nombreuses ; les possibilités d'évolution et de complémentarité avec d'autres disciplines offrent autant de perspectives et d'applications intéressantes de l'approche et du modèle développés au cours de cette thèse.

Au-delà de ces applications, cette thèse propose une réflexion d'ensemble sur l'utilisation de la modélisation dans l'appui à la gestion agro-environnementale, en soulignant son intérêt et ses limites. Cette réflexion nous paraît devoir être poursuivie dans un contexte où la recherche continuera d'être sollicitée pour imaginer des solutions nouvelles, efficaces et durables pour l'agriculture.

Bibliographie

Abrahamsen, P., Hansen, S., 2000. Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. Environmental Modelling and Software 15, 313-330.

AGRESTE, 2007. La statistique, l'évaluation et la prospective agricole. Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche. Agreste database (available online from www.agreste.agriculture.gouv.fr/)

Ambroise, B., 1998. La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : Processus, facteurs, modèles. Edition HGA, Bucarest.

Andres, T.H., 1997. Sampling methods and sensitivity analysis for large parameter sets. Journal of Statistical Computation and Simulation 57, 77-110.

Angevin, F., Klein, E.K., Choimet, C., Gauffreteau, A., Lavigne, C., Messean, A., Meynard, J.M., 2008. Modelling impacts of cropping systems and climate on maize cross-pollination in agricultural landscapes: The MAPOD model. European Journal of Agronomy 28, 471-484.

Arabi, M., Govindaraju, R.S., Hantush, M.M., 2006. Cost-effective allocation of watershed management practices using a genetic algorithm. Water Resources Research 42, W10429.

Arheimer, B., Andersson, L., Larsson, M., Lindstrom, G., Olsson, J., Pers, B.C., 2004. Modelling diffuse nutrient flow in eutrophication control scenarios. Water Science and Technology 49, 37-45.

Arheimer, B., Andreasson, J., Fogelberg, S., Johnsson, H., Pers, C.B., Persson, K., 2005. Climate change impact on water quality: Model results from southern Sweden. Ambio 34, 559-566.

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment - Part 1: Model development. Journal of the American Water Resources Association 34, 73-89.

Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel, P., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? INRA, Paris, 2002.

Aubron, C., Cochet, H., Brunschwig, G., Moulin, C.H., 2009. Labor and its Productivity in Andean Dairy Farming Systems: A Comparative Approach. Human Ecology 37, 407-419.

Aurousseau, P., Squividant, H., 1996. Use of tree graph structures for computation modelling of derived variables in Digital Elevation Model software. http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/dem/dem2.htm.

Balent, G., Gibon, A., 1987. Définition et représentation du système pastoral. Application aux Pyrénées Centrales. Articulations des points de vue du pastoraliste et du zootechnicien. Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement 11, 65-78.

Bassanino, M., Grignani, C., Sacco, D., Allisiardi, E., 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. Agriculture, Ecosystems and Environment 122, 282-294.

BDAT, 2011. Base de Données Analyse des Terres. available on <u>http://www.gissol.fr/programme/bdat/bdat.php</u>.

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. Agricultural, Ecosystems and Environment 111, 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 Bruyeres catchment. European Journal of Agronomy 29, 46-57.

Beaujouan, V., 2001. Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles. PhD thesis. ENSAR. 210 pp.

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

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Aurousseau, P., Cotteret, G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. Hydrological Processes 16, 493-507.

Benhamou, C., 2012. Etude et modélisation de l'impact de la haie sur les transferts d'eau et d'azote. INRA Agrocampus-Ouest. Fin de thèse prévue en 2012.

Bergez, J.E., Chabrier, P., Garcia, F., Gary, C., D., M., Quesnel, G., Ramat, E., Raynal, H., Rousse, N., Wallach, D., 2009. RECORD: a new software platform to model and simulate cropping systems. Farminf System Design, Monterey CA.

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

Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Hansen, E.M., 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. European Journal of Agronomy 25, 383-390.

Beven, K., 1997. Distributed hydrological modelling: applications of the TOPMODEL concept. Distributed hydrological modelling: applications of the TOPMODEL concept., vii + 348 pp.

Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., 1994. Modeling phytoplankton development in whole drainage networks - the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. Hydrobiologia 289, 119-137.

Billen, G., Garnier, J., Rousseau, V., 2005. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. Hydrobiologia 540, 47-67.

Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, B., 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: The European Nitrogen Assessment, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman et al. Cambridge University Press.

Birgand, F., Faucheux, C., Gruau, G., Augeard, B., Moatar, F., Bordenave, P., 2010. Uncertainties in assessing annual nitrate load and concentration indicators: Part 1. Impact of sampling frequency and load estimation algorithms. Trans. ASABE 53(2): 437-446.

Birkinshaw, S.J., Ewen, J., 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. Journal of Hydrology 230, 1-17.

Borah, D.K., Bera, M., 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. Transactions of the Asae 46, 1553-1566.

Borjeson, L., Hojer, M., Dreborg, K.H., Ekvall, T., Finnveden, G., 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. Futures 38, 723-739.

Box, G.E.P., Draper, N.R., 1987. Empirical Model Building and Response Surfaces. Wiley, New York.

Braddock, R.D., Schreider, S.Y., 2006. Application of the Morris algorithm for sensitivity analysis of the REALM model for the Goulburn irrigation system. Environmental Modeling and Assessment 11, 297-313.

Breuer, L., Vache, K.B., Julich, S., Frede, H.-G., 2008. Current concepts in nitrogen dynamics for mesoscale catchments. Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques 53, 1059-1074.

Briand, X., Morand, P., 1997. Anaerobic digestion of Ulva sp. 1. Relationship between Ulva composition and methanisation. Journal of Applied Phycology 9, 511-524.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M., Delecolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. Agronomie 18, 311-346.

Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeau, 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, 69-92.

Brisson, N., Launay, M., Mary, B., Beaudoin, N., 2009. Conceptual basis, formalisations and parametrization of the STICS crop model. Edition Quae. 304 pp.

Brown, L., Scholefield, D., Jewkes, E.C., Lockyer, D.R., del Prado, A., 2005. NGAUGE: A decision support system to optimise N fertilisation of British grassland for economic and environmental goals. Agricultural, Ecosystems and Environment 109, 20-39.

Burns, I.G., 1975. Equation to predict leacinf of surface-applied nitrate. Journal of Agricultural Science 85, 443-454.

Campolongo, F., Saltelli, A., 1997. Sensitivity analysis of an environmental model an application of different analysis methods. Reliability Engineering and System Safety 57, 49-69.

Campolongo, F., Braddock, R., 1999. Sensitivity analysis of the IMAGE Greenhouse model. Environmental Modelling and Software 14, 275-282.

Campolongo, F., Cariboni, J., Saltelli, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. Environmental Modelling and Software 22, 1509-1518.

Castellazzi, M.S., Wood, G.A., Burgess, P.J., Morris, J., Conrad, K.F., Perry, J.N., 2008. A systematic representation of crop rotations. Agricultural Sytems 97, 26-33.

Castellazzi, M.S., Matthews, J., Angevin, F., Sausse, C., Wood, G.A., Burgess, P.J., Brown, I., Conrad, K.F., Perry, J.N., 2010. Simulation scenarios of spatio-temporal arrangement of crops at the landscape scale. Environmental Modelling and Software 25, 1881-1889.

Cellier, P., Durand, P., Hutchings, N., Dragosits, U., Theobald, M., Drouet, J.L., Oenema, O., Bleeker, A., Breuer, L., Dalgaard, T., Duretz, S., Kros, J., Loubet, B., Olesen, J.E., Mérot, P., Viaud, V., de Vries, W., Sutton, M.A., 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.

Chaplot, V., Saleh, A., Jaynes, D.B., Arnold, J., 2004. Predicting water, sediment and NO3-N loads under scenarios of land-use and management practices in a flat watershed. Water Air and Soil Pollution 154, 271-293.

Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Le Gall, A., Espagnol, S., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.P., Raison, C., Poupa, J.C., Faverdin, P., 2007. MELODIE: A Whole-Farm Model To Study The Dynamics Of Nutrients In Integrated Dairy And Pig Farms.

Chardon, X., 2008. Evaluation environnementale des exploitations laitières pas modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière: développement et application du simulateur MELODIE. PhD thesis. AgroParisTech. 282 pp.

Chardon, X., Raison, C., Le Gall, A., Morvan, T., Faverdin, P., 2008. Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level. Journal of Agricultural Science 146, 521-539.

Chatellier, V., Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il les alternatives techniques ? INRA Productions Animales 16 (4), 231-249.

Chatellier, V., Pflimlin, A., Perrot, C., 2008. La production laitière dans les régions de l'arc Atlantique européen. INRA Productions Animales 21, 427-440.

Cherry, K.A., Shepherd, M., Withers, P.J.A., Mooney, S.J., 2008. Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: A review of methods. Science of the Total Environment 406, 1-23.

Cheviron, B., Gumiere, S.J., Bissonnais, Y.I., Moussa, R., Raclot, D., le Bissonnais, Y., 2010. Sensitivity analysis of distributed erosion models: framework. Water Resources Research 46, W08508.

Cheviron, B., Le Bissonnais, Y., Desprats, J.F., Couturier, A., Gumiere, S.J., Cerdan, O., Darboux, F., Raclot, D., 2011. Comparative sensitivity analysis of four distributed erosion models. Water Resources Research 47.

Christensen, B.T., 2004. Tightening the nitrogen cycle. In: Schjønning , P. , Elmholt, S. and Christensen, B. T. (eds.) Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture , CAB International , Wallingford , UK, pp. 47–67.

Christiaens, K., Feyen, J., 2002. Use of sensitivity and uncertainty measures in distributed hydrological modeling with an application to the MIKE SHE model. Water Resources Research 38.

Cinnirella, S., Buttafuoco, G., Pirrone, N., 2005. Stochastic analysis to assess the spatial distribution of groundwater nitrate concentrations in the Po catchment (Italy). Environmental Pollution 133, 569-580.

Clark, A.J., Decker, A.M., Meisinger, J.J., McIntosh, M.S., 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture .1. Cover crop and corn nitrogen. Agronomy Journal 89, 427-434.

Cochet, H., Devienne, S., 2006. Operation and economic performance of farming systems: A regional approach. Cahiers Agricultures 15, 578-583.

Collins, A.L., McGonigle, D.F., 2008. Monitoring and modelling diffuse pollution from agriculture for policy support: UK and European experience. Environmental Science and Policy 11, 97-101.

Collins, K., Blackmore, C., Morris, D., Watson, D., 2007. A systemic approach to managing multiple perspectives and stakeholding in water catchments: some findings from three UK case studies. Environmental Science and Policy 10, 564-574.

Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. Agriculture, Ecosystems and Environment 147, 36-46.

Cordier, M.O., Garcia, F., Gascuel-Odoux, C., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trepos, R., 2005. A machine learning approach for evaluating the impact of land use and management practices on streamwater pollution by pesticides. Modsim 2005.

Corgne, S., 2004. Modélisation prédictive de l'occupation des sols en contexte agricole intensif : application à la couverture hivernale des sols en Bretagne. PhD thesis. Unviversité de Rennes 2 - Haute Bretagne. Rennes. France. 230pp.

Corson, M.S., Alan Rotz, C., Howard Skinner, R., Sanderson, M.A., 2007. Adaptation and evaluation of the integrated farm system model to simulate temperate multiple-species pastures. Agricultural Sytems 94, 502-508.

Cox, D.R., Miller, H.D., 1965. The Theory of Stochastic Processes. Chapman and Hall, London.

Crosetto, M., Tarantola, S., Saltelli, A., 2000. Sensitivity and uncertainty analysis in spatial modelling based on GIS. Agricultural, Ecosystems and Environment 81, 71-79.

Cugier, P., Billen, G., Guillaud, J.F., Garnier, J., Menesguen, A., 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. Journal of Hydrology 304, 381-396.

Cuttle, S., Macleod, C., Chadwick, D., Scholefield, D., HAygarth, P., Newall-Price, P., 2007. An inventory of methods to control diffuse water pollution from agriculture: user manual. DEFRA project ES0203.

de Wit, M., Bendoricchio, G., 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. Science of the Total Environment 273, 147-161.

Dedieu, B., Faverdin, P., Dourmad, J.Y., Gibon, A., 2008. Livestock Farming System, a concept when considering breeding transformations. INRA Productions Animales 21, 45-57.

Devienne, S., Wybrecht, B., 2002. Analyser le fonctionnement d'une exploitation. Memento de l'agronome. CIRAD - GRET - Ministère des affaires étrangères, Paris, pp. 345-372.

Donnelly, J.R., Moore, A.D., Freer, M., 1997. GRAZPLAN: Decision support systems for Australian grazing enterprises .1. Overview of the GRAZPLAN project, and a description of the MetAccess and LambAlive DSS. Agricultural Sytems 54, 57-76.

Dorsainvil, F., 2002. Evaluation de l'impact environnemental des cultures intermédaires sur les bilans d'eau et d'azote. PhD Thesis, INA Paris-Grignon, 124 pp.

Dorsainvil, F., Durr, C., Justes, E., Carrera, A., 2005. Characterisation and modelling of white mustard (Sinapis alba L.) emergence under several sowing conditions. European Journal of Agronomy 23, 146-158.

Drouet, J.L., Capian, N., Fiorelli, J.L., Blanfort, V., Capitaine, M., Duretz, S., Gabrielle, B., Martin, R., Lardy, R., Cellier, P., Soussana, J.F., 2011. Sensitivity analysis for models of greenhouse gas emissions at farm level. Case study of N2O emissions simulated by the CERES-EGC model. Environmental Pollution 159, 3156-3161.

Bibliographie

Dupas, R., Delmas, M., Gascuel-Odoux, C., Arrouays, D., Durand, P., Parnaudeau, V., 2011. Revue bibliographique des modèles d'émission de N et P vers les masses d'eau. UMR Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, Rennes .Unité Infosol, Orléans. 78 pp.

Durand, P., Gascuel-Odoux, C., Cordier, M.O., 2002. Parameterisation of hydrological models: a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). Agronomie 22, 217-228.

Durand, P., Ferchaud, F., Salmon-Monviola, J., Goestschel, F., Martin, C., 2006. Etude sur l'évolution des paramètres nitrates dans les eaux brutes des bassins versants Bretagne Eau Pure et des autres bassins versants bretons.

Durand, P., Ferchaud, F., Baudhuin, P., Gibon, C., Moreau, P., Perez Escobar, A., Raimbault, T., Salmon-Monviola, J., 2008. Etude sur les bassins versants en contentieux 'Nitrates Eaux Brutes'. Rapport INRA (in French). Available online from <<u>http://www.observatoire-eau-bretagne.fr/Media/Documentation/Bibliographies/Rapport-Inra-BRGM-Etude-sur-les-bassins-versants-encontentieux-nitrates-eaux-brutes></u>.

Duretz, 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.

EC, 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources. . Official Jounal of the European Commission L 375, 1-8.

EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for the community action in the field of water policy. Official Jounal of the European Commission L 327, 1-72.

EC, 2011. Environment: Commission urges France and Greece to strengthen measures to combat water pollution by nitrates. European Commission - Press release. available at http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/11/1266&format=HTML&aged=0&language=EN&guiLanguage=en.

EMEP, 2000. EMEP (The Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe) measurement database (available online from <u>http://www.emep.int/)</u>.

Even, S., Thouvenin, B., Bacq, N., Billen, G., Garnier, J., Guezennec, L., Blanc, S., Ficht, A., Le Hir, P., 2007. An integrated modelling approach to forecast the impact of human pressure in the Seine estuary. Hydrobiologia 588, 13-29.

Ewen, J., Parkin, G., O'Connell, P.E., 2000. SHETRAN: distributed river basin flow and transport modeling system. Journal of Hydrology Engineering 5, 250-258.

Ewert, F., van Ittersum, M.K., Bezlepkina, I., Therond, O., Andersen, E., Belhouchette, H., Bockstaller, C., Brouwer, F., Heckelei, T., Janssen, S., Knapen, R., Kuiper, M., Louhichi, K., Olsson, J.A., Turpin, N., Wery, J., Wien, J.E., Wolf, J., 2009. A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. Environmental Science and Policy 12, 546-561.

Ferrant, S., Oehler, F., Durand, P., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., Justes, E., Dugast, P., Probst, A., Probst, J.-L., Sanchez-Perez, J.-M., 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. Journal of Hydrology 406, 1-15.

FG, [French Government], 2010. Mtitgation plan to control green tides. in french at <u>http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/plan lutte contre les algues vertes 0.pdf</u>.

Fisher, P., Abrahart, R.J., Herbinger, W., 1997. The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. Hydrological Processes 11, 241-252.

Gabrielle, B., Laville, P., Duval, O., Nicoullaud, B., Germon, J.C., Henault, C., 2006. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the subregional scale. Global biogeochemechal Cycles 20.

Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The nitrogen cascade. Bioscience 53, 341-356.

Garcia, F., Faverdin, P., Delaby, L., Peyraud, J.L., 2005. Tournesol: a model to simulate cropping plans in dairy production systems. Rencontres Autour des Recherches sur les Ruminants 12, 195-198.

Garnier, J., Billen, G., Palfner, L., 1999. Understanding the oxygen budget and related ecological processes in the river Mosel: the RIVERSTRAHLER approach. Hydrobiologia 410, 151-166.

Gascuel-Odoux, C., Aurousseau, P., Cordier, M.-O., Durand, P., Garcia, F., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trepos, R., 2009a. A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. Environmental Modelling and Software 24, 1433-1446.

Gascuel-Odoux, C., Massa, F., Durand, P., Merot, P., Troccaz, O., Baudry, J., Thenail, C., 2009b. Framework and Tools for Agricultural Landscape Assessment Relating to Water Quality Protection. Environmental Management 43, 921-935.

Gaunt, J.L., Riley, J., Stein, A., deVries, F., 1997. Requirements for effective modelling strategies. Agricultural Sytems 54, 153-168.

Gibon, A., Sibbald, A.R., Flamant, J.C., Lhoste, P., Revilla, R., Rubino, R., Sorensen, J.T., 1999. Livestock fanning systems research in Europe and its potential contribution for managing towards sustainability in livestock farming. Livestock Production Science 61, 121-137.

Gourbesville, P., 2008. Integrated river basin management, ICT and DSS: Challenges and needs. Physics and Chemistry of the Earth 33, 312-321.

Gouttenoire, L., Fiorelli, J.L., Trommenschlager, J.M., Coquil, X., Cournut, S., 2010. Understanding the reproductive performance of a dairy cattle herd by using both analytical and systemic approaches: a case study based on a system experiment. Animal 4, 827-841.

Grizzetti, B., 2006. Modelling nitrogen and phosphorus fate from point and diffuse sources at European scale. PhD thesis. Université Pierre et Marie Curie, Paris VI. Paris, France. English, pp. 192.

Guerrin, F., Paillat, J.M., Mssanzi, 2003. Modelling Biomass fluxes and fertility transfers: Animal wastes management in Reunion Island. Univ Western Australia, Nedlands.

Gunst, R.F., Mason, R.L., 2009. Fractional factorial design. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics 1, 234-244.

Hansen, E.M., Kristensen, K., Djurhuus, J., 2000. Yield parameters as affected by introduction or discontinuation of catch crop use. Agronomy Journal 92, 909-914.

Hansen, J.R., Refsgaard, J.C., Ernstsen, V., Hansen, S., Styczen, M., Poulsen, R.N., 2009. An integrated and physically based nitrogen cycle catchment model. Hydrology Research 40, 347-363.

Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E., Svendsen, H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics in the soil-plant system using the Danish simulation model DAISY.

Henault, C., Germon, J.C., 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. European Journal of Soil Science 51, 257-270.

Hill, J., 1998. Applications of computational modelling to ammonia dispersion from agricultural sources. Ph.D. Thesis, University of London.

Hill, S.B., MacRae, R.J., 1996. Conceptual framework for the transition from conventional to sustainable agriculture. Journal of Sustainable Agriculture 7, 81-87.

Horn, A.L., Rueda, F.J., Hormann, G., Fohrer, N., 2004. Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands - an overview on current concepts, deficits, and future tasks. Physics and Chemistry of the Earth 29, 725-737.

Jacobsen, B.H., Boye, C., Petersen, B.M., Berntsen, J., Srensen, C.G., Sgaard, H.T., Hansen, J.P., 1998. An integrated economic and environmental farm simulation model (FASSET). Rapport - Statens Jordbrugs- og Fiskeriokonomiske Institut.

Jager, H.I., King, A.W., Schumaker, N.H., Ashwood, T.L., Jackson, B.L., 2005. Spatial uncertainty analysis of population models. Ecological Modelling 185, 13-27.

Jakeman, A.J., Letcher, R.A., 2003. Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. Environmental Modelling and Software 18, 491-501.

Jakeman, A.J., Letcher, R.A., Norton, J.P., 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. Environmental Modelling and Software 21, 602-614.

Jarvie, H.P., Neal, C., Withers, P.J.A., Wescott, C., Acornley, R.A., 2005. Nutrient hydrochemistry for a groundwater-dominated patchment: The Hampshire Avon, UK. Science of the Total Environment 344, 143-158.

Jarvis, R., Hutchings, M., Brentrup, F., Olesen, J.E., van de Hoek, K., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: The European Nitrogen Assessment, ed. M. A. Sutton, C. M. Howard, J. W. Erisman et al. Cambridge University Press.

Justes, E., Mary, B., Nicolardot, B., 1999. Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. Nutrient Cycling in Agroecosystems 55, 207-220.

Justes, E., Mary, B., 2004. N mineralisation from decomposition of catch crop residues under field conditions: measurement and simulation using the STICS soil-crop model. Controlling Nitrogen Flows and Losses, 122-130.

Justes, E., Dorsainvil, F., Alexandre, M., Thiebeau, P., 2004. Simulation with STICS soilcrop model of catch crop effects on nitrate teaching during the fallow period and on N released for the succeeding main crop. Controlling Nitrogen Flows and Losses, 444-446.

Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., Wang, E., Brown, S., Bristow, K.L., Asseng, S., Chapman, S., McCown, R.L., Freebairn, D.M., Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. European Journal of Agronomy 18, 267-288.

Kobilinsky, A., 1997. Les plans fractionnaires. In J-J. Droesbeke, J. Fine, and G. Saporta (eds.), 69–209. Plans d'expériences: applications à l'entreprise, Paris: Technip.

Koo, B.K., O'Connell, P.E., 2006a. An integrated modelling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 1. Framework and methodology. Science of the Total Environment 359, 1-16.

Koo, B.K., O'Connell, P.E., 2006b. An integrated modelling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 2. A case study for a chalk catchment in England. Science of the Total Environment 358, 1-20.

Krause, S., Jacobs, J., Voss, A., Bronstert, A., Zehe, E., 2007. Assessing the impact of changes in landuse and management practices on the diffuse pollution and retention of nitrate in a riparian floodplain. Science of the Total Environment 389, 149-164.

Kristensen, H.L., Thorup-Kristensen, K., 2004. Root growth and Nitrate uptake of three different catch crops in deep soil layers. Soil Science Society of America Journal 68, 529-537.

Kustermann, B., Christen, O., Hulsbergen, K.J., 2010. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. Agricultural, Ecosystems and Environment 135, 70-80.

Kyllmar, K., Mårtensson, K., Johnsson, H., 2005. Model-based coefficient method for calculation of N leaching from agricultural fields applied to small catchments and the effects of leaching reducing measures. Journal of Hydrology 304, 343-354.

Lacroix, A., Beaudoin, N., Makowski, D., 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. Ecological Economics 53, 115-127.

Lamboni, M., Makowski, D., Lehuger, S., Gabrielle, B., Monod, H., 2009. Multivariate global sensitivity analysis for dynamic crop models. Field Crops Research 113, 312-320.

Landais, E., 1992. Principes de modélisation des systèmes d'élevage. Approches graphiques. Les Cahiers de la Recherche-Développement 32, 82-95.

Landais, E., Bonnemaire, J., 1996. La zootechnie, art ou science ? entre nature et société, l'histoire exemplaire d'une discipline finalisée. Courrier de l'Environnement de l'INRA 27, 23-44.

Langeveld, J.W.A., Verhagen, A., Neeteson, J.J., van Keulen, H., Conijn, J.G., Schils, R.L.M., Oenema, J., 2007. Evaluating farm performance using agri-environmental indicators: Recent experiences for nitrogen management in The Netherlands. Journal of Environmental Management 82, 363-376.

Laurent, F., Ruelland, D., 2011. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. Journal of Hydrology 409, 440-450.

Lavigne, C., Klein, E.K., Mari, J.-F., Le Ber, F., Adamczyk, K., Monod, H., Angevin, F., 2008. How do genetically modified (GM) crops contribute to background levels of GM pollen in an agricultural landscape? Journal of Applied Ecology 45, 1104-1113.

Laws, J.A., Misselbrook, T.H., Yamulki, S., Chadwick, D.R., Sagoo, E., Thorman, R.E., Williams, J.R., Chambers, B.J., 2007. Optimal timing of shallow injected slurry applications to grassland to minimise N losses.

Le Gouée, P., Cantat, O., Bensaïd, A., Savouret, E., 2010. The farming system sensibility of the Normandy in connection with the Climatic Change (2000-2100). In EGU 2010 General Assembly, May 2010, Vienna, Austria.

Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J.M., Viavattene, C., Viennot, P., Ducharne, A., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C., Mary, B., 2007. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. Science of the Total Environment 375, 33-47.

Leenhardt, D., Angevin, F., Biarnes, A., Colbach, N., Mignolet, C., 2010. Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review. Agronomy for Sustainable Development 30, 131-138.

Leenhardt, D., Therond, O., Gascuel-Odoux, C., Cordier, M.O., Reynaud, A., Bergez, J.E., Clavel, L., Durand, P., Masson, V., Moreau, P., 2012. A generic framework for scenario exercises using models applied to water resource management. Submitted in: Environmental Modelling and Software.

Lilburne, L., Tarantola, S., 2009. Sensitivity analysis of spatial models. International Journal of Geographical Information Science 23, 151-168.

Liu, S., Tucker, P., Mansell, M., Hursthouse, A., 2005. Development and application of a catchment scale diffuse nitrate modelling tool. Hydrological Processes 19, 2625-2639.

Liu, Y., Gupta, H., Springer, E., Wagener, T., 2008. Linking science with environmental decision making: Experiences from an integrated modeling approach to supporting sustainable water resources management. Environmental Modelling and Software 23, 846-858.

Mabon, F., 2008. Diagnostic agraire sur les bassins versants de la Lieue de Grève (Côtes d'Armor). Master thesis. AgroParisTech. Paris. France. 125pp.

Mabon, F., Raimbault, T., Moreau, P., Devienne, S., Delaby, L., Durand, P., Ruiz, L., Vertes, F., 2009. How to conciliate the technico-economic and the environmental efficiency of farms in a difficult environment: role of the agrarian diagnosis. Fourrages, 373-388.

Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Howe, M.T., Goulding, K.W.T., Powlson, D.S., 2005. The use of cover crops in cereal-based cropping systems to control nitrate leaching in SE England. Plant and Soil 273, 355-373.

Madec, T., 2006. Zonage météorologique pour la gestion de la pousse de l'herbe en bretagne. Direction interrégionale ouest, Météo France - Chambre Régionale de l'Agriculture de Bretagne (Pâture Plus), 22 p.

Makowski, D., Naud, C., Jeuffroy, M.-H., Barbottin, A., Monod, H., 2006. Global sensitivity analysis for calculating the contribution of genetic parameters to the variance of crop model prediction. Reliability Engineering and System Safety 91, 1142-1147.

Maringanti, C., Chaubey, I., Popp, J., 2009. Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control. Water Resources Research 45.

Marrel, A., Iooss, B., Jullien, M., Laurent, B., Volkova, E., 2011. Global sensitivity analysis for models with spatially dependent outputs. Environmetrics 22, 383-397.

Martel, G., Dedieu, B., Dourmad, J.Y., 2006. Les représentations biotechniques du fonctionnement des troupeaux de truies : analyse comparative et perspectives. Journées Recherche Porcine 38, 255-262.

Martin, C., Aquilina, L., Gascuel-Odoux, C., Molenat, J., Faucheux, M., Ruiz, L., 2004. Seasonal and interannual variations of nitrate and chloride in stream waters related to spatial and temporal patterns of groundwater concentrations in agricultural catchments. Hydrological Processes 18, 1237-1254.

Martinez-Santos, P., Llamas, M.R., Martinez-Alfaro, P.E., 2008. Vulnerability assessment of groundwater resources: A modelling-based approach to the Mancha Occidental aquifer, Spain. Environmental Modelling and Software 23, 1145-1162.

McIntosh, B.S., Seaton, R.A.F., Jeffrey, P., 2007. Tools to think with? Towards understanding the use of computer-based support tools in policy relevant research. Environmental Modelling and Software 22, 640-648.

McIntosh, B.S., Giupponi, C., Voinov, A.A., Smith, C., Matthews, K.B., Monticino, M., Kolkman, M.J., Crossman, N., van Ittersum, M., Haase, D., Haase, A., Mysiak, J., Groot, J.C.J., Sieber, S., Verweij, P., Quinn, N., Waeger, P., Gaber, N., Hepting, D., Scholten, H., Sulis, A., van Delden, H., Gaddis, E., Assaf, H., 2008. Chapter Three Bridging the Gaps Between Design and Use: Developing Tools to Support Environmental Management and Policy. In: A.J. Jakeman, A.A.V.A.E.R., Chen, S.H. (Eds.), Developments in Integrated Environmental Assessment. Elsevier, pp. 33-48.

McIntyre, N., Jackson, B., Wade, A.J., Butterfield, D., Wheater, H.S., 2005. Sensitivity analysis of a catchment-scale nitrogen model. Journal of Hydrology 315, 71-92.

Meisinger, J.J., Hargrove, W.L., Mikkelsen, R.L., Williams, J.R., Benson, V.W., 1991. Effects of cover crops on groundwater quality.

Menesguen, A., Piriou, J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva Sp*) mass accumulation in Britanny (France). Ophelia 42, 227-237.

Menesguen, A., 1999. L'utilisation de modèles écologiques dans la lutte contre l'eutrophisation des eaux côtières françaises, IFREMER, Colloque "Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral", Ploufragran, France, 17pp. (available online from http://archimer.ifr/doc/1999/rapport-144.pdf).

Merceron, M., Antoine, V., Auby, I., Morand, P., 2007. In situ growth potential of the subtidal part of green tide forming Ulva spp. stocks. Science of the Total Environment 384, 293-305.

Merot, P., Aurousseau, P., Gascuel-Odoux, C., Durand, P., 2009. Innovative Assessment Tools to Improve Water Quality and Watershed Management in Farming Areas. Integrated Environmental Assessment and Management 5, 5 (1), 158-166.

Molenat, J., Gascuel-Odoux, C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. Hydrological Processes 16, 479-492.

Monod, H., Naud, C., Makowski, D., 2006. Uncertainty and sensitivity analysis for crop models. In Working with Dynamic Crop Models: Evaluation, Analysis, Parameterization, and Applications, D. Wallach, D. Makowski, and J. W. Jones (eds.). Elsevier, 2006, ch. 4, pp. 55-100.

Montreuil, O., Cudennec, C., Merot, P., 2011. Contrasting behaviour of two riparian wetlands in relation to their location in the hydrographic network. Journal of Hydrology 406, 39-53.

Moore, A.D., 2001. FarmWi\$e: a flexible decision support tool for grazing systems management.

Moore, A.D., 2009. Opportunities and trade-offs in dual-purpose cereals across the southern Australian mixed-farming zone: a modelling study. Animal Production Science 49, 759-768.

Moore, A.D., Robertson, M.J., Routley, R., 2011. Evaluation of the water use efficiency of alternative farm practices at a range of spatial and temporal scales: A conceptual framework and a modelling approach. Agricultural Sytems 104, 162-174.

Morand, P., Briand, X., 1996. Excessive growth of macroalgae: A symptom of environmental disturbance. Botanica Marina 39, 491-516.

Morari, F., Lugato, E., Borin, M., 2004. An integrated non-point source model-GIS system for selecting criteria of best management practices in the Po Valley, North Italy. Agricultural, Ecosystems and Environment 102, 247-262.

Moreau, P., Salmon-Monviola, J., Durand, P., Ramat, E., Baratte, C., Faverdin, P., Gascuel-Odoux, C., Ruiz, L., 2010. Designing innovative breeding systems in coastal watersheds to limit diffuse pollution: development of coupled model to assess farmer strategies in mitigation options implementation. In XIth ESA Congress Agro2010Montpellier, September 2010, Montpellier, France.

Moreau, P., Durand, P., Salmon-Monviola, J., Ramat, E., Baratte, C., Piquemal, B., 2011. Designing innovative farming systems to limit diffuse pollution in catchments: assessment of the crop allocation modeling.In: NitroEurope IP, 6th Annual Meeting and Open Science Conference, "Nitrogen and global change: Key findings - Future Challenges", April 2011, Edinburgh, Scotland.

Moreau, P., Baratte, C., Durand, P., Faverdin, P., Gascuel-Odoux, C., Piquemal, B., Ramat, E., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., 2012a. CASIMOD'N, an integrative nitrogen model for agricultural catchments coupling farming system decision modelling with agro-hydrological distributed modelling. Agricultural Sytems. Submitted.

Moreau, P., Ruiz, L., Mabon, F., Raimbault, T., Durand, P., Delaby, L., Devienne, S., Vertès, F., 2012b. Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. Agriculture, Ecosystems and Environment 147, 89-99.

Morel, B., Durand, P., Jaffrezic, A., Gruau, G., Molenat, J., 2009. Sources of dissolved organic carbon during stormflow in a headwater agricultural catchment. Hydrological Processes 23, 2888-2901.

Morris, M.D., 1991. Factorial sampling plas for preliminary computational experiments. Technometrics 33, 161-174.

Mougin, B., 2004. Qualité des eaux en Bretagne - Ruissellement - Infiltration - Temps de réponse - Bassin versant du Yar (22), de l'Horn (29), et du Coët Dan (56).

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I -- A discussion of principles. Journal of Hydrology 10, 282-290.

Neal, M., Drynana, R., Fulkerson, W., Levy, G., Wastney, M.E., Post, E., 2005. Optimisation of a whole farm model Proceedings of the Australian Agricultural and Resource Economics Society (AARES) Conference, Coffs Harbour, NSW, Australia.

Nendel, C., 2009. Evaluation of Best Management Practices for N fertilisation in regional field vegetable production with a small-scale simulation model. European Journal of Agronomy 30, 110-118.

Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C : N ratio of the residues. Plant and Soil 228, 83-103.

Nicoullaud, B., Couturier, A., Beaudoin, N., Parnaudeau, V., Mary, B., Coutadeur, C., 2004. Modélisation spatiale à l'échelle parcellaire des effets de la variabilité des sols et des pratiques culturales sur la pollution nitrique agricole. In: Monestiez P, Lardon S, Seguin B, editors. Organisation spatiale des activités agricoles et processus environnementaux, INRA Editions; 2004. p. 143–61.

Oehler, F., Bordenave, P., Durand, P., 2007. Variations of denitritication in a farming catchment area. Agricultural, Ecosystems and Environment 120, 313-324.

Oehler, F., Durand, P., Bordenave, P., Saadi, Z., Salmon-Monviola, J., 2009. Modelling denitrification at the catchment scale. Science of the Total Environment 407, 1726-1737.

Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. European Journal of Agronomy 20, 3-16.

Oenema, O., Witzke, H.P., Klimont, Z., Lesschen, J.P., Velthof, G.L., 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. Agriculture, Ecosystems and Environment 133, 280-288.

Ouyang, W., Hao, F.H., Wang, X.L., Cheng, H.G., 2008. Nonpoint source pollution responses simulation for conversion cropland to forest in mountains by SWAT in China. Environmental Management 41, 79-89.

Pacaud, T., Cournut, S., 2007. Modélisation des systèmes d'élevage : synthèse bibliographique. Transformation de l'élevage et dynamique des espaces.66 pp.

Parajuli, P.B., Nelson, N.O., Frees, L.D., Mankin, K.R., 2009. Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USDA-CEAP agricultural watersheds in south-central Kansas. Hydrological Processes 23, 748-763.

Parnaudeau, V., Reau, R., Dubrulle, P., Aubert, C., Baillet, A., Beaudoin, N., Béguin, P., Butler, F., Cannavo, P., Cohan, J.P., Dupont, A., Duval, R., Espagnol, S., Flénet, F., Fourrié, L., Génorment, S., Guichard, L., Jeuffroy, M.H., Justes, E., Laurent, F., Machet, J.M., Maupas, F., Morvan, T., Pellerin, S., Raison, C., Raynal, H., Recous, S., Thiard, J., 2010. Designing a decision support system to develop the diagnosis and assessment of nitrogen losses in cropping systems. In XIth ESA Congress Agro2010. Montpellier, September 2010, Montpellier, France.

Parson, E.A., 2008. Useful global-change scenarios: current issues and challenges. Environmental Research Letters 3.

Payraudeau, S., 2002. Modelisation distribuee des flux d'azote sur des petits bassins versants mediterraneens. PhD thesis. Ecole nationale des eaux et forêts. 289 pp.

Pedersen, A., Thorup-Kristensen, K., Jensen, L.S., 2009. Simulating nitrate retention in soils and the effect of catch crop use and rooting pattern under the climatic conditions of Northern Europe. Soil Use Management 25, 243-254.

Petry, J., Soulsby, C., Malcolm, I.A., Youngson, A.F., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. Science of the Total Environment 294, 95-110.

Pinay, G., Troccaz, O., 1999. Influence de la structure du paysage et des zones humides de bas-fond sur les flux d'azote en bassin versant agricole. Rapport final Bretagne Eau Pure 2. UMR ECOBIO Université de Rennes 1.

Pochon, A., 2008. Agronomes et paysans, un dialogue fructueux. La Science en Questions, éditions Quae, 72 p. .

Pontius, R.G., Huffaker, D., Denman, K., 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. Ecological Modelling 179, 445-461.

Pujol, G., 2009. Simplex-based screening designs for estimating metamodels. Reliability Engineering and System Safety 94, 1156-1160.

Pujol, G., 2011. R software package, Package "Sensitivity".

Quesnel, G., Duboz, R., Ramat, E., 2009. The Virtual Laboratory Environment - An operational framework for multi-modelling, simulation and analysis of complex dynamical systems. Simulation Modelling Practice and Theory 17, 641-653.

Raimbault, T., Moreau, P., Durand, P., Salmon-Monviola, J., 2009. Modélisation agrohydrologique du bassin versant du Yar. Lannion Trégor Agglomération. Lannion. France. 62pp.

Refsgaard, J.C., van der Sluijs, J.P., Hojberg, A.L., Vanrolleghem, P.A., 2007. Uncertainty in the environmental modelling process - A framework and guidance. Environmental Modelling and Software 22, 1543-1556.

Riedo, M., Milford, C., Schmid, M., Sutton, M.A., 2002. Coupling soil–plant–atmosphere exchange of ammonia with ecosystem functioning in grasslands. Ecological Modelling 158, 83-110.

Rigolot, C., 2009. Modélisation de l'impact environnemental des pratiques en élevage porcin à l'échelle sectorielle (animal et effluent), de l'exploitation, et du cycle de vie. Incidence du niveau d'approche sur la perception des pratiques. PhD thesis. Agrocampusouest. 384 pp.

Ritter, W.F., Scarborough, R.W., Chirnside, A.E.M., 1998. Winter cover crops as a best management practice for reducing nitrogen leaching. Journal of Contaminant Hydrology 34, 1-15.

Rode, M., Thiel, E., Franko, U., Wenk, G., Hesser, F., 2009. Impact of selected agricultural management options on the reduction of nitrogen loads in three representative meso scale catchments in Central Germany. Science of the Total Environment 407, 3459-3472.

Rossing, W.A.H., Zander, P., Josien, E., Groot, J.C.J., Meyer, B.C., Knierim, A., 2007. Integrative modelling approaches for analysis of impact of multifunctional agriculture: A review for France, Germany and The Netherlands. Agriculture, Ecosystems and Environment 120, 41-57.

Rotz, C.A., Corson, M.S., Chianese, D.S., Montes, F., Hafner, S.D., Jarvis, R., Coiner, C.U., 2011. The Integrated Farm System Model Reference Manual. Online. URL: <u>http://www.ars.usda.gov/Main/docs.htm?docid=8519</u>.

Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D., Garnier, J., 2007. SENEQUE: A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. Science of the Total Environment 375, 257-273.

Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertes, F., Beaujouan, V., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budgets. Hydrology and Earth System Sciences 6, 497-505.

Salmon-Monviola, J., Gascuel-Odoux, C., Garcia, F., Tortrat, F., Cordier, M.-O., Masson, V., Trépos, R., 2011. Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal distribution of herbicide applications and stream losses. Agriculture, Ecosystems and Environment 140, 382-394.

Salmon-Monviola, J., Aubert, A., Durand, P., Ruiz, L., Gascuel-Odoux, C., 2012a. Le cycle de l'azote, les flux et concentrations en nitrate des cours d'eau : chroniques passées et projections. A paraitre, dans Presses Universitaires Rennaises

Salmon-Monviola, J., Durand, P., Ferchaud, F., Oehler, F., Sorel, L., 2012b. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. Computers and Electronics in Agriculture 81, 1-13.

Saltelli, A., Andres, T.H., Homma, T., 1995. Sensitivity analysis of model output. Performance of the iterated fractional factorial design method. Computational Statistics and Data Analysis 20, 387-407.

Saltelli, A., Tarantola, S., Campolongo, F., 2000. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. Statistical Sciences 15, 377-395.

Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F., 2005. Sensitivity analysis for chemical models. Chemical Reviews 105, 2811-2827.

Sanchez Perez, J.M., Tremolieres, M., Takatert, N., Ackerer, P., Eichhorn, A., Maire, G., 1999. Quantification of nitrate removal by a flooded alluvial zone in the III floodplain (Eastern France). Hydrobiologia 410, 185-193.

Santhi, C., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Williams, J.R., 2006. A modeling approach to evaluate the impacts of water quality management plans implemented in a watershed in Texas. Environmental Modelling and Software 21, 1141-1157.

SCE, 2010. Diagnostic territorial des bassins versants de la Lieue de Grève, Lannion Trégor Agglomération, Lannion, France, 137pp.

Schils, R.L.M., de Haan, M.H.A., Hemmer, J.G.A., van den Pol-van Dasselaar, A., de Boer, J.A., Evers, A.G., Holshof, G., van Middelkoop, J.C., Zom, R.L.G., 2007. DairyWise, A Whole-Farm Dairy Model. Journal of Dairy Science 90, 5334-5346.

Schnebelen, N., Nicoullaud, 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, 423-435.

Scholefield, D., Lockyer, D.R., Whitehead, D.C., Tyson, K.C., 1991. A model to predict transformations and losses in UK pastures grazed by beef-cattle. Plant and Soil 132, 165-177.

Schoumans, O.F., Silgram, M., Groenendijk, P., Bouraoui, F., Andersen, H.E., Kronvang, B., Behrendt, H., Arheimer, B., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Mimikou, M., Porto, A.I., Reisser, H., Gall, G.I., Barr, A., Anthony, S.G., 2009. Description of nine nutrient loss models: capabilities and suitability based on their characteristics. Journal of Environmental Monitoring 11, 506-514.

Schoumans, O.F., Chardon, W.J., Bechmann, M., Gascuel-Odoux, C., Hofman, G., Kronvang, B., Litaor, M.I., Lo Porto, A., Newall-Price, P., Rubaek, G., 2011. Mitigation options

for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869. Alterra Wageningen UR.

Schroder, J.J., VanDijk, W., DeGroot, W.J.M., 1996. Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. Netherlands Journal of Agricultural Science 44, 293-315.

Scoones, I., Toulmin, C., 1998. Soil nutrient balances: What use for policy? Agricultural, Ecosystems and Environment 71, 255-267.

Sébillotte, M., Soler, L.G., 1990. Les processus de décision des agriculteurs. Acquis et questions vives. In: Modélisation systémique et systèmes agraires, ed. J. Brossier, B. Vissac and J.-J. Lemoigne. INRA publications. Paris, 88-102.

Servais, P., Billen, G., Goncalves, A., Garcia-Armisen, T., 2007. Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network: past, present and future situations. Hydrology and Earth System Sciences 11, 1581-1592.

Sferratore, A., Garnier, J., Billen, G., Conley, D.J., Pinault, S., 2006. Diffuse and point sources of silica in the seine river watershed. Environmental Science and Technology 40, 6630-6635.

Shepherd, A., Wu, L., Chadwick, D., Bol, R., 2011. A review of quantitative tools for assessing the diffuse pollution response to farmer adaptations and mitigation methods under climate change. In: Sparks, D.L. (Ed.), Advances in Agronomy, Vol 112, pp. 1-54.

Simon, J.C., Le Corre, L., 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole : méthodologie, exemples de résultats. Fourrages 129, 79-94.

Simon, J.C., Grignani, C., Jacquet, A., Le Corre, L., Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm scale: research of operating indicators. Agronomie 20, 175-195.

Smith, J.U., Bradbury, N.J., Addiscott, T.M., 1996. SUNDIAL: A PC-based system for simulating nitrogen dynamics in arable land. Agronomy Journal 88, 38-43.

Smith, R.A., Schwarz, G.E., Alexander, R.B., 1997. Regional interpretation of waterquality monitoring data. Water Resources Research 33, 2781-2798.

Sorel, L., 2008. Paysages virtuels et analyse de scénarios pour évaluer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole. PhD thesis. INRA Agrocampus-Ouest. 211 pp.

Sorel, L., Viaud, V., Durand, P., Walter, C., 2010. Modeling spatio-temporal crop allocation patterns by a stochastic decision tree method, considering agronomic driving factors. Agricultural Sytems 103, 647-655.

Sterk, B., Leeuwis, C., van Ittersum, M.K., 2009. Land use models in complex societal problem solving: Plug and play or networking? Environmental Modelling and Software 24, 165-172.

Sterk, B., van Ittersum, M.K., Leeuwis, C., 2011. How, when, and for what reasons does land use modelling contribute to societal problem solving? Environmental Modelling and Software 26, 310-316.

Sutton, M.A., Billen, G., 2011. Technical Summary. In: The European Nitrogen Assessment , ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman et al. Cambridge University Press.

Tang, Y., Reed, P., van Werkhoven, K., Wagener, T., 2007a. Advancing the identification and evaluation of distributed rainfall-runoff models using global sensitivity analysis. Water Resource Research43, W06415.

Tang, Y., Reed, P., Wagener, T., van Werkhoven, K., 2007b. Comparing sensitivity analysis methods to advance lumped watershed model identification and evaluation. Hydrology and Earth System Sciences 11, 793-817.

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., Sutton, M.A., 2004. Modelling Nitrogen Fluxes at the Landscape Scale. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 4, 135-142.

Therond, O., Belhouchette, H., Janssen, S., Louhichi, K., Ewert, F., Bergez, J.-E., Wery, J., Heckelei, T., Olsson, J.A., Leenhardt, D., Van Ittersum, M., 2009. Methodology to translate policy assessment problems into scenarios: the example of the SEAMLESS integrated framework. Environmental Science and Policy 12, 619-630.

Therond, O., Hengsdijk, H., Casellas, E., Wallach, D., Adam, M., Belhouchette, H., Oomen, R., Russell, G., Ewert, F., Bergez, J.-E., Janssen, S., Wery, J., Van Ittersum, M.K., 2011. Using a cropping system model at regional scale: Low-data approaches for crop management information and model calibration. Agriculture, Ecosystems and Environment 142, 85-94.

Thieu, V., Garnier, J., Billen, G., 2010. Assessing the effect of nutrient mitigation measures in the watersheds of the Southern Bight of the North Sea. Science of the Total Environment 408, 1245-1255.

Thorup-Kristensen, K., Nielsen, N.E., 1998. Modelling and measuring the effect of nitrogen catch crops on the nitrogen supply for succeeding crops. Plant and Soil 203, 79-89.

Thorup-Kristensen, K., Magid, J., Jensen, L.S., 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. Advances in Agronomy 79, 227-302.

Vache, K.B., Eilers, J.M., Santelmann, M.V., 2002. Water quality modeling of alternative agricultural scenarios in the US corn belt. Journal of the American Water Resources Association 38, 773-787.

van Delden, H., Luja, P., Engelen, G., 2007. Integration of multi-scale dynamic spatial models of socio-economic and physical processes for river basin management. Environmental Modelling and Software 22, 223-238.

van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. Agricultural, Ecosystems and Environment 93, 131-145.

van Ittersum, M.K., Ewert, F., Heckelei, T., Wery, J., Olsson, J.A., Andersen, E., Bezlepkina, I., Brouwer, F., Donatelli, M., Flichman, G., Olsson, L., Rizzoli, A.E., van der Wal, T., Wien, J.E., Wolf, J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems - A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). Agricultural Sytems 96, 150-165.

van Jaarsveld, J.A., Bleeker, A., 2001. Evaluation of ammonia emission reductions in the Netherlands using measurements and the OPS model. Kluwer Academic/Plenum Publ, New York.

van Kessel, C., Clough, T., van Groenigen, J.W., 2009. Dissolved Organic Nitrogen: An Overlooked Pathway of Nitrogen Loss from Agricultural Systems? Journal of Environmental Quality 38, 393-401.

van Notten, P.W.F., Rotmans, J., van Asselt, M.B.A., Rothman, D.S., 2003. An updated scenario typology. Futures 35, 423-443.

Vayssières, J., 2008. Modélisation participative et intégration des pratiques décisionnelles d'éleveurs dans un modèle global d'exploitation. Application à l'Evaluation de la Durabilité des

Elevages Laitiers d'une Ile Tropicale. PhD thesis. SupAgro. 181 pp.

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2003. Modern Applied Statistics with S, (fourth ed.), Springer, Berlin (2003).

Vertès, F., Hatch, D., Velthof, G., Taube, F., Laurent, F., Loiseau, P., Recous, S., 2007. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, Ghent, Belgium, 3-5 September 2007, 227-246.

Vertès, F., Espagnol, S., Guichard, L., Petit, J., Raison, C., 2010. Stratégies de choix des méthodes et outils d'évaluations environnementale en systèmes d'élevage. In: Elevages et environnement. La Science en Questions, éditions Quae, 260 pp.

Vertès, F., Delaby, L., Ruiz, L., Moreau, P., Gascuel-Odoux, C., 2011. A method for cobuilding and assessing mitigation options at farm scale in vulnerable coastal catchments. (In French). Rencontres recherche ruminants, 18. in press.

Viaud, V., 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations.PhD thesis. Agrocampus. 286 pp.

Viaud, V., Merot, P., Baudry, J., 2004. Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscapes: From local to catchment scale. Environmental Management 34, 559-573.

Viaud, V., Durand, P., Merot, P., Sauboua, E., Saadi, Z., 2005. Modeling the impact of the spatial structure of a hedge network on the hydrology of a small catchment in a temperate climate. Agricultural Water Management 74, 135-163.

Viaud, V., Monod, H., Lavigne, C., Angevin, F., Adamczyk, K., 2008. Spatial sensitivity of maize gene-flow to landscape pattern: a simulation approach. Landscape Ecology 23, 1067-1079.

Vinatier, F., Valantin-Morison, M., 2011. Mosaic-Pest: a spatially explicit model for landscape management of pests. Towards a multi-scale approach for improving pest management. Simulation models for unraveling spatial patterns of insect pest populations, Montpellier : France (2011).

Wastney, M.E., Palliser, C.C., Lile, J.A., Macdonald, K.A., Penno, J.W., Bright, K.P., 2002. A whole-farm model applied to a dairy system. Proc. N.Z. Soc. Anim. Prod. 62, 120-123.

Wei, Y., Davidson, B., Chen, D., White, R., 2009. Balancing the economic, social and environmental dimensions of agro-ecosystems: An integrated modeling approach. Agriculture, Ecosystems and Environment 131, 263-273.

Weng, Q.H., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. Journal of Environmental Management 64, 273-284.

Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., 1998a. A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA): Part I - model structure and process equations. Science of the Total Environment 210, 547-558.

Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., Seed, K., 1998b. A semi-distributed integrated flow and nitrogen model for multiple source assessment in catchments (INCA): Part II - application to large river basins in south Wales and eastern England. Science of the Total Environment 210, 559-583.

Wilkinson, A., Eidinow, E., 2008. Evolving practices in environmental scenarios: a new scenario typology. Environmental Research Letters 3, 45017.

Winiwarter, W., Hettelingh, J.P., Bouwman, A.F., Wim de Vries, W., Erisman, J.W., Galloway, J., Klimont, Z., Leach, A., Leip, A., Pallière, C., Schneider, U.A., Spranger, T., Sutton, M.A., Anastasia Svirejeva-Hopkins, A., van der Hoek, K.W., Witzke, P., 2011. Future scenarios of nitrogen in Europe. In: The European Nitrogen Assessment , ed. M. A. Sutton , C. M. Howard , J. W. Erisman et al. Cambridge University Press.

Wong, M.T.F., Asseng, S., Zhang, H., 2006. A flexible approach to managing variability in grain yield and nitrate leaching at within-field to farm scales. Precision Agriculture 7, 405-417.

Yang, J.Y., Huffman, E.C., De Jong, R., Kirkwood, V., MacDonald, K.B., Drury, C.F., 2007. Residual soil nitrogen in soil landscapes of Canada as affected by land use practices and agricultural policy scenarios. Land Use Policy 24, 89-99.

Yang, Y.S., Wang, L., 2010. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. Water Resources Management 24, 1819-1843.

Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D., Anderson, W.P., 1989. AGNPS - A nonpointsource pollution model for evaluating agricultural watersheds. Journal of Soil and Water Conservation 44, 168-173.

Zeigler, B.P., Kim, T.G., Praehofer, H., 2000. Theory of Modeling and Simulation: Integrating Discrete Event and Continuous Complex Dynamic Systems, Academic Press.

Zheng, Y., Keller, A.A., 2006. Understanding parameter sensitivity and its management implications in watershed-scale water quality modeling. Water Resources Research 42, W05402.

ANNEXE

Détails des entrées du modèle CASIMOD'N

Table des matières : ANNEXE

A.1. Entrées du module exploitation (Tournesol-Fumigène)
A.1.1. Description générale des fichiers d'entrées250A.1.1.1. Stratégie d'alimentation250A.1.1.2. Cultures250A.1.1.3. Parcelles251A.1.1.4. Effluents251
 A.1.2. Exemple pour une exploitation
A.2. Entrées du module ITK-Scheduler (Itinéraires techniques génériques)
A.2.2. Détail des itinéraires techniques sur le bassin versant du Yar
A.3. Entrées du module bassin-versant (TNT2)

A.1. Entrées du module exploitation (Tournesol-Fumigène)

A.1.1. Description générale des fichiers d'entrées

La description générale des entrées par exploitation est présentée dans cette première partie. Des informations complémentaires pourront être trouvées dans Chardon (2008), Chardon *et al.*, (2007, 2008), Rigolot (2009) et Garcia *et al.* (2005).

[En jaune] : la correspondance avec les fichiers d'entrées du modèle, dont un exemple complet est détaillé dans la partie 1.3.

A.1.1.1. Stratégie d'alimentation Productions pour couvrir les besoins annuels (en tonne)

Pour l'alimentation et autres besoins du troupeau

- ensilage mais
- herbe conservée
- herbe pâturée par les VL
- herbe pâturé par le reste du troupeau
- paille
- ...

Hors alimentation du troupeau (céréales, légumes...)

- céréales

- ...

Par production

Pour chacun de ces besoins (= productions), il faut associer un prix pour (i) un bénéfice par unité en cas d'excédent par rapport aux besoins et/ou (i) un coût de l'unité en cas de déficit par rapport aux besoins.

A.1.1.2. Cultures

[cultures]

[contraintes]

<u>Par culture</u>

- son nom (le nom de la culture peut être différent du nom de sa production, par exemple pour la culture blé on associe 2 productions : de la paille et du grain)

- âge minimum (an) avant de détruire la culture (pour les prairies et luzernières; mettre 1 pour les autres cultures)

- âge maximum pour la destruction de la culture (pour les prairies et luzernières; mettre 1 pour les autres cultures).

- délai de non retour de la culture: O si pas de restriction, 1 si la culture est interdite pendant une année après chaque occurrence, etc...

- taux de valorisation par la culture de l'azote apporté (entre 0 et 1)

- les productions associées (avec correspondance aux productions citées au-dessus) Par production

- rendement moyen de la production (Tha⁻¹)

- boolPropAuPot : booléen indiquant si la valeur est proportionnelle au potentiel agronomique de la parcelle

[tabMineralisationBasale]

[tabMineralisationBase

251

- besoinN : besoin en azote par unité de rendement (kgNT⁻¹)

- besoinP : besoin en phosphore par unité de rendement

Par couple de 2 cultures successives

l'effet du précédent

Chaque valeur, entre 0 et 1, donne le coefficient à appliquer au rendement moyen lorsque la culture correspondant à la ligne i est cultivée sur une parcelle ayant eu, l'année précédente, la culture correspondant à la colonne j. (réel, 1 = 100% du rendement moyen)

A.1.1.3. Parcelles

Par parcelle :

Annexe

- son nom

- sa surface (ha)

- surface épandable de cette même parcelle (ha)

- s'il s'agit d'une culture fixe (culture fixe : 1 si une culture reste toujours sur cette parcelle (STH, jachère fixe); 0 sinon.)

- son accessibilité pour les vaches laitières entre 0 et 1 (1 = accessible)

- son accessibilité pour le reste du troupeau entre 0 et 1 (1 = accessible)

- sa priorité pour l'épandage entre 0 et 1 (1 = prioritaire pour l'épandage)

- la valeur maximale de la moyenne mobile sur 5 ans du bilan phosphore (Kg P2O5ha⁻¹)

- le bilan moyen initial de phosphore (Kg P2O5ha⁻¹)
- la culture précédente (pour l'initialisation)
- l'âge de cette culture précédente

- minéralisation basale (kgNha⁻¹)

Par parcelle et par culture :

- un tableau qui traduit les aptitudes spécifiques des parcelles pour les différentes cultures. Chaque valeur donne le coefficient (entre 0 et 1) à appliquer au rendement moyen lorsque la culture j est semée sur la parcelle i (potentiel agronomique de la parcelle).

A.1.1.4. Effluents

<u> Par effluent :</u>

- nom de chaque effluent

- type : S pour les effluents solides, L pour les effluents liquides, PC pour les eaux peu chargées.

- teneurN : teneur en azote du produit (kg.T⁻¹ ou kg.m⁻³).
- teneurP : teneur en phosphore du produit (kg.T⁻¹ ou kg.m⁻³).
- quantité totale à gérer (t ou m^3).
- quantité min épandue par passage
- quantité max épandue par passage

- quantité à exporter min en période 1 (avec période 1 = aout-décembre et donc période

2 = janvier-juillet)

- quantité à exporter max en période 1

- quantité à exporter min en période 2

[TabEffetPrecedent]

[tabModulationPotentiel]

[effluents]

[Parcelles]
- quantité à exporter max en période 2
- arrière-effets (% par an)

[tabMineralisationEffluents]

Par type d'effluent par culture :

- la valorisation de l'effluent considéré par la culture considéré (entre 0 et 1)

[tabValorisationEffluents]

- la part du besoin en azote de la plante qui peut être couverte par chaque effluent (entre 0 et 1) [tabNMaxParForme]

Par effluent et par période

[tabProportionsEpanduesParSaison]

- la part pour chaque effluent épandue en période 1 et en période 2 (entre 0 et 1)

Par effluent par culture par période

- le nombre d'apport par effluent par culture par période (entier)

[NbApp-S1] et [NbApp-S2]

- la priorité par effluent par culture par période (entre 0 et 1) [Priorite-S1] et [Priorite-S2]

A.1.2. Exemple pour une exploitation

A.1.2.1. Exemple de calcul des besoins en fourrages et des rejets organiques maitrisables

L'objectif est de déterminer le régime alimentaire (besoin en maïs ensilage, herbe fauchée, herbe pâturée par les vaches laitières et par le reste du troupeau) et la production d'azote organique maitrisable (type et quantité) pour chacune des exploitations.

La démarche simplifiée retenue s'appuie sur les données d'enquêtes disponibles, des références et est largement basée sur une adaptation d'un modèle de calcul des rejets azotés des bovins, développé en interne par Thierry Raimbault et Luc Delaby. Seule une description générale est rappelée ici.

Les variables des données d'enquêtes disponibles sont : les assolements, les rendements potentiels, le cheptel, le type de bâtiment. Les références et paramètres sont fixés, mais si l'information existe il est possible de les considérer comme des variables.

Ci-après, sont rappelées les hypothèses de travail. Ensuite, un cas d'application sur une exploitation laitière est développé, déterminant ainsi les besoins alimentaires du troupeau et l'azote maitrisable produit.

A.1.2.1.1. Démarche générale des calculs des besoins en aliments

Les hypothèses et la logique de calcul sont les suivantes :

- l'essentiel des kg de lait produit par une vache laitière au-delà de 6000kg/an sont produits grâce aux concentrés contenus dans la ration (Brocard *et al.*, 2010) ;

Dans le cas du Yar, on ne dispose pas du niveau de production pour l'ensemble des exploitations, un niveau de production doit être déterminé. On ne connait pas la consommation de concentré. On ne dispose pas non plus d'un jeu de données complet, homogène et cohérent sur les périodes de pâturage.

- la variabilité dans les régimes d'alimentation des génisses, des vaches allaitantes et des mâles est moins grande que celle des régimes alimentaires des vaches laitières (Delaby, comm. pers.) ;

- il existe une cohérence forte entre la durée de la saison de pâturage (mois) et la surface de prairie (ha) nécessaire (Seuret *et al.,* 2007; INRA, 2010).

La logique suivie est la suivante :

- les régimes alimentaires des génisses, des mâles et des vaches allaitantes sont paramétrés (proportion d'herbe et de maïs ensilage dans la ration) ;

- les quantités de fourrages consommées par ces animaux sont calculées ;

- par soustraction avec les fourrages produits sur l'exploitation, les quantités de fourrages disponibles pour les vaches laitières sont déterminées ;

- on déduit de ces quantités de fourrages disponibles le type de ration des vaches laitières, c'est-à-dire les proportions d'herbe et de maïs ensilage dans la ration ;

- la surface de prairie disponible pour les vaches laitières est obtenue par différence entre la surface totale et les surfaces en prairies « utilisées » par les génisses, les mâles et les vaches allaitantes ;

- les surfaces en prairies disponibles permettent de déterminer le temps des différentes rations pour les vaches laitières : pâturage, maïs ensilage, herbe fauchée ;

Sont alors déterminées les quantités en herbe pâturée (HP), fauchée (HE) et maïs ensilage (ME) par catégorie d'animaux (vaches laitières (VL), génisses (GEN), vaches allaitantes (VA) et mâles (M)).

A.1.2.1.2. Besoins alimentaires

Illustré par un 1 exemple, 80 ha SAU - 52 vaches laitières, 8 GEN > 2 ans, 26 GEN 1-2 ans, 26 GEN < 1 an 82.5 UGB - 7500 L/VL 35 ha d'herbe (7,5 TMS/ha); 20 ha maïs-e (12 TMS/ha); 5 ha maïs-g (8T/ha); 20 ha céréales (7T/ha)

Alimentation GEN, VA, M

Comme indiqué ci-dessus, dans un premier temps sont calculées les rations des génisses et du troupeau allaitant (à partir d'hypothèses sur l'alimentation récapitulé tableaux A.1 et A.2):

Types	Types	TMS/UGB/an
	Fourrages	4.7
Genisses	Concentres	0.5
	Total	5.2
	Fourrages	3.1
Males < 2 ans	Concentres	2.4
	Total	5.5
	Fourrages	4.5
Males > 2 ans	Concentres	1.5
	Total	6.0
	Fourrages	5.5
Vaches allaitantes	Concentres	0.25
	Total	5.8

Tab. A.1 : Fourrages et concentrés consommés (INRA, 2010)

	%	Maïs	
Types	ensilage		% Herbe
Genisses	30		70
Males < 2 ans	90		10
Males > 2 ans	50		50
Vaches allaitantes	15		85

Tab. A.2 : Proportion des fourrages dans la ration (INRA, 2010)

Besoin des génisses en maïs_ensilage ME_GEN = (besoin TMS/UGB/an de fourrages par UGB GEN * % de Maïs_ensilage dans la ration pour les génisses * UGB GEN)

ME_GEN = 4.7 * 30% * 26.6 = 37.5 T MS de maïs_e

Besoin des génisses en herbe (pâturée et fauchée) Htot_GEN = HP_GEN + HE_GEN

Htot_GEN = (TMS/UGB/an de fourrages par UGB GEN * % d'herbe dans la ration pour les GEN * UGB GEN)

HP_GEN = Htot_GEN * (tps HP_GEN / tps HP_GEN + tps HE_GEN)

HE_GEN = Htot_GEN - HP_GEN

Htot = 4.7 * 70 % * 26.6 = 87.5 TMS d'herbe Temsp maïs_e = 12 * 0.3 = 3.6 mois Temps herbe pâturée = 6 mois (correspond à une mise à disposition 0.53 ha par UGB) Temps herbe conservée = 12 - 3.6 - 6 = 2.4

HP_GEN =87.5 * (6/(6+2.4)) = 62.5 TMS d'herbe pâturée HE_GEN = 87.5 * (2.4/(6+2.4)) = 25.0 TMS d'herbe fauchée

La consommation n'est que fonction des UGB génisses.

On a fixé (mais peut varier si l'information est disponible) : les ha réservés pour les génisses, la quantité de fourrages consommée par génisses et la part maïs/herbe dans les fourrages pour les génisses.

Est aussi fixée : la fonction tps de pâturage = f(surface disponible)

Avec une fonction différente pour UGB laitier que pour UGB allaitant (Seuret *et al.,* 2007) (INRA, 2010)

UGB VL : tps de pâturage en mois = 14.3 * surface de prairie (ha/UGB VL) – 1.6 UGB VA : tps de pâturage en mois = 12.5 * surface de prairie (ha/UGB VA) – 1.5

Les calculs sont similaires pour les VA et M.

Alimentation VL

Une fois calculées les quantités consommées par les GEN, VA et M, il reste à calculer les rations des VL.

D'après ce qui est consommé par le troupeau hors vaches laitières et la production totale sur l'exploitation en maïs_e et herbe, on détermine la part de la ration VL en maïs_e et en herbe.

De même, en soustrayant les surfaces en prairie utilisées par les GEN, VA et V, il reste la surface en prairie disponible pour les VL, de laquelle on déduit le temps de pâturage des VL.

Production totale sur l'exploitation : 240 T MS maïs_e et 262.5 T MS d'herbe Consommation par le troupeau hors VL : 37.5 T MS maïs_e et 87.5 T MS d'herbe Reste : 377.5 T de MS de fourrage réparti en 53.6 % de maïs_e et 46.4 % d'herbe

Ayant considéré une production à 7500L de lait par VL, on fixe aussi le besoin en fourrage à 6,2 T par UGB VL, partitionné selon les proportions des productions non consommées par le troupeau hors VL (ici 53.6 % de maïs_e et 46.4 % d'herbe).

On a directement le besoin pour les VL en maïs_ensilage ME_VL :

ME_VL = (besoin TMS/UGB/an de fourrages par UGB VL * % de Maïs_ensilage dans la ration pour les VL * UGB VL)

ME_VL = 6.7 * 53.6% * 55.9 = 200.7 T MS de maïs_e

Reste à distinguer l'herbe fauchée de l'herbe pâturée, calculée en fonction du temps en mois par ration (maïs, prairie pâturée et prairie fauchée). Le pâturage quand il est possible est privilégié (ha dispo pour VL).

Le temps de ration en maïs_e est 12 mois * % de la ration en maïs_e et respectivement le temps ration à l'herbe est de 12 * % de la ration en herbe.

On utilise toujours la fonction (Seuret *et al.,* 2007; INRA, 2010) qui permet de transformer les hectares disponibles pour le pâturage VL en temps de pâturage disponible VL.

Si ce temps de pâturage disponible est supérieur au temps nécessaire pour satisfaire les besoins en herbe, alors tout le temps de ration à l'herbe sera du pâturage. Sinon le temps de ration à l'herbe sera complété par du temps de ration à l'herbe fauchée.

On a ainsi une part d'herbe pâturée et une part d'herbe fauchée (en mois).

Ha de prairie dispo pour les VL = 35 - 0.53 * 26.6 = 20.9 ha Soit 20.9 / 55.9 = 0.37 ha / UGB VL UGB VL : tps de pâturage en mois = 14.3 * surface de prairie (ha/UGB VL) - 1.6 Temps HP_VL = 14.3 * 0.37 - 1.6 = 3.7 mois Temps ME_VL = 12 * 53.6 % = 6.4 mois Temps HE_VL = 12 - 3.7- 6.4 = 1.9 mois Soit HP_VL = 6.7 * (46.4% * (3.7/(3.7+1.9))) * 55.9 = 115 TMS d'HP HE_VL = 6.7 * (46.4% * (1.9/(3.7+1.9))) * 55.9 = 59 TMS d'HE

Implémentation des besoins pour TF

On distingue 4 besoins en alimentation :	
Besoin en maïs_e = ∑ besoin en maïs_e	238.2
Besoin en herbe_fauchée	84
Besoin en herbe pâturée hors VL	62.5
Besoin en herbe pâturée VL	115

Pour le troupeau, en plus de l'alimentation doivent aussi être considérés des besoins en paille et hors besoins du troupeau, des besoins pour les cultures de vente doivent être déterminés.

paille

Un calcul du besoin en paille en fonction du cheptel et du bâtiment (tableau 3) a été testé.

		100 % aire paillée	Aire paillée + aire d'exercice paillée	Aire paillée + aire d'exercice raclée	Logettes paillées	Logettes raclées
ka paillo /animal	min	10	7.5	5	0.5	0
kg palle/allina	max	10	7.5	5	3	0

Tab. A.3 : besoins en paille

```
Besoin en paille théorique 100% aire paillée :
       Ugb * besoin quotidien par ugb * nb de jours en bâtiment
Nb de jour en bâtiment VL = 12 - 3.8 * 30 = 246
Nb de jour en bâtiment GEN = 6 * 30 = 180
       ((55.9 * 10 * 246)+(26.6 * 10 * 180)) / 1000 = 185 T/ha
```

Cependant, ce calcul théorique tend à surestimer les besoins en paille par rapport aux surfaces déclarées en céréales et fait diverger les assolements. L'option retenue a donc été de considérer un besoin en paille correspondant aux céréales produites sur l'exploitation. Dans ce cas, si la production de paille est insuffisante, elle peut être considérée achetée à l'extérieur. Les rendements en paille des céréales sont les suivantes : 3 T/ha pour l'avoine, 5 T/ha pour le blé, 4 T/ha pour l'orge et le triticale.

Besoin en paille = 5 * 20 = 100 T

Culture de vente

Pour les cultures de vente, la volonté d'obtenir rapidement les assolements proches de ceux déclarés et des surfaces par culture peu variables, les « besoins » en production en grain sont calqués à ceux observés.

Récapitulatif des besoins

production	besoin	coût	bénéfice
		déficit	excédent
Ensilage_maïs	238.2		
Herbe_fauchée	84		
herbe_pat_VL	62.5		
herbe_pat_GEN	115		
paille	100		
maïs_grain	40		
ble_grain	140		

Tab. A.4 : Exemple des besoins (en T de MS) pour une exploitation

2 options pour le calcul des coûts aux déficits et bénéfices aux excédents.

Les coûts aux déficits et bénéfices aux excédents rendent compte du degré d'autonomie recherché sur les exploitations.

production	besoin	coût	bénéfice
		déficit	excédent
Ensilage_maïs	238.2	40	20
Herbe_fauchée	84	40	20
herbe_pat_VL	62.5	40	0
herbe_pat_GEN	115	40	0
paille	100	20	10
maïs_grain	40	0	10
ble_grain	140	0	10

- prix fixés par besoin (= prix de base)

Tab. A.5 : Exemple de prix (coûts et déficits) affectés aux besoins (selon l'autonomie visée)

- prix affecté au déficit pondéré par le besoin

En pondérant l'importance relative des besoins par un cout au déficit inversement proportionnel, cette méthode encourage le solveur vers des solutions à assolement constant sur la période de simulation.

Pour des besoins A, B et C, alors les coûts aux déficits sont

ct def A = BC/racine $(A^2+B^2+C^2)$ ct def B = AC/racine $(A^2+B^2+C^2)$

ct def C = AB/racine($A^2+B^2+C^2$)

production	besoin	coût	bénéfice
		déficit	excédent
Ensilage_maïs	238.2	3015345	0
Herbe_fauchée	84	8550656	0
herbe_pat_VL	62.5	11492081	0
herbe_pat_GEN	115	6245696	0
paille	100	7182551	0
maïs_grain	40	17956377	0
ble_grain	140	5130393	0

Tab. A.6 : Exemple de prix (coûts et déficits) affectés aux besoins (pondération par le besoin)

Pour réduire le temps de calibration, cette deuxième option a été privilégiée.

A.1.2.1.3. Effluents maitrisables produits

Pour rappel, les déjections au pâturage sont calculées par le modèle alors que les effluents à épandre sont une entrée du modèle, ces derniers, s'ils ne sont pas renseignés dans l'enquête, doivent donc être calculés. Ils sont directement liés aux calculs des rations alimentaires (et donc de l'azote ingéré).

Azote maitrisable rejeté en bâtiment par les génisses

N maitrisable GEN = (azote ingéré en bâtiment – azote fixé en bâtiment) - volatilisation N maitrisable en bâtiment GEN = [(N maïs ensilage + N herbe_fauchee + Nconcentré) – ((Nfixé par UGB * UGB_GEN)*(% N consommé en bâtiment))] – N volatilsation N ingéré en bâtiment GEN = (37.5*13.1 + 25*28.8 + 0.5*26.6*60) = 2009 kgN N ingéré hors bâtiment GEN = 62.5 * 28.8 = 1800 kgN % N ingéré en bâtiment GEN = 52.7 % N fixé en bâtiment GEN = 12 * 26.6 * 52.7% = 168.2 kgN N maitrisable GEN = (2009 - 168.2) * 0.7 = 1288.6 kgN

Les calculs sont similaires pour VA et M.

Azote maitrisable rejeté en bâtiment par les VL

N maitrisable VL = Rejet N VL (6000L/an) * facteur correctif de productivité facteur correctif de productivité = 1 + [0.05 * ((productivité - 6000) / 1000)] N maitrisable VL (6000L/an) = [norme CORPEN (2009, 2001) de rejet pour chaque aliment (maïs_e, herbe fauchée, herbe pâturée) en kgN/UGB/mois] – N volatilisé facteur correctif de productivité = 1 + (0.05*((7500-6000)/1000)) = 1.08

% maïs_e VL = 200.7 / (200.7 + 115 + 59) = 53.6% % herbe fauchée VL = 115 / (200.7 + 115 + 59) = 30.7 % % herbe pâturée VL = 59 / (200.7 + 115 + 59) = 15.7% N maitrisable VL = (53.6% * 6.7 + 30.7% * 1.7 + 15.7% * 9.1) *12 * 55.9 * 1.08 * 0.7 = 2810 kgN

Types d'azote maitrisable

<u>Azote maitrisable total</u> N maitrisable total = Azote maitrisable rejeté en bâtiment par les génisses + Azote maitrisable rejeté en bâtiment par les VL N maitrisable total = 1289+ 2810 = 4099 kgN

Les proportions de fumier et lisier de l'N maîtrisables sont les suivantes : 72% fumier et 28% lisier pour les VL et 92% fumier, 8% lisier pour les VA. Ces données proviennent des recensements « Bâtiment d'élevage » et « Enquête PMPOA » (Institut de l'Elevage).

A.1.2.2. Exemple détaillé de l'ensemble des fichiers d'entrées pour chacun des exploitations

[contraintes]

nom de production	besoin en T	coût associé à un	bénéfice associé	
nom de production	besoment	déficit	à un exédent	
monEnsilageMais	248	20	0	
herbe_conservee	60	20	0	
herbe_paturee_VL	125	20	0	
herbe_paturee_hors VL	75	20	0	
grainMais	41	0	10	
paille	90	20	0	
grainble	140	0	10	

Tab. A.7 : Exemple de fichier d'entrée "contraintes"

[cultures]

cultures	freqMax	EstSCOP	ageMiniDest	ageMaxiDest	Delai	coeffTemps	nomProd	prodMoy	propo	bN	bP	nomProd	prodMoy	propo	bN	bP	nomProd	prodMo	propo	bN	bΡ
ble	0.5	1	1	1	1	0.5	grainble	0	1	25	0	paille	0	1	0	0					
mais_e	0.5	0	1	1	0	0.7	monEnsilage Mais	90	1	12.5	0						-				
mais_g	0.5	0	1	1	0	1	grainMais	0.135	1	23	0										
PP	1	0	8	35	0	1	herbe_conservee	1	1	35	0	herbe_paturee_VL	2	1	35	0	herbe_paturee_hors VL	2	1	35	0
PT	1	0	5	7	1	1	herbe_conservee	2.5	1	30.8	0	herbe_paturee_VL	2.5	1	30.8	0	herbe_paturee_hors VL	2.5	1	30.8	0
moutarde_mais_e	0.5	0	1	1	0	0.7	monEnsilageMais	12.17	1	11.3	0		•								
moutarde mais g	0.5	0	1	1	0	1	grainMais	7.8	1	21	0										

 Tab. A.8 : Exemple de fichier d'entrée "cultures"

[TabEffetPrecedent]

		année n									
		ble	mais_e	mais_g	Prairie Perm.	Prairie Temp.	moutarde_mais_e	moutarde_mais_g			
	ble	0	1	1	0	0	1	1			
	mais_e	1	0.5	0.5	0	1	0.5	0.5			
	mais_g	1	0.5	0.5	0	1	0.5	0.5			
année n +1	Prairie Perm.	0	0	0	1	0	0	0			
	Prairie Temp.	0.75	0	0	0	1	0	0			
	moutarde_mais_e	1	0.5	0.5	0	0	0.5	0.5			
	moutarde_mais_g	1	0.5	0.5	0	0	0.5	0.5			

Tab. A.9 : Exemple de fichier d'entrée "effet du précédent"

[Parcelles]

nom	surface	surf_ep	cult_fixe	accVL	accG	p_Ep	bilPMax	bilPinit	cultPrec	ageCultPrec
p1	2.6	2.6	1	1	1	0	0	-10	3	25
p2	2.6	2.6	1	1	1	0	0	-10	3	25
р3	1.45	1.45	0	1	1	1	0	-10	4	1
p4	1.45	1.45	0	1	1	1	0	-10	4	2
p5	1.45	1.45	0	1	1	1	0	-10	4	3
p6	1.45	1.45	0	1	1	1	0	-10	4	4
p7	1.45	1.45	0	0	1	1	0	-10	4	5
p8	1.45	1.45	0	0	1	1	0	-10	4	6
p9	1.45	1.45	0	0.5	1	1	0	-10	4	1
p10	1.45	1.45	0	1	1	1	0	-10	4	2
pn	1.45	1.45	0	1	1	1	0	-10	4	4

Tab. A.10 : Exemple de fichier d'entrée "parcelles"

[tabMineralisationBasale]

	minéralisation
nom	basale
p1	90
p2	90
р3	90
p4	90
р5	90
p6	90
p7	90
p8	90
p9	90
p10	90
pn	90

Tab. A.11 : Exemple de fichier d'entrée "minéralisation basale"

[tabModulationPotentiel]

nom	ble	mais_e	mais_g	PP	PT	moutarde_mais_e	moutarde_mais_g
p1	1	1	1	1	1	1	1
p2	1	1	1	1	1	1	1
р3	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
p4	1	1	1	1	1	1	1
p5	1	1	1	1	1	1	1
p6	1	1	1	1	1	1	1
p7	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
p8	1	1	1	1	1	1	1
p9	1	1	1	1	1	1	1
p10	1	1	1	1	1	1	1
pn	1	1	1	1	1	1	1

Tab. A.12 : Exemple de fichier d'entrée "modulation du potentiel"

[effluents]

nom	type	tN	tP	Q	epMin	epMax	expMin-S1	expMax-S1	expMin-S2	expMax-S2
fumier_bovin_stocke	S	5	0	606	5	30	0	0	0	0
lisier_bovin	L	3	0	300	5	25	0	0	0	0

Tab. A.13 : Exemple de fichier d'entrée "effluents"

[tabMineralisationEffluents]

	% minéralisé									
	an 1	an 2	an 3	an 4	an 5	an 6	an 7	an 8	an 9	an 10
fumier_bovin_stocke	0.2	0.075	0.054	0.031	0.029	0.028	0.027	0.025	0.024	0.023
lisier bovin	0.6	0.032	0.0184	0.0175	0.0166	0.0158	0.015	0.0142	0.0135	0.0128

Tab. A.14 : Exemple de fichier d'entrée "minéralisation des effluents"

[tabValorisationEffluents]

	effluent	effluent	effluent
	solide	liquide	peu chargé
ble	1	1	0
mais_e	1	1	0
mais_g	1	1	0
РР	0	0	0
PT	0	1	0
moutarde_mais_e	1	1	0
moutarde_mais_g	1	1	0

Tab. A.15 : Exemple de fichier d'entrée "valorisation des effluents"

[tabNMaxParForme]

	effluent	effluent	effluent
	solide	liquide	peu chargé
ble	1	1	1
mais_e	1	1	1
mais_g	1	1	1
РР	1	1	1
РТ	1	1	1
moutarde_mais_e	1	1	1
moutarde_mais_g	1	1	1

Tab. A.16 : Exemple de fichier d'entrée "azote maximum par forme"

[tabProportionsEpanduesParSaison]

	automne - hiver	printemps - été
	(saison 1)	(saison 2)
fumier_bovin_stocke	0	1
lisier_bovin	0.5	0.5

Tab. A.17 : Exemple de fichier d'entrée "proportions épandues par saison"

[NbApp-S1]

fumier_bovin_stocke 0		ble	mais_e	mais_g	РР	PT	moutarde_mais_e	moutarde_mais_g
lisier bovin 0 0 0 0 1 0 0	fumier_bovin_stocke	0	0	0	0	0	0	0
	lisier_bovin	0	0	0	0	1	0	0

Tab. A.18 : Exemple de fichier d'entrée "nombre d'apports en saison 1"

[NbApp-S2]

	ble	mais_e	mais_g	PP	PT	moutarde_mais_e	moutarde_mais_g
fumier_bovin_stocke	0	1	1	0	0	1	1
lisier_bovin	0	1	1	0	1	1	1

Tab. A.19 : Exemple de fichier d'entrée "nombre d'apports en saison 2"

[Priorite-S1]

	fumier_bovin_stocke	lisier_bovin
ble	0	0
mais_e	0	0
mais_g	0	0
РР	0	0
РТ	0	1
moutarde_mais_e	0	0
moutarde_mais_g	0	0

Tab. A.20 : Exemple de fichier d'entrée "priorité d'épandage en saison 1"

[Priorite-S2]

	fumier_bovin_stocke	lisier_bovin
ble	0	0
mais_e	1	1
mais_g	1	1
РР	0	0
РТ	0	1
moutarde_mais_e	1	1
moutarde_mais_g	1	1

Tab. A.21 : Exemple de fichier d'entrée "priorité d'épandage en saison 2"

A.1.2.3. Implémentation des scénarios. Exemple des scénarios du chapitre VI (1.4 UGB/ha de prairie et Nentrant < 100 kgN/ha/an)

La mise en place des indicateurs se fait en 2 temps : d'abord, le respect du chargement par ha d'herbe puis le respect du seuil de Nentrant.

A.1.2.3.1. 1.4 UGB/ha de prairie

Les besoins pour les exploitations qui ne respectent pas encore les 1,4 UGB par ha d'herbe. L'augmentation de surfaces est répartie entre les différents types de prairie temporaires présente sur chacune des exploitations. La surface de mais_e est pour que la production totale de fourrage sur l'exploitation soit identique à la situation de départ. Ensuite, les baisses des surfaces des autres cultures est proportionnelle à la présence de chacune de ces culture dans la situation de départ. Le fichier culture est également modifié car on considère la production d'herbe répartie entre herbeVL, herbeGen et herbeFauch proportionnelle aux besoins qui sont recalculés. On ne peut pas faire apparaitre des prairies d'association à la place de prairie RGA pure quand il n'y en avait pas. L'allongement de la durée des prairies, pour l'instant borné entre 3 et 8 ans, n'est pas prise en modifié. Les besoins et des rejets sont alors recalculés par le modèle décrit précédemment.

A.1.2.3.2. < 100 kgN/ha/an

La consommation de concentré n'était jusqu'alors pas prise en compte, elle n'est pas non plus simulée. Les exports-imports ne sont pas simulés non plus car on considère l'azote organique net à gérer. Seule la fertilisation minérale peut être modifiée dans le cas de l'implémentation de ce scénario. Par conséquence, on doit calculer une consommation théorique du troupeau en fonction du cheptel et de l'alimentation du troupeau, ce qui permet ainsi de déterminer le seuil de fertilisation minérale.

N aliment-concentré tot = (surface en mais ensilage * rendement mais ensilage * T.Soja 48 % * N T. Soja 48 %) + (nombre de tête vache laitière et génisses entre 1 et 2 ans * Conc VL et Génisse 15 % MAT * N Conc VL et Génisse 15 %)

Aliment	unité	
Tourteau de soja 48%	kg MS/kg Mais Ensilage	0.135
Concentré Vache Laitière 18% MAT	T MS/vache	0.500
Concentré Génisses 15% MAT	T MS/génisse	0.500
N Tourteau de soja 48%	g N/kg	80.0
N Concentré Vache Laitière 18%	g N/kg	28.8
MAT		
N Concentré Génisses 15% MAT	g N/kg	24.0

Avec

Tab. A.22 : aliments (matière sèche et teneur en azote)

Avec ce calcul, sur le Yar, 23 exploitations devront réduire leur utilisation de fertilisation d'N minéral par rapport aux déclarations 2007 (entre 4 et 66% de baisse).

A.2. Entrées du module ITK-Scheduler (Itinéraires techniques génériques)

A.2.1. généralités

Les itinéraires techniques généraux correspondent aux entrées de l'ITK Scheduler. Chacune des 6 opérations de semis, récolte, pâture, fauche, apport d'effluent organique et apport d'engrais minéraux est daté.

Ces itinéraires (itk) ont été déterminés à partir de base de données régionale et réajustement d'experts locaux. Les dates sont fixées à priori, les apports organiques indiqués ne sont réalisés que si l'effluent est présent sur l'exploitation et si la génération du plan de fumure affecte un épandage sur le couple parcelle-itk considéré. « Ferti » correspond à une fertilisation minérale dont la dose est déterminée en fonction du rendement potentiel de la culture et de l'éventuel apport d'effluent organique sur la parcelle.

A.2.2. Détail des itinéraires techniques sur le bassin versant du Yar

Tab. A.23 : Exemples d'itinéraires techniques (date et type d'opération)

avoine	Semis - 10/10	Lisier Porc - 12/11	Ferti. Min 19/02	Fumier Volaille - 09/03	Ferti. Min 06/04	Récolte - 14/08						
ble	Semis - 10/10	Lisier Porc - 12/11	Ferti. Min 19/02	Fumier Volaille - 09/03	Ferti. Min 06/04	Récolte - 14/08						
orge	Semis - 14/11	Ferti. Min 14/02	Lisier Porc - 31/03	Lisier Bovin - 01/04	Récolte - 13/07		_					
triticale	Semis - 10/10	Lisier Porc - 12/11	Ferti. Min 19/02	Fumier Volaille - 09/03	Ferti. Min 06/04	Récolte - 14/08						
colza	Semis - 17/09	Lisier Porc - 18/09	Lisier Porc - 19/02	Ferti. Min 20/02	Ferti. Min 19/03	Récolte - 17/07						
betterave	Semis - 14/04	Fumier Bovin - 15/04	Ferti. Min 16/04	Récolte - 31/08								
pomme de terre	Semis - 18/03	Fumier Bovin - 19/03	Ferti. Min 29/03	Récolte - 09/07								
pois	Semis - 24/03	Récolte - 11/07			-							
maïs ensilage	Fumier Bovin - 24/03	Compost - 25/03	Lisier Bovin - 09/04	Lisier Porc - 10/04	Fumier Volaille - 11/04	Semis - 30/04	Ferti. Min 01/05	Récolte - 14/09				
maïs grain	Fumier Bovin - 24/03	Compost - 25/03	Lisier Bovin - 09/04	Lisier Porc - 10/04	Fumier Volaille - 11/04	Semis - 30/04	Ferti. Min 01/05	Récolte - 07/11				
moutarde (CIPAN)	Semis - 14/10	Récolte - 14/03							-			
Prairie Perm P	Semis - 14-10	Pâture - 14/10	Pâture - 29/04	Ferti. Min. (25) - 30/04	Pâture - 31/05	Pâture - 14/07						
RGA - F	Semis - 14-10	Lisier Bovin - 14/09	Lisier Porc - 15/09	Fumier Bovin - 16/09	Fumier Volaille - 17/09	Fauche - 30/09	Compost -23/02	Lisier Bovin - 24/02	Lisier Porc - 25/02	Ferti. Min. (50) - 10/04	Fauche - 08/05	Ferti. Min. (30) - 11/05
RGA - P	Semis - 14-10	Lisier Bovin - 14/09	Lisier Porc - 15/09	Fumier Bovin - 16/09	Fumier Volaille - 17/09	Pâture - 20/09	Compost -23/02	Lisier Bovin - 24/02	Lisier Porc - 25/02	Ferti. Min. (50) - 10/04	Fauche - 08/05	Ferti. Min. (30) - 11/05
RGA - P	Semis - 14-10	Lisier Bovin - 14/09	Lisier Porc - 15/09	Fumier Bovin - 16/09	Fumier Volaille - 17/09	Pâture - 20/09	Compost - 23/02	Lisier Bovin - 24/02	Lisier Porc - 25/02	Pâture - 16/03	Ferti. Min. (50)	Pâture - 29/04

Ferti.

-17/08 Ferti.

-05/08

Min. (30) Pâture - Pâture -

29/06

Fauche -

Fauche -

19/06

Pâture -

20/05

19/06

Fauche -

14/08

Pâture -

29/07

Ferti.

-27/05

Récolte -

15/03

15/03

14/08

Récolte -

Récolte -

15/03

Min. (20) 13/09 ou

Ferti.

-21/08

Min. (20) 13/09 ou

Min. (20) 13/09 ou

A.3. Entrées du module bassin-versant (TNT2)

Les principaux types d'informations requises sont rappelés succinctement. Pour plus de détails, se référer à Beaujouan (2001), Beaujouan *et al.* (2001, 2002).

Fichier contexte

Un fichier général précise notamment la durée de simulations et les variables de sorties d'intérêt.

Cartes

Le modèle numérique de terrain, la localisation de la rivière, les cartes d'indices de Beven et de pentes, l'arbre de drainage et sont générées par le modèle MNTsurf (Aurousseau et Squividant, 1996).

Trois couches d'information sont spécifiées sous forme de cartes qui servent à délimitées : les types de sol, les zones météorologiques et les types de parcelles.

Fichiers sols

Les caractéristiques physiques et hydrologiques des sols et sous-sols ainsi que les paramètres contrôlant les processus de transformation de l'azote sont précisés par type de sols.

Données chronologiques

Trois types d'information sont fournis sous forme de chronologies au pas de temps journalier qui commencent le premier jour de la simulation et sont au moins aussi longues que le nécessite la durée spécifiée dans le fichier contexte :

- les données météorologiques : la pluviométrie journalière et l'ETP journalière (en m), les températures minimales et maximales (en °C) et le rayonnement global journalier (en MJ.m⁻²).

- les débits observés (en m)

- la quantité moyenne d'azote apportée par déposition atmosphérique et exprimée ($gN.m^{-2}$).

Fichiers plante

Chacun correspond à un type et une variété de plante, il peut donc y avoir plusieurs fichiers maïs par exemple, pour des variétés de précocités différentes. .es paramètres et leurs valeurs sont inspirés de ceux du modèle STICS (Brisson *et al.*, 1998).

Bibliographie Annexe

Beaujouan, V., 2001. Modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols et les nappes. Développement d'un modèle conceptuel distribué. Applications à de petits bassins versants agricoles. PhD thesis. ENSAR. 210 pp.

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

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Aurousseau, P., Cotteret, G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. Hydrological Processes 16, 493-507.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M., Delecolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. Agronomie 18, 311-346.

Brocard, V., B. Brunschwig, J. Legarto, and P. Paccard. 2010. Guide pratique de l'alimentation du troupeau bovin laitier, édité par by Institut de l'Elevage, 262.

Chardon, X., 2008. Evaluation environnementale des exploitations laitières pas modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière: développement et application du simulateur MELODIE. PhD thesis. AgroParisTech. 282 pp.

Chardon, X., Raison, C., Le Gall, A., Morvan, T., Faverdin, P., 2008. Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level. Journal of Agricultural Science 146, 521-539.

Chatellier, V., Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il les alternatives techniques ? INRA Productions Animales 16 (4), 231-249.

CORPEN. 1999. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. Influence de l'alimentation et du niveau de production.

CORPEN. 2001. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager.

Garcia, F., Faverdin, P., Delaby, L., Peyraud, J.L., 2005. Tournesol: a model to simulate cropping plans in dairy production systems. Rencontres Autour des Recherches sur les Ruminants 12, 195-198.

INRA. 2010. Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux - Valeurs des aliments. In *Guide pratique*, édité par Edition Quae, 275 + annexes.

Rigolot, C., 2009. Modélisation de l'impact environnemental des pratiques en élevage porcin à l'échelle sectorielle (animal et effluent), de l'exploitation, et du cycle de vie. Incidence du niveau d'approche sur la perception des pratiques. PhD thesis. Agrocampusouest. 384 pp.

Seuret, J. M., P. Roger, F. Guillois, and B. Portier. 2007. Fiches pratiques de l'éleveur laitier. La conduite au quotidien : 6 menus pour vaches laitières.

Résumé

Modélisation intégrée des systèmes agricoles et de la dynamique de l'azote dans le bassin versant : de la conception du modèle au test de scénarios

Face à l'augmentation conjointe de la demande alimentaire et de la pression sur les ressources, la nécessité de concevoir et évaluer des modes de production améliorant l'équilibre entre les objectifs de production et de réduction des émissions polluantes, est plus que jamais d'actualité. Parmi les impacts environnementaux, les flux d'azote vers les aquifères et les eaux de surface dus aux activités agricoles ont conduit à une dégradation de la qualité des eaux destinées à la consommation et à une eutrophisation des milieux. Dans ce contexte, la recherche est interpellée pour proposer des pistes d'évolution des modes de production intégrant les niveaux du système agricole, siège du pilotage des activités agricoles, et du territoire, où les impacts de ces activités sont évalués, des solutions collectives sont possibles et les acteurs de politiques s'organisent.

Le travail de thèse vise l'intégration des ces deux niveaux. Les objectifs sont (i) d'identifier des systèmes agricoles économiquement viables offrant des perspectives environnementales favorables à une réduction des émissions d'azote vers les eaux, (ii) d'intégrer le fonctionnement du système agricole dans un modèle d'évaluation des flux d'azote dans un bassin versant et (iii) de tester les conséquences de scénarios d'évolution de systèmes agricoles sur ces flux d'azote.

Sur un bassin versant, dominé par l'élevage bovin et visant une forte réduction des flux d'azote à son exutoire, une analyse multicritère a été menée en associant un diagnostic agraire et un diagnostic environnemental. L'étude des forces et faiblesses économiques, techniques et environnementales des systèmes agricoles, a fait ressortir les systèmes de productions herbagers comme une piste d'évolution à explorer sur l'ensemble d'un bassin versant.

Pour intégrer le fonctionnement des systèmes agricoles dans la modélisation biophysique du bassin versant, le modèle CASIMOD'N (Catchment and Agricultural System Integrated MODel for Nitrogen) a été développé. Il repose sur un couplage de modèles existants : les modèles FUMIGENE et TOURNESOL, qui traduisent des décisions stratégiques en assolements et itinéraires techniques dans une exploitation d'élevage, et le modèle TNT2, qui simule les transferts et les transformations de l'azote dans un bassin versant. Dans CASIMOD'N, la faisabilité de la modélisation du pilotage de l'alimentation du troupeau et de l'épandage pour assurer la cohérence des simulations des pratiques agricoles et de leur distribution spatiale a été démontrée. Des scénarios d'évolution de systèmes agricoles, construits en collaboration avec les acteurs du bassin sur la base des résultats de l'analyse multicritère, ont été testés. Lors de cette application, l'effet de la généralisation de deux indicateurs, restreignant le chargement animal par hectare de surface pérenne et les entrées azotées des exploitations, a ainsi pu être évalué sur les systèmes, sur les pratiques et sur les flux d'azote.

<u>Mots clés</u>: système agricole, pollution diffuse, azote, scénario, modélisation agrohydrologique

Abstract

Integrated modelling of farming systems and nitrogen fluxes and transformations in the catchment: from the conception of model to the test of scenarios

To face the increasing food requirements and the increasing pressure on natural resources, the need to develop and evaluate farming systems that improve the balance between the objectives of sustaining production and reducing pollutant emissions, is more acute than ever. Among the environmental impacts, the nitrogen fluxes to aquifers and surface waters due to agricultural activities have led to the deterioration of drinking water quality and to the eutrophication of the aquatic environment. In this context, research is questioned to put forward innovations integrating both the farming system, where the decision of agricultural practices takes place, and the territory, where the negative impacts are visible, collective solution are possible and local policies are set up.

The thesis aims at integrating these two levels. The objectives are (i) to identify economically viable farming systems that could reduce nitrogen emissions to waters, (ii) to integrate the farming-system in a model assessing nitrogen fluxes at catchment level and (iii) to simulate the effect of catchment-scale changes in farming systems on the nitrogen fluxes.

In a catchment dominated by cattle production and where a drastic reduction of nitrogen fluxes is required to control coastal eutrophication, a multi-criteria analysis was conducted by combining an agrarian and an environmental diagnosis. In this application, the study of the economic, technical and environmental strengths and weaknesses of farming systems highlighted the interest of moving towards generalized grassland-based production systems.

To integrate farming system and watershed, a model called CASIMOD'N (Catchment and Agricultural System Integrated MODel for Nitrogen) was developed. It is based on the coupling of pre-existing sub-models: TOURNESOL and FUMIGENE which simulate strategic decisions in livestock system translated into crop rotation and technical operations, and TNT2, which simulates nitrogen transfer and transformation in catchments. In CASIMOD'N, the feasibility of modeling the strategies in herd alimentation and in waste spreading to ensure the consistency of the simulated agricultural practices and their spatial distribution was demonstrated. Scenarios of farming-system changes, built in collaboration with the stakeholders and based on the results of the multi-criteria analysis, were tested. In this application, the effects of the generalization of two indicators, restricting the stocking rate per hectare of perennial crop and the nitrogen input in the farming systems, has been evaluated for the systems, the management practices and the nitrogen fluxes.

Keywords: farming system, diffuse pollution, nitrogen, scenario, agro-hydrological modelling