



**HAL**  
open science

# Modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée pour évaluer les impacts des changements climatique et agricole sur la qualité de l'eau

Jordy Salmon-Monviola

► **To cite this version:**

Jordy Salmon-Monviola. Modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée pour évaluer les impacts des changements climatique et agricole sur la qualité de l'eau. Science des sols. Agrocampus Ouest, 2017. Français. NNT : 2017NSARD081 . tel-01662412

**HAL Id: tel-01662412**

**<https://theses.hal.science/tel-01662412v1>**

Submitted on 13 Dec 2017

**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.

# AGRO CAMPUS

---

## OUEST

Jordy SALMON-MONVIOLA • 5 avril 2017

Thèse AGROCAMPUS OUEST  
sous le label de l'Université de Bretagne Loire  
pour obtenir le grade de  
**DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST**  
Spécialité Sciences de l'environnement

ÉCOLE DOCTORALE • Sciences de La Matière (SDLM)  
LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR INRA - AGROCAMPUS  
OUEST Sol Agro et hydrosystème Spatialisation (SAS)

**Modélisation agro-hydrologique  
spatialement distribuée  
pour évaluer les impacts  
de changements climatique  
et agricole sur la qualité de l'eau**

**Christophe CUDENNEC**  
Professeur, AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA-AO SAS /  
*président*

**Nicolas FLIPO**  
Maître de recherche, Mines ParisTech / *rapporteur*

**Sylvain PAYRAUDEAU**  
Professeur, ENGEEES Strasbourg / *rapporteur*

**Jean-Louis DROUET**  
Directeur de recherche, INRA ECOSYS / *examineur*

**Véronique MASSON**  
Maître de conférences, IRISA, Université Rennes 1 /  
*examinatrice*

**Patrick DURAND**  
Directeur de recherche, UMR INRA-AO SAS /  
*co-directeur de thèse*

**Chantal GASCUEL-ODOUX**  
Directrice de recherche, UMR INRA-AO SAS /  
*co-directrice de thèse*





N° Ordre : 2017-10

N° Série : D-81

## **THESE / AGROCAMPUS OUEST**

Sous le label 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 :

Salmon-Monviola Jordy

**Modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée  
pour évaluer les impacts de changements climatique et agricole  
sur la qualité de l'eau**

soutenue le 5 avril 2017 devant la commission d'Examen

### Composition du jury :

Christophe Cudennec	Agrocampus Ouest, Rennes	Président du jury
Jean-Louis Drouet	INRA, Thiverval-Grignon	Examinateur
Patrick Durand	INRA, Rennes	Directeur de thèse
Nicolas Flipo	Mines ParisTech, Fontainebleau	Rapporteur
Chantal Gascuel-Oudoux	INRA, Rennes	Directrice de thèse
Véronique Masson	IRISA, Université de Rennes 1	Examinatrice
Sylvain Payraudeau	ENGEES, Strasbourg	Rapporteur



Laboratoire d'accueil :

UMR INRA – Agrocampus Ouest, Sol Agro et hydrosystème et Spatialisation, Rennes





# Résumé

Les modèles agro-hydrologiques spatialement distribués sont largement utilisés dans des approches heuristiques ou opérationnelles pour l'analyse des effets des pratiques agricoles, du climat et du paysage sur la qualité de l'eau au niveau de bassins versants. L'objectif général de cette thèse est axé sur l'amélioration de ces modèles d'analyse de fonctionnement d'agro-hydrosystèmes, sous contrainte de changements climatiques et anthropiques, afin de contribuer à l'identification de leviers d'action pour atténuer les problèmes de pollution diffuse agricole. Cette thèse est structurée autour de trois questions de recherche liées à : i) la représentation de la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures pour leur utilisation en entrée de modèles agro-hydrologiques distribués ; ii) la représentation du niveau exploitation agricole et des décisions des agriculteurs dans les modèles agro-hydrologiques distribués ; iii) la capacité de ces modèles à simuler des changements climatiques et anthropiques.

Des éléments de réponse à ces questions sont apportés par des approches de modélisation réalisées dans différents contextes et à différentes échelles d'espace et de temps. Une première approche est consacrée à la conception d'un modèle simulant la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures pour leur utilisation dans un modèle agro-hydrologique distribué. Ce modèle est utilisé pour l'évaluation des effets de changement de pratiques agricoles sur les flux d'azote. Ce modèle est ensuite comparé à un modèle agro-hydrologique distribué, représentant de façon explicite les décisions des agriculteurs, sur sa capacité à simuler des systèmes de cultures. Une seconde approche porte sur la conception d'un modèle agro-hydrologique représentant les décisions opérationnelles des agriculteurs pour l'application d'herbicides. Ce modèle est utilisé, à travers différents scénarios, pour l'analyse des effets de contraintes techniques et de milieu sur les décisions et sur le transfert d'herbicides. Enfin, un modèle agro-hydrologique distribué est utilisé pour l'évaluation de l'effet d'un scénario prospectif de changement climatique sur la quantité et la qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant agricole.

Ces différentes approches sont discutées en les comparant notamment avec d'autres travaux réalisés. Ces différentes études soulèvent la nécessité de développer des méthodologies permettant i) d'une part l'acquisition de données et leur intégration dans les modèles agro-hydrologiques distribués ii) et d'autre part l'amélioration de l'exploitation des simulations, notamment pour les transformer en informations pertinentes et accessibles pour les parties prenantes au niveau d'un territoire. Des perspectives, portant à la fois sur la prise en compte des incertitudes des simulations des modèles agro-hydrologiques et l'analyse de la robustesse de ces modèles, sont également considérées.

**Mots clés :** modélisation agro-hydrologique distribuée, pollution diffuse, changement climatique, pratiques agricoles, scénarios.



# Abstract

Spatially distributed agro-hydrological models are widely used in heuristic or operational approaches to analyze the effects of agricultural practices, climate and landscape features on water quality at catchment level. The general objective of this thesis is to improve these models for agro-hydrological systems analysis, under climatic and anthropogenic changes, in order to contribute to the identification of levers of action to mitigate effects of non-point source agricultural pollution. This thesis is structured around three research questions related to: i) the representation of spatio-temporal dynamics of cropping systems for their use as input in distributed agro-hydrological models; ii) the representation of farm level and decisions of farmers in distributed agro-hydrological models; and iii) the ability of these models to simulate climate and anthropogenic changes.

Elements of response to these questions are provided by modeling approaches carried out in different contexts and at different scales of space and time. A first approach is devoted to the design of a model simulating the spatio-temporal distribution of cropping systems for use in a distributed agro-hydrological model. This model is used to assess the effects of agricultural practices changes on nitrogen fluxes. This model is compared with a distributed agro-hydrological model, explicitly representing farmers' decisions, on its ability to simulate cropping systems. A second approach concerns the design of an agro-hydrological model representing the operational decisions of farmers for the application of herbicides. This model is used, through different scenarios, for the analysis of the effects of technical and environmental constraints on agricultural decisions and on transfer of herbicides. Finally, a distributed agro-hydrological model is used to assess the effect of a climate change scenario on the quantity and quality of water in an intensive agricultural catchment.

These approaches are discussed by comparing them with other works carried out. These different studies raise the need to develop methodologies allowing (i) the acquisition of data and their integration in distributed agro-hydrological models (ii) and, the improvement of the use of simulations results, in particular to transform them into relevant and accessible information for stakeholders at territorial level. Perspectives, covering both uncertainties of the simulations of the agro-hydrological models and the analysis of the robustness of these models, are also considered.

**Keywords :** distributed agro-hydrological modelling, diffuse pollution, climatic change, agricultural practices, scenarios



# Remerciements

Je remercie tout d'abord Chantal Gascuel-Odoux et Patrick Durand, qui ont co-encadré ce travail de thèse : merci de m'avoir fait confiance depuis mon arrivée à l'UMR SAS et de m'avoir encouragé à réaliser cette thèse. Merci d'avoir su guider mon travail, de m'avoir fait bénéficier de votre expérience et de vos conseils avisés.

Je tiens également à remercier les membres du jury d'avoir pris le temps de juger ce travail, pour leurs remarques constructives lors de la soutenance. Je remercie Sylvain Payraudeau et Nicolas Flipo d'avoir accepté d'être rapporteurs, ainsi que Jean-Louis Drouet et Véronique Masson pour en avoir été les examinateurs. Merci à Christophe Cudennec d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Merci à tous les doctorants et post-doctorants avec qui j'ai travaillé pour toutes les discussions enrichissantes que nous avons eues : Alice Aubert, Cyril Benhamou, Rémi Dupas, Sylvia Duretz, Sylvain Ferrant, Wenjie Liao, Pierre Moreau, Bruno Morel, François Oehler, Thierry Raimbault, Widya Ratmaya, Matthieu Rouxel, Luc Sorel, Florent Tortrat.

Merci à Eric Ramat et Christine Baratte pour le travail efficace réalisé ensemble, dans une ambiance conviviale, lors de la construction du modèle Casimodn.

Je tiens à remercier Monique Delabuis pour son aide dans mes recherches bibliographiques. Merci à Cédric Durand pour sa disponibilité et son efficacité à résoudre les problèmes informatiques que j'ai pu rencontrer, notamment sur le serveur de calcul. Merci à Hervé Squividant d'avoir pris le temps de m'expliquer les subtilités de construction des arbres et graphes de drainage des modèles utilisés dans cette thèse. Merci à Françoise Prigent pour son aide afin de mener à bien cette thèse d'un point de vue administratif.

Merci aux membres de l'UMR SAS pour les moments de convivialité et particulièrement à Yannick Benard, Rémy Dubois, Mikaël Fauchoux, Nicolas Gilliet, Yannick Hamon, François Rouault, pour leur bonne humeur et pour les nombreux moments de rires partagés depuis plus de dix ans. Merci également pour tout leur travail d'instrumentation sur le terrain pour collecter des données, ce qui m'a permis, entre autres, de calibrer et valider le modèle TNT.

Je remercie également toutes les personnes qui étaient présentes le jour de ma soutenance pour leur soutien et l'attention qu'elles ont portée à mon travail.

Enfin, je remercie tout mon entourage proche, famille et amis, pour leurs encouragements et leur soutien.



# SOMMAIRE

## INTRODUCTION GENERALE ..... 11

## CHAPITRE 1 : DE LA PROBLEMATIQUE AUX QUESTIONS DE RECHERCHE ..... 15

1.1. Contexte Général.....	15
1.2. Le bassin versant agricole : concepts, composants et complexité.....	21
1.2.1. Le bassin versant, une entité intégratrice pertinente pour l'étude des transferts et la maîtrise des pollutions diffuses agricoles.....	21
1.2.2. Diversité spatiale des bassins versants.....	22
1.2.3. Caractérisation du bassin versant agricole.....	24
1.2.4. Approche systémique du fonctionnement du bassin versant agricole.....	28
1.2.5. Complexité de l'objet d'étude et des processus : un enjeu pour la conception de modèles.....	34
1.3. Du système complexe au modèle : cadre méthodologique et terminologie.....	37
1.4. Modélisation agro-hydrologique au niveau de bassins versants agricoles.....	41
1.4.1. Classification des modèles agro-hydrologiques.....	42
1.4.2. Intérêts d'une approche spatialisée pour la modélisation agro-hydrologique.....	48
1.4.3. Modèles agro-hydrologiques spatialisés : état de l'art.....	49
1.4.4. Typologies de scénarios utilisés par les modèles agro-hydrologiques.....	56
1.5. Limites de la modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée.....	59
1.5.1. Complexité spatiale et effet d'échelle.....	59
1.5.2. Equifinalité et incertitude.....	61
1.5.3. Disponibilité des données.....	63
1.5.4. Prise en compte du niveau exploitation et de la composante décision dans les modèles agro-hydrologiques.....	67
1.5.5. Nécessité de couplage et d'interopérabilité entre modèles.....	69
1.5.6. Capacité des modèles agro-hydrologiques à évaluer les changements.....	71
1.6. Objectif et plan du mémoire.....	73
1.6.1. Objectif et questions de recherche.....	73
1.6.2. Plan du mémoire.....	75



**CHAPITRE 2 : MODELISATION DE LA DISTRIBUTION SPATIO-  
TEMPORELLE DES SYSTEMES DE CULTURES AU NIVEAU DE  
BASSINS VERSANTS..... 79**

2.1. Introduction ..... 80  
2.2. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the  
catchment scale ..... 82  
2.3. Conclusion..... 96

**CHAPITRE 3 : REPRESENTATION DU NIVEAU EXPLOITATION ET  
DES DECISIONS DES AGRICULTEURS POUR LA MODELISATION  
DU TRANSFERT D’HERBICIDES DANS UN BASSIN VERSANT..... 97**

3.1. Introduction ..... 98  
3.2. Le modèle de transfert d’herbicides SACADEAU ..... 102  
    3.2.1. Modélisation des processus hydrologiques ..... 103  
    3.2.2. La représentation spatiale des processus de transfert ..... 105  
    3.2.3. Conclusion partielle ..... 110  
3.3. Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal  
distribution of herbicide applications and stream losses ..... 111  
3.4. Conclusion..... 125

**CHAPITRE 4 : COMPARAISON DES APPROCHES CSAM ET  
SACADEAU AVEC LE MODELE AGRO-HYDROLOGIQUE  
DISTRIBUE CASIMODN..... 127**

4.1. Introduction ..... 128  
4.2. CASIMOD’N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen  
dynamics integrating farming system decisions..... 129  
4.3. Conclusion..... 142

**CHAPITRE 5 : EVALUATION DE L’EFFET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LA QUANTITE ET LA QUALITE DE L’EAU AU NIVEAU D’UN BASSIN VERSANT AGRICOLE..... 147**

5.1. Introduction ..... 148  
5.2. Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France ..... 149  
5.3. Conclusion..... 181

**CHAPITRE 6 : CONCLUSION GENERALE..... 185**

6.1. Synthèse des résultats ..... 186  
    6.1.1. Modélisation de la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures..... 186  
    6.1.2. Modélisation du niveau exploitation et des processus de décision des agriculteurs ..... 189  
    6.1.3. Capacité des modèles à évaluer les changements..... 193  
6.2. Discussions..... 197  
    6.2.1. Le couplage de modèles : vers une complexité des approches..... 197  
    6.2.2. Analyses de sensibilité et d’incertitude : des étapes nécessaires mais encore difficiles à appliquer à des modèles distribués complexes ..... 202  
    6.2.3. L’acquisition et l’utilisation de données d’entrée et les méthodes d’exploitation des simulations ..... 204  
    6.2.4. Verrous méthodologiques liés à la construction de scénarios ..... 207  
6.3. Implications opérationnelles ..... 209  
6.4. Perspectives scientifiques..... 212

<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES GENERALES.....</b>	<b>215</b>
<b>LISTE DES FIGURES.....</b>	<b>237</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>239</b>
<b>ANNEXE A : COUPLAGE DE MODELES - REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....</b>	<b>241</b>
<b>ANNEXE B : LE CYCLE DE L'AZOTE, LES FLUX ET CONCENTRATIONS EN NITRATE DES COURS D'EAU : CHRONIQUES PASSEES ET PROJECTIONS .....</b>	<b>263</b>
<b>ANNEXE C : LISTE DES PUBLICATIONS ET TRAVAUX ISSUS DU TRAVAIL DE THESE OU AUXQUELS LA THESE A CONTRIBUE...</b>	<b>281</b>

# Introduction générale

La pollution diffuse d'origine agricole est largement reconnue comme un problème environnemental mondial dont les impacts sont nombreux notamment sur la qualité de l'eau (Galloway et al., 2003 ; Sutton et al., 2011 ; Erisman et al., 2013). L'étude de ce problème au niveau de bassins versants agricoles est complexe du fait de l'extrême imbrication des processus (biologiques, physiques et chimiques), leur caractère très variable, à la fois dans le temps et l'espace, résultant des interactions de l'environnement physique, du climat et des pratiques agricoles (Gascuel-Oudoux et al., 2009a ; MacLeod et al., 2012).

Le changement climatique apporte un degré de complexité supplémentaire dans la compréhension des transferts de l'eau et de matières associées et donc la résolution des problèmes de pollution diffuse d'origine agricole. Le changement climatique va en effet modifier la transformation des éléments nutritifs et les caractéristiques de transport, affectant la qualité de l'eau, avec des impacts négatifs potentiels sur les écosystèmes et la santé humaine (Park et al., 2010 ; Stuart et al., 2011 ; Zhang et al., 2012). Cependant, il est encore difficile d'évaluer dans quel sens et avec quelle amplitude, le changement climatique peut impacter les cycles de l'eau et des éléments associés (Delahaye et Gascuel-Oudoux, 2013). L'étude des effets des activités agricoles mais également du changement climatique sur la qualité de l'eau est donc un enjeu majeur.

Compte tenu du nombre important et de la complexité des processus intervenant au niveau des bassins versants agricoles, les approches d'intégration et de modélisation sont devenues incontournables pour la compréhension des mécanismes à l'origine des problèmes de pollution diffuse. Ces approches sont réalisées en complément d'observation sur site, d'expérimentation en laboratoire ou de suivis en réseau d'exploitations qui ne peuvent pas être exhaustifs en raison notamment de leurs coûts. L'enjeu des modèles, dit agro-hydrologiques<sup>1</sup>, est d'intégrer les différents niveaux d'organisation et les principaux processus du système bassin versant agricole afin d'analyser les liens entre agriculture, paysage, climat et qualité de l'eau. Ces modèles sont utilisés comme outils de connaissances pour tester des hypothèses mais également pour évaluer des scénarios de changements climatiques et anthropiques<sup>2</sup>. Ces modèles permettent notamment d'évaluer l'efficacité de programmes de

---

<sup>1</sup> Ces modèles se basent sur les connaissances des deux disciplines hydrologie et agronomie, c'est pourquoi on les nomme **modèles agro-hydrologiques**.

<sup>2</sup> Les changements anthropiques désignent, dans cette thèse, des modifications de pratiques ou de systèmes agricoles, mais également de structures paysagères au niveau du bassin versant.

mesures agro-environnementales ou de modifications des systèmes de production pour répondre aux objectifs de directives environnementales.

L'objectif général de cette thèse porte sur l'amélioration de ces modèles d'analyse de fonctionnement d'agro-hydrosystèmes, sous contrainte de changements climatiques et anthropiques, afin de contribuer à l'identification de leviers d'action pour atténuer les problèmes de pollution diffuse agricole. La démarche suivie repose sur la conception de modèles agro-hydrologiques pour la simulation de flux d'eau et d'éléments chimiques au niveau de bassins versants, et l'évaluation avec ces modèles de scénarios de changements.

Dans le premier chapitre de ce manuscrit, le contexte général mais aussi scientifique dans lesquels les modèles agro-hydrologiques s'inscrivent, est développé. Ce chapitre permet de définir les concepts utilisés pour ce type de modélisation, de dresser un état de l'art, d'identifier les limites de cette approche et les défis à relever par ces modèles. Ces différents éléments permettent ensuite de formuler les questions de recherche de cette thèse :

**Question 1 : Comment modéliser la distribution spatiale et temporelle des systèmes de cultures dans un bassin versant ?** Cette question constitue un enjeu important dans la mesure où les données sur l'occupation du sol et les pratiques culturales ne sont généralement pas connues sur de longues périodes. Or ces données sont nécessaires aux modèles agro-hydrologiques spatialisés, à la fois pour prendre en compte les forçages agricoles dans une démarche heuristique, mais aussi pour évaluer l'effet d'actions de mitigation sur les pratiques agricoles passées (évaluation *ex post*) ou sur des actions à venir (évaluation *ex ante*).

**Question 2 : Comment représenter le niveau exploitation agricole, notamment les processus de décision, dans les modèles agro-hydrologiques spatialisés ?** L'approche intégratrice adoptée dans les modèles agro-hydrologiques rend nécessaire une prise en compte plus fine du niveau exploitation, considéré comme une entité décisionnelle majeure. Il s'agit alors de s'interroger sur le niveau de complexité à adopter, en fonction d'une problématique, pour représenter les décisions agricoles au sein d'une exploitation.

**Question 3 : Disposons-nous d'outils de modélisation suffisamment robustes et/ou flexibles pour effectuer des prédictions de flux dans les agro-hydrosystèmes, sous changements climatiques, agricoles ou de paysage ?** Quelles sont les limites de ces modèles et des scénarios construits et testés par les modèles ? Quelles approches privilégier pour évaluer la capacité des modèles agro-hydrologiques spatialisés à simuler ces changements ?

Le mémoire est ensuite construit autour de trois articles scientifiques qui apportent des éléments de réponses à ces questions de recherche.

Le chapitre 2 est consacré à la conception d'un modèle simulant la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures pour leur utilisation dans un modèle agro-hydrologique distribué. Ce modèle est mis en œuvre à travers un cas d'étude portant sur des pratiques agricoles passées et prospectives. Cette approche est utilisée pour l'évaluation des effets de changement de pratiques agricoles sur les flux d'azote.

Le chapitre 3 porte sur la conception d'un modèle agro-hydrologique semi-distribué simulant les décisions opérationnelles des agriculteurs pour l'application d'herbicides. Ce modèle est ensuite utilisé, à travers différents scénarios, pour l'analyse des effets de contraintes techniques et de milieu sur les décisions et sur le transfert d'herbicides au niveau d'un bassin versant agricole.

Dans le chapitre 4, les approches pour la modélisation des systèmes de cultures (chapitre 2) et de la décision des agriculteurs (chapitre 3) sont mises en perspective à travers une comparaison avec l'approche développée pour la conception du modèle agro-hydrologique distribué CASIMODN (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODEL for Nitrogen). CASIMODN intègre les transferts et les transformations de l'azote au niveau de l'exploitation, de la parcelle et du bassin versant. Sa principale innovation est de représenter le niveau exploitation à travers la stratégie de production et les décisions des agriculteurs traduites par des systèmes de cultures.

Le chapitre 5 porte sur l'utilisation d'un modèle agro-hydrologique distribué pour l'évaluation de l'effet d'un scénario prospectif de changement climatique sur la quantité et la qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant agricole.

Le dernier chapitre synthétise les résultats marquants et apporte des éléments de réponses aux questions de recherche de cette thèse. Des éléments de discussion sur les différentes approches sont formulés en s'appuyant sur d'autres travaux de modélisation auxquels j'ai contribué. Ce dernier chapitre propose également des perspectives de recherche portant sur les modèles agro-hydrologiques spatialement distribués.



# Chapitre 1 : De la problématique aux questions de recherche

## 1.1. Contexte Général

Depuis les années 50, l'agriculture s'est considérablement intensifiée au niveau mondial pour satisfaire la demande alimentaire d'une population en forte croissance et en transition alimentaire, et pour répondre à des exigences économiques de rentabilité et de compétitivité. Cette intensification s'est notamment traduite en Europe par un remodelage des paysages (destruction de haies, fusion de parcelles, drainage), une spécialisation des systèmes de production, un développement de la mécanisation et l'utilisation massive d'intrants chimiques (fertilisants, pesticides). Ces transformations ont entraîné une augmentation de la mobilisation et du transfert de polluants et de particules solides des sols agricoles depuis les versants jusqu'aux cours d'eau. Ces transformations ont ainsi contribué aux dérèglements des cycles biogéochimiques majeurs (eau, carbone, azote, phosphore), à la dégradation des écosystèmes terrestres et aquatiques (eutrophisation, écotoxicité des pesticides, des métaux lourds et des perturbateurs endocriniens, etc.) et induisent des problèmes de santé publique. Un des défis posés à l'agriculture est désormais d'évoluer vers des modes de productions durables permettant de maintenir la production agricole tout en équilibrant au mieux utilisation et préservation des ressources naturelles.

L'excès d'azote est identifié comme un facteur important induisant une dégradation de la qualité de l'eau et imputé pour partie aux activités agricoles. En France, l'agriculture et la sylviculture contribuent significativement aux pertes d'azote dans l'environnement. Elles représentent 97% des émissions d'ammoniac avec une contribution très majoritaire de l'élevage (73% provenant des bâtiments et des aires de stockage et d'épandage des effluents), 10% des émissions d'oxydes d'azote, 89% des émissions de N<sub>2</sub>O (CITEPA, 2013) et plus de 60% des émissions de nitrate (Drouet, 2015). Ce constat a comme cause principale l'utilisation généralisée, afin d'augmenter la productivité agricole, d'engrais minéraux azotés issus du procédé Haber-Bosch mis au point en 1913, permettant de produire de l'azote dit



réactif (Nr)<sup>3</sup> à partir du diazote atmosphérique (N<sub>2</sub>). Ces entrées d'azote ont engendré une forte augmentation dans les sols, l'eau et l'atmosphère de l'azote réactif (Erisman et al., 2008) et ont contribué à la perturbation du climat, de la biodiversité et de la santé humaine. Entre 1970 et 2000, la population mondiale est passée de 3.5 à 6 milliards de personnes (Fig. 1) et l'azote réactif mis en jeu à l'échelle mondiale est passé de 35 à 80 millions de tonnes (Dawson and Hilton, 2011). Cette augmentation d'azote réactif s'est traduite par une chaîne de déséquilibres, connue sous le nom de 'cascade de l'azote'<sup>4</sup> (Galloway et al., 2003 ; Gruber et Galloway, 2008 ; Erisman et al., 2013). Les perturbations engendrées par la cascade de l'azote (Fig. 2), notamment les émissions vers l'environnement, sont responsables de cinq menaces majeures (Sutton et al., 2011 ; Erisman et al., 2013) : la dégradation de la qualité des sols (acidification), de l'eau (potabilité, eutrophisation), de l'air (pollution par l'ammoniac et les oxydes d'azote), des écosystèmes (pertes de biodiversité) et l'augmentation des gaz à effet de serre (changement climatique). L'azote réactif a également de nombreux impacts sur la santé humaine (Erisman et al., 2013) (asthme, inflammation des voies respiratoires, etc.) notamment lors de la conversion du nitrate sous la forme nitrite par l'organisme (Koo and O'Connell, 2006).

Les produits phytosanitaires ou pesticides (herbicides, fongicides, insecticides) ont également beaucoup contribué à l'amélioration des rendements et à la sécurisation de la production alimentaire au cours des dernières décennies (Aubertot et al., 2005 ; Payraudeau, 2014). Chaque année, environ 2.4 millions de tonnes de pesticides sont vendus dans le monde (EPA, 2011). En 2010, les herbicides ont représenté 45% du marché mondial des pesticides (UIPP, 2011). Le tonnage des substances actives vendues a diminué entre 1997 et 2009 en France (Fig. 3). Cependant, depuis 2009 et selon la Banque nationale des ventes de produits phytosanitaires, les achats de pesticides progressent pour s'établir à 68 milliers de tonnes en

---

<sup>3</sup> L'azote réactif (Nr) regroupe toutes les formes azotées biologiquement, chimiquement ou radiativement actives dans l'atmosphère, la biosphère terrestre et aquatique. L'azote réactif inclut les formes de l'azote réduites (par exemple l'ammoniac [NH<sub>3</sub>] et l'ammonium [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>]) ou oxydées (par exemple les oxydes d'azote [NO<sub>x</sub>], l'acide nitrique [HNO<sub>3</sub>] et l'acide nitreux [HONO], le protoxyde d'azote [N<sub>2</sub>O], le nitrate [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>], les nitrites [NO<sub>2</sub><sup>-</sup>]) et les formes organiques de l'azote (par exemple l'azote organique dissous [DON], l'urée, les amines, les protéines et les acides nucléiques) (Drouet, 2015).

<sup>4</sup> La cascade de l'azote est définie comme le cheminement de l'azote réactif (Nr), initialement introduit dans un territoire par des processus naturels (fixation chimique, symbiotique ou non symbiotique d'azote atmosphérique) ou par l'action de l'homme (production industrielle d'engrais de synthèse ou importation d'aliments), et transféré ensuite à travers les différents compartiments de la pédosphère, de la biosphère, de l'hydrosphère et de l'atmosphère, avant qu'il ne rejoigne le réservoir inerte de diazote atmosphérique. La notion de cascade sous-entend un système ouvert avec une (des) entrée(s) d'azote et une (des) sortie(s) d'azote du système, contrairement à la notion de cycle qui sous-entend un système fermé ne permettant pas de prendre en compte de manière explicite les pertes d'azote dans l'environnement (Drouet, 2015).

2015 (SOeS, 2017). La France reste le premier pays consommateur de pesticides en Europe et le 4ème au niveau mondial derrière les Etats-Unis, le Brésil et le Japon (Gatignol et Etienne, 2010). On estime que l'agriculture utilise 95% des pesticides vendus en France (Bommelear and Devaux, 2011).

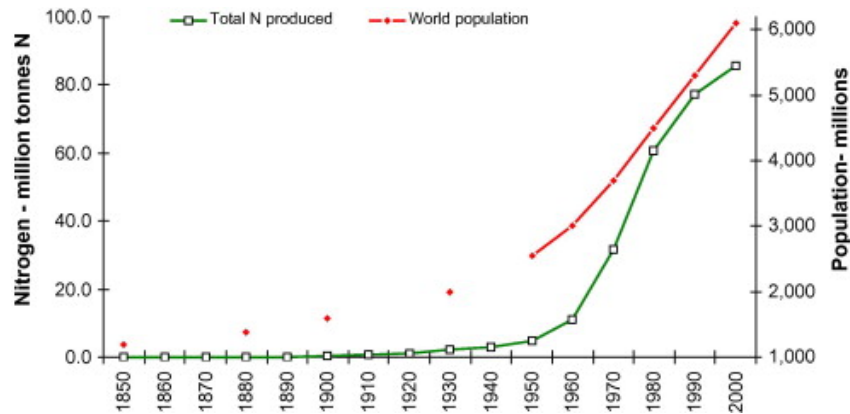


Fig. 1 : Quantité d'azote produit en fonction de la population mondiale (Dawson and Hilton, 2011)

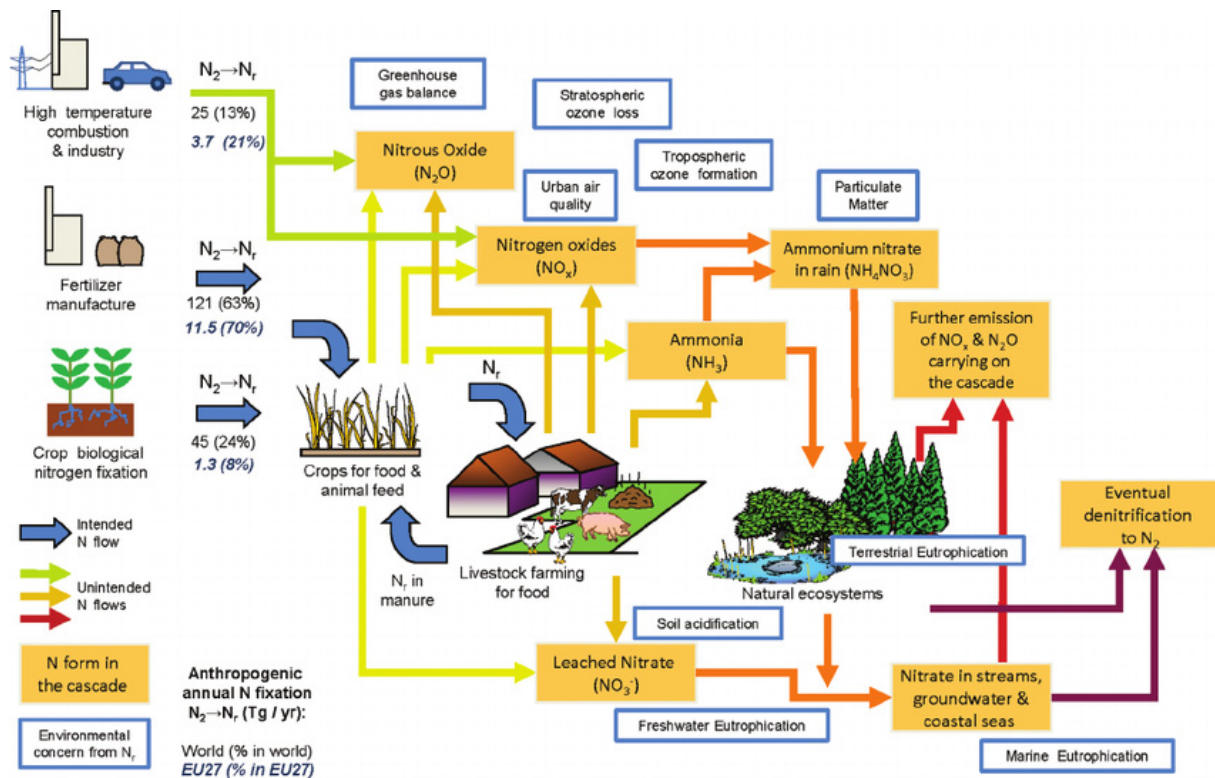


Fig. 2 : Schéma simplifié de la cascade de l'azote (Sutton et al., 2011)

Les conséquences de cet usage massif de produit phytosanitaires sont les concentrations élevées en pesticides détectées dans les eaux de surface drainant les bassins versants agricoles. Depuis plusieurs années, de nombreuses études font en effet état d'une contamination quasi-généralisée des eaux souterraines et de surface par une ou plusieurs substances (SOeS, 2014). Les pesticides non dégradés sont transférés dans l'environnement par différentes voies (le ruissellement de surface, le flux de nappe de sub-surface et profond), soit en solution, soit adsorbés aux particules de sol en suspension dans l'eau. Les eaux de ruissellement et d'infiltration entraînent avec elles des contaminants qui peuvent avoir de nombreuses conséquences négatives sur la santé humaine (Mostafalou and Abdollahi, 2013) mais également sur l'environnement (Payraudeau and Grégoire, 2012). Dans ce contexte, la compréhension des mécanismes de transfert des pesticides et l'évaluation de leurs impacts répondent à de fortes attentes en termes sociétal, économique et de régulation (Payraudeau, 2014).

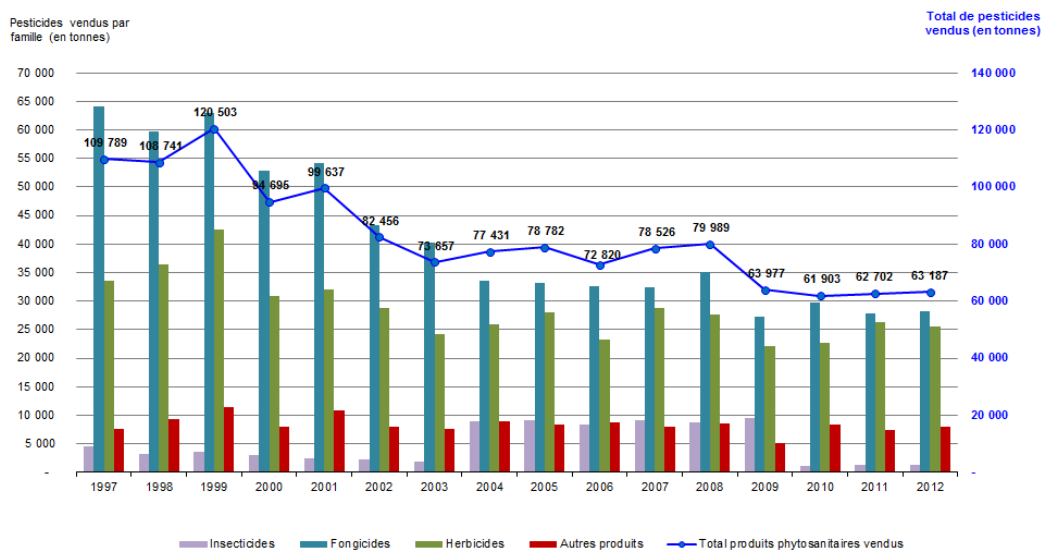


Fig. 3 : Evolution des tonnages de substances actives vendues en France entre 1990 et 2012 (SOeS, 2014)

La prise de conscience par la société d'une dégradation des ressources naturelles et de risques pour la santé publique dus aux pollutions d'origine agricole progresse en Europe depuis les années 1980. Les pouvoirs publics, à travers la Directive Nitrates (adoptée en 1991) et la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE, adoptée en 2000 par l'Union Européenne et transposée en droit français en avril 2004), se sont saisis de cette problématique et ont établi un cadre pour une politique communautaire de reconquête de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.

En France, la DCE est mise en œuvre par l'intermédiaire des 'schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux' (SDAGE) et des programmes de mesures (PDM) (SOeS, 2014). A travers la DCE, chaque État membre s'engage dans un processus de protection et de reconquête de la qualité des eaux et des milieux aquatiques. Elle impose une politique de résultats afin de prévenir la détérioration de l'état des eaux, de rétablir leur bon état, de réduire la pollution des eaux de surface due aux substances définies comme prioritaires, de supprimer progressivement les rejets de substances dangereuses prioritaires et d'inverser toute tendance à la hausse de la concentration des polluants dans les eaux souterraines. Le principal objectif est l'atteinte du 'bon état'<sup>5</sup> des eaux en 2015, étendu à 2021 ou 2027 dans le cas de dérogations justifiées par des facteurs naturels (temps de réaction du milieu), techniques (faisabilité) ou économiques (coût insoutenable) (SOeS, 2014).

Malgré ce cadre législatif et les plans d'action mis en place, la qualité des eaux continentales en France reste dégradée avec une présence toujours préoccupante du nitrate, des pesticides et autres micro-polluants. En 2013, seulement 44% des masses d'eau de surface étaient en bon état écologique et 50% en bon état chimique. Parallèlement, 67% des masses d'eau souterraine avaient atteint le bon état chimique. La pollution des cours d'eau par les nitrates est globalement stable depuis une dizaine d'années. En 2011, les cours d'eau aux teneurs en nitrates les plus élevées<sup>6</sup> (concentration dépassant 25 mg-NO<sub>3</sub>/l) étaient localisés en Bretagne, en Poitou-Charentes et à l'ouest du bassin Seine-Normandie (SOeS, 2014). Les niveaux de pollution des nappes restent supérieurs à ceux des cours d'eau. Certaines nappes bretonnes gardent en 2011, des teneurs très élevées en nitrates, souvent supérieures à la norme de qualité de 50 mg-NO<sub>3</sub>/l fixée par les directives européennes. Pour les pesticides, 30% des points de suivi des cours d'eau présentent des concentrations totales en pesticides supérieures à la norme de 0,5 µg/l en moyenne annuelle. En France, l'AMPA, produit de dégradation entre

---

<sup>5</sup> **L'état des masses d'eau de surface** est le résultat conjoint de leur état écologique et de leur état chimique : il est 'bon' si ces deux états sont bons.

**L'état écologique des eaux de surface** est évalué à partir de leur qualité biologique (flore et faune), chimique (phosphore, nitrates, certains micropolluants, etc.), et hydromorphologique (état des berges, continuité du cours d'eau, hydrologie). Pour chaque masse d'eau, cet état est caractérisé par un écart aux 'conditions de référence', c'est-à-dire à des conditions pas ou très peu influencées par l'activité humaine.

**L'état chimique des eaux de surface** est 'bon' si la concentration des substances, dont la liste est fixée au niveau européen, est inférieure à des valeurs seuils appelées 'normes de qualité environnementales' (NQE) (SOeS, 2014).

<sup>6</sup> Les seuils pour les concentrations en nitrate sont normés par les directives européennes : 25 mg-NO<sub>3</sub>/l comme valeur guide, 40 mg-NO<sub>3</sub>/l comme seuil d'action, 50 mg-NO<sub>3</sub>/l comme seuil à ne pas dépasser pour un bon état des eaux souterraines (c'est aussi la concentration maximale admissible pour l'eau potable).

autre de l'herbicide glyphosate, est la substance la plus souvent décelée (SOeS, 2014). Ce constat démontre la difficulté de maîtriser les pollutions d'origine agricole.

Si des liens ont été mis en évidence entre la présence d'intrants dans l'environnement et la dégradation des ressources naturelles, l'établissement d'une relation chiffrée entre les quantités appliquées et les quantités émises est loin d'être simple (Ruiz et al., 2002 ; Deasy et al., 2008). Ceci s'explique en partie par la structure du milieu physique et la répartition des pratiques agricoles dans l'espace qui modulent l'intensité et la vitesse de transfert des intrants du sol jusqu'au cours d'eau (Beaujouan et al., 2002 ; Moussa et al., 2002 ; Payraudeau and Grégoire, 2012 ; Durand et al., 2015). La maîtrise des pollutions d'origine agricole est aussi complexe du fait de leur caractère principalement diffus. Les sources potentielles de pollution agricoles sont en effet nombreuses, dispersées et difficilement localisables sur un territoire. Il est aussi difficile d'identifier les voies de transfert et de biotransformation de ces polluants (Wang and Yang, 2008). Enfin, les effets de cette pollution sont le plus souvent mesurés en aval des lieux d'émission après un certain temps de transfert dans le milieu ce qui ne permet pas d'établir aisément l'origine spatiale et temporelle d'une pollution et donc l'établissement des responsabilités.

Le changement climatique apporte un degré de complexité supplémentaire dans la compréhension des transferts d'eau, d'azote et de pesticides et donc pour la résolution des problèmes de pollution d'origine agricole. Le changement climatique devrait avoir un fort impact sur les ressources en eau et la mobilisation de polluants (MacLeod et al., 2012), à l'échelle locale (Buytaert et al., 2009), régionale (Hagemann et al., 2009) et mondiale (Alcamo et Henrichs, 2002). Il va influencer le développement des cultures, les prélèvements de nutriments par les plantes (Olesen et al., 2011), les processus biophysiques au niveau du sol et les flux d'eau au sein du territoire (Gascuel-Oudou et al., 2010). L'augmentation de l'intensité des pluies et de leur variabilité, prédites par les modèles climatiques, aura un effet sur l'intensité et la fréquence de ruissellement, et donc sur le transport des pesticides (MacLeod et al., 2012). L'évolution de l'humidité et de la température des sols aura également une influence sur la dégradation des pesticides (Steffens et al., 2013). Ces différents éléments illustrent la difficulté d'évaluer dans quel sens et avec quelle amplitude le changement climatique aura un effet sur l'environnement.

Ainsi mieux comprendre comment les changements<sup>7</sup> anthropiques et climatiques vont agir et interagir au niveau des bassins versants agricoles est une question scientifique clé, notamment pour améliorer la prédiction des impacts de ces différents changements et pour mieux maîtriser les pollutions diffuses agricoles (Peel and Blöschl, 2011).

## **1.2. Le bassin versant agricole : concepts, composants et complexité**

### 1.2.1. Le bassin versant, une entité intégratrice pertinente pour l'étude des transferts et la maîtrise des pollutions diffuses agricoles

Le bassin versant, défini comme la surface drainée par un cours d'eau en amont d'un point définissant son exutoire, représente depuis longtemps l'unité spatiale de référence pour la recherche en hydrologie. Le bassin versant est également un territoire, support d'écosystèmes et d'activités humaines notamment agricoles. Dans ce territoire, l'eau, par son aptitude à transporter et à dissoudre, acquiert lors de son transfert une composition chimique qui dépend de son trajet et des conditions naturelles et anthropiques rencontrées. La prise en compte du niveau bassin versant permet donc la caractérisation globale d'un phénomène de transfert dont les composantes présentent une variabilité spatiale et temporelle importante. Par conséquent, l'étude de la composition de l'eau à l'exutoire renseigne d'une part sur le fonctionnement biogéochimique des bassins versants, et d'autre part sur l'impact de ce fonctionnement sur les écosystèmes aquatiques aval. En raison de sa cohérence hydrologique, de limites territoriales bien définies et de sa capacité à prendre en compte spatialement les divers processus contribuant au transfert de matières vers un exutoire, le bassin versant représente donc une entité intégratrice (Gril and Dorioz, 2004).

Par sa capacité intégratrice, le bassin versant est une entité pertinente en recherche pour l'étude des transferts d'eau et d'éléments dans le cadre de problématiques de qualité de l'eau. Le bassin versant fournit également un cadre d'analyse des effets des interactions humaines avec l'environnement. La pertinence de cette entité fait qu'elle représente aussi une maille

---

<sup>7</sup> La notion de changement est relative et dépend de la fenêtre de temps qui est considérée (Koutsoyiannis, 2013). Le 'changement' peut avoir plusieurs significations pour les bassins versants. Ici, nous définissons un bassin versant changeant comme celui qui subit une modification significative de la structure de son paysage, des pratiques ou des systèmes agricoles, ou des conditions climatiques (un écart qui est en dehors de l'amplitude des variations déjà observées) (Thirel et al., 2015a)

territoriale privilégiée où s'organise l'action opérationnelle locale ou régionale relative à l'évaluation et à la maîtrise de la pollution des eaux ou à la gestion de territoires sensibles (Gril and Dorioz, 2004 ; Dorioz et Grimaldi, 2014).

Cette approche par bassin versant est dite intégrée ou holistique car elle tente de prendre en compte l'ensemble des processus et des acteurs au sein de ce territoire pour comprendre et résoudre les problèmes de pollution. L'approche intégrée dépasse les cloisonnements disciplinaires et permet de donner un cadre pour développer et organiser des connaissances pluridisciplinaires. Elle permet également de créer des synergies entre les scientifiques (notamment en hydrologie, géochimie et agronomie), les décideurs et les autres parties prenantes au niveau d'un bassin versant. Cette approche permet de résoudre les problèmes de pollution diffuse pour lesquels les aspects environnementaux, sociaux et économiques sont très interdépendants (Jakeman and Lechter, 2003 ; Laniak et al., 2013 ; Ayre et Nettle, 2015).

### 1.2.2. Diversité spatiale des bassins versants

Le terme de bassin versant regroupe des objets spatiaux de tailles très diverses. On considère généralement deux catégories d'échelles de bassins versants pour l'étude sur la pollution diffuse :

- les petits bassins versants qui sont associés à des réseaux hydrographiques de faible ordre de Strahler (inférieurs à 4), représentant des unités hydrologiques de 1 à quelques dizaines de km<sup>2</sup>. A cette échelle apparaissent explicitement les éléments structurant le paysage, l'habitat rural et la diversité des exploitations agricoles. Les différents éléments du paysage sont, à ce niveau, sous l'influence des mêmes conditions climatiques et partagent un même contexte géomorphologique (Cellier et al., 2011). C'est aussi à ce niveau de bassin versant qu'est produite l'essentiel de la pollution diffuse. Les cours d'eau de ces petits bassins versants représentent une part importante du linéaire total du réseau hydrographique. Ils sont aussi reconnus comme des sources importantes de sédiments, de nutriments, et d'eau exportées vers les masses d'eau en aval (Alexander et al., 2007 ; Lassaletta et al., 2010).

- les grands bassins versants (de la centaine au millier de km<sup>2</sup>). Ce niveau incorpore les activités non agricoles, les zones urbaines avec l'imperméabilisation qui en résulte, la

majorité de la pollution ponctuelle et la demande en matière de gestion des ressources en eau (Gril and Dorioz, 2004).

Les petits bassins versants sont privilégiés en recherche pour la compréhension des processus de transfert et de transformation des éléments chimiques. Depuis les années 80, des observatoires à long terme ont été mis en place sur des petits bassins versants expérimentaux pour mieux identifier les processus hydrologiques et biogéochimiques qui contrôlent le transfert et la rétention de l'azote et du phosphore (Neal et al., 2011 ; Aubert et al., 2013). Ces bassins versants de recherche à long terme, intégrant des dispositifs de mesures emboîtés à plusieurs niveaux (parcelle, versant, bassin élémentaire, bassin versant) sont des sites privilégiés pour des études interdisciplinaires notamment pour les problématiques de pollutions diffuses. Ces bassins de recherche, par leur faible taille, permettent plus facilement d'acquérir les informations les caractérisant (au niveau des exploitations, des parcelles, des éléments du paysage). Ils constituent une échelle intermédiaire pertinente entre les unités agronomiques, que sont la parcelle et l'exploitation, et les grands bassins versants, pour lesquels les informations sur les types de sol, les pratiques agricoles sont difficilement accessibles. Ces bassins versants assurent également de nombreuses fonctions : laboratoire de terrain (mesures, expérimentations), d'observatoire du milieu (tendances à long terme), de site de validation (méthodes, modèles) et de lieu de formation (universitaire, technique) (Ambroise, 1999).

A l'opposé, les grands bassins versants ne permettent pas d'analyser clairement les phénomènes propres au territoire et à l'agriculture. Le poids des interactions, des sources ponctuelles et des processus spécifiques à l'écosystème fluvial est en effet trop fort (Gril and Dorioz, 2004). Ces bassins sont plus orientés vers la gestion de la ressource en eau, la gestion des activités et des aménagements sur le bassin versant en lien avec cette ressource dans le cadre des SDAGE et SAGE<sup>8</sup> (Gascuel-Oudoux et al., 2015). Les grands bassins versants sont néanmoins utilisés en recherche pour l'analyse des flux d'eau et de nutriments à une échelle régionale ou nationale (Billen et al., 2011). Ces deux échelles de bassin versant ont des spécificités importantes (gouvernance, taille, objectifs), mais aussi des complémentarités en termes de connaissances et d'action qu'il paraît utile de mieux associer (Gascuel-Oudoux et al., 2015). La question de la transposition des résultats, issus des recherches agro-hydrologiques

---

<sup>8</sup> Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux qui décline à l'échelon local les objectifs majeurs du SDAGE



obtenus au niveau de petits bassins versants vers des échelles plus importantes pour répondre à des problématiques de gestion de la ressource en eau, se pose notamment.

Dans le cadre de cette thèse, les approches seront appliquées sur de petits bassins versants. Etant donné leur rôle essentiel sur les transferts d'eau et d'éléments (Alexander et al., 2007 ; Bishop et al., 2008 ; Lassaletta et al., 2010), évaluer l'effet de changements sur ces bassins versants représente un enjeu important. Nous nous intéressons spécifiquement aux petits bassins versants agricoles, c'est-à-dire ceux dont la surface est majoritairement dédiée aux cultures, aux prairies, ou à l'élevage.

### 1.2.3. Caractérisation du bassin versant agricole

#### 1.2.3.1. Niveaux d'organisation dans un bassin versant agricole

Dans les bassins versants dont l'usage des terres est principalement dominé par l'agriculture, différents niveaux d'organisation doivent être considérés :

- le **bassin versant** comme entité physiographique, défini comme l'aire d'alimentation d'un point du cours d'eau où ont lieu les flux d'eau et éléments associés (matière, énergie) (Ambroise, 1999). C'est à ce niveau d'organisation spatiale que sont perçus les risques et les conséquences environnementales des transferts de contaminants (Macary, 2013).
- l'**exploitation**, où se décident et s'organisent les systèmes de cultures (l'assolement des cultures et les itinéraires techniques),
- la **parcelle**, où se mettent en place les systèmes de cultures,
- les **espaces interstitiels** situés entre parcelles ou le long du cours d'eau (e.g. surfaces enherbées, haies, ripisylves).

Ces différents niveaux d'organisation sont étroitement imbriqués. Un bassin versant agricole est en effet une mosaïque de parcelles et d'espaces interstitiels dont la gestion se décide principalement à l'échelle de l'exploitation agricole. Selon sa taille et son hétérogénéité, le bassin versant assemble un ou plusieurs types de paysages et d'exploitations ayant différents

types de production agricole (Gascuel-Oudoux et al., 2015). Il peut y avoir un chevauchement de ces niveaux d'organisation dans le cas où les entités ne sont pas totalement incluses entre elles, mais seulement partiellement (e.g. une parcelle sur deux bassins versants élémentaires ; une exploitation localisée dans un bassin versant et dont une partie des parcelles est dans un autre bassin versant).

### 1.2.3.2. Le bassin versant : le cadre physique

Le contour du bassin versant est délimité par la ligne de partage des eaux correspondant à la ligne de crête, on parle alors de *bassin versant topographique*. La délimitation topographique nécessaire à la détermination en surface du bassin versant naturel peut ne pas être suffisante. Lorsqu'un sol perméable recouvre un substratum imperméable, la division des eaux selon la topographie ne correspond pas toujours à la ligne de partage effective des eaux souterraines (Fig. 4). Le bassin versant est alors différent du bassin versant délimité strictement par la topographie. Il est appelé dans ce cas *bassin versant réel* (Musy, 2003).

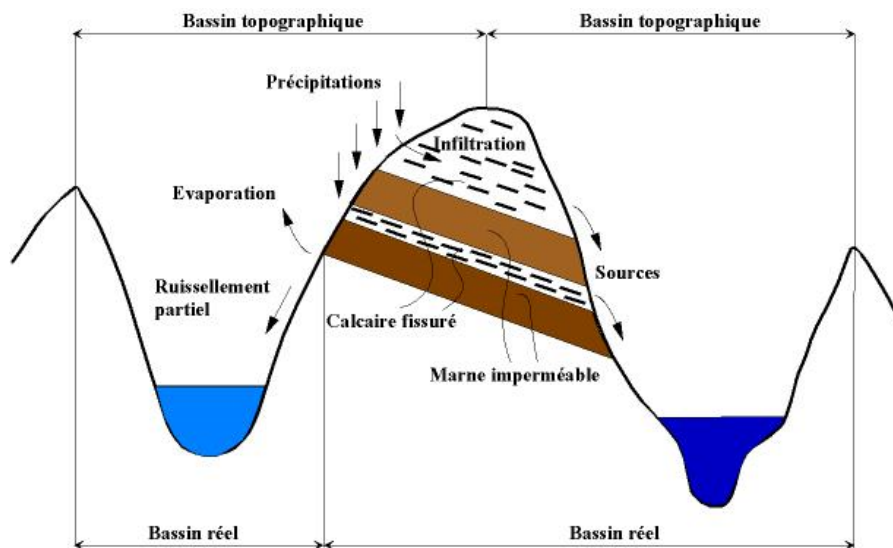


Fig. 4 : Limites d'un bassin versant (Musy, 2003)

Le bassin versant est représenté en surface comme un ensemble d'unités (Fig. 5) constituées par :

- des sous-bassins, définis comme 'élémentaires', correspondant à la surface drainée directement par chaque tronçon de cours d'eau entre deux confluences (ou entre la source et la première confluence),
- des biefs élémentaires, éléments du réseau hydrographique entre deux confluences ou entre une source et une confluence, hétérogènes, assurant la connexion entre sous-bassins (Kauark Leite, 1990).

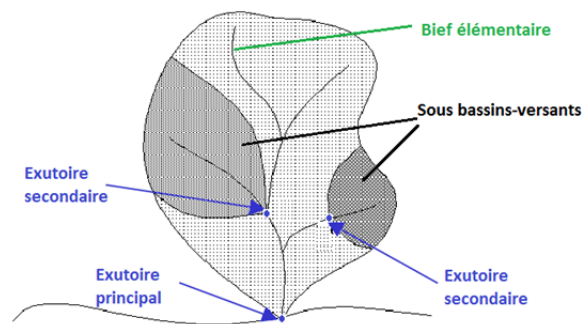


Fig. 5 : Représentation des biefs, sous bassin-versant et exutoire dans un bassin versant

Une compartimentation verticale, qui conditionne fortement la partie souterraine du cycle de l'eau, peut-être établie depuis la surface vers la profondeur en trois couches distinctes :

- le sol : formation naturelle à structure meuble et d'épaisseur variable, constituant une interface entre la surface et le sous-sol et contenant la réserve hydrique alimentant la végétation ;
- la roche altérée : couche intermédiaire résultant des processus d'altération de la roche mère sous-jacente ;
- la roche mère : dans le cas de bassins versants sur socle ancien, comme dans le Nord-Ouest de la France, ce substrat est constitué de terrains cristallins fracturés (granites, schistes, gneiss) peu perméables. L'eau peut néanmoins circuler dans le socle par les fractures.

### 1.2.3.3. Les composantes agricoles du bassin versant

Les structures agricoles considérées en agronomie sont généralement présentées par niveau d'agrégation spatiale (Thenail et Baudry, 2004 ; Sorel, 2008) (Fig. 6). On distingue au niveau des bassins versants agricoles :

- la **parcelle** correspondant à l'unité de gestion élémentaire du territoire agricole. Les interventions culturales (travail du sol, semis, fertilisation organique/minérale, traitement phytosanitaire, récolte, fauche/pâturage) y sont réalisées de façon homogène sur toute la surface, aux modulations près de l'agriculture de précision ;
- l'**îlot de parcelles** : les parcelles d'un îlot peuvent être associées pour accueillir la même culture et sont souvent gérées de façon synchrone ;
- l'**exploitation** considérée comme l'unité principale de gestion dans un système agricole correspondant i) au territoire de l'exploitation, gérée de façon cohérente pour répondre à des besoins et des objectifs de production ; ii) au siège d'exploitation qui regroupe habituellement l'essentiel du matériel agricole, et éventuellement les animaux et bâtiments d'élevage.

La parcelle et l'exploitation sont identifiées comme les niveaux où la pollution est générée et peut être contrôlée, mais également les niveaux où se prennent les décisions des agriculteurs (Jouanon, 2004).

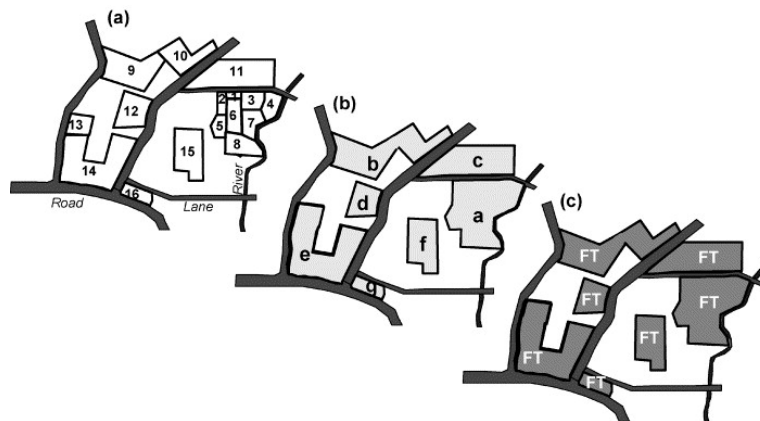


Fig. 6 : Hiérarchisation des unités paysagères agricoles par agrégation spatiale (Thenail et Baudry, 2004) : (a) les parcelles ; (b) les îlots ; (c) l'exploitation agricole (FT = farm territory)

#### 1.2.4. Approche systémique du fonctionnement du bassin versant agricole

Les bassins versants agricoles sont caractérisés par une hétérogénéité spatiale dont les composantes comprennent les caractéristiques physiographiques (surface et forme du bassin, élévation, pente, orientation), la nature des sols et sous-sols, l'usage et l'occupation des sols et les éléments du paysage. De plus, les flux de surface et souterrains, d'eau et de solutés, dans les bassins versants sont la résultante de nombreux processus, très variables à la fois dans le temps et l'espace, complexes et interdépendants, à la fois biologiques, physiques et chimiques, et en interaction avec l'hétérogénéité spatiale des bassins versants (Sivakumar and Singh, 2012 ; Sadegh et al., 2015).

Du fait de cette complexité de structure et de fonctionnement, et en l'absence d'une parfaite connaissance de cet objet d'étude, une simplification consiste à représenter le bassin versant agricole à travers le concept de **système** (Sivakumar and Singh, 2012) et en le nommant **agro-hydrosystème**. Il existe de nombreuses définitions différentes d'un système, la plus simple étant : "un système est un ensemble d'entités connectées qui forment un tout" (Sivakumar and Singh, 2012). Dooge (1967), de façon moins restrictive, a défini un système comme: "*any structure, device, scheme, or procedure, real or abstract, that inter-relates in a given time reference, an input, cause, or stimulus, of matter, energy, or information and an output, effect, or response of information, energy, or matter*". Cette approche systémique favorise l'élaboration d'une représentation schématique de la structure et du fonctionnement du bassin versant agricole et fournit une grille d'analyse des interactions fonctionnelles, spatiales et temporelles dans ce système (Payraudeau, 2002).

##### 1.2.4.1. Caractéristiques générales du système bassin versant

Le bassin versant est considéré comme un système **ouvert** puisqu'il échange de la matière et de l'énergie avec son environnement :

- par sa définition, les flux d'eau latéraux aux limites sont supposés nuls, sauf à l'exutoire ;
- il reçoit des flux, principalement à la surface du sol, grâce aux précipitations, aux apports éoliens ou anthropiques ;
- il émet des flux, soit sous forme de vapeur, voire de particules par le vent, à travers la surface du sol et les végétaux, et sous forme liquide ou solide à l'exutoire.

Les flux hydro-chimiques dans le bassin versant sont aussi bien verticaux que latéraux mais orientés globalement de l'amont vers l'aval. Une partie des processus se déroule sous la surface, conférant une organisation tridimensionnelle au système bassin versant (Dorioz and Grimaldi, 2014).

Le bassin versant est un système **complexe** puisqu'il présente de nombreuses boucles de régulations (absentes d'un système **simple**). C'est un système qui opère une transformation de signaux d'entrée (pluie, apport agricole, dépôt atmosphérique, etc.) en signaux de sortie à l'exutoire (débit, concentration, etc.) par différents processus hydrologiques et biogéochimiques dont les composants sont organisés en cascade (Durand et al., 2002).

Trois grands types de processus ont été décrits pour expliquer le fonctionnement global du système bassin versant (Ambroise, 1999 ; Payraudeau, 2002) :

- processus de stockage/déstockage concernant le cycle de l'eau et des flux de matière associés,
- processus de transformation interne, lié aux changements de phase pour l'eau ou de forme pour un composé chimique,
- processus de transfert vers les limites du bassin (atmosphère et exutoire).

Les processus de stockage/déstockage et les processus de transformation sont généralement regroupés en un seul ensemble dénommé processus de production.

Les processus de transfert de l'eau depuis les versants vers le réseau hydrographique peuvent être schématisés en deux cheminements principaux : le ruissellement et les écoulements souterrains alimentés par l'infiltration (percolation et écoulement de nappe) (Fig. 7).

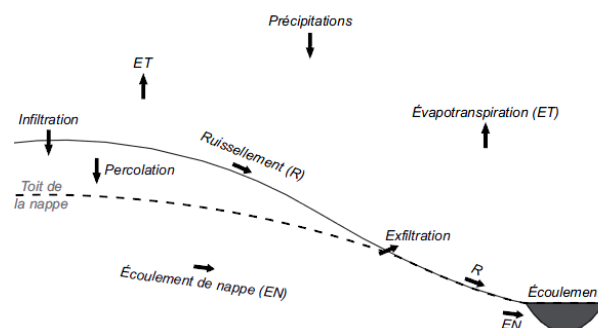


Fig. 7 : Les principaux processus de transfert hydrologiques dans le bassin versant (Rollo, 2012)

Les nombreux processus de transformation et transfert de l'azote (Durand et al., 2011) ou des pesticides (Tortrat, 2005 ; Lefrancq, 2014 ; Payraudeau, 2014) rendent complexe la compréhension des flux d'éléments au niveau du bassin versant agricole. L'imbrication de ces différents processus, dont l'importance varie à chaque instant en tout point d'un bassin, rend la réponse du bassin fortement **non-linéaire** (Ambroise, 1999 ; Beven, 2001a ; Sivakumar and Singh, 2012) et très dépendante de l'état antécédent du système (Beven and Smith, 2015). Des apports identiques d'eau et d'énergie, par exemple, ne provoqueront pas des réponses identiques du bassin, tant en débit qu'en évapotranspiration ; inversement des réponses similaires peuvent être obtenues pour des apports très différents (Ambroise, 1999). Plus généralement du fait de cette non-linéarité, de faibles changements en entrée peuvent générer des changements importants en sortie (et inversement), une situation appelée 'chaos' en dynamique des systèmes non-linéaires (Sivakumar and Singh, 2012).

L'étude des différents processus de ce système nécessite de s'appuyer sur des variables, c'est-à-dire des grandeurs mesurables du système évoluant dans le temps et l'espace. On distingue parmi ces variables :

- les variables d'**entrée** ou de **forçage**, extérieures au système (variables atmosphériques, apports de matière) ;
- les variables **d'état**, caractérisant l'état du système (température du sol, humidité du sol, concentration en éléments, etc.) ;
- les variables de **sorties** (par exemple, les flux d'eau et d'éléments à l'exutoire)

Afin d'intégrer l'ensemble des aspects contrôlant la variabilité spatio-temporelle des processus, il convient d'associer à ces variables les caractéristiques physiques du bassin considéré (pédologie, géologie, topographie, etc.). Ces dernières se distinguent des variables d'état par le fait qu'elles peuvent être considérées comme invariantes à l'échelle d'une ou plusieurs années hydrologiques (Payraudeau, 2002).

### 1.2.4.2. Le sous-système de production agricole

Au niveau d'un territoire comme le bassin versant agricole, les pratiques mises en œuvre par les agriculteurs peuvent être analysées à travers la notion de **système de production**. Un système de production agricole est défini comme la combinaison d'activités de production au niveau de l'exploitation utilisant les ressources disponibles dans l'exploitation ou fournies par l'environnement (Le Gal et al., 2010). La gestion d'un système de production comprend une série de décisions portant sur la sélection des cultures et/ou des animaux d'élevage qui structure les activités agricoles notamment l'allocation spatiale et temporelle des ressources de l'exploitation pour des opérations techniques. Ces décisions sont prises à des échelles de temps qui peuvent se recouvrir : stratégique (sur plusieurs années), tactique (sur une saison), et opérationnelle (sur un jour ou la semaine). Par exemple, des opérations peuvent être prévues sur le plan tactique par l'agriculteur pour la saison suivante, mais elles seront mises en œuvre sur une base quotidienne avec des ajustements périodiques, correspondant à des décisions opérationnelles, en réponse à des événements imprévisibles tels que les précipitations. Les décisions sont prises à différentes échelles spatiales, par exemple intra-parcelle (pâturage ou irrigation), parcelle et exploitation (Le Gal et al., 2010).

Le système de production peut être décomposé en trois sous-systèmes (Fig. 8) :

- le sous-système **biophysique** défini par les interactions entre les éléments physiques et biologiques, tels que l'eau, le sol, le climat, les bio-agresseurs, et la croissance des animaux et des plantes ;
- le sous-système **décisionnel** représente la façon dont les agriculteurs choisissent et mettent en œuvre leurs interventions techniques du niveau parcelle ou animal jusqu'au niveau exploitation. Dans ce système sont définis les objectifs de production, les règles et les indicateurs pour démarrer/arrêter et évaluer les actions de l'agriculteur en fonction des contraintes et des ressources d'une exploitation ;
- le sous-système **technique** correspond à un ensemble de techniques appliquées temporellement et spatialement de façon séquentielle par les agriculteurs. Concrètement, ce sous-système traduit des décisions prises dans le sous-système de décision en actions qui ont



un impact sur le système biophysique en termes d'états ou de flux. Par exemple, le flux d'azote minéral circulant dans un sol est modifié par une opération technique de fertilisation.

La figure 8 illustre la façon dont les trois sous-systèmes sont connectés. Le sous-système de décision comprend les objectifs de l'agriculteur, les règles de décision, et les conditions qui activent les règles. L'agriculteur sélectionne les interventions techniques incluses dans le sous-système technique et les applique au niveau de la parcelle ou du troupeau. Ces opérations techniques auront un impact sur le sous-système biophysique et sur les sorties du système de production (rendement des cultures, production de lait ou viande). Les états du sous-système biophysique peuvent être utilisés comme indicateurs pour l'activation des règles dans le sous-système de décision (Le Gal et al., 2010). Le système de production agricole est soumis à l'aléa venant du système biophysique (climat, bio-agresseurs) et des ressources de l'exploitation (disponibilité des machines agricoles, temps de travail).

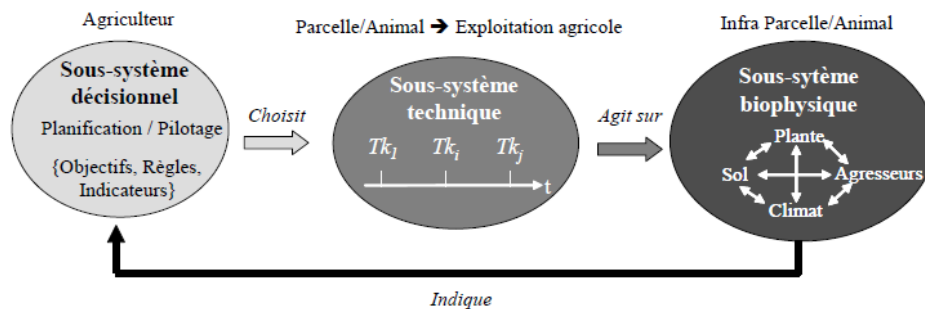


Fig. 8 : Représentation d'un système de production agricole en trois sous-systèmes en interaction (Le Gal et al., 2010)

Le concept de **systèmes de cultures** souvent utilisé en agronomie correspond à la combinaison des systèmes biophysiques et techniques, ce dernier étant sous l'influence du sous-système décisionnel de l'exploitation (Merot, 2007). Un système de cultures est défini comme étant 'l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur une portion de territoire traitée de manière identique ; chaque système de cultures se caractérise par la nature des cultures et leur ordre de succession, et par les itinéraires techniques appliqués à chacune de ces cultures en vue d'en obtenir une production' (Sebillotte, 1990). Ce concept traduit la cohérence entre les différentes opérations culturales appliquées successivement sur une parcelle. Ce concept tient compte des interactions entre les techniques mises en œuvre par les

agriculteurs, leur séquençage dans le temps et l'espace, et leur impact sur le système biophysique au niveau de la parcelle (Le Gal et al., 2010). Les nombreuses opérations culturales issues de ces systèmes de cultures ont une influence sur l'occupation des sols et les états de surface des sols, ce qui influence les transferts d'eau (Souchere et al., 1998 ; Joannon et al., 2006) et des éléments associés (Gascuel et al., 2009a ; Moreau et al., 2013a). Certaines opérations techniques vont spécifiquement apporter au niveau du bassin versant des charges polluantes d'azote (apports organiques, minéraux) et de pesticides (traitements).

### 1.2.4.3. Approches complémentaires

La description des compartiments et des entités ainsi que l'approche systémique nous a permis dans les parties précédentes de mieux définir le bassin versant agricole. D'autres cadres conceptuels pourraient être utilisés, en complément, pour analyser le fonctionnement des agro-hydrosystèmes. L'écologie du paysage s'intéresse notamment à des territoires complexes et hétérogènes mais contrairement à l'approche bassin versant ne se réfère pas aux écoulements d'eau pour en décrire les organisations. Ce sont surtout les mouvements d'organismes vivants et de nutriments organiques qui sont considérés. Ces mouvements s'effectuent dans un espace géographique dans lequel l'écologie du paysage distingue les sous-ensembles, patches<sup>9</sup> et matrices<sup>10</sup>, connectés par des corridors et séparés par des frontières ou écotones (Cellier et al., 2011). L'écologie du paysage s'intéresse à la variabilité spatiale et les modes d'assemblages des écosystèmes, et fournit un cadre de réflexion et des méthodologies validées pour décrire, analyser et modéliser, les patrons spatiaux (formes, tailles, agencements et connexions), leurs causes et leurs effets sur les fonctionnements écologiques. Il existe beaucoup de points communs entre l'approche bassin versant et l'écologie du paysage, ce qui justifie de promouvoir leur rapprochement et des échanges conceptuels pour une meilleure compréhension des cycles et leurs couplages dans les paysages hétérogènes (Dorioz et Grimaldi, 2014).

D'autres développements conceptuels plus récents (Benoit et al., 2012 ; Vinatier et al., 2016) proposent également des approches complémentaires, pour représenter les composants et le

---

9 le patch est notion théorique qui se définit comme une unité écologique fonctionnelle relativement homogène, plus ou moins stable ou isolée, pour une certaine échelle temporelle et paysagère

10 la matrice paysagère désigne généralement l'élément dominant d'un paysage caractérisé par une certaine uniformité d'occupation du sol (eg. milieux artificialisés, milieux agricoles intensifs)

fonctionnement du paysage afin d'étudier les transferts d'éléments dans le bassin versant. Ces approches n'ont pas encore été largement appliquées à cette question. Benoit et al. (2012) propose un cadre conceptuel portant sur l'agronomie des territoires décrivant les relations entre les pratiques agricoles, les éléments du paysage et les ressources naturelles pour mieux intégrer les systèmes agricoles dans les recherches sur la dynamique des paysages. Vinatier et al. (2016) proposent également un cadre conceptuel permettant d'avoir une vision partagée du paysage agricole applicable à différents champs de recherche. Ce cadre permet de représenter les objets biotiques ou abiotiques (par exemple l'eau, des nutriments, la faune ou des populations de la flore) du paysage qui sont mobiles dans l'espace, et les éléments qui représentent des éléments fixes du paysage avec une géométrie donnée (par exemple des parcelles ou des fossés).

La description de ces différents cadres conceptuels montre la nécessité d'harmoniser les approches de représentation et de fonctionnement du paysage (Dorioz et Grimaldi, 2014 ; Gaucherel et al., 2014) pour améliorer les méthodes d'analyse des transferts d'eau et d'éléments dans le bassin versant agricole.

### 1.2.5. Complexité de l'objet d'étude et des processus : un enjeu pour la conception de modèles

#### 1.2.5.1. Conséquences de l'hétérogénéité spatiale sur les flux d'éléments

L'organisation spatiale du paysage module l'intensité et la distribution des processus de transfert et de transformation, et donc influence les cycles biogéochimiques au sein du système bassin versant agricole. Le paysage dans ce système est composé d'éléments de surface, tels que les parcelles de bois, les parcelles en culture ou jachère, les zones humides ripariennes, et d'éléments linéaires, tels que les ruisseaux, les bordures de champs, et le réseau de talus et de haies. Des infrastructures artificielles sont superposées à ces éléments, comprenant principalement les fossés, les routes et les zones d'habitats (Gascuel-Oudoux et al., 2009b). Le paysage ainsi constitué d'une mosaïque d'écosystèmes naturels et anthropiques en interaction avec l'atmosphère et l'hydrosphère, a un effet sur l'hydrologie, l'érosion, et la qualité de l'eau au niveau des bassins versants (Viaud et al., 2004 ; Dorioz et al., 2006 ; Cellier et al., 2011). Il est donc important de s'intéresser à l'organisation spatiale et la localisation des différents objets du paysage pour mieux comprendre leurs effets sur les flux de surface (Cellier et al., 2011 ; Gascuel-Oudoux et al., 2011). Par exemple, un réseau de haies

implantées en bas de versant n'a pas le même effet d'atténuation des flux d'azote à l'exutoire du bassin versant que le même réseau implanté plus haut sur le versant (Benhamou et al., 2013). Le pouvoir tampon de zones humides vis-à-vis des transferts de sub-surface varie également avec leur forme, leur taille et leur localisation (Cellier et al., 2011).

Du fait de la variabilité des structures paysagères et de l'organisation des chemins de l'eau en surface et sub-surface dans le bassin versant, une différenciation en zones fonctionnelles peut être effectuée :

- pour la contribution hydrologique à l'exutoire, il s'agit des zones hydrologiquement actives, participant à la recharge de la nappe ou au ruissellement ;
- pour l'acquisition de la charge polluante, il s'agit de zones sources qui combinent stocks mobilisables et connexion hydrologique ;
- pour l'atténuation de la charge polluante, il s'agit des zones tampons, éléments paysagers très diversifiés (bordures de champs, bandes enherbées, haies), intercalés entre zones sources et réseau hydrographique (Viaud et al., 2004).

Cette différenciation fonctionnelle est particulièrement utilisée dans les études sur la pollution diffuse d'origine agricole (Dorioz and Grimaldi, 2014).

#### 1.2.5.2. Interactions complexes entre exploitation et structure du paysage

La structure du paysage agricole résulte dans une large mesure des décisions prises au niveau de l'exploitation. Tout d'abord les systèmes agricoles contrôlent la composition de la mosaïque du paysage en termes de surface utilisées pour la production agricole (terres arables, prairies). Ensuite, pour une exploitation donnée, l'occupation du sol au niveau des parcelles dépend de combinaisons de multiples contraintes telles que la cohérence des successions de cultures, l'environnement (e.g. qualité des sols), le contexte économique (e.g. quotas, prix du marché), et des contraintes dues aux caractéristiques des parcelles (e.g. accessibilité, taille, distance aux sièges de l'exploitation) (Cellier et al., 2011).

L'équilibre et la hiérarchie entre ces différentes contraintes diffèrent selon les systèmes d'exploitation. Thenail (2002) a montré par exemple que l'organisation des cultures pour des exploitations laitières dans le nord-est de la Bretagne était largement déterminée par la distance à l'exploitation. Dans cette organisation de type concentrique, les prairies temporaires pâturées par les vaches laitières sont situées aussi près de la ferme que possible

pour limiter les déplacements des animaux. Un deuxième cercle est constitué des parcelles utilisées pour les cultures et les fourrages. Le cercle extérieur se compose de prairies permanentes pâturées par des génisses, ou de parcelles en bois, qui nécessitent peu de gestion.

Le paysage a aussi un impact sur les systèmes agricoles. Certaines structures de paysages peuvent distordent cette organisation concentrique décrite pour certaine exploitation laitière (Thenail et Baudry, 2004). Par exemple, si les zones humides ripariennes représentent une partie importante de la surface de l'exploitation et sont proches du siège d'exploitation, elles seront utilisées de façon intensive pour le pâturage ou le fourrage. A contrario, si elles représentent une faible surface et sont loin du siège d'exploitation elles seront peu exploitées voire abandonnées par l'agriculteur (Cellier et al., 2011).

### 1.2.5.3. Les modèles : un outil nécessaire pour l'étude de systèmes complexes

La description de ces différents niveaux d'organisation et leurs interactions montre que le bassin versant agricole est un système complexe. Du fait de leur complexité, les systèmes naturels comme les bassins versants agricoles ne peuvent être décrits et étudiés exhaustivement. L'utilisation de mesures in-situ pour l'analyse de ce système, nécessiterait le suivi régulier des flux d'eaux et d'éléments dans les différents compartiments de ce système, l'utilisation d'un réseau complexe de capteurs et un temps de recherche important. Le suivi devrait également se faire sur plusieurs années en raison de longs temps de transfert des éléments notamment de l'azote réactif (Molénat et Gascuel-Odoux, 2002 ; Cellier et al., 2011). Ce type d'approche expérimentale est actuellement au-delà des capacités de la plupart des projets de recherche. On a donc recours à la modélisation pour simuler et analyser la dynamique des transferts de l'eau et d'éléments dans le bassin versant. L'enjeu des modèles, dit **agro-hydrologiques**, est d'intégrer les différents niveaux d'organisation et les principaux processus du système bassin versant agricole afin d'analyser les liens entre agriculture, paysage, climat et qualité des eaux en complément d'approches d'observation sur site, d'expérimentation en laboratoire ou de suivis en réseau d'exploitations. Les modèles **agro-hydrologiques** sont aussi des outils nécessaires pour évaluer des scénarios de changements climatiques et anthropiques. Ces modèles sont notamment utilisés pour évaluer l'efficacité de programmes de mesures agro-environnementales ou de modifications des systèmes de

production pour répondre aux objectifs de directives environnementales (Durand et al., 2002 ; Breuer et al, 2008 ; Dunn et al., 2013 ; Ferrant et al., 2014 ; Gascuel-Oudoux et al., 2015 ; Durand et al., 2015).

### **1.3. Du système complexe au modèle : cadre méthodologique et terminologie**

Les modèles numériques, appliqués au système bassin versant agricole, permettent de représenter ses composants principaux et de simuler par le calcul, l'expression des principaux processus conduisant à transférer de l'eau mais aussi à transformer les constituants chimiques au niveau de ce système. Pour passer d'un système complexe, tel qu'on l'a décrit précédemment, à un modèle, il est nécessaire de réaliser des simplifications. En fonction de l'objectif pour lequel on applique le modèle, les processus jugés non pertinents ne sont pas pris en compte. On distingue en effet deux raisons principales à l'utilisation de modèles :

- formaliser les connaissances sur les processus en jeu et tester des hypothèses, appelée '**approche heuristique**' (Durand et al., 2002 ; Moreau et al., 2012 ; Gharari, 2016) ;
- prédire des variables d'état du système bassin versant, caractérisant notamment la quantité et la qualité de l'eau, pour différents scénarios, par exemple climatiques ou de remédiation de la pollution diffuse, appelée '**approche opérationnelle**' (Durand et al., 2002 ; Krueger et al., 2007 ; Dunn et al., 2013). Les résultats de ces simulations sont souvent utilisés comme support à la décision.

Nous retiendrons du modèle la définition suivante : 'un schéma permettant de représenter de manière simplifiée la dynamique d'un système réel plus ou moins complexe, pour servir de support à un objectif donné' (Zin, 2002).

Les modèles numériques sont généralement développés dans un cadre méthodologique (Refsgaard et Henriksen, 2004 ; Clark et Kavetski, 2010 ; Gupta et al., 2012 ; Gahari, 2016) à travers une série d'étapes (Fig. 9). Le **modèle perceptuel** est souvent le point de départ du processus de développement d'un modèle. Il vise à refléter la compréhension expérimentale du fonctionnement du bassin versant sur la base de l'interprétation de données acquises sur le

terrain. Le modèle perceptuel permet de décrire de façon globale le fonctionnement du bassin versant et les processus dominants pour un objectif de modélisation spécifique (Fig. 9). Bien que certaines études aient détaillé les analyses de données d'observation qui ont été à la base du modèle perceptuel, cette étape dans la modélisation est rarement explicite et est généralement mal documentée (Fenicia et al., 2014). Des progrès sont donc encore nécessaires, pour comprendre comment faire une utilisation optimale des différentes observations et mesures de terrains afin de caractériser les processus dominants dans un bassin versant et définir un modèle perceptuel.

Dans une deuxième étape, le modèle perceptuel, par nature propre à la vision du modélisateur (Durand et al., 2002), doit être décrit en un **modèle conceptuel**. Ce modèle comprend une description mathématique, sous forme d'équations, des différents processus dominants. Un algorithme permettant de décrire les lois de comportement, supposées régir le fonctionnement global du système, doit être également défini.

L'ensemble de ces descriptions et de ces algorithmes mathématiques doivent permettre de simuler l'évolution spatio-temporelle de certaines **variables pronostiques ou de sortie** (e.g. le ruissellement, la concentration en solutés) en réponse à l'évolution spatio-temporelle de certaines **variables de forçage ou d'entrée** (e.g. les précipitations, apports en azote ou pesticides). Des **variables d'états** ou variables internes (e.g. l'état d'humidité du bassin, les quantités d'azote dans la réserve utile du sol) peuvent également être simulées. Durant cette étape, des valeurs considérées comme caractéristiques du système étudié (donc, invariantes au cours de la modélisation) et liées aux équations mathématiques doivent être définies (Zin, 2002). Ce sont les **paramètres** du modèle (e.g. la conductivité hydraulique à saturation, la porosité), qui peuvent être distribués dans l'espace ou avoir une valeur représentative de l'ensemble du système. Dans la définition des paramètres du modèle, le principe de parcimonie doit être si possible respecté : parmi les différents modèles pouvant répondre à certains objectifs et hypothèses de travail, il est généralement conseillé de choisir le modèle le plus simple (mais pas le plus simpliste). Cela revient à choisir le modèle comportant le plus petit nombre possible de paramètres, car il s'agit en général de quantités difficilement mesurables et qui devront donc être calibrées.

Le modèle conceptuel est ensuite implémenté en un **code informatique**. Il s'agit d'une formulation mathématique sous la forme d'un programme informatique qui doit être

suffisamment générique pour être utilisé, sans changer les équations, avec des variables d'entrées et des paramètres différents pour l'appliquer sur différents sites d'études. Pour cette phase d'implémentation, les choix de l'architecture logicielle, du langage de programmation utilisé ou du logiciel de construction du modèle peut être rationalisé et explicite (suivant des critères d'interopérabilité, de performances de calcul par exemple). Cependant, ils restent souvent liés aux connaissances et préférences du ou des développeurs et à la disponibilité des outils.

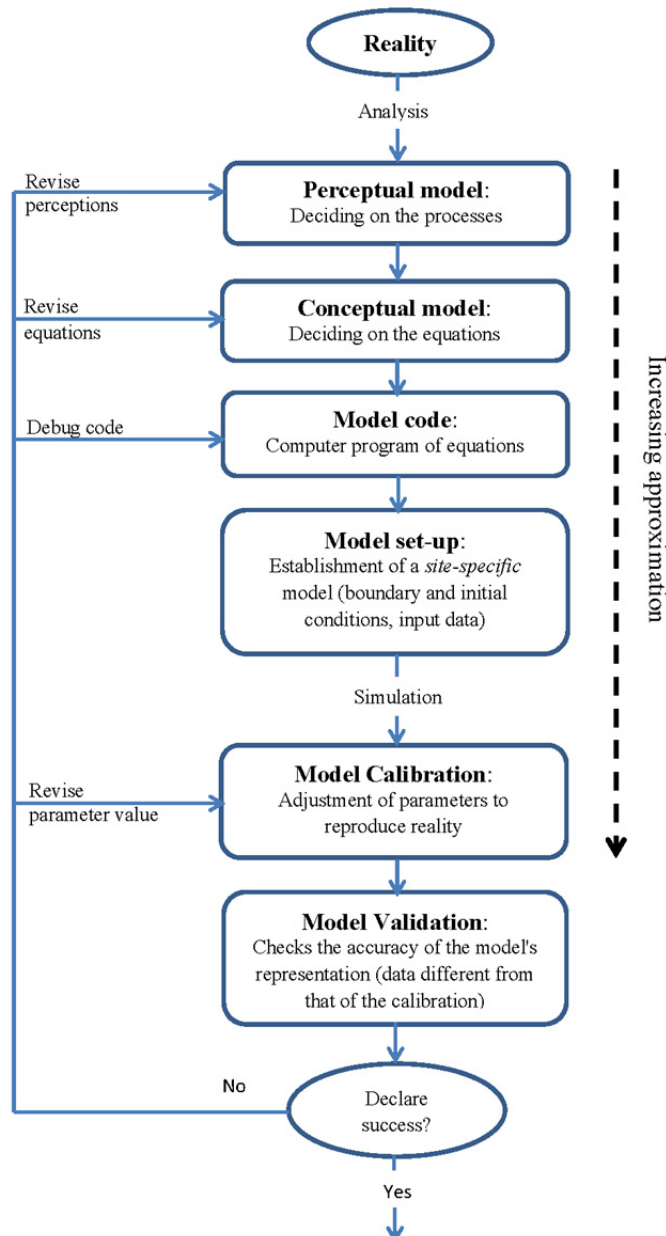


Fig. 9 : Cadre méthodologique et terminologie des modèles numériques (adapté de Beven, 2001b ; Refsgaard et Henriksen, 2004)



Pour un objectif de modélisation donné, sur un site d'étude particulier, on définit un certain nombre de variables d'entrée, les conditions aux limites et initiales au modèle. On parle alors de modèle 'site-specific' (Refsgaard et Henriksen, 2004). Le modèle est ensuite calibré, c'est à dire que les paramètres du modèle sont modifiés pour que les sorties du modèle reproduisent au mieux certaines données observées. Pour cette étape de **calibration**, un critère de performance peut être utilisé pour quantifier le niveau de correspondance entre la réalité et les sorties du modèle. La capacité prédictive d'un modèle est ensuite évaluée à travers une étape de **validation** où sont comparées les sorties du modèle avec un jeu de données observées indépendant de celui utilisé pour la calibration.

Chaque étape de cette chaîne de modélisation exige une attention particulière et est sujette à différentes approximations (Beven, 2001b). De plus, les moyens pour réaliser chacune des étapes vont influencer les étapes suivantes et donc les résultats finaux du modèle (Gharari, 2016). Ce qui est commun à toutes ces étapes, c'est la démarche itérative de vérification et de mises à jour des concepts du modèle. Le modèle, qui correspond à l'hypothèse scientifique vis-à-vis du problème et du site étudié (Savenije, 2009), est dans ce cadre méthodologique vérifié et confronté aux observations permettant d'assurer son acceptabilité (van Voorn et al., 2016). S'il ne satisfait pas aux critères de performances ou au but initial de modélisation, il doit être amélioré ou complètement changé.

On comprend à travers ces différentes étapes que le modélisateur doit réaliser un compromis entre le caractère de généralité (propriété d'un modèle d'être transposable à un autre système du même type), le réalisme et la précision nécessaire et suffisante pour répondre à l'objectif du modèle (Kauark Leite, 1990). On voit également qu'en tant qu'interprétation orientée ou abstraction de la réalité, tout modèle résulte d'une interaction complexe entre la réalité et le modélisateur (Legay, 1997 ; Durand et al., 2002). Il y a donc une nécessité d'explicitement clairement le point de vue du modèle vis-à-vis du système ainsi que son objectif, les choix, les hypothèses et les approximations qui en découlent. Ces éléments permettent de définir le domaine de validité et donc le champ d'application d'un modèle (Ambroise, 1999). Il faut également garder à l'esprit qu'un modèle reste une simplification de la réalité quel que soit son niveau de complexité physique et spatiale (Savenije, 2009 ; Gupta et al., 2012 ; Hachworvitz et al., 2014). Malgré leurs défauts et limites, les modèles sont utiles sous réserve que puisse être apprécié le degré de confiance à accorder à leurs simulations. Ces questions

des incertitudes associées aux modèles et de l'adaptation nécessaire de la complexité du modèle en fonction de la question posée sont en filigrane des développements méthodologiques exposés dans cette thèse jusqu'à des développements récents portant sur un modèle de transfert de phosphore (Dupas et al., 2016).

#### **1.4. Modélisation agro-hydrologique au niveau de bassins versants agricoles**

La compréhension et la modélisation des transferts de l'eau et des éléments associés au niveau de bassins versants nécessitent d'appliquer des concepts et des méthodes propres à des disciplines aussi différentes que l'hydrologie, la biogéochimie, l'agronomie. L'enjeu est d'associer les connaissances relatives aux processus hydrologiques qui déterminent le cheminement de l'eau dans le bassin, avec les connaissances concernant l'évolution des substances étudiées (apport, stockage, relargage, transformation, dégradation) le long de leur parcours (Gril and Dorioz, 2004), et les caractéristiques des systèmes de production agricole. Les flux de matières, à la convergence des préoccupations des hydrologues, biogéochimistes et agronomes, ne font l'objet d'une modélisation que depuis les années 1970. En effet, si les premiers se sont longtemps intéressés aux quantités d'eau, avec l'étude des crues et les dimensionnements d'ouvrage, la qualité de l'eau passait au second plan. Les agronomes quant à eux cherchaient à comprendre et à maîtriser les flux de matières dans un but de production, pour optimiser les systèmes de cultures et leurs rendements, essentiellement à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation (Jones et al., 2016). Ces recherches, hydrologiques ou agronomiques, ont souvent été réalisées sur des échelles assez restreintes et très peu à l'échelle du bassin versant dans son ensemble (Beaujouan, 2001).

Dans les années 1970, aux États-Unis, la prise de conscience des problèmes de pollutions diffuses d'origine agricole a conduit les hydrologues et les agronomes à chercher à modéliser de manière plus complète et en complémentarité les flux de polluants à l'échelle des bassins versants (Kauark-Leite, 1990). L'utilisation de modèles agro-hydrologiques pour cette problématique n'est apparue en France que dans les années 1980, avec le développement de l'informatique qui a aidé à cette intégration. Ces modèles correspondent à une mise en commun ou couplage de modèle hydrologique et de modèle agronomique qui permettent de

simuler les flux d'eau et de matières. Les flux d'eau sont souvent simulés en premier et servent de base aux flux de matières (Beaujouan, 2001).

### 1.4.1. Classification des modèles agro-hydrologiques

Afin de mieux définir les modèles utilisés dans cette thèse, différentes classifications des modèles agro-hydrologiques sont présentées sur la base de typologies proposées par Ambroise (1999), Durand et al. (2002), Dupas et al. (2011) et Moreau (2012).

#### 1.4.1.1. Classification générale

Une **classification épistémologique** distingue les modèles empiriques, les modèles mécanistes et les modèles conceptuels.

Les modèles **empiriques**, aussi appelés modèles boîtes-noires ou 'data-driven models' (Solomatine et Ostfled, 2008 ; Dunn et al., 2013 ; McIntyre et al., 2014), visent à décrire, par une approche dite 'top-down', les relations entre les variables d'entrée et les variables de sortie, sans décrire les processus et les structures qui en sont responsables de manière explicite. Les relations entre variables d'entrée et de sortie sont extraites à partir de longues séries d'observation utilisant des outils statistiques (analyse de séries temporelles, régression multivariée) ou informatiques (réseau de neurones, algorithmes génétiques, raisonnement flou, etc.) (Durand et al., 2002 ; Solomatine and Ostfled, 2008 ; Gao and Li, 2014). Ces modèles fonctionnent avec des jeux de données facilement accessibles et peuvent également utiliser des indicateurs très agrégés (pourcentage d'occupation du sol, type de sol, index topographique, etc.).

Les modèles **mécanistes**, à l'opposé, s'attachent par une approche dite 'bottom-up' à décrire physiquement les processus qui régissent l'évolution du système étudié à partir d'équations fondées sur les lois de la physique (conservation de la masse, de la quantité de mouvement, de l'énergie), de la chimie (équilibre et cinétique chimique) ou de la biologie (loi de comportement de croissance) (Flipo, 2005). Leur résolution se fait le plus souvent à partir de schémas numériques de type différences ou éléments finis. Les modèles mécanistes font l'hypothèse que les conditions contrôlées dans lesquelles leurs équations sont établies (une colonne de sol homogène par exemple en condition de laboratoire) sont les mêmes que celles

dans un domaine plus large (parcelle, versant, bassin versant), et que la variabilité spatiale au niveau du bassin versant peut être correctement représentée par les valeurs distribuées des entrées et des paramètres du modèle (Gupta et al., 2012 ; Fatichi et al., 2016). Les paramètres et les états des modèles à base physique correspondent en principe à des quantités mesurables in-situ (Savenije 2009 ; Gharari, 2016 ; Fenicia et al., 2016). Ces modèles sont en général utilisables sur des surfaces modérées (5-50 km<sup>2</sup>) car ils nécessitent de disposer et/ou acquérir un nombre important de données, ce qui rend leur utilisation coûteuse en nombre et précision des données, et en temps (Dupas et al., 2011 ; Nalbantis et al., 2011).

Les modèles **conceptuels** constituent une classe intermédiaire entre l'approche top-down et bottom-up dans laquelle on trouve, suivant le mode de construction, les modèles conceptuels à base empirique et les modèles conceptuels à base physique. Ces modèles abandonnent l'ambition de tout spécifier à partir de données d'observations ou à partir d'une description à base physique du système. Au lieu de cela, les connaissances à priori sont utilisées pour définir un schéma conceptuel du modèle, typiquement une série de compartiments de stockage et de flux entre ces compartiments (McIntyre et al., 2014). Dans un souci de simplification, les modèles conceptuels peuvent reposer sur des représentations schématiques de certains processus décrits physiquement. Par conséquent, les paramètres et les variables d'état de ces modèles conceptuels ne correspondent pas directement à des quantités observables (Abbott, 1996). Leurs paramètres doivent donc être estimés par des techniques de calibration (Fenicia et al., 2016). Pour harmoniser et simplifier la conception des modèles conceptuels, de nouvelles approches dites 'flexibles' proposent aux modélisateurs un cadre pour faire des hypothèses, construire et tester différentes structures de modèles conceptuels utilisant des combinaisons de composants génériques (Fenicia et al., 2011).

Bien que ce type de classification épistémologique soit éclairant pour s'y retrouver parmi les nombreux modèles numériques, cette distinction en pratique n'est pas si simple. Beaucoup de modèles ne peuvent pas sans ambiguïté être assignés à un seul type. Ils combinent souvent des approches multiples pour la représentation des différents composants du système étudié (Flipo, 2005 ; Dupas et al., 2011 ; Fenicia et al., 2016).

Dans une **classification mathématique**, on différencie les modèles **déterministes**, 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 spatiale** conduit à la distinction entre :

- les modèles **globaux**, sans découpage de l'espace qui considèrent le bassin versant comme un ensemble homogène. Ces modèles peuvent modéliser le système de façon conceptuelle à partir de cascades de réservoirs (Fovet et al., 2015) ou d'une approche mécaniste simplifiée (Molénat et al., 1999),
- les modèles **semi-distribués**, dont l'espace est segmenté en unités homogènes en terme de caractéristiques physiques (types de sol, type d'occupation du sol, zone météo, etc.), structurelles (réseau de drainage, pente, etc.) ou de caractéristiques de fonctionnement (à partir du concept de 'similarité hydrologique', cf. Wagener et al., 2007). Les HRU (Hydrologic Response Unit) sont basées sur ce concept (Fenicia et al., 2016),
- les modèles **distribués**, qui intègrent la variabilité spatiale des caractéristiques du système (variables d'entrées et de forçage, paramètres, structures paysagères, etc.) sous forme de maillage (quadrillage régulier ou discrétisation spatiale irrégulière). Un modèle spatialisé représente le bassin versant comme une association d'entités plus petites, à l'intérieur desquelles on admet l'homogénéité (Blöchl et Sivapalan, 1995). Ces unités peuvent être en interactions ou bien seulement agrégées.

Concernant la **classification basée sur la discrétisation du temps**, les modèles **statiques** ne proposent pas d'évolution temporelle, alors que les modèles **dynamiques** peuvent être continus et événementiels (avec un échéancier et une résolution temporelle). La discrétisation du temps des modèles dynamiques est variable, depuis les pas de temps infra-journaliers jusqu'aux pas de temps pluriannuel. Concernant les échelles de temps prises en compte dans les modèles agro-hydrologiques, la gamme est large. Les processus au niveau des exploitations sont à base d'événements et se déroulent le long des cycles de cultures, des cycles de reproduction des animaux ou à l'échelle annuelle. Les processus naturels peuvent être très courts (quelques secondes à quelques minutes) comme le dépôt de  $\text{NH}_3$  à proximité

d'un bâtiment d'exploitation ou le ruissellement de surface pendant une forte pluie. Certains processus peuvent au contraire être très longs comme les transferts hydrologiques qui peuvent durer plusieurs années, voire des décennies entre les précipitations et la sortie à l'exutoire du bassin (Cellier et al., 2011).

#### 1.4.1.2. Classification des modèles du sous-système de production

Dans les modèles agro-hydrologiques, le système de production peut être modélisé de façons très diverses. On retrouve les classifications statiques ou dynamiques, empiriques ou mécanistes, déterministes ou stochastiques (Jones et al., 2016). Les approches les plus simplifiées considèrent uniquement les entrées ou les surplus d'azote sur un territoire comme indicateur d'une pression polluante potentielle (e.g. le modèle SPARROW, Smith et al., 1997 ; ou NUTTING, Dupas et al., 2013), sans modéliser directement la croissance et les exportations des cultures. A l'opposé, certains modèles proposent une modélisation fine du système de production avec la prise en compte des activités agricoles (semis, fertilisation, récolte, etc.) issues du système technique, des décisions à l'origine de ces activités et des processus liés à la croissance des cultures impactant les flux d'eau et de solutés au niveau du système biophysique.

Les modèles biophysiques dans le cas des productions végétales, aussi appelés modèles de cultures peuvent avoir des formalismes très variés. D'une manière générale, ils visent à estimer certaines grandeurs agronomiques ou environnementales à partir du calcul dynamique de flux de matière entre différents compartiments plus ou moins nombreux du système biophysique (différents horizons du sol, différents organes de la plante). Un nombre important de modèles de cultures ont été produits dans le monde au cours des 30 dernières années (van Ittersum et Donatelli, 2003 ; Jones et al., 2016). Cependant, ils reposent tous sur le même principe de base de calcul de la production de biomasse potentielle déterminée par la quantité de lumière interceptée par la canopée. Ce potentiel est alors réduit par des fonctions de contrainte résultant de la comparaison des ressources en eau et en azote disponibles avec les quantités nécessaires à la culture pour réaliser son potentiel de production (Le Gal et al., 2010).

Le sous-système technique en production végétale est modélisé par une succession d'actions techniques qui sont appliquées sur chaque parcelle (e.g. la séquence d'actions de la

préparation du sol à la récolte). Ces séquences techniques sont décrites pour une saison culturale (ou sur plusieurs années pour des cultures plus pérennes) mais à la résolution du modèle agro-hydrologique, généralement journalier. Les caractéristiques de ces séquences (date d'application, détails de chaque action) peuvent être définies de façon statique en entrée du modèle, ou de façon dynamique suite à l'activation, au cours de la simulation, de règles de décision par des états particuliers du système biophysique.

Lorsque les décisions sont modélisées, elles sont traduites par un ensemble de pratiques agricoles en vue d'atteindre un objectif précis. Cet objectif peut concerner une dimension uniquement économique : maximiser des productions, des profits, une marge brute et/ou minimiser les coûts (Schaeller, 2011 ; Moreau, 2012). L'objectif peut aussi s'attacher à minimiser les risques d'émission vers l'environnement (Salmon-Monviola et al., 2011) ou à optimiser une organisation du travail (Dounias et al., 2002). Enfin, la modélisation de la décision peut prendre en compte 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 pour la modélisation de la décision. Ces entités de gestion sont généralement conduites par les agriculteurs : les parcelles, les lots de parcelles, les animaux ou les lots d'animaux, certaines performances zootechniques des animaux, les capacités de stockage d'aliments ou d'effluents, les machines agricoles. 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 (Le Gal et al., 2010 ; Robert et al., 2016) :

- 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 agricoles (Moreau, 2012 ; Moreau et al., 2013a). 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 (Moreau, 2012)

sous la forme, par exemple, d'un changement de parcelle d'animaux ou des modifications de complémentation de la ration alimentaire.

- les **décisions opérationnelles** qui 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 contraintes techniques ou de milieu (conditions climatiques, temps de travail, machines disponibles, etc.) (Salmon-Monviola et al., 2011).

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 Gal et al., 2010 ; Dury, 2011). Le corpus de règles définit une possible succession de pratiques soumises à conditions (sous la forme SI condition ALORS action), et est surtout utilisé pour les décisions tactiques (Chatelin et al., 2005 ; Bergez et al., 2010 ; Le Gal et al., 2010) ou opérationnelles.

L'approche à base de règles devient compliquée lorsqu'il s'agit de représenter en détail les processus de décisions pour des planifications annuelles ou pluriannuelles que l'on rencontre habituellement dans les systèmes agricoles. Dans ce cas, on utilise le concept de modèle d'action, notamment pour les décisions stratégiques, qui s'appuie sur trois niveaux pour formaliser la décision (Schaller, 2011 ; Dury, 2011 ; Moreau, 2012) :

- un ou plusieurs objectifs généraux qui orientent l'ensemble des décisions de l'agriculteur ;
- un programme prévisionnel et des états-objectifs intermédiaires qui définissent des points de passage obligés et des moments où l'agriculteur peut faire des bilans en vue de 'mesurer' où il en est de la réalisation de ses objectifs généraux ; se trouvent ainsi fixés les indicateurs qui serviront aux décisions ;
- un corps de règles qui en fonction d'un champ d'événements futurs perçus comme possibles par l'agriculteur, définit, pour chaque étape du programme, la nature des décisions à prendre pour parvenir au déroulement souhaité des opérations et la nature des solutions de rechange à mettre en œuvre si, à certains moments, ce déroulement souhaité n'est pas réalisable.



### 1.4.2. Intérêts d'une approche spatialisée pour la modélisation agro-hydrologique

Les modèles spatialement distribués ou semi-distribués permettent de représenter l'hétérogénéité spatiale du bassin versant (Dehotin, 2007 ; Fenicia et al., 2016) qui va déterminer les flux d'eau et d'éléments. Cette approche de modélisation permet notamment d'étudier les effets de la variabilité spatiale des occupations des sols et des pratiques culturales sur la qualité de l'eau (Beaujouan et al., 2001, 2002 ; Durand et al., 2002). Ces modèles sont aussi particulièrement pertinents pour analyser la variabilité spatio-temporelle des flux d'eau et d'éléments au niveau de différents compartiments du bassin (plante, sol, nappe, atmosphère) (Beaujouan et al., 2001 ; Ferrant et al., 2014). Ce type d'analyse permet de localiser les sources et les puits de l'azote dans les paysages, c'est-à-dire les zones sujettes à la lixiviation de l'azote par rapport aux zones favorables à la rétention d'azote (zones tampons), dont la dynamique est fonction des systèmes de cultures, des conditions hydrologiques et pédo-climatiques.

Cette approche distribuée favorise également la prise en compte de la complexité des liens existant entre les composants du bassin versant représentée à travers le concept de connectivité hydrologique (Tezlaff et al., 2007 ; Lane et al., 2009 ; McIntyre et al., 2014 ; Clark et al., 2015). Ces modèles peuvent prendre en compte les interactions entre les haut et bas de versant mais aussi les connections entre les parcelles et le réseau hydrographique ou la nappe d'eau souterraine, qui sont considérés comme une composante hydrologique essentielle notamment pour l'estimation des écoulements rapides ou préférentiels associés au transfert des pesticides (Payraudeau and Grégoire, 2012). Si ces modèles offrent de nombreux avantages, il faut néanmoins garder à l'esprit que l'hétérogénéité spatiale du bassin versant ne peut pas être complètement représentée à travers la modélisation distribuée (Durand et al., 2002).

Dans le cadre de cette thèse, où la prise en compte de l'hétérogénéité des caractéristiques et des processus au niveau du bassin versant agricole est essentielle pour l'analyse des flux, nous nous focaliserons sur les modèles agro-hydrologiques distribués et semi-distribués.

### 1.4.3. Modèles agro-hydrologiques spatialisés : état de l'art

Les synthèses détaillant et comparant, à partir de clés de classification, les modèles agro-hydrologiques spatialisés au niveau du bassin versant sont nombreuses (Payraudeau, 2002 ; Borah and Bera, 2003 ; Flipo, 2005 ; Breuer et al., 2008 ; Schoumans et al., 2009 ; Yang and Wang, 2010 ; Dupas et al., 2011 ; Payraudeau and Grégoire, 2012 ; Gao and Li, 2014 ; Wellen et al., 2015). Réaliser une présentation et une comparaison exhaustive des modèles existants n'est pas ici notre objectif. Nous nous limiterons aux principaux modèles spatialisés (distribués ou semi-distribués), dynamiques prenant en compte différents paramètres de la pollution diffuse agricole (pesticides, nutriments) afin de mettre en exergue les principales limites actuelles de ces modèles. Pour souligner les différences entre les approches, nous distingueront parmi ces modèles ceux dont la modélisation du système de production agricole est très simplifiée (réduite à des indicateurs ou des relations fonctionnelles simples pour décrire plusieurs processus du système sol-plante-atmosphère) de ceux qui prennent en compte de façon explicite tout ou partie du système de production, notamment le sous-système biophysique.

#### 1.4.3.1. Modèles spatialisés avec module agronomique simplifié

Les modèles spatialisés avec un module agronomique simplifié sont souvent des modèles conceptuels empiriques ou à base physique, pour lesquels la croissance des cultures n'est pas simulée. Dans ce type de modèle, les sources d'azote d'origine agricole, correspondant aux surplus azotés au niveau du sol ou des fuites sous-racinaires, sont définies en entrée du modèle. Dans cette catégorie, on peut citer par exemple les modèles **Sparrow** (Smith et al., 1997) ou **Nutting** (Dupas et al., 2013). Dans d'autres modèles comme **Green** (Grizzetti et al., 2012 ; Malagó et al., 2015), la description de la dynamique dans le système sol-plante est un peu plus complexe car basée sur de nombreuses entrées (dépôt atmosphérique, fixation biologique de l'azote, application d'engrais minéraux et d'effluents d'élevage) et des coefficients de transfert et/ou d'abattement sur les versants et dans les rivières (Billen et al., 2011 ; Dupas et al., 2011).

Le modèle de qualité des eaux **Seneque-Riverstrahler** (Ruelland et al., 2007 ; Ruelland, 2009) couple un système d'information géographique avec un modèle qui décrit dynamiquement au pas de temps décadaire le fonctionnement biogéochimique (Billen et al., 1994) des bassins versants de taille supérieure à 100 km<sup>2</sup>. L'activité agricole y 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, par ruissellement ou lixiviation, sont issus d'un prétraitement correspondant au calcul des concentrations sous racinaires, issus d'autres modèles ou simplement d'abaques empiriques, et sont 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.

Ces différentes simplifications s'expliquent par l'objectif de ces modèles qui est de simuler les impacts de pollutions diffuses sur la qualité de l'eau au niveau de grands bassins versants à l'échelle régionale (Billen et al., 2011) ou nationales (Dupas et al., 2013). A ces échelles spatiales, l'explicitation du détail des entrées notamment agricoles, des processus et de la mosaïque paysagère n'est pas envisageable. Cela oblige le modélisateur à considérer des résolutions spatiales faibles (le bassin versant élémentaire par exemple) et à simplifier les sous-systèmes et leurs processus internes.

#### 1.4.3.2. Modèles spatialisés avec module agronomique élaboré

Parmi les modèles intégrant un module agronomique plus élaboré, on peut distinguer les modèles semi-distribués et distribués.

*Parmi les modèles semi-distribués*, le modèle **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 et le transfert de pesticides vers les masses d'eau. SWAT fonctionne à un pas de temps journalier et avec une discrétisation spatiale des processus basée sur des unités homogènes de réponse (HRU), construites à partir de classifications basées sur l'occupation du sol, les types de sol et la pente (Panagopoulos et al., 2014) (Fig. 10). Le caractère semi-distribué du modèle 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 (Ferrant, 2009). SWAT ne simule pas correctement la distribution spatiale du processus de dénitrification du fait de la mauvaise représentation de la variabilité spatiale des conditions d'humidité du sol et des niveaux de nappe (Epelde et al., 2016). Le module de culture est basé sur le modèle EPIC (Williams et al., 1984). Les entrées d'azote et de pesticides sont renseignées en entrée par la description des pratiques (culture semée, type de fertilisation et quantité, date de chaque opération technique) au niveau des unités homogènes, ce qui implique que l'on ne peut pas spécifier la parcelle sur laquelle est appliquée l'opération technique (Yang et Wang, 2010).

Le modèle semi-distribué **INCA** (Integrated Nitrogen in CATCHments) (Whitehead et al., 1998), a également été développé pour caractériser les multiples sources d'azote et leur distribution spatiale dans les bassins. Le pas de temps est journalier, les pratiques agricoles et les processus sol-plante-atmosphère sont simulés de manière simplifiés. Les écoulements dans les sous-bassins sont déterminés par des temps de transferts, paramètres d'entrée du modèle. Son inconvénient majeur pour modéliser les systèmes de cultures est la limite fixée à 6 classes d'occupation du sol par sous-bassin.

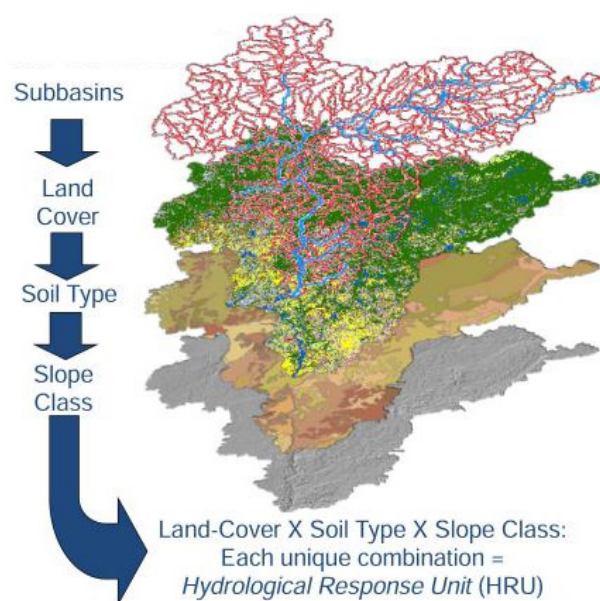


Fig. 10 : Principe de construction des unités homogènes de réponse avec le modèle SWAT (à partir d'illustration du site web St. Croix Watershed Research Station<sup>11</sup>)

Le modèle de cultures **STICS** (Brisson et al., 1998) a été couplé aux modèles **MODCOU** (modèle hydrologique couplé surface-souterrain) et **NEWSAM** (modèle de transport d'éléments dans l'aquifère) (Gomez, 2002 ; Ledoux et al., 2007). Ce modèle agro-hydrologique permet de simuler l'effet de pratiques agricoles sur les émissions d'azote vers les masses d'eau. Ce modèle couplé est basé sur une spatialisation de STICS au niveau d'unités spatiales élémentaires reposant sur le croisement de petites régions agricoles, des types de sol et de l'occupation du sol. STICS fournit au module hydrologique les flux de nitrate infiltrés au niveau de la zone racinaire au pas de temps journalier (Flipo, 2005). Les

<sup>11</sup> Lake Looks Like A River (consulté le 5.5.2017). <https://scwrs.wordpress.com/2015/11/23/lake-looks-like-a-river/>

pratiques agricoles sont renseignées à partir d'informations issues de bases de données régionales et d'enquêtes au sein des unités agricoles homogènes. Les interactions entre les modules de culture et de nappe sont inexistantes (Moreau, 2012). Le modèle couplé **CAWAQS** (Flipo, 2005 ; Flipo et al., 2007), se base sur cette architecture de modèles et l'améliore notamment en représentant, avec le modèle PROSE, les processus hydrauliques et géochimiques dans la rivière.

Plus spécifiquement dédié à l'étude des effets des pratiques agricoles sur les transferts d'herbicides, le modèle conceptuel semi-distribué **SACADEAU** (Cordier et al., 2005 ; Cordier et al., 2009 ; Gascuel-Oudou et al., 2009a) est basé sur un arbre d'exutoire de parcelles (Gascuel-Oudou et al., 2011) pour les transferts de surface et sur un schéma basé sur la similarité hydrologique de zones ayant un index topographique identique pour les transferts de nappe. Les éléments du paysage (routes, haies, fossés) sont pris en compte pour la construction de l'arbre d'exutoire de parcelles ce qui permet de bien représenter les connectivités hydrologiques entre les parcelles au niveau de bassin versant (Gascuel et al., 2011 ; Payraudeau and Grégoire, 2012). Ce modèle est couplé à un modèle de décision pour l'application d'herbicides (Salmon-Monviola et al., 2011) et un modèle de cultures simplifié. Les pratiques agricoles appliquées au niveau des parcelles sont renseignées à partir de données d'enquêtes disponibles seulement sur quelques mois. Ce modèle est utilisé dans un but de recherche afin de mieux comprendre les effets des structures du paysage, des pratiques et des décisions agricoles sur le transfert d'herbicides, mais également comme outil d'aide à la décision pour l'évaluation de scénarios d'atténuation de la pollution par les herbicides.

***Parmi les modèles distribués***, le modèle hydrologique à base physique **MIKE SHE** (Abbott et al., 1986) (Fig. 11) a été couplé au modèle de cultures **DAISY** (Abrahamsen and Hansen, 2000) pour simuler la dynamique de l'eau, de l'azote et la croissance des cultures au niveau de bassins versants ruraux. Le pas de temps est journalier et la représentation de l'espace est maillée (différences finies). Les entrées d'azote d'origine agricole sont définies 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, ce qui est possible vu la petite taille ( $<1 \text{ km}^2$ ) des bassins étudiés (Ewen, 2000).

Les inconvénients majeurs de ces deux derniers modèles sont le nombre important de paramètres à renseigner pour les modèles hydrologiques à base physique que sont SHE et SHETRAN, lui-même basé sur SHE (Yang and Wang, 2010 ; Gao and Li, 2014). La difficulté pour paramétrer le modèle, pour renseigner les pratiques agricoles et le temps de calcul nécessaire à l'exécution des simulations, limite l'application de ces modèles à de petites échelles spatiales et temporelles.

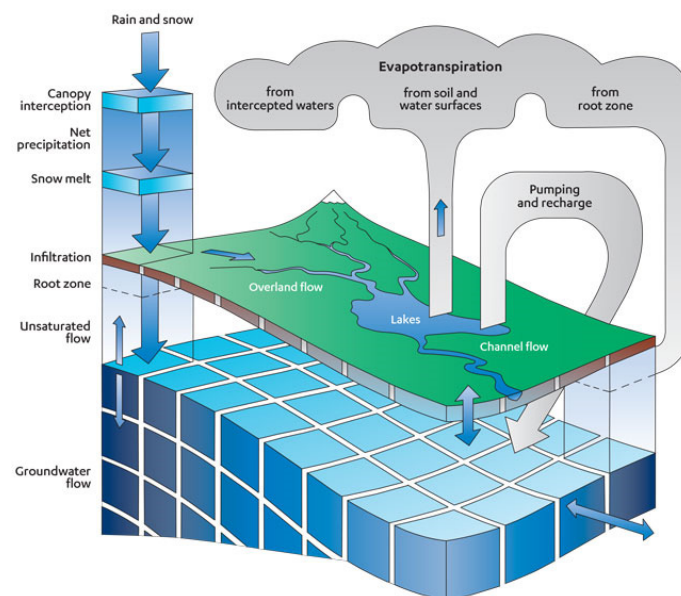


Fig. 11 : Description schématique du modèle MIKE SHE

**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 la dynamique de l'eau, de l'azote et des pesticides 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 événementiel et le modèle est distribué sous forme de maille régulière avec la possibilité d'avoir des tailles de maille variables. Les entrées d'azote et de pesticides sont renseignées sur chaque parcelle à partir d'informations venant de statistiques nationales ou d'enquêtes selon la superficie du bassin étudié (Yang and Wang, 2010 ; Moreau, 2012).

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 des cultures). Le pas de temps est journalier et le modèle est distribué et composé de mailles carrées, avec une résolution de maille généralement inférieure à 30 mètres (cf. la description plus détaillée de TNT2 en annexe du chapitre 5). Les entrées agricoles sont renseignées sur chaque parcelle, à partir d'informations venant de statistiques nationales et d'enquêtes.

Une synthèse des caractéristiques de ces différents modèles (Tab. 1), montrent que la définition des entrées agricoles est essentielle pour effectuer des simulations prenant en compte les effets des pratiques. Cependant ces données sont rarement disponibles à des résolutions telles que la parcelle et sur des échelles spatiales (bassin versant) et temporelles (quelques décennies) importantes (Grizetti et al., 2012 ; Dunn et al., 2013).

Modèle	Echelle applications	Résolution spatiale	Entrées agricoles	Approche
GREEN	Echelle régionale	Sous-bassins connectés selon la structure de la rivière	Pratiques moyennes pour chaque occupation du sol définies dans chaque sous-bassin	Conceptuel empirique. Régression basée sur des données spatialisées
NUTTING	Echelle régionale	Masses d'eau	Approche basée sur le bilan d'azote du sol et le calcul du surplus (NOPOLU)	Conceptuel empirique. Régression basée sur des données spatialisées
SPARROW	Echelle régionale	Sous-bassins connectés selon la structure de la rivière	Pratiques moyennes pour chaque occupation du sol définies dans chaque sous-bassin. Définition de pratiques pour chaque occupation du sol dans chaque HRU pour calcul d'un flux sous racinaire journaliers	Hybride : Mécaniste et statistique
SWAT	Echelle régionale	HRU	Approche basée sur le bilan d'azote du sol et le calcul du surplus pour le calcul d'une concentration sous racinaire par classe d'occupation du sol	Conceptuel semi-distribué
SENEQUE	Echelle régionale	Sous-bassins	Pratiques moyennes pour chaque occupation du sol (6 au max) définies dans chaque sous-bassin.	Conceptuel semi-distribué
INCA	Echelle régionale	Sous-bassins	Bases de données régionales et enquêtes	Conceptuel semi-distribué (culture) ; mécaniste (surface ; aquifère, rivière)
STICS-MODCOU-NEWSAM/CAWAQS	Echelle régionale	Unités agricoles homogènes (pour modèle de cultures)		
AGNPS	Petit bassin versant	Maille (tailles variables)	Pratiques définies au niveau des parcelles	Conceptuel distribué
DAISY-SHE	Petit bassin versant	Maille (différences finies)	Chronique de fertilisation pour chaque type d'occupation du sol puis agrégation par parcelle	Mécaniste distribué
SHETRAN/NITS	Petit bassin versant	Maille (différences finies)	Chronique de fertilisation pour chaque type d'occupation du sol puis agrégation par parcelle	Mécaniste distribué
TNT2	Petit bassin versant	Mailles	Pratiques définies au niveau des parcelles (agrégation de plusieurs mailles)	Conceptuel distribué
SACADEAU	Petit bassin versant	Parcelles	Pratiques définies au niveau des parcelles	Conceptuel semi-distribué

Tab. 1 : Synthèse des données agricoles nécessaires en entrée des modèles spatialisés considérés



#### 1.4.4. Typologies de scénarios utilisés par les modèles agro-hydrologiques

Les modèles agro-hydrologiques sont souvent utilisés en s'appuyant sur des scénarios pour explorer des futurs possibles ou évaluer les conséquences potentielles de différentes stratégies de remédiation. La notion de scénario peut se définir comme une description de conditions futures potentielles, développée pour produire de la connaissance et pour éclairer la prise de décision (Wilkinson et Eidinow, 2008). Certains auteurs incluent dans cette définition la description de conditions passées pour effectuer des analyses rétrospectives (Servais et al., 2007 ; Houet, 2009). Pour mieux classifier les différents types de scénarios, Wilkinson et Eidinow (2008) proposent une distinction basée sur l'objet du scénario :

- le scénario **centré sur les acteurs** : le principal objectif est de partager entre les acteurs<sup>12</sup> une terminologie et une compréhension commune autour d'un enjeu environnemental afin de concevoir de nouvelles stratégies et planifications au niveau d'un territoire.

- le scénario **centré sur le problème** : ce type de scénario est basé sur l'enjeu au niveau d'un territoire et les objectifs à atteindre pour répondre à cet enjeu.

Les scénarios centrés autour des acteurs sont obtenus par des jeux de rôle, discussion et/ou construction conjointe entre les différents acteurs autour d'un enjeu (Moreau, 2012). 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).

A partir de cette distinction et une adaptation de la classification des scénarios de Borjeson et al. (2006), Moreau (2012) propose une typologie des scénarios en sciences de l'environnement (Fig. 12). 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.

---

<sup>12</sup> Le terme 'acteur' est utilisé ici comme synonyme du terme 'parties prenantes' (en anglais, 'stakeholders') c'est dire quelqu'un (ou institution) ayant une influence directe ou indirecte sur une ressource ou qui est affecté par des décisions relatives à la gestion de cette ressource (Leenhardt et al., 2012).

Les scénarios **explicatifs** ou rétrospectifs permettent d'effectuer des analyses dites 'ex-post' pour évaluer par exemple les impacts de programmes de mesures après leurs mises en œuvre. Ce type de scénario, utilisé avec des modèles agro-hydrologiques, permet de mieux comprendre des trajectoires passées et d'identifier les facteurs qui ont joué un rôle, et qui sont susceptibles de jouer un rôle dans le futur, sur une variable d'intérêt (la concentration de nitrate à l'exutoire d'un bassin par exemple). Les données de simulations ex-post permettent également de pallier le manque (fréquence d'acquisition insuffisante) ou l'absence de données d'observations sur les bassins versants suivis.

Les scénarios **normatifs** cherchent à répondre à des questions du type 'Que faut-il faire pour ?'. Ces scénarios éclairent sur les moyens à mettre en œuvre pour atteindre un objectif prédéfini.

Les scénarios **prédictifs** et **exploratoires** cherchent à répondre à des questions du type 'Que se passe-t-il si ?'. L'approche prédictive consiste à concevoir des scénarios qui sont les plus susceptibles de se produire (e.g. des 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 et leurs effets sur le système étudié afin de mieux raisonner les actions à entreprendre et d'anticiper des adaptations. Selon les facteurs d'évolutions, on distingue également les scénarios **internes** (anthropiques) ou **externes** (non-anthropiques).

Cette typologie permet de situer les scénarios qui seront utilisés dans cette thèse à travers les différents cas d'études de modélisation agro-hydrologique. Nous utiliserons des scénarios centrés sur le problème de pollution diffuse, de type exploratoire, externe pour l'évaluation du changement climatique et interne préservant (sans modification de la structure du système) pour l'évaluation des changements de pratiques agricoles (portant sur la fertilisation azotée et le traitement aux herbicides).

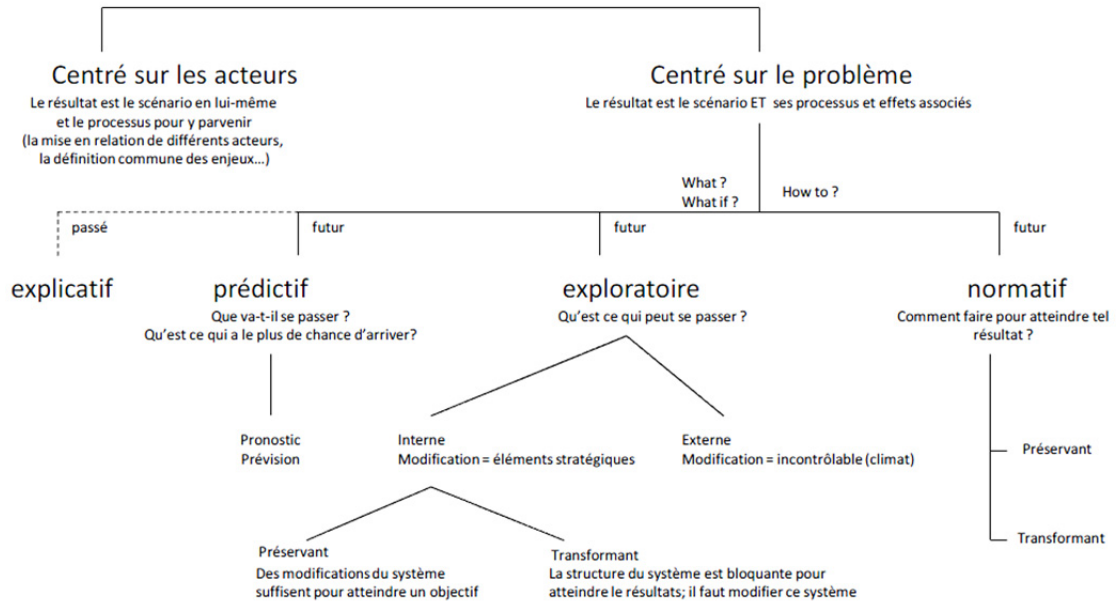


Fig. 12 : Typologie des scénarios en sciences de l'environnement (Moreau, 2012)

## **1.5. Limites de la modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée**

Les modèles agro-hydrologiques distribués, conçus d'abord comme des outils de connaissance traduisant une certaine vision du système étudié, sont aussi devenus des outils d'appui aux décisions de gestion de la ressource en eau. Ces modèles sont en effet largement utilisés pour évaluer l'effet :

- des pratiques agricoles ou d'aménagement du paysage sur la qualité de l'eau (Durand, 2004 ; Viaud et al., 2004 ; Gascuel-Oudou et al., 2009a ; Ferrant et al., 2011 ; Benhamou et al., 2013 ; McDowell et al., 2014) ;

- d'actions passées de remédiation de la pollution diffuse (évaluation ex-post), ou comme un outil de prospective pour évaluer la pertinence des nouvelles actions (évaluation ex-ante) (Jakeman and Letcher, 2003 ; Cherry et al., 2008 ; Salmon-Monviola et al., 2012a ; Moreau et al., 2012 ; Durand et al., 2015) ;

- du changement climatique sur la qualité de l'eau (Sonnenborg et al., 2011 ; Salmon-Monviola et al., 2013 ; Wellen et al., 2015).

Si ces modèles sont souvent utilisés pour des approches heuristiques ou opérationnelles, ils sont encore sujets à des problèmes et limites discutés par de nombreux auteurs (Beven, 2001a ; Jakeman and Letcher, 2003 ; Rode et al., 2010 ; Breuer et al., 2010 ; Lerner et al., 2011 ; Laniak et al., 2013 ; Wellen et al., 2015). Ces limites constituent autant de défis à relever qui doivent orienter les futurs développements de la modélisation agro-hydrologique distribuée.

### 1.5.1. Complexité spatiale et effet d'échelle

Une difficulté majeure pour les approches de modélisation distribuée est de représenter correctement la variabilité spatiale qui caractérise la physiographie et la dynamique du bassin versant. L'enjeu est notamment de prendre en compte la variabilité spatiale qui caractérise à la fois les processus de transfert et de transformation dans les différents compartiments de surface et de sub-surface mais également les flux d'eau et d'éléments (Rode et al., 2010). La

question sous-jacente est de déterminer, en fonction d'une problématique donnée, quel niveau de complexité spatiale (quelle résolution spatiale ? quels objets surfaciques ? quels compartiments ? quels processus ?) intégrer dans un modèle pour représenter correctement cette variabilité (Dehotin, 2007 ; Refsgaard et al., 2007). Bien que cette question soit importante pour la sélection ou la conception d'un modèle, un cadre général permettant la détermination de la complexité, notamment spatiale, optimale d'un modèle en fonction d'une problématique et d'un bassin versant fait cependant encore défaut (Rode et al., 2010).

Un autre problème à résoudre, appelé 'effet d'échelle' (Beven, 1995 ; Chahinian, 2004), relève du décalage entre l'échelle de mesure de terrain et l'échelle de discrétisation et d'application des modèles. En raison de cet effet d'échelle se pose la question de la représentativité des paramètres et plus généralement des données utilisées par les modèles lors de leur utilisation à une échelle supérieure à celle où elles ont été acquises. De plus, l'échelle où les processus ont été étudiés et formalisés (à l'échelle du point ou de la tâche de mesure) n'est souvent pas la même que celle utilisée dans les modèles agro-hydrologiques spatialisés (parcelle, versant, bassin versant). Il est alors nécessaire de faire converger l'échelle des observations et l'échelle de la modélisation à travers une démarche qui cherche à exploiter des connaissances acquises à la micro-échelle pour les appliquer ensuite à de plus grandes échelles (Ebel et Loague, 2006 ; Clark et al., 2015) à travers différentes techniques de changement d'échelle. Certaines méthodes visent à rechercher une équivalence entre les paramètres des modèles et les mesures du terrain. On parle alors de paramètres équivalents. D'autres méthodes utilisent des techniques d'agrégation pour passer de l'échelle locale de la mesure à l'échelle globale de l'unité hydrologique. Enfin, d'autres méthodes essayent de mettre à l'échelle ('scaling') les lois régissant les processus d'écoulement (Chahinian, 2004).

Bien qu'une telle approche de changement d'échelle soit couramment effectuée dans la démarche de modélisation spatialement distribuée, et soit rendue possible grâce au progrès de la technologie informatique, son fondement scientifique reste controversé (Beven, 1995 ; Bashford et al., 2002 ; Savenije, 2009). En effet, ces changements d'échelles sont souvent réalisés par des méthodes statistiques plus ou moins complexes, qui nécessitent de nombreux paramètres supplémentaires. Il y a donc un risque d'aggraver la sur-paramétrisation des modèles distribués. De plus, un problème de représentativité se pose lors de ce passage à des échelles supérieures dû à la non-linéarité des processus au niveau du système bassin versant

(Chahinian 2004 ; Dehotin, 2007 ; Savenije, 2009 ; Rode et al., 2010). Il n'est en effet pas démontré que les théories développées à l'échelle locale puissent être appliquées à l'échelle du bassin versant. Le problème de paramétrisation des modèles distribués dû à cet effet d'échelle reste donc à résoudre car il n'y a pas encore de méthodes de changement d'échelle fiable et qui fasse l'unanimité parmi la communauté des modélisateurs (Chahinian 2004 ; Wagener et al., 2007 ; Rode et al., 2010). Cushman (1986) en déduit que l'idéal serait de choisir d'abord l'échelle de modélisation et de planifier ensuite les instrumentations et observations nécessaires à la mesure, pour pouvoir en déduire les lois d'écoulement à l'échelle de travail, démarche qui n'est généralement pas possible (Zin, 2002). D'autres auteurs proposent également d'orienter les efforts de recherche sur les équations physiques décrivant les processus à des échelles moyennes (non ponctuelles ou intermédiaires) (Zin, 2002 ; Dehotin, 2007 ; Fenicia et al., 2016). Une alternative pour contourner le changement d'échelle pourrait être l'acquisition d'un plus grand nombre de données permise par de nouvelles technologies d'observation à haute fréquence, haute résolution à travers des capteurs plus performants, des innovations en géophysique ou en télédétection.

## 1.5.2. Equifinalité et incertitude

### 1.5.2.1. Equifinalité

Les différentes approches pour modéliser le système bassin versant agricole, les différents processus pris en compte et eux-mêmes décrits par de nombreux paramètres pour la représentation spatiale de la dynamique de l'eau, des éléments associés et de la croissance des cultures, peut conduire à des problèmes de non-unicité ou équi-finalité. Ce problème d'équi-finalité signifie que plusieurs structures de modèles ou plusieurs combinaisons de paramètres dans un modèle donné peuvent reproduire de façon acceptable le comportement observé (les flux d'eau ou de solutés à l'exutoire par exemple) d'un système (Beven and Freer, 2001 ; Beven, 2001a ; Durand et al., 2002 ; Beven and Smith, 2015). Il est donc difficile, à travers une démarche de modélisation de trouver un modèle et un jeu de paramètres uniques permettant de représenter de façon optimale l'état et l'évolution d'un système bassin versant agricole. La sur-paramétrisation de la plupart des modèles spatialisés, par rapport à la faible quantité des données d'observations disponibles pour contraindre le modèle lors de la calibration, contribue à ce problème d'équi-finalité.

Deux réponses peuvent être apportées à ce problème de sur-paramétrisation des modèles et d'équifinalité :

- construire des modèles parcimonieux, permettant de capturer les processus les plus importants (Radcliffe et al., 2009 ; Dupas, 2015 ; Dupas et al., 2016) et donc de limiter le nombre de paramètres. En contrepartie, la capacité de transposition, temporelle et spatiale, de ces modèles peut être assez limitée. Ces modèles peuvent s'avérer incapables de simuler des changements où des processus de second ordre, négligés par l'approche parcimonieuse, peuvent se révéler importants.

- procéder à des analyses de sensibilité. Les analyses de sensibilité permettent d'identifier les paramètres et les variables d'entrée qui ont une forte influence sur les sorties d'un modèle. Ce type d'analyse peut permettre d'éliminer certains paramètres peu sensibles du modèle ou de ne pas les faire varier lors de l'étape de calibration (Ambroise, 1999) ; de cibler l'acquisition d'autres données pour fournir des informations afin de mieux caractériser un processus dont les paramètres sont sensibles (Moreau et al., 2013b) ; ou d'améliorer la vision conceptuelle du modèle (Medici et al., 2012).

#### 1.5.2.2. Incertitude

La quantification des incertitudes est actuellement une des questions clés en modélisation agro-hydrologique (Ferrant et al., 2014 ; Beven and Smith, 2015 ; Wellen et al., 2015), comme dans d'autres domaines. Cet intérêt est motivé par des considérations à la fois opérationnelles et scientifiques. Si les simulations agro-hydrologiques sont utilisées dans le cadre d'évaluation de scénarios de changements, l'estimation des incertitudes associées à ces résultats est fondamentale pour prendre des décisions opérationnelles. D'un point de vue plus scientifique, dans l'élaboration du modèle, l'estimation des incertitudes des résultats de simulations apporte de nouvelles informations sur le comportement des modèles et contribue à les améliorer.

Parmi les différentes classifications des incertitudes et de leurs sources, la plus courante consiste à considérer les incertitudes aléatoires et épistémiques. Le premier type est dû à la variabilité naturelle. Il est à-priori non réductible (Beven and Young, 2013) et la quantification de ce type d'incertitude peut être améliorée par l'acquisition de données.

L'incertitude épistémique est due d'une part à un manque de connaissances sur le système étudié et d'autre part à l'imprécision et aux erreurs humaines (Beven and Young, 2013 ; Chen, 2014). Elle est réductible par un progrès des connaissances, des modèles et de leur utilisation, et la qualité des données d'observation.

Plus précisément, les sources d'incertitudes des modèles agro-hydrologiques résultent de la structure du modèle lui-même, du choix des paramètres et des données utilisées (Chen et al., 2015). Les incertitudes sur la structure sont liées à notre connaissance incomplète du système étudié, les hypothèses et simplifications faites lors de la définition du modèle. Les incertitudes sur les paramètres sont liées au manque de données disponibles pour leur validation mais aussi une représentation imprécise de la gamme et de la distribution des valeurs de ces paramètres. Enfin, l'incertitude concernant les données provient de l'incertitude aléatoire, des erreurs de mesures, du traitement de ces données et des simplifications de la variabilité spatio-temporelle des données (les données de précipitations sont par exemple une source importante d'incertitude dû à la répartition spatiale des pluviomètres et la méthode utilisée pour spatialiser les données pluviométriques au niveau de modèles). Pour prendre en compte les différentes sources d'incertitude associées aux modèles, de nombreuses méthodes ont été développées (Bourguin, 2014 ; Chen, 2014). Les différentes méthodes proposées ces dernières années peuvent être caractérisées selon : 1) le formalisme mathématique : approches probabilistes ou non probabilistes ; 2) les différentes sources d'incertitude quantifiées : données, paramètres, modèle ; 3) et l'objectif poursuivi : meilleure connaissance du modèle, du système modélisé, ou quantification des marges d'erreurs sur les sorties du modèles. Il n'existe pas de consensus sur les méthodes les plus appropriées pour aborder la thématique des incertitudes, et aucune méthode ne peut prétendre répondre de manière adéquate aux différentes attentes exprimées par les utilisateurs ou les gestionnaires (Bourguin, 2014).

### 1.5.3. Disponibilité des données

Le besoin important de données pour la mise au point, la calibration et la validation constitue une limite importante pour les modèles agro-hydrologiques spatialisés. Ce besoin s'explique à la fois par les différentes composantes du système bassin versant agricole à prendre en compte (données sur la physiographie du bassin, les sols, le climat, les pratiques agricoles, séries sur la quantité et qualité de l'eau) et les différentes résolutions et échelles spatio-temporelles pour



lesquelles ces données sont nécessaires (Wauchope 2005 ; Schoumans et al., 2009 ; Rode et al., 2010 ; Sivakumar and Singh., 2012 ; Laniak et al., 2013 ; Gao et Li, 2014). Les données nécessaires aux modélisations agro-hydrologiques spatialisées sont cependant rarement disponibles à l'échelle ou à la résolution spatiale requise (Ambroise 1999 ; Dehotin, 2007 ; Dunn et al., 2013). Cette non-adéquation entre les échelles de mesure et de la modélisation pose la question d'une représentation satisfaisante des hétérogénéités et des fonctionnements (Amboise, 1999) tant à l'échelle des unités de discrétisation (mailles) que de l'ensemble du bassin versant agricole. Lorsque les données sont disponibles elles sont souvent porteuses d'incertitude et ne contiennent pas assez d'informations pour contraindre correctement un modèle agro-hydrologique distribué (Durand et al., 2002).

Les données utilisées par les modèles agro-hydrologiques sont généralement disponibles à méso-échelle (10-100 km<sup>2</sup>) avec des plans d'échantillonnage réguliers mais rares (par exemple deux fois par semaine ou par mois). Les limites de cette résolution temporelle ont notamment pour conséquence la mauvaise caractérisation des événements extrêmes (Dunn et al., 2013). Pour les bassins bien instrumentés la résolution temporelle peut-être meilleure, mais les paramètres sont généralement analysés à l'exutoire du bassin ce qui ne permet pas d'avoir des données pour la calibration des modèles en des points intermédiaires pour reproduire correctement la dynamique interne du bassin. Des avancées ont été réalisées pour l'acquisition de données sur les sols ou les assolements au niveau des bassins versants mais les données concernant par exemple la pluie, les pratiques agricoles, les paramètres qualités (Dunn et al., 2013) restent encore souvent insuffisantes.

#### 1.5.3.1. Origine du manque de données

Le manque de disponibilité de données s'explique à la fois par :

- des problèmes métrologiques : malgré un très rapide développement technologique de l'instrumentation de terrain qui a permis d'améliorer considérablement la fiabilité des capteurs et d'automatiser de nombreuses mesures, la métrologie doit encore beaucoup progresser (sur les mesures des précipitations, de l'évapotranspiration, des paramètres qualité).

- un manque de moyens : les données peuvent ne pas être disponibles sur la zone d'étude ou disponibles mais pas à la résolution spatiale et temporelle requise. Il est en effet rarement possible, sauf dans des bassins de recherche bien équipés, de multiplier les points de mesure, pour des raisons de coût des appareillages, d'acquisition et de traitement des données.

- l'accessibilité des données : si les données existent, leur accès peut être limité pour des raisons de coût, de confidentialité (enquêtes sur les pratiques agricoles par exemple) ou de diffusion insuffisante. Ce dernier aspect tend à s'améliorer par le mouvement amorcé, en France et à l'étranger, pour l'ouverture des données (Open Data) favorisant une pratique de publication de données librement accessibles et exploitables.

### 1.5.3.2. Manque de données agronomiques

Le manque de données de type agronomique est identifié comme une limitation forte pour la définition des entrées et la calibration des modèles agro-hydrologiques (Ruelland, 2009 ; Dunn et al., 2013 ; Ferrant et al., 2014). Les données permettant de décrire la dynamique spatiale des systèmes de cultures à une résolution fine sont notamment nécessaires dans un but heuristique pour la prise en compte des forçages agronomiques mais également dans un but opérationnel à la fois pour l'évaluation des scénarios de modifications de pratiques ou de systèmes agricoles passées (évaluation *ex-post*) ou prospectifs (évaluation *ex-ante*) (cf. Tab 1). Cependant ces données sont rarement disponibles à des résolutions telles que la parcelle et sur des échelles spatiales (bassin versant) et temporelles (quelques décennies) importantes. Ces données sont notamment nécessaires pour prendre en compte les longs temps de réponses des agro-hydrosystèmes aux pressions anthropiques (Molenat and Gascuel-Oudou, 2002). Ce manque de données constitue une source importante d'incertitude dans les résultats obtenus avec les modèles agro-hydrologiques car dans la pratique, les activités culturales (les dates de semis des cultures ; la date d'application, le type et la quantité d'engrais ; les mouvements des troupeaux ; les récoltes, fauches, pâtures et labours) sont très variables à l'échelle d'un bassin versant (Dunn et al., 2013). La dynamique spatio-temporelle des données agronomiques dans les modèles est donc souvent, par nécessité, simplifiée du fait de ce manque de données et, dans certains cas, du fait de l'incapacité de certains modèles à tenir compte de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des entrées agronomiques.

### 1.5.3.3. Solutions pour répondre au manque de données

Pour répondre à ce manque de données, des approches de transposition permettent d'utiliser, sur un bassin versant peu instrumenté, des mesures acquises sur un bassin versant mieux instrumenté. Ce type de méthodes a notamment été développé pour la simulation de débits au niveau de bassins non jaugés à partir de mesures de débits réalisées sur des bassins jaugés (Cudennec, 2011). Cependant, ces approches posent de nouvelles questions quant à la caractérisation de la similarité hydrologique des bassins pour appliquer ces méthodes de transposition (De Lavenne, 2013).

Les technologies utilisées en télédétection offrent également de nouvelles perspectives pour réduire l'écart entre le manque de données mesurées sur le terrain et les données nécessaires pour mieux contraindre et calibrer les modèles agro-hydrologiques (Ferrant et al., 2014 ; 2016). Cependant, les données numériques stockées par les capteurs en télédétection ne donnent pas des estimations directes des variables hydrologiques, agronomiques ou les paramètres nécessaires à la résolution du pixel. Des modèles, à paramétrer, doivent là aussi être utilisés pour effectuer ces estimations. Ainsi, si les technologies dans le domaine de la télédétection peuvent compenser un manque de données, elles sont aussi sujettes à des problèmes d'équifinalité et d'incertitude (Beven, 2001a).

Pour pallier le manque de données agronomiques, il est nécessaire pour des évaluations ex-post d'effectuer un travail de modélisation à partir de données rares et éparses issues généralement d'enquêtes afin d'obtenir les données complètes sur la dynamique des systèmes de cultures. Pour des évaluations ex-ante, la dynamique des systèmes de cultures correspondants à des scénarios agricoles doit être simulée. Ces données simulées sont ensuite utilisables en entrée de modèles agro-hydrologiques pour évaluer leurs effets sur le système bassin versant (sur la concentration en nitrate à l'exutoire par exemple).

#### 1.5.4. Prise en compte du niveau exploitation et de la composante décision dans les modèles agro-hydrologiques

Le niveau exploitation considéré comme un système décisionnel pour la construction des systèmes de cultures ainsi que ses interactions avec le système biophysique que constitue le bassin versant agricole, ne sont souvent pas suffisamment pris en compte dans les modèles agro-hydrologiques (Jouannon 2004 ; Bergez et al., 2010 ; Gouttenoire et al., 2010 ; Moreau, 2012 ; Moreau et al., 2103a ; Gascuel-Odoux et al., 2015).

Quelques modèles prennent en compte le niveau exploitation et les processus de décisions associés comme les modèles **IFSM** (Rotz et al., 2011), **WFM** (Wastney et al., 2002), **FASSET** (Hutchings et al., 2007). Cependant ces modèles simulent les pertes en azote uniquement à l'échelle de la parcelle (modèle 1-D) et ne prennent donc pas en compte les effets de caractéristiques spatiales, comme la localisation des parcelles et la distribution spatiale des sols sur ces pertes (Moreau et al., 2013a).

D'autres modèles permettant de représenter explicitement le niveau exploitation et ses interactions avec le système bassin versant ont été développés. Le modèle **LANAS** (Theobald et al., 2004), intègre le niveau exploitation (modèle **FYNE**, FarmYard Nitrogen Emissions) dans un modèle agro-hydrologique à l'échelle bassin versant (**INCA**, Whitehead et al., 1998) mais il reste semi-distribué. Le modèle **FYNE** considère les émissions d'azote ammoniacal vers l'atmosphère issues des excréments des animaux (lisier, fumier) au niveau de bâtiments d'élevage, mais aucun processus de décision n'y est modélisé.

Le modèle intégré **NITROSCAPE** (Duretz et al., 2011), développé pour étudier les transferts et transformations du  $Nr$  à l'échelle du paysage, a également comme objectif de combiner les niveaux bassin versant et exploitation, à travers le couplage de quatre modèles (Fig. 13) :

- un modèle atmosphérique permettant la simulation de la dispersion, du transport et des dépôts secs de  $NH_3$  ;
- le modèle d'écosystème **CERES** (Gabrielle et al., 2006), qui tient compte des différents types d'écosystèmes, soit géré soit semi-naturel, où les flux de  $Nr$  peuvent provenir de différentes voies : fertilisation minérale et organique, dépôt atmosphérique, l'absorption par les plantes, les transformations et les pertes de  $Nr$  ;

- le modèle hydrologique TNT2 simulant le transfert et la transformation du Nr sur l'ensemble d'un bassin versant (Beaujouan et al., 2002) ;
- le modèle d'exploitation FASSET (Hutchings et al., 2007) qui simule les flux de Nr au niveau des animaux et des bâtiments d'élevage, des aires de stockage des effluents et des opérations techniques (e.g. l'épandage de fumier, la récolte). Le module décision de FASSET pour NITROSCAPE n'a pas été activé.

Bien que des simulations à partir de ce couplage aient été effectuées sur un bassin versant virtuel, aucune application de NITROSCAPE sur un bassin réel n'a encore été réalisée. Des applications du modèle NITROSCAPE sur différents bassins versants contrastés seront réalisées dans le cadre de l'ANR ESCAPADE (Benhamou et al., 2016).

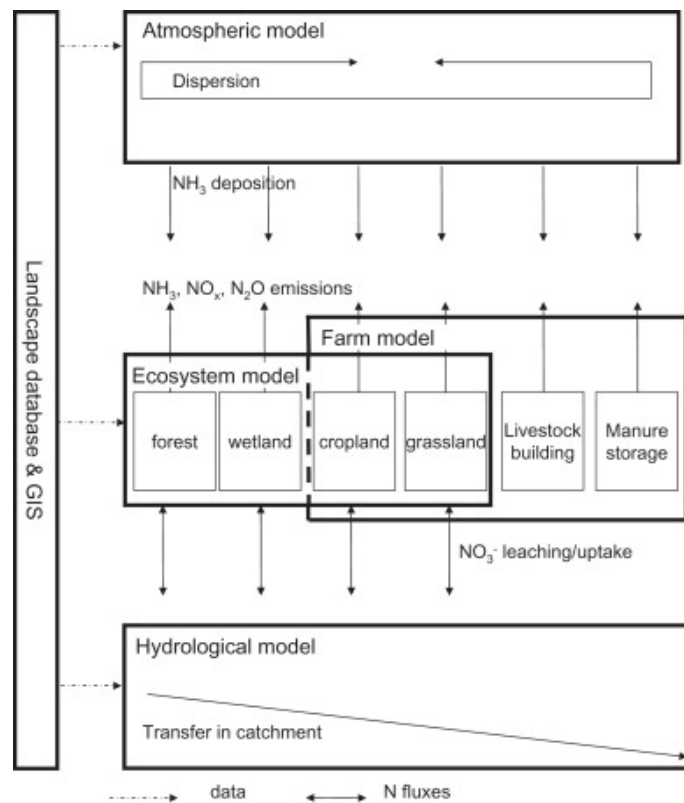


Fig. 13 : Schéma de fonctionnement du modèle NITROSCAPE (Duretz et al., 2011)

Le modèle **CASIMOD’N** (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODEL for Nitrogen) (Moreau et al., 2013a) permet d’intégrer le niveau exploitation et les transferts et transformations d’azote au niveau de l’exploitation, de la parcelle et du bassin versant. Sa principale innovation est de prendre en compte le niveau exploitation à travers la stratégie de production et les décisions des agriculteurs traduites par des pratiques culturales. CASIMOD’N est le résultat de l’adaptation et du couplage de trois modèles : le modèle agro-

hydrologique TNT2, et de deux modèles de décision qui simulent certaines composantes du système de production agricole, TOURNESOL (Garcia et al., 2005) et FUMIGENE (Chardon et al., 2008). Le modèle CASIMOD'N permet au niveau de chaque exploitation du bassin versant, de modéliser des décisions d'assolement et de fertilisation visant à satisfaire des objectifs d'autonomie alimentaire et de réalisation de plans d'épandage. Le modèle CASIMOD'N a été appliqué pour des évaluations de scénarios au niveau d'un bassin versant breton (60 km<sup>2</sup>) consacré principalement à la production animale (Moreau et al., 2013a ; Durand et al., 2015 ; Gascuel-Oudoux et al., 2015).

### 1.5.5. Nécessité de couplage et d'interopérabilité entre modèles

Ces vingt dernières années, beaucoup de modèles numériques ont été développés pour étudier des systèmes et des processus spécifiques de l'hydrosphère terrestre (air, eau de surface, zone non-saturée, eau souterraine, rivière) à différentes échelles d'espace et de temps (Gupta et al., 2012). Dans ce contexte, chaque modèle développé est intrinsèquement limité aux gammes d'échelles et aux processus qu'il est capable de représenter (Warner et al., 2008). Pour l'étude de certaines problématiques, ces spécificités d'échelles peuvent être très utiles. Cependant, pour la problématique de pollution diffuse, nécessitant une approche intégrée au niveau du bassin versant où les processus se produisent dans et entre différents systèmes, il est nécessaire d'intégrer des connaissances pluridisciplinaires et multi-échelles au niveau des modèles (Strasser et al., 2014).

Pour répondre à ce besoin, une solution est de développer ex-nihilo de nouveaux modèles en essayant d'intégrer toutes les connaissances disponibles sur chaque processus et sur les interactions entre les processus et entre chaque système. Dans le cas d'applications simples, il peut en effet apparaître plus facile d'écrire le code d'un modèle spécifique ou de fusionner le code de plusieurs modèles. Par contre, lorsque les processus étudiés se complexifient et requièrent une expertise dans chacune des disciplines propres à chaque modèle (hydrologie, science du sol, hydrogéologie, agronomie, physique), ce type d'approche est peu envisageable (Bergez et al., 2013).

Une approche plus adaptée pour créer de nouveaux modèles est alors de réutiliser des modèles existants appelés par la suite ‘modèles patrimoines’ et de les coupler (Castronova et al., 2013 ; Bergez et al., 2013). Le couplage de modèles permet de faire fonctionner ensemble, plusieurs modèles représentatifs de différents processus, à différentes échelles de temps et d'espace, afin que les interactions/rétroactions naturelles entre les différents processus puissent être prises en compte. Une synthèse de différentes méthodes de couplage est proposée en annexe A.

Le couplage de modèles soulève toutefois certaines problématiques :

- les modèles couplés sont caractérisés par des échelles et résolutions spatiales et temporelles différentes, des hypothèses, des formalismes scientifiques et des langages très variés (Voinov and Shugart, 2013 ; Laniak et al., 2013). Leur couplage nécessite souvent la résolution de problèmes de changement d'échelle faisant appel à des techniques d'agrégation/désagrégation. Un des enjeux scientifiques concernant ces modèles couplés est donc d'assurer la compatibilité entre les modèles et le type d'information échangé entre les modèles (Laniak et al., 2013). Il s'agit en d'autres termes, d'assurer l'interopérabilité entre les modèles ;

- il peut exister un problème de hiérarchisation des processus au niveau du modèle couplé final. En effet beaucoup de modèles bassin versant ont été construits par couplage de modèles développés initialement pour des échelles plus fines (Radcliffe et al., 2009). Or un processus important à une échelle fine ne l'est pas forcément à l'échelle du bassin versant (Haygarth et al., 2012) ;

- il est difficile d'estimer comment les incertitudes inhérentes aux hypothèses simplificatrices de chaque modèle se combinent ni comment elles influencent le résultat final (Hostache et al., 2011).

Ces problématiques de couplage et d'interopérabilité des modèles ont été l'objet de questionnements méthodologiques importants au cours de ce travail. Nous essayerons d'apporter des éléments de discussion sur ce point dans le chapitre 6.

### 1.5.6. Capacité des modèles agro-hydrologiques à évaluer les changements

Etudier l'impact de changements sur des échelles de temps allant de la dizaine à plusieurs dizaines d'années sur les bassins versants à l'aide de modèles est devenu une activité très répandue pour les hydrologues et les agronomes. Qu'ils utilisent ces modèles agro-hydrologiques pour une approche heuristique ou opérationnelle, ils se questionnent de plus en plus sur le fait que les scénarios et les modèles utilisés, ne sont peut-être pas toujours bien adaptés pour prendre en compte des changements.

Les scénarios utilisés pour l'évaluation de changements sont en effet sujets à de nombreuses limites. La construction de scénarios, que l'on souhaite évaluer avec un modèle, comprend deux étapes majeures (Leenhardt et al., 2012 ; Gascuel-Oudoux et al., 2015) : il s'agit d'abord de transformer une trajectoire de changement en un certain nombre d'hypothèses d'évolution des forçages sur le système (climat, activités agricoles, aménagement de l'espace, etc.), puis à traduire ce scénario 'narratif' sous forme de variables numérique en entrée d'un modèle. Ces deux étapes sont critiques car sujettes à de nombreux compromis et incertitude. Des procédures standardisées pour la construction de scénarios font encore défaut pour éviter ce type de problèmes. Ces deux étapes sont aussi le plus souvent basées sur une représentation subjective d'un scénario par les scientifiques utilisateurs d'un modèle (Leenhardt et al., 2012). La conséquence est la traduction souvent imprécise d'une question posée à la recherche en scénarios effectivement modélisés (Therond et al., 2009). La cohérence du scénario testé est pourtant primordiale. Jakeman et al. (2006) soulignent en effet que le niveau de compatibilité entre la question soulevée, la cohérence des scénarios évalués et les modèles utilisés conditionnent fortement la pertinence et l'acceptabilité des résultats de simulations.

La capacité des modèles agro-hydrologiques à simuler des conditions changeantes ne devrait pas être considérée comme garantie (Thirel et al., 2015b) : les modèles (leurs structures et/ou paramètres), optimisés pour certaines conditions, peuvent ne pas être transférables dans le temps (Coron et al., 2011 ; Thirel et al., 2015a ; Efstratiadis et al., 2015 ; Sadegh et al., 2015). Des études comparatives sur des modèles hydrologiques au niveau de bassin versant, ont en effet montré la forte dépendance des paramètres des modèles aux conditions climatiques de la période de calibration (Viney et al., 2009). Ce problème est une limitation importante dès lors



que l'on veut appliquer certains modèles pour des études d'impact de changements (Merz et al., 2011), en particulier climatiques. Il est important que les modèles, en plus d'avoir une précision correcte (une bonne correspondance des simulations aux observations), soient également transposables. Cette capacité de transposition (Klemeš 1986 ; Corron, 2013) est nécessaire pour assurer que les modèles agro-hydrologiques ne soit pas ajustés uniquement aux conditions spécifiques d'une période de calibration et que les paramètres d'un modèle puissent être utilisés dans des conditions différentes de celles de sa calibration.

De nombreux modèles font l'hypothèse (par défaut) que les conditions sont stationnaires, c'est-à-dire que les processus hydrologiques et biogéochimiques majeurs des bassins versants sont considérés comme invariants dans le temps. Bien que cette hypothèse facilite la mise en œuvre des modèles, plusieurs contributions dans la littérature remettent en question l'utilisation continue de cette hypothèse de stationnarité (Milly et al., 2008 ; Sadegh et al., 2015 ; Kirchner, 2016 ; Fatichi et al., 2016). Le changement climatique et/ou des modifications des caractéristiques physiques du bassin versant (par exemple, le changement d'occupation du sol, des structures paysagères) peuvent en effet induire un comportement de non-stationnarité des processus au niveau du bassin versant qui sera potentiellement mal représenté dans les modèles agro-hydrologiques construits avec des hypothèses de stationnarité. Compte tenu de ces différents éléments, il est essentiel d'évaluer la capacité des modèles agro-hydrologiques à faire face à des conditions changeantes, leur pertinence et leur capacité d'extrapolation pour des études d'impact.

## **1.6. Objectif et plan du mémoire**

### 1.6.1. Objectif et questions de recherche

A partir des limites identifiées, l'objectif général de cette thèse porte sur l'amélioration de ces modèles d'analyse de fonctionnement d'agro-hydrosystèmes, sous contrainte de changements climatiques et anthropiques, afin de contribuer à l'identification de leviers d'action pour atténuer les problèmes de pollution diffuse agricole. La démarche suivie repose sur la conception de modèles agro-hydrologiques pour la simulation de flux d'eau et d'éléments chimiques au niveau de bassins versants, et l'évaluation avec ces modèles de scénarios de changements.

Les trois questions de recherche (Fig. 14) sous-jacentes à cet objectif et qui constituent le fil directeur de cette thèse sont :

- **Question 1 : Comment modéliser la distribution spatiale et temporelle des systèmes de cultures dans un bassin versant ?** Cette question constitue un enjeu important dans la mesure où les données sur l'occupation du sol et les pratiques culturales ne sont généralement pas connues sur de longues périodes. Or ces données sont nécessaires aux modèles agro-hydrologiques spatialisés, à la fois pour prendre en compte les forçages agricoles dans une démarche heuristique, mais aussi pour évaluer l'effet d'actions de mitigation sur les pratiques agricoles passées (évaluation *ex post*) ou sur des actions à venir (évaluation *ex ante*).

- **Question 2 : Comment représenter le niveau exploitation agricole, notamment les processus de décision, dans les modèles agro-hydrologiques spatialisés ?** L'approche intégratrice adoptée dans les modèles agro-hydrologiques rend nécessaire une prise en compte plus fine du niveau exploitation, considéré comme une entité décisionnelle majeure. Il s'agit alors de s'interroger sur le niveau de complexité à adopter, en fonction d'une problématique, pour représenter les décisions agricoles au sein d'une exploitation.

- **Question 3 : Disposons-nous d'outils de modélisation suffisamment robustes et/ou flexibles pour effectuer des prédictions de flux dans les agro-hydrosystèmes, sous changements climatiques, agricoles ou de paysage ?** Quelles sont les limites de ces modèles

et des scénarios construits et testés par les modèles ? Quelles approches privilégier pour évaluer la capacité des modèles agro-hydrologiques spatialisés à simuler ces changements ?

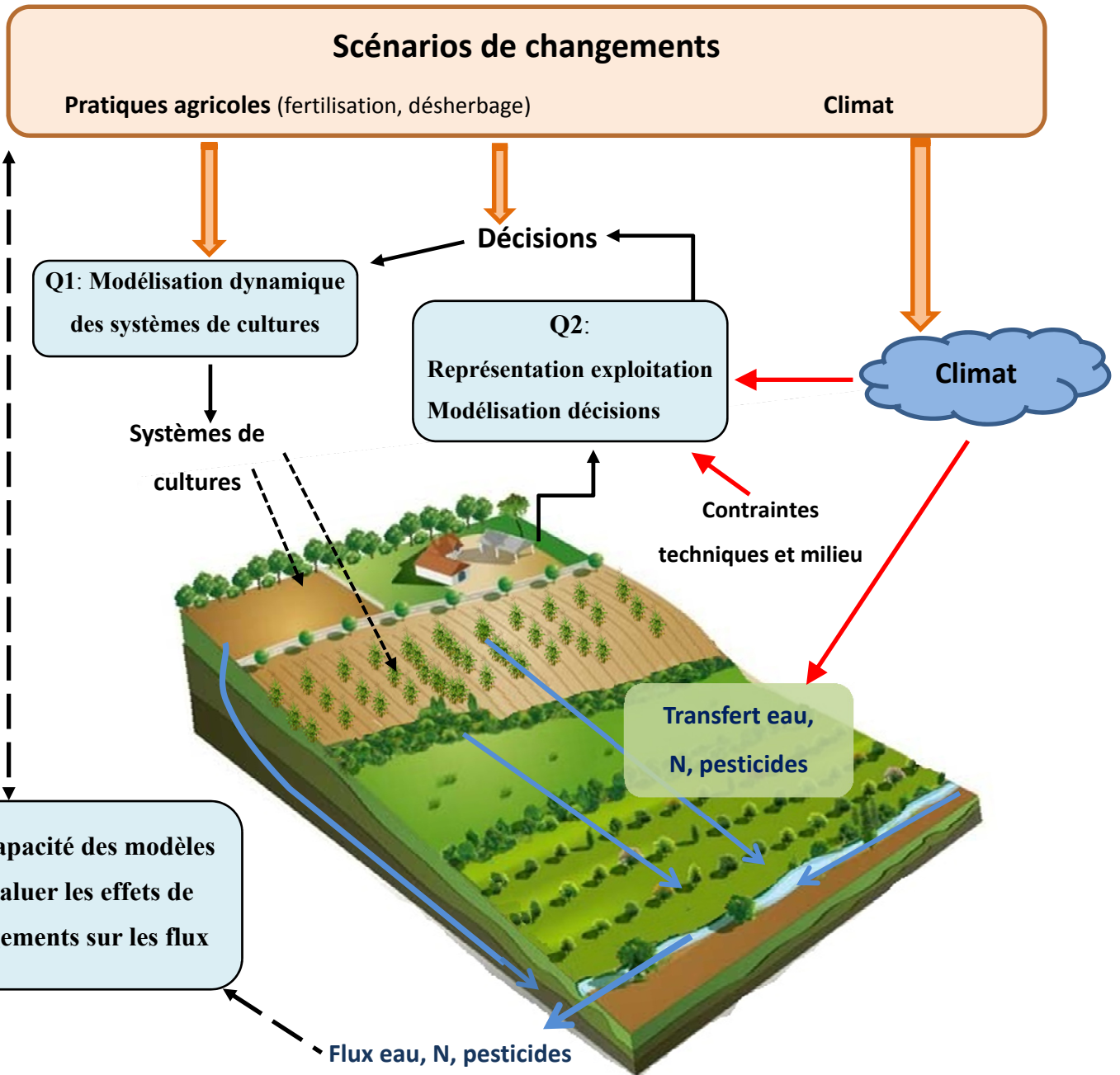


Fig. 14 : Représentation schématique des questions de recherches posées dans cette thèse.

### 1.6.2. Plan du mémoire

Le mémoire est organisé en cinq chapitres construits autour de 3 articles scientifiques. Les questions de recherche auxquelles chaque article apporte des éléments de réponses sont présentées dans la figure 15.

Ce premier chapitre a permis de définir le contexte général mais aussi scientifique dans lesquels les modèles agro-hydrologiques spatialisés s'inscrivent. Il a permis également de définir les concepts et la terminologie utilisés pour ce type de modélisation, de dresser un état de l'art, d'identifier les limites de cette approche et les défis à relever par ces modèles.

Le chapitre 2 '**Modélisation de la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures au niveau de bassins versants**' porte sur le modèle CSAM (Cropping Systems Allocation Model). L'évaluation des effets des activités agricoles sur les flux d'eau et d'azote à l'aide de modèles agro-hydrologiques nécessitent de nombreuses données sur de larges échelles spatiales et temporelles. Comme nous l'avons expliqué au paragraphe 1.5.3, les données sur les systèmes de cultures sont particulièrement utiles mais sont rarement disponibles à des résolutions fines telles que la parcelle et sur des échelles spatiales (bassin versant) et temporelles (quelques décennies) importantes. Le modèle CSAM répond à ce besoin. Ce modèle permet de simuler, à partir de données observées sur l'occupation du sol et des pratiques culturales, la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures passées pour des évaluations *ex-post*. Il permet aussi, à partir d'une base de connaissance sur l'occupation du sol et des pratiques culturales sur un bassin versant, de construire des scénarios prospectifs pour leur évaluation *ex-ante*. Comme nous l'avons expliqué dans le paragraphe 1.5.4, le niveau exploitation n'est pas souvent pris en compte dans les modèles agro-hydrologiques. CSAM prend en compte cette dimension exploitation dans la modélisation des systèmes de cultures. Ce modèle est mis en œuvre à travers un cas d'étude portant sur des pratiques agricoles passées et prospectives. Cette approche est utilisée pour l'évaluation des effets de changement de pratiques agricoles sur les flux d'azote. Ce cas d'étude portant sur l'évaluation de l'effet de pratiques agricoles sur la pollution diffuse, à partir du modèle agro-hydrologique distribué TNT2, permet de discuter de la capacité du modèle à simuler les systèmes de cultures et des incertitudes inhérentes.

Le chapitre 3, '**Représentation du niveau exploitation et des décisions des agriculteurs pour la modélisation du transfert d'herbicides dans un bassin versant**', présente un modèle qui intègre le niveau exploitation et prend en compte des contraintes techniques et environnementales pour représenter les décisions des agriculteurs relatives à l'application d'herbicides au niveau bassin versant. Ce modèle est couplé à un modèle de transfert d'herbicides semi-distribué. Différents scénarios ont été évalués par ce modèle ce qui permet d'en discuter les principales caractéristiques.

Dans le chapitre 4, '**Comparaison des approches CSAM et SACADEAU avec le modèle agro-hydrologique distribué CASIMODN**', les approches pour la modélisation des systèmes de cultures (chapitre 2) et de la décision des agriculteurs (chapitre 3) sont mises en perspective à travers une comparaison avec l'approche développée pour la conception du modèle agro-hydrologique distribué CASIMODN (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODEL for Nitrogen). CASIMODN intègre les transferts et les transformations de l'azote au niveau de l'exploitation, de la parcelle et du bassin versant. Sa principale innovation est de représenter le niveau exploitation à travers la stratégie de production et les décisions des agriculteurs traduites par des systèmes de culture.

Le chapitre 5, '**Evaluation de l'effet du changement climatique sur la quantité et qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant agricole**', porte sur l'utilisation du modèle agro-hydrologique TNT2 pour évaluer un scénario climatique. Ce cas d'étude montre l'importance de la prise en compte de l'élévation de la concentration en CO<sub>2</sub> sur les processus au niveau du modèle agro-hydrologique. Il permet également de discuter les limites du modèle et des scénarios construits, ainsi que sur les incertitudes inhérentes à ce type d'étude d'impact.

Le chapitre 6 synthétise les résultats marquants et apporte des éléments de réponses aux questions de recherche de ce travail de thèse. Des éléments de discussion sur les différentes approches sont également apportés en s'appuyant notamment sur d'autres travaux réalisés. Enfin des perspectives de recherche sont proposées.

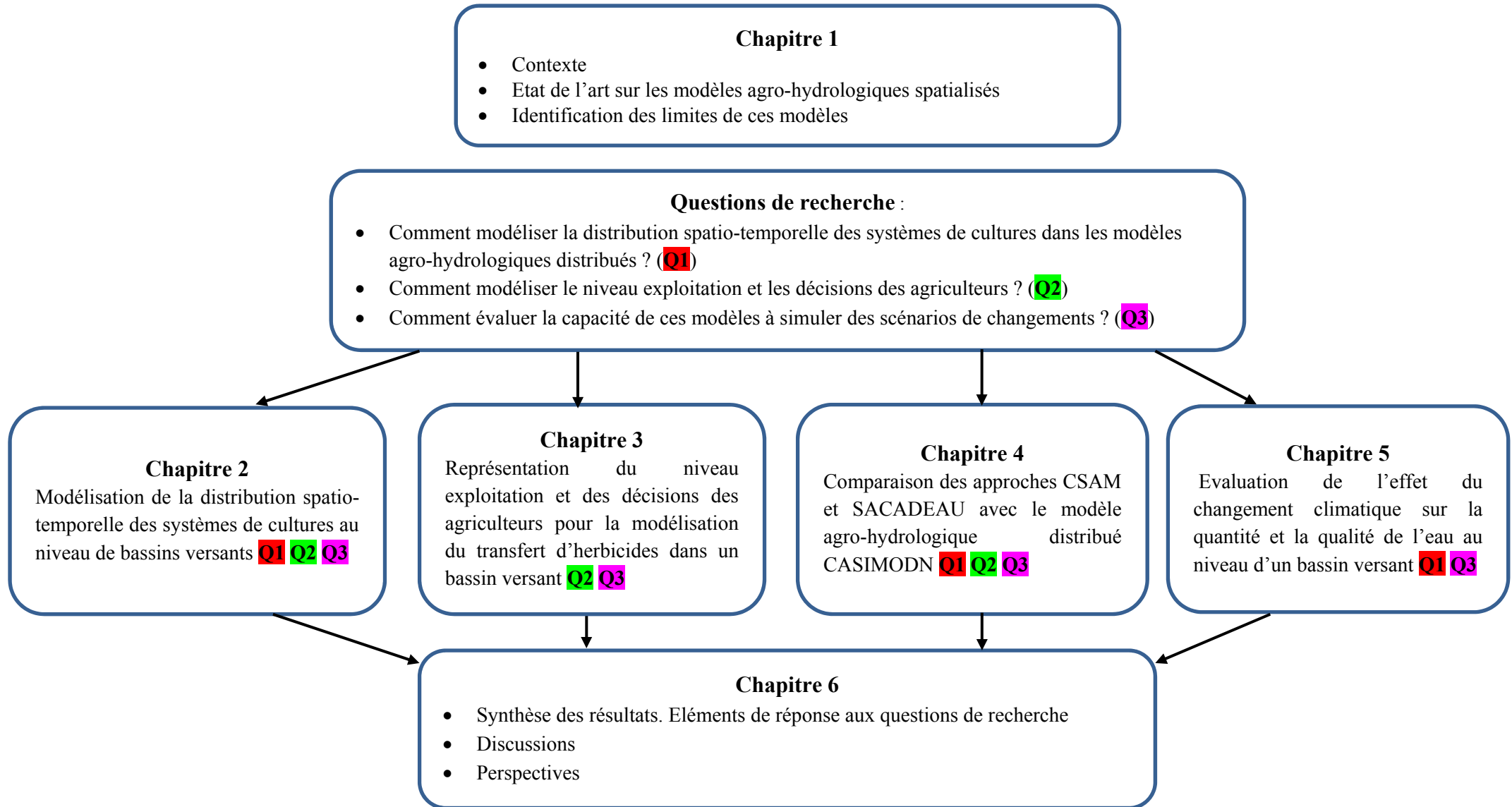


Fig. 15 : Organisation de la thèse et questions de recherche abordées dans chaque chapitre



## **Chapitre 2 : Modélisation de la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures au niveau de bassins versants**



## **2.1. Introduction**

La dégradation de la qualité de l'eau par les pollutions diffuses est une conséquence de l'évolution des activités agricoles, de leur nature mais aussi de la façon dont elles s'organisent au sein du bassin versant. La modélisation des transferts de polluants d'origine agricole dans les bassins versants nécessite donc une représentation de la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures à des résolutions fines comme la parcelle agricole. La parcelle est en effet un niveau d'organisation important à prendre en compte dans la modélisation des flux d'azote. Elle est considérée comme l'unité de gestion élémentaire du territoire agricole car les interventions culturales (travail du sol, semis, fertilisation, traitement phytosanitaire, récolte) y sont réalisées de façon homogène sur toute sa surface.

Les systèmes de cultures appliqués au niveau du bassin versant sont issus de décisions réalisées au niveau de l'exploitation et dépendent de nombreux facteurs (Castellazzi et al., 2008) : les conditions de milieu physique dans lesquelles l'exploitation se situe (climat, topographie, type de sol), son contexte agronomique (présence de maladies, d'adventices ou de ravageurs, technologies et variétés de cultures disponibles), ses ressources productives (foncier, équipement, main d'œuvre, etc.) mais aussi son contexte socio-économique (marchés agricoles, mesures de politique agricole, contrats). La dynamique des systèmes de cultures résulte aussi de décisions d'organisation dans l'exploitation sur un pas de temps annuel voire pluriannuel (Aubry et Dounias, 2006). Comme les exploitations agricoles sont elles-mêmes diverses dans leur structure et leur fonctionnement, on observe donc sur un territoire et à un moment donné, une grande variabilité des décisions techniques entre agriculteurs, qui aboutissent à une grande diversité des systèmes de cultures (Mignolet, 2008).

S'il existe une grande diversité de systèmes de cultures au sein d'un territoire, les données sur ces systèmes (occupation des sols et les pratiques culturales associées) sont rarement disponibles à des résolutions fines telles que la parcelle et sur des échelles spatiales (bassin versant) et temporelles (quelques décennies) importantes. Ces données sont cependant nécessaires aux modèles agro-hydrologiques spatialement distribués pour l'évaluation des impacts de pratiques agricoles passées sur le fonctionnement des agro-hydrosystèmes et sur la qualité de l'eau. La représentation de cette dynamique passée est nécessaire pour étudier les impacts de programmes de mesures après leur mise en œuvre (évaluation ex-post). En couplant cette dynamique passée avec des modèles de transfert, on peut retracer des

trajectoires de teneurs en nitrate pour comprendre les teneurs actuelles et également pour pallier le manque de données d'observations sur les bassins versants suivis. La représentation de la dynamique des systèmes de cultures est également importante pour construire et évaluer des scénarios de changement de pratiques agricoles (évaluation ex-ante).

Etant donné le manque de disponibilité de ces données, il est nécessaire pour des évaluations ex-post d'effectuer un travail de reconstruction à partir de données rares et éparées afin de disposer de données complètes réalistes sur la dynamique des systèmes de cultures passées. Pour des évaluations ex-ante, les données correspondantes doivent être construites à partir d'hypothèses sur les modifications de pratiques agricoles existantes. Pour ce type d'évaluation ex-ante, une méthodologie est nécessaire pour passer d'un scénario général exprimé de façon qualitative à des données d'entrée numériques pour chaque parcelle utilisables par un modèle agro-hydrologique distribué.

La modélisation de la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures peut être abordée selon différents points de vue en fonction des questions posées sur un territoire, les connaissances sur ces systèmes de cultures et de contraintes comme la disponibilité des données. Deux types d'approches principaux existent : le premier regroupe des approches mécanistes visant à simuler le processus de décision de l'agriculteur qui aboutit à la constitution des systèmes de cultures ; le second rassemble des approches empiriques ou stochastiques visant plus implicitement à représenter les déterminants à l'origine des systèmes de cultures (Castellazzi, 2007).

Pour prendre en compte les forçages agricoles dans une démarche heuristique mais aussi pour répondre à des questions portant sur l'évaluation ex-post et ex-ante de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau, le modèle CSAM a été développé. Ce modèle simule la distribution spatio-temporelle de systèmes de cultures de façon empirique, à la résolution de la parcelle pour l'ensemble du bassin versant. Ces données simulées sont ensuite utilisées comme données d'entrée pour des modèles agro-hydrologiques distribués. La présentation de l'approche utilisée dans CSAM et son utilisation à travers un couplage avec le modèle agro-hydrologique TNT s'appuie sur un article publié dans *Computer and Electronics in Agriculture*. Ce chapitre apporte des éléments de réponses aux trois questions de recherche de cette thèse.

## **2.2. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale**

### **Résumé**

L'évaluation des impacts environnementaux de pratiques agricoles à l'échelle du bassin versant est de plus en plus réalisée avec des modèles agro-hydrologiques spatialement distribués. L'utilisation de ces modèles pour le diagnostic et l'évaluation nécessite des bases de données à grandes échelles spatiales et temporelles. La description de la dynamique temporelle et spatiale des systèmes de cultures à une résolution fine, telle que la parcelle, est particulièrement nécessaire en entrée de ces modèles. Comme ces données sont rares ou non disponibles, notre objectif a été de proposer un modèle qui d'une part reconstruit, pour des évaluations ex-post, la dynamique spatiale des systèmes de cultures à partir des données disponibles, et d'autre part simule cette dynamique pour des évaluations ex-ante de pratiques agricoles.

Au préalable à l'utilisation du modèle, une typologie des exploitations agricoles a été définie pour différencier les stratégies des exploitations relatives aux successions culturales et la fertilisation en azote des cultures. Différentes stratégies de couverture hivernales des sols et de pratiques culturales par culture au niveau de l'exploitation peuvent être représentées avec ce modèle. Nous avons modélisé les cultures principales avec des chaînes de Markov à partir de données d'observations et les couvertures hivernales avec des règles expertes. Un algorithme d'optimisation a ensuite été utilisé pour affecter des itinéraires techniques à chaque culture.

A partir d'un scénario, discuté avec les parties prenantes, caractérisé par des superficies en cultures d'été constantes, une diminution de la superficie des sols nus en hiver et à la réduction globale de la fertilisation en azote total pour différents types de cultures et d'exploitations, nous avons démontré la capacité du modèle à simuler des systèmes de cultures cohérents. Ainsi, dans un contexte de manque de données ou de connaissances sur les déterminants de la dynamique temporelle et spatiale des systèmes de cultures, le modèle CSAM peut être utilisé pour fournir les entrées à des modèles distribués de transfert de nitrate afin d'évaluer des pratiques agricoles au niveau de bassins versants.



## Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale

Jordy Salmon-Monviola<sup>a,b,\*</sup>, Patrick Durand<sup>a,b</sup>, Fabien Ferchaud<sup>c</sup>, François Oehler<sup>d</sup>, Luc Sorel<sup>a,b</sup>

<sup>a</sup> INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

<sup>b</sup> Agrocampus Rennes, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

<sup>c</sup> INRA, US1158, Agro-Impact, F-02000 Laon, France

<sup>d</sup> National Institute of Water & Atmospheric Research, P.O. Box 11115, Hamilton, New Zealand

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 17 May 2011

Received in revised form 26 October 2011

Accepted 30 October 2011

#### Keywords:

Crop succession

Crop management system

Stochastic modelling

Knapsack algorithm

Nitrogen

### ABSTRACT

Assessing the environmental impacts of agricultural practices at the catchment scale increasingly involves the use of spatially distributed models that include cropping systems as input. Use of these models for diagnosis and evaluation requires large datasets at large spatial and temporal scales. The description of spatial dynamics of cropping systems at a fine resolution (i.e. field level) is particularly needed. As these data are scarce or not available, our objective was to propose a model that first reconstructs spatial dynamics of past cropping systems from available data, and second constructs alternative spatial cropping systems, corresponding to agricultural practice scenarios. Classification systems for farms and fertilisation practices were defined to classify farm-level organisation for crop-succession and crop management strategies, in particular nitrogen fertilisation. Winter cover crops and multiple strategies per crop at the farm level can be represented with this model. Cropping systems are modelled in three steps: we modelled crop cover succession in summer with Markov chains based on empirical data and in winter with rules based on expert agronomic knowledge; lastly a Knapsack-based algorithm was used to allocate a crop management system to fields with constraints on several crop management strategies per crop type. Results of a case study performed on the Frémeur catchment (western France) show that this model respects the main constraints for cropping system modelling to assess agricultural practices at the catchment scale. From a scenario discussed with stakeholders and regional authorities characterised by stable areas of summer crops, the decrease in bare soil area in winter and overall reduction in total nitrogen fertilisation for different types of crops and farms we demonstrate the model's ability to simulate coherent cropping systems. Thus, if faced with a lack of data or knowledge about the local factors that drive changes in cropping systems, the model can construct the spatial dynamics of cropping systems, which can be used as input to distributed nitrate transfer models to assess agricultural practices at the catchment scale.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

Intensification of agriculture is the main cause of the increase in nitrate concentration in surface water in temperate countries over recent decades (Molenat and Gascuel-Oudou, 2002; Ruiz et al., 2002). In addition to human-health consequences, high nitrate concentrations in surface water cause ecological damage to aquatic life through algal blooms and eutrophication. Various strategies for agricultural management have been suggested to reduce nutrient loads in surface waters (Cherry et al., 2008). The efficiency and impact of these strategies need to be evaluated before their imple-

mentation by considering the extent to which they can decrease nitrate concentrations and how soon they can restore water quality. As 'in situ' experiments are complex and costly to perform, modelling non-point source nitrogen (N) pollution is a useful approach to assess alternative agricultural practices at the catchment scale (Durand, 2004; Cherry et al., 2008). Since the spatial distribution of agricultural practices has an effect on N fluxes (Beaujouan et al., 2001), spatially distributed models are best fitted for simulating nitrate transfer in a catchment. Such models require detailed agricultural management data, ideally at the field level and for several years, to represent the long response lag of agro-hydrosystems (Molenat and Gascuel-Oudou, 2002). However, acquisition of these data in an exhaustive and continuous manner over long periods is often expensive, time consuming and sometimes impossible. In this context, there is a clear need for a model which can reproduce agricultural management data and especially the spatial pattern of

\* Corresponding author at: INRA, Agrocampus Rennes, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 Route de Saint Briec, 35042 Rennes Cedex, France. Tel.: +33 2 23 48 54 25; fax: +33 2 23 48 54 30.

E-mail address: [jordy.salmon@rennes.inra.fr](mailto:jordy.salmon@rennes.inra.fr) (J. Salmon-Monviola).

cropping systems within a catchment at the field level. Cropping systems can be defined at two levels (Mignolet et al., 2004; Leenhardt et al., 2010): (i) crops and their order on a particular field through time; and (ii) the crop management system (CMS), representing an organised series of cultivation techniques applied to a crop to obtain a given product.

At the catchment scale, the description of agricultural activities and land cover is most often highly simplified, and details on CMSs and crop successions are usually omitted (Leenhardt et al., 2010). The description of agricultural land cover is usually restricted to basic land use classification (e.g. cultivated areas, forests, grassland and built-up areas) and to main crop groups such as annual vs. permanent crops and, at most, crop species such as maize and wheat (Verburg and Veldkamp, 2001). Transitional crop patterns, such as seasonal bare soil or intra-annual crops, are generally not represented in crop allocation models (Castellazzi et al., 2010). The spatial variability in CMSs is often neglected, meaning that the same recommended or conventional practices are used for most or all of the crop area studied (Biarnès and Colin, 2006; Leenhardt et al., 2010).

For generating cropping system information for impact assessment, Wechsung et al. (2000) described the application of rotation schemes and the stochastic distribution of crops for the SWIM model. The basic assumption of their crop generator is the linkage between a specific crop rotation scheme and a soil type. The advantage of this method is that crop preferences for certain soil properties can be represented. However, real crop-rotation practices are primarily influenced by economic conditions, and soil conditions play only a secondary role (Klößing et al., 2003). Klößing et al. (2003) used a crop generator which reproduced predefined crop patterns and randomly allocated crops spatially. This model is based on the assumption that the same crop pattern is applied to all agricultural sites where we want to distinguish different crop succession trends depending on farm type. The methodology proposed by Mignolet et al. (2004) aimed to reconstruct cropping systems spatially, using Hidden Markov Models to search for temporal patterns of crop successions and to reconstruct the fertilisation-practice changes for each crop. It is adapted for a large regional scale, but seems unsuitable for accurately describing the agricultural practices in a given year for a given field (Mignolet et al., 2004). The LandSFACTS model (Castellazzi et al., 2010) is well-suited to simulate crop cover succession, but does not encompass management systems associated with crops. In specific optimisation studies, which aim to support agricultural production planning, complex models for cropping system generation are used. They are based on agronomic or economic criteria (Dogliotti et al., 2003; Bachinger and Zander, 2006) associated with linear programming techniques (Klein Haneveld and Stegeman, 2005) or network flow modelling (Detlefsen and Jensen, 2007). These models require a large amount of data and are more complex than required for our purpose of assessing agricultural practices at the catchment scale.

This review shows the relevance of a model providing cropping systems information for each field at the meso-scale (i.e. catchments 10–100 km<sup>2</sup> in size) which accounts for spatio-temporal variability, details and diversity of crop management systems, crop succession with crops in winter, and the farm as the level of organisation. However, integrated modelling at the catchment scale requires necessary simplification of the factors that drive the spatial dynamics of cropping systems due to data scarcity. To accurately model farming practices we need a crop-succession model which can represent winter land cover, which reduces soil erosion, improves soil fertility by immobilising soluble nutrients and preventing their loss by leaching (Islam et al., 2006). We focused on the introduction of N catch-crops in late summer, typically after cereal harvesting, to reduce nitrate leaching in winter (Durand, 2004; Vos and van der Putten, 2004). Also, to represent the diversity of actual

CMSs, in particular their N fertilisation strategies, the model must be able to allocate several CMSs to a single type of crop in a farm strategy. Furthermore, although the unit for cropping system allocation is the field, the model must operate at the farm level as the level of organisation for agricultural practices. Lastly, the model must provide a realistic pattern of the spatio-temporal distribution of management practices at the field level to be used as input to distributed models for agricultural-practice assessment at the meso-scale. However, since the goal of this model is use in operational contexts, it requires simple equations to deal with large datasets and must be compatible with the amount of data available at this scale in such conditions, which is generally rather limited (Leenhardt et al., 2010).

In this paper, we propose such a model named CSAM (Cropping Systems Allocation Model) that reconstructs the spatial dynamics of past cropping systems from available data for impact assessment studies and also constructs prospective spatial cropping systems that correspond to agricultural-practice scenarios. This model was applied to the Frémur catchment (western France) to provide input to the distributed nitrate transfer model TNT2 (Beaujouan et al., 2002). We applied the model to a case study to demonstrate its ability to construct cropping system data from a scenario discussed with regional authorities, stakeholders and scientists to address questions about the impact of agricultural practices on spatio-temporal changes of N concentration at the catchment scale. The paper focuses on the spatio-temporal modelling of cropping systems, however, not on the results of TNT2.

## 2. Background

### 2.1. Study site

The study site, located in Brittany (western France), is the 15 km<sup>2</sup> Frémur catchment, which has a 28-km-long stream network and a drainage density of 1.65 km·km<sup>-2</sup> (Fig. 1). The landscape is made up of a medium-density bocage (a landscape with fields partially surrounded by hedgerows). The soil consists of a well-drained upland area and a poorly-drained bottomland. The physiographic setting is a temperate region with soils displaying moderate-to-low aggregate stability and shallow groundwater.

Agricultural land use accounts for 72% of the total catchment area, the remainder being distributed among woods, fallow land, residential areas, and roads. The dominant agricultural activity on the catchment is intensive livestock farming of pigs, poultry and dairy cattle. Despite reductions in nitrate concentrations at the outlet, 71% of surface water samples in 2003 exceeded the standard of 50 mg·l<sup>-1</sup> of nitrate (Durand et al., 2006).

### 2.2. Available data

The limits between the main land uses (e.g. urban, forest and agricultural areas) and field boundaries were based on a 1999 aerial survey. For agricultural areas, crop type data were obtained from a field-level survey performed by the Morbihan Chamber of Agriculture and INRA twice per year (winter and summer) from 1999 to 2002 (Table 1). For the 1140 fields of the catchment, the corresponding farm was identified, when possible. Forty-two farms on the Frémur catchment were referenced, with an average area of 25 ha inside the catchment. Various data layers were combined into one to integrate all modifications of field contours that occurred from 1999 to 2002. The field boundaries on this summary layer were assumed constant during the study period.

Missing records for some fields were filled using the next or previous crop in the rotation, known by surveys. We also simplified the classification of catch crops and distinguished grain maize from

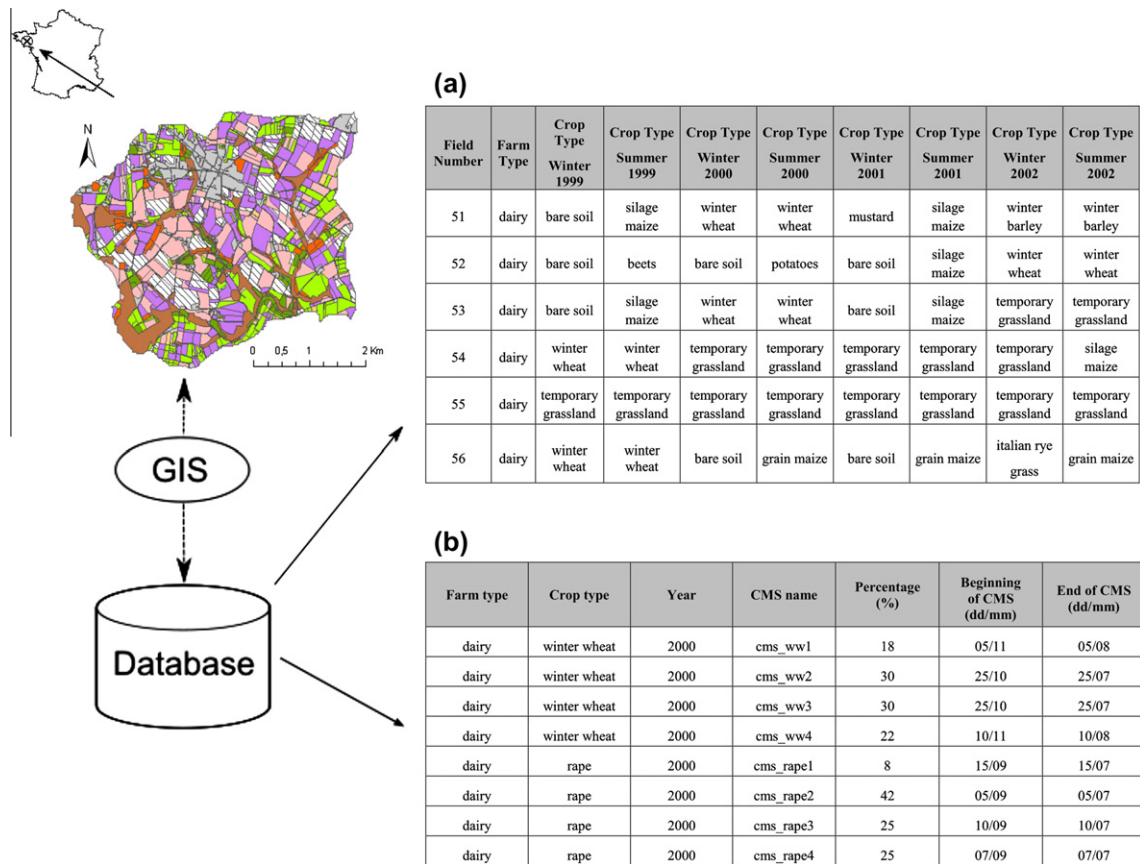


Fig. 1. Location of Frémur catchment (western France) with the relation between field location and the database. (a) Sample of crop-cover database for 1999–2002; (b) Sample of crop-management system (CMS) database.

Table 1  
Crop types in the Frémur catchment.

Summer land cover	Summer and winter land cover	Winter land cover
Silage maize	Winter wheat	Winter spinach
Grain maize	Winter barley	Mustard, Italian ryegrass (catch crops)
		Bare soil
Spring spinach	Rape	
Beans	Fallow and grass strips	
Potatoes	Permanent grassland	
Peas	Temporary grassland	
Beets		

silage maize according to farm type. These steps resulted in a complete database of crop type in winter and summer for all fields from 1999 to 2002. We used these data to simulate crop cover over the 1995–1998 and 2003–2015 periods of study. A sample of the crop-succession database is provided in Fig. 1a.

Two types of surveys were also provided by the Morbihan Chamber of Agriculture. The first provided cultural practices, especially fertilisation, for 36 farms in 1996, 1998, 2000 and 2003. The crop type and fertilisation practices (type and amount of fertiliser, date of application) were recorded for all fields on each farm. However, the fields were not identified precisely, so geolocation of these data was not possible. The second survey, available for 1996, 1999, 2001 and 2003 (for 42, 28, 38 and 32 farms, respectively), provided data on the total area of each crop, areas without crops in winter (bare soils), and livestock and animal wastes. Crop data for these two surveys included the total area of farms (i.e. inside and outside the Frémur catchment).

### 3. Methodology

#### 3.1. Classification systems for farms and fertilisation practices

Farm characteristics and management practices in this catchment were diverse. We defined two classification systems, one for practices and another for farms, to simplify and structure the data. The farm classification system was designed to capture the diversity of crops and CMS as opposed to simplifications usually used at this scale, such as averages or recommended crop management (Leenhardt et al., 2010). Furthermore, it allowed us to consider the farm as the level of organisation for agricultural practices.

The first survey was used to classify fertilisation practices. The classification of fertilisation practices was performed with data for fields inside and outside the Frémur catchment. We thus assumed that there was no effect of field location on fertilisation practices. This is reasonable assumption because the same regulatory constraints exist inside and outside the Frémur catchment (limits to the amount of nitrogen applied to Nitrate Vulnerable Zones). As an initial step, because survey data showed that the main factors affecting N amount of all farms combined were crop and fertiliser types, management data were divided using these two factors. The identified fertiliser types were mineral fertiliser, cattle manure, cattle slurry, pig slurry and poultry manure (or combinations thereof). In a second step, to include the remaining variability in N amount, we split the data into two groups for each combination of survey year, crop and fertiliser type, according to whether more or less than the mean amount of total N fertiliser at the catchment scale had been applied. We then determined the average dates and rates of application for each combination. The average dates of sowing



and harvesting were also determined for each crop type. This set of criteria (year, crop type, fertiliser type, high or low N application) was used to construct the CMS database. We also calculated the percentage of crop area corresponding to each CMS, using this classification and the area of each field for each farm.

Crop type and fertilisation practices are highly related to livestock species present on the farm, because a large proportion of the farm surface supplies fodder to the livestock (e.g. grass, maize silage), which in turn produce different types of waste used as fertiliser. However, the surveys noted exchanges of animal wastes between farms, except for cattle manure and slurry. Intensive pig and poultry farms often produce excess animal waste and must export some of it.

Using data from the second survey, we divided the 42 farms of the Frémur catchment into two “simplified” farm types, (i) dairy cattle and (ii) pig or poultry, grouping the latter because they grew similar crops, mainly grain maize and cereals, whereas dairy farms mainly grew grassland and silage maize (Table 2). We used a GIS database to link each field with a farm, and fields which could not be linked with a farm were considered as a third simplified farm type: Unknown (Table 2).

A more detailed classification system was established using the second survey, based on livestock type and animal-waste exchanges (especially pig slurry or poultry manure to dairy farms). We could include these exchanges in our classification system because they formed part of long-term agreements between farms and therefore were stable over time. We obtained eight “detailed” farm types, in which unknown farms were considered a separate type with average fertilisation practices (Table 2). We constructed sets of CMSs corresponding to each farm type for the entire simulation period using the detailed farm classification and the fertilisation-practice classification. When several CMSs were used for one crop type, the percentage of crop area corresponding to each CMS was calculated for each farm type and period. To reconstruct cropping systems from 1995 to 2004, we defined 4 sub-periods with specific CMSs: P1 (1995–1997), P2 (1998–1999), P3 (2000–2001) and P4 (2002–2004). Each period corresponded to one year of the first survey available on the Frémur catchment. We chose to describe changes in agricultural practices between successive periods, rather than interpolating between survey years. Thus, for each detailed farm type per crop and per year the CMS database contained the various CMSs and their associated relative areas (Fig. 1b).

### 3.2. Summer land-cover allocation

Crop allocation models have been reviewed in the literature (Baker, 1989; Castellazzi et al., 2008, 2010; Sorel et al., 2010). The calibration and validation of models, such as cellular automata and explicit rule-based models require expert opinion and can involve arbitrary decisions. Generalised linear models rely on parametric hypotheses and can be difficult to interpret (Sorel et al., 2010). To represent crop succession with robust mathematical concepts and few data requirements, we chose a first-order Markov chain approach (Walter et al., 2003; Castellazzi et al., 2008). This approach does not directly include the drivers of land-cover change (Briassoulis, 2000) and was easily derived from few observed data. In the Markov chain approach, the prediction of future state composition  $X_{t+1}$  can be calculated by solving the matrix equation:

$$X_{t+1} = X_t \cdot P \quad (1)$$

where  $X_t$  is a  $1 \times n$  state vector at current time  $t$ ,  $n$  is the number of crop types, and  $P$  is a  $n \times n$  matrix of transition probabilities containing  $p_{ij}$  values, which are transition probabilities from discrete

state  $i$  to state  $j$  between time  $t$  and  $t + 1$ . The different crop types are states of the Markov chain.

For any given time step  $t$ , the transition probabilities of the  $P$  matrix satisfy the following conditions:

$$\begin{cases} 0 \leq p_{ij} \leq 1, \quad \forall i, j \in S. S \text{ is a space of discrete states of dimension } n \\ \sum_{j=1}^n p_{ij} = 1 \end{cases} \quad (2)$$

Elements  $p_{ij}$  can be estimated from multiple-year datasets by counting the number of times the observed data went from state  $i$  to  $j$  (i.e.  $N_{ij}$ ) and the number of times that state  $i$  occurred (i.e.  $N_i$ ) (Weng, 2002). Therefore,

$$p_{ij} = \frac{N_{ij}}{N_i} \quad (3)$$

Starting from the crop pattern observed in the initial year of the simulation, the next crop in each field's rotation was assigned randomly according to the probabilities in the transition matrix  $P$ . In our methodology, a transition matrix was used for each simplified farm type (Table 2), based on empirical data for the crop allocation of each farming system.

The validity of the hypothesis that summer crop succession could be described and projected using a stochastic first-order Markov process was tested with a chi-square goodness-of-fit test (Weng, 2002). The statistic was calculated from the relationship:

$$K_c^2 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (O_{ij} - E_{ij})^2 / E_{ij} \quad (4)$$

where  $O_{ij}$  is the observed and  $E_{ij}$  the expected transition probability.  $K_c^2$  has a chi-square distribution with  $(n - 1)^2$  degrees of freedom, where  $n$  is the dimension of the matrices. The hypothesis that the data come from the Markovian distribution is rejected if:

$$K_c^2 > \chi_{0.95, (n-1)^2}^2 \quad (5)$$

### 3.3. Winter land-cover allocation

The model used rules based on expert agronomic knowledge to allocate winter land cover between summer crop types in years  $t$  and  $t + 1$ . These rules considered more than one crop per year and included the main land-cover change observed in the catchment during surveys, namely the decrease in bare soil in winter after 2002. This rule is due to the enforcement of a regulation passed in 2001 (Thareau et al., 2008) in the framework of the European Union (EU) Nitrates Directive (EC, 1991) which made the seeding of intercrops mandatory in nitrate-sensitive areas such as the Frémur catchment. This practice, known to limit the risk of nitrate leaching, is considered a sustainable cropping practice (Constantin et al., 2010) and has been widely adopted by farmers in recent years. We chose not to apply Markov chains to model winter land cover, mainly because it can be derived from the preceding and following summer land covers in a deterministic way. For the 1995–2004 period, these rules were derived from data of the second survey provided by the Morbihan Chamber of Agriculture and expert agronomic knowledge as a function of year and crop type (Table 3). After the year 2002, rules could be modified easily in accordance with scenarios. When these rules involved percentage, we considered only field area and not the number of fields. Winter crops were assigned to fields iteratively using an ‘if-then’ method:

If [crop\_summer <sub>$t$</sub>  =  $i$  and crop\_summer <sub>$t+1$</sub>  =  $j$ ]  
then [crop\_winter <sub>$t$</sub>  =  $k$  or rule], with  $i, j, k \in S$ .

**Table 2**

Classification of farms in the Frémur catchment. SD: Standard deviation.

Simplified farm type	Detailed farm type	Source of organic waste available	Number of farms	Area in catchment (ha)	Percentage of total agricultural area	Mean ( $\pm 1$ SD) field area (ha)
Unknown	Unknown	Unknown	Unknown	165	14.2	$0.7 \pm 0.6$
Dairy	Dairy	Cattle	3	28	2.4	$1.3 \pm 1.4$
	Dairy farms importing pig slurry	Cattle, pig	7	80	6.9	
	Dairy farms importing pig slurry and poultry manure	Cattle, pig, poultry	6	212	18.2	
	Dairy farms importing poultry manure	Cattle, poultry	5	82	7.0	
	Pig or poultry	Pig	16	432	37.0	$2.0 \pm 2.1$
	Pig and poultry	Pig, poultry	3	129	11.0	
	Poultry	Poultry	2	35	3.0	

To allocate winter crops to individual fields when using percentage rules, we first multiplied the percentage cover of each winter crop (Table 3) by the total area of the fields requiring one to partition this total area. We then iterated over all fields and calculated the cumulative area. A winter crop type was assigned to a field only if the cumulative area (including the area of the current field) is included in the partition area of this winter crop type. After this step, the database contained summer and winter land cover for each field over the entire simulation period. A final processing step used the start and end dates of each crop-cultivation practice to modify the month of sowing and harvesting of each crop in each field, ensuring continuity between crops and avoiding an overlap in crop successions.

### 3.4. Crop management system allocation

When several CMSs could be allocated to one crop type for a given farm type and year, we estimated the percentage of the crop area under each CMS, using farm survey data. The challenge was to find a set of fields of the farm type in question with a surface area equal to the crop area under each CMS. From crop-succession data, we assigned a CMS to a field according to the percentage of the total crop area affected by this CMS (Fig. 1b). This process was repeated for each field, iterating for farm type, year and crop type:

Let  $N$  fields belong to  $\text{farmtype}_k$  ( $k \in [1, K]$ ,  $K$  the number of farm types) and have the crop type  $l$  ( $l \in [1, L]$ ,  $L$  the number of crop types) for year  $y$  ( $y \in [1, Y]$ ,  $Y$  the number of years considered).  $A_T$  is the total area of the  $N$  fields of area  $A_i$  ( $i \in [1, N]$ ). Then,  $J$  is the number of CMSs that can be allocated to the crop type  $l$  for  $\text{farmtype}_k$  and year  $y$ .

For given  $k$ ,  $l$  and  $y$ , the constraint on percentages of CMS requires that  $A_j$  ( $j \in [1, J]$ ), the sum of the area of the fields affected by the CMS $_j$  (of percentage  $\text{perc}_{\text{CMS}_j}$ ) must satisfy the following equality:

$$A_j = \text{perc}_{\text{CMS}_j} * A_T \quad (6)$$

With:

$$\begin{cases} \text{perc}_{\text{CMS}_j} \geq 0, & \forall j \in [1, J] \\ \sum_{j=1}^J \text{perc}_{\text{CMS}_j} = 1 \end{cases} \quad (7)$$

Then, the problem is to find amongst the  $N$  fields those having the CMS $_j$ , which can be formalised with a binary decision variable  $x_i$ , as:

$$\begin{cases} A'_j = \sum_{i=1}^N x_i * A_i & \text{with } x_i \in \{0, 1\} \\ A'_j = A_j \end{cases} \quad (8)$$

With this formalism, CMS $_j$  is allocated to field  $i$  only if  $x_i$  equals 1 and  $A'_j = A_j$ . This problem has the form of a '0–1 Knapsack problem' in integer linear programming, so called because it can be interpreted as the problem of maximising the total value of the items which can be packed in a knapsack with a total weight limitation (Hajkowicz et al., 2005). The items that can be packed in the knapsack of fixed volume  $A_j$  correspond to the  $N$  fields, the weight corresponds to the area  $A_i$  of each field, and the profit of all fields is fixed to 1. We implemented this algorithm based on a binary systematic exploration of  $x_i$  values, which enabled  $x_i$  to take on all the values in the set  $\{0, 1\}$  (i.e.  $2^N$  combinations). Also, for each  $n$ -tuple of  $x_i$ , the sum  $A'_j$  was compared to  $A_j$ . To solve the problem more easily, rather than seeking a strict equality  $A'_j = A_j$ , we used the condition:

$$|A_j - A'_j| \leq \varepsilon \quad (9)$$

$\varepsilon$  ( $=0.1 * A_j$ ) is defined at the beginning of the algorithm. We also added an optimisation procedure: if  $|A_j - A'_j| < \varepsilon$  then  $\varepsilon = |A_j - A'_j|$ , which minimises the threshold  $\varepsilon$  during iterations, if possible.

This algorithm was carried out iteratively for all CMS $_j$ . When a solution of Eq. (8) was found, the fields allocated to a CMS $_j$  were removed from the set of fields processed for the following CMS $_j$ . If no solution was found for the allocation of a CMS to a field with area  $A_i$ , the procedure allocated amongst the CMS not yet allocated to fields, the one which minimised the value  $|\text{prop}_{\text{CMS}_j} - A_i/A_T|$ .

This method assigned a CMS to each field of the catchment for the entire simulation duration. All crop successions and CMSs were stored in a MySQL database. The two methods were implemented in a stand-alone Java program which communicated with the database.

### 3.5. Linking the spatio-temporal dynamics model to a distributed nitrate transfer model

The topography-based N transfer and transformation model TNT2 (Beaujouan et al., 2002; Oehler et al., 2009), used to assess the impact of agricultural practices on water quality, integrates hydrological and N transformation modules within the same architecture. N transformation modules are essentially a transcription of the STICS model (Brisson et al., 2003). To model N transformations and crop growth, TNT2 requires data on temporal changes of CMSs for each field of the catchment stored in a cropping system file. The cultivation techniques considered in a CMS are sowing and harvesting dates and mineral and organic N fertilisation dates, types and amounts. The methodology presented here constructed a cropping system file for each field for the entire simulation, which constitutes inputs of TNT2. This was done by modelling crop succession and by allocating a crop management system to each field. Then a formatting process generated a cropping system data file for each field that defined all cultivation techniques applied on



**Table 3**  
Rules for winter crop allocation based on summer crop type during two subsequent years ( $t$  and  $t + 1$ ). Rule 1: 90% temporary grassland and 10% bare soil, Rule 2: If  $1995 \leq \text{year} \leq 1998$ : 80% bare soil; 7% mustard; 9% Italian ryegrass; 2%, grass; 2% winter spinach; If  $\text{year} > 2002$ : 5% bare soil; 40% mustard; 51% Italian ryegrass; 2% grass; 2% winter spinach.

Crop <sub>t</sub>	Crop <sub>t+1</sub>				
	Winter cereal	Rape	Spring spinach	Spring culture <sup>a</sup>	Fallow, grass strip, temporary grassland
Winter cereal	Winter cereal	Rape	Bare soil	Rule 2	Rule 1
Rape	Winter cereal	Rape	Bare soil	Rule 2	Rule 1
Spinach	Winter cereal	Rape	Bare soil	Rule 2	Rule 1
Spring culture	Winter cereal	Rape	Bare soil	Rule 2	Rule 1
Silage maize	Winter cereal	Rape	Bare soil	Bare soil	Rule 1
Fallow, grass strip, temporary grassland	Winter cereal	Rape	Bare soil	Rule 1	Fallow, grass strip, temporary grassland

<sup>a</sup> Spring culture: beets, beans, potatoes, peas.

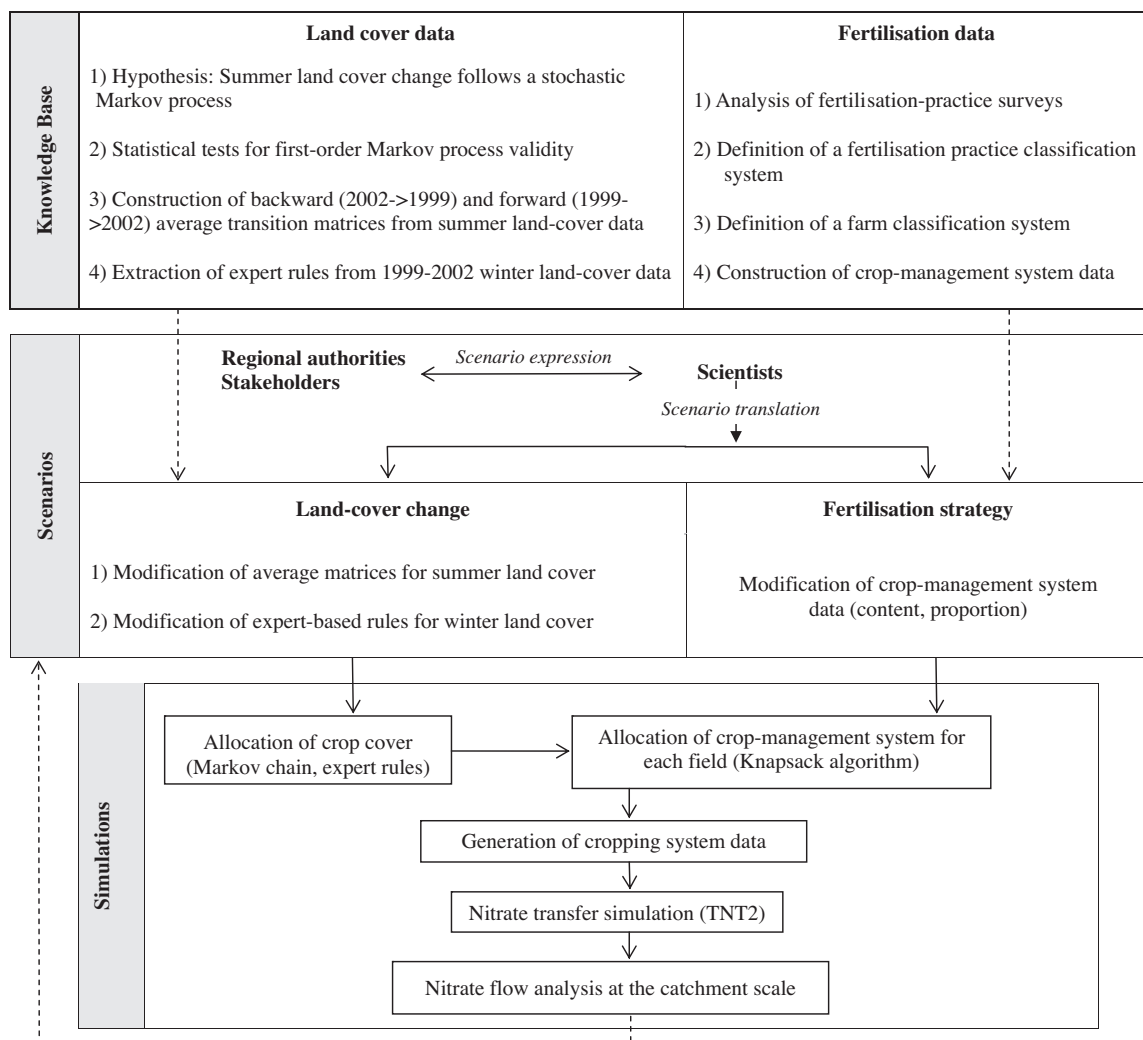
the field for the whole simulation. The latter formatting process constituted the only adaptation of the data to serve as inputs to TNT2. It shows that the data simulated can constitute input for another distributed transfer model with another input formalism. Fig. 2 presents the general framework of the study.

#### 4. Case study scenario and model evaluation

##### 4.1. Description and construction of the baseline scenario

In the baseline scenario, we wanted to reconstruct past agricultural practices from 1995 to 1998 and to construct a prospective

scenario from 2003 to 2015. The year 2015 was used because it is defined as the first deadline set by the EU Water Framework Directive (EC, 2000) for recovering a 'good and non-deteriorating' ecological status for all water bodies. For past agricultural practices, we reconstructed cropping systems from changes in observed practices known by surveys available on this catchment. We introduced the decrease in bare soil from 2003 (Table 3) and applied crop management practices defined for the different periods (P1, P2, P3, P4). These data then could be used with the distributed nitrate transfer model for virtual experiments to address questions about determining factors of actual N concentration in the catchment.



**Fig. 2.** General framework of the study.

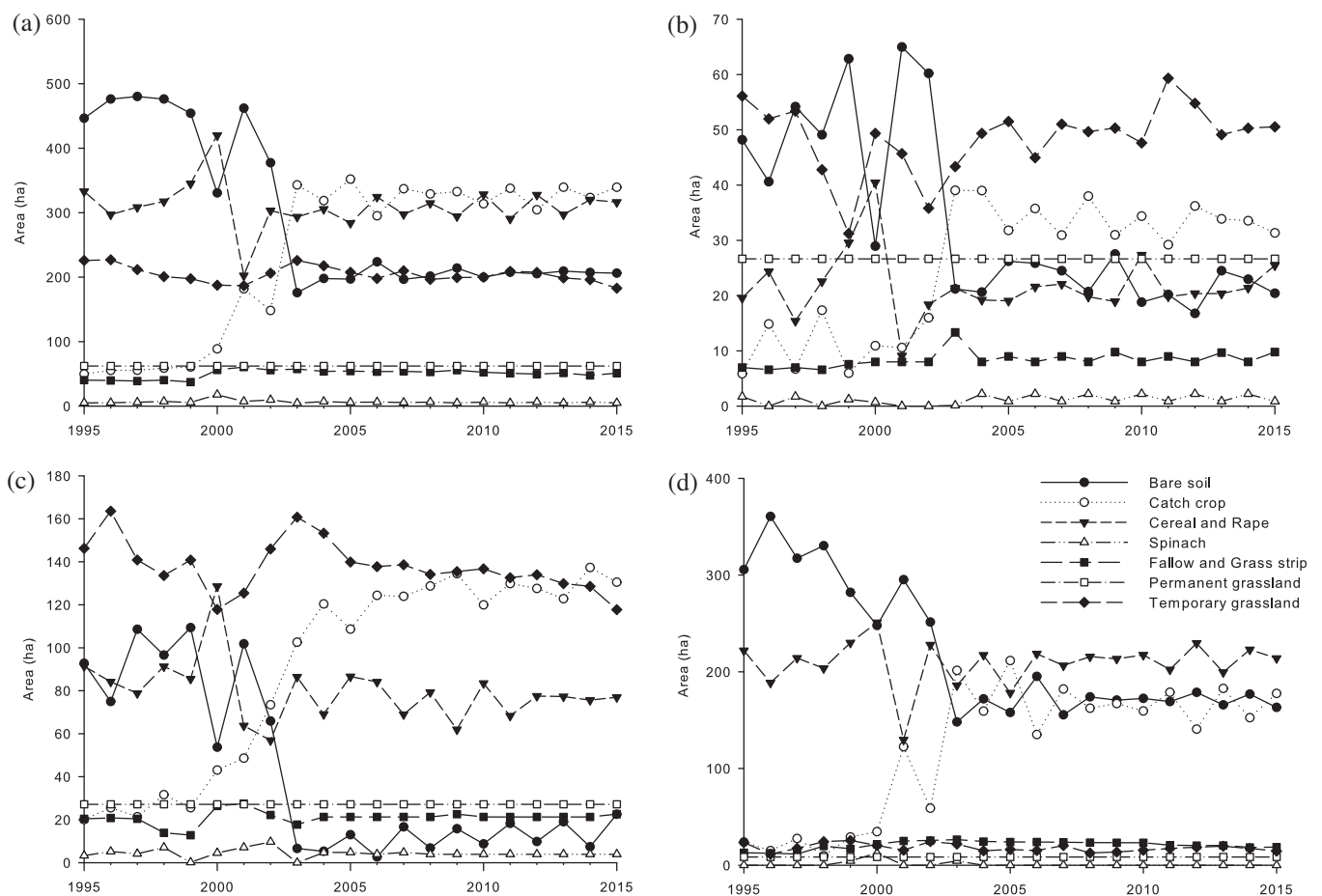
In the 2005–2015 scenario (period P5), we wanted to reproduce agricultural practices applied in the P4 period which correspond to a regulatory application with conservation of crop production. This scenario used with the distributed transfer model estimates what N concentration can be reached assuming that a steady state of nitrate concentration can be reached in 2015 and no significant change in agricultural practices. This scenario was also constructed to serve as a reference for comparison with alternative scenarios (Durand et al., 2006). In accordance with standard verification procedures (Refsgaard and Henriksen, 2004; Jakeman et al., 2006; Aumann, 2007), this scenario was also used to verify the method and its code and ensured that simulated cropping systems met specified objectives.

From summer land-cover data for 1999–2002, we calibrated two types of transition matrices: a ‘backward’ and a ‘forward’ transition matrix obtained by analysing crop transitions from years  $t$  to  $t - 1$  and  $t$  to  $t + 1$ , respectively. From the three ‘backward’ matrices for 2002–1999, we computed an average ‘backward’ matrix which integrated all transitions from 2002 to 1999. This processing was carried out for the three simplified farm types (Table 2) to obtain one average ‘backward’ matrix per type. In the same way, an average ‘forward’ matrix was calculated for each simplified farm type from 1999 to 2002. The ‘backward’ matrix was applied iteratively from 1999 crops to simulate crop successions for 1995–1998. Similarly, the ‘forward’ matrix was applied iteratively from 2002 crops to simulate summer crop successions for 2003–2015. We then applied the agronomic rules for winter land-cover allocation for 1995–1998 and 2003–2015. In a last step, the method based on the Knapsack algorithm was used to assign a crop

management system to each type of crop for the different fields over the 1995–2015 period.

#### 4.2. Spatio-temporal changes in crop cover

The model reconstructed the main changes in winter crop area for 1995–2015, in particular the decrease in bare soil beginning in 2003 due to an increase in catch-crop area (Figs. 3a and 4). This pattern was also observed at the farm level (Figs. 3b–d). The areas of other crops remained relatively stable, and this temporal pattern met our objective, since in the retrospective part we considered that farms did not change their systems (thus inducing no modification in cultivated areas), and for the baseline scenario we aimed to keep the area of each crop stable. For summer land cover (Fig. 5), the model predicted stable areas for each crop at catchment and farm scales, which is important in terms of consistency for the farming systems: most crop production is for forage and therefore is driven by the needs of livestock, whose numbers remain stable from year to year. This result matches observed data from surveys in 1996 and 2003, which showed no significant change in crop proportions between these two dates, except for catch crops in winter. The large variations in summer crop areas in 2000–2001 were due to exceptionally wet conditions in autumn 2000. Therefore, it was difficult to sow winter cereals in autumn, inducing farmers to grow more maize in spring 2001 at the expense of cereals. Differences between average simulated areas for summer crops for 1995–1998 and 2003–2015 compared with observed areas for 1999–2002 were relatively small except for pig or poultry farms for fallow land and grass strips or temporary grassland (Table 4).



**Fig. 3.** Change in crop area (ha) in the winter over the study period. Data are observed for 1999–2002 and simulated for 1995–1998 and 2003–2015 for (a) all “simplified” farm types, (b) unknown farms, (c) dairy farms, and (d) pig or poultry farms. See Table 2 for a description of each simplified farm type.

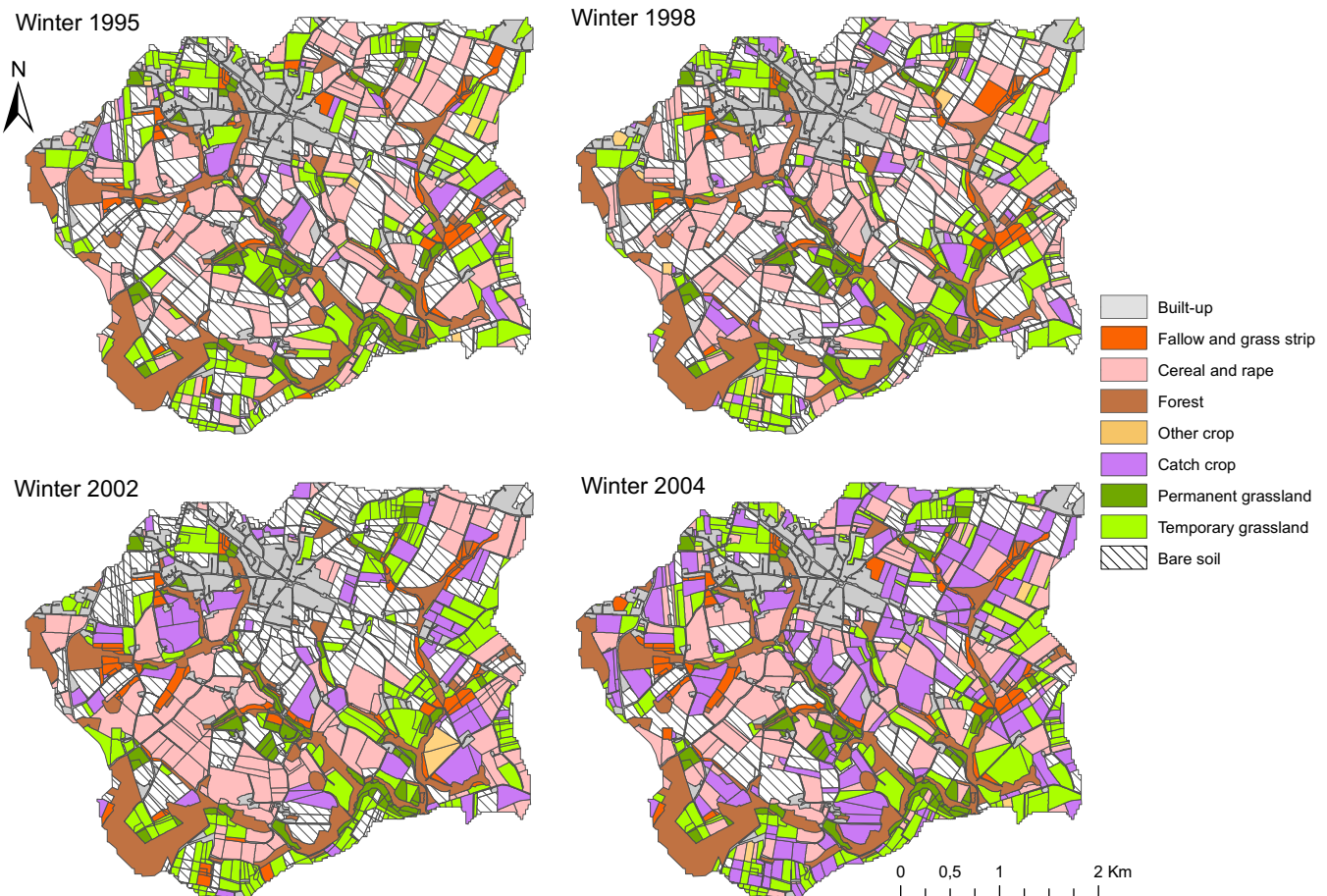


Fig. 4. Spatial distribution of crops in winter for 1995, 1998, 2002, and 2004. Data are observed for 1998 and 2002 and simulated for 1995 and 2004.

The differences for pig or poultry farms are most likely due to the heterogeneity of field sizes (Table 2), which was not considered in the model's summer crop allocation. Therefore, fallow land and grass strips could be allocated to a large or small field area, which increased variability in the simulated crop area. The model can also cope effectively with two different crop types for a single year and avoids abnormal crop transitions.

#### 4.3. Spatio-temporal changes in agricultural practices and N fertilisation

At the field level, the simulated cropping system matched observed agricultural practices, in particular the amount of total N fertilisation. It reproduced the variety of fertilisation strategies in detail by allocating different CMSs for each crop type during simulation. The model simulated well the spatial variability of N fertilisation at the catchment scale, in particular the low N fertilisation of permanent pasture in bottomlands (Fig. 6).

The major trends in agricultural practices on the catchment were reconstructed for 1995–2015, in particular the decrease in mean N fertilisation between 1995–1997 (P1) and 2002–2004 (P4) (Figs. 6 and 7d). Moreover, the model rendered different trends of N fertilisation for each crop type and farm type. N input for maize and temporary pasture decreased (Fig. 7b and c), whereas N fertilisation on wheat (Fig. 7a) remained relatively stable. Fertilisation of temporary grasslands and maize on dairy farms importing poultry manure was generally higher than that on other detailed farm types (Fig. 7b and c). Fertilisation on winter wheat was higher for pig and poultry farms (Fig. 7a). The amount of sim-

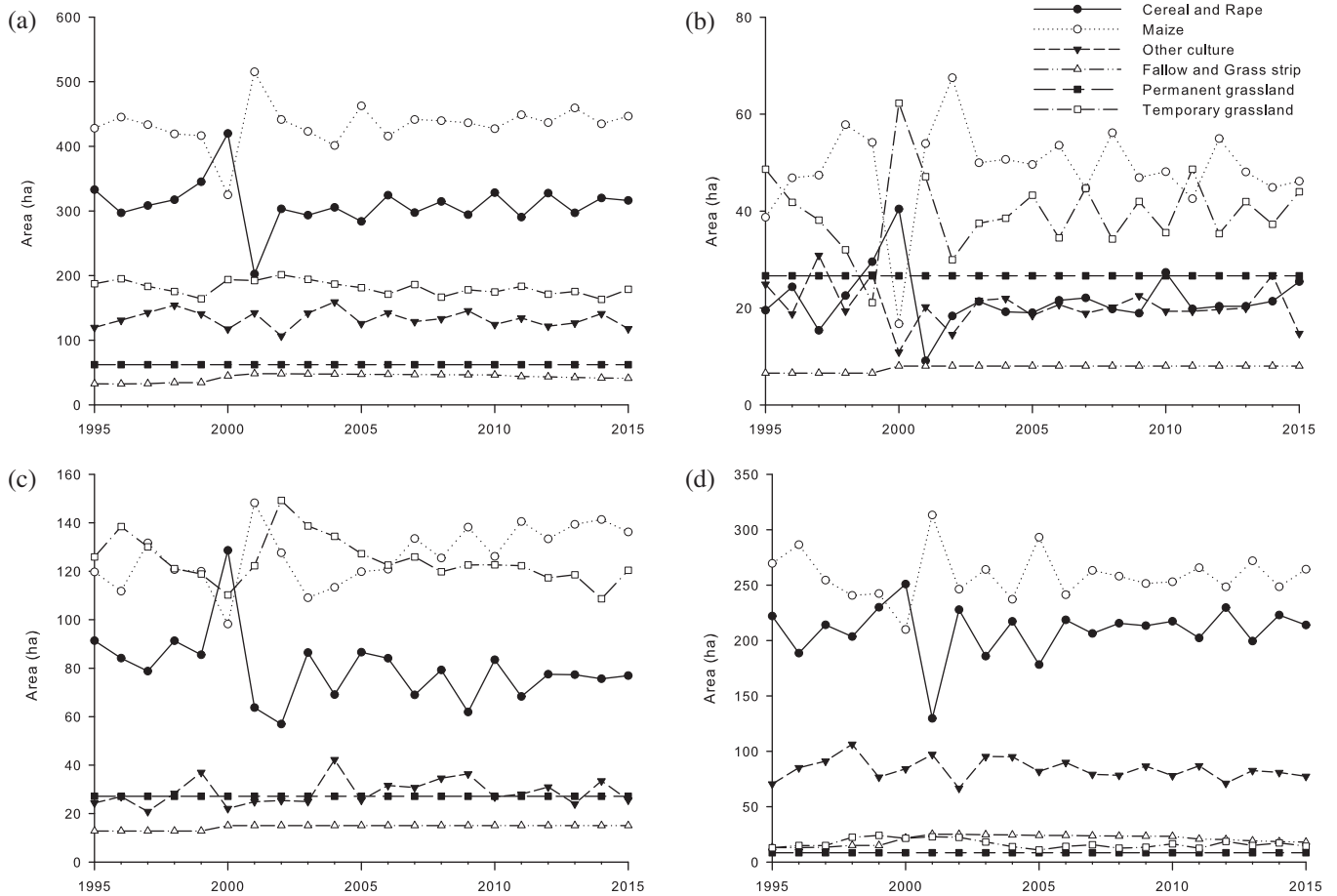
ulated N fertilisation for 2005–2015 (P5) was almost identical to that of 2002–2004 (P4) for main crops (Fig. 7a–c) and for all crops (Fig. 7d). The baseline scenario (i.e. the reproduction of P4 agricultural practices for period P5) was well simulated. This case study shows that the methodology resulting from the construction of temporal and spatial cropping systems is consistent with observed systems and meets the objectives of the constructed scenario.

#### 4.4. Validation of the use of the Markov chain and Knapsack-based algorithm

The validity of the hypothesis that summer crop succession could be described and projected using a stochastic first-order Markov process was tested with a chi-square goodness-of-fit test. From Eq. (4),  $O_{ij}$  the observed and  $E_{ij}$  the expected transition probability from 1999 to 2002 for the whole catchment (without regard to farm types) was calculated. The computation of the expected number  $E_{ij}$  requires a direct application of the Chapman–Kolmogorov equation (Weng, 2002), which required multiplying the transition matrices for 1999–2000 and 2000–2002.

For a critical region of 0.05, the hypothesis of a first-order Markov process is accepted if  $Kc^2 \leq 147$ . Because the computed value of  $Kc^2$  was 71, the summer crop data could be simulated by a first-order Markov process.

To validate the Knapsack-based algorithm that allocated CMSs to fields, the percentages of CMS ( $\text{perc}_{\text{CMS}_j}$  in Eq. (6)) defined as algorithm input were compared to the percentages predicted after the process (Fig. 8). The good fit ( $R^2 = 0.96$ ) was even better for percentages of CMS exceeding 40%. The difference between defined



**Fig. 5.** Change in crop area (ha) in the summer over the study period. Data are observed for 1999–2002 and simulated for 1995–1998 and 2003–2015 for (a) all “simplified” farm types, (b) unknown farms, (c) dairy farms, and (d) pig or poultry farms. See Table 2 for a description of each simplified farm type.

**Table 4**

Variations (%) between simulated mean summer crop areas for 1995–1998 and 2003–2015 periods using 1999–2002 period as a reference, for each simplified farm type and for the whole catchment. See Table 2 for description of each simplified farm type.

Crop type	Period	Unknown farms	Dairy farms	Pig or poultry farms	Catchment
Cereal and rape	1995–1998	-16.0	3.2	-1.2	-1.1
	2003–2015	-14	-8	-0.1	-3.3
Maize	1995–1998	-0.7	-2	3.8	1.6
	2003–2015	1.7	4	2.2	2
Other culture	1995–1998	29.3	-8	8.7	8
	2003–2015	11	11	2.6	5.7
Fallow and grass strips	1995–1998	-14.1	-11.6	-37.1	-24.6
	2003–2015	4.7	3.8	2	3.3
Temporary grassland	1995–1998	0.1	2.9	-28.1	-1.3
	2003–2015	-0.7	-1.6	-34	-5.2

and simulated values was sometimes high when there were fewer fields than CMS type for a given year, farm type and crop type.

## 5. Discussion

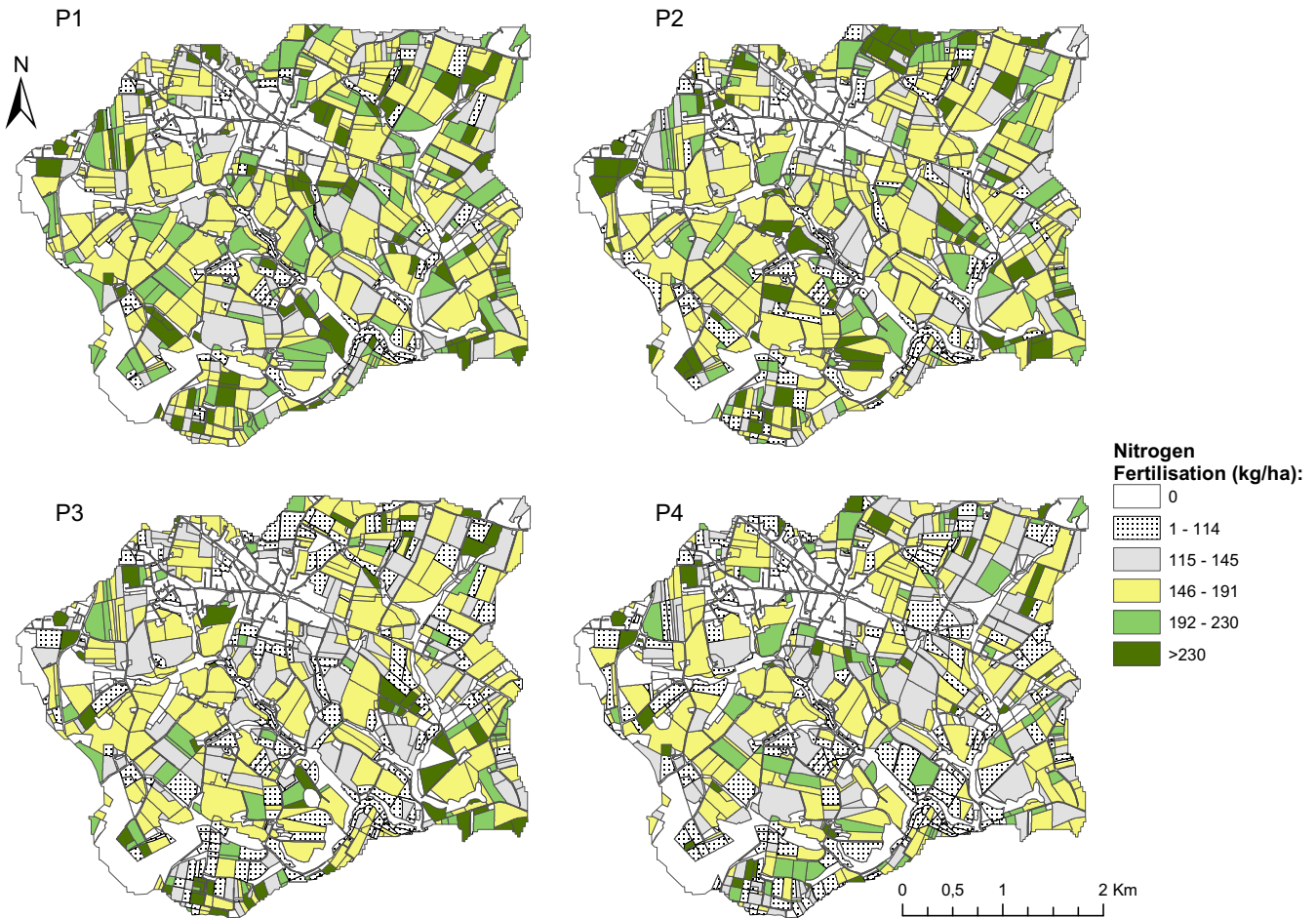
### 5.1. Purpose and scope of the model

The purpose of this type of modelling is the prediction of cropping systems, both extrapolation from the past and “what if”

exploration. The studies of externalities of the constructed cropping systems with this model (e.g. nitrate loss), provide guidance for diagnosis, management and decision making. It is currently used in various contexts, especially for operational purposes to assess the impact of climate variations and agricultural practice changes on N concentrations in different catchments in Brittany (Durand et al., 2006, 2008; Moreau et al., 2011). However, even with farm type definition, the estimation of winter land-cover and variables that describe crop management strategies, the orientation is towards the problem of nitrate loss, this general framework can be adapted to other distributed models and for the study of impacts of cropping systems other than this problem.

Except on long-term experimental sites, data on crop cover and agricultural practices are often incomplete and insufficient regarding what is needed for detailed agro-environmental assessments, especially since they are not available for each field for more than a few years. The model addresses this issue by realistically reconstructing the diversity of practices over a whole catchment for more than a decade. This model constitutes a level above the average-data approach (Leenhardt et al., 2010) currently used for regional approaches, which is often insufficient in representing the local spatial and temporal variability of cropping systems. The main advantage of this model is that it makes it possible to account for detailed and spatially distributed agricultural management data in a flexible way with little parameterisation. This is particularly important because it is one of the main limitations of the application of distributed non-point source pollution models (Wade et al., 2002).





**Fig. 6.** Spatial changes in nitrogen fertilisation (mineral and organic in kg/ha) on the catchment for four periods of the study: P1, 1995–1997; P2, 1998–1999; P3, 2000–2001; and P4, 2002–2004.

The temporal scale of the model encompasses a few decades. For a longer period, one could question the assumption of constant field boundaries or the extrapolation of long series from scarce observed data. The spatial scale is the catchment meso-scale, the spatial organisation remains the farm scale, and the unit for cropping system allocation is the field. The flexibility of the model has been demonstrated by introducing new management practices on farms with the modification of transition matrices, agronomic rules, and CMS presence or percentage (Durand et al., 2006, 2008). The end-users of this model are scientists who implement, in a co-construction approach, exploration scenarios with regional authorities and stakeholders of the catchment. Scenarios construction resulted from discussions stimulated by questions from the scientists (What is the model able to simulate? What kinds of changes are likely to have a strong impact? Which scenario could enhance knowledge on catchment behaviour?), regional authorities (What policy do we want to assess?) and local stakeholders (What kind of changes would we accept for implementation?).

In accordance with standard verification procedures, the results of the case study allowed us to verify the code and method and ensure that simulated cropping systems meet our specified objectives.

### 5.2. Spatial organisation in the model

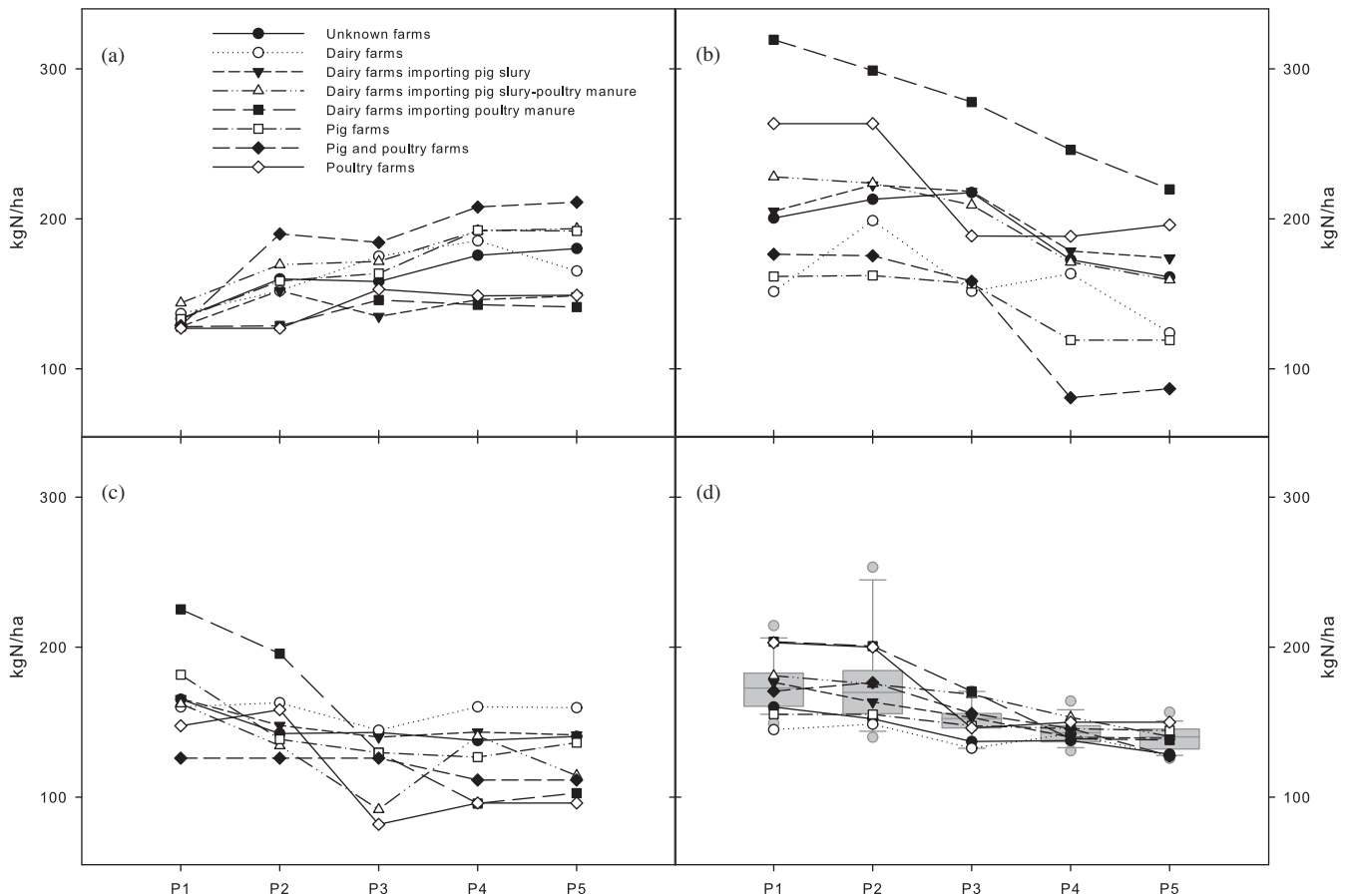
Due to lack of data for calibration of the transition matrix, the 3-year calibration period can be considered too short to find any long-term trend or capture fine-scale dynamics of land cover. In-

deed, we observed high dynamics between 1999 and 2002 and flattened dynamics before and after the observed period (Figs. 3a and 5a) at the catchment scale. However, since the farm level is considered in the model, this smoothing effect is attenuated, and the model can represent dynamics of land cover for farm types (Figs. 3b–d and 5b–d).

For the three successive steps of modelling (land cover in summer, land cover in winter and allocation of CMSs to crops), the farm remains the main level of agronomic organisation in the catchment, because the transition matrix and CMSs are defined for each farm type. The classification system defined in this study simplifies representation of the diversity of farming systems in the catchment without ignoring that crops and CMS allocation are managed at the farm level. In the model, the number of farm types can be extended, or the definition of type can be modified flexibly through the modification of transition, crop management system data or agronomic rules. This flexibility associated with expert agronomic knowledge can ease assessment of the impact of diversity of farming systems on nitrate loss or options for sustainable development by testing innovative farming systems.

### 5.3. Output variability and evaluation of the model

Although formal sensitivity and uncertainty analysis were not performed, the variability in model outputs was explored by running 100 replicate stochastic simulations, and the variability in mean N fertilisation for each period for each detailed farm type and crop was analysed (Fig. 7d). The variability in outputs was rel-



**Fig. 7.** Changes in the mean nitrogen fertilisation (mineral and organic in kg/ha) for each farm type on (a) winter wheat, (b) maize, (c) temporary grassland, and (d) all crops for five periods of the study: P1, 1995–1997; P2, 1998–1999; P3, 2000–2001; P4, 2002–2004; and P5, 2005–2015. In (d), grey boxplots show the variability in simulated mean nitrogen fertilisation for each farm type for all crops. See Table 2 for a description of each detailed farm type.

atively narrow. The largest interval between lower and upper quartiles occurred during 1998–1999 (P2), with less than  $30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ . The variability in outputs also depended on period. The variability was higher for 1995–1997 (P1) and 1998–1999 (P2) than for the other periods. In particular, 1998–1999 (P2) showed the highest values, up to  $240 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ . These results can provide a quantitative estimation of uncertainty and a confidence interval of the outputs of the model. These results can be used for further study on the sensitivity analysis of N fertilisation generated with this model on the nitrate concentrations simulated by the distributed model.

The validation of this model has been performed at different steps with qualitative and quantitative criteria. We validated the summer crop succession model by testing the Markov-chain hypothesis and by comparing simulated and observed summer crop areas. The validation of winter land cover was qualitative, based only on the reproduction of a decreasing trend for bare soil occurrence. The validation of amount of N was also qualitative and essentially based on matching the global decrease in total N amount observed from surveys. The validation of this type of model is particularly difficult because it simulates cropping systems at the field level, which cannot be exhaustively compared with observed data.

#### 5.4. Limits and improvement of the model

For summer land-cover allocation, we chose the Markov-chain approach because it can simulate crop succession dynamics at the catchment scale without having to describe the complex relationships between biophysical, economic and human factors

that affect agricultural land-cover decisions at the farm and field levels. Statistical tests of the approach indicated its accuracy, but obviously could not determine that Markov chains are the best approach to model crop allocation in this context. This approach, which does not account for the driving factors of crop allocation, remains consistent with our initial objectives. Assessing the impact of different agricultural scenarios on nitrate transfer at the catchment scale requires some simplifications, and we argue that knowing the fine-scale decision-making process of each farmer or integrating numerous driving factors for cropping system allocation is not mandatory at this scale. We believe the model's level of complexity must be adapted to the availability of data and to the scale studied. Finally, although the decision-making process leading to crop distribution is not explicitly considered, it is still empirically derived from a transition matrix constructed from data and rules based on expert knowledge.

Accounting for specific crops in winter, in particular catch crops vs. bare soil, seems important for nitrate transfer modelling. Two transition matrices per year instead of one could have been used; however, winter land-cover data can be derived easily from the preceding and following summer land covers deterministically. Furthermore, observed winter land-cover data is not necessarily available to derive Markov chains. Nonetheless, these rules require agronomic knowledge to determine the type and area proportions of winter crops.

The Knapsack-based algorithm allocated CMSs to fields effectively. This approach is particularly useful when different cultivation techniques and N fertilisation strategies must be considered for the same crop type at the farm level. However,

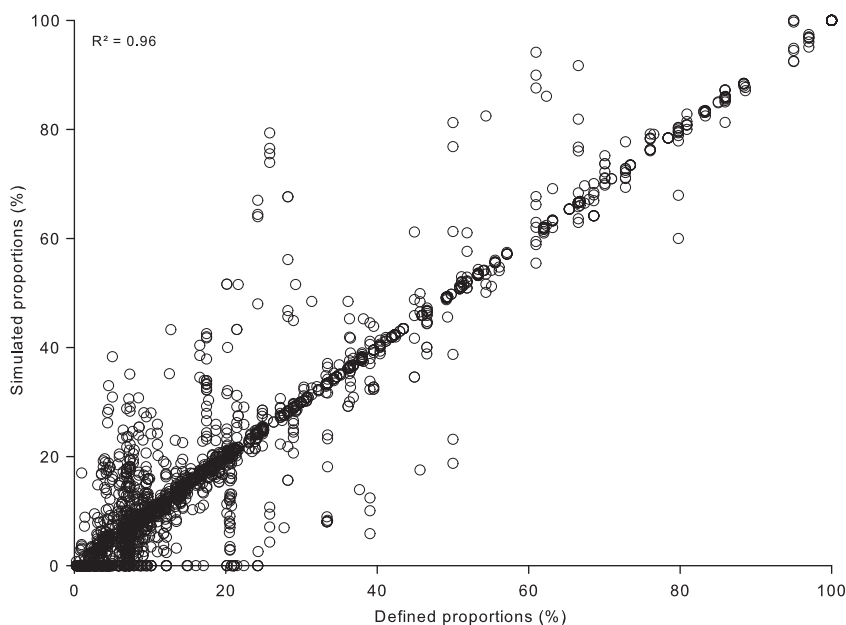


Fig. 8. Comparison of defined and simulated proportions of crop-management systems.

with this method, the history of agricultural practices in a particular field (i.e. previous CMS) does not affect the choice of a CMS, as in the ROTOR model (Bachinger and Zander, 2006). In theory, N fertilisation is determined by considering crop requirements and soil fertility (N balance method) which depends, in part, on the history of the field (previous crops, organic inputs, etc.). In practice, farmers do not accurately calculate this balance. Rather, they apply standard rules, especially in the context of our study, with constraints on organic N surplus, which sometimes leads to over-fertilisation. Therefore, for past and present agricultural practices, we can assume that ignoring field fertilisation history is acceptable; however, it would be interesting to consider it in scenarios focusing on sustainability issues.

There is potential for improving the model by introducing more complexity to construct more subtle scenarios or if data availability increases. For example, the assumption of time invariance underlying the first-order Markov chains could be relaxed by using one of two approaches: (1) setting transition probabilities as a function of exogenous variables that vary in space and time, such as socioeconomic factors or climatic conditions, and endogenous variables, such as landscape age-class structure or composition; or (2) switching between different stationary transition matrices (Baker, 1989; Castellazzi et al., 2008). To improve the accuracy of the spatial allocation of crops, relationships between crop and soil types could be included (e.g. avoiding winter cereals on poorly drained soils). In one scenario implemented to construct prospective agricultural practice scenarios for assessment with TNT2 (Durand et al., 2006), crop cover was allocated using topographical information, particularly on all fields with more than 50% hydromorphic soil (i.e. the wettest area of the catchment) and was converted into ungrazed permanent grassland with low fertilisation. This shows the potential of the model to introduce external variables in the allocation of crop cover when these data are available. The use of a Hidden Markov Model, which seems to be more effective compared to a first-order Markov model to reveal spatio-temporal patterns (Mignolet et al., 2004; Lazrak et al., 2010), also could be an important step forward to allocate crop cover more accurately in our context. Constraining the area instead of the number of fields during the Markov-chain process could be used to design

scenarios with a change in area of a specific crop. This could be done by applying the Knapsack-based algorithm on crop-cover type, as has been done for CMS type. On a better-monitored catchment, where data on distances to farmsteads or soil characteristics are available, an alternative model to Markov chains based on a stochastic decision tree (Sorel et al., 2010) could be used. This model represents an intermediate level of complexity between our approach and models that account for driving factors of crop allocation, which requires a significant amount of input data.

## 6. Conclusion

This paper focuses on a model which reconstructs spatial dynamics of past cropping systems from incomplete data and constructs alternative cropping systems corresponding to agricultural-practice scenarios defined with stakeholders. It is specifically designed for use when observed data, crop cover and management practices are scarce or unavailable at the field level, and when these data are necessary to construct a realistic scenario that deals with the spatial variability of cropping systems. The model considers two crops per year by modelling crop successions in summer with a stochastic approach based on Markov chains and crop successions in winter with rules based on expert agronomic knowledge. It also allows different management systems for the same crop at the farm level with the use of a Knapsack-based algorithm. This model has high descriptive power regardless of data availability and changes in crop and fertilisation strategies. The model accounts for detailed and spatially distributed agricultural management data with little parameterisation through the use of transition matrices, agronomic rules and crop management data. The construction of these detailed cropping systems is necessary to design sustainable and ecologically-intensive agro-ecosystem management schemes at the catchment scale. The model has been specifically designed to construct past and prospective agricultural practices to assess practices at the catchment scale in an intensive farming context. However, the model can be modified to build distributed scenarios of agriculture management for other purposes and other distributed models.

## Acknowledgments

This work was funded by the Brittany Region (“Bretagne Eau Pure” Project). We thank Laurence Lebouille from the Morbihan Chamber of Agriculture for providing the data. We thank Michelle and Michael Corson for their English and scientific review. The authors are also grateful to anonymous reviewers for their helpful comments.

## References

- Aumann, C.A., 2007. Methodology for developing simulation models of complex systems. *Ecol. Model.* 202, 385–396.
- Bachinger, J., Zander, P., 2006. ROTOR, a tool for generating and evaluating crop rotations for organic farming systems. *Eur. J. Agron.* 26 (2), 130–143.
- Baker, W.L., 1989. A review of models of landscape change. *Landsc. Ecol.* 2, 111–133.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecol. Model.* 137, 93–105.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, 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. *Hydrol. Process.* 16, 493–507.
- Biarnès, A., Colin, F., 2006. Methodology for assessing the hydrological impact of weed control practices with a view to management of Mediterranean vine growing catchments. *Int. J. Sust. Dev. World* 9, 161–179.
- Brassoulis, H., 2000. Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modelling Approaches. The Web Book of Regional Science. Regional Research Institute, West Virginia University, Morgantown, WV. (online at <<http://www.rri.wvu.edu/regscweb.htm>>).
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussiere, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillere, J.P., Henault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 18, 309–332.
- Castellazzi, M.S., Wood, G.A., Burgess, P.J., Morris, J., Conrad, K.F., Perry, J.N., 2008. A systematic representation of crop rotations. *Agric. Syst.* 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. *Environ. Modell. Softw.* 22 (12), 1881–1889.
- 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. *Sci. Total Environ.* 406, 1–23.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agr. Ecosyst. Environ.* 135, 268–278.
- Detlefsen, N., Jensen, A.L., 2007. Modelling optimal crop sequences using network flows. *Agric. Syst.* 94, 566–572.
- Dogliotti, S., Rossing, W.A.H., van Ittersum, M.K., 2003. ROTAT, a tool for systematically generating crop rotations. *Eur. J. Agron.* 19 (2), 239–250.
- Durand, P., 2004. Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scenario analyses for the Kervidy catchment (W. France). *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8, 793–802.
- Durand, P., Ferchaud, F., Salmon-Monviola, J., Goetschel, 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. Démarche Evaluation Programme Bretagne Eau Pure, Rapport INRA (in French).
- Durand, P., Ferchaud, F., Baudhuin, P., Gibon, C., Moreau, P., Perez Escobar, A., Rimbault, T., Salmon-Monviola, J., 2008. Etude sur les bassins versants en contentieux 'Nitrates Eaux Brutes'. Rapport INRA (in French). Available online from <<http://www.observatoire-eau-bretagne.fr/Media/Documentation/Bibliographies/Rapport-Inra-BRGM-Etude-sur-les-bassins-versants-en-contentieux-nitrates-eaux-brutes>>.
- EC, 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Off. J. Eur. Comm. 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. *Off. J. Eur. Comm. L* 327, 1–72.
- Hajkowicz, S., Perraud, J.-M., Dawes, W., DeRose, R., 2005. The strategic landscape investment model: a tool for mapping optimal environmental expenditure. *Environ. Modell. Softw.* 20, 1251–1262.
- Islam, N., Wallender, W.W., Mitchell, J., Wicks, S., Howitt, R.E., 2006. A comprehensive experimental study with mathematical modeling to investigate the affects of cropping practices on water balance variables. *Agric. Water Manage.* 82, 129–147.
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A., Norton, J.P., 2006. Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environ. Modell. Softw.* 21 (5), 602–614.
- Klein Haneveld, W.K., Stegeman, A.W., 2005. Crop succession requirements in agricultural production planning. *Eur. J. Oper. Res.* 166, 406–429.
- Klöcking, B., Strobl, B., Knoblauch, S., Maier, U., Pflutzner, B., Gericke, A., 2003. Development and allocation of land-use scenarios in agriculture for hydrological impact studies. *Phys. Chem. Earth Parts A/B/C* 28 (33–36), 1311–1321.
- Lazrak, E.G., Mari, J.F., Benoit, M., 2010. Landscape regularity modelling for environmental challenges in agriculture. *Landsc. Ecol.* 25, 169–183.
- Leenhardt, D., Angevin, F., Biarnès, A., Colbach, N., Mignolet, C., 2010. Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30 (1), 131–138.
- Mignolet, C., Schott, C., Benoit, M., 2004. Spatial dynamics of agricultural practices on a basin territory: a retrospective study to implement models simulating nitrate flow. The case of the Sein basin. *Agron. Sustain. Dev.* 24 (4), 219–236.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, 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. *Hydrol. Process.* 16, 479–492.
- Moreau, P., Ruiz, L., Mabon, F., Rimbault, T., Durand, P., Delaby, L., Devienne, S., Vertès, F., 2011. Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. *Agr. Ecosyst. Environ.*, doi:10.1016/j.agee.2011.06.005.
- Oehler, F., Durand, P., Bordenave, P., Saadi, Z., Salmon-Monviola, J., 2009. Modelling denitrification at the catchment scale. *Sci. Total Environ.* 407 (5), 1726–1737.
- Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., 2004. Modelling guidelines - terminology and guiding principles. *Adv. Water Resour.* 27 (1), 71–82.
- Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertès, F., Beaujouan, V., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: I. Annual nitrogen budgets. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 497–505.
- 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. *Agric. Syst.* 103 (9), 647–655.
- Thareau, B., Congy, E., Bolo, P., 2008. L'appropriation de l'obligation de couverture hivernale des sols par les agriculteurs. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 56, 105–118 (in French).
- Verburg, P.H., Veldkamp, A., 2001. The role of spatially explicit models in land-use change research: a case study for cropping patterns in China. *Agr. Ecosyst. Environ.* 85, 177–190.
- Vos, J., van der Putten, P.E.L., 2004. Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 23–31.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessels, W., Raat, K., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A., 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 559–582.
- Walter, C., Rossel, R., Viscarra, A., McBratney, A.B., 2003. Spatio-temporal simulation of the field-scale evolution of organic carbon over the landscape. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1477–1486.
- Weng, Q., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *J. Environ. Manage.* 64, 273–284.
- Wechsung, F., Krysanova, V., Flechsig, M., Schaphoff, S., 2000. May land use change reduce the water deficiency problem caused by reduced brown coal mining in the state of Brandenburg? *Landsc. Urban Plan* 51, 177–189.



### **2.3. Conclusion**

Dans ce chapitre, le modèle CSAM, conçu pour simuler la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures au niveau de bassin versant et à la résolution de la parcelle, a été décrit. Couplé à un modèle agro-hydrologique distribué, il permet de réaliser des évaluations ex-post et ex-ante de pratiques agricoles.

Le modèle CSAM simule la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures en se basant sur une quantité limitée de données (enquêtes et statistiques agricoles, observations des assolements directs ou par télédétection sur quelques années) et des méthodes empiriques (chaîne de Markov, règles expertes agronomiques, algorithme d'optimisation). La capacité du modèle CSAM, à simuler des systèmes de cultures cohérents et réalistes, a été démontrée sur un cas d'étude (reconstitution de pratiques agricoles passées et un scénario à pratiques constantes) sur le bassin versant du Frémur (Morbihan, France). Ce modèle est ensuite couplé au modèle agro-hydrologique TNT2 pour l'évaluation de l'effet de changement de pratiques agricoles sur les flux d'eau et d'azote.

Le modèle CSAM est adapté à des situations où les données observées sur les systèmes de cultures au niveau de la parcelle sont rares ou peu disponibles et où les facteurs de décisions sur les systèmes de cultures ne sont pas identifiés. Le modèle CSAM résulte d'un compromis entre un objectif de représentation de l'organisation spatio-temporelle des systèmes de cultures, le manque de données agronomiques et la volonté d'avoir un modèle parcimonieux en paramètres.

Ce modèle a été comparé, dans le chapitre 4, avec le modèle CASIMODN (Moreau et al., 2013a) qui intègre les déterminants du fonctionnement des exploitations, à travers les éléments stratégiques et les contraintes qui déterminent les allocations spatiales des cultures et des itinéraires techniques. Cette comparaison a montré que l'approche de CSAM donne satisfaction tant que les changements concernant les successions culturales et les opérations culturales n'impliquent pas de changements importants de type ou de volume des productions agricoles. L'évaluation de changement de systèmes agricoles avec CSAM peut aboutir à la non-satisfaction de critères agronomiques au niveau des exploitations (inadéquation entre les productions des cultures et les besoins en alimentation des animaux, par exemple).

**Chapitre 3 : Représentation du niveau  
exploitation et des décisions des agriculteurs  
pour la modélisation du transfert d'herbicides  
dans un bassin versant**

### **3.1. Introduction**

L'utilisation de produits phytosanitaires dans l'agriculture pose de nombreux problèmes pour l'équilibre des écosystèmes et la santé de l'homme. Un des problèmes majeurs est notamment la dégradation de la qualité de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Dans ce contexte, le projet **SACADEAU** (Système d'acquisition de connaissances pour l'aide à la décision pour la qualité de l'eau) (Cordier et al., 2009) avait comme objectif la conception **d'outils d'aide à la décision permettant aux gestionnaires d'un territoire d'améliorer les pratiques agricoles et les aménagements pour la maîtrise de la qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant**. Ce projet s'est focalisé sur les pratiques liées au désherbage et leurs impacts sur la contamination des eaux superficielles dans un contexte de systèmes agricoles liés à l'élevage où la part de maïs dans l'assolement est importante. Les approches méthodologiques privilégiées, avant le projet SACADEAU, consistaient principalement en des outils de diagnostic proposés et mis au point par des chercheurs et des agronomes experts (Aurousseau, 2004 ; Tortrat, 2005). Ce type d'outil, mis en œuvre dans le programme Bretagne Eau Pure (BEP<sup>13</sup>), a permis le calcul d'un indicateur au niveau de la parcelle vis-à-vis d'un risque de transfert des produits phytosanitaires vers les cours d'eau. Cette méthode applicable sur le terrain utilise des critères simples et facilement observables par un conseiller agricole ou par un agriculteur. Elle est complétée par différentes préconisations telles que le choix des produits ou la mise en place de zones de protection du cours d'eau. Cet indicateur environnemental calculé à partir de cette méthode, simple d'utilisation, a conduit à des progrès importants pour l'amélioration de la qualité de l'eau avec une fréquence de dépassement de seuil de concentration en herbicides fortement diminuée et des pics de concentration moins importants. Cependant, cette approche présente des limites dues aux critères statiques pris en compte qui sont indépendants des conditions climatiques ; de l'évolution de l'état de surface du sol et donc d'une évolution de la sensibilité au ruissellement ; de la nature des surfaces traversées par l'eau de ruissellement de la parcelle au cours d'eau ; des relations hydrologiques entre les parcelles et le bassin versant (Tortrat, 2005).

L'enjeu dans le projet SACADEAU a été de changer d'échelle en passant du niveau parcelle au niveau bassin versant en représentant la dynamique spatio-temporelle des transferts de pesticides. L'objectif de ce projet a été de concevoir des modèles explicatifs avec un degré de

---

<sup>13</sup> Le programme BEP cible les entités hydrologiques que sont les bassins versants. C'est un programme d'action axé sur des démarches participatives à partir de contrats passés avec les acteurs locaux des bassins versants concernés. Pour sa partie phytosanitaire, ses objectifs sont de sensibiliser, responsabiliser les utilisateurs de produits phytosanitaires vis à vis des problèmes environnementaux et des risques de santé publique liés à ces produits et de proposer des solutions pour limiter ces risques.

complexité adapté à la quantité d'informations disponibles en entrée et aux types de sorties nécessaires pour l'aide à la décision. Ces outils d'aide à la décision reposent sur l'utilisation des modèles agro-hydrologiques distribués et sur des techniques d'apprentissage automatique issues de l'intelligence artificielle (Cordier et al., 2009 ; Gascuel-Oudou et al., 2009a ; Trépos et al., 2012).

La démarche choisie pour ce projet s'appuie sur la simulation de différents scénarios pour ensuite établir des relations explicatives entre les entrées d'un modèle agro-hydrologique semi-distribué (itinéraires techniques de désherbage, les aménagements spatiaux au niveau du bassin versant, la localisation spatiale des applications d'herbicides, les caractéristiques climatiques) et les sorties du modèle liées à la qualité de l'eau. Ces relations permettent ensuite de déterminer les facteurs dominants, minimisant ou amplifiant la contamination des eaux de surface par les herbicides. Au final, ces résultats peuvent fournir des connaissances utiles aux gestionnaires de bassin versant, pour limiter le transfert de pesticides vers les masses d'eau.

Dans une première étape, le projet s'est consacré à l'élaboration du modèle agro-hydrologique SACADEAU (Fig. 16) composé d'un sous-modèle décisionnel, d'un modèle de culture simplifié et d'un modèle de transfert d'herbicides. Le sous-modèle décisionnel représente les décisions opérationnelles de l'agriculteur, concernant le semis et le désherbage du maïs, en fonction de contraintes techniques et environnementales. La finalité de ce modèle de décision est d'introduire une variabilité spatiale et temporelle des opérations techniques agricoles en cohérence avec la réalité. Le modèle de transfert représente le cheminement des herbicides depuis l'application sur la parcelle jusqu'à l'exutoire du bassin versant en prenant en compte les compartiments de surface et de sub-surface. Ce modèle de transfert repose sur une représentation conceptuelle des processus hydrologiques et de transfert des herbicides basée sur un découpage spatial semi distribué (Tortrat, 2005 ; Gascuel-Oudou et al., 2009a). Ces deux modèles sont couplés dans le sens où une partie de leurs entrées est commune et où les sorties du modèle décisionnel font partie des entrées du modèle de transfert. Le modèle agro-hydrologique semi-distribué SACADEAU permet ainsi d'évaluer différents scénarios portant sur des stratégies de désherbage des agriculteurs, sur la variabilité climatique et sur des aménagements (haies, bandes enherbées, etc.) ou des configurations spatiales (topographie, situation de parcelles, etc.) du bassin versant.

Dans une seconde étape, les résultats de simulation sont utilisés comme exemples pour apprendre automatiquement un ensemble de règles qui relient les entrées du modèle aux sorties liées à la qualité de l'eau à l'exutoire. Ces règles peuvent servir à leur tour de base de connaissance pour un outil dédié à la recommandation d'actions appelé DAKAR (Discovery of Actionable Knowledge and Recommendation) (Trépos et al., 2005). Ces méthodes issues de l'intelligence artificielle améliorent notre compréhension concernant les facteurs importants dans la contamination des eaux par les herbicides. Elles permettent également de produire des représentations adaptées pour l'aide à la décision.

Ce chapitre présente le modèle de transfert et le modèle décisionnel SACADEAU. La partie consacrée au modèle décisionnel s'appuie sur un article publié dans *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Dans cet article, nous avons cherché à répondre, à travers l'évaluation de scénarios de pratiques agricoles dans un bassin versant Breton avec le modèle agro-hydrologique SACADEAU, à deux questions principales :

- Quel est l'effet des contraintes techniques et environnementales sur les décisions des agriculteurs, concernant le semis et le traitement aux herbicides, et donc sur la contamination en herbicides ?
- À partir de la connaissance de ces effets, peut-on identifier des zones ou des moments où le semis et le traitement en herbicides seront susceptibles de moins contaminer les eaux de surfaces ?

Ce chapitre apporte également des éléments de réponse aux questions de recherche 2 et 3.

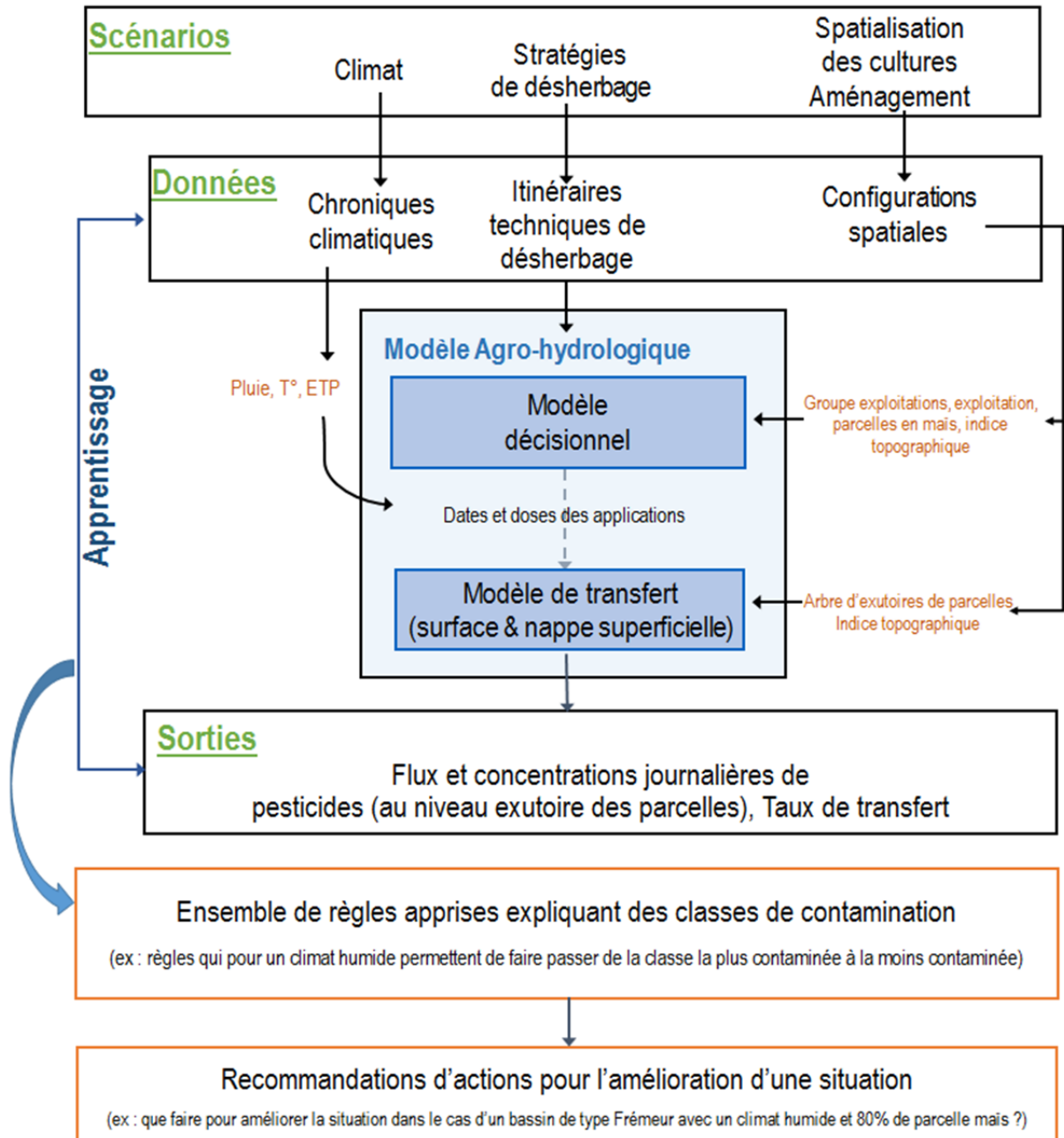


Fig. 16 : Architecture générale de SACADEAU.

## **3.2. Le modèle de transfert d'herbicides SACADEAU**

La difficulté à modéliser les transferts de pesticides au niveau de bassins versants agricoles s'explique par : 1) le faible rapport de masse entre les sorties et les entrées. Les quantités de produits phytosanitaires retrouvées dans les eaux ne représentent au plus que quelques pourcents des quantités appliquées ; 2) une connaissance limitée des processus physiques et biochimiques impliqués dans ces transferts, en particulier à l'échelle du bassin versant; 3) la large gamme de variations temporelles à considérer pour ce type de pollution, en particulier pendant les événements pluvieux proches des périodes de contamination; 4) la nécessité de prendre en compte plusieurs facteurs incluant les pratiques agricoles, les propriétés physico-chimiques des composants des pesticides, les caractéristiques du sol et du paysage, les conditions hydrologiques et biogéochimiques qui déterminent le transfert des pesticides dans les bassins versants agricoles (Lefrancq, 2014) ; 5) le manque de données disponibles pour calibrer et valider les modèles, en raison notamment du coût élevé pour l'acquisition (échantillonnage et analyse) des données (Tortrat et al., 2004 ; Gascuel-Oudoux et al., 2009a).

En raison de ces difficultés, les modèles de transfert de pesticides au niveau de bassins versants agricoles qui sont basés sur une description détaillée des pratiques agricoles, de la mosaïque paysagère et des voies de transfert sont rares. Les efforts de modélisation des transferts de pesticides se sont surtout portés sur le devenir des pesticides au niveau de la colonne de sol ou de la parcelle et principalement sur les transferts verticaux (Tortrat, 2005). Malgré une amélioration des modèles actuels tels que GLEAMS (Leonard et al., 1987) ou SWAT (Du et al., 2006; Holvoet et al., 2008) pour modéliser le transfert de pesticides et pour tenir compte des structures et de la dynamique des pratiques agricoles et du paysage (Gascuel-Oudoux et al., 2009a), il existe peu de modèles capable de décrire le transfert de pesticides sur des bassins versants agricoles de taille moyenne (10 à 50 km<sup>2</sup>) à des fins opérationnelles. Pour répondre à ce besoin, le modèle SACADEAU a été conçu.

L'objectif du modèle SACADEAU est d'évaluer l'effet des pratiques agricoles liées aux désherbages chimiques et des aménagements spatiaux au niveau de bassins versants sur la contamination des eaux superficielles par les herbicides. Ce modèle est innovant car il a été conçu à des fins opérationnelles pour des échelles spatiales adaptées à des bassins versants agricoles de taille moyenne (10-50 km<sup>2</sup>) et pour des échelles temporelles incluant les quelques mois qui suivent les applications d'herbicides. Il est basé sur une approche semi-quantitative

considérée comme suffisante pour classer les niveaux de contamination et comparer les résultats issus de différents scénarios de changements de pratiques.

Le modèle s'appuie sur une représentation spatiale originale dont le but est d'identifier les zones sources de contamination par les herbicides. Cette représentation permet de concevoir et de proposer des améliorations à la fois des pratiques agricoles mais également des aménagements spatiaux afin de limiter la contamination des eaux par les herbicides. Les utilisateurs finaux de ce modèle sont les personnes et les entités chargées de la gestion de bassins versants agricoles (e.g. les conseillers agricoles, les gestionnaires de bassins versants).

Etant donné le manque de données disponibles en conditions opérationnelles, un pas de temps journalier et une résolution spatiale de 20 m ont été choisis lors de la conception du modèle. Le modèle a été appliqué sur le bassin versant agricole du Fremeur (15km<sup>2</sup>, Bretagne) caractérisé par un climat tempéré, des sols ayant une faible stabilité des agrégats et des eaux souterraines peu profondes. En raison de ces caractéristiques, lors de la conception du modèle SACADEAU, plusieurs hypothèses ont été faites : i) les processus de long terme, tels que la désorption lente des pesticides dans le sol ou le transfert profond de pesticides dans la nappe, sont négligés; ii) le ruissellement hortonien est principalement contrôlé par les conditions de surface du sol; iii) la contamination des pesticides vers le compartiment de sub-surface est principalement contrôlée par l'humidité du sol et la profondeur de la nappe phréatique; iv) la profondeur de la nappe est liée à la topographie en raison de l'homogénéité du sol et du substrat rocheux dans le bassin versant. Dans le modèle, le réseau hydrographique et les fossés n'ont pas de fonctions de rétention ni de dégradation.

### 3.2.1. Modélisation des processus hydrologiques

Dans le modèle SACADEAU, trois voies de transfert des pesticides sont modélisées (Tortrat, 2005) :

- **le ruissellement hortonien.** Ce type de ruissellement, qui se produit lorsque les précipitations dépassent la capacité d'infiltration d'un sol, est modélisé à partir de règles expertes utilisées dans le modèle STREAM (Cerdan et al., 2001). Ce modèle s'appuie sur des tableaux experts pour des sols limoneux afin de déterminer la capacité d'infiltration et donc le



ruissellement hortonien en fonction du couvert végétal et de l'état de surface du sol lié à la rugosité et à l'état structural du sol (Tortrat, 2005 ; Gascuel-Oudoux et al., 2009a).

- **le ruissellement sur surface saturée.** Ce type de ruissellement se produit lorsque la nappe affleure ce qui ne permet plus d'infiltration de l'eau dans le sol. Au contraire des processus de ruissellement hortonien, les processus de ruissellement sur zones saturées ne dépendent pas de caractéristiques propres à une parcelle mais principalement de la topographie et des propriétés hydrologiques du bassin versant. La méthode utilisée pour définir les zones saturées s'appuie sur les concepts utilisés dans le modèle TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979). Une présentation complète de ces concepts est donnée par Saulnier (1996). Cette approche a été validée dans différents contextes à nappe superficielle (Ambroise et al., 1996 ; Franks et al., 1998).

- **les écoulements de subsurface.** Les transferts d'eau jusqu'à la nappe puis jusqu'à la rivière ne sont pas modélisés de manière explicite car les mouvements de l'eau et des pesticides dans la zone non saturée du sol sont complexes et leur modélisation n'est pas forcément très pertinente lorsqu'il manque des données pour l'argumenter. Pour contourner cette difficulté, une méthode originale de transfert des herbicides à partir de la profondeur de la nappe superficielle a été développée.

Différents processus n'ont pas été pris en compte :

- **l'érosion.** L'adaptation, pour le modèle SACADEAU, des principes du modèle d'érosion STREAM n'a pas été possible car il aurait fallu travailler avec des données de pluie au pas de temps inférieur à l'heure. Or, ces données à cette résolution temporelle ne sont généralement pas disponibles dans un contexte opérationnel. L'érosion n'étant pas prise en compte, les molécules dont les transferts de surface se font principalement sur les matières en suspension ne peuvent être modélisées dans ce modèle. Ce sont principalement des molécules ayant un fort coefficient d'adsorption.

- **les écoulements de nappe.** Les transferts lents par la nappe ne sont pas modélisés dans SACADEAU. Dans le contexte pédoclimatique du bassin versant du Frémur, les observations montrent que les contaminations importantes se situent principalement dans les quelques jours ou mois suivant les traitements d'herbicides. La prise en compte de ce type de transfert serait nécessaire pour des pesticides dont la durée de vie est assez longue. Or, depuis l'interdiction de l'atrazine, il n'existe quasiment plus d'herbicides qui pourraient contaminer les eaux de surface sur plusieurs années. De plus, la modélisation de ce type de transfert

nécessiterait une meilleure connaissance des transferts dans la zone non-saturée et des dynamiques de la nappe, donc un nombre important de données sur les caractéristiques des profils de sol et du sous-sol qui ne semble pas compatible avec les objectifs du modèle SACADEAU.

### 3.2.2. La représentation spatiale des processus de transfert

La modélisation des écoulements dans SACADEAU s'appuie sur des schémas de spatialisations différents pour les compartiments de surface et de sub-surface. L'un est lié au ruissellement, l'autre aux écoulements de sub-surface (Fig. 18).

#### 3.2.2.1. Flux de surface

La modélisation des processus biophysiques dans le compartiment de surface est basée sur l'hypothèse que les flux d'eau et d'herbicides sont principalement contrôlés par la connectivité des écoulements liés à la mosaïque paysagère (Tortrat, 2005). Les flux de surface d'eau et d'herbicides sont donc agrégés au niveau du bassin versant à partir d'un arbre d'exutoire de parcelles et de leurs surfaces contributives respectives qui prennent en compte la connectivité des écoulements de parcelle en parcelle. Cette représentation spatiale intègre le réseau hydrographique, les réseaux de fossés et de haies qui structurent le paysage au niveau du bassin versant. L'avantage de cette représentation est de rendre plus explicite les relations spatiales qui existent entre les parcelles et le réseau hydrographique. Cette représentation spatiale est détaillée dans Tortrat et al. (2004) et Arrousseau et al. (2009). Nous résumons ici les éléments généraux de cette approche.

Afin de déterminer les exutoires et les relations entre eux (Fig. 17) une carte d'occupation du sol et un modèle numérique d'altitude (MNA) du bassin versant sont utilisés. La carte d'occupation du sol indique les limites de parcelles ainsi que leur utilisation.

La détermination des exutoires et de leurs relations se déroule ensuite en trois étapes :

- le réseau de drainage est construit à partir d'un schéma monodirectionnel des écoulements (Arrousseau et al., 2009). L'eau pour ce type de schéma ruisselle d'une maille vers la maille voisine qui a la plus faible altitude. Des fonctionnalités peuvent être attachées aux frontières de maille : par exemple, une haie, au niveau d'une limite de maille, est vue comme un

obstacle pour le ruissellement et implique la modification du réseau de drainage afin de prendre en compte cet obstacle.

- la carte d'occupation du sol et le réseau de drainage sont superposés, en faisant correspondre au mieux les frontières de parcelle et les frontières de mailles.

- chaque maille exutoire d'une parcelle constitue, avec la surface de la parcelle qui l'alimente (surface contributive), un nœud de l'arbre d'exutoire. Les écoulements entre exutoires de parcelles sont définis en s'appuyant sur le réseau de drainage.

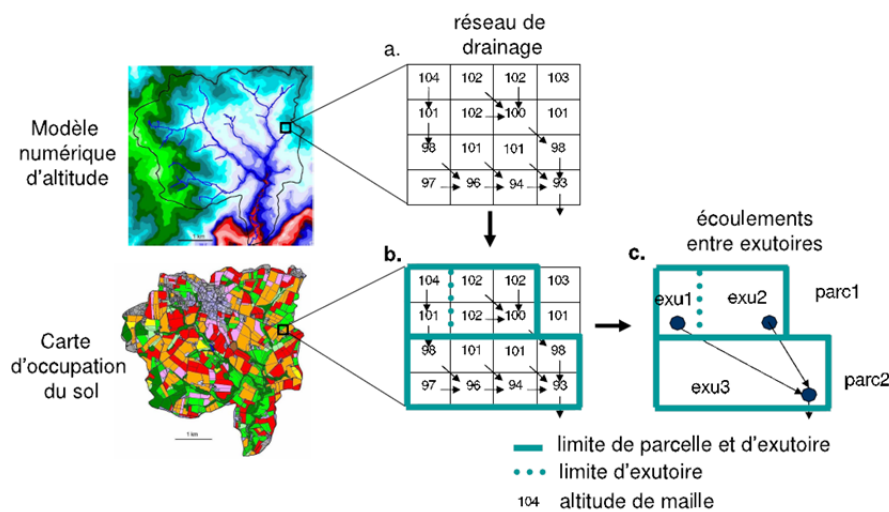


Fig. 17 : Principe de construction de la structure spatiale utilisée pour l'agrégation des flux de surface. a) Détermination du réseau de drainage à partir du MNA ; b) Superposition du réseau de drainage et de la carte d'occupation des sols ; c) Détermination des exutoires de parcelles et des écoulements entre exutoires. Par exemple, les exutoires de la parcelle parc1 sont exu1 et exu2 (Trépos, 2008).

Ce schéma de spatialisation du bassin versant est basé sur des unités hydrologiques fonctionnelles, découpant les parcelles cultivées en différentes surfaces contributives ayant chacune un exutoire propre. Le passage d'un arbre de drainage maillé à un arbre de parcelles est motivé par deux raisons principales. La première est qu'un arbre de parcelles doit permettre, comparativement à un arbre de drainage maillé, de mieux identifier et visualiser la contribution aux flux de surface de chacune des parcelles et d'identifier leur connectivité à l'intérieur du bassin versant. La seconde raison est que le nombre d'objets manipulés est plus faible, ce qui devrait favoriser la mise en œuvre du modèle sur des bassins versants de grande dimension (1-50 km<sup>2</sup>). Un modèle maillé a en effet l'inconvénient d'une lourdeur de modélisation et de temps de calculs importants.

Au cours du temps, les herbicides appliqués à la surface du sol se dégradent. Ce processus de dégradation est modélisé dans SACADEAU à partir d'un paramètre de demi-vie DT50 de la matière active de l'herbicide. Les valeurs de demi-vie des herbicides considérées dans SACADEAU sont issues des données de la base Agritox de l'INRA.

Pour l'ensemble des écoulements modélisés, un coefficient de partage eau/sol est utilisé pour déterminer les flux de pesticides couplés aux flux d'eau. Lors d'événements pluvieux, une partie de la quantité d'herbicides présents à la surface d'un exutoire de parcelle est donc mis en solution avec l'eau transférée par le ruissellement et l'infiltration.

### 3.2.2.2. Flux de sub-surface

Les transferts rapides d'herbicides, par des écoulements préférentiels du sol vers la nappe et de la frange superficielle de la nappe vers le réseau hydrographique, ne sont pas représentés explicitement dans SACADEAU. Une proportion d'herbicides pouvant arriver à la rivière en fonction de variables explicatives est néanmoins déterminée. Cette modélisation est basée sur les hypothèses suivantes (Tortrat, 2005) :

- les transferts rapides d'herbicides par la subsurface transitent par la frange supérieure de la nappe selon des écoulements préférentiels ;
- les connexions par voie préférentielle entre la surface du sol et la nappe sont décroissantes avec la profondeur du toit de cette nappe.

Les quantités de pesticides atteignant la nappe sont estimées à partir de la quantité de pesticides stockés à la surface du sol et l'utilisation d'un coefficient de transfert en fonction de la profondeur du toit de la nappe. Cette profondeur est calculée uniquement en bas de versant car des données d'observations ont montré que les concentrations étaient plus élevées dans les piézomètres dont le toit de la nappe est proche de la surface, quel que soit l'herbicide (Tortrat, 2005). De plus, pour les zones plus en amont, l'estimation des temps de transfert de l'eau dans la nappe superficielle est estimée à plusieurs années (Molénat et Gascuel-Oudou, 2002). A partir d'un certain seuil de profondeur de nappe, fixé à 3 mètres, les herbicides appliqués sur les parcelles sus-jacentes sont supposés ne pas contribuer à la contamination des eaux superficielles pendant la période de quelques mois après le traitement.

Le modèle TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979) est utilisé pour estimer la profondeur de la nappe dans la partie inférieure du bassin. Une des hypothèses principales de ce modèle est que le gradient hydraulique de la loi de Darcy est égal localement au gradient topographique. Ce

modèle permet ainsi de déterminer un déficit de saturation<sup>14</sup> à chaque point P du bassin versant, à partir d'un indice topographique défini comme le rapport de l'aire drainée amont sur la pente aval<sup>15</sup>.

Le déficit local de saturation Sd peut être ensuite relié à une profondeur de nappe p (en mètre) par la relation :

$$Sd = \phi * p$$

où  $\phi$  est la porosité de drainage.

Pour calculer les quantités d'herbicides transférées du sol vers la nappe, un abattement, déterminé en fonction de la profondeur du toit de la nappe, est réalisé sur les quantités d'herbicides lessivés. Un pourcentage de la quantité d'herbicides stockés dans la nappe est ensuite transféré vers le réseau hydrographique.

Les différents exutoires de parcelles se jettent en dernier lieu dans l'exutoire terminal de l'arbre d'exutoire qui n'est autre que le réseau hydrographique. Aucun processus n'est modélisé dans le réseau hydrographique.

La somme des quantités d'herbicides provenant des compartiments de nappe est divisée par le débit journalier à l'exutoire du bassin versant pour obtenir les concentrations en herbicides provenant des écoulements de subsurface. De même, les concentrations en herbicides provenant du ruissellement en sortie de bassin versant sont calculées en faisant le rapport des quantités d'herbicides ruisselés sur le débit journalier.

---

<sup>14</sup> Un déficit en eau définit la lame d'eau qu'il faudrait infiltrer pour saturer entièrement un profil de sol, en supposant que la zone non-saturée soit initialement vide. C'est une profondeur de nappe à un terme de porosité près (Saulnier, 1996).

<sup>15</sup> La 'pente aval' du point i est la pente moyenne entre le point i et le point le plus proche appartenant au réseau hydrographique en suivant le chemin de l'eau (Crave and Gascuel-Oudou, 1997).

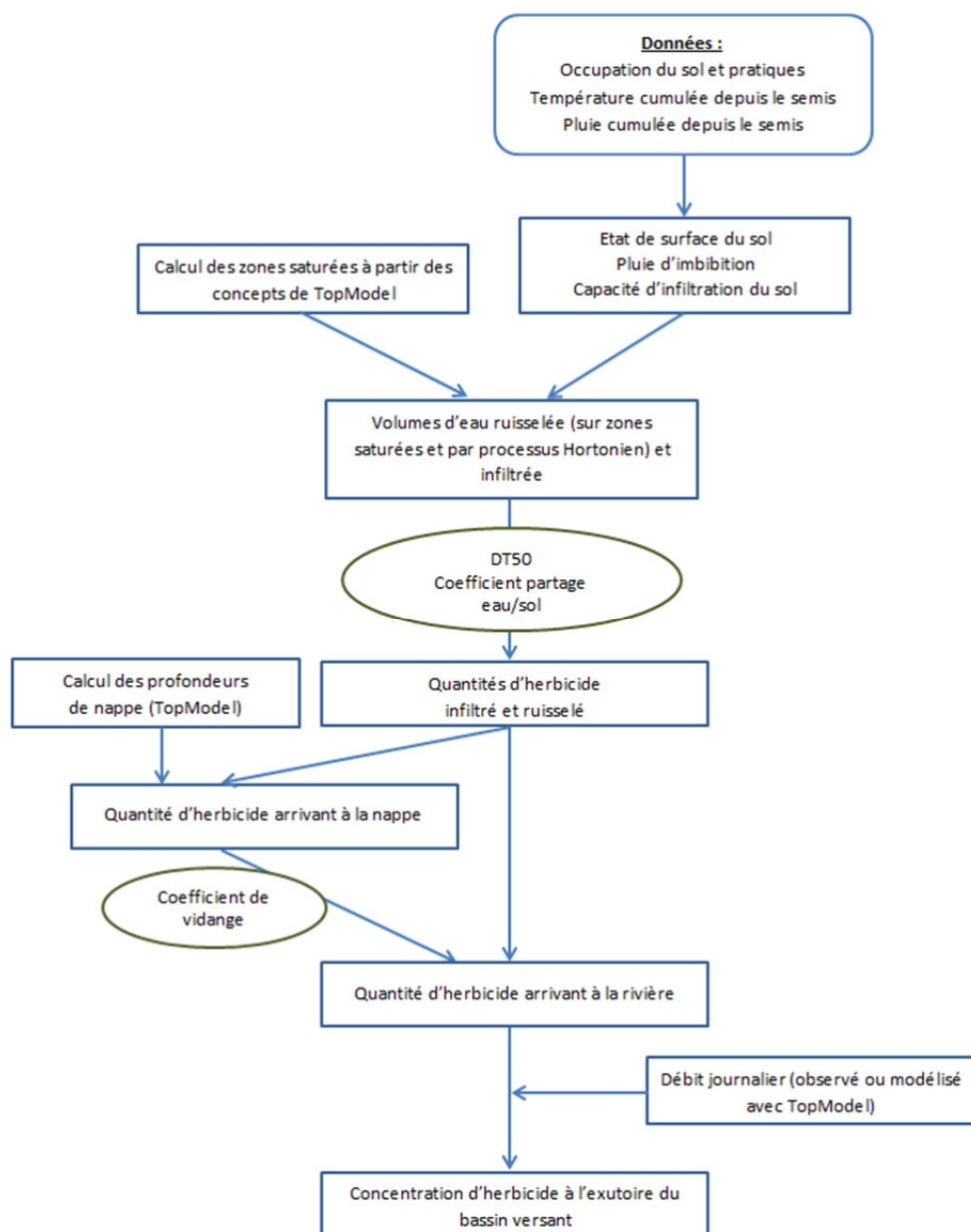


Fig. 18 : Schéma de fonctionnement global du modèle de transfert d'herbicide SACADEAU.

### 3.2.3. Conclusion partielle

Le modèle SACADEAU permet de modéliser, pour les parcelles en maïs, les quantités d'herbicides transférées en dehors des parcelles par le ruissellement et par l'écoulement de subsurface au pas de temps journalier sur les quelques mois après les traitements pour des bassins versants sur socle de taille moyenne. Le niveau de simplicité voulu pour utiliser ce modèle sur des bassins versants peu renseignés et pour permettre une démarche d'aide à la décision impose de nombreuses hypothèses et limites au modèle.

Les principales hypothèses sont :

- un contexte pédoclimatique particulier et homogène :
  - le climat est de type tempéré,
  - les précipitations sont homogènes sur le bassin versant,
  - les sols sont à dominante limoneuse, bien drainés et homogènes sur le bassin versant,
  - le ruissellement hortonien est contrôlé par la battance ;
- un contexte de nappe superficielle sur socle ;
- les transferts par subsurface sont principalement liés à des écoulements préférentiels.

Les processus de volatilisation et de transfert particulaire des herbicides ne sont pas représentés dans ce modèle. Il en résulte des limitations sur le choix des herbicides pouvant être modélisés. De fortes incertitudes existent sur les résultats des modélisations de transfert d'herbicides très volatiles ou dont le coefficient d'adsorption est très élevé. Les processus se produisant dans le réseau hydrographique et les fossés ne sont pas modélisés.

Une adaptation des règles expertes d'infiltration du modèle STREAM à un contexte de nappe superficielle sur socle a été réalisé en intégrant les processus de ruissellement sur surfaces saturées et de transfert par écoulements de subsurface. Une réflexion a aussi été menée sur l'influence de la nappe sur le comportement de l'infiltration. Cependant, le paramétrage de ce modèle est faible, le but principal de cette étude étant de conceptualiser les différents processus dans l'espace et le temps. De plus, les données d'observations ont été insuffisantes sur le bassin versant pour valider les différents processus et paramétrer les fonctions et les règles expertes modélisant ces processus (Tortrat 2005).

### **3.3. Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal distribution of herbicide applications and stream losses**

#### **Résumé :**

A travers l'évaluation de scénarios, cette étude analyse les effets de facteurs techniques et environnementaux sur les décisions des agriculteurs relatives aux opérations de semis et de traitement aux herbicides sur les cultures en maïs. La répartition spatio-temporelle de ces opérations et leurs effets sur la contamination des eaux par les herbicides sont également étudiés. Les facteurs techniques pris en compte sont la disponibilité des machines et le temps de travail des agriculteurs. Les facteurs environnementaux sont les états de surface du sol et les conditions climatiques. L'étude est réalisée avec le modèle agro-hydrologique SACADEAU qui combine un modèle de décision, un modèle de culture et un modèle de transfert d'herbicides. Le modèle de décision, conçu en partenariat avec des experts agricoles, prend en compte des règles de décisions dépendantes des facteurs techniques et environnementaux, qui ont pour effet de distribuer spatialement et temporellement les opérations de semis et d'application d'herbicides au niveau des parcelles. Des scénarios ont ensuite été évalués avec le modèle SACADEAU sur un bassin versant agricole dans l'Ouest de la France. Les résultats de simulations montrent que les stratégies réduisant les taux d'applications d'herbicides et les stratégies spatiales qui réduisent les applications en bas de versant sont particulièrement efficaces sur la diminution de la contamination des eaux. Les stratégies spatiales qui concentrent les activités agricoles sur certaines zones du bassin versant semblent plus efficaces que les stratégies temporelles qui étalent dans le temps les activités, car elles sont moins dépendantes des conditions climatiques.





## Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal distribution of herbicide applications and stream losses

Jordy Salmon-Monviola<sup>a,b,\*</sup>, Chantal Gascuel-Oudou<sup>a,b</sup>, Frederick Garcia<sup>d</sup>, Florent Tortrat<sup>a,b</sup>, Marie-Odile Cordier<sup>c</sup>, Véronique Masson<sup>c</sup>, Ronan Trépos<sup>a,b,c</sup>

<sup>a</sup> INRA, UMR 1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

<sup>b</sup> Agrocampus Rennes, UMR 1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

<sup>c</sup> Université de Rennes 1, UMR 6074, IRISA, F-35000 Rennes, France

<sup>d</sup> INRA, UMR 875, Unité Biométrie et Intelligence Artificielle, F-31326 Castanet-Tolosan, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 1 June 2010

Received in revised form

16 December 2010

Accepted 27 December 2010

Available online 17 January 2011

#### Keywords:

Water quality

Modelling

Decision oriented model

Herbicide losses

Transfer

Weeding

Spatio-temporal analysis

### ABSTRACT

Technical and environmental constraints on agricultural practices can spatially and temporally concentrate or spread herbicide applications, thereby modifying herbicide losses in stream water. This study analyses the effect of such constraints on spatio-temporal patterns of sowing and weeding activities and, consequently, on herbicide losses, focusing on weeding operations in maize. Machine availability and farmer working time were considered technical constraints, while weather and soil conditions were considered environmental constraints. Simulated experiments were performed with the SACADEAU model, which combines a decision submodel with crop-growth and herbicide-transfer submodels. The decision submodel designed in conjunction with agricultural experts contains decision rules that distribute crop sowing and weeding operations among fields. The model was applied on an agricultural catchment in western Europe, and the results were analysed over nine spring periods. Simulations suggest that, in addition to reducing overall herbicide-application rates, strategies that modify spatial distribution of herbicide applications by reducing herbicide applications in bottomlands could be particularly effective. Temporally distributing herbicide applications, for example via collective machine management, also is effective. Finally, spatial strategies that focus activities on a given area appear to be more efficient than temporal ones that spread activities over time because the former are less dependent on weather conditions.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

To reduce the impact of pesticides on human health and ecosystems, the French government introduced the 'Ecophyto 2018' plan in 2008. The main objective of this plan is to halve the current use of pesticides in France by promoting agricultural practices that use less of them. Herbicides are a particular concern since they represent one-third of the current pesticide use in France. Maize crops represent 7% of the national surface area and 10% of the current pesticide use, and 75% of the pesticides used on maize are herbicides. In regions with the highest maize production, herbicides represent most of the pesticides detected in rivers (Aubertot et al., 2005). Implementing effective measures to reduce herbicide use and losses is a challenge for agricultural and water management (Campbell et al., 2004).

Many factors affect herbicide stream losses. They can be classified into four categories: (1) site-specific factors– soil and hydrologic properties and geomorphologic characteristics of the catchment; (2) weather factors– particularly precipitation and temperature; (3) anthropogenic factors– land-use and technical management; and (4) herbicide factors– chemical and physical properties and formulation (Lerch and Blanchard, 2003; Müller et al., 2006). These factors have been analysed individually (Müller et al., 2006; Reichenberger et al., 2007; Freitas et al., 2008); however, their interactions rarely have been studied. This diversity of factors demonstrates that mitigating herbicide impacts can involve regulating herbicide amounts or properties, but also involves additional constraints related to their use in space or time based on site-specific, weather, or anthropogenic factors. Such constraints on their use can concentrate or dilute herbicide applications spatially and temporally, thereby influencing herbicide losses. This paper aims to study how such constraints can modify the spatio-temporal distribution of herbicide applications and influence herbicide losses, possibly adding to the mitigating effects of simple reductions in application rates.

\* Corresponding author: INRA, UMR 1069, Soil Agro and hydroSystem, 65 rue de Saint-Brieuc, F-35000 Rennes, France.

E-mail address: [jordy.salmon@rennes.inra.fr](mailto:jordy.salmon@rennes.inra.fr) (J. Salmon-Monviola).

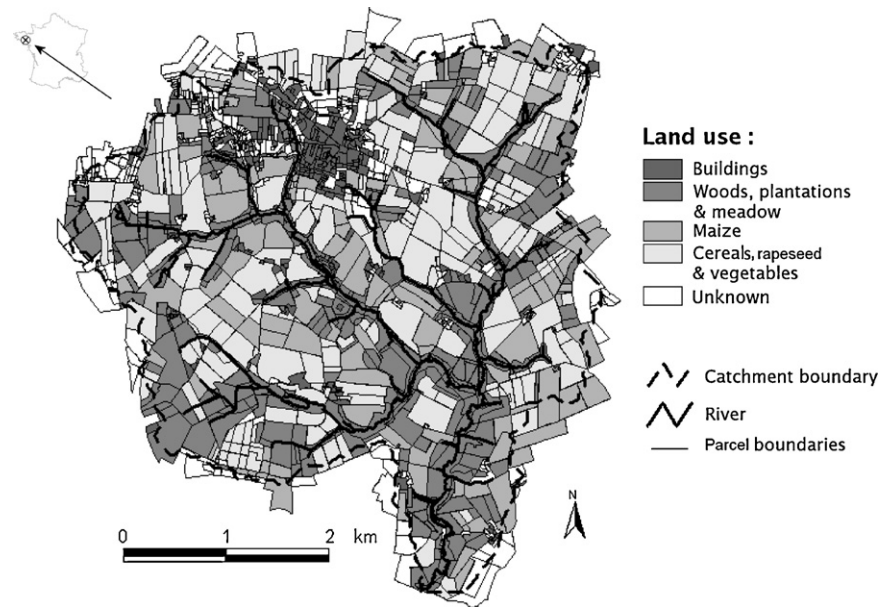


Fig. 1. Location of the Fréméur catchment in western France and land use of its 2000 parcels.

Finding answers to this question requires agricultural and environmental impact assessments at the meso-scale (i.e. catchments 10–50 km<sup>2</sup> in size) to account for high landscape heterogeneity. Agricultural landscapes include farms, which contain a mosaic of fields with various slopes and soils; human infrastructures at field edges, such as grass strips, ditches, or hedgerows; and less-developed areas along streams, such as riparian wetlands. These elements now are known to either buffer or aid in pollutant transport (Colin et al., 2000; Leu et al., 2004a; Leu et al., 2004b). Grass filter strips now are commonly used in regulating herbicide losses at the meso-scale. Therefore, environmental and technical constraints on herbicide applications should consider all of these natural and anthropogenic landscape elements.

Since field experiments are complex (Reichenberger et al., 2007), costly, and sometimes even impossible to perform, particularly at a landscape level, a modelling approach is necessary. The SACADEAU model (French acronym for “Système d’Acquisition des Connaissances pour l’Aide à la Décision sur la qualité de l’eau”) is used to test the effect of herbicide application flexibility influenced by environmental and technical constraints (Tortrat et al., 2004; Trépos, 2008). This model represents biological, physical, and technical processes involved in herbicide applications and their transfer in a catchment. It combines three submodels, the first two previously described by Gascuel-Oudoux et al. (2009): a spatially distributed transfer model (SACADEAU-Transf), which represents biochemical and transfer processes in an agricultural landscape, a crop model, and a decision model (SACADEAU-Deci), specifically developed to test the effect of spatial and temporal constraints on herbicide applications. Technical decision processes generally are not considered in herbicide-transfer modelling (Keating and McCown, 2001), and simulation experiments often are based on unique dates, few herbicides, and random spatial and temporal applications (Huber et al., 1998; Du et al., 2006). SACADEAU-Deci fulfils the requirement for representing and analysing effects related to both environmental conditions in a catchment and agricultural constraints on one or more farms, as well as their interactions. In this model, sowing and weeding decisions are made via adaptive sequential plans that have resource and temporal constraints. The model provides agricultural interventions for sowing and weeding (date, location) and herbicide-application characteristics (substance, quantity) according to a set of predefined strategies,

including weather and catchment conditions. Spatial constraints of fields are related mainly to their topography and the pattern of agricultural structures, such as farms or groups of farms. Temporal constraints are included, such as rules regarding work-time and agricultural-machine availability. Finally, weather, particularly rainfall, modifies the decision to perform agricultural activities such as sowing and weeding. Consequently, the decision model represents spatial and temporal constraints; therefore, it provides realistic herbicide-application distributions strongly determined by decisions of individual farmers and driven by technical and environmental variables. Consequently, the model predicts their effect on herbicides losses.

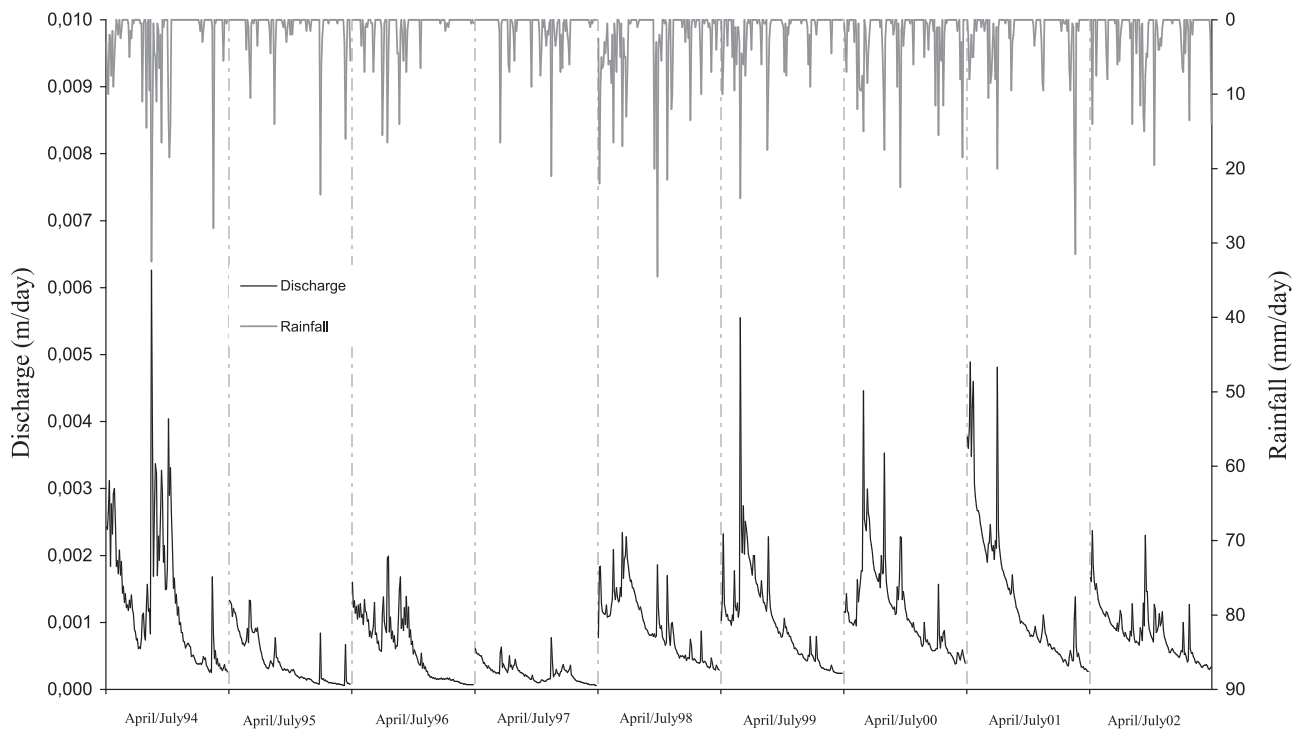
This study focuses on simulating maize-crop weeding and herbicide losses to streams in the months following applications to identify factors that could reduce herbicide losses to streams. It addresses two questions: (1) To what extent do technical constraints such as availability of machinery or work time, or environmental constraints such as topographic position influence herbicide losses? (2) Can delineating the location or period of sowing or weeding based on environmental or technical factors further reduce herbicide losses?

## 2. Background

### 2.1. Site and data description

The study site, located in Brittany (in western France), is the 15-km<sup>2</sup> Fréméur catchment, which has a 28-km-long stream network and a drainage density of 1.65 km km<sup>-2</sup> (Fig. 1). The slopes are moderate, with gradients of less than 5%. The landscape is made up of a medium-density bocage (a typical landscape often dedicated to animal production with fields partially surrounded by hedgerows). The soils are silt-loams with a mean organic-matter content around 50 g kg<sup>-1</sup>. The soil system comprises a well-drained upland and a poorly drained bottomland. The soil overlies weathered bedrock 1–30 m deep that itself overlies fractured Brioverian schist. The physiographic setting is a temperate region with soils displaying moderate to low aggregate stability and shallow groundwater.

This study site is a few kilometres from the Naizin catchment, which has similar physiographic characteristics. This site is highly instrumented and is included in a long-term hydrological obser-



**Fig. 2.** Rainfall (mm/day) and discharge (m/day) on the study catchment from 1 April to 31 July for 1994–2002. The vertical dotted line shows the temporal discontinuity between periods.

vatory ([http://www.inra.fr/ore\\_agrhys](http://www.inra.fr/ore_agrhys)) (Molénat et al., 2008) on which some hydrological processes have been studied in detail. The subsurface flow is quantitatively dominant (Molénat et al., 1999; Molénat et al., 2005), and TopModel already has been applied there successfully (Bruneau et al., 1995; Franks et al., 1998; Molénat et al., 2005). The hypothesis of a water transfer time of more than one year in shallow groundwater of the upper part of the hillslope has been verified (Molénat and Gascuel-Oudou, 2002), as well a rapid and highly variable contamination of the shallow groundwater in the lower part of the hillslope (Molénat and Gascuel-Oudou, 2001). Surface flow occurs during winter as well as spring storm events, when soil surface conditions are degraded (Le Bissonnais et al., 2002). Stream water contamination is mainly due to maize herbicides and occurs in spring (Clément et al., 1999).

A Digital Elevation Model (DEM) of the Frémur catchment was extracted from an elevation database for Brittany with a resolution of 20 m and was produced by stereoplotted panchromatic SPOT images to a resolution of 10 m. The parcel layer was digitised from the commune's land-registry map on a scale of 1:5000. The drainage network was extracted from the 1:25000 IGN (National Geographic Institute) map and the land-registry map. Field surveys augmented this drainage network by locating ditches, hedges, and grassed filter strips.

Agricultural land accounts for 72% of the total catchment area, the remainder being distributed among woods, wasteland, residential areas, and roads. Agricultural land is distributed as follows: maize (38%), wheat (29%), grassland (21%), and vegetables (5%); the remaining 7% includes fallow land and potatoes. The catchment contains 37 farms, of which 20 measure less than 20 ha. The catchment contains approximately 2000 parcels; in 2000, 1420 were agricultural fields including 148 in maize. Agricultural and maize fields have a mean area of 0.8 ha and 2.7 ha, respectively. This catchment, therefore, exhibits large variability in farm and field size, presenting the complex landscape mosaic common in western Europe.

We selected a 9-year period (1994–2002) to encompass multi-year weather variability. For each year, we focused on 1 April–31 July, a period that starts with sowing operations and herbicide applications in maize and finishes when high herbicide concentrations in stream water generally are no longer observed in the field or predicted in herbicide-transfer models. Rainfall during these periods varied moderately (mean  $\pm$  SD accumulation =  $215 \pm 80$  mm) (Fig. 2, Table 1). The frequency of rain events, characterised by the number of days with rainfall greater than 2 and 10 mm, varied from 14–41 to 2–10, respectively (Table 1). The wettest years were 1994 and 1998, while 1996 was the driest. Past field observations provided accumulated-discharge data for the 1 April–31 July period from 1998 to 2002. For 1994–1997, daily discharge was simulated by using TopModel (Beven and Kirkby, 1979) (Fig. 2). The application of TopModel to this catchment for studied periods (1 April–31 July) for the 7 years where discharge measurements are available (1998–2004), is relevant, as evidenced by Nash Efficiency criterion (Nash and Sutcliffe, 1970) of 0.75. Accumulated discharge calculated for the 1 April–31 July period, which mainly depends on the rainfall during the previous months, varied from 0.03 m in 1997 to 0.16 m in 1994 (Table 1).

## 2.2. Weed-management practices

We identified farmers' weed-management practices in the Frémur catchment from a 2001–2002 survey (Tortrat et al., 2004; Tortrat, 2005). The 75% of farmers for whom pig production was the predominant activity usually followed simple, predefined weeding strategies recommended by technical advisers. We identified three weeding strategies: (i) pre-emergence: a single herbicide application after sowing (the most common); (ii) post-emergence: two herbicide applications at the three- and five- to seven-leaf stages of maize; and (iii) intermediate: two herbicide applications after sowing and at the five-leaf stage. Alternative strategies, such as mechanical or mixed weeding (herbicide on rows and mechani-

**Table 1**

Characteristics of rainfall events and discharge from 1 April to 31 July from 1994 to 2002. \*Discharge predicted with TopModel.

Period 1 April–31 July	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Rainfall (mm)	289	126	123	132	352	184	287	218	222
Number of days with rainfall >10mm	10	4	3	2	9	2	8	4	7
Number of days with rainfall >2mm	26	14	14	15	41	23	31	24	28
Cumulative discharge (m)	0.16*	0.05*	0.07*	0.03*	0.11	0.12	0.14	0.16	0.10

cal weeding between rows), were used by 20% of the 37 farmers, who generally shared machinery within cooperative organisations. Such innovative strategies, including a zero or reduced herbicide application rate are already present despite being considered time-consuming and technically difficult compared to a conventional chemical weeding strategy.

The herbicides used depend on the specific weeding strategy. Forty percent of the farmers on this catchment used two herbicides (Merot et al., 2009), having integrated a spatial rationale for herbicide applications: one on bottomlands (at risk for stream contamination) using less mobile and less persistent chemicals and one on uplands using chemicals considered more efficient. Fourteen different chemicals (usually applied at recommended rates) were used on this catchment, highlighting the diversity of technical advisers from agricultural organisations and private or cooperative companies who work in this area.

Herbicide application dates usually remained unknown because farmers often did not record them; thus, only general rules can be provided. Application dates are related to the weeding strategy (pre-emergence or post-emergence) and, therefore, to the stage of maize growth, which is a function of the sowing date and subsequent weather conditions. In the Frémeur catchment, sowing of each field tended to occur either in early April or late April, depending on its slope position. Fields at the bottom of the catchment had hydromorphic soil, experiencing longer periods with wet conditions than soils on the upper slopes. Therefore, to ensure soil workability, sowing and weeding operations generally were delayed on bottomland plots. Weeding operations are generally finished as quickly as possible, in regards to working constraints at the farm scale. Ultimately, herbicide application dates tended to be scattered inside different periods depending on farm and weather constraints. Since 2007, farmers are required to record herbicide application dates, but these data were neither collected nor analysed in this catchment. Hence, such data are absent in the literature, encouraging the use of a decision model to predict them.

This survey revealed that techniques such as reducing the herbicide application rate, adopting spatial or temporal constraints on herbicide application, and increasing collective management of machinery or human work hours already existed in this catchment. Consequently, quantifying the efficiency of such measures and defining measures that could be emphasised to reduce herbicide losses appears relevant.

### 3. The SACADEAU model

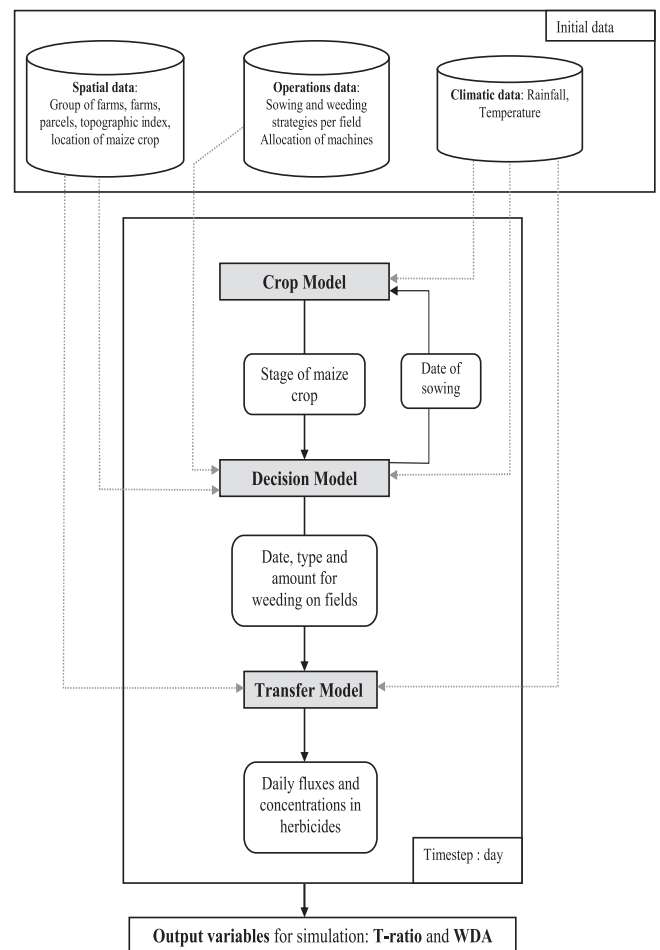
#### 3.1. Model overview

The SACADEAU simulation model was designed to test the effect of farmers' decisions on stream-water pollution by herbicides. The SACADEAU model combines three submodels that simulate decision-making, crop growth and pollutant transfer (Fig. 3). The latter submodel will be described briefly, as its description was published by Gascuel-Odoux et al. (2009). In contrast, the decision-model is new and therefore presented in detail. Decision-model outputs constitute a portion of inputs to the transfer submodel; in contrast, there is no feedback from the transfer submodel to the

decision submodel. Predicted water flows and herbicide concentrations at the catchment outlet depend upon the interaction of all submodels. Furthermore, the SACADEAU model has been included in a meta-modelling framework to identify the main factors influencing water pollution and possible mitigation recommendations, through machine-learning techniques (Cordier, 2005; Cordier et al., 2005; Trépos et al., 2005; Trépos, 2008).

#### 3.2. Decision submodel

The decision submodel, designed in conjunction with local agricultural experts, simulates farmers' technical decisions concerning maize crops in the spring, which include the sowing date and weed-management factors (e.g., herbicides used, dates, amounts, locations of herbicide applications) (Fig. 4). As input, the decision submodel uses the spatial distribution of maize crops on the catchment and the corresponding pre-defined sowing and weeding strategies for each of these fields. The submodel then simulates



**Fig. 3.** General SACADEAU model diagram. The T-ratio equals the ratio between predicted herbicide output and input. WDA (Weeding Day Accumulation) equals the difference between the last and first days of herbicide application on the catchment.



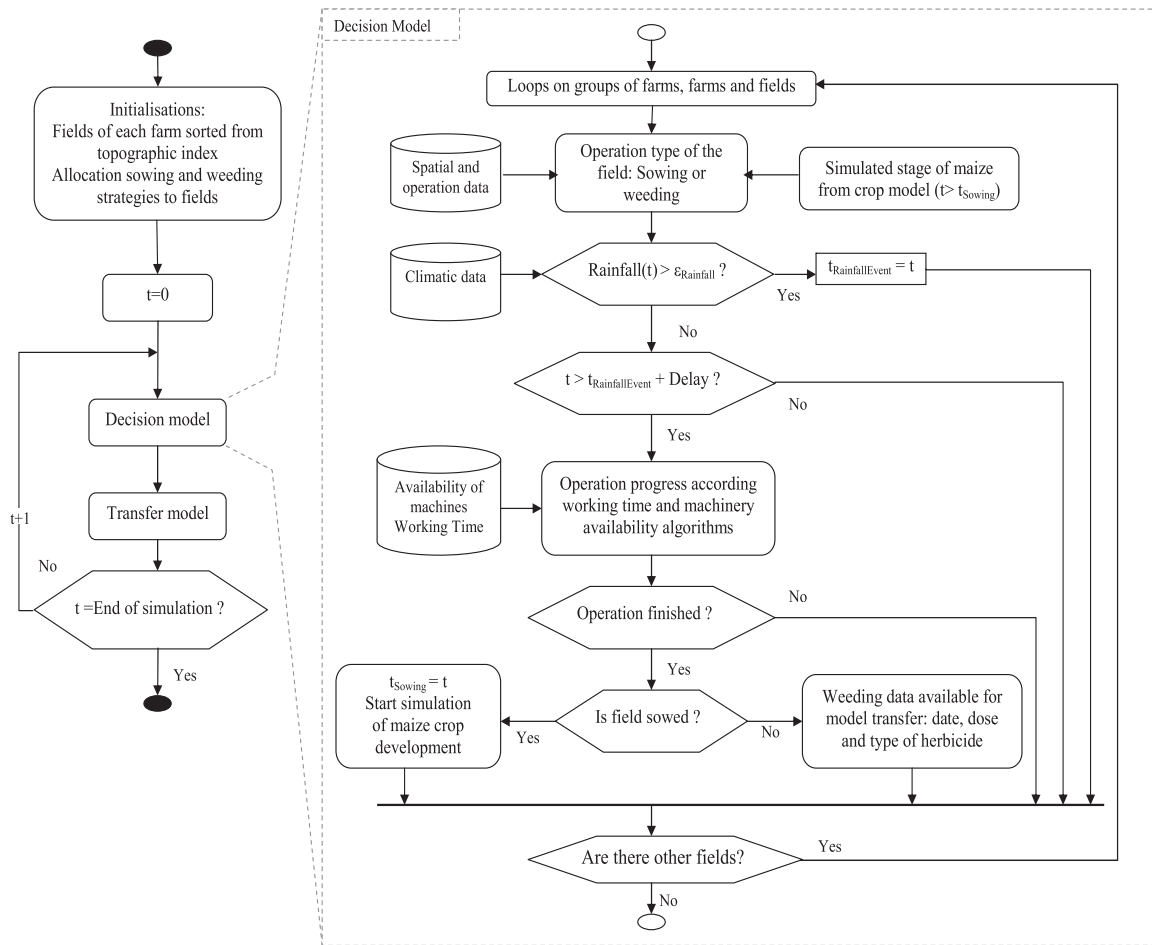


Fig. 4. Decision-model diagram.  $\epsilon_{\text{Rainfall}}$  = rainfall threshold;  $t_{\text{RainfallEvent}}$  = day with rainfall higher than  $\epsilon_{\text{Rainfall}}$ .

sowing and weeding activities on a daily time-step as a function of weather conditions and technical constraints.

At the field level, the submodel relies on a temporal-window approach that has been used in other decision models, such as Otelo (Aubry et al., 1998), Moderato (Bergez et al., 2002), and Déciblé (Chatelin et al., 2005). This notion of temporal windows, or permitted periods for carrying out an operation, represents the way farmers manage the timing of a crop operation within the overall work organisation on the farm (Chatelin et al., 2005). The beginning and the end of temporal windows for weeding are defined by crop growth predicted by the crop submodel (Fig. 5). When the temporal window for an operation is open, the model checks each field daily to see whether an operation's weather conditions and technical constraints are satisfied. When all conditions are fulfilled, the operation can be performed. We assumed that machine speed, availability of machines and working time, and field area determine the total duration of each operation. When the operation is finished, the operation window closes and simulation continues, waiting for the next operation window to open on the field, until the end of the simulation.

### 3.2.1. Temporal windows for sowing and weeding

In the submodel, the date of sowing influences the development of maize and soil-surface conditions, as well as dynamics of the crop and transfer submodels. For each field, at the beginning of simulation, an early-sowing (10 April, day-of-year 100) or late-sowing (1 May, day-of-year 120) date is defined. Weeding operations occur on one or several dates, depending upon the strategy. For example,

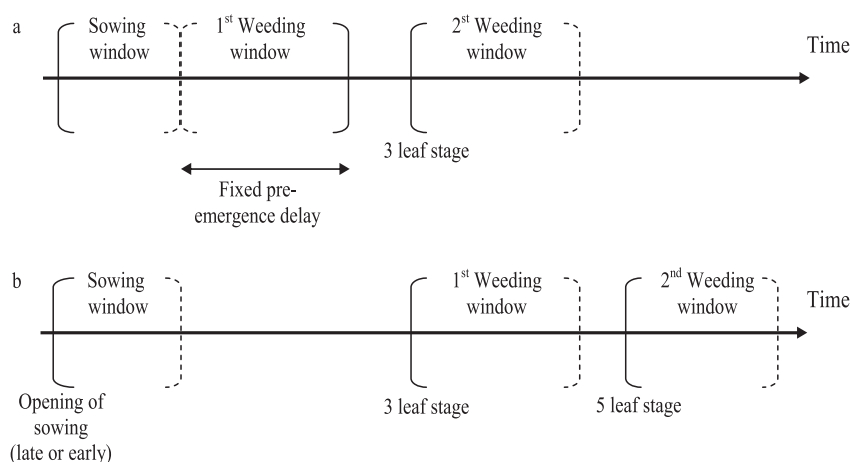
the window for the pre-emergence strategy opens just after sowing and closes 10 days later (Fig. 5a, Table 2). If weeding cannot be performed during this period, this operation is postponed to a new window that starts at the 3-leaf stage of maize, predicted by the crop submodel (Fig. 5a). Table 2 defines the temporal windows for sowing and the two weeding strategies (pre- and post-emergence). Parameterisation of these temporal windows was based on farmer surveys and the expertise of agricultural advisers. At the time of application, the submodel chooses herbicide types and doses from a database based on each farmer's weeding strategy.

### 3.2.2. Environmental and technical conditions

We assumed that farmers do not sow or apply herbicides on rainy days and that machines cannot work on a field when its soil is too wet to support them. Thus, in the submodel, operations can be performed only if daily rainfall is less than 2 mm and at least 2 days have passed since it last exceeded 2 mm (Table 2). The submodel also contains a daily working-time limit ( $T$ ) for sowing and weeding operations per farmer. To this limit, overtime ( $\epsilon_T$ ) can be added to finish an operation on a given field in the same day. We assumed that only one machine performs each operation on a field, at rates of 1 and 4 ha per hour for sowing and weeding, respectively (Table 2).

### 3.2.3. Spatial organisation

The submodel allows organisation of machines at three spatial scales (farm, farm group, and catchment) to determine their use on individual fields. At the individual-farm level, each farm has its own set of machinery and fields that do not change over time (the cur-



**Fig. 5.** Temporal diagram of decisions for (a) pre-emergence and (b) post-emergence weeding strategies. Plain brackets correspond to fixed dates and dotted brackets correspond to simulated variable dates.

rent scenario of the Frémur catchment). At the farm-group scale, a farm that has completed its sowing or weeding operations may share machinery with other farms in the group. At the catchment scale, a downhill-slope index (Crave and Gascuel-Odoux, 1997; Merot et al., 2003), slightly modified from the Beven index (Beven and Kirkby, 1979), is used to classify each field in the catchment as well-drained (uplands) or wet (bottomlands). This index is a good predictor of hydromorphic soils (Merot et al., 2003). Since soil workability is linked to soil water content (Rounsevell et al., 1999) and this latter variable is controlled by topography (Crave and Gascuel-Odoux, 1997), we assumed in the submodels that farmers first work on upland fields of the catchment and then move to bottomlands. The submodel also can use this index to fix the sowing date of each field. Including these three spatial scales in the decision submodel provided the ability to simulate the spatial and temporal distribution of agricultural operations over the catchment in a more realistic manner.

### 3.3. Crop submodel

The only prediction required from the crop submodel is the number of leaves on maize, which determines the starting dates of temporal windows for weeding operations. Leaf number is predicted from cumulative degree days after sowing (Hammer et al., 1993) with a linear equation (i.e., 100, 200, and 300 °C to reach 3, 5, and 7 leaves, respectively).

### 3.4. Herbicide-transfer submodel

The transfer model, detailed in Gascuel-Odoux et al. (2009), simulates surface and subsurface flow of herbicide in water, from its application on a field to the outlet of the catchment. The model separately calculates the discharge at the outlet of the catchment and the amount of pesticide transferred by surface and subsurface flow. Here, discharge is considered a global dilution factor affecting the amount of pesticide mobilised in the surface and subsurface flow.

Surface flows of water and pesticide are aggregated at the catchment level using a tree structure linking the plot outlets and their contributing areas. This spatial representation is based on a spatial object-based modelling approach detailed elsewhere (Tortrat et al., 2004; Arousseau et al., 2009). It allows the upslope surface flow to infiltrate in downslope plots or linear networks. If present, these linear networks, such as hedges or ditches, modify both the flow direction and the location of field outlets, altering this tree structure. According to this spatial model, only 125 of 148 maize fields on the Frémur catchment were connected to the stream; the other fields were considered total sinks.

Surface flow is controlled either by soil surface sealing on the whole catchment or saturated conditions in bottomlands. The latter is related to the subsurface flow submodel. The surface flow controlled by soil surface sealing is estimated using the concepts and tools developed in the STREAM model (Cerdan et al., 2001), an expert-based runoff model using expert rules in the form of match-

**Table 2**

Parameters of the decision submodel. Abbreviations 3L, 5L and 7L correspond to the number of leaves on maize plants.

Parameter type	Parameter	Operation	Values
Climate	Threshold ( $\epsilon_R$ ) of daily rainfall amount	Sowing and weeding	2 mm
	Time lag after an event $> \epsilon_R$	Sowing and weeding	2 days
Machines	Rate	Sowing	1 ha/h
		Weeding	4 ha/h
	Number of machines per field, farm, or catchment	Sowing and weeding	1 or several machines
Working time	Daily working time	Sowing and weeding	[4;8] h
	Possible overtime	Sowing and weeding	1 h
Temporal windows for operations	Dates	Sowing	Early: day-of-year 100 (10 April) Late: day-of-year 120 (1 May)
		Weeding	Pre-emergence:[date sowing-10 days after] Post-emergence, 1st application: [3L;5L] Post-emergence, 2nd application: [5L, 7L]

ing tables characterising agricultural fields according to soil surface conditions (roughness, soil surface sealing, crop cover) to determine the soil infiltration capacity. This model has been successfully used in a variety of conditions (Evrard et al., 2009).

The subsurface flow model aims to delineate saturated surfaces and estimate the amount of pesticide reaching the groundwater. This is carried out by estimating the storage of pesticide at the soil surface and a transfer coefficient depending on the depth of the water table. The depth of the water table is estimated only on the lower part of the hillslope, since water transfer time in shallow groundwater is estimated to be more than one year for the upper part of the hillslope, which is larger than duration of the studied simulations (4–5 months). TopModel is used to calculate a mean saturation deficit at each point of the catchment, depending on a topographic index, which can be linked to the water table depth. This submodel provides a daily estimate of the depth of the water table per plot, grouped into different classes over the catchment. Finally, subsurface quantities of herbicide coming from these classes are aggregated into a single reservoir of constant volume that is drained according to a constant drainage coefficient linearly dependent on the catchment's mean water table.

Water and pesticide transfer are coupled in a unique way for the surface and subsurface flow. The initial herbicide concentration in the soil is calculated assuming a complete, rapid, and reversible mixing area between soil and herbicides. Herbicide degradation is predicted using a first-order kinetic equation with a standard half-life parameter. Before each rainfall event, the herbicide quantity in soil is calculated taking into account degradation and surface and subsurface transfer processes since the previous rainfall event. A constant exchange coefficient between soil and water and a fixed area of exchange is used to calculate the herbicide concentration of surface flow. Finally, the amount of herbicide exported by surface and subsurface flow during rainy days is predicted, and the new amount of herbicide stored in soil is calculated. This model has been calibrated on the Frémur catchment and is partly validated by observations (Gascuel-Oudoux et al., 2009).

### 3.5. Model output

The SACADEAU model predicts two variables at the catchment outlet that are spatially and temporally aggregated:

- Weeding day accumulation (WDA) is the difference between the last day (*LastWeedingDay*) and the first day (*FirstWeedingDay*) of herbicide application on the entire catchment:

$$WDA = (LastWeedingDay - FirstWeedingDay + 1) \quad (1)$$

- *T*-ratio is the ratio of the total amount of herbicides transferred by surface and subsurface routes to the catchment outlet (*herbicide\_output*) over the total amount of herbicides applied on the catchment (*herbicide\_input*):

$$T\text{-ratio} = \frac{\sum_t \text{herbicide\_output}}{\sum_t \text{herbicide\_input}} \times 100 \quad (2)$$

WDA summarises the effect of different environmental and technical constraints on the temporal distribution of weeding operation, while *T*-ratio summarises the effect of interactions between the spatial and temporal distribution of herbicide applications and the spatial structure of the catchment on the herbicide-transfer rate. Since *T*-ratio is the output variable of the transfer submodel, the accuracy and robustness of its predictions have been discussed previously (Gascuel-Oudoux et al., 2009).

## 4. Simulation experiments

### 4.1. Protocol of simulations

Simulation experiments tested temporal factors related to availability of machines and working time; spatial factors created by the spatial structure of farms, farm groups, or the catchment; and factors related to herbicide dose and proportion of fields treated (Table 3). All simulations were conducted using nine years of weather records (Fig. 2, Table 3). To simplify the interpretation of results, only one weeding strategy (pre-emergence) and one herbicide (dimethenamid) were chosen. We set the properties of dimethenamid, a chloroacetamid, as follows: sorption partition coefficients between water and organic carbon,  $K_{oc} = 260 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ ; standard half-life,  $DT_{50} = 20$  days; application rate of  $1.6 \text{ L ha}^{-1}$  (active ingredient  $1440 \text{ g ha}^{-1}$ , dimethenamid).

### 4.2. Temporal factors: availability of machines and working time

Experiment 1.1 represented the baseline simulation with no constraints. When conditions allowed working on a field, the operation was performed regardless of the predicted availability of machines or working time. Subsequently, five simulation experiments were performed to study the effect of machine availability (Table 3). Working time was fixed at 8 h, with a possible overtime of 1 h. Each machine was considered as operated by one person, which corresponded to 8 h of work. For these experiments, an early sowing date was set for fields at higher elevations of the catchment (80% of the fields) and a later date for fields at lower elevations. In experiment 1.2, one machine was allocated per field. In experiment 1.3, one, two or four machines were allocated per farm. In experiment 1.4, one, two or four machines were allocated for the entire catchment (all farms combined). In experiment 1.5, one, two or four machines were allocated for the entire catchment, but machines also managed at farm level. Thus, when a farm's field needed to be worked and a machine was not available on the farm itself, one was allocated if available from the catchment machine pool. This assumption allowed several machines to be allocated to the same farm at the same time. Once the sowing or weeding operation was finished, the machine returned to the catchment pool. Finally, experiment 1.6 was a modification of experiment 1.5 in which the spatial location of fields determined the allocation of machines. When all upland fields (80% of the fields in the catchment) of a farm were sown or weeded, the machine returned to the catchment machine pool.

One experiment was performed to study the effect of farmer working-time (experiment 2.1, Table 3). It considered a maximum working time per day of 4, 6, or 8 h, with possible overtime of 1 h. The minimum working time was set at 4 h to simulate the fact that farmers do not dedicate all their time to maize-related operations. For these experiments, two dates of sowing and one machine per field were assumed.

### 4.3. Spatio-temporal distribution of sowing operations

Additional simulation experiments tested different sowing dates as a function of the topographic position of fields (Table 3). For these experiments, one machine per field and 8 h of working time were assumed. Four scenarios were tested: (i) all fields with an early sowing date (experiment 3.1); (ii) all fields with a late sowing date (experiment 3.2); (iii) 80% of the fields with an early sowing date and 20% of the fields with a late sowing date, based on the topographic index as spatial criterion (experiment 3.3); and (iv) 150 replicate simulations of random allocations of the late sowing date for 20% of the catchment fields regardless of location to introduce more variability into the previous scenario (experiment 3.4). This

**Table 3**  
Simulation protocol.

Factor tested	Simulation experiments	Fixed parameters	Common conditions
Machine availability	(1.1) No machine or working-time constraint (1.2) One machine/field  (1.3) 1, 2, 4 machines/farm  (1.4) 1, 2, 4 machines/catchment managed without farm level (1.5) 1, 2, 4 machines/catchment managed with farm level (1.6) 1, 2, 4 machines/catchment managed with farm level and topographic field partition (80% of fields upland/20% of fields bottomland)	Daily working time = 8 h (except 1.1) Two dates for sowing: one for uplands, one for bottomlands One machine per field allocated for each operation	
Working time availability	(2.1) 4, 6 or 8 h for maximum daily working time of each farmer	Two dates for sowing: one for uplands, one for bottomlands One machine per field	9 spring periods, 1994–2002
Spatio-temporal distribution of sowing operations	(3.1) 100% of fields with an early sowing date  (3.2) 100% of fields with a late sowing date (3.3) 80% of fields with an early sowing date, 20% of fields with a late sowing date. Partition with topographic index (3.4) 80% of fields with an early sowing date, 20% of fields with a late sowing date. Random allocation of sowing date	Daily working time = 8h  One machine per field	Pre-emergence weeding strategy  One herbicide type
Proportion of fields treated and herbicide dose	(4.1) Variation from 10–100% of fields treated  (4.2) 50% of treated fields randomly selected from the entire catchment (4.3) 50% of treated fields randomly selected, with 25 bottomland fields and 37 upland fields (4.4) 50% of treated fields randomly selected from upland areas (4.5) Variation in herbicide dose of 15–100%	Daily working time = 8 h  Two dates for sowing: one for uplands, one for bottomlands One machine per field	

last experiment allows us to analyse the effect of different spatial allocation.

#### 4.4. Percentage of plots treated and herbicide dose

A final set of five simulation experiments tested different strategies of herbicide reduction, either by reducing the number of fields treated or the herbicide dose (Table 3). For these experiments, two dates of sowing, one machine per field, and 8 h of working time were assumed. The first experiment varied the percentage of treated fields from 30 to 100% (experiment 4.1). Then, fixing the percentage of treated fields at 50% (62 plots), we introduced three types of random field selection, performing 150 replicate simulations per year to avoid the effect of specific scenarios on the results. The remaining four experiments simulated (i) random selection among all fields in the catchment (experiment 4.2); (ii) random selection of 25 bottomland fields and 37 upland fields using a spatial criterion (experiment 4.3); (iii) random selection of 62 upland fields (experiment 4.4); and (iv) variation in herbicide dose on all plots from 15 to 100% (experiment 4.5).

## 5. Results

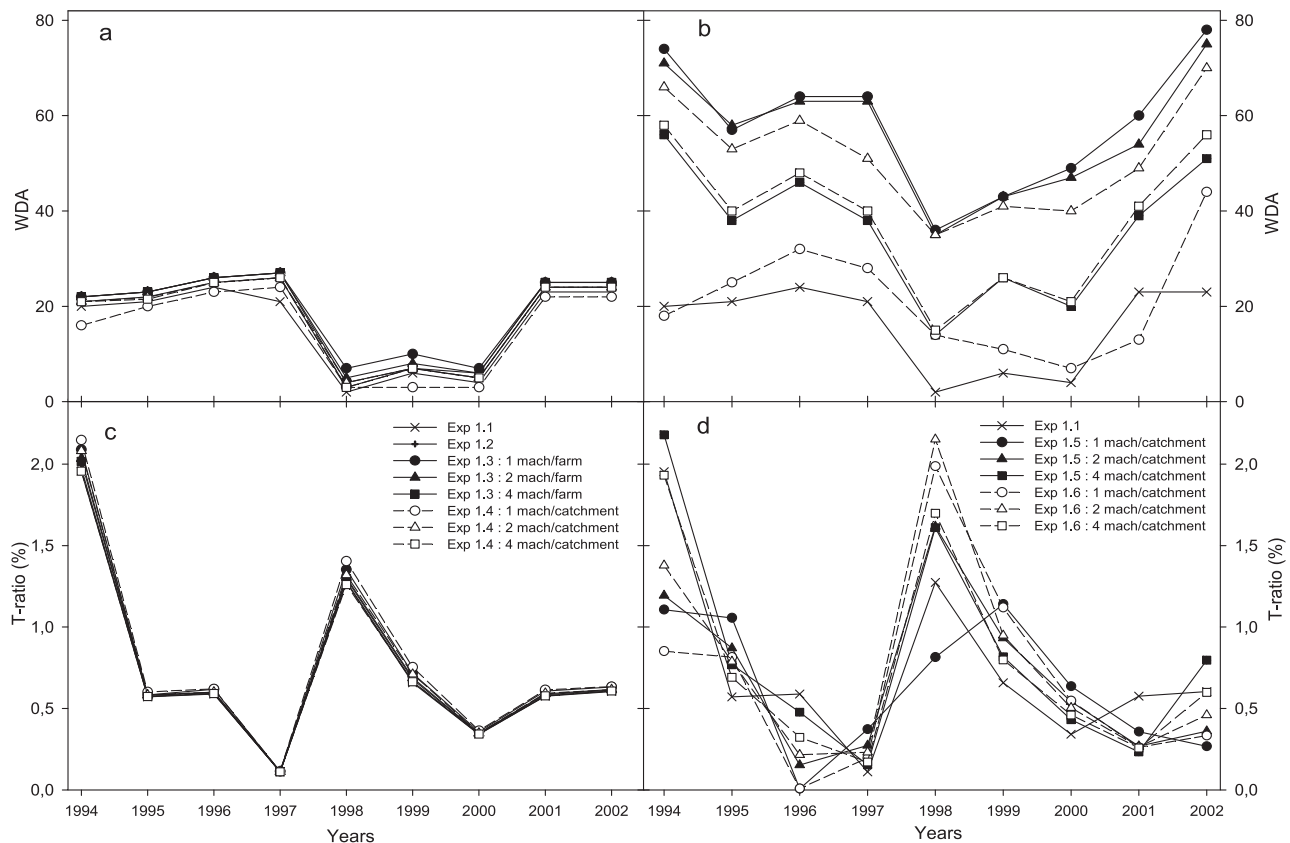
### 5.1. Temporal factors: availability of machines and working time

Depending upon the year, predicted WDA values varied from 2 to 75 days (Fig. 6a and b), while predicted *T*-ratios varied from 0.1 to 2.2% among all experiments and years (Fig. 6c and d). The low value and variability of predicted *T*-ratios indicate that a small proportion of herbicides were transferred to the stream, regardless of weather conditions. The highest values of the *T*-ratio in all experiments corresponded to the two wettest years (1994 and 1998).

Predicted WDA values generally presented the same pattern, marked by low values in 1998, 1999, and 2000 and high values in 1995, 1997, and 2002. The *T*-ratio and WDA values showed inverse trends: when WDA was short (4 days) the *T*-ratio was high (1998) and, conversely, when WDA was long (about 25 days), the *T*-ratio was low (1995–1997, 2001, and 2002). But the variability of the *T*-ratio cannot simply be explained by a single variable (WDA), as was seen in 2000, when both the predicted WDA and *T*-ratio were low (Fig. 6a and c).

Three groups of experiments with similar responses could be distinguished regarding WDA. The first corresponded to experiments with any number of machines at the farm or catchment scale, without any consideration of farm relations (experiments 1.1–1.4); among all years, predicted WDA values remained below 20 days (Fig. 6a). The second group corresponded to experiments with only one or two machines per catchment, but considered the spatial constraints of farm structure (experiment 1.5) and catchment topography (experiment 1.6 with 2 machines per catchment), for which predicted WDA varied among years from 40 to 75 days (Fig. 6b). The third group assuming four machines available with the same constraints (experiments 1.5 and 1.6) presented intermediate results (Fig. 6b). The values of the *T*-ratio could not be split clearly between these groups because of different trends from year to year. Therefore, the effect of machine availability on the *T*-ratio initially depended on the year. This was particularly well observed in experiment 1.5, with one machine available for the entire catchment. In this case, the *T*-ratio was either the lowest (1994, 1996, 1998, and 2002) or the highest (1995, 1997, 1999, and 2000) (Fig. 6d). Moreover collective machine management at the catchment scale that also considers the farm scale may reduce herbicide transfer significantly during some years by temporarily increasing in time the distribution of weeding operations like in 1994 (Fig. 6b and d).





**Fig. 6.** Predicted *T*-ratio and WDA from 1994 to 2002 for simulation experiments 1.1–1.6 (mach = machine). The legend of graph (c) is used for graph (a) and the legend of graph (d) is used for graph (b). See Table 3 for simulation experiments abbreviations.

The availability of working time as tested here (experiment 2.1) had no effect on predicted WDA or *T*-ratio values, which were similar to those in the baseline (experiment 1.1). Working time did not constrain the spatial distribution of weeding operations and therefore had no effect on the *T*-ratio.

### 5.2. Spatio-temporal distribution of sowing operations

Predicted WDA was short for both early and late sowing (Fig. 7a). As expected, a scenario with 80% early sowing and 20% late sowing (experiment 3.3) greatly extend this duration. However, this experiment did not give the lowest *T*-ratio.

The effect of the sowing date on the *T*-ratio also depended on the year (Fig. 7a). From 1997 to 2000, this factor has no effect on the *T*-ratio, whereas the effect was large for 1994, 2001, and 2002. Early sowing for all fields (experiment 3.1) gave the lowest *T*-ratio, except for 2001. The results for the scenario with 80% early sowing and 20% late sowing (experiment 3.3) provided a little higher *T*-ratio than the experiment 3.1. Considering this latest scenario (experiment 3.3), the results were relatively similar when date of sowing of fields were selected randomly (experiment 3.4) (Fig. 7b), except in 1994 and 2002 for which *T*-ratio was lower, and 2001 for which it was higher. These results show that considering different sowing dates, with (Fig. 7a) or without spatial criteria (Fig. 7b), did not consistently lead to a lower *T*-ratio except for a particularly rainy year like 1994 when early sowing can be promoted.

### 5.3. Percentage and allocation of fields treated and herbicide dose

The *T*-ratio decreased as the number of weeded fields decreased for all years (experiment 4.1), except in 1997, when it was always

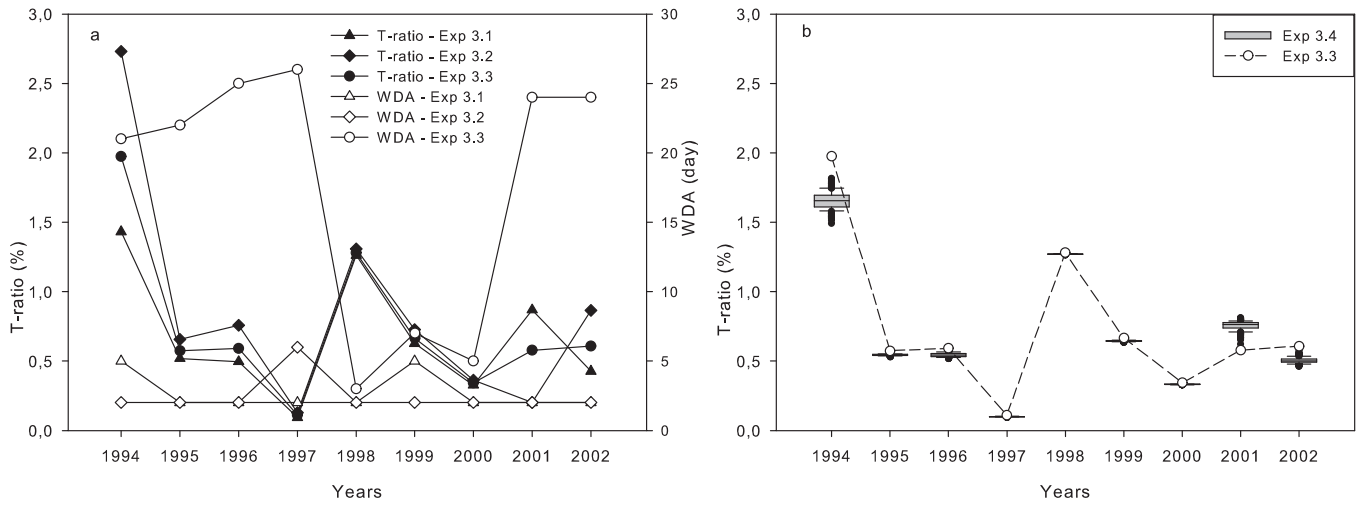
near zero. The range of the decrease depends on the year (Fig. 8a). It decreased from 2 to 0.6% and from 1.5 to 0.7%, in 1994 and 1998, respectively (Fig. 8a). A slight decrease in the percentage of fields weeded from 100 to 90% led to a significant decrease of the *T*-ratio, particularly when the *T*-ratio was high, as in 1994. Lastly, reducing the percentage of fields weeded decreased the *T*-ratio more than reducing the application rate (Fig. 8a). Indeed, the results of experiment 4.1 with 100% of fields weeded were similar to those of experiment 4.5, regardless of the herbicide dose. In comparison to experiment 4.2, when a larger percentage of treated fields were randomly selected from bottomland (experiment 4.3), *T*-ratio increased (Figs. 8b and c). When herbicide applications were limited to upland fields (experiment 4.4), predicted *T*-ratios were lower than 1% (Fig. 8d), and the range of variation was lower than those of the other two spatial scenarios (Figs. 8b and c).

## 6. Discussion

### 6.1. Utility, evaluation and improvement of the model

Developing and combining a decision model with crop and transfer models constitutes the uniqueness of this modelling approach; it shows that herbicide stream-water contamination is the result of a conjunction of environmental conditions, such as weather and soil patterns, and technical constraints, such as machine availability.

The relevance of a model comes from the innovative measures that it can suggest or from the support it can provide to stakeholders regarding mitigation measures. From this point of view, we can emphasise the unexpected effect of machine availability on predicted herbicide losses in our simulations, which requires further

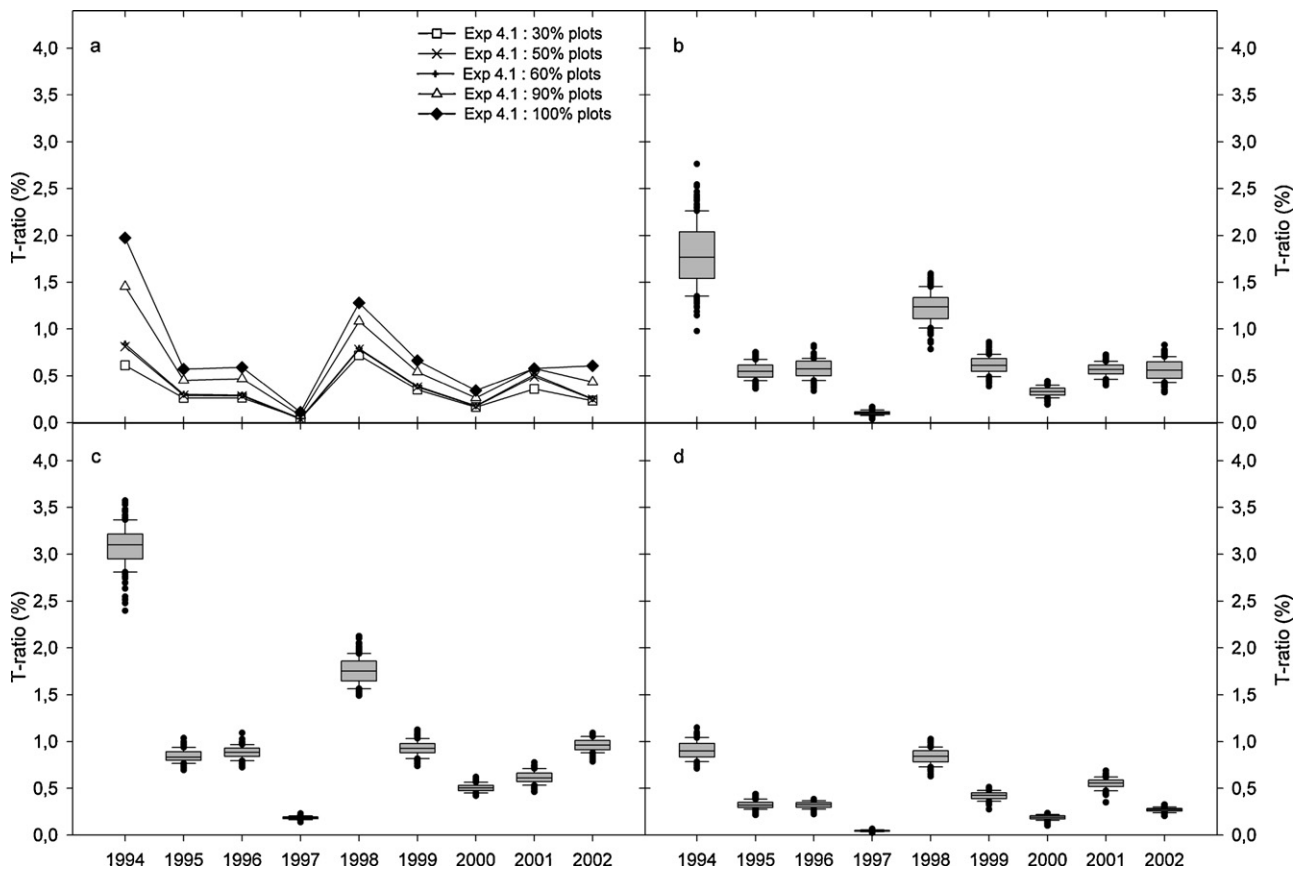


**Fig. 7.** (a) Predicted *T*-ratio and WDA from 1994 to 2002 for simulation experiment 3.1–3.3 (3.1: all fields have an early sowing date; 3.2: all fields have a late sowing date; 3.3: 80% of fields have an early sowing date and 20% a late date); (b) predicted *T*-ratio from 1994 to 2002 for simulation experiments 3.3 and 3.4. Standard boxplots show variability of predicted *T*-ratio from experiment 3.4. See Table 3 for simulation experiments abbreviations.

investigation. We also highlight the comparison of the effects of different herbicide-reduction strategies, which suggest the potential for reducing herbicide losses by implementing spatial constraints on herbicide applications.

The validation of such a model from observations is challenging. A rigorous validation process would require detailed data on the spatial and temporal distribution of the quantities of herbi-

cides applied over the catchment. These data are not available at the present time, especially not for a long time-series, but they should be in the future, now that recent regulations require recording quantities of herbicide applied. In contrast, the elaboration of the model and the distribution of simulated sowing and weeding dates were discussed with local agricultural experts, who deemed them coherent.



**Fig. 8.** (a) Predicted *T*-ratio from 1994 to 2002 when the percentage of weeded fields decreased (experiment 4.1). Standard boxplots of predicted *T*-ratio from 1994 to 2002 with 50% of fields treated with (b) random choice from all fields (experiment 4.2); (c) random choice of 25 bottomland fields and 37 upland fields (experiment 4.3); (d) random choice of 62 upland fields (experiment 4.4). See Table 3 for simulation experiments abbreviations.

A sensitivity analysis of the parameters was performed on the allocation of sowing and weeding dates. The number of replicate simulations (150 per year) (Fig. 7b and 8b–d) and the length of the weather series (nine years) covers a large range of environmental and technical conditions and yielded a predicted  $T$ -ratio that ranged from 0.1 to 3.5%. The observed  $T$ -ratio ranges from 0.1 to 0.6% for six years (Clément et al., 1999) and therefore is included in the range of simulated  $T$ -ratio. The larger range of  $T$ -ratio is explained by a larger range of simulated conditions. Predictions were made assuming an average herbicide decay-rate (DT50), but it would be useful to test a wider range of values of this property, since they may influence herbicide losses greatly. Further experiments could also be done to test the effect of spatial and temporal distribution of agricultural activities. Especially, the spatial rule ‘farmers first work on upland fields of the catchment, then move to bottomlands’ could be relaxed or changed by analyzing its effects on  $T$ -ratio and WDA values. This rule is adapted to the studied environmental conditions where the bottomlands are longer wet than uplands, but could be relaxed in other environmental conditions.

The model could be improved by including other processes such as the pre-sowing operations of ploughing or seed-bed preparation. These pre-sowing operations will influence the timing of operations that follow, depending on soil type and weather (Leenhardt and Lemaire, 2002), and influence water infiltration and surface runoff. Also, strategies based on observations of weed encroachment could be taken into account to adapt weeding operations. This improvement would require a crop model that represents weed growth and crop-weed competition. Adding equations to quantify yield effects of the different strategies also could help test their acceptability to farmers. Functions to adapt the herbicide dose to weather conditions also could be added. Because of the modular structure of SACADEAU, it has few limits to the inclusion and the test of different or more sophisticated models. Lastly, the output variables studied could be improved, in particular WDA, which describes the duration of weeding operations but not the effective number of working days for weeding or the spatial distribution of weeding operations. To estimate spatial distribution, an equation that calculates the mean distance of weeded plots to the stream over time could be proposed.

## 6.2. Interactions between agricultural practices and weather conditions

The effect of weather on the WDA and the  $T$ -ratio is obvious but complex due to interactions between weather conditions and

the spatial distribution of sowing and weeding operations. The effect of rainfall amount and frequency during each year is high. For the rainiest years of 1994 and 1998, the  $T$ -ratio and its variability are highest due to large individual rainfall events and rainfall frequency.

The date of one rainfall event can have a large effect on the WDA and the  $T$ -ratio. For example, in the case of machine availability experiments, in simulation experiment 1.6 in 1998 (a rainy year), the WDA with one machine per catchment had a lower predicted WDA (18 days, days-of-year 150–167) than that with two machines per catchment (65 days, days-of-year 103–167). Having one fewer machine on the catchment moved sowing dates to a rainier period in which pre-emergence weeding became impossible, delaying the entire weeding program to the 3-leaf stage.

The distribution of rain also could have a significant effect on the WDA and the  $T$ -ratio, as shown when comparing the results of experiments 3.1 (early sowing) and 3.2 (late sowing) in the two rainiest years (1994 and 1998). The predicted early-sowing  $T$ -ratio was half that of the late-sowing  $T$ -ratio in 1994 but not in 1998 (Fig. 7a), despite similar rainfall amounts (Table 2). Analysis of the simulations shows that rainfall events in early spring 1998 concentrated weeding operations around day-of-year 122 regardless of the sowing date. Conversely, the absence of rainfall in early spring 1994 separated weeding operations into two periods according to the sowing strategy. Consequently, in 1994 predicted herbicide concentrations in the soil were lower after early sowing than late sowing because they had approximately 20 additional days to degrade. The low predicted  $T$ -ratio for the early sowing date in all 9 years shows that this date best limited herbicide transfer; however, this effect can be modified by spring rainfall distribution.

Weather factors had smaller effects on the  $T$ -ratio, with low intra- and inter-year variability when herbicide applications were located on upland fields (Fig. 8d). Analysis of the relation between predicted WDA and  $T$ -ratio for all experiments and all years (Fig. 9) shows that these variables were partially correlated in years of exceptional rainfall (1994 and 1998). In 1998,  $T$ -ratio increased as WDA increased, whereas in 1994, for WDA higher than 40 days,  $T$ -ratio decreased as WDA increased (Fig. 9). In other years, the predicted  $T$ -ratio ranged from 0.2 to 1% regardless of WDA.

Finally, rainfall can delay herbicide applications, temporally concentrating them on a catchment, and increase herbicide transfer to streams by increasing runoff; both of these rainfall effects can increase the herbicide transfer ratio. A better investigation of the influence of rainfall could be achieved by using simulated weather in the model that specifies rainfall amount and frequencies, and by

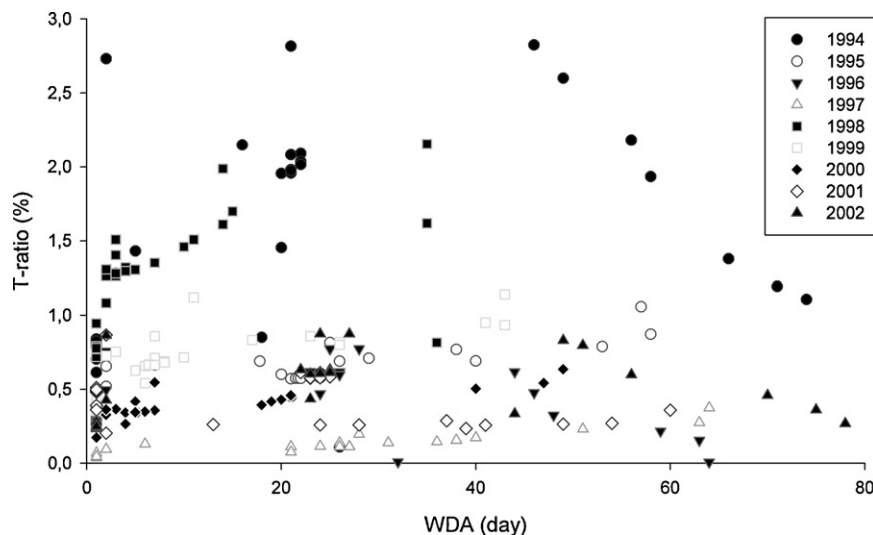


Fig. 9. Comparison of predicted WDA (Weeding Day Accumulation) and  $T$ -ratio for all simulation experiments by year.

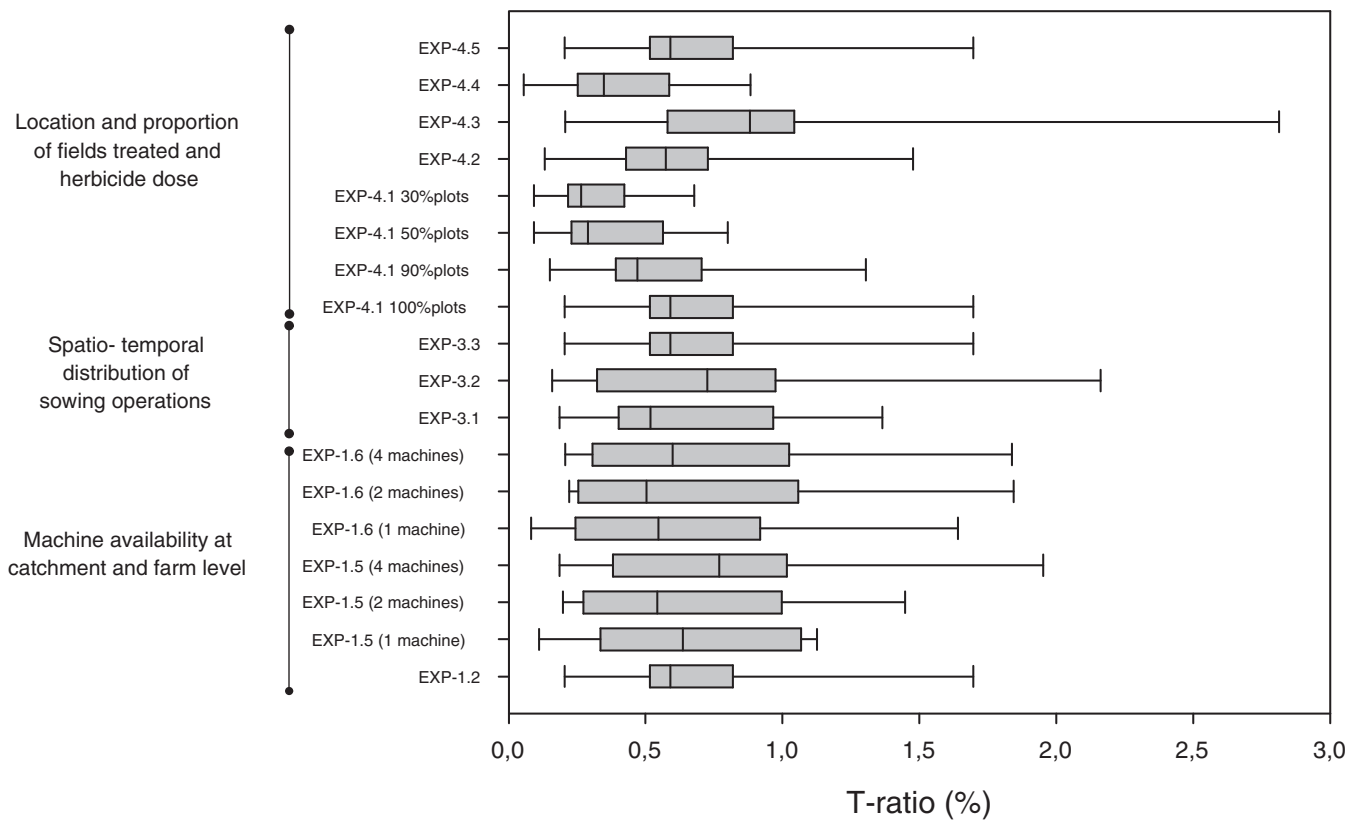


Fig. 10. Standard boxplots of predicted  $T$ -ratio for all experiments with all years aggregated. See Table 3 for simulation experiments abbreviations.

improving modelling at short timescale. The surface runoff model operates at hourly timescale, which does not allow the model to simulate correctly runoff and herbicide transfer when short and intense rainfall events occur at minutes to few hours scale. Not taking such flushing events into account may lead to underestimate the water and herbicide transfer.

### 6.3. Strategies to reduce herbicide pollution

Despite strong interactions between agricultural activities and weather conditions, and high inter-annual variability of  $T$ -ratio, which weeding strategies can be recommended?. The results of the numeric experiments have been aggregated over the nine chosen years to compare them (Fig. 10). An experiment is more effective as the median and the variability are low, i.e. effective whatever the climatic conditions. From this criterion, experiments which reduce proportion of plots treated (experiment 4.1), especially by avoiding herbicide application bottomland fields of the catchment (experiment 4.4), are particularly effective. This mitigation measure must be undertaken collectively at the catchment scale because it would not imply the same constraints on all farms.

Among all experiments, variations in working time had no effect because the 4-h minimum was sufficient to perform the operations due to small size and low number of plots per farm, small farms sizes and high machine-throughput rates. As this variable seems to be context dependant, the application of the model to other contexts (larger plots, more plots, and more farms) could be interesting especially to test the sensitivity of this variable to the context, and analyse the effect of higher up to extreme of working time when conditions are optimal for farmers.

Similarly, machine management simultaneously at the farm and catchment scales always was sufficient to apply herbicide to all catchment fields (Fig. 6). As for the  $T$ -ratio, we can say that work-

ing time and machine availability are often over-dimensioned in simulations. A simulation considering that only 1–2 machines per catchment were able to distribute weeding operations over time and halve the  $T$ -ratio from 2.2 to 1% in 1994 and 1.6–0.8% in 1998 (experiment 1.5, Fig. 6d). Collective machine management and constraints on machine availability could be considered as potential factors to reduce water contamination at this stage of an exploratory approach. These scenarios would have to be tested with a more complex crop model to evaluate the effects of such measures on crop development, yield, and weed management and evaluate their acceptability by farmers and to analyse the variability regarding climatic conditions.

## 7. Conclusion

The decision submodel was developed to simulate decisions of farmers for sowing and weeding activities that take into account environmental constraints such as weather and slope position of the plots and technical constraints such as the availability of machines and farmers' working time. These operations are performed during temporal windows if certain conditions are fulfilled. The decision submodel distributes a given agricultural operation over time and space more realistically than random or unique methods commonly used in numerical simulations.

Simulation results show that herbicide transfer is not only the effect of the quantity of herbicides applied, but of technical and environmental factors that interact to concentrate or spread herbicide applications over time and space. Herbicide transfer depends greatly on annual weather conditions. Collective machine management and an early sowing date can decrease herbicide transfer, but their effects vary according to weather conditions. Nonetheless, these practices could be promoted more frequently. Spatial strategies that decrease the number of fields in the catchment on which

herbicides are applied are always effective, particularly when herbicide applications occur only on upland fields.

Finally, our simulations indicate that modifying the spatio-temporal distribution of herbicide applications by considering environmental and technical constraints does not automatically decrease herbicide transfer rates, as assumed. The effect of a higher flexibility in time and space in herbicide applications appears to depend strongly on weather conditions, generally becoming more effective during rainy years.

## Acknowledgments

We thank the Chamber of Agriculture of Brittany (France) for providing the data. This work was financed under the project “Sacadeau” set up within the framework of INRA-CIRAD Transverse Action “Decision-making aid: how to link together knowledge and action in agriculture, agro-food industry and rural areas” and the project “APPEAU” within the ANR “Agriculture and sustainable development”. The authors also thank Dr M Corson for his constructive remarks and for reviewing the English.

## References

- Aubertot, J.N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Grill, J.J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Savivi, I., Voltz, M., 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides en environnement et en limiter les impacts environnementaux. Expertise scientifique collective Inra- Cemagref. Quae Editions, 120 pp.
- Aubry, C., Papy, F., Capillon, A., 1998. Modeling of decision-making processes for annual crop management. *Agric. Syst.* 56, 45–65.
- Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Squividant, H., Trépos, R., Tortrat, F., Cordier, M.O., 2009. A plot drainage network as a conceptual tool for the spatial representation of surface flow pathways in agricultural catchments. *Comput. Geosci.* 35, 276–288.
- Bergez, J.-E., Deumier, J.-M., Lacroix, B., Leroy, P., Wallach, D., 2002. Improving irrigation schedules by using a crop and a decisional model. *Eur. J. Agron.* 16, 123–135.
- Beven, J.K., Kirkby, M.J., 1979. A physically based variable contributive area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24, 43–69.
- Bruneau, P., Gascuel-Oudou, C., Robin, P., Merot, P., Beven, K.J., 1995. Sensitivity analysis to time and space resolution on an hydrological modelling based on Digital Elevation Model. *Hydrol. Process.* 9, 69–81.
- Campbell, N., D'Arcy, B., Frost, A., Novotny, V., Sansom, A., 2004. Diffuse pollution. In: *An Introduction to the Problems and Solutions*. IWA, London.
- Cerdan, O., Souchère, V., Lecomte, V., Couturier, A., Le Bissonnais, Y., 2001. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model: sealing and transfer by runoff and erosion related to agricultural management. *Catena* 46, 189–205.
- Chatelin, M.-H., Aubry, C., Poussin, J.-C., Meynard, J.-M., Massé, J., Verjux, N., Gate, P., Le Bris, X., 2005. DéciBlé, a software package for wheat crop management simulation. *Agric. Syst.* 83 (1), 77–99.
- Clément, M., Cann, C., Seux, R., Bordenave, P., 1999. Facteurs de transfert vers les eaux de surface de quelques phytosanitaires dans le contexte agricole Breton. *Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral*. Editions Ifremer, pp. 141–156.
- Colin, F., Puech, C., de Marsily, G., 2000. Relations between triazine flux, catchment topography and distance between maize fields and the drainage network. *J. Hydrol.* 236, 139–152.
- Cordier, M.-O., 2005. SACADEAU: a decision-aid system to improve water quality. *Ercim News* 61, 35–36.
- Cordier, M.-O., Garcia, F., Gascuel-Oudou, C., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trépos, R., 2005. A machine learning approach for evaluating the impact of land use and management practices on streamwater pollution by pesticides. In: *Proceedings of International Congress on Modelling and Simulation*, Australia, pp. 2651–2657.
- Crave, A., Gascuel-Oudou, C., 1997. The influence of the topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrol. Process.* 11, 203–210.
- Du, B., Saleh, A., Jaynes, D.B., Arnold, J.G., 2006. Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes. *Trans. ASABE* 49, 949–959.
- Evrard, O., Cerdan, O., van Wesemael, B., Chauvet, M., Le Bissonnais, Y., Raclot, D., Vandaele, K., Andrieux, P., Bielders, C., 2009. Reliability of an expert-based runoff and erosion model: application of STREAM to different environments. *Catena* 78, 129–141.
- Franks, S.W., Gineste, P., Beven, K., Merot, P., 1998. On constraining the predictions of a distributed model: the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. *Water Resour. Res.* 34, 787–797.
- Freitas, L.G., Singer, H., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., Stamm, C., 2008. Source area effects on herbicide losses to surface waters—a case study in the Swiss-Plateau. *Agric. Ecosyst. Environ.* 128, 177–184.
- Gascuel-Oudou, C., Aurousseau, P., Cordier, M.-O., Durand, P., Garcia, F., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trépos, R., 2009. A decision oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide pollution in stream water. *Environ. Modell. Softw.* 24, 1433–1446.
- Hammer, G.L., Carberry, P.S., Muchow, R.C., 1993. Modelling genotypic and environmental control of leaf area dynamics in grain sorghum. I. Whole plant level. *Field Crop. Res.* 33, 293–310.
- Huber, A., Bach, M., Frede, H.G., 1998. Modeling pesticide losses with surface runoff in Germany. *Sci. Total Environ.* 223, 177–191.
- Keating, B.A., McCown, R.L., 2001. Advances in farming systems analysis and intervention. *Agric. Syst.* 70, 555–579.
- Le Bissonnais, Y., Cros-Cayot, S., Gascuel-Oudou, C., 2002. Topographic dependence of aggregate stability, overland flow and sediment transport. *Agronomie* 22, 489–501.
- Leenhardt, D., Lemaire, P., 2002. Estimating the spatial and temporal distribution of sowing dates for regional water management. *Agric. Water Manage.* 55, 37–52.
- Lerch, R.N., Blanchard, P.E., 2003. Watershed vulnerability to herbicide transport in northern Missouri and southern Iowa streams. *Environ. Sci. Technol.* 37, 5518–5527.
- Leu, C.M., Singer, H., Stamm, Ch., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., 2004a. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in small agricultural catchment. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3827–3834.
- Leu, C.M., Singer, H., Stamm, Ch., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., 2004b. Variability of herbicide losses from 13 fields to surface waters within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3835–3841.
- Merot, P., Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Durand, P., 2009. Innovative assessment tools to improve water quality and watershed management in farming areas. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 5, 158–166.
- Merot, P., Squividant, H., Aurousseau, P., Hefting, M., Burt, T.P., Maitre, V., Kruk, M., Butturini, M., Thenail, C., Viaud, V., 2003. Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along an European climate gradient. *Ecol. Model.* 162, 51–71.
- Molénat, J., Davy, P., Gascuel-Oudou, C., Durand, P., 1999. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and co-spectral analysis of time series. *J. Hydrol.* 222, 152–164.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, C., 2001. Role of Shallow Groundwater in Nitrate and Herbicides Transport in the Kervidy Agricultural Catchment (Brittany, France), vol. 269. IAHS Pub, pp. 347–351.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, 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. *Hydrol. Process.* 16, 479–492.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, C., Davy, P., Durand, P., 2005. How to model shallow water-table depth variations: the case of the Kervidy-Naizin catchment, France. *Hydrol. Process.* 19, 901–920.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, C., Ruiz, L., Gruau, G., 2008. Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration in agricultural headwater catchment (France). *J. Hydrol.* 348, 363–378.
- Müller, K., Stenger, R., Rahman, A., 2006. Herbicide loss in surface runoff from a pastoral hillslope in the Pukemanga catchment (New Zealand): role of pre-event soil water content. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 381–390.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. 1. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness: a review. *Sci. Total Environ.* 384, 1–35.
- Rounsevell, M.D.A., Evans, S.P., Bullock, P., 1999. Climate Change and Agricultural Soils: Impacts and Adaptation. *Clim. Change* 43, 683–709.
- Tortrat, F., Aurousseau, P., Squividant, H., Gascuel-Oudou, C., Cordier, M.-O., 2004. Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface: utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives. *Bull.SFPT* 172, 128–136.
- Tortrat, F., 2005. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes UMR SAS INRA-Agrocampus Rennes, p. 161.
- Trépos, R., Salle, A., Cordier, M.-O., Masson, V., Gascuel-Oudou, C., 2005. A distance based approach for action recommendation. In: *Proceedings of European Conference on Machine Learning*, Portugal, pp. 425–443.
- Trépos, 2008. Apprentissage symbolique à partir de données issues de simulation pour l'aide à la décision. Gestion d'un bassin versant pour une meilleure qualité de l'eau. Thèse de l'Université de Rennes, p. 139.

### **3.4. Conclusion**

Le modèle de décision SACADEAU a été développé pour représenter les décisions des agriculteurs vis-à-vis des actions de semis et de désherbage des parcelles. Ces décisions opérationnelles sont conditionnées par des facteurs techniques (disponibilité des machines, temps de travail) et environnementaux (conditions climatiques, états de surface du sol, position topographique des parcelles). Le modèle repose sur une approche de fenêtres temporelles d'action. Les opérations agricoles ne sont possibles qu'à l'intérieur de ces fenêtres.

Trois niveaux d'organisation déterminent dans ce modèle les décisions de l'agriculteur :

- le niveau du groupe d'exploitation pour la disponibilité de machines ;
- le niveau de l'exploitation pour le temps de travail disponible de l'agriculteur et la disponibilité de machines ;
- le niveau de la parcelle pour les fenêtres temporelles d'action, la portance du sol, la pluviométrie et la position topographique.

Le modèle de décision distribue, dans le temps et l'espace, les opérations de semis et de désherbage de façon plus réaliste que des méthodes aléatoires ou des méthodes qui définissent de façon statique ces opérations en entrée de modèles agro-hydrologiques. L'évaluation de scénarios avec le modèle agro-hydrologique SACADEAU, incluant ce modèle décisionnel, a permis de mettre en évidence des stratégies susceptibles de diminuer le transfert d'herbicides et donc la contamination des eaux. Les résultats de simulation ont montré que l'efficacité de ces stratégies est très dépendante des conditions climatiques. Ces différents résultats ont également montré l'importance des interactions entre facteurs techniques et environnementaux sur les processus décisionnels, mais également des interactions entre les processus décisionnels et biophysiques.

Le modèle SACADEAU est inclus dans une architecture de modélisation dont l'objectif est de fournir une aide à la décision s'adressant à différents acteurs (gestionnaire de bassin versant, décideurs publics, expert) au niveau de bassins versants sujets à des contaminations des eaux par les herbicides. Cette architecture fait appel à des techniques d'apprentissage issues de l'intelligence artificielle (Trépos et al., 2005 ; Cordier et al., 2009 ; Trépos et al., 2012). Dans un premier temps, ces techniques permettent d'extraire des règles explicatives

reliant les entrées aux sorties du modèle agro-hydrologique (chroniques de flux et de concentrations d'herbicides). Ensuite un outil de recommandation s'appuie sur les règles apprises pour proposer des actions classées selon leur faisabilité et leur efficacité afin d'améliorer une situation de pollution de l'eau.

# **Chapitre 4 : Comparaison des approches CSAM et SACADEAU avec le modèle agro- hydrologique distribué CASIMODN**



## **4.1. Introduction**

Les approches pour la modélisation des systèmes de cultures (chapitre 2) et de la décision des agriculteurs (chapitre 3) peuvent être mises en perspective à travers une comparaison avec l'approche développée pour la conception du modèle agro-hydrologique distribué CASIMODN (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODEL for Nitrogen) (Moreau et al., 2013a) dans le cadre du projet ANR ACASSYA (Gascuel-Oudou et al., 2015). CASIMODN intègre les transferts et les transformations de l'azote au niveau de l'exploitation, de la parcelle et du bassin versant. Sa principale innovation est de représenter le niveau exploitation à travers la stratégie de production et les décisions des agriculteurs traduites par des systèmes de cultures. Le système de production agricole est vu comme un système décisionnel en interaction avec un système biotechnique. CASIMODN considère que la satisfaction alimentaire des animaux et la gestion des effluents sont les déterminants principaux du choix des cultures, de leur localisation et de leur mode de fertilisation. Ce modèle est constitué de deux sous-modèles de décision TOURNESOL (Garcia et al., 2005) et FUMIGENE (Chardon et al., 2008) et du modèle agro-hydrologique TNT2 (Beaujouan et al., 2001). Ces deux sous-modèles de planification par optimisation permettent de simuler pour chaque exploitation, une fois par an, la proportion et la répartition des cultures et des itinéraires techniques associés. Ils fournissent ainsi à TNT2 un itinéraire technique pour chaque année et pour chaque parcelle. TOURNESOL simule un plan d'occupation du sol pour chaque parcelle suivant un ensemble de contraintes (surface, type de sol, distance parcelle-exploitation, besoin en aliments pour les animaux, etc.) et de préférences (stratégie de gestion de l'élevage, coût/bénéfice associé au déficit et surplus d'aliments pour les animaux). FUMIGENE simule le plan d'allocation des fertilisants organiques et minéraux au niveau des parcelles de l'exploitation étant donné un autre ensemble de contraintes (interdictions d'épandage sur certaines périodes ou zones du bassin versant, le minimum et maximum de taux d'application par culture, etc.) (Chardon, 2008 ; Moreau et al., 2013 ; Durand et al., 2015). Ce chapitre qui s'appuie sur un article publié dans *Agricultural Systems* présente le modèle CASIMODN.

## **4.2. CASIMOD’N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions**

### **Résumé :**

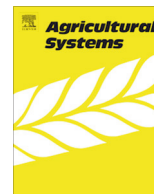
Cet article présente le modèle intégré CASIMODN (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODEL for Nitrogen) qui permet d'évaluer les effets de systèmes d'exploitations sur la dynamique de l'azote au niveau de bassins versants agricoles. Sa principale innovation est la prise en compte du niveau exploitation à travers les stratégies de production, les décisions des agriculteurs et le résultat de ces décisions en terme de pratiques culturales et donc également sur la pollution de l'eau. CASIMODN intègre les transferts et les transformations de l'azote au niveau de l'exploitation, de la parcelle et du bassin versant. Il a été construit en adaptant et en coupant trois modèles: le modèle biophysique distribué TNT2 et deux modèles de décision au niveau exploitation Tournesol et Fumigène, pour respectivement l'affectation des occupations du sol et la calcul des apports organiques. L'objectif de CASIMODN à travers la représentation explicite du niveau exploitation a été d'assurer la cohérence entre les besoins en alimentation des animaux et les stratégies de gestion des fertilisants organiques sous différentes contraintes d'exploitation et de règles agronomiques. Le modèle est capable de simuler des pratiques de gestion (répartition des types de cultures, des effluents d'élevage et des engrais minéraux).

Une évaluation de la modélisation du système d'exploitation a été effectuée en comparant les systèmes de cultures simulés avec CASIMODN avec (i) des données observées issues d'un bassin versant d'élevage et (ii) un ensemble de données de référence de systèmes de cultures reconstruit à partir d'une approche de modélisation empirique. Les répartitions spatiales des principaux flux d'azote au niveau des sous-bassins versants simulés avec CASIMODN et à partir de l'approche de modélisation empirique ont été comparées.

Les résultats obtenus à partir des deux approches de modélisation montrent peu de différences sur la répartition spatiale des principaux compartiments d'azote, de la fertilisation organique et minérale et sur les flux aux exutoires pour les niveaux sous-bassins et bassins versants.

CASIMODN est néanmoins plus précis pour simuler la cohérence de fonctionnement des systèmes agricoles que l'approche empirique. Ces résultats montrent que CASIMODN est un

modèle adapté pour réaliser des évaluations prospectives de changements de systèmes d'exploitations.



## CASIMOD'N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions



Pierre Moreau<sup>a,b</sup>, Laurent Ruiz<sup>a,b</sup>, Françoise Vertès<sup>a,b</sup>, Christine Baratte<sup>b,c</sup>, Luc Delaby<sup>b,c</sup>, Philippe Faverdin<sup>b,c</sup>, Chantal Gascuel-Oudou<sup>a,b</sup>, Benoit Piquemal<sup>b,c</sup>, Eric Ramat<sup>d</sup>, Jordy Salmon-Monviola<sup>a,b</sup>, Patrick Durand<sup>a,b,\*</sup>

<sup>a</sup> INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France

<sup>b</sup> Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France

<sup>c</sup> INRA, UMR1348, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'animal et les systèmes d'élevage, F-35590 Saint-Gilles, France

<sup>d</sup> ULCO, UPRES EA 4029 Laboratoire d'Informatique du Littoral, F-62228 Calais, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 10 February 2012

Received in revised form 13 February 2013

Accepted 20 February 2013

Available online 9 April 2013

#### Keywords:

Farming system

Diffuse pollution

Nitrogen

Agro-hydrological modelling

### ABSTRACT

This work presents the new integrative model CASIMOD'N (Catchment and Agricultural Systems Integrated MODEL for Nitrogen), which assesses effects of farming systems on nitrogen (N) dynamics at the catchment level. Its main innovation is the consideration of the level of the farming system through production strategies, farmer decisions and the expression of decisions as management practices, along with the link between these farming systems, their practices and water pollution. CASIMOD'N integrates farming systems at the farm level and N transfers and transformations at the field, farm and catchment levels. It was built by adapting and combining three models: the catchment-scale biophysical model TNT2 and two farm-scale models, TOURNESOL and FUMIGENE, for the allocation of land use and manure, respectively. The intrinsic logic behind farming system design and function was represented by ensuring agreement between livestock-feeding and manure-management strategies under specific farm constraints (land fragmentation, distance between fields and farmyards) and agronomic rules. The model is able to simulate management practices (crop, manure and mineral fertiliser allocation).

An assessment of the farming system modelling was performed by comparing the management practices simulated with CASIMOD'N with (i) observed data from a livestock-oriented catchment and (ii) a reference dataset of management practices reconstructed with a Markov chain and Knapsack-based algorithm. Then, the spatial distributions of the main N fluxes at the sub-catchment scale simulated with CASIMOD'N and based on the reconstructed management practices are discussed.

Simulations of the two options had few differences in spatial distribution of the main N compartments, organic and mineral fertilisation and N flux at the outlets both at catchment and sub-catchment levels. However, CASIMOD'N was more accurate for simulating farming systems than the reconstructed reference dataset of management practices. This suggests that CASIMOD'N can be used to conceive, implement and assess prospective scenarios involving farming system redesign.

© 2013 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

Increases in nitrogen (N) emissions in ground and surface waters due to intensive agriculture have been widely reported (Bilten et al., 2005; Cinnirella et al., 2005) and are often associated with eutrophication (Jarvie et al., 2005) and health issues (Koo and O'Connell, 2006). The European Union (EU) stated that all water bodies shall recover a “good and non-deteriorating” ecological status by 2015 (Water Framework Directive (EC, 2000)), which

requires thorough understanding of the causal chain linking farming activities to water pollution.

To encompass the entire chain and find ways to adapt farming systems to new environmental objectives, it is essential to consider both anthropogenic and biophysical systems and their interactions. A farming system is defined as an anthropogenic decision system in interaction with a biotechnical system (Gibon et al., 1999; Gouttenoire et al., 2010). Farmers' decisions are driven by their production objectives, and production strategies aim to satisfy these objectives. The set of farmer decisions is expressed as management practices (Dedieu et al., 2008): crop allocation (crop succession and spatial distribution), manure allocation (waste type, rates, spreading dates and receiving crops) and mineral fertiliser allocations (rates, spreading dates and receiving crops).

\* Corresponding author. Address: INRA, UMR1069, Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, 65 rue de Saint Briec – CS 84215, 35042 Rennes Cedex, France. Tel.: +33 (0) 2 23 48 54 27; fax: +33 (0) 2 23 48 54 30.

E-mail address: [patrick.durand@rennes.inra.fr](mailto:patrick.durand@rennes.inra.fr) (P. Durand).

Systemic integration requires paying specific attention to interactions between decisions and biophysical systems (Gouttenoire et al., 2010), making the farming system a “finalised biophysical and managed” system (Dedieu et al., 2008).

When the regional scale is adapted to assess the effects of macro-economic drivers, the catchment, sometimes referred to as a mesoscale (Breuer et al., 2008), is a relevant scale for addressing water-quality-management issues (Gourbesville, 2008). Both the catchment and farm scales include the field scale, where management practices from farmer decisions drive and interact with biophysical and biogeochemical processes. At the catchment scale, it is crucial to consider the spatial distribution of management practices and interactions between farming systems and environmental resources and constraints (Sorel et al., 2010).

Models are powerful tools for understanding the effect of management practices at the catchment scale by simulating scenarios (Cugier et al., 2005; Servais et al., 2007) and are used to support decision (Horn et al., 2004; Gascuel-Oudoux et al., 2009), to assess options of mitigations (Wilkinson and Eidinow, 2008; Salmon-Monviola et al., 2011) and/or to share common understanding (Sterk et al., 2011).

Many biophysical models, such as SWAT (Arnold et al., 1998), SHETRAN (Birkinshaw and Ewen, 2000), TNT2 (Beaujouan et al., 2001, 2002; Oehler et al., 2009), and DNMT (Liu et al., 2005) operate at the catchment scale and aim to simulating the effect of management practices, considered as input variables of the models on N transfers and transformations. In these models, farming systems and in particular farmer decisions are not explicitly represented. Several models simulate farming systems, such as IFSM (Corson et al., 2007; Rotz et al., 2011), WFM (Wastney et al., 2002), FASSET (Jacobsen et al., 1998; Hutchings et al., 2007), LSM and WFM (Matthews et al., 2006a,b), but they generally predict N losses at the field scale (1-D model) and do not consider the effect of spatial characteristics in an agricultural region, such as field location and distribution of soil properties. Ignoring interactions between the farmer decision system and biotechnical systems may oversimplify descriptions of farming systems. In areas with high livestock production density generating high nutrient fluxes, many farmer decisions concern livestock-feeding and manure management (Chardon, 2008); therefore, the influence of farm spatial structure on farmer decisions is important. Consequently, it is essential to integrate explicitly farming system functioning and N transfers and transformations at the catchment scale. Few attempts to develop models in this direction have been performed. One model, LANAS (Theobald et al., 2004), integrates farm modelling into an agro-hydrological model at the catchment scale (INCA, Whitehead et al., 1998) but remains semi-distributed. The NITROSCAPE project (Duret et al., 2011) also aims to combine farm and catchment systems, but farming practices are defined at the field scale and only a virtual catchment has been assessed so far. Most recently, the CSAM (Cropping Systems Allocation Model) was developed to construct data base of management practices at field scale for producing environmental results at catchment scale (Salmon-Monviola et al., 2012). This database constitutes a reference set of management practices reconstructed with a Markov chain and Knapsack-based algorithm.

The objective of this paper is to present a new integrative model, CASIMOD’N (Catchment and Agricultural Systems Integrated Model for Nitrogen) that aims to quantify ex ante the effect of agricultural policy on N fluxes, while explicitly considering the farming-system level. CASIMOD’N combines farming system modelling (via production strategies, farmer decisions and their expression as management practices) and N fluxes at the catchment scale. To evaluate the accuracy of CASIMOD’N, we compared its predictions of management practices with either (i) management practices observed from surveys or (ii) management practices sta-

tistical reconstructed with CSAM. The spatial distribution of the main N fluxes obtained with management practices issued from CSAM and CASIMOD’N in several sub-catchments was then assessed.

## 2. Material and methods

### 2.1. Description of CASIMOD’N

CASIMOD’N simulates N transfers and transformations at the catchment scale while ensuring farming system consistency by integrating farmers’ production strategies and their subsequent management practices. CASIMOD’N results from adapting and combining three models: the agro-hydrological model TNT2, which simulates all N fluxes at the catchment scale (Beaujouan et al., 2002), and two decision-making models that simulate farming system management at the farm scale, TOURNESOL (Garcia et al., 2005) and FUMIGENE (Chardon et al., 2008).

TNT2 is process-based and spatially distributed to account for potential spatial interactions such as nitrate leached upslope and its effect on lowland uptake or bottomland denitrification (Oehler et al., 2009). It represents crop growth and nitrogen transformation based on the plant-soil model STICS (Brisson et al., 1998). In TNT2, field management practices are input data.

TOURNESOL and FUMIGENE introduce the farming system level into CASIMOD’N. They have already been applied independently with detailed datasets to two farms (Chardon et al., 2008) and to one experimental farm (Garcia et al., 2005), respectively. Both models are planning models by optimisation and determine, once a year, the management practices to apply to each field in the coming year. TOURNESOL produces a crop allocation plan and FUMIGENE a manure allocation plan to fulfil the objectives of each farming system, given farmer constraints. These plans ensure consistency between expected livestock-feed requirements and manure and crop production under a set of agronomic rules (effect of crop successions, minimum and maximum durations for perennial crops, and prioritisation of crop-manure pairs) and a set of constraints. The constraints concern farmland structure (land fragmentation, field distance from the farmstead and for each field, the possibility of being grazed by dairy cows or of receiving manure), machinery (minimum and maximum application rates), fields (soil agronomic potential) and regulations (prohibitions on locations or periods of manure spreading).

TOURNESOL inputs include expected livestock-feed requirements as a function of dairy or suckler production and livestock-feeding strategy. Livestock-feed requirements (e.g. silage or grazed grass, maize and straw) are determined ( $t$  of dry matter) for different animal types (milking cows, sucklers and heifers) (Table 1). Next, positive fictive prices are given to surpluses, and negative ones to deficits, of each livestock feed. The fictive prices prevent optimisation only on an economic basis and are used to represent farmer priorities. For instance, if a farmer aims for forage self-sufficiency, fictive prices exceed the market price for forage deficits, whereas if forage self-sufficiency is not a priority, fictive prices equal observed market prices (Chardon et al., 2007). The crop-allocation plan integrates livestock-feed requirements and farmers’ priorities. The objective function considers the sum of the values of all livestock feeds’ surpluses or deficits and is maximised during the optimisation procedure. The optimisation procedure is based on a genetic algorithm: an initial population of several crop-allocation plans is randomly generated, and characteristics of plans with the highest scores of the objective function are selected to generate the next set of crop-allocation plans, until the algorithm converges to an optimal crop-allocation plan. Thus, a crop-allocation plan is selected that satisfies expected livestock-feed requirements and farmers’ priorities and ensures that potential crop requirements

**Table 1**  
Farm inputs for CASIMOD'N.

Input category	Data required
General strategy	Type(s) of livestock production (dairy, suckler, pig, poultry) Herd characteristics (size, breed, productivity, animals per age class) Livestock requirements for silage maize Livestock requirements for silage and grazed grass Livestock requirements for straw Cash crops (types, production) Fictive prices associated with surpluses and deficits of livestock feeds according to livestock-feed requirements
Manure	Type (cattle manure, cattle slurry, pig slurry, poultry manure) Nitrogen content Prohibition on spreading periods (priority from 0 to 1) Prohibition on spreading locations Maximum number of applications per crop Prioritisation of crop-manure pairs (priority from 0 to 1) Minimum and maximum manure rates by application
Crop	Crop type Potential yield Minimum and maximum durations in years for perennial crops Minimum return period
Field	Spatial distribution Area Farmstead location Accessibility for dairy cows Maximum distance for manure spreading (priority from 0 to 1) Soil agronomic potential

for organic N are consistent with the expected amount of manure to be spread.

While TOURNESOL checks for general consistency between the crop-allocation plan and the amount of manure produced, FUMIGENE performs the specific planned allocation of organic manure and mineral fertiliser (Chardon et al., 2008). TOURNESOL and FUMIGENE are therefore used in sequence.

FUMIGENE annually simulates the manure allocation plan at the beginning of each cultivation year by considering the agronomic potential of each field, crop requirements and manure-spreading rules. Estimation of crop requirements integrates expected yields and the field history (mineralisation of soil organic matter or previously applied manure, mineralisation following grassland ploughing). Manure allocation is performed with a linear programming procedure that aims to match the production strategy and farmer decisions by respecting the set of agronomic rules and constraints. Farmer decisions are input as a set of priorities to select a solution among the infinity of possible quantitative options. Priority values range from 0 to 1 (with 1 = high priority) for each field to indicate the acceptability of a manure application on the field, based on the distance between each field and the farmstead and on the ban on spreading locations. Priority values from 0 to 1 are also given to each crop-manure pair. Crop allocation is simulated by TOURNESOL: a priority value for each field-manure pair can be calculated by multiplying the priority values for field and crop-manure. The solution to the linear programming problem should maximise accordance with this set of priorities, i.e. maximise the priority at which each unit ( $t$  or  $m^3$ ) of waste is applied (Chardon et al., 2008). Finally, the difference between crop requirements and the quantity of N applied in manure, if any, is complemented by mineral fertiliser application. Thus, FUMIGENE annually attributes to every field the type, rate and timing of manure spreading and the rate and timing of mineral fertiliser spreading. Further details on FUMIGENE and its application can be found in Chardon et al. (2008).

The VLE (Virtual Laboratory Environment) framework (Quesnel et al., 2009) was chosen to combine TNT2, TOURNESOL and FUMIGENE within the RECORD platform (Bergez et al., 2009). This framework, based on discrete event systems specifications (DEVS) formalism (Zeigler et al., 2000), provides a complete software environment for modelling, simulating and analysing complex systems by adapting and combining pre-existing models. In this specific case, the VLE framework facilitated the implementation, hierarchical organisation and multiplication of atomic components (the farms) of the system. TNT2 was encapsulated so that modelling the distributed processes remained unchanged. VLE was used to handle the different temporal resolutions of the combined models by building temporal loops according to DEVS concepts (Fig. 1). An intermediate module (ITK Scheduler) converts the TOURNESOL-FUMIGENE outputs into management-practice events, input daily to each TNT2 field unit. This step associates TOURNESOL-FUMIGENE outputs with generic annual sets of management practices with fixed dates and varying fertilisation rates. The modularity of the coupling architecture makes it possible to use different component models, if required.

## 2.2. Case study and data for assessing CASIMOD'N

### 2.2.1. Study site

CASIMOD'N was tested on the Yar catchment, Brittany (western France), which is devoted mainly to livestock production (Moreau et al., 2012a). Of its 60 km<sup>2</sup>, 64% is agricultural area (AA), 28% is woods and 8% is urban. The climate is humid temperate with mean annual temperature of 11.7 °C and mean annual rainfall of 950 mm. The Yar is the largest catchment of five coastal catchments (120 km<sup>2</sup> total area) feeding the Lieue de Grève Bay. The Yar catchment accounts for 51% of the total area and 59% of N-NO<sub>3</sub> loads into the bay (SCE, 2010) and comprises 10 sub-catchments (Fig. 2). Despite moderate nitrate concentrations in coastal streams (approximately 6.7 mg N-NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>), this bay has been severely affected by “green tides” (blooms of macroalgae *Ulva* sp.) since the 1970s, and health concerns have been raised from the H<sub>2</sub>S produced following accumulation and decomposition of algae on the shore (Briand and Morand, 1997). Algae proliferation was identified as being controlled by N loads (Menesguen and Piriou, 1995), and the nitrate concentration necessary at the outlet of the Yar to halve algal bloom frequency was estimated at approximately 1.9 mg N-NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> (Menesguen, 1999). In this context, decision-makers and farmers have been asked to define innovative farming systems, which encourages development of models for *ex ante* evaluation of agricultural policy encompassing both farm and catchment scales.

### 2.2.2. Observed and reconstructed management practices

To provide input data and assess model predictions, three datasets were used:

- Data on farming systems and their management practices from extensive farm surveys.
- Land use for 1996–2006 from remote sensing data.
- A reference dataset of management practices reconstructed with CSAM.

Survey data on the farming systems themselves were used as input data, while the observed dataset (survey data on the management practices, remote sensing data) and the reconstructed dataset were used to assess CASIMOD'N predictions.

The farm survey was conducted in 2006 on 110 of the 194 farms operating in the five Lieue de Grève catchments (120 km<sup>2</sup>), concerning 77.5 km<sup>2</sup> of AA (91% of total AA). Among these 110 farms,



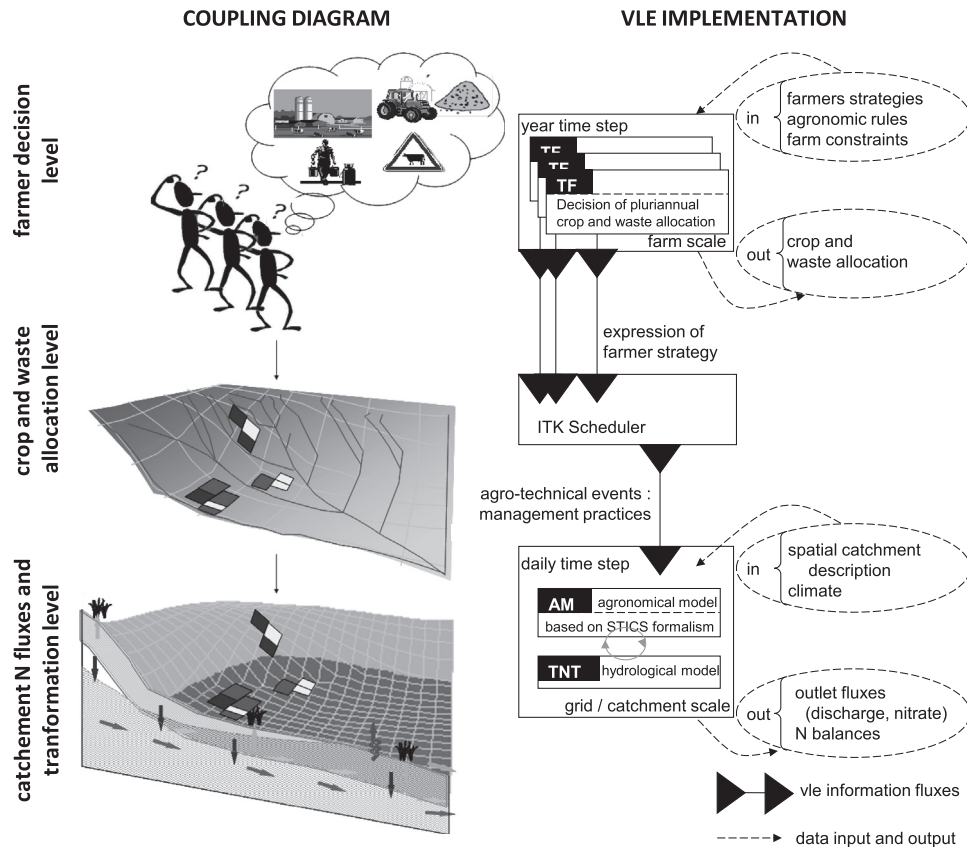


Fig. 1. Diagram of the CASIMOD'N model and its implementation in the Virtual Laboratory Environment (VLE).

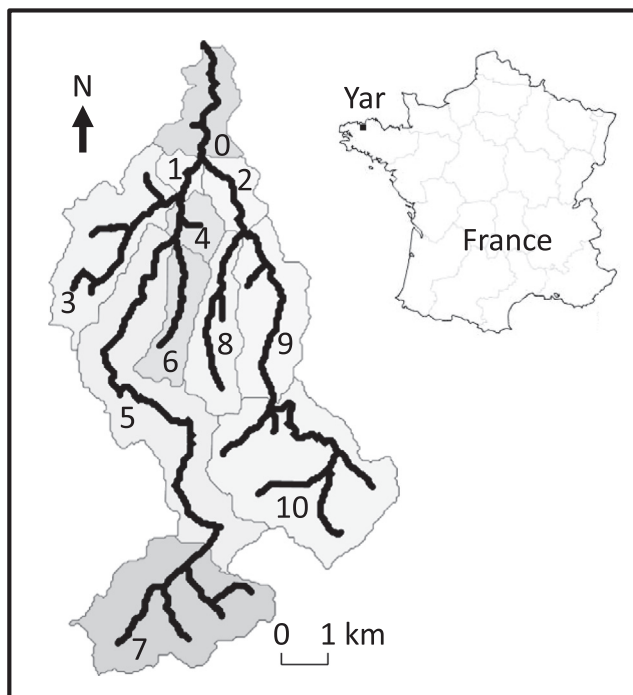


Fig. 2. Map of the Yar hydrographic network and location of its 10 sub-catchments.

57 have at least one field in the Yar catchment, thus the surveyed area was 62% of the Yar's AA. Fifty-four of the 57 farms were cattle farms, 4 were mixed systems (2 each of pig and poultry production), while the remaining 3 specialised in arable crops or

vegetables. Grasslands occupied 50% of the AA, followed by winter cereals (22% of AA) and maize (18% of AA), while other crops (rape-seed, potatoes) were marginal. The declared duration for temporary grasslands ranged from 3 to 8 years.

Input data on the farming systems from the surveys were (i) production type; (ii) herd characteristics (number of animal, breed, productivity, animals per age class) and herd management (age of first calving, pasture management); (iii) feeding strategy and livestock-feed requirements and (iv) buildings, crop yields, field distribution and field accessibility. Data from the survey concerning management practices were (i) rate of mineral fertilisers used, (ii) rates and types of manure and receiving crops and (iii) crop distribution in 2006.

The potential crop production for each field was determined from a soil map (BDAT, 2011), as was the proportion of poorly drained soil in each field (Aurousseau and Squidant, 1996). Remote sensing identified a total of 4620 field units (a field or portion of one with a unique crop succession) from 1996 to 2007 (Corgne, 2004). A field divided into two or more parts with different crops in a given year was thus considered as two or more field units. This definition of field units considers the flexibility of farmer decisions when developing a crop-allocation plan.

With data from surveys and remote sensing observations combined, the number of field units identified as belonging to a particular farm decreased to 2241, which constituted the observed dataset on crop allocations. This dataset was supplemented by additional remote sensing data of summer and winter images of 1996–2006 that allowed us to assign the observed successions of three main crop categories to each field unit: grasslands (permanent and temporary), spring crops (maize, potatoes, beets and peas) and winter crops (wheat, barley, oat, triticale and rapeseed). Thus, the observed input dataset comprised crop areas and

management practices (2006) and crop successions (1996–2006) at farm and field scales.

A second dataset of the crop succession and management practices was used as a reference dataset to assess CASIMOD'N. This dataset was reconstructed with CSAM, which has been extensively used in previous TNT2 modelling applications (Durand et al., 2006, 2008; Moreau et al., 2012a,b). CSAM is designed for cases when observed data on management practices are scarce or unavailable at the field scale. First, crop successions are reconstructed at the field scale with a first-order Markov-chain approach, represented by a 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 during the previous year. The transition matrix can be built from an observed rotation dataset by converting the observed transition frequency into a probability (Weng, 2002). The transition matrix used with CSAM is adjusted so that crop areas are constant over the years and farm crop areas within and outside catchment limits are respected. Second, the management practices concerning the N-fertiliser applications and their allocation are reconstructed at the field scale with a Knapsack-based algorithm (Salmon-Monviola et al., 2012). From information on management practices per crop and on the percentage of each crop type required to apportion the rates of organic and mineral N available on the farms, management practices are assigned to every field. Thus, allocations of management practices are reconstructed on each field for each year. More detail on CSAM is available in Salmon-Monviola et al. (2012). The reconstructed dataset in the present study refers to the adjusted Markov-chain approach (AMC) when crop allocations are assessed or to CSAM when management practices are considered.

### 2.3. Comparison criteria

CASIMOD'N simulates N transfers in the catchment while accounting for (i) management practices, especially the reproduction of allocation plans for crops, manure and mineral fertiliser and (ii) the farming system and production strategies, especially livestock-feeding strategies. To assess the results of CASIMOD'N, especially for modelling of the farming systems, predictions of simulations for 1996–2006 were compared to both observed and reconstructed datasets.

#### 2.3.1. Crop and manure allocation

Three indicators were selected to assess the model's ability to predict crop allocation.

First, the predicted mean area per crop and per farm were calculated for the 10-year simulation period and compared to the observed area per crop. The standard deviation of each predicted crop area per farm was calculated over this 10-year period.

Second, a crop-allocation criterion (CAC) was used to assess the model's ability to predict crop successions in time and space for each field. We adapted the criterion of Pontius et al. (2004) to assess the spatial distribution of predicted crop successions by including the temporal scale. The CAC allowed also comparing AMC and CASIMOD'N's ability to simulate crop allocation. The CAC is calculated by comparing predicted crop-allocation maps to observed ones. The score ranges from 0 to 1, 1 being an exact reproduction of the observed map. The CAC is calculated as follows:

$$CAC = \frac{\sum_{n=1}^N Wn[\sum_{j=1}^J] \min(Onj, Pnj)}{\sum_{n=1}^N Wn} \quad (1)$$

where  $j$  is the type of crop,  $J$  the number of crop types,  $n$  the field unit index,  $N$  the total number of field units,  $Wn$  the field unit area,

and  $Onj$  and  $Pnj$  the frequency of crop  $j$  in the field unit  $n$  in the observed and predicted maps, respectively.

In the present work, CAC scores obtained with models ( $CAC_m$ ) are denoted ( $CAC_{m-Cas}$ ) when using CASIMOD'N and ( $CAC_{m-Mar}$ ) when using AMC. To assess the model's ability to predict crop allocation,  $CAC_m$  scores were compared to those obtained with a random model ( $CAC_r$ ), which randomly allocated crops among field units. For  $CAC_r$ ,  $Pnj$  was calculated randomly with a  $\sum Snj = 1$  for each field unit. Given that randomness had already been produced by distributing crop frequency, replicates were not performed. A model is considered to provide additional predictive power when  $CAC_m > CAC_r$ .

Third, a transition matrix was calculated from predicted crop allocations with CASIMOD'N. This transition matrix and the transition matrix from AMC were compared to that observed to evaluate predicted crop allocation, not only crop frequency per field but also two-year crop successions.

For manure allocation, the predicted rates and locations of spread manure were assessed for each farm by comparing simulated and observed proportions of the total AA receiving manure. The predicted rates of mineral fertiliser were also compared to those observed.

#### 2.3.2. Production strategy

In CASIMOD'N, the production strategy of each farm was defined according to the farmer's objectives for milk production and herd characteristics. To reach them, the model attempted to satisfy livestock requirements for forage and straw and considered farmer priorities, especially regarding distances from livestock buildings to fields, which influences pasture and manure management. Cereal areas were considered to cover some of the straw requirements and to provide income (cash crops). To assess consistency between the production strategy and management practices, the satisfaction of livestock-feed requirements (input) by production from predicted crop allocation was assessed. Under- or overestimating livestock-feed requirements would reveal inaccurate representation of the production strategy in the farm portion of CASIMOD'N.

Predicted potential production (t of dry matter per farm) was calculated as the product of potential yields and their corresponding areas in the farm portion of CASIMOD'N (not by the yields predicted by TNT2 crop modelling) and grouped into four types: grass production (silage and grazed), maize silage production, straw production from cereals, and cumulative grain production from cereals, rapeseed and maize to address cash crops.

Assessment of the planning of manure spreading consisted of ensuring that the plan was effectively simulated for each farm based on its sets of agronomic rules and constraints for every year of the simulation period. In case of a mismatch between the rates of manure to be managed, the crop-allocation plan, or the sets of agronomic rules and constraints, a flag was raised in the model and the manure-allocation plan was not simulated. This flag indicated there was no possible solution satisfying the production strategy and farmer decisions.

Thus, consistency of the simulated farming systems can be assessed through (i) reproduction of management practices (crop allocations, manure and mineral-fertiliser allocation), defined as the expression of the production strategy and farmer decisions, (ii) the satisfaction of livestock-feed requirements by predicted fodder-crop allocation and production and (iii) the ability to simulate manure allocation to crops every year for every farm.

#### 2.3.3. Catchment N transfers

Simulation of N transformation and transfer with CSAM-TNT2 and CASIMOD'N were compared for the Yar catchment and its 10 sub-catchments (Fig. 2). CASIMOD'N predictions of farming



systems and strategies were compared to those of TNT2, in which management practices were reconstructed with CSAM. The N transformation and transfer model was the same in both models. In a previous study (Moreau et al., 2012b), TNT2 calibration was performed mainly for parameters related to soil physical properties and evaluated with observed discharge and N fluxes at the outlet. The soil parameter dataset remained identical for both models to focus on the spatial distribution of major N pools and fluxes in sub-catchments of the Yar and on N fluxes at the main outlet and the 10 sub-catchment outlets.

In addition to usual model outputs such as N export by crops and N flux in the stream, soil N balances at the catchment scale were calculated for both CSAM-TNT2 and CASIMOD'N:

Soil N balance

$$\begin{aligned}
 &= (\text{N fertilisation} + \text{N dejection in pasture} \\
 &+ \text{N deposition} + \text{N fixation}) - (\text{N export in crops} \\
 &+ \text{N immobilisation in wood} + \text{N denitrification} \\
 &+ \text{N volatilisation}) + \Delta\text{soil N}
 \end{aligned} \quad (2)$$

### 3. Results

#### 3.1. Assessment of predicted management practices

##### 3.1.1. Crop areas

The observed and predicted areas occupied by the four main crop types (permanent and temporary grasslands, spring and winter crops) were compared for the 57 farms in the Yar catchment (Fig. 3).

Predicted mean areas were similar to those observed for both permanent ( $r^2 = 0.99$ ) and temporary grasslands ( $r^2 = 0.94$ ), while those of spring crops were slightly overestimated ( $r^2 = 0.87$ ) and those of winter crops slightly underestimated ( $r^2 = 0.92$ ). The farm with the highest spring and winter crop areas, a specialised crop farm without livestock production (few grasslands), had the highest standard deviation and least accurate predictions of temporary grassland and winter crop areas. This highlights that most farmer decision rules were designed for livestock farms. The areas of the four crop types varied greatly among farms, but less than they did for each farm among the 10 years simulated. For temporary grasslands, standard deviation slightly increased with farm AA. The low standard deviation of predicted areas was consistent with the observed stability of the catchment's land uses.

##### 3.1.2. Crop allocation

Crop allocations predicted with CASIMOD'N were evaluated first with the CAC, then with the transition matrix.

At the catchment scale, the CAC obtained either with CASIMOD'N ( $CAC_{m-Cas}$ ) or with AMC ( $CAC_{m-Mar}$ ) reached 0.71 and 0.65, respectively, versus only 0.47 for the random crop allocation  $CAC_r$  (Fig. 4). The results per farm indicated that both the AMC and CASIMOD'N performed better than a random model, except for 1 and 3 farms, respectively (Fig. 4). The  $CAC_{m-Cas}$  and  $CAC_{m-Mar}$  ranged from 0.4 to 0.8, and 76% of farms had a higher CAC with AMC than with CASIMOD'N.

For the crop transition matrix, differences between predicted and observed values ranged from 5% to 15%, and 1% to 12% for AMC and CASIMOD'N, respectively (Fig. 5). Transition rates of winter crops following spring crops were over-predicted, while transition rates of grassland following spring crops were under-predicted more with AMC than with CASIMOD'N. The differences between observed and predicted transition rates of a winter crop following a winter crop were higher for AMC than for CASIMOD'N. For the 6 other transition types, the transitions predicted with AMC

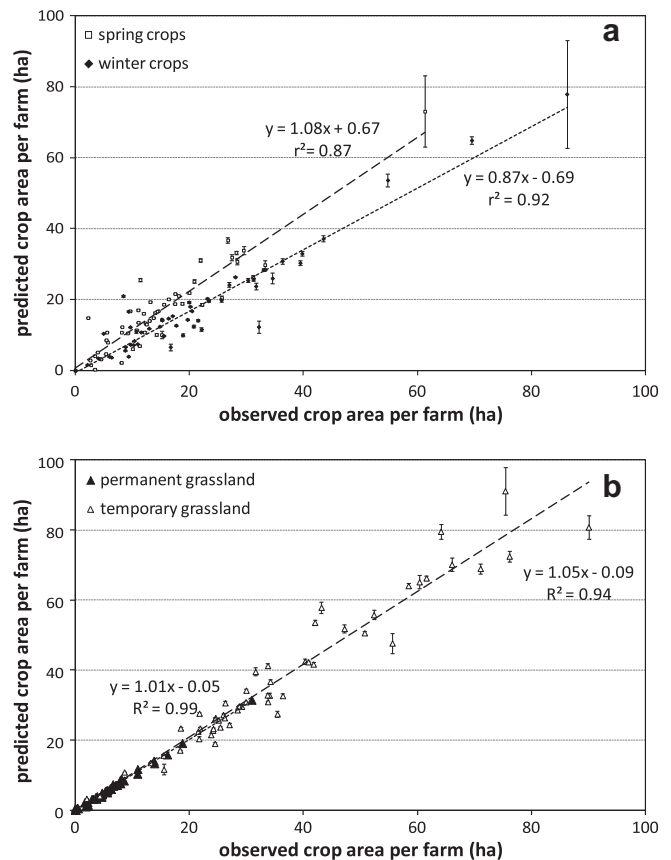


Fig. 3. Comparison of observed areas from 2006 surveys and mean areas predicted with CASIMOD'N over the 10-year simulation period for (a) spring and winter crops and (b) temporary and permanent grassland. Vertical bars are standard deviations of predicted areas.

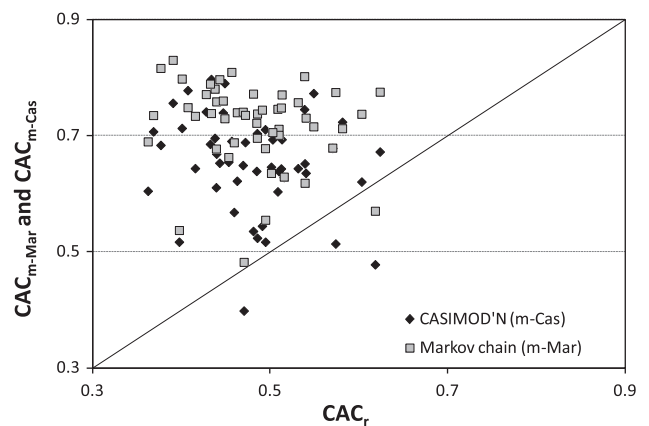


Fig. 4. Crop allocation criteria (CAC) per farm obtained with the adjusted Markov-chain approach ( $CAC_{m-Mar}$ ) and CASIMOD'N ( $CAC_{m-Cas}$ ) versus CAC obtained with random crop allocation ( $CAC_r$ ).

were closer to the observed rates than those predicted with CASIMOD'N.

##### 3.1.3. Manure and mineral fertiliser allocation

Mineral N fertiliser rates were adjusted to meet crop requirements based on the soil N supply and organic fertiliser spreading since crop yields were known for each farm in the study (from surveys). Except for farms applying little mineral fertiliser, predicted rates were close to those observed (i.e. declared) (Fig. 6a). Here

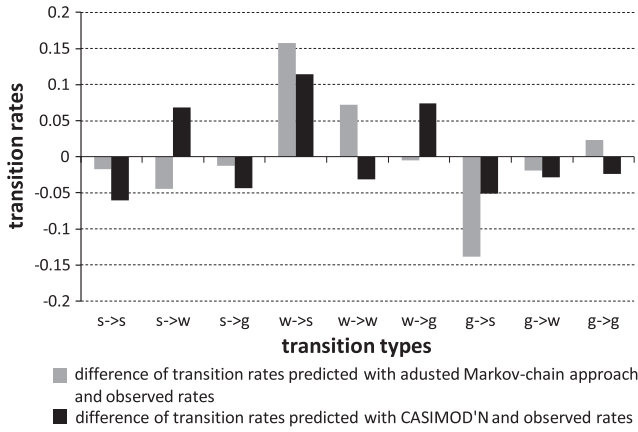


Fig. 5. Differences between predicted and observed main transitions (s: spring crop, w: winter crop, g: grassland, →: following).

again, the specialised crop farm without livestock production was not predicted well, with mineral N use greatly under-predicted, due either to under-predicted potential crop yields or over-predicted soil N supply.

The predicted percentage of agricultural area receiving organic manure (29%) was slightly lower than that observed (33%) (Fig. 6b), particularly on spring and winter crops, while predicted area grassland spread with organic fertiliser was slightly over-predicted. This was probably due to decision rules linked to field size: the fixed minimum fertiliser application rate for organic manure

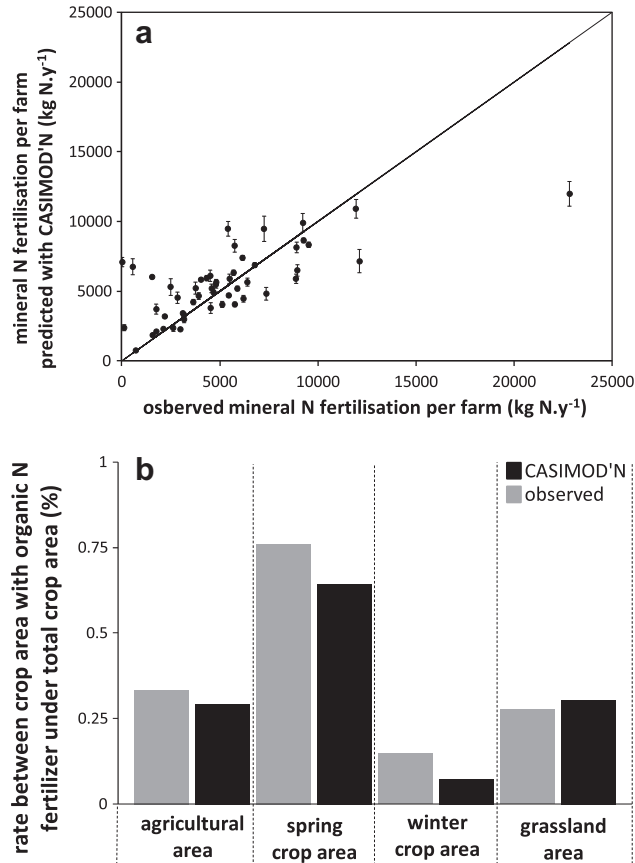


Fig. 6. Nitrogen management: (a) mineral N fertiliser per farm observed and predicted with CASIMOD'N and (b) distribution of organic fertiliser over the crop in the entire catchment observed and predicted with CASIMOD'N.

combined with consideration of spatial units smaller than existing fields prevents spreading on small field units in the simulation, while in reality this is possible in the case of adjacent fields with the same crop.

The rate of manure spreading was an input at the farm scale (i.e. observed), while CASIMOD'N simulated only the fields inside the catchment. The difference between observed organic N rate considering all farms' agricultural area and that predicted considering only their fields within the catchment was small (Fig. 7a). However, comparing organic N fertilisation at the farm scale computed with CSAM and that predicted with CASIMOD'N showed low variability in organic fertilisation rate when the farm scale was not explicitly considered (Fig. 7b).

### 3.2. Predicted production strategy

The production predicted with CASIMOD'N matched livestock-feed requirements (Fig. 8a), with  $r^2$  ranging from 0.72 to 0.91, while the correlation between predicted production and livestock-feed requirements was weak with CSAM (Fig. 8b), with  $r^2$  from 0.02 to 0.41. Except for a slight deficit of maize silage, livestock-feed requirements were satisfied with CASIMOD'N but not with CSAM, with some farms not producing maize silage or grain.

### 3.3. Predicted N pools and fluxes at catchment and sub-catchment scales

Spatial differences between CASIMOD'N and CSAM-TNT2 predictions of main N pools and fluxes between the sub-catchments were quantified as percentage differences from the entire catchment mean (Fig. 9). These percentage differences were similar for

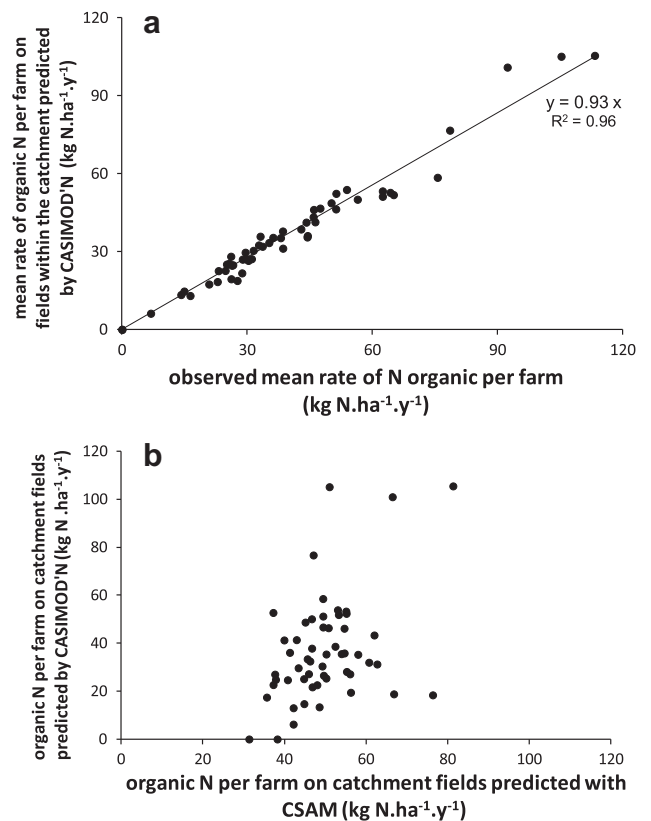


Fig. 7. Per-farm rates of organic N fertilisation (a) observed (i.e. declared) and predicted with CASIMOD'N and (b) reconstructed with CSAM and predicted with CASIMOD'N.

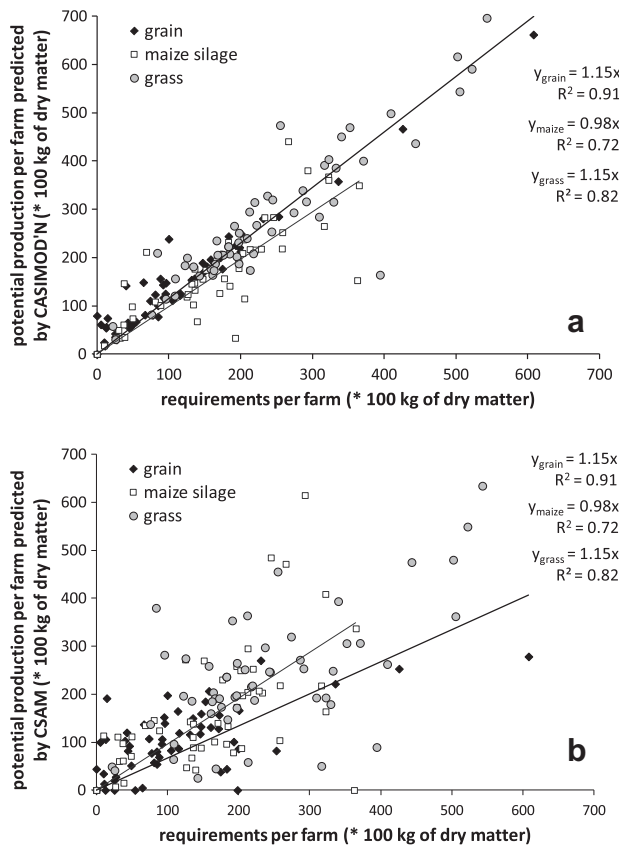


Fig. 8. Observed requirements per farm compared to crop production predicted with (a) CASIMOD'N and (b) CSAM.

CASIMOD'N and CSAM-TNT2. The sub-catchment with the highest fertilisation rate (sub-catchment 3) also had high yields and the highest N soil balance and N flux at the outlet. Three sub-catchments (3, 6 and 8) had higher fluxes at the outlet than the entire sub-catchment mean with CASIMOD'N, while only two sub-catchments (3 and 8) were noticeably higher than the mean with CSAM-TNT2.

## 4. Discussion

### 4.1. Integrating farmer strategies into catchment-scale models

CASIMOD'N was developed to integrate farming systems into modelling the N cycle at the catchment scale to be able to conceive, implement and test the effect of scenarios of changes in agricultural systems while ensuring farming system consistency. This changes model inputs, switching from reconstructed management practices (e.g. CSAM) to inputs that consider production strategies, farmer decisions and their expression as management practices.

With CSAM, inputs of management practices relied on a reconstruction based on survey and statistical data and on expert knowledge, without explicit safeguards ensuring farming system consistency. With CASIMOD'N we have shown that, with information at the farm scale about production and livestock-feeding objectives, consistent farming systems (e.g. between manure and crop-allocation plans) can be represented. Moreover, since the production strategy is input at the farm scale, livestock-feed requirements and their associated fictive or market prices are specific to each farming system. CASIMOD'N inputs explicitly include farm constraints, in particular field spatial distribution. Therefore, CASIMOD'N can be used in several livestock-oriented catchments whenever information about farming systems is available at the

farm scale (type, production objectives, herd characteristics and feeding strategy). However, CASIMOD'N does not consider all components of farm management. Strategic decisions are simulated yearly, but the plans are not reconsidered during a year. Tactical decisions (e.g. grazing management) and operational decisions (e.g. timing of harvest) are not yet integrated. Including sub-annual decisions, which are implemented in some farm-scale models, such as MELODIE (Chardon et al., 2012), is an objective of future work. Moreover, the influence of economic or social issues on farmer strategies and adaptation is not explicitly considered.

### 4.2. Relevance of predicted farming systems

The comparison of management practices predicted with CASIMOD'N versus data extracted from surveys and observed data was performed on a large dataset, highlighting the robustness of the model. The correspondence between predicted and observed areas per crop (Fig. 3) supports the hypothesis that the key point in the production strategy of these systems is fulfilling livestock-feed requirements. Although the deficits in the optimisation procedure were weighted by the dry matter required per crop product, a slight over-prediction of grassland area led to an under-prediction of silage maize areas. CASIMOD'N tended to ensure grass production. The simulated range of grassland duration might have been too small, or the declared potential yields for grasslands too low. The focus on livestock-feed production also resulted in increasing variability in predicted cash crop areas, even when their coefficients of variation remained low (Fig. 3). The CAC index assesses predicted spatial and temporal crop allocations well and highlights the added value of CASIMOD'N, but it also suggests that model predictions can be improved further. However, part of farmer decisions will always remain difficult to model, especially as long as more complex rules (e.g. availability of machinery and work time, tactics of short-term adaptations) are not considered.

The predicted rates of manure spread for each farm and the crops receiving them are similar to those observed (Fig. 7). As the difference between crop requirements and the quantity of N applied in manure is complemented by mineral fertiliser application in CASIMOD'N, the similar results between predicted and observed mineral fertiliser rates (Fig. 6) emphasize the concordance between declared mean potential yields and declared mineral fertiliser rates. Finally, the coefficient of correlation obtained between predicted and observed requirements was satisfactory (Fig. 8). Combined success in predicting management practices and requirement satisfaction on a large dataset is an encouraging result for CASIMOD'N's ability to simulate farming systems at the catchment scale. However, it should be noted that this is true only with systems with livestock whose feed comes mainly from on-farm production. Complementary sets of rules should be included for industrial livestock production and more crop-oriented production systems.

The comparison of CASIMOD'N with CSAM-TNT2 demonstrated the importance of integrating farming systems into catchment-scale simulation. Similar CAC values for CASIMOD'N and CSAM confirm that simulating production strategies is as accurate as a statistical approach for predicting crop allocations. The ability to consider more than two years of crop successions is crucial. AMC considers only the previous year and consequently does not integrate the minimum return period between successive instances of the same crop nor the maximum number of successive instances of the same crop on the same field (Castellazzi et al., 2008, 2010). CASIMOD'N can set parameters so that a crop cannot be cultivated for three successive years on the same field, while this is not possible with AMC. On the study site, this is especially useful for winter wheat which is commonly grown for two, but not three, consecutive years. The added value of integrating farming systems

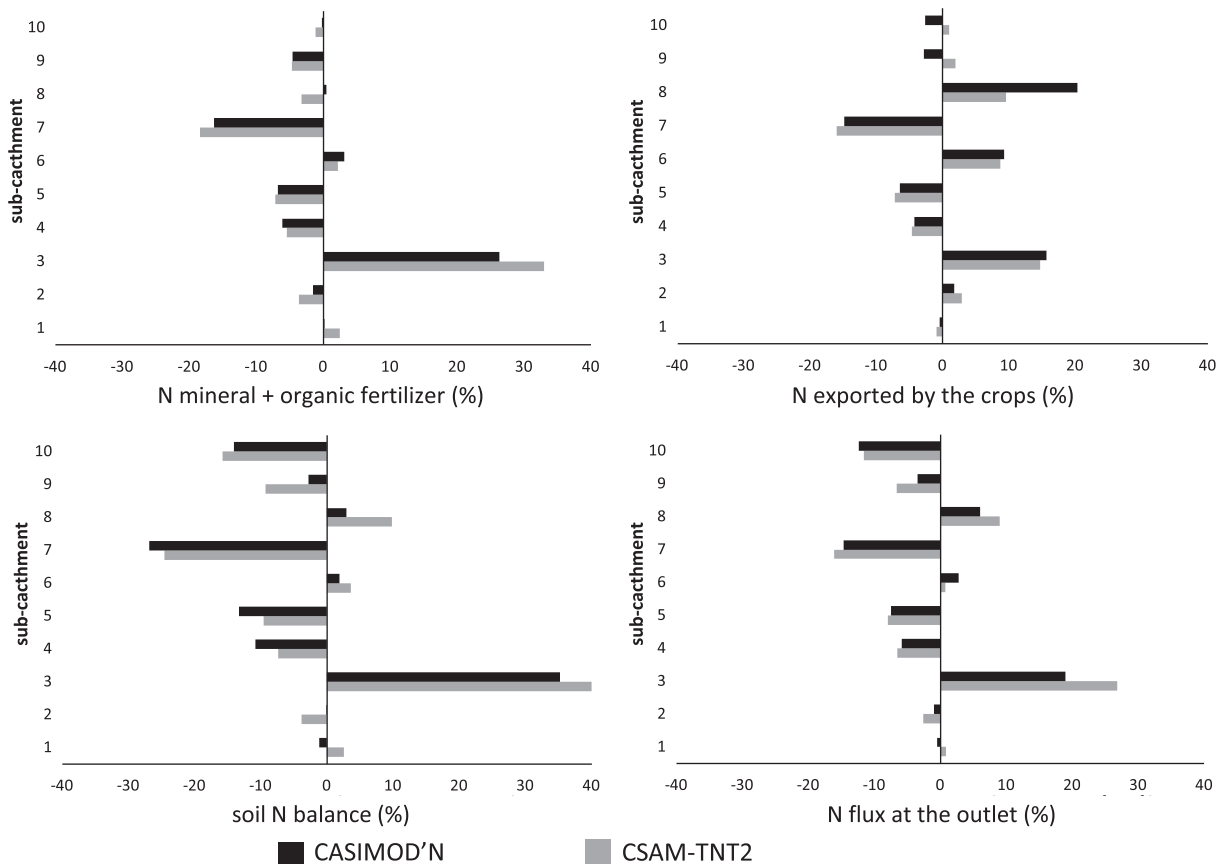


Fig. 9. Percentage difference from the entire catchment mean of main N compartments of each sub-catchment predicted with CASIMOD'N and CSAM-TNT2.

into CASIMOD'N became obvious when considering the satisfaction of livestock-feed requirements at the farm scale (Fig. 8). Using CSAM increases the risk of predicting crop production that is greatly different from livestock-feed requirements, which may prevent a simulated farm from feeding its livestock. Moreover, striving to predict management practices from production strategies under sets of agronomic rules and constraints and comparing them to observed data can improve understanding of farmer decision-making processes and farming system logic, thus providing useful information for designing innovative and sustainable farming systems. Although less accurate prediction of crop allocations might have limited consequences in retrospective scenarios, as in this study, it might lead to completely inaccurate predictions when simulating prospective scenarios, especially when the changes simulated are likely to affect the production system.

#### 4.3. Impact on catchment-scale N balances

The effect of integrating farming systems into CASIMOD'N compared to the reconstruction of management practices in CSAM-TNT2 was moderate for the spatial distribution of N fluxes at sub-catchment outlets. Even though the variability in organic fertilisation rate per farm was higher with CASIMOD'N than CSAM (Fig. 7), the variability in total N fertilisation was similar at the sub-catchment scale (Fig. 9). Simulating applications of mineral fertiliser at the field scale to satisfy crop N requirements in CASIMOD'N decreased the variability in predicted organic manure allocation.

The slight difference between the two approaches in the studied catchment is probably due to the strong relation between land use and manure management on cattle farms. However, marked spatial differences would be expected in prospective scenario simula-

tions, in particular if these scenarios imply redesigning farming systems. Moreover, if stakeholders had prioritised mitigation actions spatially, CASIMOD'N and CSAM-TNT2 would have predicted marked differences.

## 5. Conclusion

A new integrative model, CASIMOD'N, was developed by adapting and combining decisional models with a biophysical model at the catchment scale. Its ability to simulate management practices and farming systems was demonstrated. Comparison with a method used to reconstruct management practices highlighted the added value of CASIMOD'N in explicitly considering farming systems and their expression through management practices by ensuring that production matches livestock-feed requirements. Since CASIMOD'N includes a biophysical model at the catchment scale and a decision model at the farm scale, it is a powerful tool for sharing common knowledge and supporting projects of stakeholders (e.g. decision makers, farmers) in a region for modifying farming systems. It constitutes a step toward a decision support system, and its use for assessing the effect of mitigation options can be contemplated. The consistency of prospective farmer strategies and management practices and the possibility to test collective mitigation plans, including reduction in farm constraints by optimising farm configuration (e.g. reducing land fragmentation and increasing access to pastures), are issues for possible future CASIMOD'N applications.

## 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.

## References

- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Mutiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment – Part 1: Model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34, 73–89.
- Arousseau, P., Squividan, H., 1996. Use of Tree Graph Structures for Computation Modeling of Derived Variables in Digital Elevation Model software. <<http://viviane.roazhon.inra.fr/spanum/publica/dem/dem2.htm>>.
- BDAT, 2011. Base de Données Analyse des Terres. <<http://www.gissol.fr/programme/bdat/bdat.php>>.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecol. Model.* 137, 93–105.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, 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. *Hydrol. Process.* 16, 493–507.
- Berge, 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. *Farming System Design*, Monterey, CA.
- 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.
- Birkinshaw, S.J., Ewen, J., 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *J. Hydrol.* 230, 1–17.
- Breuer, L., Vache, K.B., Julich, S., Frede, H.-G., 2008. Current concepts in nitrogen dynamics for mesoscale catchments. *Hydrol. Sci. J. – J. Sci. Hydrol.* 53, 1059–1074.
- Briand, X., Morand, P., 1997. Anaerobic digestion of *Ulva* sp. 1. Relationship between *Ulva* composition and methanisation. *J. Appl. Phycol.* 9, 511–524.
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoulaud, 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.
- Castellazzi, M.S., Wood, G.A., Burgess, P.J., Morris, J., Conrad, K.F., Perry, J.N., 2008. A systematic representation of crop rotations. *Agric. Syst.* 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. *Environ. Modell. Softw.* 25, 1881–1889.
- Chardon, X., 2008. Evaluation environnementale des exploitations laitières par modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière: développement et application du simulateur MELODIE. PhD thesis. AgroParisTech. 282pp.
- 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. In: Oxley, L., Kulasiri, D. (Eds.), MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia, New Zealand, pp. 1638–1645.
- 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. *J. Agric. Sci.* 146, 521–539.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Espagnol, S., Raison, C., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.P., Le Gall, A., Dourmad, J.Y., Piquemal, B., Leterme, P., Paillat, J.M., Delaby, L., Garcia, F., Peyraud, J.L., Poupa, J.C., Morvan, T., Faverdin, P., 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal* 6, 1711–1721.
- Cinnirella, S., Buttafuoco, G., Pirrone, N., 2005. Stochastic analysis to assess the spatial distribution of groundwater nitrate concentrations in the Po catchment (Italy). *Environ. Pollut.* 133, 569–580.
- 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. Université 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. *Agric. Syst.* 94, 502–508.
- Cox, D.R., Miller, H.D., 1965. *The Theory of Stochastic Processes*. Chapman and Hall, London.
- 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. *J. Hydrol.* 304, 381–396.
- Dedieu, B., Faverdin, P., Dourmad, J.Y., Gibon, A., 2008. Livestock Farming System, a concept when considering breeding transformations. *INRA Prod. Anim.* 21, 45–57.
- Durand, P., Ferchaud, F., Salmon-Monviola, J., Goetschel, 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). <<http://www.observatoire-eau-bretagne.fr/Media/Documentation/Bibliographies/Rapport-Inra-BRGM-Etude-sur-les-bassins-versants-encontentieux-nitrates-eaux-brutes>>.
- Duret, S., Drouet, J.L., Durand, P., Hutchings, N.J., Theobald, M.R., Salmon-Monviola, J., Dragosits, U., Maury, O., Sutton, M.A., Cellier, P., 2011. NitroScape: a model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environ. Pollut.* 159, 3161–3169.
- 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. *Off. J. Eur. Commis.* L 327, 1–72.
- Garcia, F., Faverdin, P., Delaby, L., Peyraud, J.L., 2005. Tournesol: a model to simulate cropping plans in dairy production systems. *Renc. Rech. Rum.* 12, 195–198.
- Gascuel-Odoux, C., Arousseau, P., Cordier, M.-O., Durand, P., Garcia, F., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trepos, R., 2009. A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. *Environ. Model. Softw.* 24, 1433–1446.
- Gibon, A., Sibbald, A.R., Flamant, J.C., Lhoste, P., Revilla, R., Rubino, R., Sorensen, J.T., 1999. Livestock farming systems research in Europe and its potential contribution for managing towards sustainability in livestock farming. *Livest. Prod. Sci.* 61, 121–137.
- Gourbesville, P., 2008. Integrated river basin management, ICT and DSS: challenges and needs. *Phys. Chem. Earth* 33, 312–321.
- Gouttenoire, L., Fiorelli, J.L., Trommenschlager, J.M., Coquil, X., Courmut, 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.
- 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. *Phys. Chem. Earth* 29, 725–737.
- Hutchings, N.J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J., 2007. Modelling spatial heterogeneity in grazed grassland and its effects on nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 153–163.
- Jacobsen, B.H., Boye, C., Petersen, B.M., Berntsen, J., Sorensen, C.G., Sgaard, H.T., Hansen, J.P., 1998. An Integrated Economic and Environmental Farm Simulation Model (FASSET). Rapport – Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- 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. *Sci. Total Environ.* 344, 143–158.
- Koo, B.K., O'Connell, P.E., 2006. An integrated modelling and multicriteria analysis approach to managing nitrate diffuse pollution: 2. A case study for a chalk catchment in England. *Sci. Total Environ.* 358, 1–20.
- Liu, S., Tucker, P., Mansell, M., Hursthouse, A., 2005. Development and application of a catchment scale diffuse nitrate modelling tool. *Hydrol. Process.* 19, 2625–2639.
- Matthews, K.B., Buchan, K., Sibbald, A.R., Craw, S., 2006a. Combining deliberative and computer-based methods for multi-objective land-use planning. *Agric. Syst.* 87, 18–37.
- Matthews, K.B., Wright, I.A., Buchan, K., Davies, D.A., Schwarz, G., 2006b. Assessing the options for upland livestock systems under CAP reform: developing and applying a livestock systems model within whole-farm systems analysis. *Agric. Syst.* 90, 32–61.
- 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", Plouffragan, France, 17pp. <<http://archimer.ifremer.fr/doc/1999/rapport-144.pdf>>.
- Menesguen, A., Piriou, J.Y., 1995. Nitrogen loadings and macroalgal (*Ulva* sp.) mass accumulation in Brittany (France). *Ophelia* 42, 227–237.
- Moreau, P., Ruiz, L., Mabon, F., Raimbault, T., Durand, P., Delaby, L., Devienne, S., Vertès, F., 2012a. Reconciling technical, economic and environmental efficiency of farming systems in vulnerable areas. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147, 89–99.
- Moreau, P., Ruiz, L., Raimbault, T., Vertès, F., Cordier, M.O., Gascuel-Odoux, C., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2012b. Modeling the potential benefits of catch-crop introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape. *Sci. Total Environ.* 437, 276–284.
- Oehler, F., Durand, P., Bordenave, P., Saadi, Z., Salmon-Monviola, J., 2009. Modelling denitrification at the catchment scale. *Sci. Total Environ.* 407, 1726–1737.
- Pontius, R.G., Huffaker, D., Denman, K., 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecol. Model.* 179, 445–461.
- Quesnel, G., Duboz, R., Ramat, E., 2009. The Virtual Laboratory Environment – an operational framework for multi-modelling, simulation and analysis of complex dynamical systems. *Simul. Model. Pract. Theory* 17, 641–653.
- 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. <<http://www.ars.usda.gov/Main/docs.htm?docid=8519>>.
- Salmon-Monviola, J., Gascuel-Odoux, C., Garcia, F., Tortrat, F., Cordier, M.-O., Masson, V., Trepos, R., 2011. Simulating the effect of technical and environmental constraints on the spatio-temporal distribution of herbicide applications and stream losses. *Agric. Ecosyst. Environ.* 140, 382–394.
- Salmon-Monviola, J., Durand, P., Ferchaud, F., Oehler, F., Sorel, L., 2012. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Comput. Electron. Agric.* 81, 1–13.

- SCE, 2010. Diagnostic territorial des bassins versants de la Lieue de Grève. Lannion Trégor Agglomération, Lannion, France, 137pp.
- 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. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 1581–1592.
- 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. *Agric. Syst.* 103, 647–655.
- Sterk, B., van Ittersum, M.K., Leeuwis, C., 2011. How, when, and for what reasons does land use modelling contribute to societal problem solving? *Environ. Model. Softw.* 26, 310–316.
- 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 Soil Pollut.* 4, 135–142.
- 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. NZ Soc. Anim. Prod.* 62, 120–123.
- Weng, Q.H., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *J. Environ. Manage.* 64, 273–284.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., Seed, K., 1998. 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. *Sci. Total Environ.* 210, 559–583.
- Wilkinson, A., Eidinow, E., 2008. Evolving practices in environmental scenarios: a new scenario typology. *Environ. Res. Lett.* 3, 45017.
- Zeigler, B.P., Kim, T.G., Praehofer, H., 2000. *Theory of Modeling and Simulation: Integrating Discrete Event and Continuous Complex Dynamic Systems*. Academic Press.

### **4.3. Conclusion**

**Les approches des modèles CSAM et CASIMODN, pour modéliser la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures, ont été comparées sur le bassin versant du Yar (60km<sup>2</sup>, Bretagne) et sur la période 1996-2006.** Un critère d'allocation de culture (CAC) (Pontius et al., 2004) a été utilisé pour évaluer la capacité des deux modèles à simuler correctement la succession des cultures dans le temps et l'espace. Le CAC est calculé en comparant les cartes simulées d'allocation de cultures avec celles observées. Ce critère varie entre 0 et 1, 1 étant la reproduction exacte des cartes observées. Le CAC du modèle CSAM a été comparé à celui d'un modèle qui affecte de façon aléatoire les types de cultures aux parcelles (CACr). Un modèle apporte plus de pouvoir prédictif que le modèle aléatoire lorsque  $CAC > CACr$ . A partir de ce critère, il a été montré que **le pouvoir prédictif du modèle CSAM pour l'allocation des cultures est meilleur qu'un modèle aléatoire et est quasiment équivalent à celui du modèle CASIMODN pour le niveau bassin versant.** A l'échelle de l'exploitation, pour 76% des exploitations, **le pouvoir prédictif de CSAM est meilleur que celui de CASIMODN.**

**Les effets de ces différentes approches de modélisation des systèmes de cultures sur les flux d'azote et les productions des cultures, ont également été comparés** à partir des résultats obtenus à partir du couplage de CSAM et du modèle biophysique TNT2 et ceux obtenus avec le modèle CASIMODN. La différence majeure entre les deux types de couplage porte sur la façon de définir les systèmes de cultures utilisées comme entrée dans le modèle TNT2. Dans le cas de CSAM-TNT2, la définition des systèmes de cultures est réalisée de façon statique en entrée du modèle, pour toute la durée de la simulation, sans prendre en compte de façon explicite les décisions de l'agriculteur. Dans le couplage CASIMODN (TOURNESOL-FUMIGENE-TNT2), les systèmes de cultures sont définis de façon dynamique au cours de la simulation (au pas de temps annuel) et une rétroaction de TNT2 vers TOURNESOL-FUMIGENE est définie. En effet, les besoins des exploitations en fourrage ou culture de vente sont modulés par les excédents ou déficits des productions simulés l'année précédente par TNT2. **La comparaison des pools et des flux d'azote simulés au niveau du bassin versant mais aussi des sous-bassins versants montre que l'on obtient des résultats similaires en utilisant les deux approches CASIMODN et CSAM-TNT2.** L'adéquation entre les productions des cultures et les besoins en alimentation n'est par contre pas satisfait avec CSAM-TNT2. La description fine du

niveau exploitation, déclinée en stratégies et contraintes dans CASIMODN permet de simuler une meilleure cohérence de fonctionnement notamment entre les besoins alimentaires des animaux et les plans d'allocation d'effluent et de fertilisation minérale. La représentation de ce niveau systémique implique cependant un paramétrage du modèle CASIMODN beaucoup plus important (Chardon, 2008 ; Moreau, 2012 ; Moreau et al., 2013a) que pour le modèle CSAM.

**La mise en œuvre des différents modèles CSAM, SACADEAU et CASIMODN nous a permis d'aborder la modélisation de la décision au niveau des exploitations pour différents horizons temporels et suivant différents formalismes (Tab. 2).** Dans CASIMODN, les assolements et les plans d'épandage sont le résultat de décisions stratégiques qui renvoient à une planification annuelle. Ces décisions, modélisées de façon explicite, correspondent à un choix optimal pour satisfaire une stratégie déclinée par un ensemble de contraintes en entrée du modèle. Dans ce cas, la décision est formalisée sous la forme de processus d'optimisation mathématique (algorithme génétique pour TOURNESOL et programmation linéaire pour FUMIGENE). Dans le cas de CSAM, les systèmes de cultures sont simulés de façon pluriannuelle sans interactions avec le modèle biophysique. Les décisions y sont représentées de manière implicite à travers l'utilisation des chaînes de Markov et de règles expertes. Les décisions dans SACADEAU sont d'ordre opérationnelles et sont réalisées sur un horizon temporel plus réduit (quelques jours pour des opérations de semis ou de traitement).

**Ces différentes approches et formalismes, dépendantes du système considéré et de la question posée, ont permis d'alimenter nos réflexions sur la modélisation des systèmes de cultures et sur la représentation des décisions au niveau exploitation. L'adaptation de la complexité des modèles aux données disponibles a été centrale dans ces réflexions.** Pour des systèmes agricoles complexes, tels que ceux étudiés de type polyculture-élevage, dans un contexte de manque de données et de connaissances sur les déterminants des décisions à l'origine des systèmes de cultures, le modèle CSAM avec son approche empirique a montré une bonne capacité prédictive. Cette capacité est équivalente à celle d'un modèle beaucoup plus précis en termes de description des objectifs et des contraintes au niveau d'une exploitation comme CASIMODN. La limite de l'approche CSAM est que la cohérence entre système de culture et système d'élevage, particulièrement importante dans le cas de systèmes polyculture-élevages herbivores, n'est pas garantie, notamment sur le critère de satisfaction



des besoins alimentaires des animaux. Le modèle CASIMODN, développé pour dépasser cette limite, permet de simuler des scénarios de changement de systèmes agricoles qui nécessitent de respecter une cohérence de fonctionnement des exploitations. Cette cohérence permet en effet de faciliter l'acceptabilité des résultats de scénarios de changement de systèmes par les parties prenantes. Cependant, lorsque la question posée porte sur les flux d'eau et d'éléments à l'exutoire de bassin versant ou de ses sous-bassins et que les scénarios simulés n'impliquent pas de changements importants de type ou de volume des productions agricoles, on peut considérer que cette limite est acceptable et que le niveau de description présent dans le modèle CSAM est suffisant.

	<b>CASIMODN</b>	<b>CSAM-TNT2</b>	<b>SACADEAU</b>
<b>Objectif</b>	Qualité eau (/azote)	Qualité eau (/azote)	Qualité eau (/herbicide)
<b>Echelles d'application</b>	Petit bassin versant (<50 km <sup>2</sup> ). Plusieurs décennies	Petit bassin versant (<50 km <sup>2</sup> ). Plusieurs décennies.	Petit bassin versant (<50 km <sup>2</sup> ). Quelques années
<b>Pas de temps</b>	Annuel (Tournesol-Fumigène) Journalier (TNT2)	Pluri-annuel (CSAM) Journalier (TNT2)	Journalier
<b>Paramétrage</b>	Important (pour chaque exploitation)	Faible pour CSAM	Faible
<b>Représentation niveau exploitation</b>	Explicite	Implicite	Explicite
<b>Représentation Décision</b>	Stratégique. Optimisation par contraintes	Empirique	Opérationnelle, à partir de règles et fenêtres temporelles
<b>Systèmes de cultures</b>	Dynamique en fonction des décisions	Statique	Dynamique pour les pratiques (semis, désherbage)
<b>Comparaison modélisation systèmes de cultures</b>	Différence simulations/observations pour allocation spatiale des cultures est faible et équivalente pour CSAM et CASIMODN		-
<b>Besoin en alimentation</b>	Satisfait	Non satisfait	-
<b>Comparaison modélisation stock et flux</b>	Similaire pour l'azote entre les deux modèles pour les niveaux sous-bassins et bassin		-

Tab. 2 : Comparaison des approches des modèles CASIMODN, CSAM-TNT2, SACADEAU



# **Chapitre 5 : Evaluation de l'effet du changement climatique sur la quantité et la qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant agricole**

## **5.1. Introduction**

La compréhension de l'impact du changement climatique, sur la quantité et la qualité de l'eau, est essentielle pour garantir la durabilité des ressources en eau actuelles et futures. Etant donné les multiples composants du climat qui peuvent influencer sur l'environnement, l'évaluation de cet impact est complexe. Cette difficulté est accentuée dans l'Ouest de la France du fait d'un fort accroissement de la démographie et de l'intensification agricole, qui ont profondément modifié l'environnement depuis quelques décennies (Delahaye et Gascuel-Oudou, 2012). Cette région, en tant que région d'élevage touchée par les excédents d'azote, est particulièrement concernée par la question de qualité de l'eau. C'est dans ce contexte que le rôle du climat est interrogé : le climat peut-il accélérer ou ralentir les évolutions, peut-il contribuer à ralentir ou amplifier les émissions d'azote dans l'environnement, accroître ou limiter la production agricole ?

L'analyse des chroniques passées, tant à l'échelle régionale qu'à celle de petits cours d'eau, montre que le climat induit une variabilité des flux et des concentrations, au sein de l'année et sur des cycles pluriannuels, alors que la tendance semble dominée par le lien avec l'activité agricole. Le climat semble ainsi moduler les réponses du bassin versant (hystérésis annuelle et pluriannuelle, amplitude de la cyclicité saisonnière, temps de réponse à des options de mitigation). Ce rôle semble d'autant plus important que le bassin versant est réactif, c'est-à-dire que sa nappe a une forte transmissivité (Gascuel-Oudou et al., 2010 ; Aubert et al., 2013).

Les données climatiques modélisées de la région du Grand Ouest (Dubreuil et al., 2012) montrent, à l'horizon 2100, que le changement climatique se caractérise par une augmentation des températures de 2 à 3°C avec des hivers plus doux et des étés plus chauds. Le régime des précipitations change également avec des étés plus secs et des hivers plus humides, tendances qui vont dans le sens des observations actuelles. Etant donné les impacts du climat déjà observés sur la qualité de l'eau et les évolutions importantes du climat attendues, ce chapitre, basé sur un article publié dans *Climatic Change*, a pour objectif d'évaluer l'impact de changements climatiques futurs sur les cycles hydrologiques et de l'azote dans un bassin versant agricole breton. Cette évaluation est réalisée à partir des projections climatiques, issues du modèle ARPEGE-Climat de Météo-France dans le cas du scénario A1B défini par le GIEC, utilisées en entrée du modèle agro-hydrologique distribué TNT2. Cette approche permet d'apporter des éléments de réponses à la question 1, à travers l'utilisation du modèle

CSAM pour simuler les systèmes de cultures utilisés dans cette évaluation et à la question de recherche 3.

## **5.2. Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France**

### **Résumé :**

Le changement climatique et l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique peut avoir un impact sur l'hydrologie et le cycle de l'azote au niveau d'un bassin versant. L'objectif de cette étude est d'évaluer ces impacts dans un petit bassin agricole intensif dans l'Ouest de la France. Un modèle agro-hydrologique calibré et validé, utilisant en entrée les données du modèle climatique ARPEGE à partir du scénario A1B sur des périodes de 30 ans, est utilisé pour cette évaluation. Cette étude montre que les effets majeurs sur le bilan hydrologique sont une diminution de l'évapotranspiration réelle annuelle, du débit annuel et de l'extension des zones humides. Une diminution, au printemps et en été, de la teneur en eau des sols et de la recharge de la nappe est également mise en évidence. Ne pas considérer le forçage physiologique, dû à l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique, conduit à surestimer la diminution des débits et sous-estimer l'extension des zones humides et la diminution de l'évapotranspiration réelle. Le changement climatique est susceptible d'avoir un effet sur le cycle de l'azote d'une part en augmentant la minéralisation et la dénitrification et d'autre part en diminuant les flux de nitrate vers les rivières. Étant donné la sensibilité des zones humides au changement climatique, l'amélioration de la modélisation pour mieux prévoir leurs réponses est un enjeu important, notamment pour aider à planifier la gestion durable de ces zones vulnérables.

# Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France

Jordy Salmon-Monviola · Pierre Moreau ·  
Cyril Benhamou · Patrick Durand · Philippe Merot ·  
François Oehler · Chantal Gascuel-Oudou

Received: 23 May 2012 / Accepted: 20 June 2013  
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2013

**Abstract** Climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> concentration can impact hydrological and nitrogen cycling at the catchment scale. The objective of this study is to assess these impacts in an intensive agricultural headwater catchment in western France. A calibrated and validated agro-hydrological model was driven by output of the climate model ARPEGE under the A1B emission scenario over 30-year simulation periods. Our study indicated that with climate warming and increased atmospheric CO<sub>2</sub>, the main trends in water balance were a decrease in annual actual evapotranspiration (AET), a decrease in annual discharge and wetland extent, and a decrease in spring and summer of groundwater recharge and soil-water content. Not considering the effects of increased atmospheric CO<sub>2</sub> in the agro-hydrological model led to overestimating discharge decrease and underestimating AET decrease and wetland extent. Climate change could influence N cycling by increasing soil N mineralisation, increasing soil denitrification in wetlands and upstream areas, and decreasing NO<sub>3</sub>-N load to streams. Since wetlands appear to be sensitive to climate change, improving modelling to better predict their responses is an important issue, especially to help plan sustainable management of these vulnerable areas.

## 1 Introduction

Understanding the impact of climate change and increased CO<sub>2</sub> concentration on the hydrological cycle, and particularly on water quality, is essential for ensuring the sustainability of future water resources (Stuart et al. 2011). Indeed, climate change modifies nutrient transformation and transport characteristics, affecting water quality and exacerbating many forms of

---

**Electronic supplementary material** The online version of this article (doi:10.1007/s10584-013-0828-y) contains supplementary material, which is available to authorized users.

J. Salmon-Monviola (✉) · P. Moreau · C. Benhamou · P. Durand · P. Merot · F. Oehler · C. Gascuel-Oudou  
IINRA, UMR1069 Sol Agro et hydrosystème Spatialisation, F-35000 Rennes, France  
e-mail: jordy.salmon@rennes.inra.fr

J. Salmon-Monviola · P. Moreau · C. Benhamou · P. Durand · P. Merot · F. Oehler · C. Gascuel-Oudou  
Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France

water pollution, with possible negative impacts on ecosystems and human health (Donner and Scavia 2007; Tu 2009; Gascuel-Odoux et al. 2010a; Park et al. 2010; Zhang et al. 2012).

These potential impacts can be quantified for a specific watershed using integrated models with hypothetical climate-sensitivity scenarios or future climate projections derived from general circulation models (GCMs) (Wu et al. 2012). With these approaches, Chaplot (2007) examined in two contrasting watersheds in the United States (US) effects of increasing CO<sub>2</sub> concentration, precipitation intensity, and air temperature on nitrate (NO<sub>3</sub>-N) runoff, finding that CO<sub>2</sub> concentration was the main factor controlling nitrate yield. Wu et al. (2012) showed that for a Midwestern US watershed a decrease in precipitation and an increase in temperature by the mid-21st century could result in significant reduction in water yield, soil water content, and groundwater recharge. A decrease in NO<sub>3</sub>-N load to streams with a concomitant increase in NO<sub>3</sub>-N concentration due to a decrease in streamflow was also estimated. These results showed that watershed systems are highly responsive to climate change and rising CO<sub>2</sub> concentration. An increase in CO<sub>2</sub> adds additional carbon to ecosystems via photosynthesis and impacts plant transpiration, leading to changes in the cycling of water and nitrogen (N) and the energy balance (Wu et al. 2012; Luo et al. 2013). Other studies (Marshall and Randhir 2008; Ficklin et al. 2010; Sonnenborg et al. 2011; Shrestha et al. 2011) also highlight that relations between climate change, processes involved in hydrological and N cycling and non-point diffuse pollution are therefore highly complex and require an integrated approach to assess sensitivity and likely future change. These studies were performed on large catchments with a variety of land uses. There has been less focus on small agricultural headwater catchments.

Despite their relatively small dimensions, catchments of 1–10 km<sup>2</sup> play a dominant role in N transformations in the landscape (Peterson et al. 2001), and streams in such catchments may have major impacts on downstream water quantity and quality (Alexander et al. 2007). This is especially true in agricultural areas, which have more N input from organic and/or mineral fertilisers than from atmospheric N deposition (Molenat et al. 2008). Wetlands in headwater catchments, which play an important role in water and biogeochemical cycles, are also considered highly vulnerable to global warming (Liu et al. 2011; Dietrich et al. 2012). Given their key role in the world (Alexander et al. 2007; Barnuta et al. 2009; Brooks 2009), the proactive management of climate risks to headwater catchments requires a more thorough understanding of their hydrological and N-cycling responses to climate change.

The main objectives of this study were to assess effects of climate change and rising concentrations of atmospheric CO<sub>2</sub> on annual and inter-annual water and nitrogen fluxes in the Kervidy-Naizin catchment in western France, which is representative of small agricultural headwater catchments in temperate climates. These effects were assessed from an integrated modelling approach using the spatially distributed agro-hydrological model TNT2 (Topography-based nitrogen Transfer and Transformation; Beaujouan et al. 2002) driven by ARPEGE (Action de Recherche Petite Echelle Grande Echelle; Gibelin and Déqué 2003) climate-model outputs. TNT2 was modified for this study to improve its representation of vegetation-type responses (stomatal conductance and biomass growth) to elevated CO<sub>2</sub> concentrations.

## 2 Materials and methods

### 2.1 Study site

The 5 km<sup>2</sup> Kervidy-Naizin headwater catchment is located in Brittany (France; see Figure 1 in the electronic supplementary material, ESM1), and out of it flows an intermittent stream of 2nd Strahler order. The climate is temperate, with a mean maximum daily temperature of 11 °C and



mean annual precipitation of 814 mm (1994–2000). Discharge at the outlet has been monitored daily since 1993. Major anions concentrations (nitrate, chloride and sulphate) have been measured since autumn 2000 (see [ESM1](#) for data collection and analytical procedures).

Topographic characteristics were derived from a 20-m digital elevation model. The soil is a silty loam 0.5–1.5 m deep, with a well-drained upslope domain and a poorly drained domain near the channel network that covers 16 % of the catchment area (see [ESM1](#) for soil classes). The bedrock is Brioverian schist, with a weathered layer of variable thickness (10 m on average). A shallow and perennial groundwater body develops in the soil and weathered bedrock. Near the river, in the bottomland considered hereafter as wetland, the water-table fluctuates within 1 m below the surface, while upslope it is always deeper than 4 m, with an increased fluctuation that can attain 6 m ([Gascuel-Oudoux et al. 2010b](#)).

The land-use of Kervidy-Naizin, considered constant in the study, is mainly dedicated to agriculture with intensive livestock farming. Twenty-three farms have fields in this catchment. In 2010, 20 % of the total surface was covered by cereals, 30 % by maize and 20 % by temporary or permanent pastures; the remaining 30 % was dedicated to minor agricultural crops, woods and hedges and infrastructure. Animal production includes indoor production of pigs and poultry, fed partly with grains grown in the catchment but mainly with imported grains and protein crops, and intensive production of dairy and beef cattle, fed with forage grown on the catchment supplemented with imported protein crops.

A systematic on-field inventory of summer crops was performed from 1993 to 2002 by [Bordenave et al. \(2005\)](#). A complementary dataset, from a neighbouring catchment with similar farming activities (the Fremeur catchment, 10 km from Kervidy-Naizin), was used to determine winter land-cover allocation rules and agricultural practices ([Durand et al. 2006](#)). From these surveys, each farming system was described by its specific crop successions (date of sowing and harvesting) and manure and mineral fertiliser management (type and quantity). These cropping-system data were used as input for the TNT2 model and were identical for each period considered in the study.

Kervidy-Naizin is representative of intensive agricultural areas with an excess of reactive N due to application of livestock waste and mineral fertilisers higher than plant requirements. Indeed, a survey estimated the total N surplus in Kervidy-Naizin in 2010 to be approximately 220 kg N ha<sup>-1</sup> of usable agricultural area ([Dalgaard et al. 2012](#)). Therefore, this study allows effects of climate change on processes that influence N cycling in a non N-limited context to be analysed. At a global scale, Kervidy-Naizin is also representative of headwater catchments underlain by bedrock in temperate climates. Long-term water-quality monitoring in the area helps calibrate and validate models.

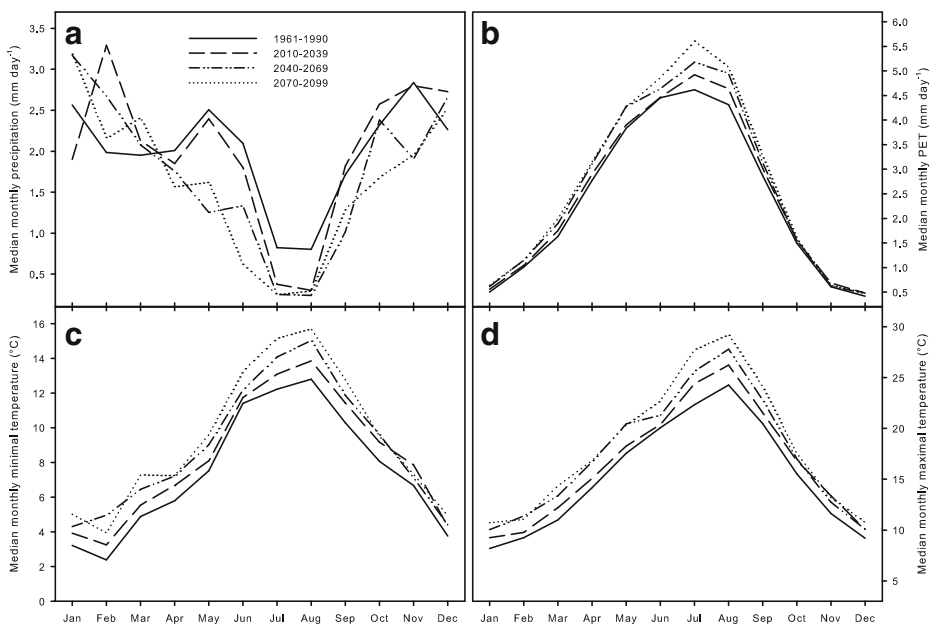
## 2.2 Climate scenarios

For this study, four periods of analysis were chosen: the baseline scenario (1961–1990) and the future periods 2010–2039, 2040–2069, and 2070–2099. The Météo-France atmospheric model ARPEGE/Climate ([Gibelin and Déqué 2003](#)) was used to simulate the climate for all periods. ARPEGE is a global climate model (GCM) with a variable horizontal resolution (50–60 km over France; [Déqué 2007](#)). In a study validating 15 climate models for Europe with observed data ([Jacob et al. 2007](#)), in France, ARPEGE overestimated temperature and summer precipitation slightly and winter precipitation moderately. Overall, ARPEGE predicted well, as its prediction error was lower than the median prediction error of the 15 climate models evaluated for temperature and summer precipitation in France. Although ARPEGE predicts temperature and precipitation quite accurately, outputs have to be corrected to simulate impact at a fine spatial scale. To ensure a realistic range of climate

variables, the quantile-quantile (QQ) bias correction method (Déqué 2007) was applied to ARPEGE outputs. The QQ method is a non-parametric statistical approach that calibrates a correction function for predicted variables as a conditional probability of observed data for the same variables (Déqué 2007). The QQ method has been evaluated and used successfully (e.g., Themeßl et al. 2012; Xu and Yang 2012).

Since the downscaling QQ method has a substantial computational cost, only the ARPEGE outputs, with a 50-km resolution, based on the Special Report on Emissions Scenarios (SRES) A1B scenario were available for the Kervidy-Naizin area. This scenario occurs in a world with rapid economic growth, a global population that peaks at mid-century, and a rapid introduction of new and more efficient technologies along with an energy system balanced across all sources. Under A1B, by 2100 the projected temperature increase is 2.8 °C relatively to 1980–1999, with a likely range of 1.7–4.4 °C, and the CO<sub>2</sub> concentration reaches about 720 ppm (Solomon et al. 2007). A1B is considered a “middle-of-the-road” scenario, neither worst-case nor best-case (Biasutti et al. 2012). Given our research objectives and the data-availability constraint, using the medium-impact A1B scenario to identify trends seemed an acceptable trade-off.

ARPEGE outputs were compared to daily precipitation and temperature observations from 1993 to 2012 in Kervidy-Naizin. The PBIAS performance statistic (see electronic supplementary material, ESM2) indicated a slight underestimate of daily precipitation (−5 %) but accurate prediction of minimum and maximum temperatures (0.5 and 0.9 %, respectively). Climate projections from the ARPEGE model show a significant ( $p < 0.05$ ) decrease in precipitation from March to September (Fig. 1a) for 2040–2069 and 2070–2099 compared to 1961–1990. This temporal pattern is particularly noteworthy for 2070–2099, with a significant decrease (50 %,  $p < 0.05$ ) compared to 1961–1990 (0.7 mm day<sup>−1</sup>) in July.



**Fig. 1** Median monthly **a** precipitation, **b** potential evapotranspiration (PET), **c** minimum temperature, and **d** maximum temperature used in the TNT2 model for the periods 1961–1990, 2010–2039, 2040–2069, and 2070–2099

From 2010 to 2039, winters are wetter than those in 1961–1990. Potential evapotranspiration (PET) for 2040–2069 and 2070–2099 significantly increases (5–15 %,  $p < 0.05$ ) from May to September compared to the baseline (Fig. 1b). Global radiation increases from 2010 to 2039 throughout the year (ca. 8 % in 2070–2099, with a median of  $11.5 \text{ MJ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ ). Minimum and maximum temperatures increase 3 and 5 °C, respectively, in July–August for 2070–2099 compared to 1961–1990 (Fig. 1c, d). In sum, the climate of the Kervidy-Naizin catchment will change significantly in the future, with wetter winters and drier summers, an increase in global radiation and PET in summer, and an increase throughout the year in minimum and maximum temperatures.

### 2.3 The agro-hydrological model TNT2

TNT2 (Beaujouan et al. 2002) is a process-based and spatially distributed model designed to capture the spatial variability and interactions of hydrological and agronomic processes throughout complex catchments. The TNT2 model comprises (1) the generic soil-vegetation-atmosphere transfer model STICS (Brisson et al. 1998), (2) the fully distributed hydrological model TNT, based on TOPMODEL hypotheses (Beven and Kirkby 1979), and (3) a submodel adapted from NEMIS (Oehler et al. 2009), which simulates heterotrophic denitrification in soils (see *ESM3* for a full description of TNT2 and N species, water and N stocks considered).

Denitrification is generally considered an important net sink for nitrate in streams (Donner et al. 2004; Böhlke et al. 2009), particularly small (low-order) ones (Böhlke et al. 2009). Despite its importance and considerable research, methods for measuring in-stream denitrification are difficult and have large uncertainties, and the controlling variables are not known well enough to make reliable predictions for targeted management decisions (Böhlke et al. 2009). Given the lack of in-stream denitrification measurements and the low potential for in-stream nitrate removal (estimated at ca. 4 % per year, see *ESM3*) in Kervidy-Naizin and the difficulties representing this process in large-scale models (Donner et al. 2004), we did not model it and thus assumed zero in-stream denitrification.

Climate variables (i.e., minimum and maximum air temperature, precipitation, PET, global radiation) are input variables of TNT2. The effect of atmospheric  $\text{CO}_2$  concentration was not previously considered in the model. By stimulating photosynthesis,  $\text{CO}_2$  directly affects plant productivity and functioning, stimulating biomass growth while reducing associated water use by reducing stomatal conductance (Kruijt et al. 2008). Consideration of atmospheric  $\text{CO}_2$  concentration was implemented at two levels in TNT2. First, to account for the effect of  $\text{CO}_2$  on stomatal conductance, TNT2 multiplies  $\text{PET}_0$  by a correction factor:

$$\text{PET}_{\text{CO}_2} = (1.1403 - 3.8979 \times [\text{CO}_2] \times 10^{-4}) \times \text{PET}_0 \quad (1)$$

where  $\text{PET}_0$  is the reference PET calculated with the Penman-Monteith equation (Allen et al. 1989) from ARPEGE climate outputs and  $[\text{CO}_2]$  is  $\text{CO}_2$  concentration in ppm. This formula is derived from evapotranspiration simulations of the ISBA-A-gs model at different  $[\text{CO}_2]$  levels (Oliosio et al. 2010).

Secondly, the  $\text{CO}_2$  effect on biomass growth is represented using STICS equations. The accumulation of above-ground biomass (DLTAMS, see Brisson et al. 1998) is modified according to an equation adapted from Stöckle et al. (1992) by multiplying it by a correction factor  $\text{FCO}_2$ :

$$\text{FCO}_2 = 2 - \exp\left(\frac{\log(2 - \alpha_{\text{CO}_2}) \times ([\text{CO}_2] - 350)}{250}\right) \quad (2)$$

where  $\alpha_{\text{CO}_2}$  equals 1.1 for  $C_4$  crops and 1.2 for  $C_3$  crops. Crop types were distinguished because  $C_3$  crops (e.g., wheat) benefit substantially more from carbon fertilisation than  $C_4$  crops (e.g., maize; Stuart et al. 2011).

For each period considered, changes in  $[\text{CO}_2]$  are based on a polynomial regression from decadal projections calculated with the carbon-cycle models ISAM and BERN (Houghton et al. 2001) to obtain yearly data used as input in TNT2. From these data, the mean  $[\text{CO}_2]$  for the four periods 1961–1990, 2010–2039, 2040–2069 and 2070–2099 were 330, 430, 545 and 640 ppm, respectively. To examine the effects of increased  $[\text{CO}_2]$ , two runs were tested for each period: one with increased  $[\text{CO}_2]$  (with- $\text{CO}_2$ ) and another without it (no- $\text{CO}_2$ ). Regardless of the  $\text{CO}_2$  run, the effects of water or nitrogen stress are represented in the STICS submodel (Brisson et al. 1998) with multipliers that reduce leaf growth and biomass accumulation under water- or nutrient-limiting conditions. Mann–Whitney U tests, with a confidence level of 95 % for every test, were performed to compare TNT2 outputs between future periods and the baseline or, for the same period, outputs for the two  $[\text{CO}_2]$  runs.

### 3 Results

#### 3.1 Model evaluation

The accuracy of TNT2 predictions was evaluated by comparing daily predicted discharge and  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes against those observed during calibration and validation periods and calculating the numeric criteria percentage bias (PBIAS), Nash–Sutcliffe index (NS), and  $R^2$  (see *ESM2*). The calibration period was designed to cover a wide spectrum of hydrological conditions, including high precipitation (e.g., 1994–1995 and 2000–2001; see Figure 2a in *ESM1*). For the calibration period, simulated daily water fluxes accurately reflected observed values, with a NS of 0.82, a coefficient of determination ( $R^2$ ) of 0.84, and a PBIAS of –15 %. For the validation period, TNT2 also accurately predicted the observed daily water fluxes (NS=0.79,  $R^2$ =0.80, PBIAS=–13 %). The intensity and temporal dynamics of high-precipitation events (1995 and 2000–2001) were well predicted despite the model tendency to slightly underestimate water fluxes.

The model predicted observed daily  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes for the calibration (NS=0.82,  $R^2$ =0.83, PBIAS=–7 %) and validation (NS=0.76,  $R^2$ =0.77, PBIAS=–9 %) periods quite well (see Figure 2b in *ESM1*) despite, given negative values of PBIAS, a slight tendency to underestimate  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes (e.g. 2003, 2006 and 2007). Predicted mean soil denitrification (31 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) in 1994–2010 was similar to that (32 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) predicted by another modelling approach applied to the same catchment (Oehler et al. 2007). N mineralisation in French soil was estimated by Mary and Rémy (1979) and Mary et al. (1996) as 90–160 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, while the model predicted mean N mineralisation of 120 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, which is within the range of observations.

#### 3.2 Annual water balance

Discharge decreased from the 2010–2039 period forward, and even more under the no- $\text{CO}_2$  run (in 2070–2099: –20 % no- $\text{CO}_2$ , –9 % with- $\text{CO}_2$ ; Table 1). AET significantly decreased from the 2040–2069 period forward, and even more under the with- $\text{CO}_2$  run (in 2070–2099: –14 % no- $\text{CO}_2$ , –18 % with- $\text{CO}_2$ ,  $p<0.05$ ). Water storage in soil and groundwater decreased from 1961–1990 to 2040–2069, regardless of the  $\text{CO}_2$  run (ca. –10 mm). Wetland area decreased between 1961–1990 and 2070–2099, regardless of the  $\text{CO}_2$  run (significant in

2040–2069 and 2070–2099 for the no-CO<sub>2</sub> run at 9 and 8 %, respectively,  $p < 0.05$ ). In contrast, wetland area was significantly higher when [CO<sub>2</sub>] was considered (e.g., in 2070–2099: 8 % no-CO<sub>2</sub>, 15 % with-CO<sub>2</sub>,  $p < 0.05$ ).

Inter-annual variability (interquartile interval Q3–Q1, Table 1) tended to decrease for discharge, to increase for water in soil and groundwater storage and to remain constant for AET, regardless of the CO<sub>2</sub> run. Inter-annual variability of the wetland area tended to decrease between 1961–1990 and 2010–2039 and was larger when [CO<sub>2</sub>] was considered.

### 3.3 Intra-annual variations in discharge, AET, groundwater recharge and soil water storage

Discharge decreased significantly ( $p < 0.05$ ) in 2040–2069 and 2070–2099, regardless of the CO<sub>2</sub> run, from April to June (e.g., –60 % in June with no-CO<sub>2</sub>; Fig. 2a). The increase in discharge after summer occurred later in the year (November–December) in 2070–2099 when [CO<sub>2</sub>] was not considered than when it was considered. The median number of days per month of each period with nearly no water flux to the stream was particularly marked in October, regardless of the CO<sub>2</sub> run, passing from a few days in 1961–1990, to nearly the entire month in 2070–2099, sometimes extending into November. AET was lower than baseline values from May to November in 2040–2069 and 2070–2099, regardless of the CO<sub>2</sub> run. AET was larger for no-CO<sub>2</sub> run for May–August in 2040–2069 and 2070–2099 (Fig. 2b). Recharge, the amount of water that supplies groundwater, was lower in 2040–2069 and 2070–2099 than baseline values from April–October, and even lower when [CO<sub>2</sub>] was not considered (ca. –60 % in 2070–2099 no-CO<sub>2</sub>, significant,  $p < 0.05$ ) (Fig. 2c). The soil-water content was significantly ( $p < 0.05$ ) lower than baseline values starting in April in 2040–2069 and 2070–2099, by nearly 25 % in August in 2070–2099 (Fig. 2d). This decrease in soil-water content for these two periods was slightly larger when [CO<sub>2</sub>] was not considered.

### 3.4 Annual N balance

N deposited in cattle manure during grazing showed significantly ( $p < 0.05$ ) opposite trends depending on CO<sub>2</sub> run. In 2040–2069, for no-CO<sub>2</sub>, this N component decreased significantly ( $p < 0.05$ ) compared to the baseline (–13 and –20 % for 2040–2069 and 2070–2099, respectively; Table 2). In contrast, with consideration of [CO<sub>2</sub>], this N component increased compared to the baseline from 2010 to 2039.

The decrease in NO<sub>3</sub>–N fluxes to the stream compared to the baseline was larger when [CO<sub>2</sub>] was considered, beginning in 2010–2039 (in 2070–2099: –16 % no-CO<sub>2</sub>, –30 % with-CO<sub>2</sub>). Denitrification rates (as a percentage of total N input) increased significantly (8 % 1961–1990, 12 % in 2010–2039, 15 % in 2040–2069, 20 % in 2070–2099,  $p < 0.05$ ) regardless of the CO<sub>2</sub> run. For a given period there is no significant effect of increased CO<sub>2</sub> on annual NO<sub>3</sub>–N fluxes to stream and by denitrification removal.

In all future periods, N export by crops, decreased in no-CO<sub>2</sub> run (–6 % in 2070–2099, significant,  $p < 0.05$ ) but increased with CO<sub>2</sub> (4 % in 2070–2099). This difference between CO<sub>2</sub> runs was significant ( $p < 0.05$ ) from 2010 to 2039. Soil N stocks significantly ( $p < 0.05$ ) decreased compared to the baseline beginning in 2010–2039, regardless of the CO<sub>2</sub> run. This decrease was significantly ( $p < 0.05$ ) larger when [CO<sub>2</sub>] was considered in 2010–2039. This decrease in soil N was due to increased mineralisation, mainly of humified organic matter. Even though soil N stocks decreased between scenarios, they remained high (median  $\approx 3.10^3$  kg N ha<sup>–1</sup>), and the slight decrease did not limit mineralisation. Nitrate concentrations at outlet tended to decrease in future periods, regardless of the CO<sub>2</sub> run. This decrease was larger with-CO<sub>2</sub> (in 2070–2099: –10 % no-CO<sub>2</sub>, –16 % with-CO<sub>2</sub>).

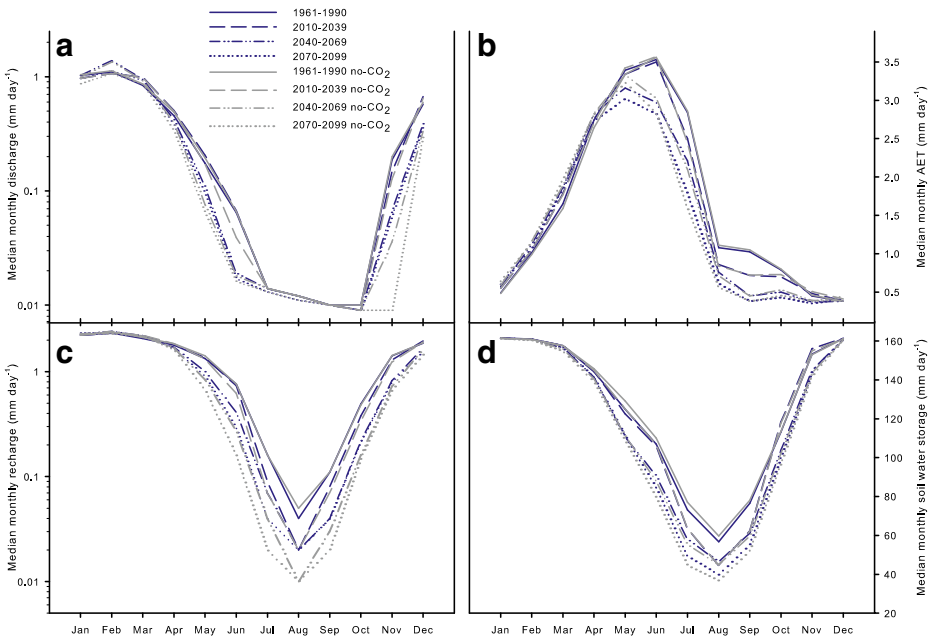
**Table 1** Median annual water balance for baseline (1961–1990) and projected climate scenarios when not considering (no-CO<sub>2</sub>) or considering atmospheric [CO<sub>2</sub>] (with-CO<sub>2</sub>). Wetland area corresponds to the area where the groundwater table lies in the soil compartment

Climate period	Precipitation (mm)	Precipitation change (%)		Discharge (mm)		Discharge change (%)		AET (mm)	
		no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>
1961–1990	788 (692:903)			199 (106:263)	193 (102 :259)			606 (556:661)	612 (559:667)
2010–2039	814 (644:882)	3.3		170 (109:251)	175 (113:255)	-14.5	-9.5	584 (561:616)	582 (555:612)
2040–2069	729 (642:811)	-7.5		175 (118:225)	183 (128:241)	-12.1	-5.2	546 <sup>a</sup> (498:590)	538 <sup>a</sup> (493:581)
2070–2099	699 (530:814)	-11.3		159 (71:203)	176 (85:218)	-19.8	-8.8	520 <sup>a</sup> (476:567)	501 <sup>a</sup> (465:546)

Climate period	AET change (%)		Soil and groundwater storage (mm)		Median of wetland area (% of catchment area)	
	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>
1961–1990						
2010–2039	-3.6	-5.0	5 (-54:43)	4.6 (-55:29)	10.3 (8.8:12)	16.6 (14:19)
2040–2069	-9.8	-12.2	-13.5 (-29:13)	-12.7 (-34:15)	10.4 (8.2:11)	17.4 (13:18)
2070–2099	-14.1	-18.2	-10.1 (-27:19)	-14.5 (-26:19)	8.9 <sup>a</sup> (9:10)	15.4 (13:18)
			-0.8 (-45:45)	-0.7 (-45:49)	8.3 <sup>a</sup> (7.2:9)	15.1 (12.8:16.7)

<sup>a</sup> Denotes values significantly different from those in the baseline scenario (Mann–Whitney test,  $p < 0.05$ ). Values in *parentheses* correspond to the first and third quartiles of each hydrological component



**Fig. 2** Simulated median monthly **a** discharge, **b** actual evapotranspiration (AET), **c** recharge, and **d** soil-water storage for the periods 1961–1990, 2010–2039, 2040–2069, and 2070–2099

### 3.5 Intra-annual N dynamics

The decrease in  $\text{NO}_3\text{-N}$  loads to the stream was larger in 2040–2069 and 2070–2099 compared to the baseline beginning in April (e.g., with no- $\text{CO}_2$ ,  $-70\%$  in June) regardless of the  $\text{CO}_2$  run (Fig. 3a).  $\text{NO}_3\text{-N}$  in groundwater trends were significantly ( $p < 0.05$ ) opposite according to  $\text{CO}_2$  run: an increase in future periods compared to the baseline for no- $\text{CO}_2$  run (ca.  $18\%$  in 2070–2099) but a decrease with  $[\text{CO}_2]$  (ca.  $-2\%$  in 2070–2099; Fig. 3b).  $\text{NO}_3\text{-N}$  removal by denitrification increased moderately in 2010–2039 ( $20\%$  in August) and greatly in 2040–2069 and 2070–2099 from May to October (e.g.,  $40$  and  $60\%$  in August, respectively; Fig. 3c).  $\text{NO}_3\text{-N}$  from mineralisation moderately increased in all future scenarios from January to May, particularly in 2070–2099 (Fig. 3d). In June, the decrease in mineralisation in 2040–2069 and 2070–2099 was significantly ( $p < 0.05$ ) larger for no- $\text{CO}_2$  (in 2070–2099:  $-5\%$  with- $\text{CO}_2$ ,  $-16\%$  no- $\text{CO}_2$ ).

## 4 Discussion

### 4.1 Climate change impact on water balance

Assuming no change in land use and cropping systems between periods, our study predicts a significant decrease in AET, particularly in 2040–2069 and 2070–2099, which becomes even greater if  $[\text{CO}_2]$  is considered. Atmospheric  $\text{CO}_2$  enrichment has two potential competing implications for AET, and hence water balance: (1) reducing transpiration, as the stomata through which plants transpire conduct less water, and (2) increasing plant growth and thus leaf area, and hence a greater total AET from the leaf area. The relative influence of



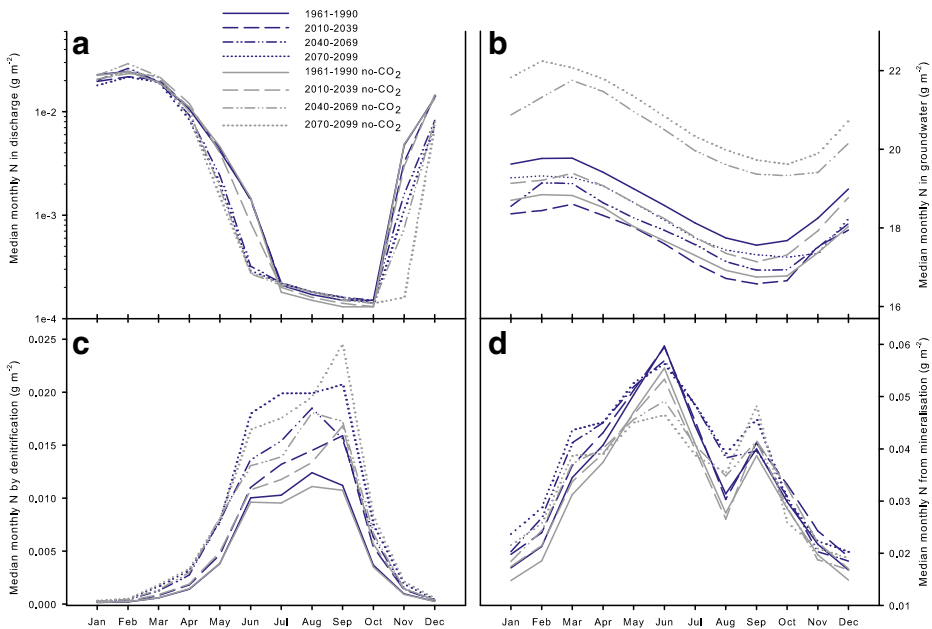
**Table 2** Predicted median annual nitrogen (N) fluxes and NO<sub>3</sub>-N concentrations for baseline (1961–1990) and projected climate scenarios when not considering (no-CO<sub>2</sub>) or considering atmospheric [CO<sub>2</sub>] (with-CO<sub>2</sub>)

Climate period	1961–1990		2010–2039		2040–2069		2070–2099	
	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>	no-CO <sub>2</sub>	with-CO <sub>2</sub>
Input (kg N ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> )	224.5	224.1	224.0	226.2	221.8	226.9	219.8	226.6
Fixed conditions								
N deposition	35.5	35.5	35.5	35.5	35.5	35.5	35.5	35.5
N fertiliser	80.0	80.0	80.0	80.0	80.0	80.0	80.0	80.0
N manure	78.1	78.1	78.1	78.1	78.1	78.1	78.1	78.1
N fixation	0.5	0.5	1.3 <sup>a</sup>	1.3 <sup>a</sup>	1.4 <sup>a</sup>	1.7 <sup>a</sup>	1.4 <sup>a</sup>	1.9 <sup>a</sup>
N deposited in cattle manure during grazing	29.9	29.8	29.9	31.7	26.1 <sup>a</sup>	30.8	23.8 <sup>a</sup>	30.1
Output (kg N ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> )	235.6	244.6	241.2	250.5	242.3	251.6	246.0	259.4
N flux to stream	43.5	43.6	40.1	39.5	36.5	33.8	36.3	30.6 <sup>a</sup>
N denitrification	19.5	20.6	26.9 <sup>a</sup>	27.5 <sup>a</sup>	33.7 <sup>a</sup>	34.5 <sup>a</sup>	47.0 <sup>a</sup>	43.8 <sup>a</sup>
N volatilisation	13.6	13.6	13.4	13.5	13.4	13.6	13.1 <sup>a</sup>	13.5
N exported by crops	149.5	156.1	149.7	163.5	143.3	159.1	140.8 <sup>a</sup>	161.5
N storage in woodland areas	6.6	7.2	6.3	6.9	6.1	6.9	5.9	6.5
Change in storage (kg N ha <sup>-1</sup> year <sup>-1</sup> )	-9.0	-18.9	-17.7	-28.0	-23.4	-31.4	-25.9	-37.4
N from water	0.6	1.3	5.8	4.5	9.7	6.7	-1.0	-1.9
N from soil	-11.2	-20.5	-19.0 <sup>a</sup>	-23.4 <sup>a</sup>	-26.5 <sup>a</sup>	-31.7 <sup>a</sup>	-30.8 <sup>a</sup>	-37.2 <sup>a</sup>
N from plant	1.2	1.2	3.0	3.3	0.1	-0.6	0.8	1.7
Median NO <sub>3</sub> -N at the outlet (mg N l <sup>-1</sup> )	20.8	21.6	20.1	19.3	18.2	18.1	18.6	18.0

<sup>a</sup> Denotes values significantly different from those in the baseline scenario (Mann–Whitney test,  $p < 0.05$ )

All fluxes (except fixed conditions) are dynamically computed by a crop submodel. *N exported by crops* corresponds to N that is removed as harvested parts of cash crops and fodder for livestock; the portion of it ingested and excreted within the catchment thus enters the system again, even though the boundaries of the modelled system exclude animals *ha* hectares of catchment





**Fig. 3** Simulated median monthly N **a** in discharge, **b** in groundwater, **c** from denitrification, and **d** from mineralisation for the periods 1961–1990, 2010–2039, 2040–2069, and 2070–2099

these two effects, however, varies by plant type and depends on other influences such as nutrient and water availability and temperature (Parry et al. 2007). In our study, the 2070–2099 period, with the highest  $\text{CO}_2$  and temperature (Fig. 1c, d), had the lowest AET, particularly in summer (Fig. 2b). The results suggest that stomatal responses to increased  $[\text{CO}_2]$  (i.e. decreased transpiration) has the dominant influence on AET. Moreover, the decrease in soil-water content from April forward, in 2040–2069 and 2070–2099 (Fig. 2d) due to decreased precipitation (Fig. 1a), can also be linked to decreased AET, in that limited soil-water supply could restrict and decrease AET (Jung et al. 2010). We suggest that increased  $[\text{CO}_2]$  has a smaller influence than limited soil-water supply on the decrease in AET, according to three results of the study: (1) the start of the decrease in AET and soil water coincide (Fig. 2b–d), (2) the decrease in AET remains high when not considering  $[\text{CO}_2]$  (–14 % no- $\text{CO}_2$ , –18 % with- $\text{CO}_2$ ), and (3) there is no significant difference in AET between the two  $\text{CO}_2$  runs.

The annual discharge for all future periods was lower than the baseline value and even greater when  $[\text{CO}_2]$  was not considered (in 2070–2099: –20 % no- $\text{CO}_2$ , –9 % with- $\text{CO}_2$ ). In our study, when considering  $[\text{CO}_2]$ , the decrease in discharge is limited by a lower evapotranspiration demand due to decreased stomatal conductance. The discharge decreased more in 2040–2069 and 2070–2099 in spring and summer (Fig. 2a). This temporal pattern is related to the decrease in precipitation and groundwater recharge during these periods (Figs. 1a and 2c). The decreasing trends of AET, discharge and groundwater recharge are consistent with results of a similar integrated modelling approach (Wu et al. 2012) on a larger catchment under the A1B scenario. Our results show that wetland area decreases with a warming and drying climate, which agrees with trends revealed by Liu et al. (2011). Not considering the effects of  $[\text{CO}_2]$  results in a higher decrease and lower variability in the extent of wetlands with climate change (Table 1).

## 4.2 Climate change impact on nitrogen balance

Considering the main N fluxes sensitive to climate change regardless of the CO<sub>2</sub> run, the overall balance between loads of nitrate from soil and groundwater (nitrate sources) and soil denitrification and crop N exports (nitrate sinks), led to a decrease of nitrate fluxes to the stream (Table 2). This decrease was greater than the decrease in water flux (Table 1), leading to a decrease in stream nitrate concentration (Table 2).

N mineralisation of soil organic matter significantly increased, and this increase was stronger with increased [CO<sub>2</sub>] (Table 2; Fig. 3d). Simulated mineralisation in TNT2 is a function of the stock of organic matter, soil moisture and temperature. Yet, between CO<sub>2</sub> runs, the stock of organic matter and temperature did not vary—only soil moisture varied, decreasing less when [CO<sub>2</sub>] was considered (Fig. 2d), which may explain the significant increase in mineralisation for this run (Table 2). The baseline net N mineralisation rate of 123 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> increased by 12 % in 2070–2099 with-CO<sub>2</sub>. This agrees with Ducharme et al. (2007), who studied systems under similar conditions and simulated an 8–25 % increase in net N mineralisation rate from a baseline level of 94 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. The increase in N deposited in cattle manure with increased [CO<sub>2</sub>] can be explained by the increase in grassland yield (ca. 7–9 % in all future periods) because the former is calculated from the latter by the model.

The effect of climate change on soil denitrification depends on how this process will change if average temperatures increase or if precipitation, and thus soil-water availability, becomes more variable (Butterbach-Bahl and Dannenmann 2011). Concerning water availability, a decrease in water supply may have two antagonistic effects on soil denitrification: a negative effect from a decrease in the saturation rate and a positive effect from an increase in the residence time (due to the decrease in water flux, since residence time is the ratio between pore volume and water influx). The increased variability of precipitation will also increase the frequency of anaerobic–aerobic cycles and therefore increase the denitrification rate (Pinay et al. 2007). Concerning temperature, denitrification responds positively if denitrification substrates (i.e., easily decomposable carbon substances and nitrate) are available, which depends on factors such as fertiliser application schemes and crop N uptake (Butterbach-Bahl and Dannenmann 2011). Since denitrification mechanisms are non-linear and interrelated in time and space, it is difficult to separate the effects and identify the main driver of denitrification under climate change. The integrated modelling approach permits representation of this non-linearity and spatial and temporal interactions. Our results show that climate change leads to a significantly higher efficiency of denitrification and, in accordance with Barnard et al. (2005), for a given period there is no significant effect of elevated [CO<sub>2</sub>] on NO<sub>3</sub>-N removal by denitrification. When we consider the mean annual denitrification of each period over the entire catchment (see Figure 3 in ESM1), the trend is not only an increase in denitrification in wetlands near the stream but also an extension of denitrification to upstream areas. From 2010 to 2039 forward, in upstream areas, nitrate availability in soil is high, resulting from higher mineralisation and low nitrate leaching into the groundwater, as precipitation will decrease in 2040–2069 and 2070–2099 (Table 1). Increased availability of nitrate in soil, associated with favourable saturated conditions and temperature, increases soil denitrification in upstream areas.

## 4.3 Model uncertainties, performance and limits

Our results are subject to the uncertainties inherent in any prospective study. Uncertainty from climate models is generally considered larger than downscaling uncertainty, and both

are consistently greater than uncertainty from hydrological modelling or natural variability (Stuart et al. 2011). A study based on the A2 scenario comparing 16 GCMs, including ARPEGE, used in the PRUDENCE project (Christensen and Christensen 2007), shows that seasonal temperatures and precipitation predicted by ARPEGE in France were close to the median simulations of all the GCMs. With the Climate Wizard Tool (Girvetz et al. 2009), we compared, for our study area and the A1B scenario, predictions of annual precipitation and mean temperature of ARPEGE and the other 15 GCMs. For temperature, ARPEGE predictions lay near the median in 2040–2069 and between the first quartile and median in 2070–2099. For precipitation, ARPEGE predictions lay just above the first quartile in 2040–2069 and 2070–2099. Since ARPEGE predictions for France and our study area lay within the range of GCM projections, we consider our results representative of projected change in the Kervidy-Naizin catchment. Given recent advances in the availability of climate data for France, coming from many climate scenarios, climate models, and downscaling techniques of the DRIAS project (Lémond et al. 2011), a complementary work would be a multi-approach study to refine and evaluate the uncertainty of the trends simulated here.

Based on the performance rating of Moriasi et al. (2007), predicted discharge and  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes can be considered “good” ( $\text{NS} > 0.65$  and  $|\text{PBIAS}| \leq 15\%$ ) for calibration and validation periods. Considering these results and validation of nitrate removal by soil denitrification and N mineralisation, we consider that TNT2 can assess accurately the impacts of climate change on this catchment.

Results depend on assumptions of the soil denitrification submodel of TNT2. In particular, it assumes that variations in denitrification rates are primarily controlled by abiotic factors (temperature, hydrological regime and N availability) and that the biological functioning of riparian areas will not change in the future, although these areas may experience perturbations in their internal biochemical functioning (soil biological activity, pH, labile C availability), especially during extreme climatic events. Despite difficulties in measuring in-stream denitrification (Boyer et al. 2006; Böhlke et al. 2009), performing such measurements in the Kervidy-Naizin stream is essential for quantifying this process regarding the assumption of zero in-stream denitrification.

## 5 Conclusion

This study provides initial insights of impacts of climate change and increased  $[\text{CO}_2]$ , based on the SRES A1B scenario, on hydrological and N cycling in an intensive agricultural headwater catchment under temperate climate. With increased  $[\text{CO}_2]$ , the main trends in water balance are a significant decrease in AET (−18 % in 2070–2099), a moderate decrease in discharge (−10 % in 2070–2099) and wetland extent, and a decrease in spring and summer of groundwater recharge and soil-water content. Not considering the effects of increased atmospheric  $\text{CO}_2$  in the agro-hydrological model led to overestimating discharge decrease and underestimating AET decrease and wetland extent. Climate change could influence N cycling, in particular in 2070–2099, by significantly increasing N mineralisation (12 %), increasing soil denitrification (20 % of total N input) in wetlands and upstream areas and decreasing  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes to streams (−30 %). While increased  $[\text{CO}_2]$  had no significant effect on  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes removal by soil denitrification or on  $\text{NO}_3\text{-N}$  fluxes to the stream, it had a significant effect on N mineralisation. Since soil denitrification in wetlands appears to be sensitive to climate change, improving its representation in models is an important issue in the climate change context.

**Acknowledgements** We gratefully acknowledge insightful comments and suggestions from Dr Simon Donner and three anonymous reviewers. We thank Michelle and Michael Corson for their English and scientific review.

## References

- Alexander RB et al (2007) The role of headwater streams in downstream water quality. *J Am Water Res Assoc* 43:41–59
- Allen RG et al (1989) Operational estimates of reference evapotranspiration. *Agron J* 81(4):650–662
- Barmuta LA et al (2009) The importance of headwater streams. Waterlines report. National Water Commission, Canberra, Australia
- Barnard R et al (2005) Global change, nitrification, and denitrification: a review. *Global Biogeochem Cycles* 19:GB1007. doi:10.1029/2004GB002282
- Beaujouan V et al (2002) A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation: rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrol Process* 16:493–507
- Beven K, Kirkby MJ (1979) A physically based variable contributing area model basin hydrology. *Hydrol Sci Bull* 24:43–69
- Biasutti M et al (2012) Projected changes in the physical climate of the Gulf Coast and Caribbean. *Clim Chang* 112:819–845
- Böhlke JK et al (2009) Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. *Biogeochemistry* 93:117–141
- Bordenave P et al (2005) Distributed surface groundwater coupled model applied to long-term water management impacts at basin scale. *Ingenieries* 44:13–36
- Boyer EW, Alexander RB, Parton WJ, Li CS, Butterbach-Bahl K, Donner SD, Skaggs RW, Del Grosso SJ (2006) Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecol Appl* 16:2123–2142
- Brisson N et al (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18:311–346
- Brooks RT (2009) Potential impacts of global climate change on the hydrology and ecology of ephemeral freshwater systems of the forests of the northeastern United States. *Clim Chang* 95:469–483
- Butterbach-Bahl K, Dannenmann M (2011) Denitrification and associated soil N<sub>2</sub>O emissions due to agricultural activities in a changing climate. *Curr Opin Environ Sustain* 3:389–395
- Chaplot V (2007) Water and soil resources response to rising levels of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration and to changes in precipitation and air temperature. *J Hydrol* 337:159–171
- Christensen JH, Christensen OB (2007) A summary of the PRUDENCE model projections of changes in European climate during this century. *Clim Chang* 81:7–30
- Dalgaard T et al (2012) Farm nitrogen balances in six European landscapes as an indicator for nitrogen losses and basis for improved management. *Biogeosciences* 9:5303–5321
- Déqué M (2007) Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values. *Global Planet Chang* 57:16–26
- Dietrich O et al (2012) The impact of global change on the water balance of large wetlands in the Elbe Lowland. *Reg Environ Chang* 12:701–713
- Donner SD, Scavia D (2007) How climate controls the flux of nitrogen by the Mississippi River and the development of hypoxia in the Gulf of Mexico. *Limnol Oceanogr* 52(2):856–861
- Donner SD, Kucharik CJ, Oppenheimer M (2004) The influence of climate on in-stream removal of nitrogen. *Geophys Res Lett* 31:L20509. doi:10.1029/2004GL020477
- Ducharme A et al (2007) Long term prospective of the Seine River system: confronting climatic and direct anthropogenic changes. *Sci Total Environ* 375:292–311
- Durand P et al (2006) Etude sur l'évolution des paramètres nitrates dans les eaux brutes des bassins versants Bretagne Eau Pure et des autres bassins versants bretons. Démarche Evaluation Programme Bretagne Eau Pure, Rapport INRA, INRA, Paris
- Ficklin DL et al (2010) Sensitivity of agricultural runoff loads to rising levels of CO<sub>2</sub> and climate change in the San Joaquin Valley watershed of California. *Environ Pollut* 158:223–234
- Gascuel-Odoux C et al (2010a) The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Sci Total Environ* 408:5657–5666
- Gascuel-Odoux C et al (2010b) Effect of the spatial distribution of physical aquifer properties on modelled water table depth and stream discharge in a headwater catchment. *Hydrol Earth Syst Sci* 14:1179–1194

- Gibelin AL, Déqué M (2003) Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable resolution model. *Clim Dyn* 20:327–339
- Girvetz EH et al (2009) Applied climate-change analysis: the climate wizard tool. *PLoS One* 4(12):e8320. doi:10.1371/journal.pone.0008320
- Houghton JT et al (2001) Contribution of working group I to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge
- Jacob D et al (2007) An inter-comparison of regional climate models for Europe: design of the experiments and model performance. *Clim Chang* 81:31–52
- Jung M et al (2010) Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. *Nature* 467:951–4
- Kruijt B et al (2008) Effects of rising atmospheric CO<sub>2</sub> on evapotranspiration and soil moisture: a practical approach for the Netherlands. *J Hydrol* 349:257–267
- Lémond J et al (2011) DRIAS: a step toward climate services in France. *Adv Sci Res* 6:179–186
- Liu H et al (2011) Predicting the wetland distributions under climate warming in the Great Xing'an Mountains, northeastern China. *Ecol Res* 26:605–613
- Luo Y et al (2013) Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality with a watershed modeling approach. *Sci Total Environ* 450–451:72–82
- Marshall E, Randhir T (2008) Effect of climate change on watershed system: a regional analysis. *Clim Chang* 89:263–280
- Mary B, Rémy J (1979) Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture. Signification des cinétiques de minéralisation de la matière organique humifiée. *Ann Agron* 30:513–527
- Mary B et al (1996) Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant Soil* 181:71–82
- Molenat J et al (2008) Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration in agricultural headwater catchment (France). *J Hydrol* 348:363–378
- Moriassi DN et al (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans ASABE* 50:885–900
- Oehler F et al (2007) Variations of denitrification in a farming catchment area. *Agric Ecosyst Environ* 120:313–24
- Oehler F et al (2009) Modelling denitrification at the catchment scale. *Sci Total Environ* 407:1726–1737
- Oliosio A et al (2010) Prise en compte du CO<sub>2</sub> dans le calcul de l'évapotranspiration de référence. Actes du colloque Climator. INRA, Paris
- Park JH et al (2010) Potential effects of climate change and variability on watershed biogeochemical processes and water quality in Northeast Asia. *Environ Int* 36:212–225
- Parry ML et al (2007) Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge
- Peterson BJ et al (2001) Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292:86–90
- Pinay G et al (2007) Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. *Freshw Biol* 52:252–266
- Shrestha R et al (2011) Modeling climate change impacts on hydrology and nutrient loading in the Upper Assiniboine catchment. *J Am Water Res Assoc* 48:74–89
- Solomon S et al (2007) Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge
- Sonnenborg T et al (2011) Assessment of climate change impacts on the quantity and quality of a coastal catchment using a coupled groundwater–surface water model. *Clim Chang* 113:1025–1048
- Stöckle CO et al (1992) A method for estimating the direct and climatic effects of rising atmospheric carbon dioxide on growth and yield of crops: part I. *Agric Syst* 38:225–238
- Stuart ME et al (2011) A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK. *Sci Total Environ* 409:2859–2873
- Themeßl MJ et al (2012) Empirical-statistical downscaling and error correction of regional climate models and its impact on the climate change signal. *Clim Chang* 112:449–468
- Tu J (2009) Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA. *J Hydrol* 379:268–283
- Wu Y et al (2012) Predicting impacts of increased CO<sub>2</sub> and climate change on the water cycle and water quality in the semi-arid James River Basin of the Midwestern USA. *Sci Total Environ* 430:150–160
- Xu Y, Yang ZL (2012) A method to study the impact of climate change on variability of river flow: an example from the Guadalupe River in Texas. *Clim Chang* 113:965–979
- Zhang L et al (2012) Response of non-point source pollutant loads to climate change in the Shitoukoumen reservoir catchment. *Environ Monit Assess* 184:581–594

## Supplementary Material 1

### Climatic Change

“Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France”

Jordy Salmon-Monviola, Pierre Moreau, Cyril Benhamou, Patrick Durand, Philippe Merot, François Oehler, Chantal Gascuel-Oudoux

INRA, UMR 1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France

### 1. Data collection and analytical procedures on the Kervidy-Naizin catchment (from Aubert et al. 2012)

Discharge at the outlet has been monitored daily since 1993 by a gauging station with a float-operating sensor and a data logger (Thalimedes OTT). The weather station at Kervidy (Cimel Enerco 516i) is located approximately one km from the outlet. It records hourly precipitation, air and soil temperatures, air humidity, global radiation and wind direction and speed, which allows the calculation of Penman evapotranspiration.

Major anions concentrations (nitrate, chloride and sulphate) have been measured from September 2000 to August 2010 (10 hydrological years). Stream water was manually daily sampled, without specific sampling during storm events. Samples were immediately filtered (0.2 µm) and stored in the dark at 4°C. During one hydrological year only (2002-2003) sampling frequency was reduced to once every 2-4 days. Major anion concentrations (nitrate, chloride and sulphate) were measured by ionic chromatography (DIONEX DX 100). Dissolved Organic Carbon (DOC) concentrations were measured with a total organic carbon analyser (Shimadzu TOC 5050A) with a precision of 5%, based on repeated measurements (n = 10) of freshly prepared standard solutions (K-phtalate). Water-table depth was measured with ultrasonic probes from 2000 to mid-2001, then by float-operated sensors (Thalimedes OTT) until December 2009, and every 15 min by pressure probes (Orpheus OTT) since then. Water-table chemistry was measured roughly every three months, providing 24 analyses for each piezometer from 2000-2010. After purging, shallow groundwater was sampled at the screen level using a Teflon bailer. Water was filtered immediately at 0.45 µm (GNWP) and then stored in the dark at 4°C. Anion concentrations were measured using an ionic chromatograph (DIONEX DX 100). From 2000-2010, mean nitrate concentration was 16.9 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> in the stream, 20.7 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> in mid-slope shallow groundwater, and 0.2 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> in the catchment's wetland.

## 2. Soil classes

Three classes of soils are considered (Fig. 1): (1) well-drained: no soil redoximorphic features within the first 80 cm; (2) intermediate: weak soil redoximorphic features at less than 80 cm; and (3) hydromorphic: intense redoximorphic features beginning at the surface.

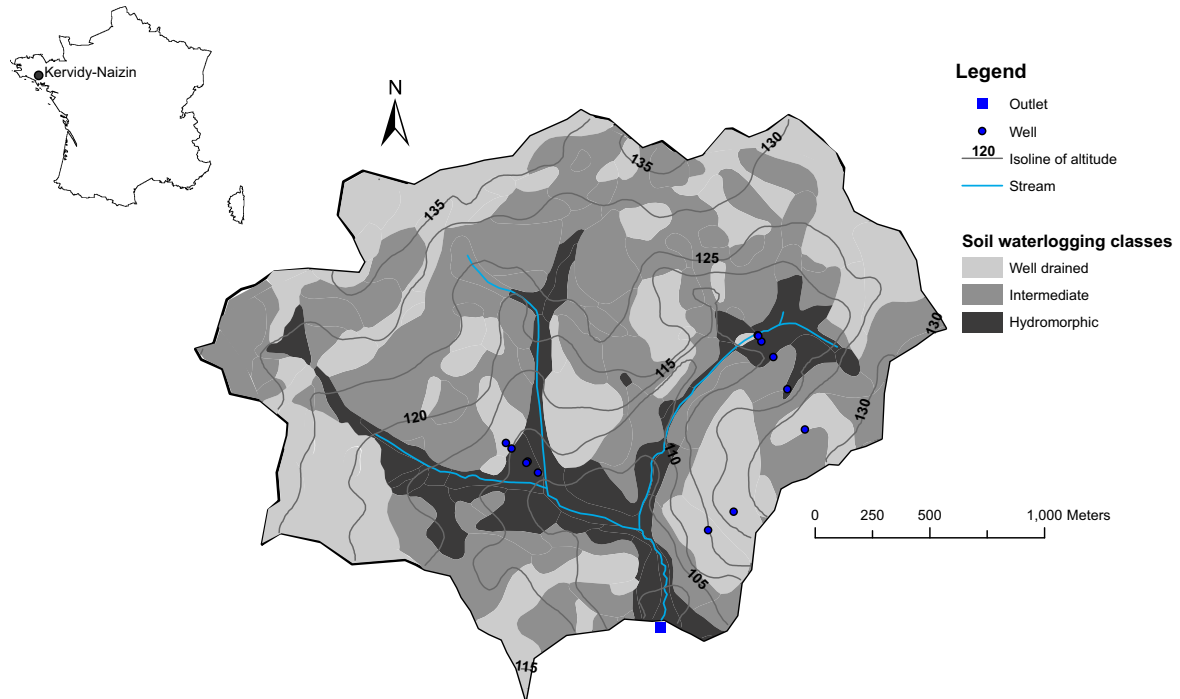


Fig. 1 Kervidy-Naizin catchment (5 km<sup>2</sup>, western France)

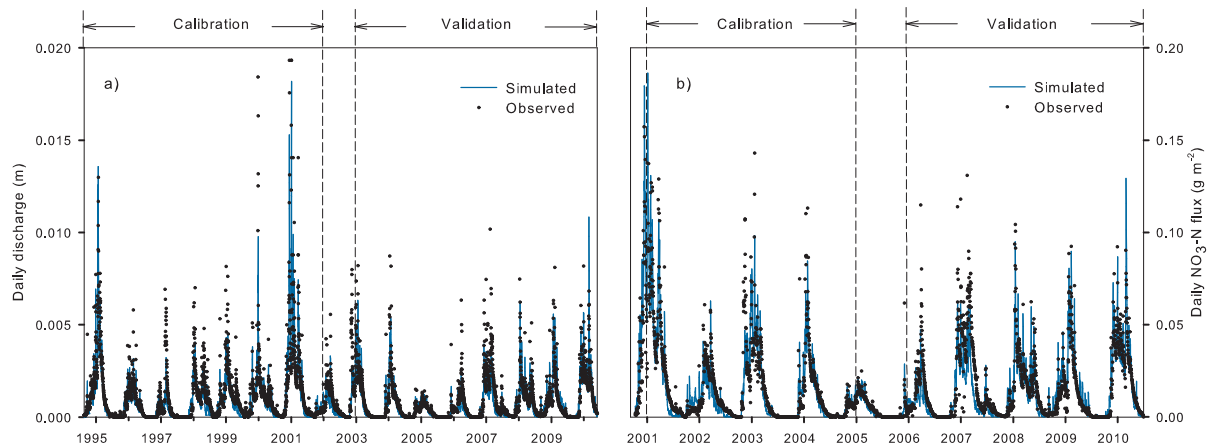


Fig. 2 Observed and predicted (a) discharge for the period 1995-2010 (calibration and validation periods are 1994-2002 and 2003-2010 respectively) and (b) daily flux of NO<sub>3</sub>-N for the period 2001-2010 (calibration and validation periods are 2001-2005 and 2006-2010, respectively)



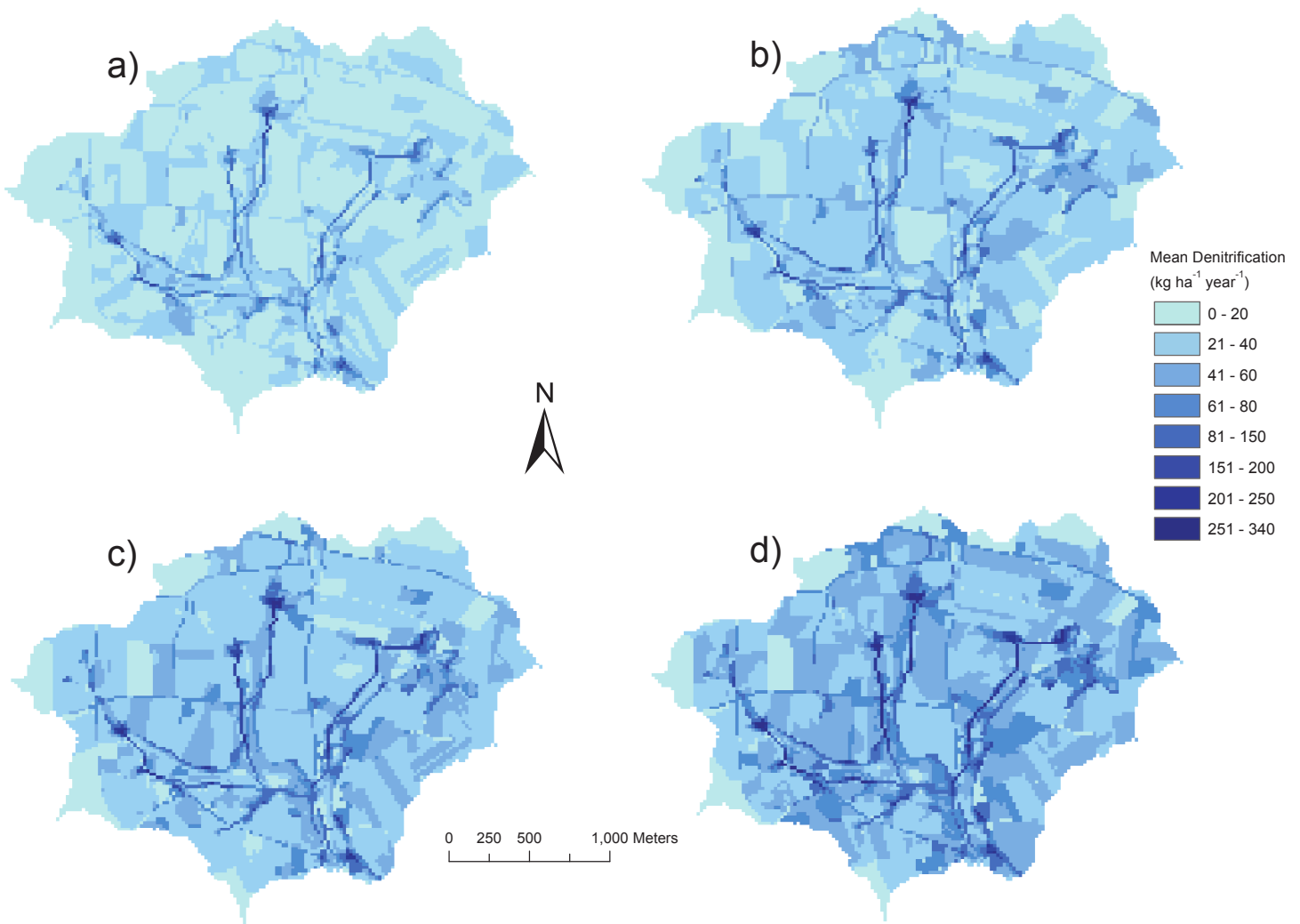


Fig. 3 Map of simulated mean annual denitrification for (a) the baseline period (1961-1990), (b) 2010-2039, (c) 2040-2069, and (d) 2070-2099

### 3. Reference

Aubert AH, Gascuel-Oudou C, Gruau G, Molénat J, Fauchoux M, Fauvel Y, Grimaldi C, Hamon Y, Jaffrézic A, Lecoq-Boutnik M, Petitjean P, Ruiz L, Merot Ph (2012) The chemical signature of a livestock farming catchment: synthesis from a high-frequency multi-element long term monitoring. *Hydrology and Earth System Sciences* 9:9715-9741



## Supplementary Material 2

### Climatic Change

“Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France”

Jordy Salmon-Monviola, Pierre Moreau, Cyril Benhamou, Patrick Durand, Philippe Merot, François Oehler, Chantal Gascuel-Oudou

INRA, UMR 1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France

### 1. Calibration and validation criteria

To assess accuracy of model predictions compared to observations, for calibration and validation phases the following popular criteria (Wu et al. 2012) were used:

1) The Percentage Bias (PBIAS) measures the mean difference between measurements and model simulations (Yapo et al. 1996). The optimal value of PBIAS is 0.0, with low-magnitude values indicating accurate prediction and positive or negative values indicating overprediction or underprediction bias, respectively:

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^N (Y_{i,sim} - Y_{i,obs})}{\sum_{i=1}^N Y_{i,obs}} * 100$$

2) The Nash-Sutcliffe Efficiency (NS) (Nash and Sutcliffe 1970) measures the goodness of fit, approaching unity if the simulation satisfactorily represents the observations. NS describes the explained variance of the observed values over time that is accounted for by the model. If the efficiency becomes negative, model predictions are worse than a prediction performed using the mean of all observations:

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Y_{i,sim} - Y_{i,obs})^2}{\sum_{i=1}^N (Y_{i,obs} - \bar{Y}_{obs})^2}$$

In general, model simulation can be judged as satisfactory if NSE > 0.50, and if PBIAS +/-25% for streamflow, and PBIAS +/-70% for nitrogen fluxes (Moriasi et al. 2007).

3) R<sup>2</sup> evaluates how accurately the model tracks the variation in observed values. It can reveal the strength and direction of a linear relation between predictions and observations. One difference between NS and R<sup>2</sup> is that only the former can interpret model performance in repeated individually observed values (Green and van Griensven 2008):

$$R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^N (Y_{i,obs} - \bar{Y}_{obs}) * (Y_{i,sim} - \bar{Y}_{sim}))^2}{\sum_{i=1}^N (Y_{i,obs} - \bar{Y}_{obs})^2 * \sum_{i=1}^N (Y_{i,sim} - \bar{Y}_{sim})^2}$$

where N is number of observation/prediction data for comparisons; Y<sub>i,obs</sub> and Y<sub>i,sim</sub> are observed and simulated data, respectively, on each time step i (e.g., day or month); and  $\bar{Y}_{obs}$  and  $\bar{Y}_{sim}$  are mean values for observation and simulation during examination period.

## 2. References

Green CH, van Griensven A (2008) Autocalibration in hydrologic modeling: using swat2005 in small-scale watersheds. *Environ Model Softw* 23(4):422-434

Moriasi DN et al (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans ASABE* 50:885-900

Nash JE, Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models, I, A discussion of principles. *J Hydrol* 10:282-90

Wu Y et al (2012) Hydrological effects of the increased CO<sub>2</sub> and climate change in the Upper Mississippi River Basin using a modified SWAT. *Clim Change* 110:977-1003

Yapo PO et al (1996) Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models: sensitivity to calibration data. *J Hydrol* 181:23-48

## **Supplementary Material 3**

### **Climatic Change**

“Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France”

Jordy Salmon-Monviola, Pierre Moreau, Cyril Benhamou, Patrick Durand, Philippe Merot, François Oehler, Chantal Gascuel-Odoux

INRA, UMR 1069, Soil Agro and hydroSystem, F-35000 Rennes, France

Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France

### **Description of the agro-hydrological model TNT2**

#### **1. General characteristics**

We used the Topography-based Nitrogen Transfer and Transformation model TNT2 (Beaujouan et al. 2002), a process-based and spatially explicit model simulating water and N fluxes at a daily time step at the watershed scale. TNT2 is dedicated to accurately simulate the N cycle and to analyze the influence of agricultural practices on N fluxes and storage at different temporal scales (Beaujouan et al. 2001; Viaud et al. 2005; Ferrand et al. 2011; Moreau et al. 2012a, 2013; Benhamou et al. 2013). It has also been used for operational objectives: to test the effect of mitigation options proposed by local stakeholders (Moreau et al. 2012b) or public-policy makers (Durand et al. 2006), on nitrate content at the outlet of the catchment.

The TNT2 model comprises (1) the generic soil-vegetation-atmosphere transfer model STICS (Brisson et al. 1998), (2) the fully distributed hydrological model TNT based on the TOPMODEL hypotheses (Beven and Kirby 1979) and (3) the denitrification sub-model adapted from NEMIS (Henault and Germon 2000), which simulates heterotrophic denitrification in soils according to water, nitrate content and temperature. The originality of TNT2 is its ability to take into account spatial interactions.

Model inputs and parameters include (1) a Digital Elevation Model (DEM) in raster format; (2) a landscape pattern in raster format delineating the agricultural fields, roads, hydrological network and landscape features (wetlands, hedgerows, etc.); (3) a map of homogeneous soil and sub-soil zones, which have the same hydrological parameter values, in raster format; (4) a climate map in raster format enabling potential climate gradients within the watershed; (5) daily climate data (i.e., minimum and maximum air temperature, precipitation, PET, global radiation) in each climate area; (6) 20 soil characteristics for each soil type represented on the soil map and (7) agricultural practices (mineral and

organic fertilization, sowing date, etc.) and crop sequences in each field during the simulation period. Radiation input is global in the sense that is obtained by summation of the direct, diffuse and terrain-reflected components at the earth's surface (Piedallu and Gégout 2007).

Each cell of the grid is split vertically into three zones, namely from top to bottom: shallow soil, deep soil and weathered rock (groundwater). The shallow and deep soils are divided into layers. Water movement is modeled by a double porosity, capacity scheme (retention porosity and drainage porosity). The model computes the quantities of water and nitrate ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) in each soil and groundwater layer of each cell, for each agricultural field and for each soil zone. From these data, water flux and nitrate concentration and flux at the outlet can be computed.

## **2. Hydrological sub-model**

The main hypotheses derived from TOPMODEL in TNT2 are that: (1) the hydraulic gradient in each cell is constant and controlled by topography. The gradient is calculated from the DEM at the beginning of the simulation; (2) the hydraulic transmissivity decreases exponentially with depth.

In TNT2, to represent heterogeneity in nitrogen (N) inputs and water paths, the uniform recharge assumption of TOPMODEL is relaxed. The model is based on a daily water-balance calculation for each cell and computes an explicit cell-to-cell multi-directional routing, based on a D8 algorithm (Ocallaghan and Mark 1984). Water balance in river cells is calculated as in other cells, but all the calculated outflows (overland flow, exfiltration and subsurface flow) are assumed to be drained by the river and are routed directly from the river cell to the outlet without any interaction with other cells. The travel time in the stream is ignored.

## **3. The agronomic sub-model**

### **3.1. General characteristics of the sub-model**

The agronomic sub-model in TNT2 is based on the STICS model. STICS is 1-D dynamic soil-crop simulation model (Brisson et al. 1998; Brisson et al. 2002; Brisson et al. 2003; Brisson et al. 2009). STICS simulates at a daily time step the water, N and carbon budgets of the soil-plant system as affected by climate, soils and crop management. Crop management in the agronomic sub-model of TNT2 requires the schedule of agricultural practices represented by a set of operations (i.e., tillage, sowing, mineral and organic N applications with amount and type, harvesting) (Salmon-Monviola et al. 2012). The model can be used on successive crop sequences without re-initialization every year.

Evapotranspiration, nitrate and water uptake by plants and nitrogen transformations in soil are calculated. Water percolation and nitrate leaching are computed using cascading horizontal layers similar to the model of Burns (1976). The daily water budget allows calculation of the water status of the soil, including actual evaporation and crop transpiration, as well as indices of water stress, which reduce leaf growth and net photosynthesis of plants. It is based on estimating the water requirements of the soil-leaf system on the one hand and on the water supply to the soil-root system on the other. The daily nitrogen budget takes into account mineralization from humus and crop residues, nitrogen absorption and symbiotic N<sub>2</sub> fixation for leguminous crops.

The STICS model was initially parameterized and validated for bare soil and wheat and maize crops (Brisson et al. 1998), but it has since then been adapted for other crops such as rapeseed, sunflower, soybean, flax, tomato, sorghum, lettuce, white mustard, sugar beet and potato (Brisson et al. 2003).

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 (13-17 years, Constantin et al. 2012), and used for long term (60 years) simulations of catch crop scenarios (Constantin et al. 2012). Validation of STICS predictions of plant growth and nitrate leaching were made at the field scale for wheat and maize, including N exported by crops (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). Predicted mineralisation of residues was validated by Nicolardot et al. (2001), and catch-crop management effects were parameterised and validated by Dorsainvil (2002), Justes et al. (2004), Justes and Mary (2004) and Dorsainvil et al. (2005). From a study on N accumulation in pea-barley intercrops (Corre-Hellou et al. 2009), a good agreement between observed N<sub>2</sub> fixation and that predicted by STICS was shown. Prediction of N uptake by woody vegetation has been validated with measurements by Benhamou et al. (2013).

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 (Moreau et al. 2012b). Part of this module is based on a mass-balance approach to modelling the annual N cycle under grazing (Scholefield et al. 1991). This module dynamically computes N deposited in cattle manure during grazing and N volatilisation. Rigorous validation of the grassland module has not been performed because few grazing experiments have measured N losses (volatilisation and deposition in cattle manure).

Atmospheric wet and dry N depositions were estimated by kriging the results predicted by the EMEP program (European Monitoring and Evaluation Programme) and available in the UNECE/EMEP air-quality database (EMEP 2000).

Name of variable	Origin of values	Validation
N deposition	Database (EMEP 2000)	-
N fertiliser	From surveys	-
N manure	From surveys	-
N fixation	Dynamically computed (from STICS, Brisson et al. 2003)	Not validated for this study. Validated in Corre-Hellou et al. 2009
N deposited in cattle manure during grazing	Dynamically computed (from Scholefield et al. 1991)	Not validated for this study
N flux to stream	Dynamically computed	Validated from observations
N denitrification	Dynamically computed (from Oehler et al. 2009)	Validated from Oehler et al. (2007, 2009)
N volatilisation	Dynamically computed (from Scholefield et al. 1991)	Not validated for this study
N exported by crops	Dynamically computed (from STICS, Brisson et al. 2003)	Validated for wheat and maize (Brisson et al. 2002) and for other crops (Brisson et al. 2009)
N storage in woodland areas	Dynamically computed (from STICS, Brisson et al. 2003)	Validation of N uptake by woody vegetation in Benhamou et al. (2013). N storage corresponds to 60% of N uptake
N mineralisation	Dynamically computed (from STICS, Brisson et al. 2003)	Validated from Mary and Rémy (1979) and Mary et al. (1996)

Table 1. Name of main N variables used in study. Origin of values and elements of validation.

### 3.2. Mineralisation modeling

Net nitrogen mineralisation in the soil is the sum of humus mineralisation and the mineralisation of organic residues (crop residues or organic wastes) (Brisson et al. 2003) (see equations details in Brisson et al. 1998). The former process is permanent and is always positive, whereas the second process varies in relation to the C/N ratio of the organic residues and can be either positive (net mineralisation) or negative (net immobilisation).

Humus mineralisation depends on the humified organic nitrogen reserve, soil texture (clay and  $\text{CaCO}_3$  contents), soil temperature and soil moisture. Soil tillage is assumed to not directly influence humus mineralisation.

Mineralisation of organic residues depend on their decomposition rate, which itself depends on the nature of organic residues (origin and C/N ratio), the depth at which they are incorporated into the soil, temperature and soil moisture conditions. Eight categories of organic residue have been defined. The fate of each category is simulated separately, according to the model described by Nicolardot et al. (2001). Net nitrogen mineralisation (positive or negative) resulting from the decomposition of the residues varies according to the C/N ratio of 3 compartments: organic residues, microbial biomass and humified organic matter (Fig. 1). Mineral nitrogen was assumed to be in the chemical form of nitrate, which is justified in a temperate soil/climatic context where, during the mineralisation/nitrification processes, ammonium is very transient.

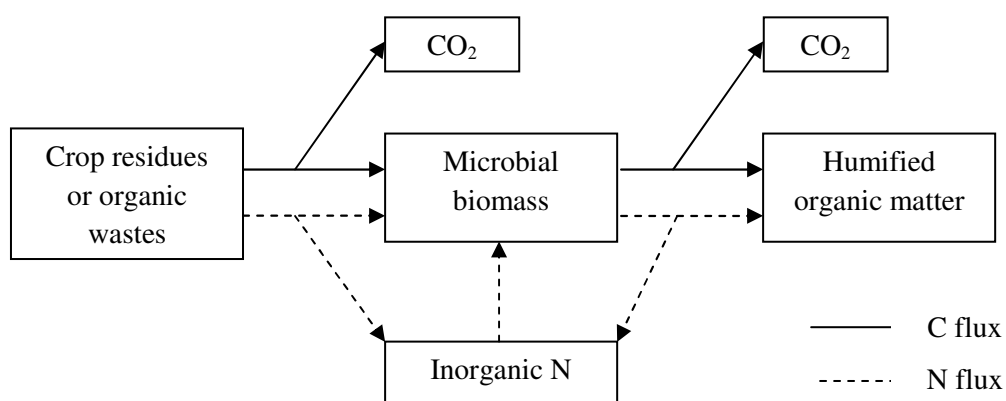


Fig 1. Diagram of the model describing the C and N fluxes occurring during the decomposition of organic residues in soil by the microbial biomass (see details in Nicolardot et al. 2001)

#### 4. Denitrification sub-model

The denitrification sub-model in TNT2 simulates heterotrophic denitrification (biological reduction of  $\text{NO}_3^-$  or nitrite  $\text{NO}_2^-$  to  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{N}_2$  in the absence of  $\text{O}_2$ ) in soils according to water saturation, denitrification potential, nitrate content, temperature and a function depending on water residence time (Oehler et al. 2009).

The denitrification sub-model is based on the NEMIS model (Henault and Germon 2000) which uses a common formalism (Heinen 2006; Sogbedi et al. 2001; Johnsson et al. 1991):

$$Da = Dp \times f_N \times f_S \times f_T \quad (1)$$

with

$$f_N = \frac{N}{K+N} \quad (2)$$

$$f_S = \left( \frac{S-St}{S_m-St} \right)^w \quad (3)$$

$$f_T = Q_{10}^{(T-Tr)/10} \quad (4)$$

$Da$  is the denitrification rate ( $\text{g N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) and  $Dp$  is potential denitrification ( $\text{g N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ).

$f_N$  is a dimensionless nitrate function, where  $N$  is the actual soil nitrate content ( $\text{mg N kg}^{-1}$  soil) and  $K$  is soil nitrate content ( $\text{mg N kg}^{-1}$  soil) when  $f_N=0.5$ .

$f_S$  is a dimensionless function of water saturation, where  $S$  is the water filled pore space (WFPS),  $St$  the WFPS threshold below which denitrification does not occur and  $S_m$  the maximal WFPS (in our case  $S_m=1$ ),  $w$  a parameter.

$f_T$  is a dimensionless function of soil temperature  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $Tr$  is the reference temperature where the potential denitrification  $Dp$  was determined, and  $Q_{10}$  is the increase factor for an increase in  $T$  by 10  $^{\circ}\text{C}$ .

A reduction function depending of water residence time was added to NEMIS model to consider the oxygen supply from circulating, oxygen-saturated soil water (Bidois 1999), in the adjusted form:

$$f_{Trs} = \frac{1.5 \times Trs - 1.5}{1 + Trs} \quad (5)$$

$Trs$  is the average residence time for the current day (ratio between pore volume and the inflowing volume of water). For  $Trs > 5$  days,  $f_{Trs}=1$ . This equation is derived from a simple modelling of oxygen



dynamics in an open, well-mixed reservoir of constant volume where oxygen is consumed at a constant rate and supplied by a regular flow of oxygen saturated water.

Thus the TNT2 denitrification sub-model is of the form:

$$Da = Dp \times f_N \times f_S \times f_T \times f_{Trs} \quad (6)$$

The high sub-grid variability in soil denitrification rates is implicitly included in the model using non-linear functions (Eq. 1 to 6). Also, soil layers in each cell are represented separately, allowing consideration of soil heterogeneity. Denitrification in soils occurs within a soil-moisture range of 26-100% (Oehler et al. 2009).

The denitrification sub-model estimates the permanent removal of  $\text{NO}_3\text{-N}$  from the terrestrial landscape. There is no estimation, however, of the various products of  $\text{NO}_3\text{-N}$  transformation by denitrification. Heterotrophic denitrification can occur in a cell located in the stream. In this type of cell, soil is often saturated, which promotes denitrification.

In-stream denitrification, in the hyporheic zone of streambeds (Ranalli and Macalady 2010; Boyer et al. 2006), is not modelled in TNT2. We assume that in the small watersheds for which TNT2 is used, this process is negligible given the low in-stream water residence time (ca. 3 hours in Kervidy-Naizin) and portion of the stream can dry in summer. As direct measurement of in-stream denitrification remains complicated, we have not verified this assumption. However, by calculating a river retention factor  $R_{\text{retention}}$  (Dupas et al. 2013), similar to that of Boyer et al. (2006), the model can estimate a mean annual rate of N removal from streams:

$$R_{\text{retention}} = e^{(-\alpha_j \times T/D)} \quad (7)$$

where  $\alpha_j$  is a mass-transfer coefficient calibrated with national data, since recent models have been developed to estimate these hydraulic characteristics of rivers at the French national scale (Pella et al. 2012).  $T$  is the mean residence time (the ratio of reach length over mean stream velocity), and  $D$  is the mean stream depth. Estimation of  $R_{\text{retention}}$  for the Kervidy-Naizin catchment gives a mean annual rate of 4% of potential in-stream nitrate removal. Given that a portion of the stream can dry in summer, the actual removal might be somewhat less.

## 5. References

- Beaudoin N, Saad JK, Van Laethem C, Machet JM, Maucorps J, Mary B (2005) Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agr Ecosyst Environ* 111(1-4):292-310
- Beaujouan V, Durand P, Ruiz L (2001) Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecol Model* 137(1):93-105
- Beaujouan V, Durand P, Ruiz L, Arousseau 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. *Hydrol Process* 16(2):493-507
- Benhamou C, Salmon-Monviola J, Durand P, Grimaldi C, Merot Ph (2013) Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agr Water Manage* 121:62-72
- Beven K, Kirkby MJ (1979) A physically based variable contributing area model basin hydrology. *Hydrol Sci Bull* 24 :43-69
- Bidois J (1999) Aménagement de zones humides ripariennes pour la reconquête de la qualité des eaux: expérimentation et modélisation. PhD Thesis, Université de Rennes
- Boyer EW, Alexander RB, Parton WJ, Li CS, Butterbach-Bahl K, Donner SD, Skaggs RW, Del Grosso SJ (2006) Modeling denitrification in terrestrial and aquatic ecosystems at regional scales. *Ecol Appl* 16:2123-2142
- Brisson N et al (1998) STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balance. 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 et al (2002) STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie* 22(1):69-92
- Brisson N, Gary C, Justes E, Roche et al (2003) An overview of the crop model STICS. *Eur J Agron* 18: 309-332
- Brisson N, Launay M, Mary B, Beaudoin N (2009) Conceptual Basis, Formalisations and Parameterisation of the STICS Crop Model. QUAE, INRA
- Burns IG (1976) Equations to predict the leaching of nitrate uniformly incorporated to a known depth or uniformly distributed throughout a soil profile. *J Agric Sci* 86:305-313

Corre-Hellou G, Faurea M, Launay M, Brisson N, Crozat Y (2009) Adaptation of the STICS intercrop model to simulate crop growth and N accumulation in pea–barley intercrops. *Field Crop Res* 113 :72-81

Dorsainvil F (2002) Evaluation de l'impact environnemental des cultures intermédiaires sur les bilans d'eau et d'azote. PhD Thesis, INA Paris-Grignon

Dorsainvil F, Durr C, Justes E, Carrera A (2005) Characterisation and modelling of white mustard (*Sinapis alba* L.) emergence under several sowing conditions. *Eur J Agron* 23(2):146-158

Dupas R, Curie F, Gascuel-Odoux C, Moatar F, Delmas M, Parnaudeau V, Durand P (2013) Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Sci Total Environ* 443:152-162

EMEP (2000) EMEP (The Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe) measurement database. <http://www.emep.int/>

Ferrant S, Oehler F, Durand P, Ruiz L, Salmon-Monviola J, Justes E, Dugast P, Probst A, Probst JL, Sanchez-Perez JM (2011) Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *J Hydrol* 406(1-2):1-15

Heinen M (2006) Simplified denitrification models: overview and properties. *Geoderma* 133:444-463

Henault C, Germon JC (2000) NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *Eur J Soil Sci* 51:257-270

Johnsson H, Klemetsson L, Nilsson A, Svensson BH (1991) Simulation of field scale denitrification losses from soils under grass ley and barley. *Plant Soil* 138:287-302

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* pp 122-30

Mary B et al (1996) Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 181:71-82

Mary B and Rémy J (1979) Essai d'appréciation de la capacité de minéralisation de l'azote des sols de grande culture I. Signification des cinétiques de minéralisation de la matière organique humifiée. *Annales Agronomiques* 30:513-527

Moreau P, Ruiz L, Raimbault T, Vertès F, Cordier MO, Gascuel-Oudou C, Masson V, Salmon-Monviola J, Durand P (2012a) Modeling the potential benefits of catch-crop introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape. *Sci Total Environ* 437:276-284

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. *Agric Ecosyst Environ* 147:89-99

Moreau P, Ruiz L, Vertes F, Baratte C, Delaby L, Faverdin P, Gascuel-Oudou C, Piquemal B, Ramat E, Salmon-Monviola J, Durand P (2013) CASIMOD'N: an agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agric Syst* 118:41-51

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 Soil* 228(1):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 pp 143-61

Ocallaghan JF, Mark DM (1984) The extraction of drainage networks from digital elevation model data. *Computer Vision Graphics and Image Processing* 28:323-344

Oehler F, Bordenave P, Durand P (2007) Variations of denitrification in a farming catchment area. *Agric Ecosyst Environ* 120:313-324

Oehler F, Durand P, Bordenave P, Saadi Z, Salmon-Monviola J (2009) Modelling denitrification at the catchment scale. *Sci Total Environ* 407:1726-1737

Pella H, Lejot J, Lamouroux N, Snelder T (2012) The theoretical hydrographical network (RHT) for France and its environmental attributes. *Géomorphologie : relief, processus, environnement* 3:317-336

Piedallu C, Gégout JC (2007) Multiscale computation of solar radiation for predictive vegetation modeling. *Ann For Sci* 64:899-909

Ranalli A, Macalady D (2010) The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds - A review of the scientific literature. *J Hydrol* 389:406-415

Salmon-Monviola J, Durand P, Ferchaud F, Oehler F, Sorel L (2012) Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Comput Electron Agric* 81:1-13

Schnebelen N, Nicoullaud B, Bourennane H, Couturier A, Verbeque B, Revalier C et al (2004) The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agron Sustain Dev* 24(6-7):423-435

Scholefield D, Lockyer DR, Whitehead DC, Tyson KC (1991) A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil* 132:165-177

Sogbedi JM, van Es HM, Huton JL (2001) N fate and transport under variable cropping history and fertilizer rate on loamy sand and clay loam soils: I. Calibration of the LEACHM model. *Plant Soil* 229:57-70

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. *Agr Water Manage* 74:135-163

### **5.3. Conclusion**

Dans ce chapitre, le modèle agro-hydrologique distribué TNT2 est utilisé pour l'évaluation de l'impact du changement climatique sur la quantité et la qualité de l'eau. Les données correspondant au scénario évalué (A1B) sont issues du modèle Arpège-climat de Météo-France. Une méthode de descente d'échelle a été appliquée sur ces données pour réaliser cette étude d'impact au niveau d'un petit bassin versant agricole. Le modèle TNT2 a été adapté pour analyser l'effet de l'évolution de la teneur en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère sur la physiologie des plantes. En effet, la photosynthèse, moteur de la croissance et donc du développement des cultures, augmente avec la teneur en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère, en même temps que la conductance stomatique diminue. L'ampleur de cette augmentation est plus importante pour les plantes en C3 que pour les plantes en C4. La prise en compte de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique se fait donc à deux niveaux : 1) l'effet du CO<sub>2</sub> sur le fonctionnement stomatique (effet anti-transpirant) par la correction des valeurs d'ETP ; 2) l'effet du CO<sub>2</sub> sur l'accroissement de la biomasse, en différenciant les plantes en C4 et en C3.

Les résultats de cette étude ont confirmé l'importance de notre hypothèse initiale relative à l'effet du changement climatique et l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique sur les composantes du cycle hydrologique et de l'azote d'un petit bassin versant agricole. Les résultats ont mis en évidence, entre les périodes successives de 30 ans jusqu'à l'horizon 2100, une diminution significative de l'ETR moyenne annuelle, du débit annuel et de l'extension des zones humides. Une diminution de la recharge de la nappe et de l'humidité des sols au printemps a également été estimée. La prise en compte dans le modèle agro-hydrologique du forçage physiologique exercé par l'augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique introduit des effets de régulation liés à des rétroactions négatives (c'est-à-dire contrebalançant un processus en jeu). Les résultats montrent en effet que les simulations, sans prise en compte du CO<sub>2</sub>, conduisent à surestimer la diminution des débits annuels et à sous-estimer l'extension des zones humides et la diminution de l'ETR.

Le changement climatique, décrit dans le scénario A1B, pourrait également influencer le cycle de l'azote, particulièrement sur la période 2070-2099 par rapport au scénario de base, en augmentant le processus de minéralisation du sol, en augmentant la dénitrification des sols dans les zones humides et en diminuant les flux de nitrate à l'exutoire. Des résultats

complémentaires (Annexe B) montrent l'effet positif du CO<sub>2</sub> sur les rendements des cultures (blé, maïs, prairie). Le rendement du blé augmente de manière significative, et cette augmentation est plus importante que celle du maïs. Le changement climatique aura un impact modéré et plutôt positif sur les rendements de la prairie.

Ces résultats sont obtenus en faisant l'hypothèse d'un fonctionnement stationnaire des processus dans le bassin versant. Par exemple, la diminution des flux d'azote à l'exutoire du bassin versant, liée à l'augmentation de la dénitrification dans les zones humides, donc à l'activité dénitrifiante des micro-organismes, repose sur une hypothèse de fonctionnement biologique à l'identique de l'actuel. Or ces zones peuvent subir des perturbations de leur fonctionnement, notamment lors de séquences climatiques atypiques. L'invariance des systèmes de productions agricoles est aussi une hypothèse forte. Il est en effet extrêmement peu probable, compte tenu des changements planétaires à venir (liés au changement climatique, mais aussi à la transition alimentaire, au développement de l'agroécologie, etc.) que l'agriculture bretonne reste la même dans le futur. Nous nous sommes également appuyés uniquement sur une hypothèse 'médiane' du changement climatique à travers le scénario A1B du GIEC.

Les incertitudes inhérentes à ce type d'étude prospective, s'appuyant sur une chaîne de modélisation complexe, doivent nous inciter à la prudence. Les sources d'incertitude sont en effet nombreuses : scénario, modèle climatique, descente d'échelle, données, modèle agro-hydrologique. Pour mieux estimer ces incertitudes, les tendances pourraient être confrontées à d'autres résultats par une démarche d'ensemble modeling, c'est-à-dire à travers l'utilisation de plusieurs scénarios et modèles climatiques et plusieurs méthodes de descente d'échelle.

Malgré ces hypothèses et ces incertitudes, les grandes tendances et les ordres de grandeur de changements possibles obtenus dans cette étude permettent déjà de mener une réflexion intéressante sur les conséquences du changement climatique sur la quantité et la qualité de l'eau dans un petit bassin versant agricole. Ce cadre de modélisation pourrait être également appliqué à d'autres questions scientifiques notamment l'évaluation de scénarios d'adaptation des cultures au climat (avancement des dates de semis des cultures, choix de variétés précoces, etc.).

Ce cas d'étude a également permis de développer des méthodologies et d'apporter des éléments de réflexion sur la question plus large de la capacité des modèles agro-hydrologiques à évaluer les changements. Ces éléments sont développés dans le chapitre 6.





## **Chapitre 6 : Conclusion générale**

## **6.1. Synthèse des résultats**

Au cours de l'introduction, nous avons identifié trois questions de recherche qui ont constitué le fil directeur de cette thèse. Ce chapitre synthétise les résultats marquants et apporte des éléments de réponses à ces questions de recherche.

### 6.1.1. Modélisation de la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures

La dégradation de la qualité de l'eau par les pollutions diffuses est une conséquence de l'évolution des activités agricoles, de leur nature mais aussi de la façon dont elles s'organisent au sein du bassin versant. La modélisation des transferts d'éléments chimiques dans les bassins versants implique donc une représentation de la distribution spatio-temporelle des systèmes de cultures à des résolutions aussi fines que la parcelle agricole. Cette dynamique est représentée différemment selon les questions posées sur ce territoire et selon certaines contraintes comme la disponibilité des données.

**Dans le chapitre 2, le modèle CSAM, adapté pour simuler la dynamique des systèmes de cultures dans des bassins versants de méso-échelle, a été présenté.** Dans ce modèle, trois niveaux de description des activités agricoles ont été représentés : 1) les systèmes de production : les exploitations agricoles 2) les successions de cultures 3) les séquences d'opérations techniques associées. Avec ces trois niveaux, le modèle simule, à partir de données observées sur l'occupation du sol et les pratiques culturelles pour chaque type d'exploitation, la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures passées, pour des évaluations ex-post. Il permet également, à partir d'une base de connaissance sur l'occupation du sol et des pratiques culturelles, de construire sous forme numérique des scénarios prospectifs portant sur des systèmes de cultures pour leur évaluation ex-ante. Le modèle nécessite la définition d'une typologie des exploitations, basée sur les successions de culture et les pratiques culturelles observées, notamment celles de fertilisation.

A partir de cette typologie d'exploitation et des données associées, le modèle simule la dynamique des systèmes de cultures en trois temps successifs et selon **trois approches** :

- **Des chaînes de Markov** de premier ordre permettent de simuler les cultures principales (occupation du sol en été). Ces chaînes sont définies à partir de données issues d'enquêtes pour des évaluations ex-post. Le contenu des chaînes de Markov est modifié en fonction du scénario pour des évaluations ex-ante.

- **Des règles expertes** permettent de simuler l'occupation du sol en hiver, en fonction de deux étés successifs déjà simulés. Ces cultures de transition sont rarement représentées dans les modèles d'allocation de culture alors que les cultures d'hiver notamment les cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) (la moutarde ou le ray-gras par exemple) sont des options de mitigation efficaces (Thorup-Kristensen et al., 2003 ; Moreau et al., 2012). Les CIPAN peuvent aussi avoir un effet sur les rendements des cultures suivantes (Moreau et al., 2012). Ces couverts étant obligatoires dans certaines régions, il est donc important de pouvoir les simuler pour évaluer des scénarios incluant ce type de réglementation. Les effets des CIPAN sont généralement étudiés au niveau de la parcelle (Beaudouin et al., 2005 ; Perderson et al., 2009) alors qu'ici le modèle CSAM permet d'étudier cet effet sur l'ensemble d'un bassin versant.

- **Une méthode d'optimisation, basée sur l'algorithme du Knapsack**, permet d'affecter à chaque culture, de chaque parcelle de chaque exploitation, une pratique culturale. Cette affectation répond à des contraintes de surface pour chaque pratique culturale et pour chaque culture définie au niveau de chaque exploitation.

**La capacité du modèle CSAM, à simuler des systèmes de cultures cohérents et réalistes, a été démontré sur un cas d'étude** (reconstitution de pratiques agricoles passées et un scénario à pratiques constantes) sur le bassin versant du Frémur (Morbihan, France). Ce modèle est ensuite couplé au modèle agro-hydrologique TNT2 pour simuler l'effet des systèmes de cultures sur les flux d'eau et d'azote. La validation de ce type de modèle est particulièrement difficile car il simule des systèmes de cultures au niveau de la parcelle, alors que ce type d'observations sont souvent inexistantes. Malgré cette difficulté, une validation du modèle CSAM a été effectuée aux différentes étapes de la méthode à partir de critères

qualitatifs et quantitatifs. Une validation du modèle de succession des cultures d'été, testant l'hypothèse d'un processus de Markov, a été réalisée en comparant les zones de cultures d'été simulées et observées. La validation de la couverture des sols en hiver a été qualitative, basée uniquement sur la reproduction d'une tendance à la baisse de la proportion de sols nus. La validation des quantités d'azote apportées par fertilisation a été également qualitative, basée essentiellement sur la tendance de diminution globale des quantités d'azote appliquées sur le bassin versant observée à partir d'enquêtes.

**Le modèle CSAM simule la dynamique de systèmes de cultures par type d'exploitation et spatiale ces systèmes au niveau des parcelles.** Ces caractéristiques de CSAM sont innovantes car dans la plupart des approches de modélisation agro-hydrologique, les systèmes de cultures ne sont pas spatialement distribués et sont souvent résumés à la distribution de la superficie de ces systèmes pour un ensemble d'exploitations (Leenhardt et al., 2010 ; Dury et al., 2012).

L'évaluation de l'impact de scénarios de pratiques agricoles au niveau de bassins versants par modélisation nécessite, notamment dans le contexte des bassins versants Bretons, de réaliser des simplifications. Le niveau de complexité du modèle doit en effet être adapté à la disponibilité et la complexité des données, à l'échelle étudiée et au type d'étude. **En raison du manque de données et donc de connaissances sur les facteurs de décisions sur les systèmes de cultures, le modèle CSAM propose une approche où le processus de décision des agriculteurs n'est pas représenté de façon explicite.** Il est néanmoins pris en compte de manière empirique à partir de matrices de transition construites à partir des données et des règles basées sur des connaissances d'experts. Ce modèle représente un niveau intermédiaire de complexité entre des approches de répartition des systèmes de cultures non spatialisés (Leenhardt et al., 2010) et des modèles qui prennent en compte de façon explicite les décisions relatives aux systèmes de cultures, ce qui requiert généralement une quantité importante d'information sur les logiques d'action des agriculteurs, elles-mêmes déduites de nombreuses données.

Le modèle CSAM, couplé au modèle agro-hydrologique TNT2, a été utilisé pour des approches scientifiques (Moreau et al, 2012 ; Benhamou et al., 2013 ; McDowell et al., 2014 ; Durand et al., 2015) mais aussi dans de nombreux contextes opérationnels (Durand et al., 2006 ; Durand et al., 2008 ; Raimbault et al., 2009).

### 6.1.2. Modélisation du niveau exploitation et des processus de décision des agriculteurs

Le niveau exploitation considéré comme un système décisionnel pour la construction des systèmes de cultures ainsi que ses interactions avec le système biophysique que constitue le bassin versant agricole, ne sont souvent pas suffisamment pris en compte dans les modèles agro-hydrologiques. Dans le modèle CSAM, ce niveau est représenté par le biais d'une typologie d'exploitations, ce qui permet de rendre compte de la diversité des logiques décisionnelles des différents systèmes de production, sans cependant modéliser explicitement ces logiques.

**Une première représentation du système de production a été réalisée dans le modèle NITROSCAPE** (Duretz et al., 2011), développé dans le cadre du projet européen NITROEUROPE. Dans ce modèle sont représentés : i) les transferts de Nr au niveau de l'exploitation, notamment au niveau des bâtiments d'élevage et des aires de stockage d'aliments et de lisier/fumier ; ii) les échanges à l'extérieur des limites du paysage considéré, notamment les importations d'engrais et d'aliments pour les animaux, les exportations des cultures et de lisier/fumier. Dans cette approche, les décisions des agriculteurs n'ont cependant pas été représentées.

Nous avons développé une **meilleure représentation du niveau exploitation et des décisions des agriculteurs** relatives aux applications d'herbicides (Chapitre 3), à travers le **modèle SACADEAU**. Ce modèle avait pour objectif d'analyser les effets de ces décisions, conditionnées par des contraintes techniques et environnementales, sur la répartition spatio-temporelle des applications dans le bassin versant, et par conséquent sur la contamination en herbicides des eaux superficielles. Le cadre d'utilisation du modèle SACADEAU est celui des applications portant sur le désherbage du maïs dans des contextes de nappe superficielle et de systèmes agricoles où la part du maïs dans l'assolement est importante. Différents points originaux de ce travail peuvent être soulignés.

**Le modèle décisionnel SACADEAU a été co-construit dans une démarche collaborative entre chercheurs et acteurs de terrains**, comme l'animateur du SAGE en charge du bassin versant du Frémeur, ou des experts agronomes de chambres d'agriculture (Ille et Vilaine, Morbihan). Les partenaires ont directement contribué au formalisme du modèle décisionnel par la transmission de données de terrain, mais surtout par leur expertise concernant des règles de décision. Leur analyse critique sur les résultats de simulation, notamment sur certaines années les mieux connues, ont permis la mise au point et le paramétrage du modèle décisionnel. L'implication de ces acteurs dans ce type de démarche est précieuse. Ils ont en effet une bonne connaissance du territoire grâce à leurs interactions avec les acteurs locaux (agriculteurs, collectivités, etc.) et ils peuvent inciter à modifier les pratiques, à réaliser des aménagements afin d'améliorer la qualité de l'eau du bassin versant.

**La modélisation des processus décisionnels repose dans ce modèle sur la notion de fenêtres temporelles d'action prédéfinies en fonction d'itinéraires techniques types.** Les itinéraires techniques considérés se réduisent aux actions liées aux opérations de semis et de désherbage chimique des cultures en maïs. Ces opérations ne sont possibles qu'à l'intérieur de fenêtres temporelles. L'ouverture d'une fenêtre temporelle peut-être définie de façon statique, en entrée du modèle, par des dates associées à des itinéraires techniques types. Elle peut également être définie de façon dynamique, au cours même de la simulation, en fonction des états de développement du maïs simulés par un modèle de culture simplifié. Lorsqu'une fenêtre temporelle est ouverte, des facteurs et des règles sont formalisés de manière à représenter les processus décisionnels. Les règles de décision qui se présentent sous la forme [SI conditions ALORS actions1 SINON actions2], sont bien adaptées pour déterminer l'occurrence d'une action face aux aléas climatiques ou organisationnels.

**Les facteurs pris en compte sont de deux types : techniques et environnementaux.** Les facteurs techniques sont liés au temps de travail et à la disponibilité des machines (pour le semis et le désherbage). La disponibilité est un facteur important, par exemple pour le désherbage mixte qui est souvent réalisé à partir de machines en nombre limité dans les CUMA. Les facteurs environnementaux sont liés au sol, au climat et à la topographie. Nous avons fait par exemple l'hypothèse que le semis ou l'application d'herbicides ne peuvent pas être réalisés lorsque les précipitations dépassent un certain seuil et que le sol est trop humide. Quand toutes les conditions sont remplies à l'ouverture d'une fenêtre temporelle, les

opérations de semis ou de traitement peuvent être réalisées. La durée de chaque opération dépend de la disponibilité et de la vitesse des machines, du temps de travail disponible et de la surface de chaque parcelle.

**La dimension spatiale est également intégrée dans le modèle décisionnel à travers l'utilisation d'un attribut topographique.** Cet attribut, reconnu comme étant un bon indicateur de l'hydromorphie des sols, permet de classer toutes les parcelles du bassin versant en parcelles bien drainées (en haut de versant) et parcelles humides (en bas de versant). Cet attribut est ensuite utilisé dans le modèle pour organiser le travail (les agriculteurs travaillent d'abord les parcelles en haut de versant, avant celles de bas de versant pour des raisons de portance du sol) ; conditionner une action technique (semis précoce ou tardif ; affectation d'une machine). Cet attribut spatial est aussi utilisé comme critère pour l'organisation collective des machines comme cela se pratique pour le désherbage mixte.

**L'analyse de l'effet du système de décision, depuis la répartition spatio-temporelle des applications dans le bassin versant jusqu'à la contamination des eaux superficielles par les herbicides a été réalisé sur un petit bassin versant (15km<sup>2</sup>) et sur 9 années (printemps).** Nous avons cherché à répondre à deux questions principales : **Quel est l'effet des contraintes techniques et environnementales sur les décisions des agriculteurs, concernant le semis et le traitement aux herbicides, et donc sur la contamination en herbicides ? À partir de la connaissance de ces effets, peut-on identifier des zones ou des moments où le semis et le traitement en herbicides seront moins susceptibles de contaminer les eaux de surfaces ?** Les résultats ont été obtenus à partir d'un protocole d'expérimentations virtuelles et de deux indicateurs qui synthétisent spatialement et temporellement les résultats. Les principaux résultats ont été les suivants :

- la prise en compte des décisions entraîne une répartition spatio-temporelle des opérations de semis et d'applications d'herbicides dont les effets sont très dépendants des conditions climatiques. L'intérêt d'investiguer les interactions complexes entre les conditions climatiques et la distribution spatio-temporelle des opérations techniques a été souligné.
- les stratégies qui modifient la distribution spatiale des applications en les réduisant dans les zones critiques, ici des zones hydrologiquement connectées au cours d'eau que ce soit par le



ruissellement de surface ou l'écoulement de nappe comme celles de bas de versant, sont particulièrement efficaces pour réduire les transferts de pesticides. Ce type de stratégies spatiales sont plus efficaces que les stratégies d'étalement temporel des applications, ces dernières étant très dépendantes des conditions climatiques de l'année.

- la prise en compte de différentes dates pour le semis, avec ou sans critère spatial, a peu d'effet sur les transferts d'herbicides, excepté pour des années très pluvieuses où un semis précoce a permis de diminuer le transfert de pesticides.

- la prise en compte des contraintes portant sur le temps de travail des agriculteurs n'a pas d'effet, dans notre cas d'étude, sur le transfert de pesticides.

- la gestion collective des machines et les contraintes sur la disponibilité des machines peut constituer un levier pour réduire, au-delà de l'effet direct lié à l'utilisation de désherbeuse, la contamination des eaux superficielles par les herbicides. L'effet de cette mesure reste très dépendant des conditions climatiques de l'année considérée.

La prise en compte du niveau exploitation et des décisions opérationnelles s'y rapportant permettent de représenter les interactions complexes entre le système décisionnel et le système biophysique. Modéliser ce type d'interaction représente un enjeu important notamment pour analyser les effets d'un ensemble de règles de décision sur la dynamique du système biophysique, pour tester des propositions d'action, ou aider un acteur particulier à faire évoluer son propre corps de règles de décision. Le modèle SACADEAU permet ainsi d'explorer la dynamique de ces interactions, ce que ne permet pas un modèle de transfert seul. Par exemple, la contamination des eaux par les herbicides n'est pas uniquement la conséquence de pluies importantes comme le prévoirait un seul modèle de transfert. Elle est aussi la conséquence de pluies modérées qui réduisent la fenêtre d'action de chaque agriculteur, ce qui amène à concentrer les applications sur quelques jours, et donc concentrer une charge polluante importante sur une courte période. Enfin, la construction collaborative de ce modèle décisionnel permet d'assurer une bonne appropriation du modèle et des résultats des simulations par les acteurs.

### 6.1.3. Capacité des modèles à évaluer les changements

**La question relative à la capacité des modèles agro-hydrologiques à évaluer des scénarios de changements a été abordée dans différents contextes et à différentes échelles d'espace et de temps**, à partir de deux modèles agro-hydrologiques spatialement distribués : le modèle SACADEAU et le modèle couplé CSAM-TNT2. Cette question est proche de celle, plus générale, de la transposition des modèles, non pas à des échelles spatiales différentes ou à d'autres bassins versants, mais pour des contextes différents (agricoles, climatiques) de ceux des périodes de calibration et de validation. Cette question est une problématique majeure, non seulement pour assurer une crédibilité des résultats dans une démarche heuristique, mais également opérationnelle lorsque ces résultats sont utilisés comme support à la décision.

**Pour répondre à cette problématique, nous avons été amenés à faire progresser nos méthodes selon trois axes complémentaires : la vérification des modèles** afin de s'assurer qu'ils font bien ce que l'on attend d'eux ; **la confrontation des résultats de simulations aux différentes observations disponibles**, sur les phases de calibration et de validation du modèle ; **la cohérence des résultats obtenus lors de l'évaluation de scénarios**.

**La vérification d'un modèle est une étape essentielle** pour s'assurer que l'implémentation du modèle conceptuel est correcte (Refsgaard et Henriksen, 2004 ; Jakeman et al., 2006 ; Sargent, 2013). Nous avons réalisé cette étape en vérifiant la cohérence des ordres de grandeur des variables simulées et en nous assurant que la conservation de la masse des bilans d'eau et d'azote, notamment dans le modèle TNT2, était respectée. Le détail des différentes composantes des bilans d'eau ou d'azote a été considéré, ce qui nous a permis de mieux identifier les processus à l'origine d'un problème de bilans. Cette approche nous a permis d'assurer la crédibilité du modèle et de faciliter l'analyse des effets de scénarios sur des bassins versants agricoles (Moreau et al., 2012 ; Moreau et al., 2013a ; Salmon-Monviola et al., 2012a ; Salmon-Monviola et al., 2012b ; Durand et al., 2015).

**La confrontation des résultats de simulations aux différentes observations disponibles** est importante pour tester si les modèles utilisés, avant même l'évaluation de scénarios, sont robustes c'est-à-dire en capacité de prendre en compte des changements (Coron, 2013 ; Westra et al., 2014 ; Thirel et al., 2015a). Il s'agit de démontrer que le modèle n'a pas de

problèmes de **non-stationnarité**, c'est-à-dire de dépendance forte de ses paramètres aux données utilisées pour la calibration (Westra et al., 2014). La non-stationnarité du modèle peut conduire à des prédictions de mauvaise qualité, notamment lorsque les périodes évaluées ont des caractéristiques agricoles ou climatiques très différentes des périodes de calibration et de validation. Cette étape s'effectue par différentes approches, lors de la calibration et de la validation. Le choix des approches est souvent issu d'un **compromis entre les données disponibles, la complexité et le temps de mise en œuvre de la méthode**.

Nous avons été confrontés à la difficulté de calibrer ou valider ces modèles agro-hydrologiques complexes, notamment lorsque les données observées sur les variables d'intérêts n'étaient pas disponibles ou n'existaient pas (systèmes de cultures dans le chapitre 2 ou décisions des agriculteurs dans le chapitre 3). En l'absence de données concernant la décision des agriculteurs, une validation quantitative comme celle utilisée pour les flux d'eau ou d'azote n'est pas envisageable. Une **approche qualitative** a été utilisée pour le modèle SACADEAU mais reste très dépendante du niveau de collaboration entre modélisateurs et acteurs (expert des chambres d'agriculture, gestionnaire de bassins versants, etc.).

Lorsque les données étaient davantage disponibles, **une comparaison des résultats de simulations aux observations aux différentes étapes de la modélisation** a été effectuée. Par exemple, dans le chapitre 5, concernant le changement climatique et l'augmentation de CO<sub>2</sub> atmosphérique, nous avons tout d'abord vérifié la **robustesse du modèle climatique** utilisé en entrée du modèle agro-hydrologique TNT2. Les sorties du modèle ARPEGE ont ainsi été comparées aux observations de pluie et température sur la période 1993-2012, montrant une légère sous-estimation des précipitations journalières et une bonne estimation des températures. Nous avons ensuite appliqué une approche de calibration et validation multi-objectifs en essayant d'obtenir de bonnes performances du modèle TNT2 sur les flux d'eau et d'azote, mais également de façon plus qualitative sur les quantités minéralisées et dénitrifiées. Nous avons notamment appliqué, sur les sorties du modèle TNT2, une méthode basée sur le Split-Sample Test (SST) (Klemeš, 1986) souvent utilisée pour l'estimation de la dépendance des modèles à des facteurs de changements notamment climatiques (Thirel et al., 2015a). En se basant sur le SST, nous avons divisé nos données observées sur les flux d'eau et de nitrate en deux périodes comprenant des **conditions hydrologiques très contrastées**, la première permettant d'effectuer une calibration et la deuxième permettant de valider les paramètres

obtenus sur la période de calibration. La période de calibration a été choisie pour couvrir un **large spectre de conditions hydrologiques** avec des années à pluviométrie importante alors que la période de validation comprend des années plus sèches. Pour chaque période, nous avons utilisé trois métriques (PBIAS, Nash-Sutcliffe index,  $R^2$ ) afin d'évaluer les performances du modèle à travers la correspondance entre variables simulées et observées. Les résultats pour les flux d'eau et de nitrate montrent de bonnes performances du modèle que ce soit en période de calibration ou de validation. Ces résultats démontrent au final la bonne robustesse du modèle TNT2 à des conditions climatiques contrastées et la faible sensibilité des paramètres à ces conditions. Nous avons également vérifié, de façon qualitative, que les valeurs de dénitrification et de minéralisation annuelle étaient dans la gamme des valeurs observées dans des conditions similaires.

Cette méthodologie permettant d'exploiter de façon optimale les données observées a également été utilisée pour tester la robustesse du modèle à évaluer des scénarios de changements de pratiques agricoles (Chapitre 2 et Moreau et al., 2012 ; McDowell et al., 2014) et d'organisation paysagère portant sur la position et la densité de haies dans un bassin versant agricole (Benhamou et al., 2012). Ces différentes approches permettent d'avoir une relative confiance dans les capacités prédictives des modèles utilisés pour l'évaluation de scénarios de changement.

**La cohérence des résultats obtenus lors de l'évaluation de scénarios doit être vérifiée** sur un large ensemble de variables intermédiaires et de sortie, à la fois au niveau des effets sur l'hydrologie et sur le cycle de l'azote. Dans le chapitre 5, où nous avons présenté un travail d'évaluation, avec le modèle TNT2, de l'effet d'un scénario de changement climatique sur le cycle de l'eau et de l'azote, cette cohérence a été vérifiée. Les projections climatiques simulées par le modèle ARPEGE à court terme (2010-2039), à moyen terme (2040-2069) et long terme (2070-2099), ont été utilisées en entrée de TNT2. Ces projections climatiques sont caractérisées par une diminution des précipitations moyennes annuelles (~11%) avec des hivers plus humides et des été plus secs, une augmentation de l'ETP (~15%) et du rayonnement global notamment en été, et une augmentation tout au long de l'année des températures minimales et maximales (entre 1°C et 2°C). Nous avons montré que le modèle TNT2 était en capacité de faire émerger des éléments de compréhension sur la réponse du système étudié au changement climatique. Cette étude a confirmé l'importance de notre hypothèse initiale relative à l'effet du changement climatique et l'augmentation de la

concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique sur les composantes du cycle hydrologique et de l'azote d'un petit bassin versant agricole. Le modèle a permis de mettre en évidence, entre les périodes successives de 30 ans, une diminution significative de l'ETR moyenne annuelle, du débit annuel et de l'extension des zones humides. Une diminution de la recharge de la nappe et de l'humidité des sols au printemps a également été estimée. Ne pas tenir compte des effets de l'augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique dans le modèle agro-hydrologique conduit à surestimer la diminution des débits annuels et à sous-estimer l'extension des zones humides et la diminution de l'ETR. Le changement climatique décrit dans le scénario A1B pourrait également influencer le cycle de l'azote, particulièrement sur la période 2070-2099 par rapport au scénario de base, en augmentant le processus de minéralisation du sol, en augmentant la dénitrification des sols dans les zones humides et en diminuant les flux de nitrate à l'exutoire. Afin de vérifier la cohérence des résultats, une comparaison a été effectuée avec les résultats issus de contextes similaires, notamment sur les tendances et sur les gammes de valeurs des composantes hydrologiques et agronomiques.

Enfin, nous avons synthétisé et discuté la cohérence des résultats obtenus avec le modèle CSAM couplé au modèle TNT2 (chapitre 2 et partie 6.1.1) et pour le modèle décisionnel SACADEAU-Dec couplé au modèle de transfert SACADEAU-Transf (chapitre 3 et partie 6.1.2) lors de l'évaluation de scénarios de changements de pratiques agricoles.

## **6.2. Discussions**

### 6.2.1. Le couplage de modèles : vers une complexité des approches

**Dans l'approche de modélisation intégrée, la nécessaire prise en compte des différents compartiments et des nombreux processus du système agro-hydrologique semble imposer une complexification des modèles et leurs paramétrages ainsi que des méthodes de couplages utilisées (Tab. 3).**

Une approche **monolithique** (cf. Annexe A Couplage) a tout d'abord été utilisée pour produire le modèle TNT2 à partir du modèle hydrologique TNT et du modèle de culture STICS (Beaujouan et al., 2002). Cette approche a été longue à mettre en œuvre car elle a nécessité de recoder une partie du modèle STICS dans le modèle TNT2, pour avoir un langage de programmation commun et pour spatialiser l'approche STICS. La difficulté actuelle de ce type de couplage est de bénéficier des évolutions de STICS réalisées par ailleurs. Il faut pour cela, à partir du formalisme de STICS, recoder ces évolutions dans TNT2. Cette approche monolithique a également été utilisée dans le cas du modèle TNT2-P, correspondant au couplage du module hydrologique de TNT2 et d'un module biogéochimique de transfert de phosphore soluble (Dupas et al., 2016).

Une approche plus souple, dite **offline**, a été mise en œuvre pour le couplage de CSAM-TNT2 (Chapitre 2) et le couplage ARPEGE-TNT2 (Chapitre 5). Ce type de couplage, adapté quand il n'y a pas de rétroaction entre les modèles, nécessite de se conformer à un format de fichier commun. Une approche offline a également été utilisée pour le couplage de TNT2 avec une méthode d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) afin d'effectuer une évaluation multicritère de scénarios de changements agricoles. Le couplage TNT2-ACV a été comparé à une approche classique utilisant des modèles d'émission de polluants simples et statiques. L'utilisation du modèle couplé permet de mieux prendre en compte les effets des pratiques des agriculteurs, des conditions pédoclimatiques et des processus agro-hydrologiques sur les émissions des substances azotées et leurs impacts environnementaux (Liao et al., 2015).

Le couplage des modèles biophysique et décisionnel dans le modèle SACADEAU a été réalisé par une **approche online**. Les deux modèles, écrits dans le même langage et indépendants du point de vue informatique, ont été conçus pour échanger des données (les

sorties du modèle décisionnel alimentant le modèle biophysique) à chaque pas de temps journalier. Cette approche est plus complexe à mettre en œuvre mais s'avère très souple par la suite car elle permet de faire évoluer indépendamment les deux modèles sans impacter le couplage réalisé.

Le modèle NITROSCAPE (Duretz et al., 2011) intégrant les différentes voies de transferts et de transformations des composés azotés à l'échelle du paysage est basé sur une méthodologie de couplage **plus élaborée**. Les modèles intégrés dans NITROSCAPE (atmosphérique, exploitation, écosystème, hydrologique) étaient déjà des modèles existants et validés afin de bénéficier de l'expertise de chaque domaine. Le **coupleur de modèles** PALM (Piacentini et al., 2002), permettant l'exécution séquentielle ou en parallèle de modèles et l'échange de données entre modèles, a été choisi pour ce couplage. L'utilisation de ce coupleur nécessite d'insérer dans le code de chaque modèle des instructions pour recevoir et envoyer des données (avec d'éventuelles agrégations/désagrégations spatio-temporelles) vers d'autres modèles. La mise en œuvre reste difficile surtout avec des modèles écrits dans des langages différents. Cette difficulté associée au paramétrage important a conduit à appliquer le modèle uniquement sur un bassin versant virtuel.

**Pour la mise en œuvre du modèle CASIMODN, nous avons été amenés à utiliser un coupleur de modèles beaucoup plus complexe.** L'environnement logiciel VLE (Virtual Laboratory Environment) (Quesnel et al., 2009), dans le cadre de la plateforme RECORD (Bergez et al., 2013), a été utilisé pour le couplage de TNT2, TOURNESOL et FUMIGENE. VLE est basé sur le formalisme de modélisation DEVS (Zeigler et al., 2000), qui permet de modéliser des systèmes dynamiques à événements discrets. VLE fournit un environnement logiciel complet pour la modélisation, la simulation et l'analyse de systèmes complexes en adaptant et en couplant des modèles préexistants. Dans le cas de CASIMODN, VLE nous a permis de représenter les différents niveaux hiérarchiques du système bassin versant agricole (bassin, exploitation, parcelle) et de considérer chaque exploitation comme une instance des modèles TOURNESOL-FUMIGNENE (Fig. 19). TNT2 a été uniquement encapsulé pour laisser à ce modèle la gestion spatialisée des processus. VLE a été utilisé pour gérer les différentes résolutions temporelles (par agrégation et désagrégation) de fonctionnement des modèles couplés (pas de temps annuel pour TOURNESOL-FUMIGNENE et journalier pour TNT2) afin d'assurer leur **interopérabilité**. Un module intermédiaire (ITKScheduler)

combine les sorties du modèle TOURNESOL-FUMIGNENE et des itinéraires techniques génériques pour fournir à TNT2 des itinéraires techniques spécifiques à chaque parcelle du bassin versant. L'architecture VLE fournit au modélisateur des outils génériques, basés sur un formalisme robuste, pour faciliter le couplage de modèles. L'implémentation de ce type de couplage reste cependant très technique au niveau informatique et nécessite une bonne connaissance du formalisme DEVS. Ce constat, associé au paramétrage important de CASIMODN, en fait un modèle très complexe à utiliser et à faire évoluer.

Ces approches de couplage supposent que les modèles à coupler soient parfaitement complémentaires, c'est-à-dire qu'un même processus ne soit pas simulé par deux modèles différents et à l'inverse qu'il n'y ait pas de processus aux interfaces qui ne soit pas simulé. Comme c'est rarement le cas dans la pratique, cela implique une mise en œuvre relativement complexe impliquant une adaptation plus ou moins forte des modèles initiaux (neutralisation de parties du code, codages de modules supplémentaires). Ces différentes méthodologies de couplage permettent de répondre au besoin de représenter différents compartiments en interactions à différentes échelles spatiales et temporelles mais aboutissent généralement à des modèles complexes. Ces différentes expériences de couplage amènent à s'interroger sur cette tendance en modélisation intégrée agro-hydrologique : faut-il continuer à faire des modèles complexes, le plus souvent issus de couplages, au prix d'une mise en œuvre et d'une utilisation difficile ? A-t-on les données pour renseigner les entrées, et les outils pour analyser les sorties de ces modèles complexes ? Faut-il un retour vers des modèles plus simples, basés sur des processus majeurs, plus faciles à paramétrer et à analyser ?



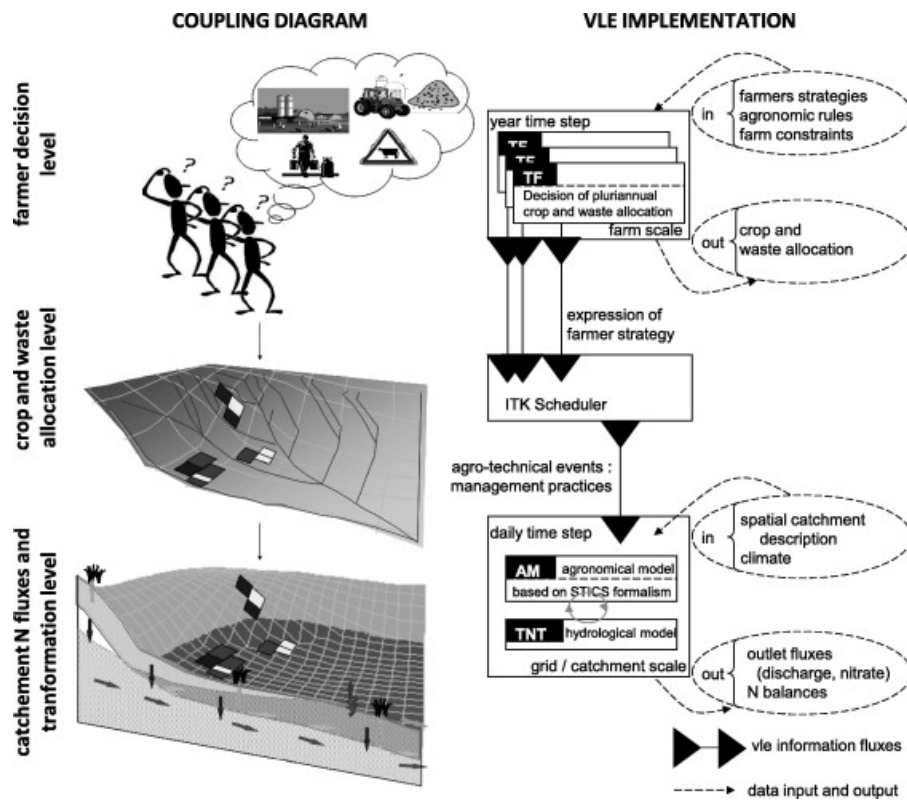


Fig. 19 : Schéma conceptuel du modèle CASIMODN et implémentation avec VLE (Moreau et al., 2013a)

Modèle	Modèles couplés	Type de couplage	Techniques informatiques	Références
TNT-STICS (TNT2)	Hydrologique – Modèle de cultures	Monolithique	C++	Beaujouan et al., 2002
TNT-P	Hydrologique – Modèle transfert phosphore soluble	Monolithique	C++	Dupas et al., 2016
CSAM-TNT2	Systèmes de cultures – Agro-hydrologique	Offline	Java/BDD- C++	Salmon-Monviola et al., 2012a
ARPEGE-TNT2	Modèle climatique – Agro-hydrologique	Offline	C++	Salmon-Monviola et al., 2013
TNT2-ACV	Agro-hydrologique – ACV	Offline	C++/BDD	Liao et al., 2015
SACADEAU	Décisionnel - Transfert et transformation pesticides	Online	C++	Cordier et al., 2005 ; Gascuel-Odoux et al., 2009 ; Salmon-Monviola et al., 2011
NITROSCAPE	Atmosphérique - exploitation - écosystème – hydrologique	Coupleur de modèles (PALM)	Fortran 77, C, C++/ MPI	Duret et al., 2011
CASIMODN	Agro-hydrologique – Modèle exploitation	Coupleur de modèles (VLE-RECORD)	C++	Moreau et al., 2013a

Complexité couplage et paramétrage



Tab. 3 : Synthèse des modèles agro-hydrologique spatialisés réalisés par couplage (MPI : Message Passing Interface ; BDD : Base de données)

### 6.2.2. Analyses de sensibilité et d'incertitude : des étapes nécessaires mais encore difficiles à appliquer à des modèles distribués complexes

**L'analyse de sensibilité et d'incertitude des différentes approches développées dans cette thèse est nécessaire mais constitue une étape qui reste encore à conduire.** La complexité théorique et méthodologique (Pappenberger et Beven, 2006) et le besoin important en temps de calcul sont des obstacles à la mise en pratique de l'analyse de sensibilité et d'incertitude notamment pour des modèles agro-hydrologiques spatialisés. Ces analyses sont néanmoins nécessaires pour apporter des informations sur le comportement des modèles et ainsi contribuer à les améliorer, mais également pour juger de la confiance dans les résultats, afin de prendre des décisions efficaces en contexte incertain.

Deux types de travaux ont permis d'avancer sur ces différents fronts. Une première approche d'analyse de sensibilité du modèle TNT2 aux caractéristiques de sols et leur distribution spatiale a été réalisée (Moreau et al., 2013b). Cette approche innovante combinant une méthode qualitative et quantitative incluant explicitement la composante spatiale des sols a permis d'identifier les paramètres les plus influents sur les résultats de TNT2. Cette étude a conduit à privilégier la réduction du nombre de paramètres de TNT2-P pour une analyse d'incertitude à partir de la méthode GLUE (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation) (Dupas et al., 2016). Cette méthode se base sur une fonction objectif pour évaluer les performances du modèle obtenues avec différents jeux de paramètres tirés de manière aléatoire. Cette méthode sélectionne ensuite certains jeux de paramètres considérés comme acceptables, et pondère la distribution des résultats obtenus avec l'ensemble de ces jeux de paramètres pour en déduire des intervalles prédictifs exprimant l'incertitude sur les résultats de simulation. Cette analyse s'est focalisée sur certaines données d'entrée et la propagation de leurs incertitudes dans le modèle. Ces deux avancées constituent une base méthodologique importante pour alimenter une démarche d'analyse de sensibilité et d'incertitude sur des modèles couplés plus complexes (CASIMODN, NITROSCAPE, SACADEAU).

**La question de l'incertitude est aussi centrale dans l'évaluation des effets du changement climatique par les modèles agro-hydrologiques.** Les résultats sur les flux d'eau et d'azote obtenus à l'horizon 2100 obtenus par couplage du modèle climatique ARPEGE avec le modèle TNT2 (Chapitre 5) sont en effet sujets à de nombreuses incertitudes qu'il serait important de quantifier. Les incertitudes portent sur les scénarios du GIEC, sur les données

utilisées par les modèles climatiques, les modèles et les projections climatiques qui en découlent, sur la régionalisation de ces projections. Les incertitudes portent ensuite sur les données et le modèle agro-hydrologique : données incomplètes, séries trop courtes ; modèles impossibles à valider sur des temps longs. Pour ce type de modélisation, les incertitudes issues du modèle climatique global sont considérées plus importantes que celles issues de la technique de descente d'échelle spatiale et que ces deux sources d'incertitudes sont beaucoup plus importantes que celles issues du modèle biophysique (Stuart et al., 2011 ; Velasquez et al., 2013). Au vu de ces incertitudes, les résultats présentés dans le chapitre 5 ne doivent pas être considérés comme des prévisions mais comme des tendances qui ouvrent la discussion, alimentent la réflexion sur les effets potentiels du changement climatique, permettant d'anticiper des adaptations. Pour mieux quantifier ces incertitudes, étant donné la disponibilité de plus en plus importante des données de projections climatiques en France (Lemond et al., 2011), une approche de type 'ensemble modeling' pourrait être mise en œuvre avec l'utilisation de données issues de plusieurs modèles climatiques et plusieurs méthodes de descente d'échelle. Cette méthode fondée sur la reconnaissance de l'imperfection structurelle des modèles utilisés (c'est-à-dire leurs capacités limitées à représenter la dynamique du système modélisé, en raison de leurs structures simplifiées par rapport à la complexité du système modélisé, de leurs résolutions, ou de leurs implémentations numériques), fait l'hypothèse qu'une bonne description de l'incertitude des structures peut être obtenue en utilisant plusieurs modèles (Rode et al., 2010 ; Bourgin, 2014). Elle vise l'amélioration des prévisions par combinaison des résultats obtenus par plusieurs modèles, et la prise en compte des incertitudes liées à l'imperfection des modèles.

### 6.2.3. L'acquisition et l'utilisation de données d'entrée et les méthodes d'exploitation des simulations

**Les modèles agro-hydrologiques utilisés au cours de ce travail requièrent une quantité de données d'entrée importante à des échelles et des résolutions spatio-temporelles variées.** Les modèles utilisés s'appuient également sur de nombreuses sources de données (base de données environnementales, statistiques agricoles, enquêtes, observations de terrain, télédétection). Ces caractéristiques sont une faiblesse de ces modèles à la fois pour leur mise au point, les étapes de calibration et de validation, mais également pour la construction de scénarios. Pour dépasser ces limites, des progrès dans l'acquisition de données pour une utilisation en modélisation distribuée ont déjà été réalisés et offrent de nombreuses perspectives.

Parmi ces avancées, l'acquisition des données hydrologiques, biogéochimiques et agronomiques sur des bassins versants de recherche très instrumentés comme les ORE (Observatoires de Recherche en Environnement) sont à souligner. Le modèle TNT2 s'appuie notamment sur les données de l'ORE AgrHys<sup>16</sup>. Cet ORE qui intègre des dispositifs de mesures emboîtés à plusieurs échelles (parcelle, versant, bassin élémentaire, bassin versant) et dans différents compartiments hydrologiques met à disposition des données long terme (Aubert, 2013). Les techniques de mesures ont aussi évolué sur cet ORE et permettent d'augmenter les fréquences d'acquisition. Les données long terme de cet ORE, à travers l'étude des signatures hydrogéochimiques (Aubert, 2013), ont permis d'améliorer le modèle conceptuel de fonctionnement des bassins versants à nappe superficielle sur socle et l'analyse des relations entre les conditions hydrométéorologiques, les pratiques agricoles et la qualité de l'eau. Ce cadre nouveau pourra contribuer à perfectionner le modèle TNT2. Enfin, les nombreux suivis réalisés sur l'ORE AgrHys, notamment ceux portant sur l'humidité du sol, vont permettre de mieux contraindre ce modèle sur des variables internes au bassin versant à travers une démarche de calibration multi-objectif (Soafdine, 2016).

Les avancées dans le domaine de la télédétection apportent également de nouvelles perspectives pour pallier le manque de données afin de mieux contraindre les modèles agro-hydrologiques. Cette approche a déjà été utilisée pour améliorer la calibration spatio-temporelle du modèle TNT2 notamment sur les paramètres de dates de semis des cultures (Ferrant et al., 2014), à partir d'images à haute résolution d'index foliaire (LAI) issues du

---

<sup>16</sup> [http://www6.inra.fr/ore\\_agrhys](http://www6.inra.fr/ore_agrhys)

satellite Formosat-2. Dans une seconde approche (Ferrant et al., 2016), les données de télédétection de LAI ont permis de mieux contraindre des paramètres spatialisés relatifs à la réserve utile du sol (profondeur du sol et porosité de rétention). Ces deux dernières contributions sont importantes car elles permettent d'améliorer une pratique, souvent réalisée en modélisation agro-hydrologique, consistant à effectuer la calibration uniquement sur des variables à l'exutoire de bassins versants. Ce type de calibration, même s'il aboutit à de bons résultats, ne permet pas de garantir la capacité du modèle à reproduire correctement la dynamique interne d'un bassin versant.

**Les simulations issues de modèles agro-hydrologiques spatialisés peuvent générer une très grande masse de données.** Seule une très faible proportion de ces données est utilisée, agrégée, mise en forme et interprétée pour répondre à une question de recherche ou pour évaluer un scénario de changement. Les données non utilisées ont cependant un potentiel de connaissance qui est sous-exploité. Des outils innovants permettent de fouiller ces données sur les dimensions spatiales et temporelles et à différentes résolutions, pour les agréger en fonction d'une question posée et fournir de nouvelles connaissances de fonctionnement des agro-hydrosystèmes.

Une méthodologie a été conçue pour extraire des connaissances à partir des résultats de simulations du modèle agro-hydrologique SACADEAU. Ces résultats ont été utilisés comme exemple pour apprendre automatiquement un ensemble de règles qui relie des typologies de conditions à des typologies de qualité (chroniques de concentrations) (Cordier et al., 2009 ; Trépos et al., 2012). Cette méthodologie basée sur des techniques informatiques d'apprentissage automatique permettent d'extraire des règles du type 'SI condition ALORS classe de pollution'. Les conditions portent aussi bien sur des éléments de contexte comme le climat, la physiographie du bassin versant, que sur des éléments qu'il est possible de contrôler, aussi bien à court terme telles que les pratiques agricoles (type de désherbage, modes d'applications des désherbants) ou à moyen terme tel que l'aménagement spatial du bassin versant (assolement, emplacement des fossés ou des haies).

Il est ainsi possible pour un utilisateur d'explorer les règles apprises, d'extraire celles relatives à une situation spécifique et d'imaginer de nouveaux scénarios à simuler. Ces règles peuvent servir à leur tour de base de connaissance pour un outil dédié à la recommandation d'actions appelé DAKAR (Discovery of Actionnable Knowledge and Recommandation) (Trépos et al., 2005). Cet outil s'appuie sur les règles apprises et, en fonction d'une situation proposée par

l'utilisateur, peut suggérer des actions qui amélioreraient la situation vis-à-vis de la contamination des eaux superficielles par les herbicides. Les actions proposées sont ensuite sélectionnées pour leur potentiel d'amélioration, à court ou moyen terme.

Les méthodes et outils associés au domaine des entrepôts de données, ou bases de données multidimensionnelles, notamment les outils OLAP (Online Analytical Processing) permettent également d'effectuer de la fouille de données pour extraire des connaissances. Dans le cadre du projet ANR Acassya, l'outil N-Catch basé sur cette approche a été mis en œuvre sur les sorties de simulation du modèle CSAM-TNT2 (Bouadi 2014 ; Bouadi et al., 2016). Cet outil permet dans un premier temps d'assurer le stockage des résultats de simulation dans un entrepôt de données. Les dimensions et les résolutions prises en compte pour stocker les données de simulations sont le temps (aux résolutions jour, mois, année), l'espace (aux résolutions pixel, parcelle, sous-bassin, bassin versant) mais également la dimension agronomique (opération culturale, itinéraire technique pour une culture, culture, rotation de culture). Ces données sont ensuite analysées avec des méthodes OLAP afin de fournir aux acteurs des informations stratégiques pour améliorer le processus de décision. Les méthodes OLAP permettent d'interroger l'entrepôt de données avec des requêtes complexes liées à des questions que se posent les acteurs : par exemple, avec quel type de rotation ou dans quelle situation topographique y-a-t-il le plus de fuites d'azote vers la nappe souterraine ? Quel type d'opération culturale induit le plus d'émission de nitrate dans un contexte climatique donné ? Couplées à un système d'information géographique, ces interrogations permettent de localiser les parcelles correspondant à une requête. De tels outils sont utiles pour la synthèse et l'analyse de l'information agro-environnementale sur ses dimensions temporelles, spatiales et agronomiques afin d'améliorer les connaissances sur les facteurs à l'origine des flux d'azote et pour guider le choix de mesures d'atténuation de la pollution diffuse. Ces outils développés dans le cadre de programme de recherche ne sont pas encore transférés vers les acteurs. Ils permettent néanmoins d'envisager des applications mettant à disposition des décideurs des données simulées et des outils pour analyser ces données plutôt qu'un modèle complexe qu'ils ne pourront pas manipuler seuls.

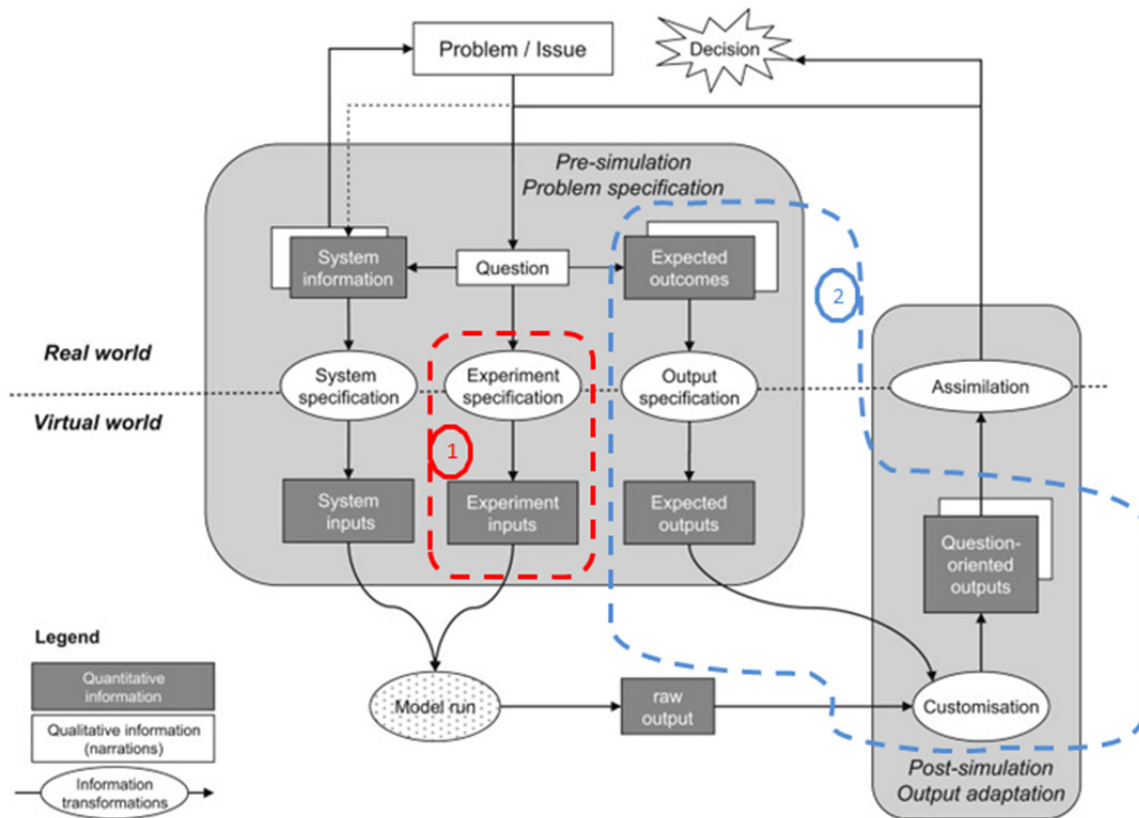


Fig. 20 : Cadre d'utilisation des scénarios et des modèles (Leenhardt et al., 2012)

#### 6.2.4. Verrous méthodologiques liés à la construction de scénarios

**La construction des scénarios évalués par les modèles agro-hydrologiques est apparue dans ce travail comme une étape importante, complexe et limitante.** La problématique est notamment de convertir un scénario exprimé qualitativement (sous forme narrative) en entrées quantitatives utilisables dans un modèle agro-hydrologique spatialisé (Cadre 1 dans la figure 20). Cette conversion est considérée comme un des points faibles pour l'évaluation de scénarios, notamment lorsqu'ils intègrent plusieurs types de changements (climat, activités agricoles, aménagements de l'espace, etc.) (Alcamo, 2008 ; Booth et al., 2016). Cette étape est le plus souvent basée sur une représentation subjective d'un scénario par les scientifiques et elle est sujette à des compromis et des approximations numériques. Cette étape est donc une source d'incertitude, reflétant l'écart entre le scénario qualitatif et les entrées du modèle, dont il faut avoir conscience lors de l'interprétation des résultats. Ces incertitudes sont potentiellement d'autant plus nombreuses que le modèle est complexe (nombreux processus et donc entrées et paramètres à renseigner). De plus, la difficulté d'implémentation d'un



scénario est dépendante des données disponibles mais aussi de son type. La construction de scénarios de type ‘préservant’ impliquant des changements de pratiques (e.g. l’ajustement des pratiques de fertilisation, l’introduction de CIPAN ou de bandes enherbées) est moins difficile à mettre en œuvre que des scénarios ‘transformant’ impliquant des changements plus importants au niveau d’un système de production agricole. Dans le cas de CASIMODN, l’implémentation de scénarios ‘transformant’ nécessite en effet un long paramétrage portant sur un jeu de contraintes et de préférences pour l’ensemble des exploitations prises en compte. Ces difficultés limitent beaucoup le nombre de scénarios évalués. Au final, on voit que plus le modèle est complexe, plus les scénarios peuvent être évolués mais plus ils seront difficiles à mettre en œuvre et sujets à des incertitudes. La recherche de méthodologies permettant d’améliorer la phase de traduction du scénario narratif en scénario quantifié, est donc essentielle (Therond et al., 2009 ; Leenhardt et al., 2012 ; Booth et al., 2016). Ces méthodologies permettraient de limiter le temps d’implémentation de scénarios afin d’en évaluer une gamme plus large mais également de limiter les incertitudes inhérentes à cette étape afin de faciliter l’acceptation, notamment par les décideurs, des résultats de simulations. La recherche d’une plus grande transparence dans les étapes suivies et les méthodologies employées (Booth et al., 2016) pour la construction de scénarios est également un objectif important à considérer. Ces problèmes liés à la construction de scénarios illustrent le fait, plus général, que les efforts consentis dans le domaine de la modélisation agro-hydrologique ont jusqu’à présent surtout été axés sur la conception et le développement de modèles et beaucoup moins sur leur exploitation générique. Le développement, dans des plateformes de modélisation, d’outils permettant de gérer des expérimentations numériques (construction de scénarios, exécution des modèles sur des clusters<sup>17</sup> de calcul, gestion et analyse des sorties) à travers des protocoles de simulation serait donc nécessaire pour faciliter l’utilisation intensive de modèles agro-hydrologiques.

---

17 Un cluster, ferme de calcul en français, est un regroupement d’ordinateurs permettant de dépasser les limitations d’une machine en terme de puissance de calcul. Les clusters permettent notamment de mieux répartir la charge de calcul et de diminuer les temps de calcul.

### **6.3. Implications opérationnelles**

**La capacité des modèles, présentés dans cette thèse, à être utilisés dans un contexte opérationnel a été montrée.** Le modèle CSAM conçu dans un premier temps comme un modèle de construction des systèmes de cultures utilisable dans une démarche heuristique a été utilisé dans de nombreux contextes opérationnels. Couplé à TNT2, il a servi tant pour l'évaluation de l'impact des actions agricoles déjà mises en place, que pour l'évaluation de scénarios d'évolution des pratiques agricoles sur trois bassins versants bretons dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure (Durand et al., 2006). Une démarche similaire a été effectuée sur des bassins versants en problématique « algues vertes » (Raimbault et al., 2009) et d'autres en contentieux vis-à-vis de la réglementation européenne sur les concentrations maximales en nitrates des eaux brutes destinées à la consommation humaine (Durand et al., 2008). Ce modèle a aussi été transféré vers un bureau d'étude (Scheme RD) après dépôt d'un brevet auprès de l'Agence de Protection des Programmes.

Le modèle CASIMODN a été utilisé dans un objectif finalisé d'appui à la gestion territoriale dans le cadre du programme ACASSYA. Les premiers résultats obtenus avec ce modèle 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, notamment en raison du potentiel pédoclimatique favorable à la pousse de l'herbe (Moreau 2012). Au-delà de ces résultats sur un cas d'étude concret, le modèle a joué un rôle important dans le processus de dialogue entre les chercheurs, les agriculteurs, les gestionnaires du territoire et la chambre d'agriculture. Les échanges autour du modèle, de la co-construction de scénarios aux questionnements suscités par les résultats, ont stimulé la conception d'agrosystèmes innovants (Gascuel-Odoux et al., 2015).

Les implications opérationnelles, plus limitées, du modèle SACADEAU sont plus axées sur les discussions et les questionnements qu'il suscite pour améliorer les décisions à prendre pour la gestion du bassin versant vis-à-vis de la contamination des eaux par les herbicides. Le protocole de simulation utilisé a permis de tester des stratégies qui pourraient être recommandées pour les pratiques sur le bassin du Frémeur : application d'herbicide en priorité sur les parcelles en haut de versant, gestion collective des machines, semis précoce. Les enquêtes de terrain ont montré que ces pratiques existent déjà sur le Frémeur pour quelques exploitations. L'évaluation de ces approches et la démonstration par modélisation de leur effet sur la réduction de la contamination des eaux superficielles par les herbicides

peuvent donner des arguments supplémentaires aux animateurs de bassin pour promouvoir plus largement ces mesures. Cependant, dans une démarche collective, ces pratiques devraient être discutées par l'ensemble des exploitations, car elles n'impliquent pas les mêmes contraintes pour chaque exploitation. Certaines exploitations ont en effet plus de parcelles en bas de bassin versant que d'autres. De plus, ces stratégies devraient être évaluées avec un modèle de culture plus complexe pour estimer leur impact sur la croissance et les rendements des cultures.

Les résultats de l'évaluation de scénarios de changement climatiques avec TNT2 ont aussi une portée opérationnelle. Ils ont effet montré que les zones humides, considérées comme des systèmes majeurs pour le fonctionnement des bassins au plan hydrologique et sur la qualité de l'eau (Merot et al., 2012), semblent être des zones clés vis-à-vis des enjeux liés au changement climatique. L'amélioration de la modélisation pour mieux prédire les réponses de ces zones au changement climatique est une question importante, en particulier pour aider à planifier la gestion durable de ces zones vulnérables. Ces résultats suggèrent également la nécessité d'acquérir des données expérimentales supplémentaires pour évaluer leur rôle dans une gamme plus étendue de température et d'humidité.

**Les modèles développés dans cette thèse sont-ils transférables, utilisables par des acteurs ?** Si les scénarios de changement de pratiques ou de systèmes agricoles ont été le plus souvent co-construits avec les acteurs, les modèles développés et utilisés dans cette thèse ne leur sont pas accessibles en raison de leur complexité d'utilisation. Deux axes complémentaires peuvent être poursuivis pour favoriser le transfert de ces modèles agro-hydrologiques.

**Un premier axe** revient à considérer qu'étant donné la complexité des modèles actuels (implémentation d'un scénario pour un modèle, paramétrage, niveau de connaissances scientifiques des processus considérés), il est préférable de **se focaliser sur le transfert d'outils dédiés aux acteurs permettant l'analyse des résultats de modèles**. Cet axe, actuellement privilégié à travers l'utilisation de techniques issues du domaine de l'intelligence artificielle (méthodes d'apprentissage, entrepôt de données et outils OLAP), offre de nombreuses perspectives mais ne permet pas encore une utilisation courante par les acteurs. Une des raisons principales est la difficulté de transformer de façon automatique une question qualitative posé par un acteur (e.g. quel type d'opération culturale induit le plus d'émission de

nitrate dans un contexte climatique donné ?) en une requête quantitative dans une base de résultats de simulations. Réciproquement, il est aussi complexe de transformer les résultats quantitatifs d'une requête en une réponse porteuse d'une information pertinente et accessible pour les acteurs (Cadre 2 dans la figure 20). Des méthodes doivent encore être développées pour résoudre ces problèmes de conversion (Alcamo, 2008 ; Leenhardt et al., 2012).

**Un deuxième axe est de simplifier l'utilisation des modèles pour les acteurs.** Cette simplification peut faire appel à la fois à des interfaces homme-machine conviviales pour faciliter l'entrée des données et le paramétrage, mais également à une simplification des modèles eux-mêmes. Des méthodes, qu'ils nous restent à explorer, existent pour simplifier les modèles qui comportent de très nombreuses variables et paramètres, tout en préservant l'essentiel de leur comportement (agrégation, dégradation, méta-modélisation) (Garcia et al., 2014). Ces méthodes permettront notamment de diminuer le paramétrage et le temps de calcul des modèles. Ces deux facteurs limitent actuellement l'utilisation des modèles agro-hydrologiques distribués à de petits bassins versants. La simplification des modèles favoriserait également le changement d'échelle du niveau local 'petit bassin versant' vers des niveaux de bassins versants de gestion.

## **6.4. Perspectives scientifiques**

Les travaux présentés dans cette thèse offrent de multiples perspectives scientifiques.

Tout d'abord, de nombreuses pistes ont été évoquées à la fin du chapitre 2 pour la **modélisation des systèmes de cultures**, notamment pour améliorer l'allocation des cultures, en contexte de manque de données, en essayant d'exploiter de façon optimale les données disponibles. Concernant la **modélisation du processus de décision et du niveau exploitation**, des voies d'amélioration du modèle décisionnel SACADEAU ont été détaillées dans le chapitre 3. Deux autres perspectives peuvent être envisagées. D'une part, l'approche de SACADEAU pourrait venir compléter celle de CASIMODN. Dans ce modèle, il n'y a pas d'adaptation de la planification annuelle en fonction des conditions climatiques, environnementales ou organisationnelles. Considérer un emboîtement des horizons temporels de la décision dans CASIMODN, avec d'une part des décisions stratégiques à l'échelle annuelle, et d'autre part des décisions opérationnelles comme dans SACADEAU serait une amélioration du modèle. Dans ce cas, les dates des opérations culturales définies dans les itinéraires techniques génériques ne seraient pas renseignées a priori en début de simulations mais seraient flexibles au cours des simulations en fonction de contraintes. D'autre part, si CASIMODN modélise simultanément un ensemble d'exploitations sur un bassin versant, les échanges entre les exploitations ne sont pas pris en compte. Des interactions entre exploitations, considérées comme essentielles pour leur évaluations (Payraudeau et van der Werf, 2005 ; van der Werf, 2016), pourraient être implémentées dans CASIMODN par l'échange de pailles, de fourrages ou d'effluents produits.

**Un deuxième axe de recherche concerne à la fois la simplification et la complexification des modèles.** Ces approches opposées mais complémentaires permettent de répondre en partie aux questions posées dans le paragraphe 6.2.1. Il faut en effet simplifier les modèles quand les données sont peu disponibles, lorsqu'il s'agit de les transférer vers des acteurs ou d'opérer des changements d'échelles (de bassins versants de recherche vers des bassins versants de gestion). Il faut complexifier les modèles lorsqu'il s'agit de mieux comprendre le système étudié en assurant une cohérence de son fonctionnement. La complexification des modèles permettra de représenter plus finement un processus dans un compartiment et de prendre en compte, dans une démarche intégrée, de nouveaux compartiments dans de petits bassins versants agricoles bien instrumentés. Des travaux sont déjà en cours pour modéliser plus

finement les processus dans TNT2, afin de mieux représenter les transferts d'azote et de carbone dissous. Dans le cadre du projet ANR ESCAPADE, une modélisation permettant de mieux prendre en compte la cascade de l'azote en représentant différentes formes d'azote ( $\text{NH}_4/\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ) dans TNT2 est en voie d'achèvement. Les approches développées pour modéliser les flux de phosphore soluble (Dupas et al., 2016) vont aussi être adaptées, pour la modélisation des flux de carbone organique dissous car leurs sources et voies de transfert sont pour partie similaires (Dupas et al., 2015). Des perspectives de couplage sont également envisagées pour mieux représenter le fonctionnement du système bassin versant agricole. Dans le projet ESCAPADE, le couplage de TNT2 avec le modèle d'exploitation MELODIE (Chardon et al., 2012) a comme objectif d'améliorer la modélisation du pâturage en prenant explicitement en compte la quantité d'herbe disponible, la charge en animaux et leur temps de séjour. A moyen terme, il faudrait poursuivre les couplages des modèles agro-hydrologiques avec des méthodes d'Analyse de Cycle de Vie, comme ceux initiés par Basset-Mens et al. (2006) et Liao et al. (2015), afin d'améliorer l'évaluation multicritère de scénarios de changements. A plus long terme, des couplages de TNT2 avec d'autres modèles prenant en compte d'autres compartiments (rivières, estuaires) seraient intéressants. Ils permettraient notamment d'étudier le rôle de ces compartiments dans le transfert et la transformation de nutriments, jusqu'à l'impact des flux de nutriments sur l'écologie des cours d'eaux.

**Un troisième axe de recherche porte sur la prise en compte des incertitudes et l'analyse des performances de modèles.** Des méthodes d'analyse des incertitudes (sur les données, sur l'estimation des paramètres, sur la structure du modèle), adaptées aux modèles complexes spatialisés, sont encore nécessaires pour mieux comprendre les modèles agro-hydrologiques mais aussi pour assurer une plus grande transparence sur les résultats générés par ces modèles. Des perspectives de recherches pour améliorer l'évaluation de la capacité des modèles à prendre en compte les changements doivent aussi être considérées. Si les étapes de calibration et de validation sont souvent tributaires des données, des méthodes existent et continuent à se développer pour exploiter de façon optimale les données déjà disponibles. Une première perspective serait d'approfondir l'approche méthodologique décrite dans la partie 6.1.3, notamment en continuant le protocole hiérarchique proposé par Klemeš (1986). Dans ce protocole, nous pourrions tester sur nos cas d'études une variante du SST, le Differential Split-Sample Test (DSST), dans lequel la calibration et la validation croisées sont conseillées notamment pour des scénarios de changement climatique (Thirel et al., 2015a). D'autres

approches méthodologiques pourraient également être explorées pour s'assurer de la capacité de transposition de nos modèles, comme celles proposées par Coron et al. (2012) basées sur une généralisation du DSST. L'utilisation de nouvelles métriques (Westra et al., 2014) et leur comparaison avec celles que nous avons déjà utilisées sont susceptibles d'alimenter notre réflexion et d'améliorer nos méthodes pour l'évaluation de la robustesse des modèles. L'exploitation des données internes au bassin versant (humidité du sol, niveau piézométrique par exemple), à travers une approche de calibration multi-objectif, nous permettrait aussi de mieux contraindre les modèles et de mieux reproduire la dynamique globale et interne d'un bassin versant. L'automatisation de la calibration des modèles serait également importante à considérer pour dépasser l'approche courante 'essai-erreur' sujette à des erreurs liées à la perception et à la subjectivité du modélisateur. Si l'automatisation ne peut être envisagée pour l'ensemble des paramètres des modèles agro-hydrologiques, étant donné leur nombre important, des méthodes hybrides peuvent être utilisées (Flipo et al., 2012).

**Un dernier axe de recherche concerne l'amélioration de l'exploitation des modèles à la fois sur la construction et l'utilisation des données d'entrées mais également sur l'analyse des sorties de simulations.** Des avancées méthodologiques sont en effet attendues pour faciliter la phase de traduction de scénarios narratifs en scénarios quantifiés mais aussi l'intégration de différentes sources de données hétérogènes (agricoles, climatiques, pédologiques) dans un contexte de données de plus en plus volumineuses et accessibles (télédétection, mesures hautes fréquences dans les ORE). L'intégration de données en cours de simulation, par des méthodes d'assimilation, devrait notamment permettre d'améliorer les phases de calibration. Concernant l'exploitation des sorties de modèles, des efforts méthodologiques sont encore à poursuivre, d'une part au niveau des outils issus de l'intelligence artificielle pour améliorer l'analyse des simulations, mais également pour transformer les résultats de ces analyses en informations pertinentes et accessibles pour les parties prenantes au niveau d'un territoire.

## Références bibliographiques générales

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E., Rasmussen, J., 1986. An introduction to the European hydrologic system SHE, 2: structure of a physically-based, distributed modeling system. *Journal of Hydrology* 87, 61e77.

Abbott, M. B., 1996. *Distributed Hydrological Modelling*, vol. IX, 321 S. pp., Kluwer Acad., Dordrecht, Netherlands.

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

Alcamo, J., Henrics, T., 2002. Critical regions: A model-based estimation of world water resources sensitive to global changes. *Aquatic Sciences* 64, 252-263.

Alcamo, J., 2008. The SAS approach: combining qualitative and quantitative knowledge in environmental scenarios. In: Alcamo, J. (Ed.), *Environmental Futures. The Practice of Environmental Scenario Analysis*. Elsevier, 123-150.

Alexander, R.B., et al., 2007. The role of headwater streams in downstream water quality. *Journal of the American Water Resources Association* 43, 41-59.

Ambroise, B., Freer, J., Beven, K., 1996. Application of a generalized TOPMODEL to the small Ringelbach catchment, Vosges, France. *Water resources research*, 32 (7), 2147-2159.

Ambroise B., 1999. *La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles*. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, HGA Bucarest. 200 p.

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.

Aubert, A.H., Gascuel-Oudou, C., Gruau, G., et al., 2013. Solute transport dynamics in small, shallow groundwater-dominated agricultural catchments: insights from a high-frequency, multisolute 10 yr-long monitoring study. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 1379-1391.

Aubert, A. H., 2013. *Analyse des motifs temporels d'une chronique décennale haute-fréquence de qualité de l'eau dans un observatoire agro-hydrologique*. PhD Thesis. Agrocampus-Ouest. 209 p.

Aubertot, J.N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Gril, J.J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Savini, I., Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64p.

Aubry, C., Michel-Dounias, I., 2006. Systèmes de culture et décisions techniques dans l'exploitation agricole. In : Doré T., Le Bail M., Martin P., Ney B., Roger-Estrade J. (coord.), *L'agronomie aujourd'hui*, Collection Synthèse, Editions Quae : 57-75.

Aurousseau, P., 2004. Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque. In : *Un point sur ... Estimation des risques environnementaux des pesticides*, Ed. INRA, 57-74.



Aurousseau, P., Gascuel-Oudou, C., Squidant, H., Trépos, R., Tortrat, F., Cordier, MO., 2009. A plot drainage network as a conceptual tool for the spatial representation of surface flow pathways in agricultural catchments. *Computers and Geosciences* 35, 276–288.

Ayre, M., Nettle, R., 2015. Doing integration in catchment management research: insights into a dynamic learning process. *Environmental Science and Policy* 47, 18-31.

Bashford, E. K., Beven, K., Young, C. P., 2002. Observational data and scale dependant parametrizations: explorations using a virtual hydrology reality. *Hydrological Processes* 16, 293-312.

Basset-Mens, C., Anibar, L., Durand, P., van der Werf, H.M.G., 2006. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *Science of the Total Environment* 367, 367-382.

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.

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

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(1), 93e105.

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., Salmon-Monviola, J., Durand, P., Grimaldi, C., Merot, P., 2013. Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agricultural Water Management* 121, 62-72.

Benhamou, C., Durand, P., Salmon-Monviola, J., Flechard, C., Ferrant, S., Probst, A., Garnier, J., Tallec, G., Cellier, P., Casal, L., Anglade, J., Chambon, C., Drouet, J-L., 2016. Nitrogen cascade at the landscape scale: modelling the effect of climate, soils and agriculture on direct and indirect nitrogen emissions in contrasted rural sites. *Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Modelling and Software*.

Benoît, M., Rizzo, D., Marraccini, E., Moonen, A., Galli, M., Lardon, S., Rapey, H., Thenail, C., Bonari, E., 2012. Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. *Landscape Ecology* 27(10), 1385-1394.

Bergez, J.E., Colbach, N., Crespo, O., Garcia, F., Jeuffroy, M.H., Justes, E., Loyce, C., Munier-Jolain, N., Sadok, W., 2010. Designing crop management systems by simulation. *European Journal of Agronomy* 32, 3-9.

Bergez, J.E., Chabrier, P., Gary, C., Jeuffroy, M.H., Makowski, D., Quesnel, G., Ramat, E., Raynal, H., Rouse, N., Wallach, D., Debaeke, P., Durand, P., Duru, M., Dury, J., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Garcia, F., 2013. An open platform to build, evaluate and simulate integrated models of farming and agro-ecosystems. *Environmental Modelling and Software* 39, 39-49.

- Beven, J.K., Kirkby, M.J., 1979. A physically based variable contributive area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24, 43–69.
- Beven, K., 1995. Linking parameters across scales: subgrid parametrisations and scale dependent hydrological models. *Hydrological Processes* 9, 507-525.
- Beven, K., 1997. Distributed hydrological modelling: applications of the TOPMODEL concept. *Distributed hydrological modelling: applications of the TOPMODEL concept*, 348 p.
- Beven, K., Freer, J., 2001. Equifinality, data assimilation, and uncertainty estimation in mechanistic modelling of complex environmental systems using the GLUE methodology. *Journal of Hydrology* 249 (1-4), 11-29.
- Beven, K. J., 2001a. How far can we go in distributed hydrological modelling? *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, 1-12, doi:10.5194/hess-5-1-2001.
- Beven, K. J., 2001b. *Rainfall-runoff modelling: the primer*. Vol. 15. Wiley Chichester.
- Beven, K., Young, P., 2013. A guide to good practice in modeling semantics for authors and referees. *Water Resources Research*, 49, 5092-5098.
- Beven, K., Smith, P., 2015. Concepts of Information Content and Likelihood in Parameter Calibration for Hydrological Simulation Models. *Journal of Hydrologic Engineering* 20(1): A4014010.
- 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., Silvestre, M., Grizzetti, B. et al., 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.
- Birkinshaw, S.J., Ewen, J., 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology* 230, 1-17.
- Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Folster, J., Laudon, H., Seibert, J., Temnerud, J., 2008. *Aqua Incognita: the unknown headwaters*. *Hydrological Processes* 22, 1239-1242.
- Blöschl, G. and Sivapalan, M., 1995. Scale issues in hydrological modelling: A review. *Hydrological Processes* 9, 251-290.
- Bommelear, O., Devaux, J., 2011. *Assessing water pollution costs of farming in France*. Department of the commissioner general for sustainable development (CGDD), 33p.
- Booth, E.G., Qiu, J., Carpenter, S.R., Schatz, J., Chen, X., Kucharik, C.J., Loheide II, S.P., Motew, M.M., Seifert, J.M., Turner, M.G., 2016. From qualitative to quantitative environmental scenarios: Translating storylines into biophysical modeling inputs at the watershed scale. *Environmental Modelling and Software* 85, 80-97.
- Borah, D.K., and Bera, M., 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Trans. ASAE* 46(6), 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.

Bouadi, T., 2014. Analyse multidimensionnelle interactive de résultats de simulation. Aide à la décision dans le domaine de l'agroécologie. PhD Thesis. Université Rennes 1. 175p.

Bouadi, T., Cordier, M.O., Moreau, P., Quiniou, R., Salmon-Monviola, J., Gascuel-Oudou, C., 2016. N-Catch: A data warehouse for multilevel analysis of simulated nitrogen data from an agro-hydrological model. *Environmental Modelling and Software* (submitted).

Bourgin, F., 2014. Comment quantifier l'incertitude prédictive en modélisation hydrologique ? : Travail exploratoire sur un grand échantillon de bassins versants. *Hydrologie*. PhD Thesis. AgroParisTech. 230p.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., et al., 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.

Brueuer, L., Vaché, K. B., Julich, S., Frede, H.G., 2008. Current concepts in nitrogen dynamics for mesoscale catchments. *Hydrological Sciences Journal* 53:5, 1059-1074.

Buytaert, W., Celleri, R., Timbe, L., 2009. Predicting climate change impacts on water resources in the tropical Andes: the effects of GCM uncertainty. *Geophysical Research Letters*, 36.

Castellazzi, M.S., 2007. Spatio-temporal modelling of crop co-existence in European agricultural landscapes. PhD Thesis. Cranfield University. 201p.

Castellazzi, M.S., Wood, G.-A., Burgess, P.-J., Morris, J., Cobrad, K.-F., Perry, J.-N., 2008. A systematic representation of crop rotations. *Agricultural Systems* 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* 22 (12), 1881-1889.

Castronova, A.M., Goodall, J.L., 2013. Simulating watersheds using loosely integrated model components: evaluation of computational scaling using OpenMI. *Environmental Modelling and Software* 39, 304-313.

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

Cerdan, O., Souchère, V., Lecomte, V., Couturier, A., Le Bissonnais, Y., 2001. Incorporating soil surface crusting processes in an expert-based runoff model : Sealing and Transfert by Runoff and Erosion related to Agricultural Management. *Catena*, Vol. 46, 189-205.

Chahinian, N., 2004. Paramétrisation multi-critère et multi-échelle d'un modèle hydrologique spatialisé de crue en milieu agricole. PhD Thesis. Université Montpellier II. 264 p.

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

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.

Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Espagnol, S., Raison, C., Martin Clouaire, R., Rellier, J.P., Le Gall, A., Dourmad, J.Y., Piquemal, B., Leterme, P., Paillat, J.M., Delaby, L., Garcia, F., Peyraud, J.L., Poupa, J.C., Morvan, T., Faverdin, P., 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal* 6, 1711-1721.

Chatelin, M.-H., Aubry, C., Poussin, J.-C., Meynard, J.-M., Massé, J., Verjux, N., Gate, P., Le Bris, X., 2005. DéciBlé, a software package for wheat crop management simulation. *Agricultural Systems* 83 (1), 77-99.

Chen, X. 2014. Analyse et propagation de l'incertitude dans l'analyse du cycle de vie en agriculture. PhD Thesis. Agrocampus Ouest. 149 p.

Chen, L., Gong, Y., Shen, Z., 2015. A comprehensive evaluation of input data-induced uncertainty in nonpoint source pollution modeling. *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 11421-11447.

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.

CITEPA, 2013. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Format SECTEN, 332 p.

Clark, M.P., Kavetski, D., 2010. Ancient numerical daemons of conceptual hydrological modeling: 1. Fidelity and efficiency of time stepping schemes. *Water Resources Research* 46: W10510. DOI: 10.1029/2009wr008894.

Clark, M. P., et al., 2015. A unified approach for process-based hydrologic modeling: 1. Modeling concept. *Water Resources Research*, 51, 2498-2514, doi :10.1002/2015WR017198.

Cordier, M.-O., Garcia, F., Gascuel-Oudou, C., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trépos, R., 2005. A machine learning approach for evaluating the impact of land use and management practices on streamwater pollution by pesticides. In: *Proceedings of International Congress on Modelling and Simulation, Australia*, 2651–2657.

Cordier, M.O, Falchier, M., Garcia, F., Gascuel-Oudou, C., Heddadj, D., Lebouille, L., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Tortrat, F., Trépos, R., 2009. Modélisation d'un transfert d'herbicides dans un bassin versant pour la maîtrise de la qualité des eaux. In *Concevoir et construire la décision*. Edition Quae. 359p.

Coron, L., et al., 2011. Pathologies of hydrological models used in changing climatic conditions: a review. In: S.W. Franks, et al., eds. *Hydro-climatology: variability and change*. Wallingford International Association of Hydrological Sciences, IAHS Publ. 344, 39-44.

Coron, L., Andreassian, V., Perrin, C., Lerat, J., Vaze, J., Bourqui, M., Hendrickx, F., 2012. Crash testing hydrological models in contrasted climate conditions: An experiment on 216 Australian catchments. *Water Resources Research*, 48, W05552, doi:10.1029/2011WR011721.

Coron, L., 2013. Les modèles hydrologiques conceptuels sont-ils robustes face à un climat en évolution ? Diagnostic sur un échantillon de bassins versants français et australiens. PhD Thesis. AgroParisTech. 364 p.

Crave, A., Gascuel-Oudou, C., 1997. The influence of the topography on time and space distribution of soil surface water content. *Hydrological Processes* 11, 203-210.

Cudennec, C., 2011. De quelques transferts, structures et interfaces en hydrologie. HDR. Université de Rennes 1. 80p.

Cushman, J.H., 1986. On measurement, scale, and scaling. *Water Resources Research* 22 (2), 129-134.

Dawson, C.J., Hilton, J., 2011. Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy* 36, S14-S22.

De Lavenne, A., 2013. Modélisation hydrologique à base géomorphologique de bassins versants non jaugés par régionalisation et transposition d'hydrogramme. PhD Thesis. Agrocampus Ouest. 249p.

Deasy, C., Heathwaite, A.L., Brazier, R.E., 2008. A field methodology for quantifying phosphorus transfer and delivery to streams in first order agricultural catchments. *Journal of Hydrology* 350 (3-4), 329-338.

Dehotin, J., 2007. Prise en compte de l'hétérogénéité des surfaces continentales dans la modélisation hydrologique spatialisée. Application sur le Haut-bassin de la Saone. PhD Thesis. Institut National Polytechnique de Grenoble - INPG. 332p.

Delahaye, D., Gascuel-Oudou, C., 2013. Écosystèmes continentaux aquatiques et terrestres. In: Merot, P., Dubreuil, V., et al. (Eds.) *Changement climatique dans l'Ouest. Evaluation, impacts, perceptions*. Presses Universitaires de Rennes pp. 179-182.

Dooge, J. C. I., 1967. A New Approach to Non-Linear Problems in Surface Water Hydrology, Commission on Surface Waters, International Association for Scientific Hydrology, Proceedings of General Assembly of Berne. IAHS Publication 76, 409-413.

Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenard, J., Trevisan, D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics-a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 4-21

Dorioz, J-M., Grimaldi, C., 2014. Mission de réflexion cycles et flux dans les paysages hétérogènes. Rapport INRA.

Dounias, I., Aubry, C., Capillon, A., 2002. Decision-making processes for crop management on African farms. Modelling from a case study of cotton crops in northern Cameroon. *Agricultural Systems* 73, 233-260.

Drouet, J.-L., 2015. Apports de la modélisation structure-fonction des transferts d'azote à différentes échelles pour raisonner la gestion de l'azote et de l'espace dans les agro-écosystèmes. HDR, Université Pierre et Marie Curie (Paris 6). 103p.

Du, B., Saleh, A., Jaynes, D.B., Arnold, J.G., 2006. Evaluation of SWAT in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes. *Transactions of the ASABE* 49, 949–959.

Dubreuil, V., Planchon, O., Lamy, C., Bonnardot, V., Quénot, H., 2012. Le changement climatique dans la France de l'Ouest : observations et tendances. *Changement climatique dans l'Ouest*, Presses Universitaires de Rennes, pp.19-30.

Dunn, S.M., Johnston, L., Taylor, C., Watson, H., Cook, Y., Langan, S.J., 2013. Capability and limitations of a simple grid-based model for simulating land use influences on stream nitrate concentrations. *Journal of Hydrology* 507, 110-123.

Dupas, R., Delmas, M., Gascuel-Oudou, C., Arrouays, D., Durand, P., Parneadeau, V., 2011. *Revue bibliographique des modèles d'émission de N et P vers les masses d'eau, rapport ONEMA*. 82p.

Dupas, R., Curie, F., Gascuel-Oudou, C., Moatar, F., Delmas, M., Parneadeau, V., Durand, P., 2013. Assessing N emissions in surface water at the national level: comparison of country-wide vs regionalized models. *Science of the Total Environment* 443, 152-62.

Dupas, R., Gruau, G., Gu, S., Humbert, G., Jaffrézic, A., Gascuel-Oudou, C., 2015. Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. *Water Research* 84, 307-314.

Dupas, R., 2015. Identification et modélisation des processus à l'origine des transferts de phosphore dissous dans un bassin versant agricole. PhD Thesis. *Agrocampus Ouest*. 211p.

Dupas, R., Salmon-Monviola, J., Beven, K. J., Durand, P., Haygarth, P. M., Hollaway, M. J., Gascuel-Oudou, C., 2016. Uncertainty assessment of a dominant-process catchment model of dissolved phosphorus transfer. *Hydrology and Earth System Sciences* 20, 4819-4835.

Durand, P., Gascuel-Oudou, 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., 2004. Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration and scénario analyses for the Kervidy catchment (W. France). *Hydrology and Earth System Sciences* 8, 793-802.

Durand, P., Ferchaud, F., Salmon-Monviola, J., Goetschel, 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 [http://etudes.bretagne-environnement.org/index.php?lvl=notice\\_display&id=14324](http://etudes.bretagne-environnement.org/index.php?lvl=notice_display&id=14324)

Durand, P., Breuer, L. and Johnes, P. J., 2011. Nitrogen turnover processes and effects in aquatic ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. M., Sutton, C., Howard, J.W. Erisman, et al. Cambridge University Press.

- Durand, P., Moreau, P., Salmon-Monviola, J., Ruiz, L., Vertes, F., Gascuel-Oudou, C., 2015. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *Journal of Agricultural Science* 153, 959.
- Duret, S., Drouet, J.L., Durand, P., Hutchings, N.J., Theobald, M.R., Salmon-Monviola, J., Dragosits, U., Maury, O., Sutton, M.A., Cellier, P., 2011. NitroScape: a model to integrate nitrogen transfers and transformations in rural landscapes. *Environmental Pollution* 159, 3161-3169.
- Dury, J., 2011. The cropping-plan decision-making: A farm level modelling and simulation approach. PhD Thesis. Université Toulouse. 251p.
- Dury, J., Schaller, N., Garcia, F., Reynaud, A., Bergez, J.E., 2012. Models to support cropping plan and crop rotation decisions. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 567-580.
- Ebel, B. A., and Loague, K., 2006. Physics based hydrologic response simulation: Seeing through the fog of equifinality. *Hydrological Processes* 20(13), 2887-2900.
- Efstratiadis, A., Nalbantis, I., and Koutsoyiannis, D., 2015. Hydrological modelling of temporally-varying catchments: facets of change and the value of information. *Hydrological Sciences Journal* 60, 7-8.
- EPA, 2011. Pesticide Industry Sales and Usage: 2006 and 2007 Market Estimates. US Environmental Protection Agency, Washington (DC).
- Epelde, A.M., Antiguada I., Brito, D., Jauch, E., Neves, R., Garneau, C., Sauvage, S., Miguel Sánchez-Pérez, J., 2016. Different modelling approaches to evaluate nitrogen transport and turnover at the watershed scale. *Journal of Hydrology* 539, 478-494.
- Erismann, J.W., Galloway, J.A., Sutton, M.S., Klimont, Z., Winiwater, W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world? *Nature Geosciences* 1, 636-639.
- Erismann, J.W., Galloway, J.N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N.B., Petrescu, A.M.R., Leach, A.M., de Vries, W., 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Phil Trans R Soc B* 368, 20130116.
- 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.
- Fatichi, S., Vivoni, E.R., Ogden, F.L., Ivanov, V.Y., Mirus, B., Gochis, D., Downer, C.W., Camporese, M., Davison, J.H., Ebel, B., Jones, N., Kim, J., Mascaro, G., Niswonger, R., Restrepo, P., Rigon, R., Shen, C., Sulis, M., Tarboton, D., 2016. An overview of current applications, challenges, and future trends in distributed process-based models in hydrology. *Journal of Hydrology*, doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.03.026>
- Fenicia, F., Kavetski, D., Savenije, H. H. G., 2011. Elements of a flexible approach for conceptual hydrological modeling: 1. Motivation and theoretical development. *Water Resources Research* 47, W11510.
- Fenicia, F., Kavetski, D., Savenije, H. H. G., Clark, M. P., Schoups, G., Pfister, L., Freer, J., 2014. Catchment properties, function, and conceptual model representation: is there a correspondence? *Hydrological Processes* 28, 2451-2467.

Fenicia, F., Kavetski, D., Savenije, H. H. G., Pfister, L., 2016. From spatially variable streamflow to distributed hydrological models: Analysis of key modeling decisions. *Water Resources Research* 52, 954-989.

Ferrant, S., 2009. Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons. PhD Thesis. Université Toulouse. 209p.

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.

Ferrant, S., Gascoïn, S., Veloso, A., Salmon-Monviola, J., Claverie, M., Rivalland, V., Dedieu, G., Demarez, V., Ceschia, E., Probst, J.-L., Durand, P., Bustillo, V., 2014. Agro-hydrology and multi-temporal high-resolution remote sensing: toward an explicit spatial processes calibration. *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 5219-5237.

Ferrant, S., Bustillo, V., Burel, E., Salmon-Monviola, J., Claverie, M., Jarosz, N., Yin, T., Rivalland, V., Dedieu, G., Demarez, V., Ceschia, E., Probst, A., Al-Bitar, A., Kerr, Y., Probst, J.-L., Durand, P., Gascoïn, S., 2016. Extracting soil water holding capacity parameters of a distributed agro-hydrological model from high resolution optical satellite observations series. *Remote Sensing* 8, 154.

Flipo, N., 2005. Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières : Application au bassin du Grand Morin. PhD Thesis. Centre d'Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. 262p.

Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Théry, S., Ledoux, E., 2007. Modelling nitrate fluxes at the catchment scale using the integrated tool CaWaQS. *Science of the Total Environment* 375, 69-79.

Flipo, N., Monteil, C., Poulin, M., de Fouquet, C., Krimissa, M., 2012. Hybrid fitting of a hydrosystem model: Long-term insight into the Beauce aquifer functioning (France). *Water Resources Research*, 48, W05509.

Fovet, O., Ruiz, L., Faucheux, M., Molénat, J., Sekhar, M., Vertès, F., Aquilina, L., Gascuel-Oudou, C., Durand, P., 2015. Using long time series of agricultural-derived nitrates for estimating catchment transit times. *Journal of Hydrology* 522, 603-617.

Franks, S.W., Gineste, P., Beven, K.J., Mérot P., 1998. On constraining the predictions of a distributed model : the incorporation of fuzzy estimates of saturated areas into the calibration process. *Water resources research*, 34 (4), 787-797.

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 Biogeochemical 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.

Gao, L., Li, D., 2014. A review of hydrological/water-quality models. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering* 1, 9-27.



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.

Garcia, F., Gascuel-Oudou, C., Soussana, J.F., 2014. Colloque. Nouveaux défis de la modélisation : l'agro-écologie, Synthèse, INRA, 49p.

Gascuel-Oudou, 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-Oudou, 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.

Gascuel-Oudou, C., Aurousseau, P., Durand, P., Ruiz, L., Molenat, J., 2010. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the Total Environment* 408, 5657-5666.

Gascuel-Oudou, C., Aurousseau, P., Doray, T., Squvidant, H., Macary, F., Uny, D., Grimaldi, C., 2011. Incorporating landscape features to obtain an object-oriented landscape drainage network representing the connectivity of surface flow pathways over rural catchments. *Hydrological Processes* 25 (23), 3625-3636.

Gascuel-Oudou C., Ruiz L., Vertès F., 2015. Comment réconcilier agriculture et littoral ? Vers une agroécologie des territoires. Editions Quae. 151p.

Gatignol, C., Etienne, J.C., 2010. Pesticides et santé. Rapport. <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/104000209/index.shtml> Paris, Assemblée nationale. 262 p.

Gaucherel, C., Houllier, F., Auclair, D., Houet, T., 2014. Dynamic Landscape Modelling: The Quest for a Unifying Theory. *Living Reviews in Landscape Research* 8, 2.

Gharari, S., 2016. On the role of model structure in hydrological modeling: Understanding models. PhD Thesis. TU Delft. 180p.

Gomez, E., 2002. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. PhD Thesis. Centre d'Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. 240p.

Gouttenoire, L., Fiorelli, J.L., Trommschlager, J.M., Coquil, X., Cournot, 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.

Gril, J.-J., Dorioz, J.-M., 2004. Des bassins versants de recherches aux bassins opérationnels : quels bassins versants pour connaître et maîtriser les pollutions diffuses ? *Ingénieries*, 39, 3-16.

Grizzetti, B., Bouraoui, F., Aloe, A., 2012. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18, 769-782.

Gruber, N., Galloway, J.N., 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 293-296.

Gupta, H. V., Clark, M. P., Vrugt, J. A., Abramowitz, G., and Ye, M., 2012. Towards a Comprehensive Assessment of Model Structural Adequacy, Opinion Paper. *Water Resources Research* 48, W08301, doi:10.1029/2011WR011044

Hagemann, S., Gottel, H., Jacob, D., Lorenz, P., Roeckner, E., 2009. Improved regional scale processes reflected in projected hydrological changes over large European catchments. *Climate Dynamics* 32, 767-781.

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.

Haygarth, P.M., Page, T.J.C., Beven, K.J., Freer, J., Joynes, A., Butler, P., Wood, G.A., Owens, P.N., 2012. Scaling up the phosphorus signal from soil hillslopes to headwater catchments. *Freshwater Biology* 57:7-25.

Holvoet, K., van Griensven, A., Gevaert, V., Seunjens, P., Vanrolleghem, P.A., 2008. Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environmental Modelling and Software* 23, 72-81.

Houet, T., 2006. Occupation des sols et gestion de l'eau : modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au SAGE du Blavet). PhD Thesis. Université Rennes 2. 368 p.

Hostache, R., Matgen, P., Montanari, A., Montanari, M., Hoffmann, L., Pfister, L., 2011. Propagation of uncertainties in coupled hydro-meteorological forecasting systems: a stochastic approach for the assessment of the total predictive uncertainty. *Atmospheric Research* 100 (2-3), 263-274.

Hrachowitz, M., Fovet, O., Ruiz, L., Euser, T., Gharari, S., Nijzink, R., Freer, J., Savenije, H. H. G., Gascuel-Oudou, C., 2014. Process consistency in models: The importance of system signatures, expert knowledge, and process complexity. *Water Resources Research* 50, 7445-7469.

Hutchings, N.J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Berntsen, J., 2007. Modelling spatial heterogeneity in grazed grassland and its effects on nitrogen cycling and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 153-163.

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.

Joannon, A., 2004. Spatial coordination of cropping systems to control ecological processes. Case study of runoff in agricultural catchment basins of the Pays de Caux, France. PhD Thesis. INAPG (AgroParisTech). 394p.

Joannon, A., Souchère, V., Martin, P., Papy, F., 2006. Reducing runoff by managing crop location at the catchment level, considering agronomic constraints at farm level. *Land Degradation and Development* 17, 467-478.

Jones, J. W., et al., 2016. Brief history of agricultural systems modeling. *Agricultural Systems*, in press.

Kauark Leite, L. A., 1990. Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. PhD Thesis. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 342p.

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.

Kirchner, J. W., 2016. Aggregation in environmental systems – Part 2: Catchment mean transit times and young water fractions under hydrologic nonstationarity. *Hydrology and Earth System Sciences* 20, 299-328.

Klemeš, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrological Sciences Journal* 31 (1), 13-24.

Koo, B.K., O'Connell, P.E., 2006. 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.

Koutsoyiannis, D., 2013. Hydrology and change. *Hydrological Sciences Journal* 58 (6), 1177-1197.

Krueger, T., Freer, J., Quinton, J.N., Macleod, C.J.A., 2007. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorus, from intensively farmed grasslands: a critical note on modelling of phosphorus transfers. *Hydrological Processes* 21(4), 557-562.

Lane, S. N., Reaney, S. M., Heathwaite, A. L., 2009. Representation of landscape hydrological connectivity using a topographically driven surface flow index. *Water Resources Research* 45, W08423, doi:10.1029/2008WR007336

Laniak, G.F., Olchin, G., Goodall, J., Voinov, A., Hill, M., Glynne, P., Whelana, G., Geller, G., Quinng, N., Blind, M., Peckhami, S., Reaneyj, S., Gaberk, N., Kennedyl, R., Hughes, A., 2013. Integrated environmental modeling: a vision and roadmap for the future. *Environmental Modelling and Software* 39, 3-23.

Lassaletta, L., Garcia-Gomez, H., Gimeno, B.S., Rovira, J.V., 2010. Headwater streams: neglected ecosystems in the EU water framework directive implications for nitrogen pollution control. *Environmental Science and Policy* 13, 423-433.

Leenhardt, D., Therond, O., Gascuel-Oudou, C., Cordier, M.O., Reynaud, A., Bergez, J.E., Clavel, L., Durand, P., Masson, V., Moreau, P., 2012. A generic framework for scénario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling and Software* 37, 125-133.

Leenhardt, D., Angevin, F., Biarnès, A., Colbach, N., Mignolet, C., 2010. Describing and locating cropping systems on a regional scale. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30 (1), 131-138.

Le Gal, P-Y., Merot, A., Moulin, C-H., Navarrete, M., Wery, J.A., 2010. Modelling framework to support farmers in designing agricultural production systems. *Environmental Modelling and Software* 25, 258-268.

Legay, JM., 1997. L'expérience et le modèle. Un discours sur la méthode, collection Sciences en questions, Inra Editions.

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.

Lefrancq, M., 2014. Transport and attenuation of pesticides in runoff from agricultural headwater catchments: from field characterisation to modelling. PhD Thesis. Université de Strasbourg. 263p.

Lémond, J., et al., 2011. DRIAS: a step toward climate services in France. *Advances in Science and Research* 6, 179-186.

Leonard, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A., 1987. GLEAMS : groundwater loading effects of agricultural management system. *Trans. ASAE*, 30 (5), 1403-1418.

Lerner, D. N., Kumar, V., Holzkämper, A., Surridge, B. W. J. and Harris, B., 2011. Challenges in developing an integrated catchment management model. *Water and Environment Journal* 25, 345-354.

Liao, W., van der Werf, H. M. G., Salmon-Monviola, J., 2015. Improved Environmental Life Cycle Assessment of Crop Production at the Catchment Scale via a Process-Based Nitrogen Simulation Model. *Environmental Science and Technology* 49 (18), 10790-10796.

Macary, F., 2013. Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles. Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision. PhD Thesis. Institut National Polytechnique de Toulouse. 279p.

Malagó, A., Venohr, M., Gericke, A., Vigiak, O., Bouraoui, F., Grizzetti, B., Kovacs, A., 2015. Modelling nutrient pollution in the Danube River Basin: a comparative study of SWAT, MONERIS and GREEN models. *EUR 27676 EN*, doi: 10.2788/156278

McDowell, R.W., Moreau, P., Salmon-Monviola, J., Durand, P., Leterme, P., Merot, P., 2014. Contrasting the spatial management of nitrogen and phosphorus for improved water quality: Modelling studies in New Zealand and France. *European Journal of Agronomy* 57, 52- 61.

McIntyre, N., Ballard, C., Bruen, M., Bulygina, N., Buytaert, W., Cluckie, I., Dunn, S., Ehret, U., Ewen, J., Gelfan, A., Hess, T., Hughes, D., Jackson, B., Kjeldsen, T. R., Merz, R., Park, J.-S., O'Connell, E., O'Donnell, G., Oudin, L., Todini, E., Wagener, T. and Wheeler, H., 2014. Modelling the hydrological impacts of rural land use change. *Hydrology Research* 45 (6), 737-754.

Macleod, C.J.A., Falloon, P.D., Evans, R., and Haygarth, P.M., 2012. The effect of climate change on the mobilization of diffuse substances from agricultural systems, in: *Advances in Agronomy*, edited by: Sparks, D. L., *Advances in Agronomy* 115, 41-77.

Medici, C., Wade, A.J., Frances, F., 2012. Does increased hydrochemical model complexity decrease robustness? *Journal of Hydrology* 440, 1-13.

Merot, A., 2007. Analyse et modélisation du fonctionnement biophysique et décisionnel d'un système prairial irrigué - Application aux prairies plurispécifiques de Crau en vue de l'élaboration d'un outil d'aide à la décision. PhD Thesis. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier, 202p.

Merot, P., Aubert, A., Josse, J., Le Paven, E., Montreuil, O., 2012. Le cycle de l'eau dans les bassins versants : débits, niveaux de nappe, extension des zones humides. Chapitre dans 'Changement climatique dans l'Ouest'. Presses Universitaire de Rennes.

Merz, R., Parajka, J., and Blöschl, G., 2011. Time stability of catchment model parameters: implications for climate impact analyses. *Water Resources Research* 47 (2). doi:10.1029/2010WR009505

Mignolet, C., 2008. Modélisation de l'organisation spatiale des systèmes agricoles et de son évolution dans des démarches d'appui au développement. PhD Thesis. AgroParisTech. 282 p.

Milly, P.C.D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R.M., Kundzewicz, Z.W., Lettenmaier, D.P., Stouffer, R.J., 2008. Stationarity is dead: Whither water management? *Science* 319, 573-574.

Molénat, J., Davy, P., Gascuel-Oudou, C., Durand, P., 1999. Study of three subsurface hydrologic systems based on spectral and co-spectral analysis of time series. *Journal of Hydrology* 222, 152-164.

Molénat, J., Gascuel-Oudou, 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.

Moreau, P., 2012. 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. PhD Thesis. INRA Agrocampus-Ouest. 273p.

Moreau, P., Ruiz, L., Raimbault, T., Vertès, F., Cordier, M.O., Gascuel-Oudou, C., Masson, V., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2012. Modeling the potential benefits of catch-crop introduction in fodder crop rotations in a western Europe landscape. *Science of the Total Environment* 437, 276-284.

Moreau, P., Ruiz, L., Vertès, F., Baratte, C., Delaby, L., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Piquemal, B., Ramat, E., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2013a. CASIMOD'N: an agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agricultural Systems* 118, 41-51.

Moreau, P., Viaud, V., Parnaudeau, V., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2013b. An approach for global sensitivity analysis of a complex environmental model to spatial inputs and parameters: a case study of an agro-hydrological model. *Environmental Modelling and Software* 47, 74-87.

Mostafalou, S., Abdollahi, M., 2013. Pesticides and human chronic diseases: Evidences, mechanisms, and perspectives. *Toxicology and Applied Pharmacology* 268, 157-177.

Moussa, R., Voltz, M., Andrieux, P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16 (2), 393-412.

Musy, A., 2003. Cours d'Hydrologie générale. <http://hydram.epfl.ch/e-drologie/>

Nalbantis, I., Efstratiadis, A., Rozos, E., Kopsiafti, M., and Koutsoyiannis, D., 2011. Holistic versus monomeric strategies for hydrological modelling of human-modified hydrosystems. *Hydrology and Earth System Sciences* 15, 743-758.

Neal, C., Reynolds, B., Norris, D., Kirchner, J.W., Neal, M., Rowland, P., et al., 2011. Three decades of water quality measurements from the Upper Severn experimental catchments at Plynlimon, Wales: an openly accessible data resource for research, modelling, environmental management and education. *Hydrological Processes* 25, 3818-3830.

Olesen, J.E., Trnka, M., Kersebaum, K.C., Skjelvåg, a.O., Seguin, B., Peltonen-Sainio, P., Rossi, F., Kozyra, J., Micale, F., 2011. Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *European Journal of Agronomy* 34, 96-112.

Panagopoulos, Y., Gassman, P.W., Arritt, R.W., Herzmann, D.E., Campbell, T.D., Jha, M.K., Kling, C.L., Srinivasan, R., White, M., Arnold, J.G., 2014. Surface water quality and cropping systems sustainability under a changing climate in the Upper Mississippi River Basin. *Journal of Soil and Water Conservation* 69(6), 483-494.

Pappenberger, F. and Beven, K.J., 2006. Ignorance is bliss: Or seven reasons not to use uncertainty analysis. *Water Resources Research* 42(5), W05302.

Park, J.H., et al., 2010. Potential effects of climate change and variability on watershed biogeochemical processes and water quality in Northeast Asia. *Environment International* 36, 212-225.

Payraudeau, S., 2002. Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. PhD Thesis. Ecole nationale des eaux et forêts. 289p.

Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107, 1-19.

Payraudeau, S., Grégoire, C., 2012. Modelling pesticides transfer to surface water at the catchment scale: a multi-criteria analysis. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 479-500.

Payraudeau, S., 2014. Transport de contaminants dans les agrosystèmes vis-à-vis du forçage hydro-climatique. HDR. Université de Strasbourg. 163p.

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.

Peel, M.C. and Blöschl, G., 2011. Hydrological modelling in a changing world. *Progress in Physical Geography* 35 (2), 249-261.

Piacentini, A., et al., 2002. PALM : A dynamic parallel coupler. In *Proceedings of High Performance Computing for Computational Science - VECPAR 2002: 5th International Conference*. 479-492.

Pontius, R.G., Huffaker, D., Denman, K., 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling* 179, 445-461.

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.

Radcliffe, D.E., Freer, J., Schoumans, O., 2009. Diffuse phosphorus models in the United States and Europe: their usages, scales, and uncertainties. *Journal of Environmental Quality* 38(5), 1956-1967.

Raimbault, T., Moreau, P., Durand, P., Salmon-Monviola, J., 2009. Modélisation agro-hydrologique du bassin versant du Yar. Lannion Trégor Agglomération, Lannion, France, 62 p.

Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., 2004. Modelling guidelines, terminology and guiding principles. *Advances in Water Resources* 27 (1), 71-82.

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.

Robert, M., Thomas, A., Sekhar, M., Badiger, S., Ruiz, L., Raynal, H., Bergez, J.E., 2016. Adaptive and dynamic decision-making processes: A conceptual model of production systems on Indian farms. *Agricultural Systems*, In press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.001>.

Rode, M., Arhonditsis, G., Balin, D., Kebede, T., Krysanova, V., van Griensven, A. and van der Zee, S. E. A. T. M., 2010. New challenges in integrated water quality modelling. *Hydrological Processes* 24: 3447-3461.

Rollo, N., 2012. Modélisation des dynamiques de pollution diffuse dans le bassin versant de la rivière d'Auray : quantification, caractérisation et gestion des apports nutritifs terrigènes. PhD Thesis. Université de Nantes. 396p.

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. <https://www.ars.usda.gov/northeast-area/up-pa/pswmru/docs/integrated-farm-system-model/>

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.

Ruelland, D., 2009. Méthodes d'intégration de l'information géographique dans la modélisation des hydrosystèmes. PhD Thesis. Université Montpellier 2. 363p.

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 (3), 497-506.

Sadegh, M., Vrugt, J. A., Xu, C., Volpi, E., 2015. The stationarity paradigm revisited: Hypothesis testing using diagnostics, summary metrics, and DREAM(ABC). *Water Resources Research* 51, 9207-9231.

Salmon-Monviola, J., Gascuel-Oudou, C., Garcia, F., Tortrat, F., Cordier, M.-O., Masson, V., Trepos, 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., Durand, P., Ferchaud, F., Oehler, F., Sorel, L., 2012a. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Computers and Electronics in Agriculture* 81, 1-13.

Salmon-Monviola, J., Aubert, A., Gascuel-Oudou, C., Durand, P., Ruiz, L., 2012b. Le cycle de l'azote, les flux et concentrations en nitrate des cours d'eau : chroniques passées et projections. Chapitre dans 'Changement climatique dans l'Ouest'. Presses Universitaire de Rennes.

Salmon-Monviola, J., Moreau, P., Benhamou, C., Durand, P., Merot, P., Oehler, F., Gascuel-Oudou, C., 2013. Effect of climate change and increased atmospheric CO<sub>2</sub> on hydrological and nitrogen cycling in an intensive agricultural headwater catchment in western France. *Climatic Change* 120, 433-447.

Sargent, R.G., 2013. Verification and validation of simulation models. *Journal of Simulation* 7 (1), 12-24.

Saulnier, G.M., 1996. Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL. PhD Thesis. Institut Polytechnique de Grenoble. 275 p.

Savenije, H.H.G., 2009. The art of hydrology. *Hydrology and Earth System Sciences* 13, 157-161.

Schaller, N., 2011. Modélisation des décisions d'assolement des agriculteurs et de l'organisation spatiale des cultures dans les territoires de polyculture-élevage. PhD Thesis. AgroParisTech. 384p.

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.

Sebillotte, M., 1990. Le système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. In : Les systèmes de culture (Ed. By L. Combe & D. Picard), INRA Editions - Coll. Un point sur, Paris. 165-196.

Sebillotte, M., Soler, L.G., 1990. Les processus de décision des agriculteurs. Acquis et questions vives. In: *Modelisation systemique et systemes 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.

Sivakumar, B. and Singh, V.P., 2012. Hydrologic system complexity and nonlinear dynamic concepts for a catchment classification framework. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, 4119-4131.

Smith, R.A., Schwarz, G.E., Alexander, R.B., 1997. Regional interpretation of waterquality monitoring data. *Water Resources Research* 33, 2781-2798.

Service de l'observation et des statistiques (SOeS), Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2014. L'environnement en France. 384p.



Service de l'observation et des statistiques (SOeS), Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 2017. Pesticides : évolution des ventes, des usages et de la présence dans les cours d'eau depuis 2009. 4p.

Soafdine, F., 2016. Evaluation des performances d'un modèle hydrologique distribué pour la simulation de la dynamique d'humidité de sols. Rapport de Master. Université de Rennes 1.

Solomatine, D., Ostfeld, A., 2008. Data-driven modelling: some past experiences and new approaches. *Journal of Hydroinformatics* 10, 3-22.

Sonnenborg, T., et al., 2011. Assessment of climate change impacts on the quantity and quality of a coastal catchment using a coupled groundwater-surface water model. *Climatic Change* 113, 1025-1048.

Sorel, L., 2008. Paysages virtuels et analyse de scénarios pour évaluer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole. PhD Thesis. INRA Agrocampus-Ouest. 211p.

Souchère, V., King, D., Daroussin, J., Papy, F., Capillon, A., 1998. Effects of tillage on runoff directions: consequences on runoff contributing area within agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* 206, 256-267.

Steffens, K., Larsbo, M., Moeys, J., Jarvis, N., Lewan, E., 2013. Predicting pesticide leaching under climate change: Importance of model structure and parameter uncertainty. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 172, 24-34.

Strasser, U., Vilsmaier, U., Prettenhaler, F., Marke, T., Steiger, R., Damm, A., Hanzer, F., Wilcke, R.A.I., Stotter, J., 2014. Coupled component modelling for inter- and transdisciplinary climate change impact research: dimensions of integration and examples of interface design. *Environmental Modelling and Software* 60, 180-187.

Stuart, M.E., et al., 2011. A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK. *Science of the Total Environment* 409, 2859-2873.

Sutton, M.A., Howard, C., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B., 2011. *The European Nitrogen Assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, 612 pages.

Tetzlaff, D., Soulsby, C., Bacon, P. J., Youngson, A. F., Gibbins, C. and Malcolm, I. A., 2007. Connectivity between landscapes and riverscapes - a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science? *Hydrological Processes* 21, 1385-1389.

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* 4, 135-142.

Thenail, C., 2002. Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape: study case in Brittany, France. *Agricultural Systems* 71, 207-230.

Thenail, C., Baudry, J., 2004. Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network landscape: a case study in northeast Brittany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 101(1), 53-72.

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.

Thirel, G., et al., 2015a. Hydrology under change: an evaluation protocol to investigate how hydrological models deal with changing catchments. *Hydrological Sciences Journal* 60, 1184-1199.

Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., 2015b. On the need to test hydrological models under changing conditions. *Hydrological Sciences Journal* 60, 1165-1173.

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.

Tortrat, F., Arousseau, P., Squiquidant, H., Gascuel-Oudou, C., Cordier, M.O., 2004. Modèle Numérique d'Altitude (MNA) et spatialisation des transferts de surface : utilisation de structures d'arbres reliant les exutoires de parcelles et leurs surfaces contributives. *Bulletin SFPT*, 172, 128-136.

Tortrat, F., 2005. Modélisation orientée décision des processus de transfert par ruissellement et subsurface des herbicides dans les bassins versants agricoles. PhD Thesis. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 161p.

Trépos, R., Salieb, A., Cordier, M.O., Masson, V., Gascuel-Oudou, C., 2005. A distance approach for action recommendation. In: *Proceedings of European Conference on Machine Learning*, 425-436.

Trépos, R., 2008. Apprentissage symbolique à partir de données issues de simulation pour l'aide à la décision. Gestion d'un bassin versant pour une meilleure qualité de l'eau. PhD Thesis. Université de Rennes 1. 155p.

Trépos, R., Cordier, M.O., Gascuel-Oudou, C., Garcia, F., Masson, V., Salmon-Monviola, J., 2012. Mining simulation data by rule induction to determine critical source areas of stream water pollution. *Computer Electronics and Agriculture* 86, 75-88.

Union des Industries de la Protection des Plantes. 2011. Rapport d'activité 2010-2011.

Van der Werf, H.M.G., 2016. Agriculture et limites environnementales. Comment étudier les impacts environnementaux des systèmes agricoles ? HDR. Université Rennes 1. 72p.

Van Ittersum, M.K., Donatelli, M., 2003. Modelling cropping systems - highlights of the symposium and preface to the special issues. *European Journal of Agronomy* 18 (3-4), 187-197.

Van Voorn, G.A.K., Verburg, R.W., Kunseler, E.-M., Vader, J., Janssen, P.H.M., 2016. A checklist for model credibility, salience, and legitimacy to improve information transfer in environmental policy assessments. *Environmental Modelling and Software* 83, 224-236.

Velázquez, J.A., Schmid, J., Ricard, S., Muerth, M.J., Gauvin St-Denis, B., Minville, M., Chaumont, D., Caya, D., Ludwig, R., Turcotte, R., 2013. An ensemble approach to assess hydrological models' contribution to uncertainties in the analysis of climate change impact on water resources. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, 565-578.

Viaud, V., Merot, P., Baudry, J., 2004. Hydrochemical buffer assessment in agricultural landscape: from local to watershed scale. *Environmental Management* 34, 559-573.

Vinatier, F., Lagacherie, P., Voltz, M., Petit, S., Lavigne, C., Brunet, Y., Lescourret, F., 2016. An Unified Framework to Integrate Biotic, Abiotic Processes and Human Activities in Spatially Explicit Models of Agricultural Landscapes. *Frontiers in Environmental Science* 4:6.

Viney, N.R., et al., 2009. Assessing the impact of land use change on hydrology by ensemble modelling (LUCHEM) II: Ensemble combinations and predictions. *Advances in Water Resources* 32 (2), 147-158.

Voinov, A., Shugart, H.H., 2013. 'Integronsters', integral and integrated modeling. *Environmental Modelling and Software* 39, 149-158.

Wagener T, Sivapalan M, Troch P, Woods R. 2007. Catchment classification and hydrologic similarity. *Geography Compass* 1/4: 901-931.

Wang, J.L., Yang, Y.S., 2008. An approach to catchment-scale groundwater nitrate risk assessment from diffuse agricultural sources: a case study in the Upper Bann, Northern Ireland. *Hydrological Processes* 22, 4274-4286.

Warner, J.C., Perlin, N., Skillingstad, E.D., 2008. Using the Model Coupling Toolkit to couple earth system models. *Environmental Modelling and Software* 23 (10-11), 1240-1249.

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. *Proceedings of the New Zealand Society of Animal Production* 62, 120-123.

Wauchope, R.D., 2005. Pesticides and watershed-scale modelling: solutions for water quality management. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53, 8834-18834.

Wellen, C., Kamran-Disfani, A-R., Arhonditsis, G.B., 2015. Evaluation of the Current State of Distributed Watershed Nutrient Water Quality Modeling. *Environmental Science and Technology* 49 (6), 3278-3290.

Westra, S., Thyer, M., Leonard, M., Kavetski, D., Lambert, M., 2014. A strategy for diagnosing and interpreting hydrological model nonstationarity. *Water Resources Research* 50, 5090-5113.

Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., Seed, K., 1998. 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.

Williams, J., Jones, C., Dyke, P., 1984. A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *American Society of Agricultural Engineers* 27, 129-144.

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 nonpoint-source 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.

Zhang, L. et al., 2012. Response of non-point source pollutant loads to climate change in the Shitoukoumen reservoir catchment. Environmental Monitoring and Assessment 184, 581-594.

Zin, I., 2002. Incertitudes et ambiguïté dans la modélisation hydrologique : Discussion, développements méthodologiques et application à l'hydrologie de crue en Ardèche". PhD Thesis. Institut National Polytechnique de Grenoble. 197p.



# Liste des figures

Fig. 1 : Quantité d'azote produit en fonction de la population mondiale.....	17
Fig. 2 : Schéma simplifié de la cascade de l'azote.....	17
Fig. 3 : Evolution des tonnages de substances actives vendues ..... en France entre 1990 et 2012 (SOeS, 2014).....	18
Fig. 4 : Limites d'un bassin versant .....	25
Fig. 5 : Représentation des biefs, sous bassin-versant et exutoire dans un bassin versant .....	26
Fig. 6 : Hiérarchisation des unités paysagères agricoles par agrégation spatiale.....	27
Fig. 7 : Les principaux processus de transfert hydrologiques dans le bassin versant .....	29
Fig. 8 : Représentation d'un système de production agricole.....	32
Fig. 9 : Cadre méthodologique et terminologie des modèles numériques .....	39
Fig. 10 : Principe de construction des unités homogènes de réponse avec le modèle SWAT .	51
Fig. 11 : Description schématique du modèle MIKE SHE .....	53
Fig. 12 : Typologie des scénarios en sciences de l'environnement .....	58
Fig. 13 : Schéma de fonctionnement du modèle NITROSCAPE .....	68
Fig. 14 : Représentation schématique des questions de recherches posées dans cette thèse ...	74
Fig. 15 : Organisation de la thèse et questions de recherche abordées dans chaque chapitre..	77
Fig. 16 : Architecture générale de SACADEAU. ....	101
Fig. 17 : Principe de construction de la structure spatiale utilisée sans SACADEAU .....	106
Fig. 18 : Schéma de fonctionnement global du modèle SACADEAU. ....	109
Fig. 19 : Schéma conceptuel du modèle CASIMODN et implémentation avec VLE .....	200
Fig. 20 : Cadre d'utilisation des scénarios et des modèles.....	207



# Liste des tableaux

Tab. 1 : Synthèse des données agricoles nécessaires en entrée des modèles spatialisés considérés.....	55
Tab. 2 : Comparaison des approches des modèles CASIMODN, CSAM-TNT2, SACADEAU .....	145
Tab. 3 : Synthèse des modèles agro-hydrologique spatialisés réalisés par couplage (MPI : Message Passing Interface ; BDD : Base de données).....	201





# ANNEXE A : Couplage de modèles - Revue bibliographique

## 1. Introduction

Depuis ces vingt dernières années, beaucoup de modèles numériques ont été développés pour étudier des systèmes et des processus spécifiques de l'hydrosphère terrestre (air, eau de surface, zone non-saturée, eau souterraine, rivière, etc.) à différentes échelles d'espace et de temps (Gupta et al., 2012). Dans ce contexte, chaque modèle développé est intrinsèquement limité aux gammes d'échelles et aux processus qu'il est capable de représenter (Warner et al., 2008). Pour l'étude de certaines problématiques, ces spécificités d'échelles peuvent être très utiles. Cependant, pour la problématique de pollution diffuse nécessitant une approche intégrée au niveau du bassin versant où les processus se produisent dans et entre différents systèmes, il est nécessaire d'intégrer des connaissances pluridisciplinaires et multi-échelles au niveau des modèles (Strasser et al., 2014).

Une solution pour prendre en compte différents processus pour différentes échelles de temps et d'espace est de développer ex-nihilo de nouveaux modèles en essayant d'intégrer toutes les connaissances disponibles sur chaque processus et sur les interactions entre les processus et entre chaque système. Dans le cas d'applications simples, il peut apparaître plus facile d'écrire un code<sup>18</sup> spécifique ou de fusionner plusieurs codes. Par contre, lorsque les phénomènes étudiés se complexifient et requièrent un haut degré d'expertise dans chacune des disciplines propres à chaque modèle, ce type d'approche est peu envisageable. Dans ce cas, les problèmes d'intégration de codes, de manque de flexibilité lors de modifications deviennent rapidement difficiles à gérer. De plus, concevoir et implémenter un nouveau modèle nécessite d'avoir à la fois des compétences techniques en ingénierie logicielle et une expertise du domaine. Il faut ensuite suivre de longs cycles de vérification et de validation sur différents jeux de données. Aussi cette approche est peu flexible dans le cas où plusieurs équipes scientifiques doivent travailler et modifier le même modèle.

---

<sup>18</sup> Le terme code de modèle ou code est utilisé pour faire référence aux programmes sources d'un modèle

Lorsque les processus sont complexes, une approche plus adaptée pour créer de nouveaux modèles, est de réutiliser des modèles existants appelés par la suite *modèles patrimoines* et de les coupler (Charnok et al., 1996 ; Castronova et al., 2013 ; Bergez et al., 2013). Le terme *couplage* de modèle sera défini ici de la façon suivante : le couplage permet de faire fonctionner ensemble, plusieurs modèles représentatifs de différents processus à différentes échelles de temps et d'espace, afin que les interactions/rétroactions naturelles entre les différents processus puissent être prises en compte.

Malgré l'intérêt de créer de nouveaux modèles à partir de modèles préexistants, de nombreux obstacles rendent difficiles le processus de couplage. Dans le cas de modèle propriétaire, seulement l'exécutable du modèle est disponible mais pas le code source. Quand les codes des modèles sont accessibles, leur couplage est rendu difficile s'ils sont écrits dans des langages de programmation et/ou pour des systèmes d'exploitation différents. Les codes de modèles peuvent être aussi difficiles à comprendre, soit par manque de documentation, soit parce qu'ils sont écrits dans un langage peu structuré ou procédural qui fait un usage intensif de variables globales (ex : Fortran). Les codes à coupler ne sont pas forcément écrits dans une perspective de couplage et peuvent ne pas être assez modulaires ce qui rend le passage du modèle en composant relativement complexe. Aussi le processus qui permet d'identifier dans le code source d'un modèle, les parties de code utiles pour un couplage reste relativement difficile (Krueger, 1992). Enfin, au-delà des difficultés à comprendre un code dans un langage particulier, il est aussi nécessaire d'avoir des connaissances fonctionnelles approfondies du domaine pour lequel le code a été écrit.

Après avoir défini les différents critères à privilégier lors du couplage de modèles, nous présenterons les différentes méthodes et techniques de couplage de modèles.

## **2. Critères à privilégier pour une méthodologie de couplage**

Le développement d'un couplage multidisciplinaire, portant à la fois sur une architecture de couplage et sur les composants qui seront couplés doit privilégier certains aspects notamment la portabilité, la modularité, l'extensibilité et l'interopérabilité (Messenger, 2005).

Le principe de **portabilité** dans les développements est d'utiliser les standards informatiques les plus répandus pour garantir aux composants d'une part la plus grande facilité d'installation sur des environnements logiciels hétérogènes et d'autre part leur pérennité maximale.

La **modularité** impose que chaque modèle ou composant doit avoir une fonctionnalité spécifique bien définie (pré-traitement des données, solveur, adaptation du maillage, processus ou ensemble de processus physiques/biologiques, post-traitement, etc.) et peut être développé en ayant peu de connaissances des autres composants avec lesquels il interagira. Cette approche correspond bien à la caractéristique multidisciplinaire du couplage où chaque module peut être développé et maintenu par des équipes de disciplines scientifiques différentes. La modularité permet de remplacer un composant par un autre ayant les mêmes fonctionnalités sans conséquences sur le reste de la méthode de couplage. La modularité permet aussi la réutilisabilité, c'est-à-dire la possibilité d'utiliser un composant dans différentes configurations sans avoir à le modifier.

L'**extensibilité** permet d'ajouter des composants sans déstructurer ou à avoir à redévelopper l'architecture de couplage.

Enfin l'**interopérabilité** est le fait que plusieurs systèmes, qu'ils soient identiques ou non, puissent communiquer sans ambiguïté et travailler ensemble. Cette définition concerne à la fois les codes des modèles, le format des fichiers échangés et le matériel informatique. L'interopérabilité nécessite de se conformer à des normes clairement établies et univoques. Dans le contexte du couplage de modèles environnementaux, les modèles et les données doivent être interopérables en respectant les échelles spatiales et temporelles. S'il existe une incompatibilité entre ces échelles alors les modèles ne peuvent pas vraiment être couplés (Brandmeyer, 2000). Pour résoudre ces problèmes, des programmes intermédiaires réalisant

des conversions spatiales (interpolation, désagrégation, agrégation) ou temporelles peuvent être utilisés pour faire correspondre les échelles. Cependant, ces conversions restent relativement difficiles à mettre en œuvre. En première approximation, l'interpolation bilinéaire peut être utilisée (Miller and Kim, 1997) et est assez adaptée pour des variables continues à des résolutions spatiales fines (100m). Des techniques plus sophistiquées, adaptées à des données incomplètes comme la pluviométrie, basées sur des fonctions splines (Hutchinson, 1991), interpolent les surfaces en présence de bruits et d'incertitude sur les données. Si les algorithmes de lissage sont adaptés pour des données continues (e.g. la température), ils sont moins adaptés pour des données discrètes (e.g. occupation du sol, champ de précipitation, etc.) qui nécessitent l'utilisation des techniques du plus proche voisin, du mode statistique (Brandmeyer, 2000) ou de la prise en compte de caractéristiques extraites à partir de l'historique de données (Lau et al., 1999).

### **3. Les différentes approches de couplage de modèles**

En fonction des besoins techniques et scientifiques, plusieurs solutions peuvent être proposées pour réaliser un couplage de modèles. Une synthèse des différentes approches pour réaliser un couplage est présentée.

#### 3.1. Approche monolithique

L'approche **monolithique** a été une des premières approches pour coupler des modèles (Buahin and Horsburgh, 2015). Dans cette approche manuelle, les codes sources des modèles sont fusionnés, avec éventuellement des nouvelles portions de code, pour créer un nouveau modèle. Le couplage du modèle d'écoulement de nappe ModFlow (McDonald and Harbaugh, 1988) avec le modèle d'écoulement de surface DAFlow (Jobson and Harbaugh, 1999) ou le modèle de transport de soluté MT3D (Guo and Langevin, 2002) est basé sur cette approche. Dans les deux cas, les modèles DAFlow et MT3D ont été transformés en routine et combinés avec le code de ModFlow pour créer un nouveau modèle. Cette approche a aussi été utilisée pour le couplage du modèle hydrologique TNT avec le modèle de croissance de culture STICS (Beaujouan et al., 2002).

Cette approche offre l'avantage d'être assez familière aux scientifiques et n'est pas très différente du processus classique d'écriture de code. Elle permet aussi d'avoir le contrôle sur

les détails du couplage et sur le développement du modèle couplé (structure de contrôle, allocation mémoire, types et structure de données, fichiers d'entrées/sorties, optimisation, etc.) (Bulatewicz, 2006 ; Buahin and Horsburgh, 2015). Cependant cette approche présente aussi de nombreux inconvénients. Les personnes qui réalisent ce couplage doivent avoir une bonne connaissance des caractéristiques fonctionnelles et techniques des modèles à coupler. Or en pratique c'est rarement le cas, car les modèles sont souvent complexes et pas ou peu documentés. De plus, ce type d'approche est possible lorsque les modèles sont écrits dans le même langage. Enfin ce type de méthode s'intègre difficilement dans un cadre rigoureux d'ingénierie logicielle comprenant les phases de tests, de débogage, et de vérification.

### 3.2. Couplage de modèles indépendants

Dans cette approche, les modèles couplés restent indépendants et leurs codes sources sont très peu modifiés pour ce couplage. Chaque modèle utilise des données d'entrée et fournit des données de sortie. Les données de sortie sont utilisées, après des conversions éventuelles, comme données d'entrée d'un autre modèle. Ce processus peut continuer avec d'autres modèles et de façon concurrente ou parallèle s'il n'y a pas de dépendances entre les données. Au sein de cette catégorie, on peut distinguer les couplages offline et online.

#### 3.2.1. Couplage offline

Pour le couplage **offline**, les données sont transférées de façon unidirectionnelle d'un modèle A vers un modèle B (Fig. 1.A). Cette méthode fréquemment utilisée (Cugier et al., 2005 ; Kesarkar et al., 2007) peut-être utile lorsque des modèles sont écrits dans des langages incompatibles, utilisent des données de formats différents, ou s'exécutent sur des systèmes d'exploitations différents. Dans ce cas, la seule méthode de passage de données se fait de façon asynchrone à travers une série de traitements manuels d'extraction, de transferts et de conversions. Dans cette approche, les modèles restent complètement séparés et sont couplés dans le sens où les données de sortie d'un modèle deviennent les données d'entrée d'un autre modèle. En respectant le format des fichiers d'entrée et sortie, les développements sur les modèles peuvent se poursuivre sans se préoccuper des effets de l'un sur l'autre. Les efforts assez limités en termes de développement et de tests font de ce couplage un processus relativement peu coûteux. Aussi les différentes étapes de transfert et de conversion de données entre les modèles doivent être bien documentées pour éviter des erreurs manuelles

fréquentes. Enfin cette méthode ne permet pas la prise en compte des interactions éventuelles entre les processus de chaque modèle.

### 3.2.2. Couplage online

Pour le couplage **online**, le transfert de données est bidirectionnel et dynamique durant la simulation (Fig. 1B). Des adaptateurs peuvent être nécessaires pour la conversion des données d'un modèle vers un autre. Pour faciliter leurs utilisations, les modèles couplés peuvent être utilisés à travers une interface graphique commune cachant la technique de couplage. Beaucoup de projets utilisent ce type de couplage (Kim et al., 1995), appelé parfois couplage par interface graphique (Brandmeyer, 2000). Il existe aussi des environnements logiciels qui permettent de choisir, via des interfaces graphiques, des modèles, les données associées et les séquences d'exécution des modèles (Whelan et al., 1997 ; Akarsu et al., 1998). Ces différentes techniques permettent de réaliser des couplages online, mais oblige d'utiliser les modèles dans leur intégralité et non pas en sélectionnant une partie des processus pris en compte par chaque modèle.

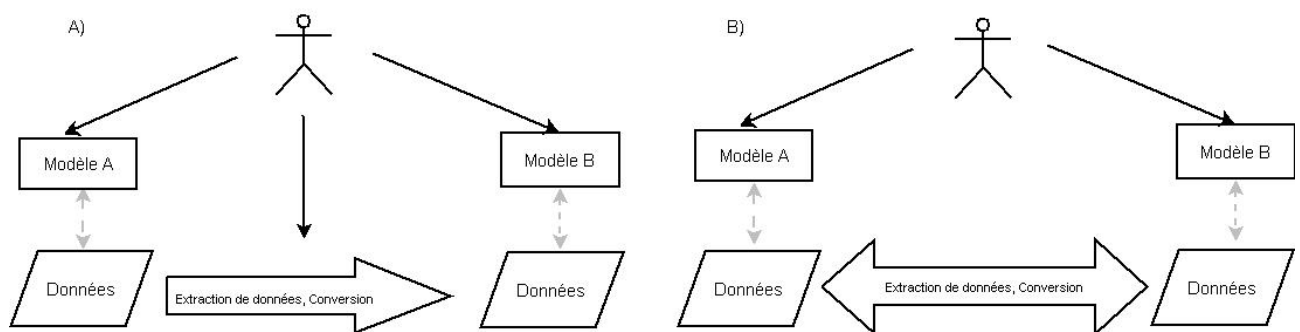


Fig. 1 : Principe du couplage offline (A) et online (B)

Les communications entre les modèles sont assurées dans le code des modèles en utilisant différentes techniques : des fichiers, des structures de données communes, les technologies MPI et CORBA. Les modèles, pour communiquer, peuvent utiliser des fichiers communs. Les modèles écrivent et lisent leurs entrées et sorties dans un fichier texte ou binaire. Certains formats hiérarchiques comme XML (Extensible Markup Language) se prêtent bien au couplage. Si les modèles partagent un même espace mémoire et sont lancés sur un même processus, des structures de données communes permettent d'échanger des informations.

L'échange de données peut se faire par un mécanisme basé sur l'envoi de messages à partir des protocoles MPI (Message Passing Interface) ou plus anciennement PVM (Parallel Virtual Machine). MPI est une norme définissant une bibliothèque de fonctions permettant entre autre à deux processus d'échanger des données. MPI permet également d'effectuer du calcul parallèle. Les implémentations classiques sont en C/C++ et FORTRAN, mais il existe aussi des implémentations en Python, OCaml et Java. Pour utiliser ces protocoles, il est nécessaire d'ajouter dans le code des modèles, des instructions des bibliothèques MPI ou PVM pour recevoir et envoyer des données (Fig. 2).

Des conversions de données entre échelles spatio-temporelles différentes doivent aussi être intégrées dans le code. Le mécanisme basé sur MPI est généralement considéré trop intrusif car il faut placer dans le code des instructions. Cette méthode n'apporte pas les critères de modularité, d'extensibilité et de réutilisabilité car cela nécessite une restructuration du code à chaque nouvel algorithme de couplage. De plus cette technologie reste complexe à implémenter, à déboguer et à optimiser.

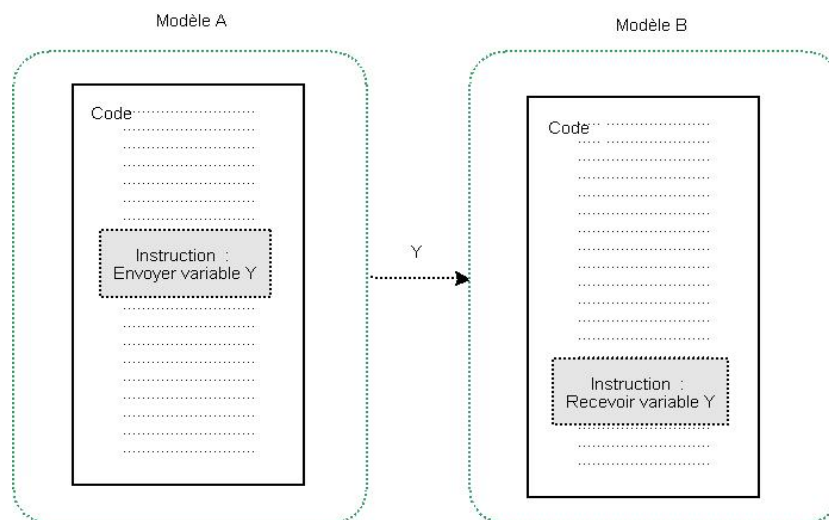


Fig. 2 : Principe d'échange de messages entre modèles.

Les instructions en gris sont directement insérées dans le code.

L'échange de données peut aussi se faire à travers la technologie CORBA (Common Object Request Broker Architecture) où les codes des modèles sont connectables dynamiquement à une ossature ou bus logiciel appelé Object Request Broker (ORB) (Fig. 3). CORBA est un standard maintenu depuis une vingtaine d'années par l'Object Management Group, association



dont l'objectif est de standardiser et promouvoir le modèle objet sous toutes ses formes. Il existe de nombreuses implémentations de la norme CORBA dont certaines sont des logiciels libres. Avec CORBA, les modèles, qui sont assemblés afin de construire des applications complètes, peuvent être écrits dans des langages de programmation différents, être exécutés dans des processus séparés et être déployés sur des machines distinctes ayant des systèmes d'exploitations différents. Des interfaces standardisées décrites à partir de l'Interface Description Language (IDL) et générées pour chaque modèle permettent la communication avec l'ORB. Une correspondance a été spécifiée entre le langage IDL et différents langages de programmation. L'IDL permet de spécifier sous la forme d'un contrat, le couplage ou la communication entre un modèle émetteur et un modèle receveur de données en définissant le type des données échangées entre les modèles. CORBA a permis la mise en œuvre opérationnelle du couplage d'un modèle climatique régional, d'un modèle hydrologique et d'un modèle SVAT (Messenger, 1999). Dans cet exemple, les interfaces et les adaptateurs pour les conversions sont définis au niveau de chaque modèle sans que soit mis en place un coupleur. En ce sens, le couplage est sous la forme d'une série d'objets qui communiquent entre eux sur le mode client/serveur. CORBA semble être une technique intéressante, mais elle offre uniquement une architecture générale de communication entre modèles. Il n'existe pas d'outils associés permettant de faire des conversions et des interpolations de données lors des échanges entre modèles. Tous ces traitements doivent être développés par l'utilisateur.

Les deux technologies MPI/PVM et CORBA permettent le couplage de modèles écrits en langages différents et s'exécutant sur des plateformes hétérogènes. Cela sous-entend, pour mettre en œuvre ce type d'approche d'avoir des compétences en développement sur des architectures distribuées et en calcul parallèle. De plus si l'approche par communication limite le recodage des modèles, nécessaire dans les approches monolithiques, il est tout de même indispensable d'avoir là aussi une connaissance fonctionnelle approfondie des modèles pour ajouter les instructions MPI/PVM ou pour définir les interfaces IDL.

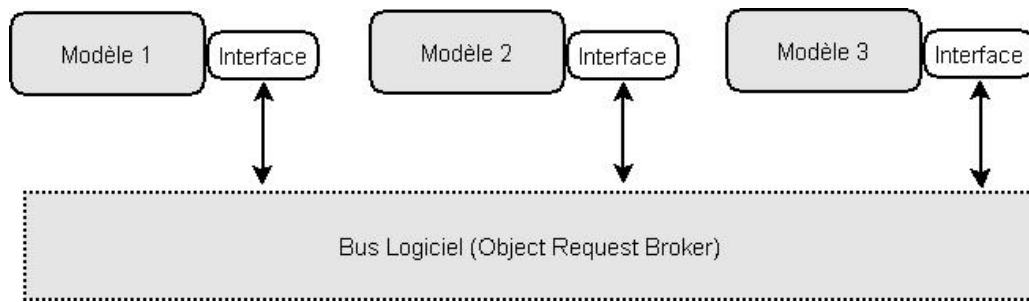


Fig. 3 : Principe du couplage par la technologie CORBA. La connexion des modèles au bus logiciel se fait par leurs interfaces. Le bus logiciel se charge du transfert des requêtes entre les modèles.

### 3.3. Couplage par composants

La modélisation par composants ou ‘loose model coupling’ est une approche alternative de couplage qui a été proposée pour dépasser les limites identifiées dans les deux types de couplages précédents. Au lieu de fusionner le code des modèles en un seul modèle, ou de coupler des modèles dans leur intégralité, on crée avec cette approche des composants à partir de modèles.

Les composants sont des sous-programmes à la fois modulaires et réutilisables. Ils possèdent une interface standard qui consiste en la définition de fonctions permettant d'obtenir des données d'entrée et des fonctions fournissant des données de sortie à la fin de l'exécution du composant. Les traitements internes au composant sont cachés ou encapsulés. Seules les fonctions définies dans l'interface sont visibles pour les autres composants. Une fois l'interface définie, les traitements internes du composant peuvent être modifiés sans impacter la façon dont il interagit avec d'autres composants (Fig. 4). Cette approche de développement logiciel favorise une plus grande réutilisabilité, extensibilité et une maintenance facilitée du modèle final. Cette approche par composant favorise également les études interdisciplinaires en permettant aux scientifiques de mieux explorer les relations entre des différentes disciplines qui sont généralement étudiées et modélisées de façon isolées (Peckham et al., 2013 ; Buahin and Horsburgh, 2015).

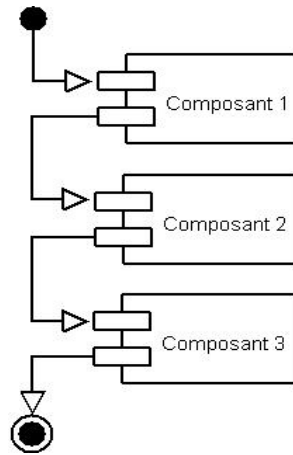


Fig. 4 : Principe du couplage par composant

#### **4. Les plateformes de modélisation en environnement**

Une plateforme (ou framework) de modélisation peut être définie comme un outil informatique dont l'objectif est de permettre la construction et la mise en œuvre rapide de modèles sur mesure, à partir de composants réutilisables et interchangeable et qui offre la possibilité d'en rajouter facilement de nouveaux (Argent, 2004). Ces plateformes de couplage sont des outils comprenant le plus souvent une interface graphique permettant une utilisation simplifiée des outils dédiés au couplage (pré-traitement, connexion de composants, post-traitement). Ils comprennent parfois des bibliothèques dédiées afin de permettre des opérations mathématiques et des agrégations de données. Certaines plateformes faciliteront également le calcul parallèle afin de diminuer les temps de calcul.

Plusieurs frameworks dans le domaine de modélisation de l'eau et de l'environnement se basent sur l'approche par composants : le Modular Modeling System (MMS) (Leavesley et al., 1996), PALM (Piacentini, 2002), le Earth System Modelling Framework (ESMF) (Hill et al., 2004), the Open Modelling Interface (OpenMI) (Moore and Tindall, 2005), the Cold Regions Hydrological Model (CRHM) platform (Pomeroy et al., 2007), the Object Modelling System (OMS) (David et al., 2013), the Community Surface Dynamics Modelling System (CSDMS) (Peckham et al., 2013). OpenMI a récemment été officiellement adopté comme un standard de l'Open Geospatial Consortium (OGC) (Vanecek et Moore, 2014) et est de plus en plus utilisé (Buahin and Horsburgh, 2015).

L'environnement logiciel VLE (Virtual Laboratory Environment) (Quesnel et al., 2009), dans le cadre de la plateforme RECORD (Bergez et al., 2013), a été utilisé pour le couplage de TNT2, TOURNESOL et FUMIGENE (Moreau et al., 2013). VLE est un environnement informatique de multi-modélisation et de simulation de systèmes complexes dynamiques. C'est un ensemble d'outils et de bibliothèques qui permettent de coupler et simuler des modèles hétérogènes, c'est-à-dire spécifiés dans des formalismes différents (équations aux différences, équations différentielles, automates cellulaires, etc.). VLE est conçu sur les bases théoriques et opérationnelles de la modélisation et de la simulation définies dans DEVS (Zeigler et al., 2000), un cadre formel de modélisation et de simulation à événements discrets. VLE fournit un environnement logiciel complet pour la modélisation, la simulation et l'analyse de systèmes complexes en adaptant et en couplant des modèles préexistants.

Parmi les frameworks qui utilisent l'approche par envoi de messages MPI, on peut citer MpCCI (Joppich et al., 2005) conçu pour des applications multidisciplinaires dans le domaine industriel (fluide/thermique/structure) ; OASIS utilisé initialement pour réaliser un modèle couplé océan-atmosphère (Valcke et al., 2004) ; le Distributed Data Broker (DDB) (Drummond et al., 2001) utilisé pour le développement du Earth System Model qui permet notamment le couplage d'un modèle de circulation générale atmosphérique et d'un modèle chimique ; et le Model Coupling Toolkit (MCT) (Larson et al., 2005 ; Warner et al., 2008) utilisé pour réaliser un modèle couplé océan-atmosphère.

Cette approche par composant et l'utilisation de frameworks permet de faciliter le processus de couplage des modèles. Cependant il est toujours nécessaire d'avoir une connaissance fonctionnelle approfondie du composant à coupler. Il est aussi important d'avoir des compétences en ingénierie logicielle et de réaliser une phase de recodage notamment pour la transformation des modèles patrimoines en composants réutilisables définis par leurs interfaces. Le nombre de connections entre composants peut également faire augmenter le temps de calcul du modèle couplé final (Buahin and Horsburgh, 2015).

## **5. Conclusion**

Le couplage de modèles est une démarche difficile notamment en raison de formats des données, la compatibilité entre les échelles spatio-temporelles, l'accessibilité, le format et la structure des codes de calculs.

A travers cette étude, nous avons présenté différentes méthodes et techniques permettant de faciliter le couplage des modèles. Il apparaît que le nombre de frameworks disponibles est important et que les technologies associées sont variées. Il est difficile de les comparer car la documentation correspondante n'est pas forcément exhaustive et des exemples concrets de couplage ne sont pas à chaque fois présentés.

Concernant les différentes approches, les frameworks à base de composants semblent une façon idéale de construire de nouveaux modèles d'un point de vue ingénierie logicielle. Pour des modèles patrimoines qui n'ont pas été implémentés avec cette idée de modularité et de réutilisabilité, le passage en composants peut constituer une phase de développement longue. Dans ce cas, l'approche online par communication peut constituer une alternative intéressante et permet avec peu de changements de code de coupler des modèles.

Les différentes méthodes présentées dans cette étude permettent les transferts et les transformations de données entre modèles, en faisant l'hypothèse que l'utilisateur connaît déjà quelles variables doivent être échangées entre les modèles et quelles conversions doivent être réalisées. Cependant, ces informations ne sont accessibles qu'après une recherche dans la documentation des modèles, si elle existe, voir une analyse du code des modèles. Parfois la documentation ou l'analyse du code ne suffisent pas pour définir comment les modèles peuvent être couplés. Des technologies comme le Potential Coupling Interface (PCI) (Bulatewicz and Cuny, 2005) permettent de fournir des informations complémentaires pour coupler les modèles. Le PCI est une description des métadonnées d'un modèle permettant de visualiser facilement les zones du code qui peuvent être utilisées pour un couplage avec un autre modèle. Le PCI et l'outil de visualisation associé peuvent servir d'outil d'aide au couplage en amont de l'utilisation des différentes méthodes présentées.

Afin de coupler des modèles qui décrivent des systèmes différents mais interdépendants, des questions préalables à la mise en œuvre technique du couplage doivent être posées (Barthel, 2006). Ces questions sont liées aux variables d'entrées et de sorties nécessaires à chaque

modèle, aux échelles spatio-temporelle utilisées pour chaque modèle, à la disponibilité des données, à la précision des résultats attendus pour ce couplage. D'autres questions relatives aux processus et aux échelles considérées sont :

- quels sont les sous-systèmes et les processus dominants dans chaque système représenté par chaque modèle ?
- quelles sont les interactions entre les processus ? Quelles sont les relations dynamiques entre systèmes (uni-bidirectionnelle, rétroaction, etc.) ?
- quelles sont les frontières entre chaque système (e.g. la limite zone saturée/non saturée) ? Est-ce une frontière stable ou dépendante du temps ou du milieu ?
- quelles sont les échelles de temps et d'espace pertinentes pour l'étude des processus sélectionnés ? Si les échelles ne sont pas les mêmes d'un système à un autre, comment se fait le changement d'une échelle à une autre ?

La réponse à ces premières questions peut aider dans la définition d'une stratégie de couplage notamment à travers la définition des frontières entre systèmes, les connections entre processus, les variables échangées et les échelles spatio-temporelles prises en compte.

## **6. Bibliographie**

Ahuja, L. R., David, O., Ascough, J.C., 2004. Developing natural resource models using the object modeling system: Feasibility and challenges. Meeting Proceedings. International Environmental Modelling and Software Society (Iemss) 2004 Conference - Complexity and Integrated Resources Management. Osnabruck, Germany.

Argent, R.M., 2004. An overview of model integration for environmental application - components, frameworks and semantics. *Environmental Modelling and Software* 19 (3), 219-234.

Akarsu, E., Fox, F., Furmanski, W., Haupt, T., 1998. WebFlow-high-level programming environment and visual authoring toolkit for high performance distributed computing. in Proceedings of Supercomputing '98: High Performance Networking and Computing. IEEE Computer Society, 1-7.

Barthel, R., 2006. Common problematic aspects of coupling hydrological models with groundwater flow models on the river catchment scale. *Advances in Geosciences* 9, 63-71.

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, 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.

Bergez, J.E., Chabrier, P., Gary, C., Jeuffroy, M.H., Makowski, D., Quesnel, G., Ramat, E., Raynal, H., Rouse, N., Wallach, D., Debaeke, P., Durand, P., Duru, M., Dury, J., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Garcia, F., 2013. An open platform to build, evaluate and simulate integrated models of farming and agro-ecosystems. *Environmental Modelling and Software* 39, 39-49.

Brandmeyer, J.E., Karimi, H.A., 2000. Coupling methodologies for environmental models. *Environmental Modelling and Software* 15, 479-488.

Buahin, C.A., Horsburgh, J.S., 2015. Evaluating the simulation times and mass balance errors of component-based models: an application of OpenMI 2.0 to an urban stormwater system. *Environmental Modelling and Software* 72, 92-109.

Bulatewicz, T., Cuny, J., 2005. Interface-based support for model coupling: Spatial representation and compatibility issues. In Proceedings of the 8th International Conference on GeoComputation. Ann Arbor.

Bulatewicz, T., 2006. Support for model coupling: An interface-based approach. PhD Dissertation. University of Oregon : Eugene, OR. 216 p.

Castronova, A.M., Goodall, J.L., 2013. Simulating watersheds using loosely integrated model components : evaluation of computational scaling using OpenMI. *Environmental Modelling and Software* 39, 304-313.

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

David, O., Ascough, J.C., Lloyd, W., Green, T.R., Rojas, K.W., Leavesley, G.H., Ahuja, L.R., 2013. A software engineering perspective on environmental modeling framework design : the object modeling system. *Environmental Modelling and Software* 39, 201-213.

Drummond, L. A., Demmel, J., Mechoso, C. R., Robinson, H., Sklower, K., Spahr, J. A., 2001. A Data Broker for Distributed Computing Environments. *Proceedings of the International Conference on Computational Sciences-Part I* 2073, 31-40.

Gijsbers, P., 2003. OpenMI - Harmonizing linkages between water related models. in *Proceedings of the International Conference on Application of Integrated Modelling*. Tilburg, The Netherlands.

Guo, W., Langevin., C. D., 2002. User's guide to SEAWAT: A computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow. *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey*. Book 6, Chapter A7.

Gupta, H. V., Clark, M. P., Vrugt, J. A., Abramowitz, G., and Ye, M., 2012. Towards a Comprehensive Assessment of Model Structural Adequacy, Opinion Paper. *Water Resources Research*, 48, W08301, doi:10.1029/2011WR011044

Hill, C., DeLuca, C., Balaji, V., Suarez, M., DaSilva, A., 2004. The architecture of the earth system modeling framework. *Computing in Science and Engineering* 6(1), 18-28.

Hutchinson, M.F., 1991. The application of thin plate smoothing splines to continent-wide data assimilation. In : Jasper, J.D. (Ed.), *Data Assimilation Systems.*, pp. 104-113.

Jobson, H. E., Harbaugh, A. W., 1999. Modifications to the diffusion analogy surface-water flow model (DAFlow) for coupling to the modular finite difference ground-water flow model (ModFlow), U.S. Geological Survey Open-file Report 99--217.

Joppich, W., Kurschner, M., 2005. MpCCI - a tool for the simulation of coupled applications. *Concurrency and Computation : Practice and Experience* 18(2), 183-192.

Kesarkar, A.P., Dalvia, M., Kaginalkara, A., Ojhab, A., 2007. Coupling of the Weather Research and Forecasting Model with AERMOD for pollutant dispersion modeling. A case study for PM10 dispersion over Pune, India. *Atmospheric Environment* 41, 1976-1988.

Kim, K., Kim, J., Choi, J., Sung, M., 1995. Application of GIS to water quality management. In *GIS/LIS '95 Annual Conference and Exposition Proceedings*, Vol. 1, ASPRS, pp. 554-562.

Krueger, C.W., 1992. Software reuse. *ACM Computing Surveys (CSUR)*. 24(2), 131-183.



Larson, J., Jacob, R., Ong, E., 2005. The model coupling toolkit: A new Fortran90 toolkit for building multiphysics parallel coupled models. *International Journal for High Performance Computing Applications* 19(3), 277-292.

Lau, L., Young, R.A., McKeon, R.A., Syktus, J., Duncalfe, F., Graham, N., McGregor, J., 1999. Downscaling global information for regional benefit: coupling spatial models at varying space and time scales. *Environmental Modelling and Software* 14 (1999), 519-529.

Leavesley, G.H., Restrepo, P. J., Markstrom, S.L., Dixon, M., Stannard, L.G., 1996. The modular modeling system - MMS : User's manual. U.S. Geological Survey Open-File Report 96-151.

McDonald, M.G., Harbaugh, A.W., 1988. A modular three-dimensional finite difference groundwater flow model. *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey*. Book 6, Chapter A1.

Messenger, C., 2005. Couplage des composantes continentales et atmosphérique du cycle de l'eau aux échelles régionale et climatique. Application à la mousson ouest africaine. Doctorat. Université Joseph Fourier. Grenoble, France. 250pp.

Michalakes, J.G., 2003. Infrastructure development for regional coupled modelling environments, Final Project Report. Contract No. N62306-01-D-7110, Task Order No. 0041, Project ID: CWO-03-002, September 2003.

Miller, N.L., Kim, J., 1997. The UC-LLNL regional climate system model. In: Clymer, M.G., Mechoso, C.R. (Eds.), *Proceedings of Mission Earth 97*, Society for Computer Simulation International, January 12–15, Phoenix, Arizona. pp. 55–60.

Moore, R.V., Tindall, C.I., 2005. An overview of the open modelling interface and environment (the OpenMI). *Environmental Science and Policy* 8 (3), 279-286.

Moreau, P., Ruiz, L., Vertès, F., Baratte, C., Delaby, L., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Piquemal, B., Ramat, E., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2013. CASIMOD'N : an agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agricultural Systems* 118, 41-51.

Peckham, S.D., Hutton, E.W.H., Norris, B., 2013. A component-based approach to integrated modeling in the geosciences: the design of CSDMS. *Comput. Geosci-Uk* 53, 3e12.

Peng, C., Apps, M.J., 1997. A Coupled CENTURY model-GIS approach for evaluation of the sustainability of Canadian boreal forests under a changing environment. In : *GIS '97 Conference Proceedings: Integrating Spatial Information Technologies for Tomorrow*. GIS World Books, Fort Collins, CO, pp. 316–323.

Piacentini, A. and the PALM group. 2002. PALM : A dynamic parallel coupler. In Proceedings of High Performance Computing for Computational Science - VECPAR 2002: 5th International Conference. 479-492.

Pomeroy, J.W., Gray, D.M., Brown, T., Hedstrom, N.R., Quinton, W.L., Granger, R.J., Carey, S.K., 2007. The cold regions hydrological model : a platform for basing process representation and model structure on physical evidence. *Hydrological Processes* 21 (19), 2650-2667.

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.

Strasser, U., Vilsmaier, U., Prettenhaler, F., Marke, T., Steiger, R., Damm, A., Hanzer, F., Wilcke, R.A.I., Stotter, J., 2014. Coupled component modelling for inter- and transdisciplinary climate change impact research: dimensions of integration and examples of interface design. *Environmental Modelling and Software* 60, 180-187.

Valcke, S., Caubel, A., Vogelsang, R., Declat, D., 2004. OASIS3 Ocean Atmosphere Sea Ice Soil User's Guide Technical Report TR/CMGC/04/68, CERFACS, Toulouse, France.

Vanecek, S., Moore, R., 2014. OGC® Open Modelling Interface Standard. Open Geospatial Consortium. <http://www.opengis.net/doc/is/openmi/2.0> (May. 05, 2014).

Warner, J.C., Perlin, N., Skyllingsta, E.D., 2008. Using the Model Coupling Toolkit to couple earth system models. *Environmental Modelling and Software* 23, 1-10.

Whelan, G., Castleton, K.J., Buck, J.W., Hoopes, B.L., Pelton, M.A., Strenge, D.L., Gelston, G.M., Kickert, R.N., 1997. Concepts of a framework for risk analysis in multimedia environmental systems (FRAMES). PNNL-11748, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.

Zeigler, B.P., Kim, T.G., Praehofer, H., 2000. *Theory of Modeling and Simulation: Integrating Discrete Event and Continuous Complex Dynamic Systems*. Academic Press

## **7. Annexe : Descriptions de différents frameworks**

Nous proposons dans cette annexe une description et des références de différents frameworks cités dans ce document.

**PALM** (Piacentini, 2002) :

[http://www.cerfacs.fr/globc/PALM\\_WEB/index.html](http://www.cerfacs.fr/globc/PALM_WEB/index.html)

PALM est un framework développé au CERFACS, dont le but initial était de développer une implémentation modulaire de chaînes d'assimilation de données au sein du projet Mercator (<http://www.mercator-ocean.fr/>). Les concepts de PALM peuvent être appliqués à des applications plus générales de couplage dynamique de modèles. Les concepts clés de PALM sont :

- la modularité : on peut créer des modules ou unités PALM indépendantes de l'algorithme de couplage. Chaque unité PALM est définie par une carte d'identité. La description de l'algorithme de couplage est définie dans une interface graphique (PrePalm).
- la flexibilité dans le type de communication : c'est un modèle de communication dit 'end-point'. Les composants ne communiquent pas directement, mais par l'intermédiaire d'un espace de communication (buffer). De cette manière, un composant ne sait pas à qui il envoie ses données de sortie et ne sait pas de qui il reçoit ses données d'entrée.
- la performance : au niveau des accès mémoire, au niveau des communications.

PALM prend en charge la transformation et la distribution des données entre composants. Il supporte le couplage de composants écrits en C, C++, Fortran 90 et 77. PALM est utilisé dans de nombreux projets notamment pour l'océanographie opérationnelle et pour des couplages fluide/structure.

**OpenMI** (Gijssbers 2003):

<http://www.openmi.org/>

OpenMI fournit une interface standard pour définir et transférer des données entre des composants logiciels qui s'exécutent de façon parallèle. OpenMI est basé sur le principe requête/réponse. L'enchaînement des traitements est le suivant :

- Lors de la configuration d'OpenMI, les métadonnées d'un composant sont inspectées et les liens entre les composants sont définis.

- A l'exécution d'OpenMI, un composant fait une requête auprès d'un autre composant pour un temps et un endroit précis en utilisant le GetValuesfunction (GV, cf. Fig. A.1). Le composant appelé est obligé de répondre à la requête et de fournir les données au temps et lieu définis précédemment. Pour répondre, il peut faire appel à d'autres composants intermédiaires.

Pour pouvoir être intégré à OpenMI, un composant doit fournir les informations sur les variables qu'il peut fournir (quelles variables, à quel pas de temps, pour quel endroit) et de quelles variables il a besoin. Cette définition d'informations se fait grâce aux interfaces proposées par la librairie OpenMI. Il accepte des composants écrits en C/C++, C#, Fortran, Delphi/Pascal, Java and Visual Basic.

Le framework fonctionne sur Windows, Unix et Linux. La liste des modèles conformes à OpenMI prend de l'importance (<http://www.openmi.org/openmi-around-the-world/compliant-components>) mais il existe peu d'exemples de couplage concrets et peu d'informations sur les performances en terme de temps de calcul.

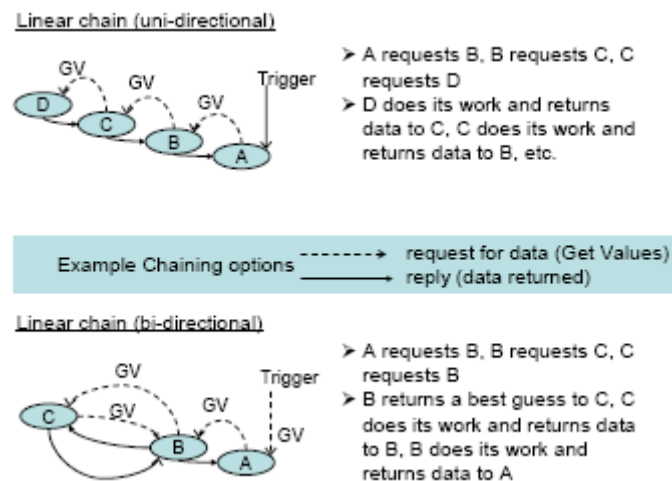


Fig. A.1 : Principe requête/réponse du framework OpenMI

**Modular Modeling System** (Leavesley et al., 1996):

<http://wa.water.usgs.gov/projects/yakimawarsmp/warsmp/modeling.htm>

Le Modular Modeling System (MMS) développé par l'United States Geological Service, est constitué des 3 éléments majeurs suivant :

- Un pré-processeur : qui contient des outils pour la préparation et l'analyse des données spatio-temporelles.
- Un composant pour les modèles : c'est le composant central du framework. Il contient les outils pour connecter les différents modèles. MMS contient déjà des modèles compatibles à ce framework pour simuler des processus bio-géochimiques, ou des processus liés au cycle de l'eau et au transfert d'énergie. D'autres modules peuvent être rajoutés avec la contrainte d'être écrits en FORTRAN ou C.
- un post-processeur : il fournit de nombreux outils pour visualiser et analyser les résultats.

Une interface graphique permet l'accès à tous ces composants. Le framework fonctionne sous Unix et utilise X-windows and Motif pour l'interface graphique. Il existe peu d'exemples de couplage concrets avec ce framework.

**Object Modeling System** (Ahuja et al., 2005):

L'objectif général d'OMS est de fournir un logiciel générique pour extraire des modules ou composants à partir de modèles non modulaires, de générer pour ces composants une interface standard à OMS et de les incorporer dans le framework OMS. Ces outils sont développés mais nécessitent encore des tests et des améliorations. OMS est capable d'intégrer des modèles patrimoines en les encapsulant dans des interfaces écrites en Java (wrapper). Ils peuvent être développés en C, C++ ou Fortran. Des outils annexes comme une interface graphique, des accès possibles à des SIG, des outils d'analyse statistiques sont fournis. Il n'existe pas dans la littérature d'exemple opérationnel de couplage avec ce framework.

**Earth System Modeling Framework** (Hill et al., 2004):

<https://www.earthsystemcog.org/projects/esmf/>

L'ESMF est un framework dont l'objectif est de faciliter l'usage, d'augmenter les performances, la portabilité et la réutilisabilité pour les modèles liés aux sciences de la Terre et

l'assimilation de données. Ce framework permet de réaliser des systèmes complexes de couplage et fourni aussi des outils pour développer ex-nihilo des modèles, pour interpoler les données et pour gérer des communications parallèles.

Il peut coupler des modèles en C, C++ et Fortran. Il s'exécute sur la plupart des machines parallèles telles que IBM, Linux, Cray, Unix. Il supporte le protocole MPI contenu dans les modèles. La communauté autour d'ESMF semble assez active. Il est utilisé dans de nombreux projets surtout liés aux modèles climatiques. La technologie Cactus est utilisée pour créer et connecter les composants du framework (<http://www.cactuscode.org>)

**MpCCI** (Joppich et al., 2005) :

<http://www.mpcci.de/>

MpCCI (Mesh-based Parallel Code Coupling Interface) a été développé dans le but de fournir une application permettant de coupler différents codes de calcul. MpCCI est un environnement logiciel permettant l'échange de données entre les mailles de deux ou plusieurs codes de calcul. Si les mailles entre les différents codes ne sont pas compatibles, MpCCI permet de faire les interpolations adéquates. Avec MpCCI, il faut introduire dans chaque code d'une part des instructions pour envoyer et recevoir des données et d'autre part des scripts permettant d'analyser les données d'entrée nécessaires au code et de démarrer et d'arrêter l'exécution du modèle. MpCCI est utilisé dans une centaine de projets surtout liés à des modélisations de fluide/structure.

**OASIS** (Valcke et al., 2004):

<https://verc.enes.org/oasis>

OASIS3 et 4 sont les évolutions directes du coupler OASIS développé depuis 10 ans au CERFACS. OASIS3 est écrit en Fortran 77, Fortran 90 et C. C'est un framework conçu pour des traitements parallèles de gros volumes de données. Il est composé de trois éléments :

- un driver : qui gère de façon synchrone les composants du couplage
- un composant 'transformer' : qui effectue les interpolations entre les variables échangées entre les composants du modèle couplé.
- une bibliothèque, nommée OASIS3 PRISM Model Interface Library (OASIS3 PSMILe), qui permet aux composants de communiquer avec le reste du système couplé. Dans le code de

chaque composant doit être défini des instructions OASIS3 PSMILe pour envoyer ou recevoir des données. OASIS3 PSMILe est basée sur le protocole MPI (Message Passing Interface). Les concepts clés d'OASIS3 sont la portabilité et l'extensibilité. OASIS3 est couramment utilisée par environ 15 groupes de modélisation aux Etats-Unis, Europe, Canada, Australie, Inde et Brésil.

**Distributed Data Broker (DDB)** (Drummond et al., 2001):

<http://www.atmos.ucla.edu/~mechoso/esm/>

Le DDB est un logiciel permettant l'échange de données entre composants au sein du Earth System Model (ESM). Il permet de coupler plusieurs modèles qui peuvent s'exécuter sur des environnements parallèles. Le DDB fonctionne sur le concept du producteur/consommateur où le producteur envoie directement des données au consommateur à des intervalles de temps donnés. Le consommateur utilise les données en fonction de ses traitements internes. Le DDB nécessite d'introduire des instructions dans le code permettant le transport de messages basés sur PVM. Peu d'exemples concrets de couplage dans la littérature existent avec ce framework.

**Model Coupling Toolkit (MCT)** (Larson et al., 2005 ; Warner et al., 2008) :

<http://www-unix.mcs.anl.gov/mct/>

Le MCT est un ensemble d'outils logiciels permettant le couplage de modèles. Il est basé sur l'échange de messages entre modèles à partir du protocole MPI. C'est une librairie constituée de plusieurs modules en Fortran90. Chaque modèle appelle le MCT durant l'exécution du modèle couplé pour envoyer et recevoir des données. Le MCT a déjà été utilisé pour coupler un modèle de prédiction du climat à un modèle océanique (Michalakes, 2003) et un modèle atmosphérique à un modèle océan (Warner et al., 2008). Seuls les modèles écrits en Fortran peuvent être couplés.

## **ANNEXE B : Le cycle de l'azote, les flux et concentrations en nitrate des cours d'eau : chroniques passées et projections**

*Article paru dans 'Changement climatique dans l'Ouest. Evaluation, impacts, perceptions'. Merot, P., Dubreuil, V., Delahaye, D., Desnos, P. (dir.). Presses Universitaire de Rennes, 2013, 458 p.*



## **Le cycle de l'azote, les flux et concentrations en nitrate des cours d'eau : chroniques passées et projections**

*Jordy Salmon-Monviola, Alice Aubert,*

*Chantal Gascuel-Odoux, Patrick Durand, Laurent Ruiz*

### **Points marquants**

Le Grand Ouest, en tant que région d'élevage touchée par les excédents d'azote, est particulièrement interrogé sur les solutions de maîtrise du cycle de l'azote, de limitation des émissions d'azote dans l'environnement. C'est dans ce contexte, que le rôle du climat est interrogé : le climat peut-il accélérer, ou ralentir des évolutions, peut-il contribuer à limiter ou à amplifier les émissions d'azote dans l'environnement, accroître ou limiter la production agricole ?

L'analyse des chroniques passées, tant à l'échelle régionale qu'à celle de petits cours d'eau, montre que le climat induit une forte variabilité des flux et des concentrations, au sein de l'année et sur des cycles pluriannuels, alors que la tendance semble dominée par le lien avec l'activité agricole. Le climat semble ainsi moduler les réponses du bassin versant (hystérésis annuelle et pluriannuelle, amplitude de la cyclicité saisonnière, temps de réponse à des options de mitigation). Ce rôle semble d'autant plus important que le bassin versant est réactif, c'est-à-dire que sa nappe a une forte transmissivité.

L'analyse des simulations sous contrainte de scénarios climatiques module cette vision. Les résultats de simulations montrent, sur un petit bassin versant breton, que diverses tendances peuvent être liées au climat. Il s'agit principalement : d'une tendance à la diminution des débits et de l'ETR, d'une accentuation de la saisonnalité du bilan de l'eau, avec une recharge hivernale et déstockage estival plus importants et plus variables. Il s'agit aussi d'une diminution des flux d'azote N à l'exutoire, liée à une augmentation de la dénitrification. Il y a aussi une tendance, notamment en futur lointain, à la diminution du stock de matière organique réactive, liée à une augmentation de la minéralisation, elle-même liée à une élévation de la température. L'analyse montre l'effet positif du CO<sub>2</sub> sur les rendements des cultures (blé, maïs, prairie). Vu les incertitudes sur les données d'entrées et sur le modèle, ces

tendances constituent de premières indications. Par exemple la diminution des flux d'azote à l'exutoire du bassin versant, liée à l'augmentation de la dénitrification dans les zones humides, donc à l'activité dénitrifiante des micro-organismes, suppose un fonctionnement biologique à l'identique de l'actuel. Or ces zones peuvent subir des perturbations de leur fonctionnement, notamment lors de séquences climatiques atypiques.

Au final, le climat, bien qu'il ne soit pas la contrainte majeure des émissions d'azote, apparaît comme une contrainte importante susceptible de moduler substantiellement les flux d'azote dans un bassin versant, dans sa variabilité mais aussi dans ses tendances à plus long terme.

## **Introduction**

L'évolution des flux et des teneurs en nitrate des cours d'eau résulte de l'interaction entre le sol, le climat et le système hydrologique, en y ajoutant un degré de complexité majeur celui l'activité agricole, incluant les systèmes de production, les systèmes de cultures, les pratiques agricoles, notamment les assolements et successions culturales, la fertilisation, la pression et la gestion des déjections animales. Le concept de cascade de l'azote (Galloway et al., 2003 ; 2008) a introduit l'idée que l'augmentation importante d'azote dans les agroécosystèmes a profondément perturbé le cycle de l'azote, les flux au sein et entre les compartiments de l'environnement (sol, eau, air). Le Grand Ouest, en tant que région d'élevage, touchée par les excédents d'azote, s'inscrit particulièrement dans ce cadre de réflexion. Ce chapitre a dès lors pour objectif de s'interroger sur le rôle que peut avoir le climat sur le cycle de l'azote, alors même qu'il n'est pas perçu par les gestionnaires acteurs de l'eau du Grand Ouest comme une contrainte majeure des émissions d'azote.

Le rôle du climat a été étudié à partir de : 1) l'analyse de chroniques passées, à deux échelles, celle d'un large ensemble de rivières bretonnes, pour avoir une vision globale des tendances sur quelques décennies, celle du site de l'ORE AgrHys, pour analyser les variations intra annuelles, la saisonnalité ; 2) l'analyse des effets de projections climatiques sur les flux entre les différents compartiments du bassin versant, à partir de simulations basées sur le modèle TNT2 (Beaujouan et al., 2002). Les simulations réalisées prennent en compte, les variations des paramètres climatiques (P, ETP, T, rayonnement global), mais aussi les

variations de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique des projections climatiques, et permettent d'étudier l'effet du changement climatique sur les bilans d'eau et d'azote, et le rendement des cultures.

## **L'évolution des concentrations en nitrate des eaux superficielles**

### ***Les tendances passées à l'échelle de la Bretagne***

L'analyse des chroniques des flux de nitrates dans les eaux de surface d'une trentaine de cours d'eau de Bretagne, au cours des 40 dernières années, montre plusieurs points intéressants sur les interactions entre climat et qualité des eaux (Gascuel-Oudou et al., 2010).

- Tout d'abord, on constate que l'augmentation des flux apparaît entre 1972-1973, 1974-1975, puis 1977-1978. L'année 1977-1978 est année pluvieuse qui suit une année de grande sécheresse, celle de 1976. Ce constat est rapporté dans la bibliographie européenne (Gascuel-Oudou et al., 2010). Si la cause en est les pollutions diffuses agricoles, on peut dire que c'est un événement climatique, ou une succession d'événements climatiques, qui en a révélé les conséquences. Les explications en sont, l'obtention de rendements très inférieurs aux objectifs, d'où un fort reliquat d'azote, d'où un début de contamination significative de la nappe liée à une recharge exceptionnelle, elle-même liée à un hiver pluvieux.

- Une tendance linéaire à l'augmentation des flux, variables selon les bassins versants, marquées par des cyclicités interannuelles liées à la pluviosité. Cette cyclicité montre l'importance de l'hydraulicité de l'année sur les flux. L'analyse détaillée des données montre en fait un flux plus important en début qu'en fin de cycle, indiquant un déstockage de l'azote privilégié en début de cycle. La cyclicité présente ainsi une légère hystérésis.

- Une stabilisation des flux dont l'explication peut être une stabilisation des intrants ou une dénitrification plus importante du bassin versant, ou encore un temps de réponse lent à des diminutions des entrées. L'analyse par modélisation des effets du climat montre que la pluviosité peut avoir un effet sur le temps de réponse des systèmes, effet variable selon les bassins versants. Quelques années de forte pluviosité peuvent, sur des bassins versants à faible inertie, permettre un nouvel équilibre du système bassin versant.

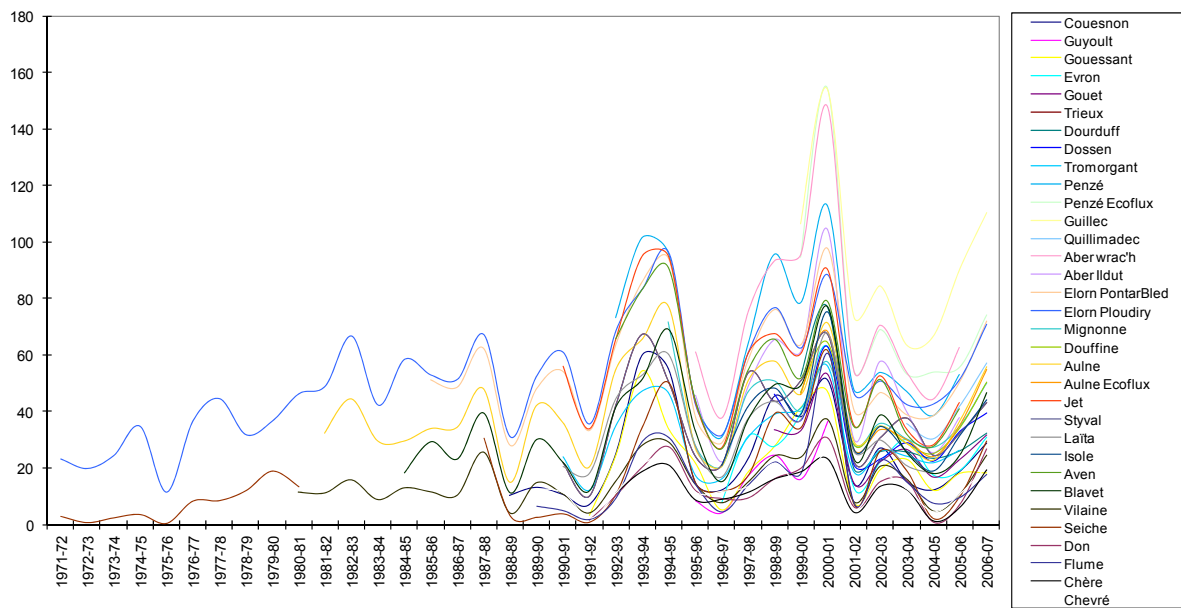


Figure 1. Flux annuels d'azote sur un ensemble de rivière bretonne sur une quarantaine d'année, exprimées en kg/ha/an de N-NO<sub>3</sub>.

### ***La variabilité intra et interannuelle sur le bassin versant de Kervidy-Naizin (ORE AgrHys)***

L'analyse de la variabilité intra et interannuelle nécessite des chroniques détaillées qui ne sont disponibles que sur des petits sites très instrumentés et très précisément suivis. C'est le cas du bassin versant de Kervidy-Naizin pour lequel nous disposons d'une chronique de 10 années de concentrations journalières de nitrate, mesurées à l'exutoire du bassin versant (ORE AgrHyS, cf chapitre introductif). Les moyennes hydro-climatiques calculées sur la période 1993-2006 sont les suivantes : la température moyenne annuelle est de 11.6 °C, la pluviométrie moyenne est de 724 mm. L'occupation du sol est liée à la présence importante d'élevage (35 000 porcs.an<sup>-1</sup>, 40 500 volailles.an<sup>-1</sup>, 3 000 bovins.an<sup>-1</sup>), avec une majorité de cultures de maïs et blé (60 % de la SAU) et quelques prairies (25 % de la SAU). A partir des 23 exploitations agricoles présentes sur le bassin versant, cinq systèmes de culture-élevage sont identifiés, qui présentent tous une forte variabilité. En moyenne, pour une exploitation, les entrées d'azote sont d'environ 350 kg N.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>; les sorties de 155 kg N.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>; conduisant à des surplus moyens de presque 200 kg N par hectare de SAU (chiffres obtenus à partir d'une enquête menée en 2008) (Akkal, 2010). A l'exutoire du bassin versant, les concentrations en nitrate sont bien supérieures à la norme réglementaire : la concentration moyenne en nitrate, sur la période 2000-01 à 2009-10, est de 74.7 mg.l<sup>-1</sup>.

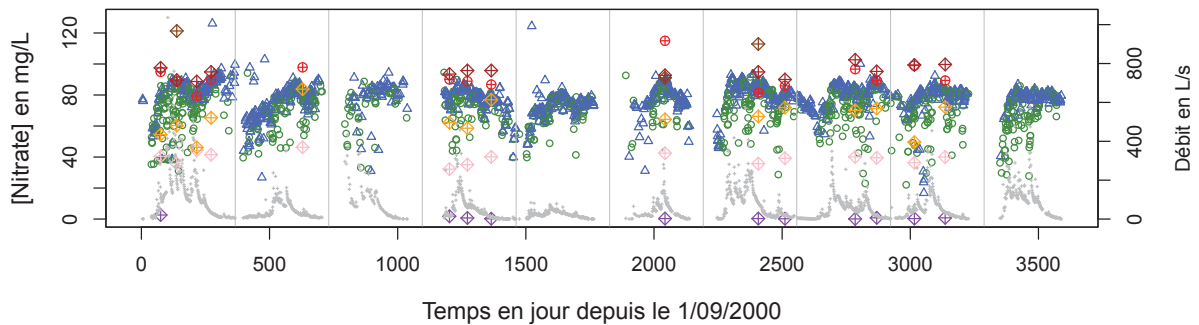


Figure 2. Chronique de dix années des concentrations journalières en nitrate à l'exutoire du bassin versants, en distinguant les données en crue (rond vert) et hors crue (triangle bleu). Concentrations dans les nappes superficielles (dégradé de marron – rouge – orange – rose – violet du piézomètre en haut de versant au piézomètre en zone humide). Site de Kervidy-Naizin (ORE AgrHys).

L'analyse de cette chronique journalière sur 10 années des concentrations en nitrate montre plusieurs points intéressants sur les interactions entre climat et qualité des eaux (Molenat et al., 2008 ; Aubert et al., soumis) :

- une grande stabilité des concentrations hors crue dans la rivière sur les dix années, concentrations proches de celles de la nappe, indiquant ainsi que la nappe agit comme un réservoir largement dominant vis-à-vis des nitrates, que le climat ne semble pas jouer un rôle majeur puisqu'aucune année n'apparaît très atypique.

- une cyclicité saisonnière autour de cette stabilité des concentrations hors crue, marquées par une augmentation des concentrations assez nette à la reprise des écoulements, avec comme déterminant la connexion hydrologique de la nappe à la rivière (Molenat et al., 2008), une stabilisation des concentrations jusqu'à la fin du printemps, indiquant soit la poursuite de cette connexion jusqu'au printemps, soit l'arrivée de flux nouveaux, puis une baisse estivale des concentrations. Cette cyclicité saisonnière présente une grande variabilité d'une année à l'autre, sans doute très influencée par le climat de l'année en cours.

- des faibles concentrations lors des épisodes de crue, liées à une dilution par la pluie.

Au final, le climat semble surtout affecter la variabilité intra annuelle, notamment la saisonnalité des concentrations, plus que la tendance générale. La forte variabilité interannuelle et la relativement faible longueur de la chronique masque toute tendance. Les facteurs principaux de la variabilité interannuelle sont le temps nécessaire à la connexion

hydrologique de la nappe au cours d'eau, la durée de cette connexion, phénomènes très liées à la distribution et l'importance des événements pluvieux.

### **Le cycle de l'azote dans un bassin versant : approche par simulation**

#### ***La méthodologie pour l'application de projections climatiques au modèle TNT2 sur le bassin versant de Kervidy-Naizin***

Le site d'étude est aussi le bassin versant de Kervidy-Naizin qui dispose de nombreuses données permettant de caler le modèle agro-hydrologique TNT2 (Topography-based nitrogen transfert and transformations) (Beaujouan et al., 2002 ; Oehler et al., 2009).

Le scénario A1B du GIEC, régionalisé pour le site de Naizin, a été utilisé, avec comme variables d'entrées nécessaire au modèle TNT2 : la température minimale (TMin), la température maximale (TMax), les précipitations (P), l'évapotranspiration potentielle (ETP), la teneur en CO<sub>2</sub> atmosphérique. Le rayonnement global (Rg) est issu de la station la plus proche (Rennes).

Cinq projections climatiques ont été testées, comprenant trois périodes, et pour chacune des deux périodes futures, le rôle de la teneur en CO<sub>2</sub> a été testé. Les cinq modalités sont donc les suivantes :

- Passé Récent (1993-2009), avec les données climatiques simulées, appelé PR\_ClimSim
- Futur Proche (2030-2050), sans prise en compte de l'évolution de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique, appelé FP SsCO<sub>2</sub>
- Futur Proche (2030-2050), appelé FP CO<sub>2</sub>
- Futur Lointain (2080-2100), sans prise en compte de l'évolution de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique, appelé FL SsCO<sub>2</sub>
- Futur Lointain (2080-2100), appelé FL CO<sub>2</sub>

Le modèle TNT2 (Figure 3) permet de simuler le transfert d'eau et de nitrate dans un bassin versant, la dénitrification dans les zones humides. TNT2 est un modèle hydrologique distribué maillé, basé sur les hypothèses suivantes : écoulement en saturé Darcyen, gradient hydraulique constant et égal au gradient topographique, transmissivité hydraulique fonction

de la profondeur. Il intègre le modèle STICS (Brisson et al., 2009) pour simuler la croissance des plantes et les biotransformations dans le sol.

Le modèle nécessite une description détaillée du milieu physique (topographie, profondeur du sol et du sous-sol, porosité, conductivité), du milieu agricole (types de culture) et des variables de forçages (calendrier des pratiques culturales : semis, récolte, apports d'azote, et variables climatiques : pluie, température, évapotranspiration potentielle, rayonnement global). Le pas de temps du modèle est le jour.

Le modèle TNT2 a été adapté pour analyser l'effet de l'évolution de la teneur en  $\text{CO}_2$  de l'atmosphère sur le développement des plantes. En effet, la photosynthèse, moteur de la croissance et donc du développement des cultures, augmente avec la teneur en  $\text{CO}_2$  de l'atmosphère, en même temps que la conductance stomatique diminue. L'ampleur de cette augmentation est plus importante pour les plantes en C3 que pour les plantes en C4. La prise en compte de la concentration en  $\text{CO}_2$  atmosphérique se fait donc à deux niveaux : 1) l'effet du  $\text{CO}_2$  sur le fonctionnement stomatique (effet anti-transpirant) par la correction des valeurs d'ETP ; 2) l'effet du  $\text{CO}_2$  sur l'accroissement de la biomasse, en différenciant les plantes en C4 et en C3.

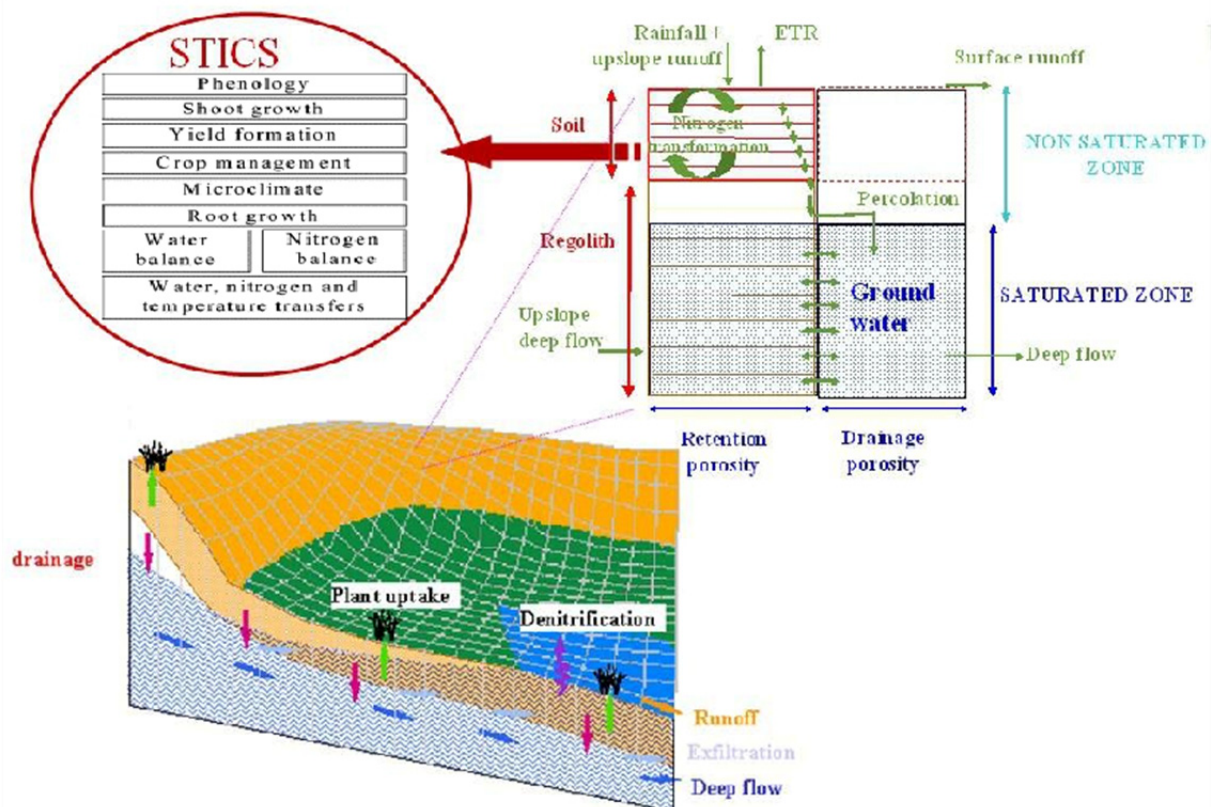


Figure 3. Le modèle TNT2

Le modèle a été calé sur la période du 01/02/1994 au 20/08/2001, de manière à obtenir la meilleure adéquation entre les débits observés et simulés sur une longue période, comportant une diversité de conditions climatiques.

### ***Résultats sur les termes du bilan de l'eau***

Les résultats sur les termes du bilan de l'eau, que l'on considère ou non le CO<sub>2</sub>, en futur proche et en futur lointain, sont quasi similaires : la prise en compte du CO<sub>2</sub> a peu d'effet sur les termes du bilan en eau.

Sur l'année hydrologique, on observe une tendance à la diminution de l'ETR et des débits notamment dans le futur lointain. La variabilité pour l'ensemble des termes du bilan de l'eau en futur lointain est plus importante que celle en futur proche (Figure 4). L'extension des zones saturées sur le bassin diminue, ce qui est en accord avec les résultats obtenus sur le Scorff dans le chapitre précédent, et la variabilité de cette extension est plus grande, en futur lointain par rapport aux autres périodes.

Pendant la période hivernale, les débits et le stock d'eau dans la nappe diminuent du passé récent au futur proche. Les débits continuent à diminuer en futur lointain, de l'ordre de 20% comparé au passé récent, ce qui est comparable aux résultats décrits sur le Scorff dans le chapitre précédent. Ils sont aussi plus variables en futur lointain qu'en futur proche. Un plus fort stock d'eau dans la nappe en futur lointain est associé à une plus forte recharge à la nappe. Ce résultat est cohérent avec une plus grande contribution hivernale à la pluie annuelle en futur lointain, ce qui permet une recharge plus importante en hiver de la nappe. Là aussi, on note une plus grande variabilité en futur lointain qu'en futur proche.

Pendant la période estivale, l'ETR diminue en futur lointain par rapport au futur proche. La variation de stocks d'eau dans la nappe diminue en futur lointain par rapport au futur proche : la nappe se vidange en été plus fortement en futur lointain qu'en futur proche.

Au final, la dynamique de la nappe est plus importante en futur lointain par comparaison aux autres périodes : recharge et déstockage importants et très variables.



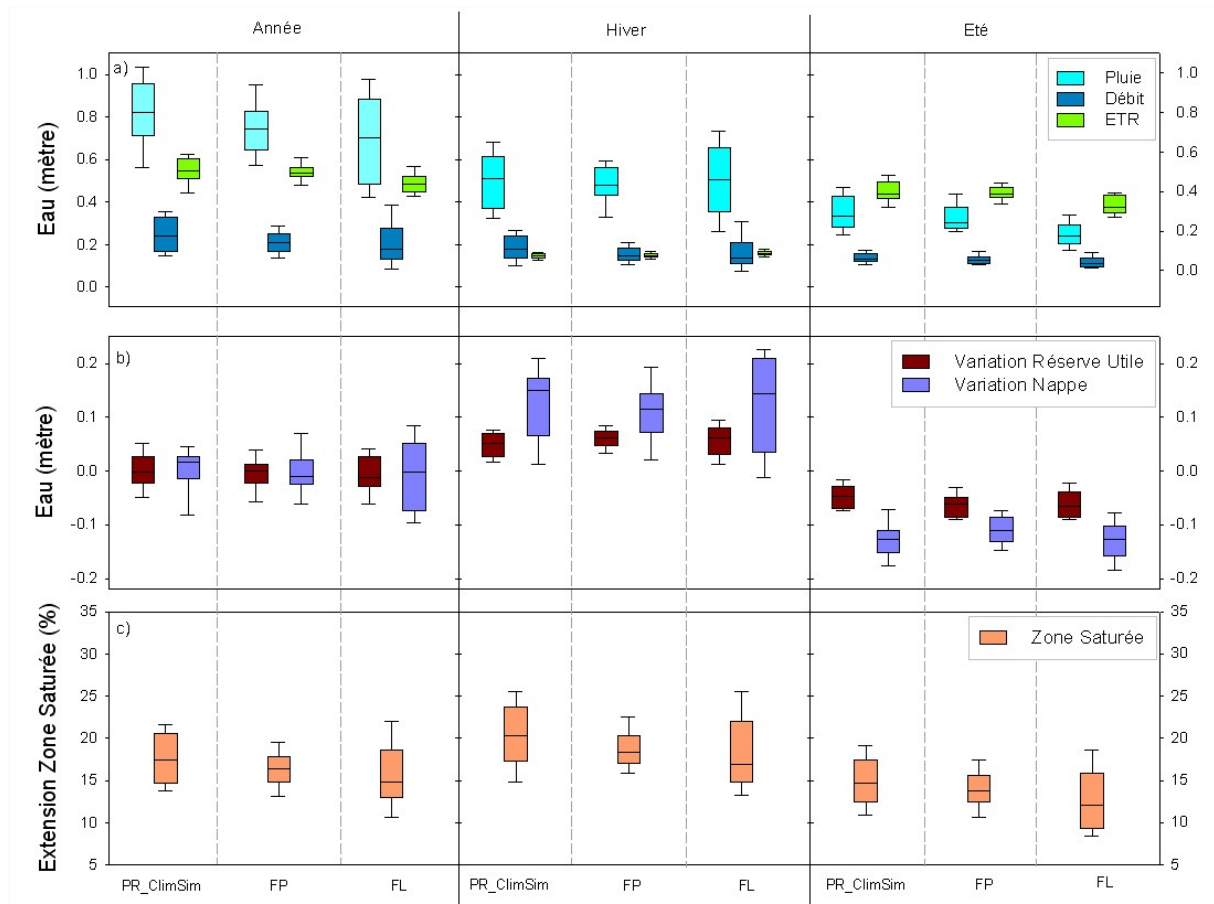


Figure 4 : Evolution des termes du bilan de l'eau pour l'année hydrologique (1<sup>er</sup> Octobre – 31 Septembre), pour la période hivernale (1<sup>er</sup> Octobre – 31 Mars), pour la période estivale (1<sup>er</sup> Avril – 31 Septembre) : a) Evolution de la pluie, du débit, de l'ETR ; b) évolution des variations de stocks d'eau au sein de la réserve utile du sol et de la nappe ; c) extension relative de la zone saturée en eau (toit de la nappe atteignant le sol). Cas du bassin versant de Kervidy-Naizin.

### Résultats sur les termes du bilan d'azote

Deux tendances se dégagent : le flux d'azote à l'exutoire du bassin versant a tendance à diminuer en futur proche par rapport au passé récent, puis en futur lointain par rapport au futur proche. Parallèlement l'azote issu de la dénitrification augmente en futur proche puis en futur lointain. Il n'y a pas d'effet important du forçage physiologique dû au CO<sub>2</sub> sur ces tendances. On peut juste remarquer une légère augmentation de l'azote exporté par les cultures lorsque le CO<sub>2</sub> est pris en compte, que lorsqu'il ne l'est pas (Figure 5a).

Le stock d'azote dans la nappe (dN Nappe, Figure 5b) diminue en futur proche par rapport au passé récent, puis en futur lointain par rapport au futur proche, mais avec une variabilité plus importante en futur lointain. La prise en compte du CO<sub>2</sub> ne joue pas sur cette tendance.

On note, surtout en futur lointain, un déstockage de l'azote du sol (dN Mat. Organique active, Figure 5b). La prise en compte du CO<sub>2</sub> atténue légèrement la diminution du stock d'azote du sol.

L'augmentation de l'azote issu de la dénitrification en futur proche et lointain est attribuée ici à deux facteurs : l'augmentation de la température, tant en futur proche qu'en futur lointain, et la disponibilité du nitrate qui n'est pas limitant dû à la plus forte minéralisation qui explique le déstockage de l'azote du sol.

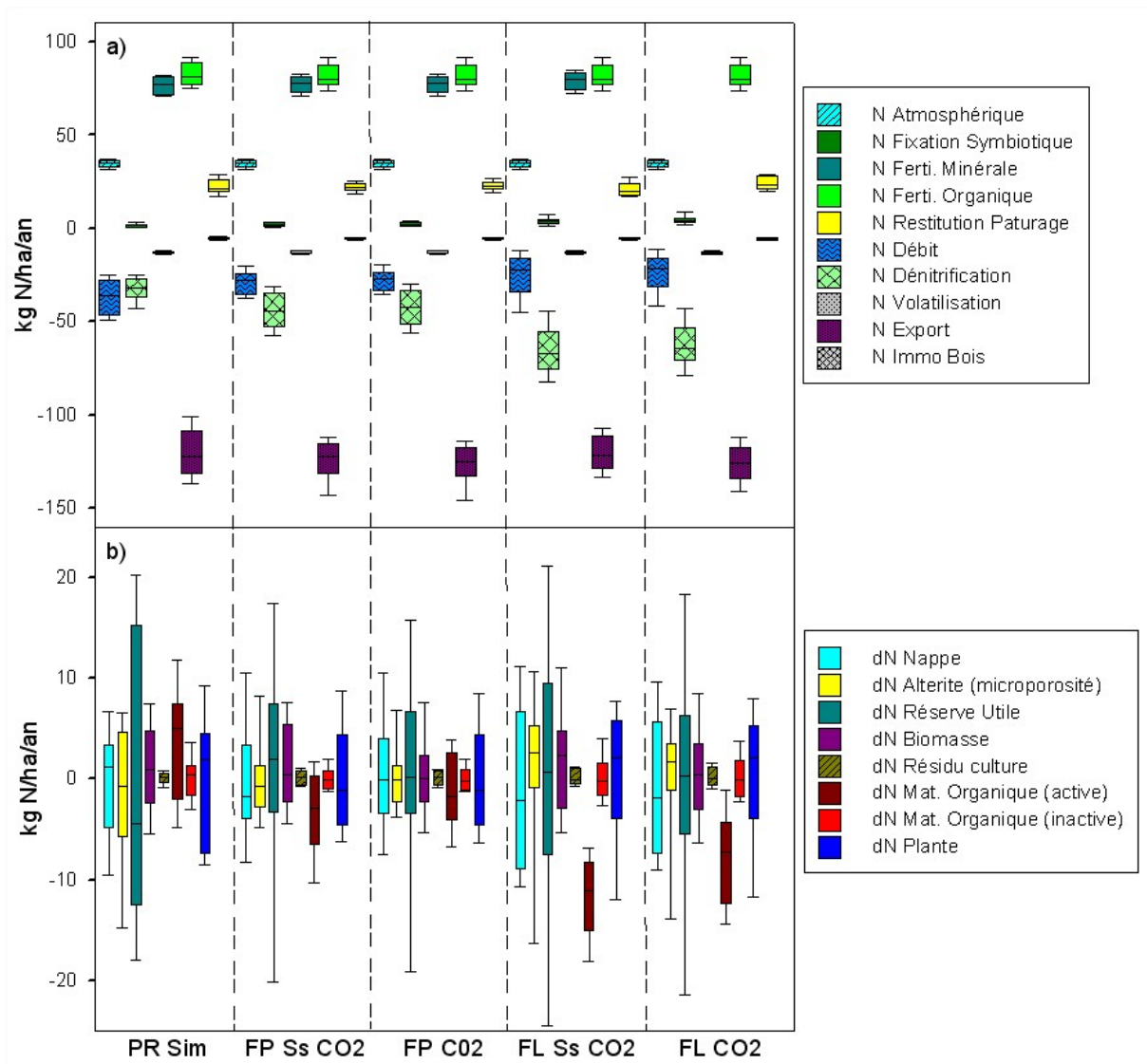


Figure 5. Variabilité des différents termes du bilan en azote : a) les entrées et sorties (les sorties du bilan sont indiquées selon un axe négatif pour faciliter la lecture) ; b) les variations de stocks. Cas du bassin versant de Kervidy-Naizin.

### Résultats sur les flux et concentrations d'azote à l'exutoire du bassin versant

Les concentrations en nitrate dans le cours d'eau, à l'exutoire du bassin versant, ont tendance à diminuer, du passé récent au futur proche, puis du futur proche au futur lointain (Figure 6). Cette tendance est assez forte et se retrouve quelle que soit la saison considérée. Les concentrations sont globalement moins importantes lorsque l'on prend en compte les variations de CO<sub>2</sub>. Cette tendance est le résultat d'une augmentation de la dénitrification dans les zones humides, liée à l'augmentation des températures et à l'augmentation de la minéralisation de l'azote du sol, donc de la fourniture d'azote par le sol, et cela malgré la relative diminution de l'extension des zones humides.

Au final, si les concentrations en nitrate augmentent globalement dans la zone sous racinaire, en moyenne sur le bassin versant, résultat trouvé ici et dans d'autres études, les concentrations à l'exutoire diminuent car les processus à l'échelle du bassin versant, dans la zone humide, prennent le pas. Ce résultat est obtenu en faisant l'hypothèse d'un fonctionnement de la zone humide à l'identique de l'actuel, c'est-à-dire d'une préservation du potentiel dénitrifiant de la zone humide.

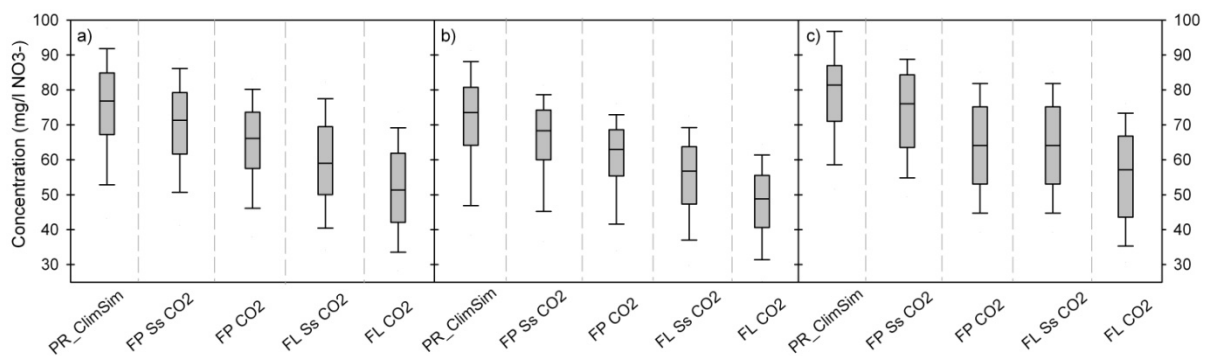


Figure 6. Variations des concentrations en nitrate (exprimée en mg/l de NO<sub>3</sub>-) à l'exutoire du bassin versant : a) pour l'année hydrologique, b) en hiver, c) en été. Cas du bassin versant de Kervidy-Naizin.

***Résultat relatif au rendement des cultures***

La variabilité des rendements en maïs et en blé apparaît plus importante que celle de la prairie (Figure 7a).

Sans la prise en compte du CO<sub>2</sub>, on observe une diminution des rendements pour l'ensemble des cultures en futur proche et lointain (Figure 7b). Cette diminution est beaucoup plus importante pour le maïs que pour le blé et la prairie. Elle est aussi plus importante dans le futur lointain que dans le futur proche.

La prise en compte du CO<sub>2</sub> conduit à des conclusions assez différentes, puisque l'on assiste au contraire à une augmentation des rendements, tant en futur proche qu'en futur lointain. Les rendements pour le blé et le maïs ont tendance à augmenter en futur proche, par comparaison au passé, puis à diminuer, uniquement pour le maïs, en futur lointain. Pour la prairie, la tendance est une augmentation relativement modérée, du passé récent au futur proche, puis du futur proche au futur lointain.

Quelle que soit la période ou la modalité, avec ou sans CO<sub>2</sub>, la variation du rendement médian du blé, par rapport au passé simulé, est toujours supérieure à celle du maïs (figure 7b). Le blé semble donc plus apte à s'adapter au climat futur. Ces résultats sont assez cohérents : les plantes en C3 (blé) ont tendance à mieux valoriser les augmentations de concentration en CO<sub>2</sub> que les plantes en C4 (maïs). Pour le blé, culture à cycle long, moyennement sensible au stress hydrique estival, l'augmentation de la température permet une anticipation des stades et un raccourcissement du cycle qui limitent un certain nombre de stress, ce qui permet une augmentation du nombre de grain et donc du rendement (Bancal et Gate, 2010). Au contraire, le maïs est défavorisé par le changement climatique, à cause principalement du positionnement estival de son cycle de culture, qui engendre, en futur proche et lointain, un raccourcissement de la période de remplissage des grains et donc une baisse de rendement (Brisson, 2010).

Pour la prairie, les résultats à l'échelle du bassin versant de Kervidy-Naizin sont cohérents avec les tendances issues d'autres études (Durand et al., 2010 ; Brisson, 2010). Le changement climatique aura en effet un impact modéré et plutôt positif sur les rendements de la prairie.

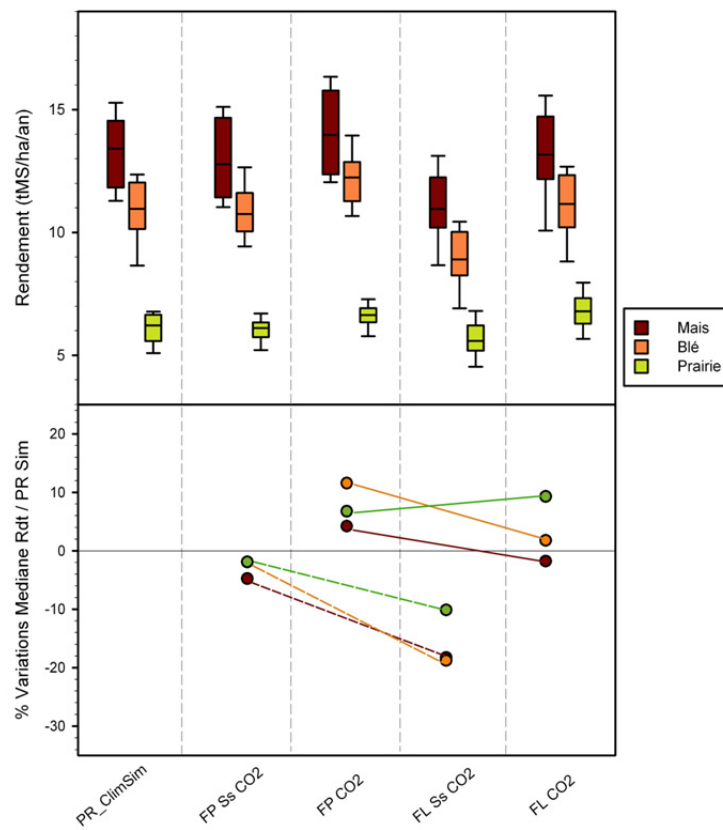


Figure 7. Evolution des rendements les cultures de maïs, blé et prairie (en tMS/ha/an) : a) pour les scénarios testés ; b) évolution de la variation des médianes des rendements en FP, FL par rapport à la médiane du scénario PR\_ClimSim. Traits en pointillés (sans CO<sub>2</sub>), traits pleins (avec CO<sub>2</sub>). Cas du bassin versant de Kervidy-Naizin.

## Conclusion

L'analyse des chroniques passées, tant à l'échelle régionale qu'à celle de petits cours d'eau, montre que le climat induit une forte variabilité des flux et des concentrations, au sein de l'année et sur des cycles pluriannuels, alors que la tendance semble dominée par le lien avec l'activité agricole. Le climat semble ainsi moduler les réponses du bassin versant (hystérésis annuelle et pluriannuelle, amplitude de la cyclicité saisonnière, temps de réponse à des options de mitigation). Ce rôle semble d'autant plus important que le bassin versant est réactif, c'est-à-dire que sa nappe a une forte transmissivité.

La simulation de scénarios climatiques prospectifs sur un petit bassin versant Breton indique une tendance à la diminution des débits et de l'ETR en futur lointain. L'analyse de la saisonnalité du bilan en eau montre une dynamique de nappe plus tranchée entre hiver et été, avec une plus forte recharge hivernale et un plus fort déstockage estival, ceci avec cependant une très grande variabilité interannuelle. La proportion des zones humides a tendance à diminuer.

Les simulations de l'évolution des termes du bilan d'azote, indiquent une diminution des émissions de nitrates vers le cours d'eau, liée à une augmentation de la dénitrification. La minéralisation du stock de matière organique réactive augmente, surtout en futur lointain, mais la prise en compte de l'évolution de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> a tendance à atténuer cet effet.

Les simulations montrent l'effet positif du CO<sub>2</sub> sur les rendements des cultures (blé, maïs, prairie). Le rendement en blé augmente de manière significative, notamment en futur proche et en prenant en compte l'élévation de la teneur en CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. Les rendements des cultures sauf pour la prairie ont tendance à diminuer en futur lointain.

Les incertitudes sur les données d'entrées et sur le modèle doivent nous inciter à la prudence : nous fournissons ici des premières tendances, des raisonnements sur ces tendances. Les valeurs estimées sont entachées d'une grande incertitude qu'il faudra estimer. Les tendances pourraient être confrontées à d'autres résultats par une démarche de 'multi-modelling', c'est-à-dire de confrontation du modèle à d'autres sites, ou de ce site à d'autres modèles. Ce cadre de modélisation doit cependant permettre de tester des scénarios

d'adaptation des cultures au climat (avancement des dates de semis des cultures, choix de variétés précoces, ...).

L'analyse de chroniques affectées d'une très grande variabilité interannuelle nous indique cependant qu'il sera difficile d'observer des tendances avant longtemps. Le modèle a ainsi comme vocation d'anticiper des résultats, avant leur constat par l'observation. Sur le cycle de l'azote, on le voit, le constat d'une pollution majeure des eaux par l'activité humaine a été très long, celle-ci ayant été masquée par une très grande variabilité interannuelle. L'analyse des impacts potentiels du climat par la modélisation, même entachés d'une grande incertitude, sont dès lors incontournables pour anticiper des adaptations.

**Références**

Aubert, A.H., Gascuel-Oudou, C., Merot, P., Ruiz, L., Grimaldi, C. Water quality in an intensive agricultural headwater catchment (Kervidy-Naizin, France): a 10-years long overview of water resources monitoring. Submitted in *J. of Hydrology*.

Akkal, N., 2010. Description des systèmes d'exploitation du bassin versant de Naizin. NitroEurop IP internal report. 1- 66.

Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, 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. *Hydrol. Process.* 16, 493–507.

Bancal, M.O., Gate, P., 2010. Changement climatiques et culture de blé : l'essentiel des impacts. Livre vert Projet Climator.

Brisson, N., Launay, M., Mary, B. and Beaudoin, N., 2009. Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model, Quae (Eds), Versailles, 297 p.

Brisson, N., 2010. Changement climatiques et cultures de maïs et sorgho : l'essentiel des impacts. Livre vert Projet Climator.

Durand, J.L., Bernard, F., Lardy, R., Graux, A.I, 2010. Changement climatiques et prairie : l'essentiel des impacts. Livre vert Projet Climator.

Galloway, JN, Aber, JD, Eisman, JW, Seitzinger, SP, Howarth, RW, Cowling, EB, Cosby, BJ, 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* 53, 341–356.

Galloway, JN, Townsend, AR, Erisman, JW, Bekunda, CAI, ZC, Frenay, JR, Martinelli, LA, Seitzinger, SP, Sutton, MZA, 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889-892.

Gascuel-Oudou C., Arousseau P., Durand P., Ruiz L., Molenat J. 2010. The role of climate on inter-annual variation of stream nitrate fluxes and concentration. *Sci. Total Environ.*, 408, 5657–5666.

Oehler, F., Durand, P., Bordenave, P., Saadi, Z., Salmon-Monviola, J., 2009. Modelling denitrification at the catchment scale. *Sci. Total Environ.* 407 (5), 1726–1737.

Howden, NJK, Burt, TP, Worrall, F., Mathias, S., Whelan, MJ. 2011. Nitrate pollution in intensively farmed regions : What are the prospects for sustaining high-quality groundwater ? *Water Resources Research*, 47, W00L02.





## **ANNEXE C : Liste des publications et travaux issus du travail de thèse ou auxquels la thèse a contribué**

### **Publications scientifiques**

**Salmon-Monviola J**, Moreau P, Benhamou C, Durand P, Merot P, Oehler F, Gascuel-Odoux C, 2013. Effect of climate change on water and nitrate cycling in an intensive agricultural headwater catchment (western France). *Climatic Change* 120, 443-447

**Salmon-Monviola J**, Durand P, Ferchaud F, Oehler F, Sorel L, 2012. Modelling spatial dynamics of cropping systems to assess agricultural practices at the catchment scale. *Computers and Electronics in Agriculture* 81, 1-13

**Salmon-Monviola J**, Gascuel-Odoux C, Garcia F, Tortrat T, Cordier MO, 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

Bouadi T, Cordier MO, Moreau P, Quiniou R, **Salmon-Monviola J**, Gascuel-Odoux C, 2016. N-Catch: a data warehouse to explore multidimensional simulated data from a spatially distributed agro-hydrological model to improve catchment nitrogen management. *Environmental Modelling and Software* (submitted)

Dupas R, **Salmon-Monviola J**, Beven K, Durand P, Haygarth PM, Holloway MJ, Gascuel-Odoux C, 2016. Uncertainty assessment of a dominant process catchment model of dissolved phosphorus transfer. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, doi:10.5194/hess-2015-545

Ferrant S, Bustillo V, Burel E, **Salmon-Monviola J**, Claverie M, Jarosz N, Yin T, Rivalland V, Dedieu G, Demarez V, Ceschia E, Probst A, Al-Bitar A, Kerr Y, Probst JL, Durand P, Gascoin S, 2016. Extracting Soil Water Holding Capacity Parameters of a Distributed Agro-Hydrological Model from High Resolution Optical Satellite Observations Series. *Remote Sensing*, 8, 154.

Liao W, van der Werf HMG, **Salmon-Monviola J**, 2015. Improved Environmental Life Cycle Assessment of Crop Production at the Catchment Scale via a Process-Based Nitrogen Simulation Model. *Environmental Science and Technology* 10790-10796

Durand P, Moreau P, **Salmon-Monviola J**, Ruiz L, Vertes F, Gascuel-Oudou C, 2015. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *Journal of Agricultural Science* 153, 959-974

Ferrant S, Gascoin S, Veloso A, **Salmon-Monviola J**, Claverie M, Rivalland V, Dedieu G, Demarez V, Ceschia E, Probst JL, Durand P, 2014. Agro-hydrology and multi temporal high resolution remote sensing: Toward an explicit spatial processes calibration. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 5219-5237

Moreau P., Ruiz L, Vertès F, Baratte C, Delaby L, Faverdin P, Gascuel-Oudou C, Piquemal B, Ramat E, **Salmon-Monviola J**, Durand P, 2013. CASIMOD'N, an integrative nitrogen model for agricultural catchments coupling farming system decision with agro-hydrological distributed modeling. *Agricultural Systems* 118, 41-51.

Moreau P, Viaud V, Parnaudeau V, **Salmon-Monviola J**, Durand P, 2013. Sensitivity analysis of a spatially distributed agro-hydrological model to soil properties and their spatial distribution. *Environmental Modelling and Software* 47, 74-87.

Benhamou C, **Salmon-Monviola J**, Durand P, Grimaldi C, Merot P, 2013. Modeling the interaction between fields and a surrounding hedgerow network and its impact on water and nitrogen flows of a small watershed. *Agricultural Water Management* 121:62-72.

McDowell RW, Moreau P, **Salmon-Monviola J**, Durand P, Leterme P, Merot P, 2013. Contrasting the spatial management of nitrogen and phosphorus for improved water quality: Modelling studies in New Zealand and France. *European Journal of Agronomy* 57, 52-61

Moreau P., Cordier M.O, Gascuel-Oudou C, Masson V, Raimbault T, Ruiz L, **Salmon-Monviola J**, Durand P, 2012. Modeling the potential benefits of catch-crop introduction in fodder crop rotations in a Western Europe landscape. *Science of the Total Environment* 437:276-284.

Trépos R, Masson V, Cordier MO, Gascuel-Oudou C, **Salmon-Monviola J**, 2012. Mining simulation data by rule induction to determine critical source areas of stream water pollution by herbicides. *Computers and Electronics in Agriculture* 86, 75-88.

Duret S, Drouet JL, Hutchings N, Durand P, Theobald MR, **Salmon-Monviola J**, Dragosits U, Maury O, Sutton MA, Cellier P, 2011. Integrated modelling of the nitrogen cascade at the landscape scale. *Environmental Pollution* 159, 3162-3170

Ferrant S, Oehler F, Durand P, Ruiz L, **Salmon-Monviola J**, Justes E, Dugast P, Probst A, Probst JL, Sanchez-Perez JM, 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment: Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modelling approaches. *J. Hydrol.* 406, 1–15.

Gascuel-Oudou C, Arousseau P, Cordier MO, Durand P, Garcia F, Masson V, **Salmon-Monviola J**, Tortrat F, Trepos R, 2009. 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.

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.

### **Chapitres d'ouvrages**

Cordier MO, Falchier M, Garcia F, Gascuel-Oudou C, Heddadj D, Lebouille L, Masson V, **Salmon-Monviola J**, Tortrat F, Trépos R, 2009. Modélisation du transfert d'herbicides dans un bassin versant pour la maîtrise de la qualité des eaux. In *Concevoir et construire la décision*. Edition Quae, 359p.

**Salmon-Monviola J**, Aubert A, Gascuel-Oudou C, Durand P, Ruiz L, 2012. Le cycle de l'azote, les flux et concentrations en nitrate des cours d'eau : chroniques passées et projections. Chapitre dans 'Changement climatique dans l'Ouest. Evaluation, impacts, perceptions'. Merot, P., Dubreuil, V., Delahaye, D., Desnos, P. (dir.). Presses Universitaire de Rennes, 2013, 458 p.

### **Brevet**

2012 Dépôt du modèle CSAM (Cropping System Allocation Model) auprès de l'Agence de Protection des Programmes (APP)

## RÉSUMÉ

*Modélisation agro-hydrologique spatialement distribuée pour évaluer les impacts de changements climatique et agricole sur la qualité de l'eau*

L'objectif général de cette thèse est axé sur l'amélioration de modèles agro-hydrologique spatialement distribués pour l'analyse d'agro-hydrosystèmes, sous contrainte de changements climatiques et anthropiques. Cette thèse est structurée autour de trois questions de recherche liées à : i) la représentation de la dynamique spatio-temporelle des systèmes de cultures pour leur utilisation en entrée de modèles agro-hydrologiques distribués ; ii) la représentation du niveau exploitation agricole et des décisions des agriculteurs dans les modèles agro-hydrologiques distribués ; iii) la capacité de ces modèles à simuler des changements climatiques et anthropiques.

Des éléments de réponse à ces questions sont apportés par des approches de modélisation réalisées dans différents contextes et à différentes échelles d'espace et de temps. Ces différentes approches sont discutées en les comparant notamment avec d'autres travaux réalisés. Ces différentes études soulèvent la nécessité de développer des méthodologies permettant i) d'une part l'acquisition de données et leur intégration dans les modèles agro-hydrologiques distribués ii) et d'autre part l'amélioration de l'exploitation des simulations, notamment pour les transformer en informations pertinentes et accessibles pour les parties prenantes au niveau d'un territoire. Des perspectives, portant à la fois sur la prise en compte des incertitudes des simulations des modèles agro-hydrologiques et l'analyse de la robustesse de ces modèles, sont également considérées.

**Mots-clés :** modélisation agro-hydrologique distribuée, pollution diffuse, changement climatique, pratiques agricoles, scénarios

## ABSTRACT

*Spatially distributed agro-hydrological modeling to assess impacts of climate and agricultural change on water quality*

The general objective of this thesis is to improve spatially distributed agro-hydrological models for agro-hydrosystems analysis, under climatic and anthropogenic changes, in order to contribute to the identification of levers of action to mitigate effects of non-point source agricultural pollution. This thesis is structured around three research questions related to: i) the representation of spatio-temporal dynamics of cropping systems for their use as input in distributed agro-hydrological models; ii) the representation of farm level and decisions of farmers in distributed agro-hydrological models; and iii) the ability of these models to simulate climate and anthropogenic changes.

Elements of response to these questions are provided by modeling approaches carried out in different contexts and at different scales of space and time. These approaches are discussed by comparing them with other works carried out. These different studies raise the need to develop methodologies allowing (i) the acquisition of data and their integration in distributed agro-hydrological models (ii) and, the improvement of the use of simulations results, in particular to transform them into relevant and accessible information for stakeholders at territorial level. Perspectives, covering both uncertainties of the simulations of the agro-hydrological models and the analysis of the robustness of these models, are also considered.

**Keywords:** distributed agro-hydrological modelling, diffuse pollution, climatic change, agricultural practices, scenarios



AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage  
65 rue de Saint-Brieuc - CS84215 - F-35042 Rennes Cedex  
Tél. : 02 23 48 50 00  
[www.agrocampus-ouest.fr](http://www.agrocampus-ouest.fr)

