



HAL
open science

Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières: Application au bassin du Grand Morin

Nicolas Flipo

► **To cite this version:**

Nicolas Flipo. Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières: Application au bassin du Grand Morin. Sciences of the Universe [physics]. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2005. English. NNT : . pastel-00001432

HAL Id: pastel-00001432

<https://pastel.hal.science/pastel-00001432>

Submitted on 9 Dec 2005

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.



THESE

présentée à

L'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris

par

Nicolas FLIPO

pour l'obtention du titre de

Docteur

en

Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives

**Modélisation intégrée des transferts d'azote
dans les aquifères et les rivières**

Application au bassin du Grand Morin

Soutenue le 25 mars 2005 devant le jury composé de :

G. DE MARSILY	Président
W. BAUWENS	Rapporteur
P. MEROT	Rapporteur
P. ACKERER	Examineur
M.H. TUSSEAU-VUILLEMIN	Examinatrice
M. POULIN	Directeur de thèse

Remerciements

Si on m'avait dit il y a quelques années que je parlerais de "périphyton", d'"aquiclude" ou encore de ".bashrc" sans ouvrir de grands yeux ébahis, et bien c'est très banal mais j'aurais certainement éclaté de rire ou soupçonné que mon interlocuteur fût pris d'une légère folie passagère! Et pourtant ces éléments, séparés les uns des autres par la barrière de la virtualité, m'occupèrent l'esprit pendant de longues heures. Toute cette période passée à rapprocher des objets concrets et virtuels fut très riche d'enseignements et de découvertes; j'en garderai un gout savoureux et délectable dans mes souvenirs. Sans de nombreuses collaborations, ce document signé Flipo, mais qui devrait être accompagné du célèbre "al", n'aurait pas vu le jour. Il me reste maintenant à remercier toutes les personnes que j'ai rencontrées pendant cette période et avec qui il fut très intéressant de travailler, d'échanger, de se creuser la cervelle...

Tout d'abord l'impulsion de toute cette mécanique. Pour avoir pensé, et initié mon sujet de thèse, je tiens à transmettre mes plus chaleureux remerciements à Michel Poulin. Non seulement, il fût à l'origine de tout ce travail, mais sa grande disponibilité, ses remarques judicieuses, ainsi que la confiance qu'il a placée en moi en me donnant une très grande liberté, ont rendu notre collaboration fructueuse et très agréable au quotidien.

Stéphanie Even, la maman de PROSE, a aussi joué un rôle fondamental en m'initiant et en m'apprenant toutes les ficelles du fonctionnement de son bébé. Sa rigueur scientifique et sa patience à m'expliquer les rouages de son système ont permis d'établir les fondamentaux à mon travail. Pour tous ces incontournables et sa constance à m'aider à débloquent des situations parfois fort complexes, je tiens à lui exprimer toute ma sympathie.

Parce qu'ils ont cru en mon projet et accepté de le financer, je tiens à remercier Emmanuel Ledoux et Gilles Billen, directeurs respectifs du CIG et du PIREN SEINE. En plus de son soutien financier, Emmanuel Ledoux m'a accueilli dans son laboratoire, et a contribué à la construction de la machine CAWAQS, dont, je l'espère, les développements pourront continuer ultérieurement. Pour tous ces aspects et la liberté d'action qu'il m'a accordée, je tiens à lui exprimer ma sincère gratitude.

Je souhaite aussi remercier les membres du jury pour avoir accepté de lire et juger ce mémoire, ainsi que pour leurs remarques constructives. Je remercie M. de Marsily pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail et aussi pour m'avoir fait l'honneur de présider ce jury de thèse.

Comme je l'ai déjà mentionné, j'ai eu l'occasion de cotoyer de nombreuses personnes avec qui il me fut très agréable de travailler. Première collaboration, le périphyton. Thierry Améziante, Alain Dauta, Daniel Stadtmüller, Marie-Pierre Reltien, Virginie Alfandarie, Catherine Noiriel, Sabine Huet, Anne Roué, Christophe Rabouille ont contribué à ce travail en partageant leurs savoir-faire dans une atmosphère décontractée. A l'occasion de ces travaux je rencontrais aussi Marie-Hélène Tusseau-Vuillemin, dont l'aide fut, entre autres, déterminante pour faire aboutir ces travaux sous la forme d'une première publication. Pour son efficacité, ses conseils avisés, son esprit critique et l'enthousiasme qu'elle a manifesté à l'égard de mon travail, je tiens à lui exprimer ici mes plus sincères remerciements.

Je remercie Eric Gomez pour avoir toujours pris le temps de m'expliquer son travail et les détails de sa chaîne de modélisation. Nos discussions "tous azimuts" furent aussi un réel plaisir, ainsi que les pauses café partagées avec les autres thésards bellifontains.

Je remercie M. Nachtnebel de m'avoir accueilli au BOKU à Vienne afin de m'initier aux SIG. Ce séjour n'aurait pas été possible sans le soutien de l'école doctorale Géosciences et Ressources Naturelles, alors dirigée par M. de Marsily. Dans ce chapitre des manipulations spatiales, je tiens encore une fois à remercier Christophe Viavattene qui répondit toujours présent lorsque

j'avais une demande urgente. Mais mon mentor reste indéniablement Sylvain Théry avec qui j'ai eu beaucoup de plaisir à travailler. Sa maîtrise de ces systèmes, et ses conseils judicieux m'ont permis d'avancer rapidement. Je lui en suis profondément reconnaissant. Nos discussions autour d'un verre de bière après nos longues journées de travail figurent aussi parmi les bons moments. On en profitait fréquemment pour rencontrer quelques joyeux compères sisyphiens.

Un grand merci aussi à Nicolas Jeannée, qui m'a permis, grâce au krigeage, de faire la charnière entre mes différents travaux à un moment crucial où le temps faisait défaut. Pour sa maîtrise de l'outil, sa clairvoyance, son optimisme et son soutien immédiat, je tiens à lui exprimer ma plus profonde reconnaissance. Mais n'allons pas croire pour autant que je vais le laisser gagner lors de notre prochaine partie de squash !

Je remercie aussi Pierre Combes de m'avoir donné des conseils avisés pour le calage du modèle hydrologique. Sa vaste connaissance de l'hydrogéologie a été d'un grand secours et a permis d'arriver à un niveau de calage du modèle satisfaisant en un temps record. Mes remerciements vont aussi aux membres du CIG qui ont toujours répondu à mes diverses interrogations.

Je profite de ces quelques lignes pour aussi remercier les différentes équipes du CEMA-GREF d'Anthony pour nous avoir toujours fourni rapidement leurs données, dont nous avons besoin, concernant l'Orgeval, ainsi que l'association Aquibrie qui nous a fourni des données très intéressantes concernant la nappe du Champigny.

Merci aussi à l'ensemble des équipes du PIREN SEINE. Les nombreux évènements qui nous ont fréquemment réunis au cours de ces années m'ont permis d'être confronté à un grand nombre de problématiques, de bénéficier des capacités d'analyse d'un projet interdisciplinaire et tout cela dans une ambiance conviviale et agréable.

Tout ce travail effectué, restait la mise en forme.... Sur ce plan, j'ai bénéficié d'un soutien très appréciable. Florence Habets fut la première à relire ma prose ; ses conseils motivants et ses critiques constructives m'ont permis de clairement structurer ce mémoire. Michel Poulin, Stéphanie Even m'ont aussi apporté ce regard critique, et, parfois, des voies d'expression plus fluides que ma plume fatiguée. Sur la plume et le style, Matthieu Campbell et Colette Oudart-Flipo ont contribué à améliorer la clareté du propos et à, je dois bien l'avouer, épurer ce mémoire de quelques coquilles orthographiques. Sur ces points, Nathalie Flipo m'a aussi beaucoup aidé. Mais le travail de fourmi qu'elle a effectué durant de longues heures a surtout permis de donner son "homogénéité éditoriale" à ce mémoire. Merci à tous pour ce fiéffé coup de main !

Et maintenant place aux amis qui ont largement participé à l'atmosphère fort agréable de toute cette période (to be continu). Une liste exhaustive serait trop longue mais d'aucuns sauront se reconnaître dans les "vieux thésards", les "jeunes thésards", les "p'tits gars du labo", la "petite troupe de Sisyphe", la "clique des philosophes", les "ungérébeules, un...", le fameux club d'hydrologie sociale, le "vino loco", le "clan des espagnoles", la "PAteam", les "joyeux lurons de Lahti", les expat, les "adeptes du 10 janvier", les ardennais, les "tepos de fiestas parisiennes", les "déménagements qui déménagent", les "dialogues au coin du feu", les "sourires de Mamy"... et tite Manu.

Je termine ces remerciements en offrant ce travail à mes proches, qui m'ont suivi et soutenu depuis la fin des années 70 et qui demeurent aujourd'hui ici ou ailleurs.

Résumé

Dans le cadre du programme de recherche PIREN Seine, les fonctionnements hydraulique et écologique de la Seine et de ses principaux affluents ont fait l'objet de nombreuses études visant à comprendre l'impact des fortes pressions anthropiques qui s'exercent sur le milieu. Au cours de la dernière phase de ce programme de recherche les cours d'eau des parties amont du bassin versant ont été l'objet d'une attention particulière. Dans ces secteurs amont, les pollutions sont d'origine majoritairement diffuse (agriculture, élevage, rejets domestiques). Le transfert et la transformation de ces pollutions dans l'ensemble du chevelu hydrographique amont détermine la qualité des eaux qui parviennent à la zone centrale de l'Ile de France.

CAWAQS (**CA**tchment **WA**ter **Q**uality **S**imulator) simule la qualité de l'eau des différents compartiments d'un bassin versant : sols, aquifères, cours d'eau. Il a été construit à partir des modèles STICS, NEWSAM et PROSE. Le module hydrologique du modèle CAWAQS correspond au couplage des modèles PROSE (Hydraulique 1D en rivière), NEWSAM (écoulements pseudo 3D en aquifères multi-couches) et des modules de surface du modèle MODCOU. Le modèle STICS fournit les concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire.

Cette chaîne de modélisation a été mise en place sur le bassin du Grand Morin (1 200 km²). Elle a permis de dresser un état de la contamination des aquifères du Grand Morin. Le calage et la validation du module hydrologique sont caractérisés sur la base de critères statistiques (critère de Nash, biais, corrélation). Les données de validation proviennent de stations limnimétriques situées à l'exutoire de sous-bassins versants emboîtés (données de l'Orgeval et du Grand Morin) et d'observations piézométriques continues. En ce qui concerne le transfert des nitrates, l'utilisation de techniques géostatistiques et du logiciel Isatis® a permis de caractériser la contamination des aquifères sur la période 1977-1988. La partie souterraine du domaine modélisé a été initialisée en 1977 à l'aide de ces estimations. Les résultats des simulations ont été comparés à la vision géostatistique pour l'année 1988.

Finalement CAWAQS permet d'estimer des flux de nitrates en rivière. La confrontation des concentrations simulées avec des observations à haute fréquence sur la période 1991-1996 permet l'estimation des capacités dénitrifiantes cumulées des zones ripariennes et des processus benthiques en rivière. Pour le bassin du Grand Morin, on estime en moyenne sur la période 1991-1996, que 41 % des nitrates infiltrés à la base de la zone racinaire (4 000 tN.an⁻¹) sont exportés vers l'aval par le réseau hydrographique, 39 % sont stockés dans les aquifères et 20 % sont éliminés par dénitrification dans les zones humides, dans les nappes alluviales, dans la zone hyporhéique, et par les processus benthiques en rivière.

De plus, le modèle PROSE a été adapté afin de prendre en compte les processus dominants dans la transformation des polluants pour les cours d'eau à faible profondeur. Des campagnes de terrain et des simulations numériques ont été réalisées sur les 40 kilomètres aval du Grand Morin durant l'année 2001. Les résultats obtenus suggèrent l'existence d'une forte élimination de l'azote ammoniacal par les compartiments benthiques. L'élimination de l'ammonium s'effectue par nitrification-dénitrification. Pour l'ensemble du Grand Morin, la quantité d'azote éliminée par ce processus a été estimée à 140 tN.an⁻¹, soit 15 % de la quantité totale d'azote éliminé lors de son cheminement dans le bassin (940 tN.an⁻¹).

Mots-clefs : Azote, Nitrate, Aquifères, Rivières, Nitrification, Dénitrification, Qualité des eaux, Périphyton, Modélisation écologique.

Abstract

The Grand Morin is a sub catchment of the Seine basin. The Grand Morin river is submitted to a strong agricultural pressure, resulting in an important nitrate contamination of the aquifers. The objective of this research is to understand the nitrate transfer and transformation in small basin (1 200 km²).

Based on the experience concerning hydrogeological modelling and nitrate migration in aquifers, and on different researches done on the ecological modelling of surface water, a hydrodynamic and biogeochemical model of river, PROSE, was coupled with a hydrogeological model, NEWSAM, in order to obtain the **C**Atchment **W**Ater **Q**uality **S**imulator (CAWAQS). The hydrological part of the physically-based meta-model was fitted and validated in terms of discharge in streams and head in aquifers.

CAWAQS was coupled with the agronomic model, STICS, in order to model nitrates migration in each component of the basin : root zone, unsaturated zone, aquifers, wetlands and rivers. STICS simulates the nitrate concentrations leaving the roots zone towards unsaturated or saturated zone. Transport and biogeochemical transformations inside the basin are simulated by CAWAQS.

Nitrates distribution in aquifers was simulated using two analyzing tools : the kriging and the physically based modelling. Preliminary exploratory nitrate data analysis and kriging were done with the Isatis® software. On the one hand kriging takes into account the spatial structure of nitrate concentrations in order to give for each cell an estimate of nitrate concentration with an associated error due to the spatial variability of the data. On the other hand, the physically based simulation with CAWAQS gives nitrate concentration in each cell due to modelled physical processes. This work presents the use of these two tools in a small catchment from 1977 to 1996.

The kriging is used to initialize the physically based modelling. The nitrate concentrations in aquifers simulated by CAWAQS were validated for the year 1988. Afterwards the model results and in-stream measurements over the period 1991-1996 were used to determine denitrification rate in both wetlands and benthic compartments in rivers. From 1991 to 1996, CAWAQS simulates that 40 % of the nitrate inputs at the surface of the soil (4 000 tN.yr⁻¹) are exported by rivers, 40 % are stored in aquifers and 20 % are lost by denitrification.

Moreover in-stream processes were studied and especially benthic processes. The 40 downstream kilometres of the Grand Morin were sampled and numerical simulations were achieved. The results show an important elimination of the ammonium by nitrification-denitrification in the benthic compartments. The elimination of nitrogen by this process for all the rivers of the basin is estimated to 140 tN.yr⁻¹. It corresponds to 15 % of the total nitrogen elimination (940 tN.yr⁻¹).

Key words : nitrogen, nitrate pollution ; physically-based modelling ; kriging ; aquifers ; rivers ; nitrification, denitrification ; water quality, periphyton.

Table des matières

Table des matières	vii
Table des figures	xiii
Liste des tableaux	xvi
I Problématiques de la thèse -	
Le contexte	1
1 Introduction	3
1.1 Hydrosystème et anthropisation	3
1.2 Etat des contaminations azotées	4
1.3 Le PIREN SEINE	5
1.3.1 Présentation générale	5
1.3.2 La problématique des apports diffus	5
1.3.3 Positionnement du travail de thèse	6
1.4 Structure du mémoire	7
2 Dynamique de l'azote dans le milieu naturel	9
2.1 Les apports en nitrates	9
2.2 La zone racinaire	10
2.3 La zone non saturée	11
2.4 Les aquifères	12
2.4.1 Etat de la contamination	12
2.4.2 Capacité dénitrifiante des aquifères	14
2.4.3 Stratification verticale des concentrations en nitrate	15
2.5 La zone riparienne	16
2.6 La dénitrification en rivière	17
2.7 Conclusions	18
3 Le site expérimental du Grand Morin	19
3.1 Introduction	19
3.2 Description géographique	19
3.2.1 Localisation du bassin	19
3.2.2 Le climat	19
3.2.3 La géologie	20

3.2.4	La nature des formations superficielles	21
3.2.5	L'hydrogéologie	23
3.2.6	Le réseau hydrographique	24
3.3	L'anthropisation du bassin	25
3.3.1	Modifications hydrauliques	25
3.3.2	L'occupation du sol	26
3.3.3	L'activité agricole	27
II Modélisation intégrée d'un bassin versant		31
4	Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin - Choix conceptuels	33
4.1	La notion de modèle	33
4.2	Classification des modèles	34
4.3	Les différents types de couplages	35
4.4	L'état de l'art	35
4.4.1	Les modèles de bassin	35
4.4.2	Modélisation des transferts d'eau et de nitrates dans le sol et la zone non saturée	36
4.4.3	Modélisation hydrogéologique	39
4.4.4	Modélisation des rivières	39
4.5	Gestion de l'information spatiale	41
4.6	La plate-forme de modélisation CAWAQS	41
4.6.1	Le réseau hydrographique	42
4.6.2	Interface eau-sol-plante et répartition des eaux de surface	42
4.6.3	Transit dans la zone non saturée	42
4.6.4	Les aquifères	43
4.7	Conclusions	43
5	La structure de modélisation : CAWAQS - CAtchment WAter Quality Simulator	45
5.1	Introduction	45
5.2	Structure spatiale de CAWAQS	46
5.2.1	Définition des objets manipulés	46
5.2.2	Gestion des informations spatiales	47
5.3	Les modèles de la chaîne de modélisation	49
5.3.1	Calcul du bilan hydrique - module REPSUR	49
5.3.2	Génération des flux d'azote - modèle STICS	49
5.3.3	Couplage STICS - REPSUR	51
5.3.4	Transfert dans la zone non saturée - module NONSAT	53
5.3.5	Transfert dans la zone saturée - modèle NEWSAM	56
5.3.6	Transfert en rivière - modèle PROSE	58
5.3.7	La biogéochimie en rivière - adaptation du modèle RIVE	63
5.3.8	Echanges colonne d'eau-benthos	64
5.3.9	Echanges surface-souterrain	69
5.4	Couplages temporels	70
5.5	Conclusions	70

III Comportement hydrologique du Grand Morin	73
6 Construction du modèle hydrologique	75
6.1 Introduction - Le contexte	75
6.2 Les données utilisées	75
6.2.1 Les aquifères	76
6.2.2 Les données du modèle de surface	77
6.2.3 La zone non saturée	80
6.2.4 Les cellules de transfert sous-bassin versant - rivière	80
6.3 Les outils d'aide à la construction du modèle	82
6.3.1 Formatage des données d'entrée	82
6.3.2 Construction du modèle souterrain - l'extension AV-XMAILLE	82
6.4 Adaptation de PROSE à la modélisation d'un chevelu hydrographique hétérogène	83
6.4.1 Le contexte - les régimes d'écoulement	83
6.4.2 Stratégie de modélisation	84
6.5 Les conditions limites du modèle	85
6.5.1 Les conditions limites hydrogéologiques	85
6.5.2 Les conditions limites hydrauliques	86
6.6 Les variables de forçage - Les données météorologiques	87
6.7 Conclusions	87
7 Calage et validation de l'hydrologie	89
7.1 Introduction	89
7.2 Les observations	89
7.3 Critères statistiques utilisés	90
7.4 Calage des paramètres	91
7.4.1 Ajustement du modèle de surface - Calage des <i>fonctions production</i> . . .	91
7.4.2 Ajustement du modèle de la zone non-saturée	92
7.4.3 Ajustement du modèle souterrain	93
7.4.4 Ajustement du modèle hydraulique en rivière	94
7.5 Comparaison des observations et des résultats de simulation	94
7.5.1 Etape de calage	94
7.5.2 Etape de validation	98
7.6 Fermeture du bilan du modèle hydrologique	100
7.6.1 Méthode d'évaluation du bilan	100
7.6.2 Les termes du bilan	102
7.6.3 Quantification de la fermeture du bilan	102
7.7 Conclusions sur les étapes de calage-validation	103
8 Synthèse sur le comportement hydrologique du Grand Morin	105
8.1 Bilans hydriques	105
8.1.1 Les termes du bilan	105
8.1.2 Analyse des bilans	105
8.2 Fonctionnement du bassin	108
8.2.1 Bilan hydrogéologique	108
8.2.2 La zone non saturée	109
8.3 Temps de régénération des eaux	110

8.4	Conclusions	112
IV	Transfert des nitrates en aquifère	115
9	Interprétation des données	117
9.1	Problématique	117
9.2	Analyse et validation des bases de données	117
9.2.1	Origine des bases de données	117
9.2.2	Critique des bases de données	118
9.3	Interprétation des données à l'échelle du Grand Morin - Utilisation du krigeage	120
9.3.1	Rappels de géostatistique	120
9.3.2	Hypothèse de représentativité verticale des mesures	121
9.3.3	Détermination du variogramme	122
9.3.4	Estimation des concentrations de nitrate dans les couches	123
9.3.5	Détermination d'un intervalle de confiance	125
9.4	Conclusions	126
10	Modélisation du transfert des nitrates dans les aquifères	127
10.1	Introduction	127
10.2	Estimation des apports de nitrate - Mise en œuvre de STICS	127
10.3	Paramétrisation du transport à l'échelle du bassin	128
10.3.1	Paramétrisation de la zone non saturée	129
10.3.2	Paramétrisation des aquifères	129
10.3.3	Paramétrisation du transport en rivière	129
10.4	Définition des simulations	129
10.5	Validation des résultats de la modélisation déterministe	130
10.5.1	Vérification de CAWAQS - Quantification des erreurs	130
10.5.2	Vérification des flux infiltrés	131
10.5.3	Confrontation des résultats de CAWAQS avec la vision statistique en 1988	132
10.6	Simulation de la contamination des aquifères en 1996	137
10.6.1	Contamination estimée de l'Oligocène en 1996	138
10.6.2	Contamination estimée de l'Eocène en 1996	138
10.7	Bilan d'azote en aquifère	139
10.7.1	Fractionnement des flux d'azote	139
10.7.2	Fonctionnement des aquifères	140
10.8	Conclusions	141
V	Transfert et transformations de l'azote en rivière	143
11	Transferts et transformations dans les cours d'eau : rôle du périphyton	145
11.1	Le contexte	145
11.2	Définition du périphyton	145
11.3	Les campagnes de terrain	146
11.3.1	Echantillonnage de la colonne d'eau	147
11.3.2	Les rejets de STEP	148

11.3.3	Echantillonnage du benthos	150
11.4	Elaboration du schéma conceptuel du périphyton	151
11.5	Description des simulations	152
11.6	Résultats des simulations	154
11.6.1	L'ammonium	154
11.6.2	Les nitrates	156
11.7	Bilan d'azote en rivière	157
11.7.1	Bilans globaux	157
11.7.2	Estimation de l'activité du périphyton	158
11.8	Discussion sur le rôle du périphyton	160
11.8.1	Dénitrification potentielle nocturne	160
11.8.2	Critique du modèle de périphyton	161
11.9	Conclusions	161
12	Quantification de la dénitrification sur l'ensemble du bassin du Grand Morin	163
12.1	Problématique	163
12.2	Résultats du transfert passif en rivière	163
12.2.1	Les concentrations d'étiage	163
12.2.2	Les eaux de ruissellement	166
12.3	Estimation de la dénitrification sur le bassin du Grand Morin	166
12.3.1	Reconstitution des flux observés	166
12.3.2	Quantification de la dénitrification	167
12.3.3	Quantification du processus de nitrification-dénitrification	168
12.4	Conclusions	168
VI	Conclusions générales	171
13	Conclusions générales & perspectives	173
13.1	Problématique des apports diffus agricoles au sein du PIREN SEINE	173
13.2	Bilan des principaux développements méthodologiques	174
13.3	Synthèse des principaux résultats obtenus sur le Grand Morin	175
13.4	Perspectives	177
Annexes		197
A	Le modèle biogéochimique de PROSE - RIVE	197
A.1	Notations utilisées	197
A.2	Organisation de l'annexe	199
A.3	Les producteurs primaires	199
A.3.1	Synthèse des produits de réserve	200
A.3.2	La croissance	200
A.3.3	Catabolyse de produits de réserve et respiration	200
A.3.4	La mortalité	201
A.4	Les bactéries hétérotrophes et la matière organique	201

A.4.1	La matière organique particulaire	201
A.4.2	La matière organique dissoute	201
A.4.3	Les substrats directs et la croissance des bactéries hétérotrophes.	201
A.5	Les bactéries nitrifiantes	202
A.6	L'ammoniaque	202
A.7	Les nitrates	202
A.8	Le phosphore	202
A.9	L'oxygène	203
A.10	Présentation tabulaire de RIVE	203
B	Evolution des chroniques de débit en fonction du pas de temps de calcul	207
C	Rappels de géostatistique	215
C.1	introduction	215
C.2	Notions statistiques	215
C.3	Variables régionalisées	216
C.4	Fonctions aléatoires	216
C.5	Variogramme	217
C.5.1	Variogramme expérimental	217
C.5.2	Modèles de variogrammes	217
C.5.3	Cas stationnaire	218
C.5.4	Pratique de l'analyse structurale	218
C.5.5	Interprétation physique	219
C.6	Estimation locale	220
C.6.1	Etapes du krigeage	220
C.6.2	Quelques propriétés	221
C.7	Quantification de l'incertitude locale	221
D	Estimation statistique des teneurs en azote de l'Eocène (1977 - 1988)	223
E	Biogeochemical modelling at the river scale : plankton and periphyton dynamics. (Grand Morin case study, France)	227
E.1	Material and method	229
E.1.1	Site description	229
E.1.2	Sampling	229
E.1.3	Model description	230
E.1.4	Simulations	233
E.2	Results	236
E.2.1	Periphytic experimental data	236
E.2.2	Simulation of primary producers	236
E.2.3	Dissolved organic matter	237
E.2.4	Nutrients	237
E.3	Discussion	238
E.3.1	Periphytic carbon storage	238
E.3.2	Exportation of carbon	239
E.3.3	DOM dynamic	241

Table des figures

2.1	Bilan des apports, du transport et de la rétention d'azote dans le réseau hydrographique de la Seine.	10
2.2	Cycle de l'azote dans le sol	11
2.3	Evolution de la teneur en nitrates dans des aquifères tertiaires et secondaires.	13
2.4	Profils de nitrates en aquifères.	16
2.5	Pourcentage de dénitrification riparienne en fonction de la SAU drainée.	17
3.1	Le Grand Morin dans son contexte géologique	20
3.2	Coupe géologique simplifiée est-ouest du bassin du Grand Morin.	21
3.3	Variabilité spatiale des pentes moyennes des ordres de Strahler	25
3.4	Vue tridimensionnelle du MNT du domaine modélisé.	26
3.5	Classes de superficies drainées dans le bassin versant du Grand Morin, exprimées en pourcentages (RGA 1988)	29
5.1	Structure hydrologique de CAWAQS	47
5.2	Représentativité des flux calculés sur un <i>bassin élémentaire</i> ou une <i>cellule production</i>	48
5.3	Schématisation d'une <i>fonction production</i>	50
5.4	Organisation générale du modèle agronomique STICS.	51
5.5	Schématisation de la procédure de régionalisation de STICS.	52
5.6	Prise en compte de la SAU sur une <i>cellule production</i>	53
5.7	a) Principe du modèle à réservoirs en cascade de Nash. b) Capacité de stockage et effet piston au sein d'un réservoir.	54
5.8	Schéma conceptuel simplifié de PROSE.	58
5.9	Schématisation d'un cours d'eau. Notions et notations adoptées.	60
5.10	Variables associées à une section mouillée de cours d'eau.	61
5.11	Schéma conceptuel simplifié de RIVE.	64
5.12	Pertes du périphyton en régime permanent.	67
5.13	Caractérisation de l'arrachage à partir de l'hydrogramme de crue	68
5.14	Loi d'arrachage déterminée sur le Grand Morin.	69
5.15	Relations nappes-rivières	69
5.16	Représentation simplifiée de CAWAQS.	71
6.1	Maillages de a) l'Oligocène et b) de l'Eocène	76
6.2	Représentation tridimensionnelle des aquifères modélisés.	78
6.3	Cartographie des <i>cellules production</i>	79
6.4	Maillage irrégulier de surface	81
6.5	Modélisation des <i>brins</i> du Grand Morin.	85

6.6	Visualisation des conditions limites	86
7.1	Localisation des points d'observation : piézomètres et station de jaugeage du débit.	90
7.2	Paramètres de l'Eocène : transmissivités, emmagasinevements, drainances verticales.	93
7.3	Comparaison des débits simulés et observés : calage et validation.	95
7.4	Comparaison des piézométries simulées et observées : calage et validation.	96
7.5	Définition des zones de calcul du bilan.	101
7.6	Quantification des erreurs du module hydrologique	102
7.7	Erreur relative calculée sur les cumuls.	103
7.8	Comparaison des simulations, effectuées avec MODCOU et CAWAQS, avec les observations du débit à Pommeuse.	104
8.1	Fractionnement moyen de la pluie, période 1971-2001	106
8.2	Répartition annuelle du bilan d'eau	106
8.3	Evolution temporelle des répartitions, en pourcentage d'eau disponible, de l'infiltration et du ruissellement de surface.	107
8.4	Fonctionnement hydrologique moyen des aquifères	108
8.5	Contributions respectives, en %, de l'Oligocène et de l'Eocène à l'alimentation des rivières.	109
8.6	Piézométries moyennes de l'Oligocène et de l'Eocène.	110
8.7	Epaisseur moyenne simulée, sur la période 1971-2001, de la zone non saturée.	111
8.8	Impact de la zone non saturée sur le bilan d'eau.	111
8.9	Temps de régénération des aquifères en années	112
8.10	Taux de dilution de l'Eocène après 30, 60, 90 et 120 ans d'apports à concentration nulle	113
9.1	Points d'échantillonnage des nitrates en aquifère.	119
9.2	Exemple de détection d'une erreur de mesure à l'aide du nuage de corrélation.	119
9.3	Exemple de détection d'une erreur à courte distance, grâce à la nuée variographique.	120
9.4	Positionnement vertical des points de prélèvement dans l'Eocène.	121
9.5	Détermination du variogramme expérimental moyen pour l'Eocène.	123
9.6	Concentrations en nitrate dans l'Eocène évaluées par krigeage pour 1977 et 1988.	124
9.7	Visualisation de l'anamorphose.	126
10.1	Erreur cumulée en % du bilan de matière de CAWAQS sur la période 1977-1996	130
10.2	Flux moyen de nitrates infiltrés en $\text{kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$	131
10.3	Confrontation de la vision géostatistique avec la modélisation mécaniste dans l'Eocène en 1988.	133
10.4	Cartographie des écarts entre CAWAQS et la valeur la plus probable estimée par krigeage pour l'Eocène en 1988.	134
10.5	Écarts, aux points de contrôle, entre CAWAQS et le krigeage pour l'Eocène en 1988.	135
10.6	Simulation des teneurs en nitrates de l'Oligocène en 1988.	136
10.7	Teneurs en nitrates observées en rivière à la station CEMAGREF de Mélarchez.	137
10.8	Evolution simulée de la contamination de l'Oligocène entre 1988 et 1996.	138
10.9	Evolution simulée de la contamination de l'Eocène entre 1988 et 1996.	139
10.10	Bilan d'azote sur l'ensemble du domaine pour la période 1977-1996.	140
10.11	Comportement moyen de l'Oligocène et de l'Eocène, sur la période 1977-1996.	142

11.1	Carte des ouvrages hydrauliques, STEP et points de prélèvements des 40 km aval du Grand Morin.	146
11.2	Périphyton prélevé à Pommeuse.	147
11.3	Hydrogramme à Pommeuse et dates d'échantillonnage.	147
11.4	Profils en long d'ammonium simulés confrontés aux observations.	155
11.5	Profils en long type de nitrate simulés confrontés aux observations.	156
11.6	Bilan moyen d'azote à l'échelle des 40 km étudiés.	157
11.7	Bilan moyen de nitrate à l'échelle des 40 km étudiés.	158
11.8	Distribution longitudinale des hauteurs d'eau à l'étiage.	159
11.9	Bilan moyen de nitrate à l'échelle de 20 km.	159
12.1	Débit et concentrations simulées et observées à La Lavanderie.	164
12.2	Concentrations simulées et observées à Meilleray.	164
12.3	Concentrations simulées et observées à Pommeuse.	165
12.4	Concentrations simulées et observées à Villiers.	165
12.5	Flux cumulés simulés et observés aux quatre stations de mesure en tN.	167
12.6	Flux d'azote moyens sur le Grand Morin en tN.an ⁻¹	169
13.1	Tableau synoptique des simulations réalisées sur le Grand Morin.	175
B.1	Chroniques de débits à Montry	208
B.2	Chroniques de débits à Pommeuse	209
B.3	Chroniques de débits à Meilleray	210
B.4	Chroniques de débits à La Lavanderie	211
B.5	Chroniques de débits au Theil	212
B.6	Chroniques de débits à Mélarchez	213
C.1	Exemples de modèles de variogramme courants. C : palier ; a : portée.	218
C.2	Nuée variographique et variogramme expérimental de la concentration en nitrates de l'Eocène pour l'année 1988.	219
D.1	Concentrations en nitrates krigées 1977-1982.	224
D.2	Concentrations en nitrates krigées 1983-1988.	225
E.1	The modeled reach of the Grand Morin. Hydraulics works, WWTP and sampling points are represented.	229
E.2	Hydrogram during modelling period.	230
E.3	a) Simplified scheme of the PROSE model. b) Simplified scheme of the RIVE model.	231
E.4	Scouring law deduced from Grand Morin hydrograms analysis.	235
E.5	Chl <i>a</i> in the water column.	238
E.6	Upstream-downstream profiles of periphytic primary producers.	239
E.7	DOM in the water column.	240
E.8	Upstream-downstream profiles of ammonium in the water column.	241
E.9	Temporal evolution of total periphytic carbon in the whole modeled stretch.	242
E.10	Carbon balances inside the water column of the whole modeled stretch. a) during permanent flow (day 63 : July 3 rd) and b) during a flood event (day 67 : July 7 th).	243
E.11	Temporal evolution of the net carbon exportation of the modeled stretch.	244
E.12	Temporal evolution of carbon balances for the modeled stretch.	244

Liste des tableaux

2.1	Apports d'azote moyens sur 16 bassins nord-américains.	9
3.1	Cadre lithostratigraphique du bassin de Paris	22
3.2	Evolution des pourcentages des principales cultures sur la SAU du Grand Morin	27
3.3	Répartition des communes du Grand Morin selon le pourcentage de la superficie drainée lors des RGA 1979, 1988 et 2000	28
4.1	Modèles de qualité d'eau à l'échelle du bassin versant	37
4.2	Modèles de qualité d'eau du sol, échelle de la parcelle agricole au bassin versant	38
4.3	Modèles hydrogéologiques	38
4.4	Modèles de qualité d'eau en rivière	40
5.1	Notations utilisées pour l'hydraulique de PROSE	59
5.2	Notations utilisées pour les échanges.	65
6.1	Définition des <i>fonctions production</i>	79
6.2	Occupation par les <i>fonctions production</i> des bassins versants contributifs aux stations hydrographiques.	80
6.3	Profondeur moyenne d'une section en fonction de son ordre de Strahler.	80
7.1	Caractéristiques des stations hydrographiques	90
7.2	Paramètres des <i>fonctions production</i>	92
7.3	Paramètres des types de zones non saturées	92
7.4	Coefficient de Strickler d'un bief fonction de son ordre de Strahler.	94
7.5	Résultats du calage. J : journalier ; D : décadaire ; M : mensuel.	97
7.6	Résultats de validation aux stations de contrôle 1996-2001.	100
7.7	Définition des termes du bilan hydrologique	101
8.1	Définition des termes du bilan hydrique	105
9.1	Sélection des points de prélèvement des nitrates en aquifère.	118
9.2	Caractérisation statistique des teneurs en nitrate de l'Eocène par année.	122
9.3	Caractérisation statistique des teneurs en nitrate de l'Oligocène par année.	125
11.1	Synthèse des campagnes d'échantillonnage de la colonne d'eau.	148
11.2	Flux mesurés en sortie de station d'épuration et utilisés par le modèle.	149
11.3	Flux spécifiques moyens estimés à partir des mesures, exprimés par e.h. et par jour.	149
11.4	Données expérimentales de Périphyton (juillet-août 2001).	151

11.5	Description des simulations du périphyton.	152
11.6	Paramètres de la relation photosynthèse-irradiance des producteurs primaires . . .	153
11.7	Paramètres des activités bactériennes	153
11.8	Comparaison des taux de dénitrification du périphyton du Grand Morin avec les intervalles de variations tirés de Birgand (2000).	160
12.1	Synthèse des taux de dénitrification moyens du 1 ^{er} mai 1991 au 5 avril 1996. . . .	168
13.1	Synthèse des résultats moyens caractérisant le bassin du Grand Morin	176
A.2	Résumé des processus biologiques représentés par PROSE.	204
A.3	Processus biologiques concernant les organismes vivants.	204
A.4	Processus biologiques concernant la matière organique.	205
A.5	Processus biogéochimiques concernant les nutriments et l'oxygène.	205
E.1	Description of the simulations.	233
E.2	Primary producers parameters.	234
E.3	Bacteria activity parameters	234
E.4	Experimental periphytic values (July-August 2001).	236
E.5	Average of water column samples.	237

Première partie

Problématiques de la thèse -
Le contexte

Chapitre 1

Introduction

1.1 Hydrosystème et anthropisation

Vue du cosmos, la Terre apparaît comme la planète bleue. Cependant, l'eau douce ne représente que 3 % des ressources disponibles en eau (de Marsily, 1995). De plus, une partie importante de ce stock est difficile d'accès car elle est constituée de réserves très profondes et de glace. Au total, moins de 1 % des réserves planétaires est à la disposition de l'humanité. Outre une très mauvaise répartition des stocks, la croissance démographique et l'expansion économique font peser de lourdes menaces sur la quantité et la qualité de l'eau.

L'analyse d'un hydrosystème s'appuie sur deux aspects, l'un quantitatif (gestion des stocks d'eau disponibles) et l'autre qualitatif (pollutions de la ressource). Chacun de ces deux aspects est influencé par deux composantes : naturelle (le contexte) et anthropique (perturbation du contexte par les activités humaines). La compréhension du fonctionnement de l'hydrosystème peut aussi se décliner en plusieurs problématiques liées à ces deux composantes. La première consiste en la compréhension du fonctionnement physique du milieu aussi bien en termes de quantité disponible (prévision des cycles hydrologiques, genèse des précipitations,..) que de mobilité dans le milieu terrestre (hydraulique, hydrogéologie, écoulement dans la zone non saturée du sol, échanges sol-atmosphère, ruissellement de surface, écoulements karstiques, en milieu fissuré). La composante anthropique revêt de multiples visages qui définissent la gestion de l'eau, une fois le cadre naturel établi. Ces contraintes sont à la fois techniques (impacts des constructions humaines sur le milieu), économiques (contraintes exercées sur le milieu par les activités économiques aussi bien en terme de prélèvements que de rejets toxiques) et sociales (politique de gestion de l'eau, influence des politiques, vision de l'eau par les riverains). Les deux composantes fondamentales de l'hydrosystème ne sont pas complètement indépendantes. C'est ainsi que l'activité humaine est suspectée d'avoir une influence sur le cycle hydrologique (émission de gaz à effet de serre, réchauffement climatique). Quant à la nature, elle influence les comportements humains par le biais des catastrophes naturelles. Les mesures prises par l'Homme en vue de lutter contre ces catastrophes naturelles peuvent alors avoir un impact sur la qualité de l'eau et sur la biodiversité des milieux (construction de barrages écrêteurs de crue, de digues pour protéger les villes des inondations, etc.)

Tous ces aspects sont intimement liés, en termes de gestion du milieu naturel, à de grandes orientations sociales, économiques et politiques. L'analyse des problèmes liés à l'eau passe dorénavant par une vision globale de l'hydrosystème. Cette vision globale se traduit, par exemple en Europe, par la directive cadre européenne sur l'eau (EU, 2001), qui impose aux

états membre d'atteindre un "bon état écologique" d'ici à 2015, à la fois pour les eaux de surface et souterraines. Un des grands enjeux actuels est la maîtrise des pollutions diffuses. L'estimation des sources de pollutions ainsi que la compréhension des voies de transfert dans le milieu récepteur sont au cœur de cet enjeu. Concernant la problématique plus spécifique de la contamination nitratée, la quantification des apports en fertilisants ainsi que leur transfert dans les aquifères sont des pré-requis indispensables pour comprendre l'évolution des eaux de surface. En effet, à l'étiage, la pollution des aquifères va déterminer la pollution de base dans les rivières. Il est donc indispensable d'avoir une analyse du problème prenant en compte à la fois le domaine souterrain et celui de surface, souvent déconnectés en terme d'analyse de l'hydrosystème. Avant d'aller plus loin, nous allons brièvement faire un état des lieux des pollutions des aquifères en nitrates.

1.2 Etat des contaminations azotées

L'excès d'azote et de phosphore dans les cours d'eau favorise la croissance des plantes et la croissance alguale. On parle alors de cours d'eau eutrophes. Des bloom alguaux apparaissent aussi bien en rivière qu'en milieu côtier (Garnier et al., 1995; Garnier et al., 1998). Ces perturbations de l'écosystème peuvent aussi engendrer de fortes mortalités piscicoles (Boët et al., 1999). En ce qui concerne la production d'eau potable, ces perturbations augmentent les coûts de traitement de l'eau. La norme de potabilité européenne fixe à $11,3 \text{ mgN.l}^{-1}$ ($50 \text{ mgNO}_3.\text{L}^{-1}$) la teneur maximale en nitrates. Aux Etats-Unis, le taux de contamination maximal des eaux potables en nitrates est fixé à 10 mgN.L^{-1} .

La norme de potabilité européenne est dépassée par beaucoup d'eaux souterraines, et particulièrement dans les régions d'agriculture intensive (Spalding et Exner, 1993). Dans ces régions, les concentrations en nitrate dans les aquifères sont en constante augmentation depuis le milieu du XX^e siècle. Spalding et Exner (1993) indiquent, qu'en France, plus de 20 % de la population boit de l'eau excédant la limite de $11,3 \text{ mgN.L}^{-1}$. En Bretagne, 80 % des eaux de surface présentent des teneurs en nitrates excédant la norme de potabilité européenne (Molénat et Gascuel-Oudou, 2002).

Afin de comprendre les causes de tels niveaux de pollution, il est indispensable de percevoir le cycle de l'azote dans son ensemble. Les nitrates étant très réactifs dans le milieu naturel, il ne suffit pas de déterminer les apports pour interpréter des niveaux de pollutions donnés. De nombreuses études réalisées à l'échelle de réseaux hydrographiques (Billen et Garnier, 1999; Howarth et al., 1996; Van Breemen et al., 2002; Seitzinger et al., 2002) ont montré qu'une part significative de l'azote exporté des sols du bassin est éliminée lors de son cheminement dans le bassin versant. Par exemple, les bilans d'azote effectués par Boyer et al. (2002) sur seize bassins versants du nord-est des Etats-Unis, d'une surface totale de $250\,000 \text{ km}^2$, indiquent que seulement 25 % des apports en azote sont exportés par les rivières vers l'océan ; les 75 % restant sont stockés ou éliminés dans le bassin. Cette répartition de l'azote entre stockage/dégradation et export a également été estimée par Howarth et al. (1996) sur sept bassins de tailles très variables¹. Pour ces sept bassins, le taux d'exportation des apports d'azote vers l'océan varie entre 7 et 45 %. Sebilo (2003) indique que, sur le bassin de la Seine, en 1991, 50 % des apports azotés ont été exportés vers la mer. Un enjeu majeur est donc de comprendre et de quantifier le rôle des différents sous systèmes du bassin dans ces mécanismes de transfert et de dégradation des nitrates. Pour les seize bassins étudiés par Boyer et al. (2002), Van

¹De 275 à 65000 km^2 .

Breemen et al. (2002) ont estimés que 3, 36.6, 3.1, 11.6 et 21 % des apports totaux en nitrates étaient éliminés respectivement par volatilisation, dénitrification dans les sols, en STEP², en rivière, et par exportation par les rivières. Pour comprendre le devenir des nitrates dans l'environnement, il convient donc de prendre en compte tous ces processus. Les moyens à mettre en œuvre pour arriver à une telle compréhension sont importants. Cela implique, d'une part de comprendre les processus, et d'autre part les voies de transfert des masses d'eau contaminées. Une démarche expérimentale permet de comprendre les processus et la modélisation permet de faire la synthèse de ces acquis en les extrapolant à des échelles spatiales plus grandes. C'est dans cette démarche que s'inscrit le PIREN SEINE.

1.3 Le PIREN SEINE

1.3.1 Présentation générale

Afin de mieux comprendre les différents processus déterminant la qualité de l'eau sur un grand bassin, un ensemble de chercheurs de différents horizons (CNRS, INRA, CEMAGREF, Universités et Grandes Ecoles) se sont réunis pour développer une recherche interdisciplinaire au sein du programme de recherche PIREN SEINE (<http://www.sisyphes.jussieu.fr/internet/piren/>).

L'objectif du PIREN SEINE est de développer, à partir de mesures de terrain et de modélisations, une vision d'ensemble du fonctionnement du système formé par le réseau hydrographique de la Seine, son bassin versant et la société humaine qui l'investit (Meybeck et al., 1998). Le bassin de la Seine, 12 % du territoire national, subit une forte pression anthropique, puisqu'il supporte le quart de la population de la France, un tiers de sa production agricole et industrielle, et plus de la moitié de son trafic fluvial.

Le fonctionnement écologique de l'ensemble du système fluvial et sa modélisation, depuis les bactéries jusqu'aux poissons, sont basés sur l'étude fine des processus physiques, chimiques et biologiques des milieux. Les modèles, développés par le PIREN SEINE, simulent les variations écologiques et biochimiques de l'hydrosystème sur plusieurs échelles spatio-temporelles, depuis les rejets de temps de pluie ou de stations d'épuration parcourant quelques kilomètres en quelques heures, jusqu'à l'ensemble du bassin versant avec ses variations saisonnières.

Les modèles mathématiques ont, dès le départ, été intégrés dans la démarche scientifique et ont été largement utilisés. La modélisation a pour but principal de permettre une vision objective du système en termes quantitatifs et qualitatifs. Il s'agit donc d'une approche intégratrice qui permet :

- en interaction avec des actions de terrain et des expériences menées en laboratoire, d'appréhender les limites du savoir et d'éclaircir petit à petit les zones d'ombre par une synergie forte entre modèles de connaissance et sciences du vivant ;
- par le biais d'approches simplificatrices, de pouvoir gérer l'hydrosystème d'un point de vue quantitatif (ressources en eau), qualitatif (traitement des pollutions), voire économique (développements récents de modules socio-économiques dans les modèles).

1.3.2 La problématique des apports diffus

Historiquement, le PIREN SEINE a focalisé ses efforts en premier lieu sur les grands axes du bassin parisien : Seine, Marne, Oise. A cet effet, les apports ponctuels comme les rejets

²Stations d'épuration.

de STEP ou les RUTP³ ont été abondamment étudiés. L'eutrophisation à l'échelle du bassin a aussi été étudiée à l'aide de RIVERSTRAHLER (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995), mais en ne considérant que le phytoplancton, dont l'influence est prépondérante à l'aval.

Au cours de la dernière phase du PIREN SEINE, les cours d'eau des parties amont du bassin versant ont fait l'objet d'une attention particulière. Les travaux réalisés constituent une première étape dans la compréhension du fonctionnement écologique des têtes de bassin (jusqu'à l'ordre 5), lesquelles couvrent, par exemple, plus de 70% de la surface totale du bassin versant de la Seine (Garnier et Billen, 1993). Dans ces secteurs amont, les pollutions sont principalement diffuses : agricole, élevage, rejets domestiques non raccordés, etc. La résultante du transfert et de la transformation de ces pollutions dans l'ensemble du chevelu hydrographique détermine la qualité de l'eau en amont des grandes agglomérations. Ces petits ordres jouent donc un rôle très important dans le transfert et la transformation des pollutions à l'échelle du bassin versant. Le Grand Morin, affluent de la Marne, a été choisi comme site atelier afin de mieux comprendre les problématiques liées aux petits bassins versants. Suite à de nombreuses campagnes expérimentales (Ferry, 1996; ISMAP, 1997; Flipo, 2001; Poulin et al., 2002) qui ont permis d'améliorer nos connaissances du fonctionnement des cours d'eau à faible hauteur d'eau (Flipo et al., 2004), il est aujourd'hui envisagé d'analyser précisément l'impact des pollutions diffuses sur le cours d'eau, et notamment les pollutions azotées d'origine agricole. La réalisation de ce projet nécessite d'appréhender le transport de l'azote dans les aquifères et rivières. Les processus biogéochimiques de transformation de l'azote doivent être pris en compte.

1.3.3 Positionnement du travail de thèse

A l'échelle du bassin de la Marne⁴, une modélisation couplée des transferts d'azote dans le système aquifère a été réalisée à l'aide des modèles STICS de l'INRA (Brisson et al., 1998) et MODCOU de l'ENSMP (Gomez, 2002; Gomez et al., 2003). Cette modélisation a été récemment étendue à l'ensemble du bassin de la Seine pour étudier l'impact du changement climatique sur l'hydrosystème (Baubion, 2004; Ducharne et al., 2004).

Dans la modélisation couplée de Gomez (2002), les transferts d'azote sont totalement passifs, excepté dans le compartiment sol. Sebilo (2003) a étudié, à l'aide d'une approche isotopique, la capacité dénitrifiante des zones ripariennes du bassin de la Seine. Sebilo (2003) a ensuite entrepris d'estimer la dénitrification sur le bassin versant du Grand Morin, sur la base i) des concentrations en azote infiltré estimées par (Gomez, 2002), ii) d'une estimation de la dénitrification benthique à l'aide du logiciel RIVERSTRAHLER, iii) des analyses en teneurs isotopiques iv) d'une représentation simplifiée des flux d'eau. Il est ressorti que la compréhension du devenir des nitrates nécessitait de quantifier finement les flux d'eau et de nitrates à l'échelle d'un petit bassin versant.

La thèse, dont l'objectif est de caractériser finement les flux d'azote à l'échelle du Grand Morin, s'inscrit dans la continuité directe des travaux de Gomez (2002), et de (Sebilo, 2003). Le travail de thèse a consisté à appliquer l'approche couplée de Gomez (2002) à un domaine plus restreint afin d'estimer, à une échelle plus fine, l'impact des pollutions diffuses azotées sur la ressource en eau, et notamment sur les aquifères. A cette approche "souterraine" a été couplée une approche "surface" visant à prendre en compte l'effet d'un compartiment biologique, le périphyton, primordial pour les cours d'eau à faible hauteur d'eau.

³Rejets urbains de temps de pluie.

⁴De l'ordre de $\frac{1}{5}$ du bassin de la Seine.

Pour répondre à cet objectif, le bassin du Grand Morin a été choisi comme site d'application. Le Grand Morin est un site privilégié en terme de suivis des flux d'eau et de matière. En effet, le CEMAGREF a instrumenté une grande partie du bassin de l'Orgeval, affluent du Grand Morin. Certains sites expérimentaux y sont suivis depuis le début des années 60. Par ailleurs, la station hydrographique de Pommeuse est une station de référence de la DIREN pour l'annonce de crues. De plus le PIREN SEINE y a réalisé des campagnes d'échantillonnage des eaux de surface concernant l'azote, le phosphore, le carbone, et, plus récemment, le périphyton, les polluants organiques persistants, ainsi que les métaux. Enfin, le bassin du Grand Morin constitue, à moyenne échelle, un espace représentatif de l'exploitation agricole du bassin de la Marne. Les zones rurales représentent 73% de la surface du bassin.

Pour analyser finement les transferts d'azote à l'échelle du bassin, il a été décidé de construire les bases d'une modélisation apte à représenter à la fois les flux hydriques, déterminants primordiaux de tous les processus, ainsi que les cycles biogéochimiques des composants essentiels de l'hydrosystème : carbone, azote, phosphore, voire silice. Nous avons suivi la démarche traditionnelle du PIREN SEINE, liant expérimental et modélisation. La construction de l'outil de modélisation met en jeu plusieurs problématiques :

- représenter les flux hydriques sous leurs différentes formes et dans les différentes composantes du système : pluie, prélèvement par la végétation, évaporation, ruissellement de surface et de subsurface, infiltration, écoulements dans la zone non saturée du sol, dans la zone saturée, et en rivière ;
- modéliser les transferts de matière dans les différentes composantes du système ;
- modéliser le cycle de cette matière par le biais de transformations chimiques et biologiques.

1.4 Structure du mémoire

Plus concrètement, les points suivants ont été traités dans ce travail de thèse :

1. revue bibliographique sur la dégradation de l'azote dans le milieu naturel. Cette synthèse bibliographique fait l'objet du chapitre 2.
2. bilan synthétique des connaissances sur le Grand Morin (chapitre 3).
3. construction d'un modèle discrétisé à base physique du bassin versant, aussi bien du point de vue de la surface que des aquifères. La conceptualisation de cette modélisation fait l'objet de la partie II ;
4. couplage entre le modèle d'écoulement monodimensionnel PROSE avec le modèle pseudo-tridimensionnel d'écoulements en aquifère NEWSAM. Cette partie comprend aussi l'adaptation des modules d'écoulements de surface de MODCOU au sein de la structure de modélisation issue de ce travail : CAWAQS (CAtchment WAter Quality Simulator). Afin de pouvoir modéliser l'ensemble du réseau hydrographique du Grand Morin, le module décrivant le comportement hydrodynamique des cours d'eau a dû être adapté à la gestion de différents types d'écoulements. Ces développements font l'objet de la partie III ;
5. développement d'une approche conjointe géostatistique et de modélisation physique afin d'obtenir une interprétation des concentrations en nitrate, ainsi que de l'évolution spatio-temporelle de ces concentrations au sein du bassin du Grand Morin. Le modèle agronomique STICS a été mis en œuvre pour déterminer les flux d'azote infiltrés à la base de la zone racinaire. Ces développements font l'objet de la partie IV ;

6. détermination du flux de dénitrification à l'échelle du bassin (partie V). Ce travail a occasionné le développement d'un module de représentation des processus benthiques en rivière. En terme de qualité d'eau, ces processus sont prédominants par rapport à ceux de la colonne d'eau pour des cours d'eau à faible hauteur d'eau (inférieure à 1.5 - 2 m). Ces développements font l'objet du chapitre 11. Finalement une synthèse de la compréhension du transfert des nitrates sur le bassin du Grand Morin est présentée au chapitre 12.

Tout ce travail s'accompagne d'un effort de structuration de l'information spatialisée. Pour ce faire, les Systèmes d'Information Géographique (SIG) ont été utilisés. De plus, des algorithmes spécifiques ont été développés (section 6.3 p.82) afin de :

- Construire automatiquement des maillages souterrains cohérents du point de vue des modèles (Théry et Flipo, 2004).
- Assurer la traduction de l'information géographique en données exploitables par la plateforme de modélisation CAWAQS.

Chapitre 2

Dynamique de l'azote dans le milieu naturel

Ce chapitre a pour but de présenter l'état des connaissances sur la dynamique de l'azote dans le milieu naturel. Les différents modèles appliqués à cette problématique sont présentés au chapitre 4 (p.33).

Tout d'abord, nous faisons le point sur les sources d'azote à l'échelle du bassin versant, puis une synthèse bibliographique sur la contribution des différentes zones du bassin (zone racinaire, zone non saturée, aquifères, zones ripariennes, rivières) à l'élimination et à la transformation de l'azote est présentée.

2.1 Les apports en nitrates

Comme l'indique le Tableau 2.1, les apports en nitrates sont de plusieurs types (Boyer et al., 2002; Van Breemen et al., 2002). La part relative des apports est extrêmement variable. Sur les seize bassins versants étudiés par (Boyer et al., 2002), les apports représentent, en moyenne, $3\,088 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$, pour une exportation moyenne de $718 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$.

Type d'apports	Quantité moyenne	Quantité en forêt	Quantité sur la SAU ¹
Retombées atmosphérique	959	959	959
Fertilisation	474	×	2504
Fixation par les plantes	907	242	3727
Importation de nourriture	748	×	3979

TAB. 2.1: Apports d'azote moyens ($\text{kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$) sur 16 bassins nord-américains d'une superficie totale de $250\,000 \text{ km}^2$. D'après Boyer et al. (2002) et Van Breemen et al. (2002).

La Figure 2.1, tirée de (Billen et Garnier, 1999), dresse un bilan des flux d'azote sur le bassin de la Seine ($75\,000 \text{ km}^2$) pour une année sèche, 1991, et une année humide, 1994. On retiendra la part des apports d'engrais ($570\,000 \text{ tN.an}^{-1}$), du prélèvement par les plantes et de leur récolte ($560\,000 \text{ tN.an}^{-1}$), de l'infiltration à la base de la zone racinaire ($135\,000$ - $215\,000 \text{ tN.an}^{-1}$), des dénitrifications cumulées dans les zones ripariennes et dans les rivières ($65\,000$ - $96\,000 \text{ tN.an}^{-1}$), ainsi que de l'export à la mer ($70\,000$ - $110\,000 \text{ tN.an}^{-1}$).

Wriedt (2004) s'est intéressé aux flux d'azote sur un petit bassin agricole allemand de 25 km^2 . Les apports y sont relativement élevés par rapport à ceux indiqués par Boyer et al. (2002).

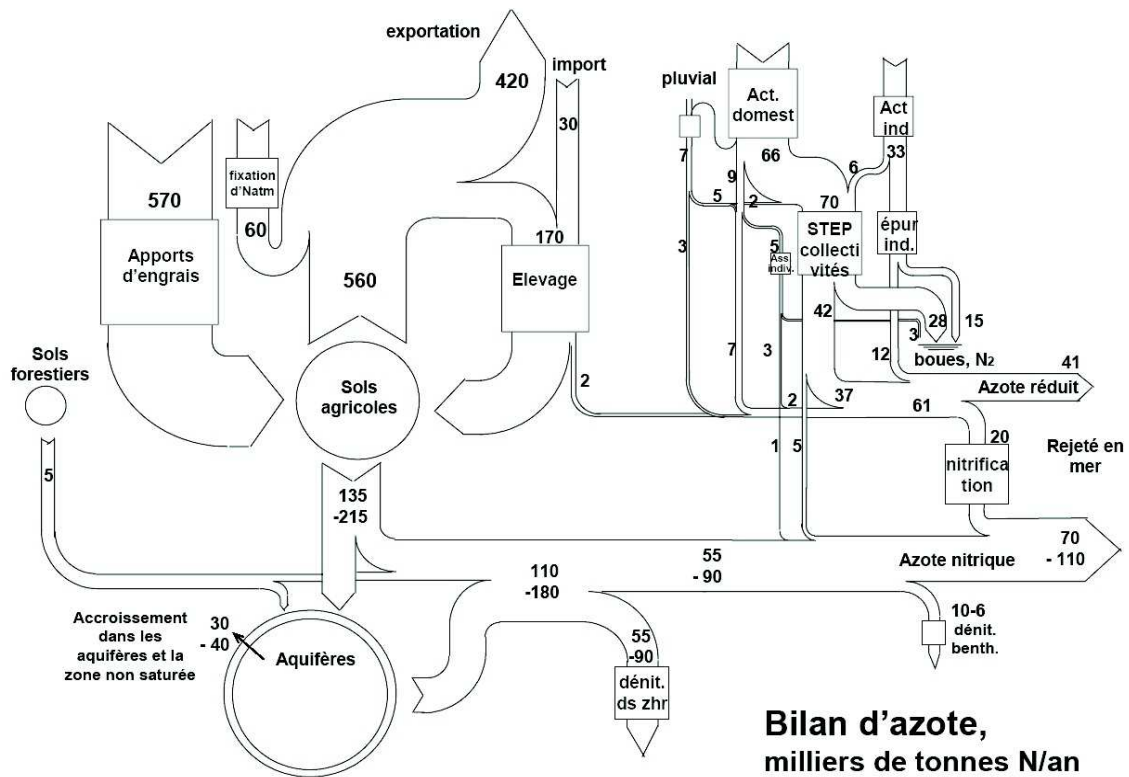


FIG. 2.1: Bilan des apports, du transport et de la rétention d'azote dans le réseau hydrographique de la Seine pour une année sèche (1991) et une année humide (1994). (d'après Billen et Garnier 1999).

Les apports en azote sont chiffrés à environ $16\,500\text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour l'azote organique et à $7\,500\text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour l'azote minéral. La percolation vers les aquifères atteint, en 12 ans, un maximum de $4\,000\text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$, avec une moyenne de l'ordre de $2\,000\text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Ce bassin est particulièrement contaminé, puisque des concentrations de 139 mg.L^{-1} ont été observées. L'infiltration moyenne ramenée au bassin de la Seine serait de $150\,000\text{ tN.an}^{-1}$, ce qui correspond aux fourchettes indiquées par Billen et Garnier (1999). Par contre les apports en fertilisants de Wriedt (2004) sont sensiblement plus importants.

2.2 La zone racinaire

La figure 2.2 représente le cycle de l'azote dans un sol cultivé. Les principales sources d'azote sont les suivantes (Wriedt, 2004) :

- les fertilisants agricoles organiques ou minéraux ;
- le recyclage de la matière organique par minéralisation ;
- la fixation de l'azote atmosphérique par des bactéries et des champignons ;
- les dépôts atmosphériques.

Les différents apports entrent dans le sol sous forme de matière organique (N organique), d'ammonium et de nitrate. La minéralisation de la matière organique, la nitrification et la dénitrification sont les processus qui contrôlent le transfert de l'azote entre ces différentes formes.

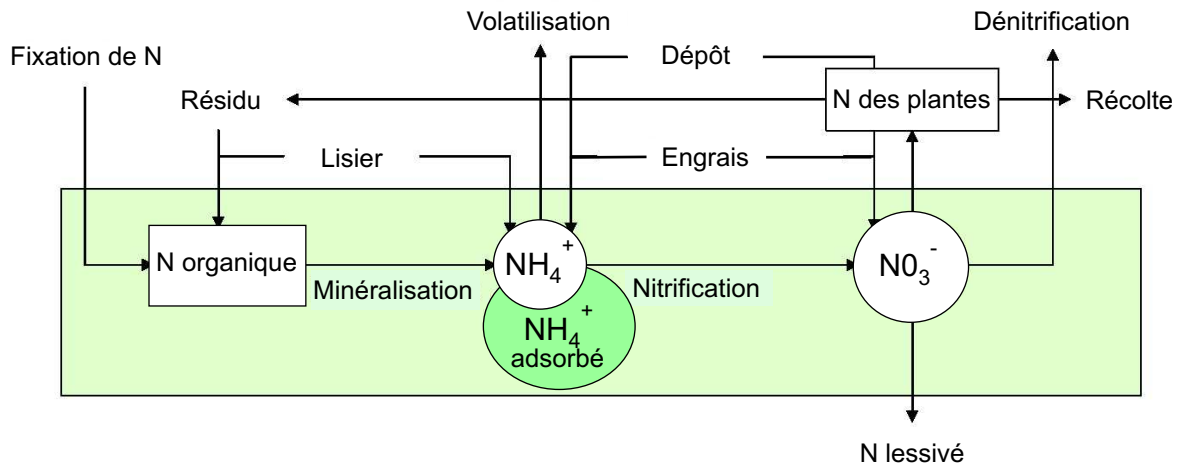


FIG. 2.2: Cycle de l'azote dans le sol

En ce qui concerne le sol, les pertes d'azote sont le prélèvement par les plantes, la percolation des nitrates vers les horizons géologiques sous jaccents, et la dénitrification (transformation des nitrates en azote gazeux N_2).

La zone racinaire élimine une part importante des apports azotés. Wriedt (2004) donne des constantes de dénitrification dans la zone racinaire variant entre 0.0001 et 0.004 j^{-1} pondérées par des fonctions de la température et de la teneur en eau. Appliquées à un bassin de 25 km^2 , ces constantes correspondent à des taux de dénitrification variant entre $100 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ et $3\,600 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour l'ensemble de la zone racinaire et de la zone non saturée.

Duwig et al. (2003) indiquent des taux de dénitrification pouvant atteindre 0.02 j^{-1} dans les 10 premiers centimètres du sol. Ces taux sont faibles comparés au taux de nitrification de 0.5 j^{-1} .

2.3 La zone non saturée

Le rôle de la zone non saturée sur le bilan d'azote n'est pas bien connu à ce jour. Richards et Webster (1999) ont montré que quel que soit le taux de fertilisation à la surface du sol, la dénitrification à deux mètres de profondeur est faible et varie peu (même ordre de grandeur). Ils mettent en avant la faible percolation du carbone organique de la zone racinaire vers la zone non saturée. De manière générale, les mécanismes de transfert du carbone dans le sol, et dans la zone non saturée, ont été très peu étudiés. Il semblerait que l'activité microbienne soit maximale à la surface du sol (entre 0 et 30 cm). Selon les auteurs, cette expérience n'est pas extrapolable à tout type de sol. Par exemple, en Australie, sur des sols argileux craquelés, la zone racinaire non saturée a une forte activité de dénitrification (Richards et Webster, 1999). Brye et al. (2001) trouvent des taux de dénitrification dans la zone non saturée assez faibles. Seulement 5 % du flux infiltré à la base de la zone racinaire est dénitrifié dans leur site expérimental. Cependant, ils trouvent des taux de dénitrification potentielle de l'ordre de $1\,200 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$.

Wriedt (2004) indique un taux de dénitrification dans la zone non saturée de 0.0001 j^{-1} , pondéré par les mêmes fonctions de la température et de la teneur en eau que dans la zone

racinaire. Il indique aussi que la concentration en MOD (matière organique dissoute) ainsi que sa réactivité diminuent avec l'allongement du temps de résidence dans la zone non saturée. Ces phénomènes sont liés aux transformations chimiques et à l'adsorption de la MOD lors de son transfert.

2.4 Les aquifères

2.4.1 Etat de la contamination

Spalding et Exner (1993) dressent une liste non exhaustive des dépassements des teneurs en nitrates par rapport à la norme de potabilité américaine. La communauté européenne est pointée du doigt comme présentant l'une des situations les plus catastrophiques, et notamment la France. De fortes contaminations aux Etats-Unis, au Canada, aux Caraïbes, en Afrique, en Australie, en Nouvelle-Zélande sont aussi relevées.

Les aquifères ont des réactions très différentes aux pollutions nitratées. Ainsi, aux USA, Spalding et Exner (1993) indiquent une forte hétérogénéité des pollutions² avec des taux de contamination extrêmement variables suivant les conditions hydrogéologiques et les pratiques agricoles. Par exemple, dans le Nebraska, 20 % des puits ruraux à usages domestiques³ dépassent la norme de potabilité.

En Europe les ressources en eau sont extrêmement polluées avec des taux de pollutions supérieurs à ceux observés aux USA. Une étude effectuée par Kunkel et al. (2004) sur l'ensemble de l'Allemagne indique une forte variabilité des pollutions. Les nitrates infiltrés vers les aquifères peuvent atteindre $10\,000\text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$ dans les zones de forte infiltration hydrique et où l'usage de fertilisants est massif. En moyenne 90 % des apports aux aquifères sont soit stockés, soit dénitrifiés dans les aquifères. Cependant, la dénitrification en aquifères est très importante, car, pour 80 % des échantillons prélevés⁴, les concentrations en aquifères superficiels sont inférieures à $1\text{ mgNO}_3.\text{L}^{-1}$.

Malheureusement, en France, le bassin de la Seine ne présente pas de telles capacités épuratrices. Il est constitué, en allant de la surface vers les zones profondes, de deux formations tertiaires de l'Oligocène et de l'Eocène puis de deux formations secondaires, de la craie et des calcaires jurassiques (Tableau 3.1 p.22). La figure 2.3 présente l'évolution de la teneur en nitrates dans quelques aquifères caractéristiques du bassin de la Seine (Meybeck et al., 1998). Les données disponibles sur des chroniques de longue durée montrent un accroissement régulier des teneurs en nitrates avec peut-être une stabilisation pour l'aquifère des calcaires de Brie. Compte tenu du temps de réponse, parfois très long, de la composition des eaux souterraines aux modifications des pratiques agricoles, on observe une stratification des teneurs en nitrates suivant la profondeur des aquifères. Ainsi, les aquifères superficiels (calcaires de Brie et de Champagne) sont plus rapidement affectés que les aquifères situés dans la partie profonde (craie et calcaires jurassiques). Mis à part les calcaires jurassiques, les parties affleurantes de ces aquifères ont atteint des concentrations supérieures à la norme européenne de potabilité. Gomez (2002) a calculé que, sur le bassin de la Marne⁵, l'infiltration à la base de la zone racinaire était, sur la période 1971-1999, de $88\,000\text{ tN.an}^{-1}$, dont $42\,800\text{ tN.an}^{-1}$ sont stockés dans la zone non saturée. Le flux moyen drainé par les rivières est seulement

²Cette étude se fonde sur les teneurs en nitrates en 200 000 points de prélèvements.

³2 195 puits échantillonnés.

⁴Au total, 16 000 échantillons ont été analysés.

⁵Environ $\frac{1}{5}$ ^{1^{eme}} du bassin de la Seine, soit $12\,675\text{ km}^2$.

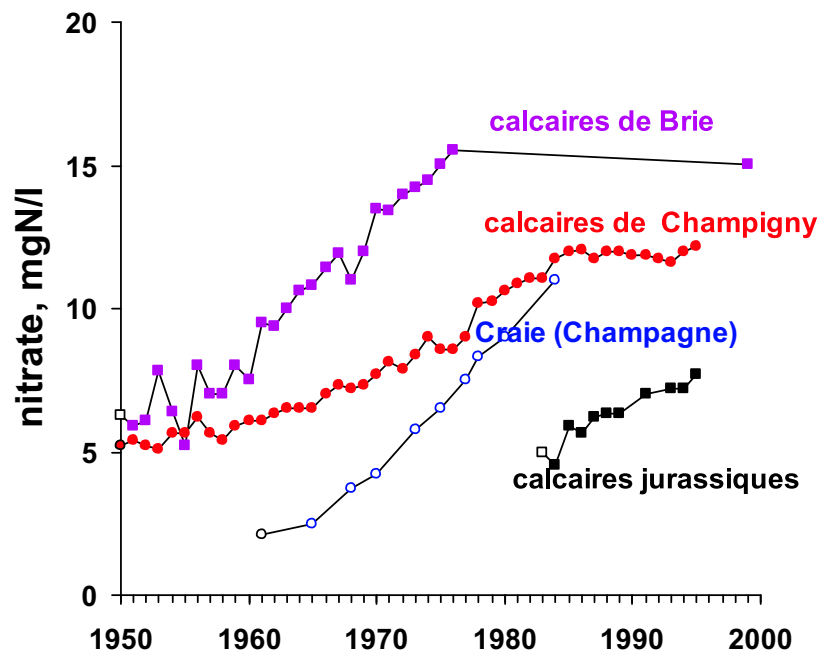


FIG. 2.3: Evolution de la teneur en nitrates dans des aquifères tertiaires et secondaires (Meybeck et al. 1998).

de 13 500 tN.an⁻¹. Il indique un taux d'accroissement moyen des concentrations en nitrates des aquifères de 0.44 mgNO₃.l⁻¹.an⁻¹. Ce taux est de l'ordre de grandeur de ceux indiqués par Howarth et al. (1996), puisque, pour huit aquifères européens et trois nord-américains, ils estiment que l'augmentation des teneurs en nitrates varie entre 0.31 et 2.23 mgNO₃.l⁻¹.an⁻¹, avec une moyenne de 1.21 mgNO₃.l⁻¹.an⁻¹.

Les hétérogénéités des concentrations en nitrates résultent de plusieurs phénomènes, dont :

- l'impact du drainage agricole, sujet à polémique. Spruill (2004) a montré, à l'échelle de quatre sites expérimentaux, que les zones bien drainées présentaient de plus fortes concentrations en nappe alluviale que les zones moins bien drainées. Ils interprètent ces résultats, dans le cas des zones peu drainées, par la remontée des nappes vers la surface riche en matière organique, ce qui permet une forte dénitrification hétérotrophe. Par contre, Spalding et Exner (1993) indiquent que le drainage agricole aurait plutôt comme effet d'enrichir les eaux de surface en nitrates tout en limitant l'infiltration de ceux-ci vers les aquifères.
- la capacité de dénitrification des aquifères.

2.4.2 Capacité dénitrifiante des aquifères

2.4.2.1 Les deux types de dénitrification

La dénitrification en aquifère fait intervenir deux mécanismes majeurs. La dénitrification organo-hétérotrophe, ou plus simplement hétérotrophe, correspond à l'oxydation de la matière organique par des bactéries dans un milieu appauvri en oxygène. Les bactéries qui utilisent préférentiellement l'oxygène comme oxydant, vont alors utiliser les nitrates pour minéraliser la matière organique. Cette dénitrification hétérotrophe a donc comme pré-requis la présence de carbone organique dissous et des concentrations en oxygène inférieures à 1 - 5 mg.l⁻¹ suivant les bactéries présentes (Wriedt, 2004). La seconde dénitrification est dite litho-autotrophe, ou plus simplement autotrophe. Elle est toujours liée à une activité bactérienne. Dans ces réactions, les nitrates jouent le rôle d'accepteurs d'électrons alors que des espèces inorganiques réduites servent de donneurs d'électrons. D'après la revue bibliographique de Korom (1992), on recense actuellement des cas de dénitrification autotrophes utilisant le fer réduit (Fe(II)) ou les sulfures réduits. La pyrite (FeS₂) est typiquement une source de sulfures réduits.

Ces deux types de dénitrification, combinés avec les conditions d'écoulement, conduisent à une zonation simplifiée de la capacité dénitrifiante des aquifères (Wriedt, 2004). Après la consommation de l'oxygène, les nitrates sont utilisés comme donneurs d'électrons. Si de la pyrite est présente dans l'aquifère, son oxydation conduit à une production de sulfates. Après la consommation des nitrates, les sulfates sont utilisés comme accepteurs d'électron pour l'oxydation de la matière organique, conduisant à la production de sulfure d'hydrogène. Postma et al. (1991) indiquent que cette zonation n'est pas aussi nette sur le terrain, où les hétérogénéités des caractéristiques de l'écoulement, des quantités de substances réactives disponibles et les différentes espèces en présence ont des effets difficilement appréhendables.

Quoi qu'il en soit, il a été prouvé que la dénitrification autotrophe s'établit de manière préférentielle en présence de pyrite (Kölle (1989) cité par Wriedt (2004)).

2.4.2.2 Quantifications des taux de dénitrification

Korom (1992) a réalisé une synthèse sur la dénitrification en aquifère. Il pointe du doigt le fait que les taux de dénitrification sont très locaux et caractéristiques des sites où ils ont été étudiés. Il y a encore un manque de compréhension des facteurs déterminant les différents processus. Du peu d'études recensées, il apparaît que les taux des deux dénitrifications, autotrophe et hétérotrophe, sont de l'ordre de grandeur de 0.1 mgN.L⁻¹.j⁻¹, ce qui est très important. Les taux de dénitrification purement hétérotrophe sont d'un ou deux ordres de grandeur plus élevés. Par contre pour des aquifères confinés, il n'est pas rare de trouver une dénitrification totale de l'ordre de 20 mgN.L⁻¹. Dans ces cas particuliers, le temps de dénitrification n'est pas connu.

Kinzelbach et al. (1991) ont modélisé l'évolution des nitrates dans un aquifère de quelques km² et de 30 m d'épaisseur. Ils ont représenté la dénitrification, essentiellement hétérotrophe, à l'aide d'une cinétique d'ordre 1, limitée, d'une part, par des lois de Monod concernant la matière organique et les nitrates, et, d'autre part, par une fonction de la température. Le taux de dénitrification est d'environ 0.1 j⁻¹. Les taux de dénitrification autotrophe les plus élevés sont fournis par Molénat et Gascuel-Oudoux (2002) sur un petit bassin versant breton de 5 km². Les périodes de demi-vie qu'ils ont utilisées varient entre 2.1 et 7.9 j⁻¹. Dans ce

système aquifère, 42.3 % des nitrates sont éliminés par dénitrification⁶ pour des temps de transit inférieurs à trois ans.

Quant à Wriedt (2004), il a utilisé des taux beaucoup plus faibles de l'ordre de 0.0001 j^{-1} .

Kunkel et al. (2004) indiquent que les cinétiques⁷ de dénitrification peuvent atteindre 0.0015 j^{-1} . Frind et al. (1990) ont trouvé des taux similaires dans un aquifère sableux du Nord de l'Allemagne avec une période de demi-vie variant entre 1 et 1.5 ans. Par contre, Kunkel et al. (2004) soulignent le fait que les systèmes aquifères composés de roches consolidées (schistes, calcaires, grès) ont, en général, de très faibles capacités dénitrifiantes. Le bassin de la Seine est essentiellement composé de calcaires. La remarque de Kunkel et al. (2004) sur la faible capacité dénitrifiante des systèmes calcaires est cohérente avec les observations faites par Sebilo (2003) sur les aquifères du bassin de la Seine. En effet, Sebilo (2003) ne constate pas d'écarts significatifs entre l'enrichissement isotopique en ^{15}N des nitrates des eaux d'infiltration et des nitrates des eaux souterraines. De plus, l'enrichissement isotopique en ^{15}N des nitrates des eaux souterraines est constant quelque soit la concentration en nitrate observée. Cependant, Puckett et al. (2002) et Puckett (2004) prétendent que, pour peu que les temps de résidence en aquifère soient très longs (plusieurs décennies), même si l'aquifère est limité en carbone, la majorité, si ce n'est la totalité des nitrates est éliminée lors de leur transit dans la zone saturée. Malheureusement, il n'y a aucune indication sur la présence ou l'absence de pyrite dans le système étudié par Puckett et al. (2002). De fortes teneurs en SO_4^{2-} semblent indiquer une présence de pyrite et donc une réaction de dénitrification autotrophe. Il est dès lors très délicat, voire hasardeux de généraliser leurs conclusions. On admettra, sur la base d'une analyse de la structure géologique du bassin de la Seine et des analyses isotopiques de Sebilo (2003), que les aquifères du bassin de la Seine ont, dans leur ensemble, des capacités dénitrifiantes faibles, voire négligeables⁸.

2.4.3 Stratification verticale des concentrations en nitrate

Pour peu que des mesures de concentration en nitrate soient disponibles sur un profil vertical, il apparaît systématiquement une stratification verticale. Hormis des effets de dilution, à petite échelle, notés par Altman et Parizek (1995), et des effets de remontée de nappe qui modifient la capacité dénitrifiante des sols (Spalding et Exner, 1993), la stratification présente des profils différents suivant les études⁹.

Postma et al. (1991) et Frind et al. (1990) ont constaté la disparition totale des nitrates à une profondeur variant entre huit et quinze mètres. Quant à Molénat et Gascuel-Oudou (2002) et Kinzelbach et al. (1991), ils prédisent la disparition totale des nitrates à une profondeur de l'ordre de trente mètres. Cependant, les profils de nitrates, avant leur disparition, observés par ces auteurs ont des formes variées (Figure 2.4).

Dans le cas de la Seine, et plus particulièrement du Grand Morin, sur la base des observations de Sebilo (2003) et de nos connaissances de la géologie et de la géochimie des aquifères (Mégnien, 1979), la dénitrification est probablement négligeable. La stratification verticale, s'il y en a effectivement une, doit être intermédiaire entre un profil constant et un profil linéaire lié à une dilution par des eaux souterraines plus anciennes (cas a & b de la Figure 2.4).

⁶La répartition entre dénitrification hétérotrophe et autotrophe semblerait de 50-50 %.

⁷Coefficient pour des cinétiques du premier ordre.

⁸Cf. section 3.2.5.2 p.24.

⁹Toutes ces études concernent des nappes libres. Dans tous les cas, les profils de concentrations sont bornés à 30 m de profondeur.

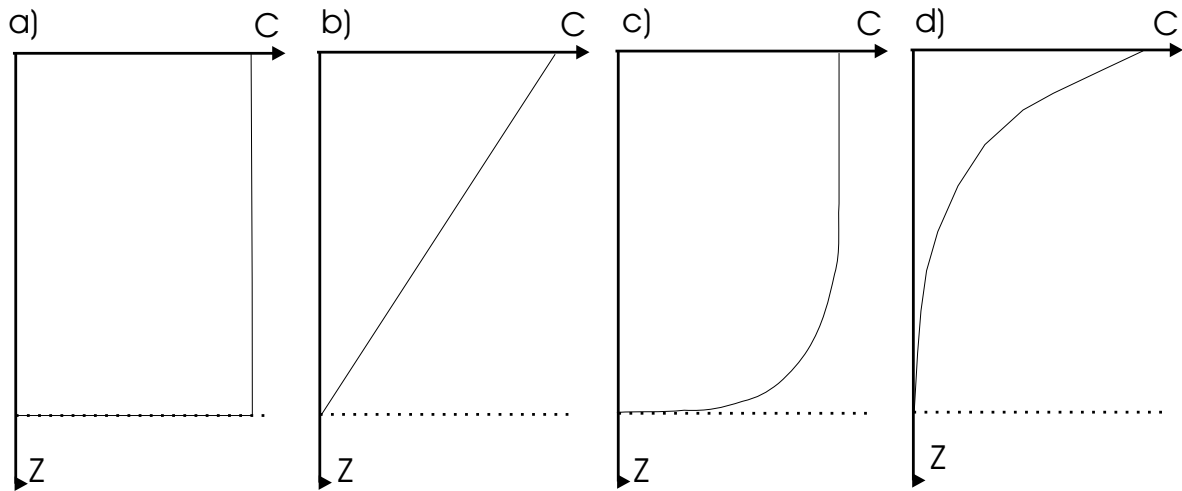


FIG. 2.4: Profils de nitrates en aquifères. D'après : a) Postma et al 1991 ; b & c) Frind et al 1990 ; d) Kinzelbach et al 1991

2.5 La zone riparienne

Le rôle de la zone riparienne est difficilement appréhendable. Le rôle épurateur de la zone riparienne est souvent associé à celui des rivières. Par exemple Billen et Garnier (1999) et Sebilo (2003) associent ces deux processus à la dénitrification riparienne. Sebilo (2003), à l'aide d'une modélisation simplifiée et d'une approche isotopique, estime que ces deux types de dénitrification contribueraient, en moyenne en 1995, à l'élimination de 30 % des nitrates entrant sur le bassin du Grand Morin¹⁰. Seitzinger et al. (2002), pour leur part, attribuent aux cours d'eau l'essentiel de la dénitrification riparienne.

Sur la base de treize études menées sur l'ensemble du territoire des Etats-Unis, Puckett (2004) donne un bon aperçu de la difficulté de caractériser le rôle de la zone riparienne. Les processus suivants sont difficiles à distinguer les uns des autres, et ont chacun été observés au moins une fois dans les études référencées par Puckett (2004) :

- dénitrification réelle dans la zone riparienne liée à la dégradation de la matière organique ;
- dénitrification autotrophe liée à la présence de pyrite dans le tampon riparien ;
- court-circuits liés aux systèmes de drainage. Billen et Garnier (1999) fournissent, sur le bassin de la Seine, une intéressante relation entre rétention riparienne et pourcentage de SAU drainée (Figure 2.5). Pour le Grand Morin, la rétention riparienne estimée par Billen et Garnier (1999) est de 25 %. Elle est du même ordre de grandeur que celle évaluée par Sebilo (2003) qui l'a estimée à 30 % ;
- alimentation directe de la rivière par des eaux souterraines anciennes, provenant d'un aquifère plus profond ;
- dilution des eaux de la zone riparienne par des eaux souterraines plus anciennes et moins chargées en nitrates. Ce phénomène a été notamment mis en valeur par Spruill (2004) ;
- dilution des eaux peu profondes par des eaux profondes avant leur arrivée dans le tampon riparien ;

¹⁰1200 km².

- dénitrification liée au passage des eaux dans la zone hyporhéique, située entre la zone riparienne proprement dite et la colonne d'eau.

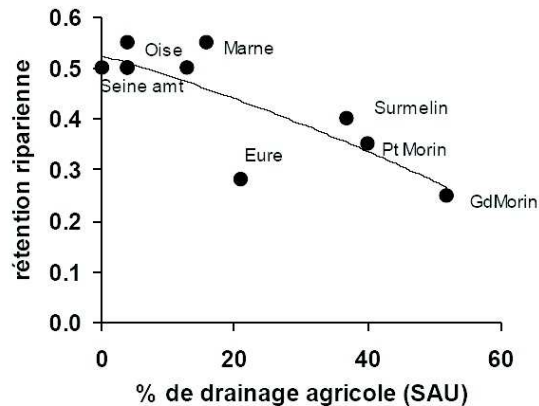


FIG. 2.5: Pourcentage de dénitrification riparienne en fonction de la SAU drainée. (D'après Billen et Garnier (1999))

2.6 La dénitrification en rivière

Les nitrates sont éliminés lors de leur cheminement dans le réseau hydrographique. Trois processus majeurs d'élimination des nitrates sont à citer :

- le prélèvement par les producteurs primaires ;
- le stockage des nitrates dans les sédiments ;
- la dénitrification.

Parmi ces trois processus, seule la dénitrification constitue une élimination totale des nitrates de l'eau sous forme d'un dégagement gazeux d'azote (N_2) ou de N_2O ¹¹.

Seitzinger et al. (2002) estiment qu'en moyenne¹² 40 % de l'azote apporté sur le bassin est éliminé lors de son cheminement dans le réseau hydrographique, avec la moitié de cette épuration réalisée dans les ordres de Strahler (Strahler, 1957) inférieurs à 4, et le reste dans les ordres supérieurs à 5. Van Breemen et al. (2002) tempèrent cette estimation à l'aide de bilans à l'échelle des bassins étudiés. Pour leur part, ils ramènent à seulement 11.6 % l'estimation de Seitzinger et al. (2002). Birgand (2000) note¹³ que les taux d'élimination des nitrates à l'échelle d'un tronçon de rivière ou à l'échelle de bassins versants sont très variables. Ces taux varient entre 1 % et 68 %, avec une moyenne, peu interprétable, de 27.6 %.

Pour tenter de mettre en relation ces estimations très variables avec les caractéristiques des sites étudiés, Birgand (2000) a réalisé une bibliographie très complète du cycle de l'azote en rivière. Il s'est appuyé sur 58 études publiées dans la littérature. Pour qu'il y ait dénitrification, il faut :

- Des conditions anoxiques ;

¹¹Le N_2O est un gaz à effet de serre.

¹²Evaluation réalisée sur les 16 bassins nord-américains d'une surface totale de 250 000km².

¹³Résultats tirés de seize articles de la littérature.

- Des bactéries dénitrifiantes ;
- Une source de carbone organique ;
- Des nitrates comme donneurs d'électrons.

Il est heureusement peu probable que la première condition apparaisse dans la colonne d'eau des cours d'eau. C'est pourquoi, les sédiments ainsi que les différents types de biofilms, et notamment le périphyton¹⁴, sont considérés comme les lieux privilégiés de la dénitrification en rivière.

Birgand (2000) cite des taux de dénitrification variant entre 15 et 2 900 mgN.m⁻².j⁻¹. Cet intervalle important peut être réduit à 50 - 800 mgN.m⁻².j⁻¹. Cependant, de nombreux auteurs observent une corrélation positive entre la concentration dans la colonne d'eau et le taux de dénitrification. Birgand (2000) définit donc un coefficient de transfert ρ (m.j⁻¹), qui correspond au rapport du taux de dénitrification sur la concentration moyenne en azote de la colonne d'eau. Il traduit la capacité du fond de la rivière, ainsi que des communautés associées à celui-ci, à éliminer les nitrates. En général, ρ varie entre 0.01 et 0.10 m.j⁻¹. Il semble que ρ soit légèrement plus élevé¹⁵ dans le cas :

- d'une élimination par le prélèvement lié aux macrophytes et au biofilm associé ;
- de cours d'eau recevant des effluents de STEP.

2.7 Conclusions

Les différentes informations dont nous disposons sont spécifiques aux sites d'études. Il apparaît impossible d'en déduire des cinétiques intrinsèques au phénomène de dénitrification lui-même. Pour cela il faut quantifier les stocks de donneurs d'électrons ainsi que ceux des bactéries. Il faut aussi pouvoir identifier des groupes bactériens. L'acquisition de ces données relève d'un important travail de terrain. Ce chapitre fournit simplement des ordres de grandeur des processus en jeu, ainsi que des gammes de variations.

Plus spécifiquement le bassin de la Seine présente une forte pollution azotée. Le contexte géologique du bassin, ainsi que des analyses isotopiques montrent qu'il n'y a vraisemblablement pas de dénitrification dans les aquifères tertiaires du bassin. Il est cependant, important, pour comprendre l'évolution de la contamination en nitrate, de déterminer les chemins d'écoulement au sein des grands ensemble d'aquifères. De plus, il est important de garder en mémoire que le mélange d'eaux anciennes et plus récentes peut entraîner une mauvaise interprétation des taux de dénitrification observés dans la zone riparienne.

¹⁴Voir le chapitre 11 p.145 pour les termes techniques.

¹⁵De l'ordre de 0.2 m.j⁻¹.

Chapitre 3

Le site expérimental du Grand Morin

3.1 Introduction

Comme il a été vu en introduction, le Grand Morin est un site privilégié en terme de suivis des flux d'eau et de matière. En effet, un sous bassin du Grand Morin, l'Orgeval, a été instrumenté par le CEMAGREF depuis le début des années 60. Par ailleurs, la station hydrographique de Pommeuse est une station de référence de la DIREN en ce qui concerne les annonces de crues. De plus, le Grand Morin est un site atelier du PIREN SEINE qui y a réalisé de nombreuses campagnes de terrain concernant l'azote, le phosphore, le carbone, et, plus récemment, le périphyton, les polluants organiques persistants, ainsi que les métaux. Enfin, le bassin du Grand Morin constitue, à moyenne échelle, un espace représentatif de l'exploitation agricole du bassin de la Marne. Les zones rurales représentent 73% de la surface du bassin.

Dans ce chapitre, le site du Grand Morin est décrit du point de vue géographique (section 3.2, et du point de vue de l'anthropisation (section 3.3).

3.2 Description géographique

La thèse de D. Brunstein (1999) contient une description détaillée du bassin versant du Grand Morin. Nous reprenons ici de nombreux éléments de ce document.

3.2.1 Localisation du bassin

Le bassin versant du Grand Morin, d'une superficie de 1200 km², appartient au plateau Briard. Celui-ci est délimité par : la Marne au nord, la Seine à l'ouest et au sud et par la cuesta de l'Île de France à l'est¹. Le plateau est incliné de l'est vers l'ouest et est drainé par trois affluents de la Marne (le Surmelin, le Petit Morin et le Grand Morin), et par un affluent de la Seine, l'Yerres (Figure 3.1).

3.2.2 Le climat

Le bassin du Grand Morin est affecté par un climat océanique dégradé. Certains épisodes climatiques montrent l'influence semi-continentale de l'est de la France. La température moyenne

¹La cuesta d'Île de France marque le passage brusque des formations tertiaires à la craie du secondaire.

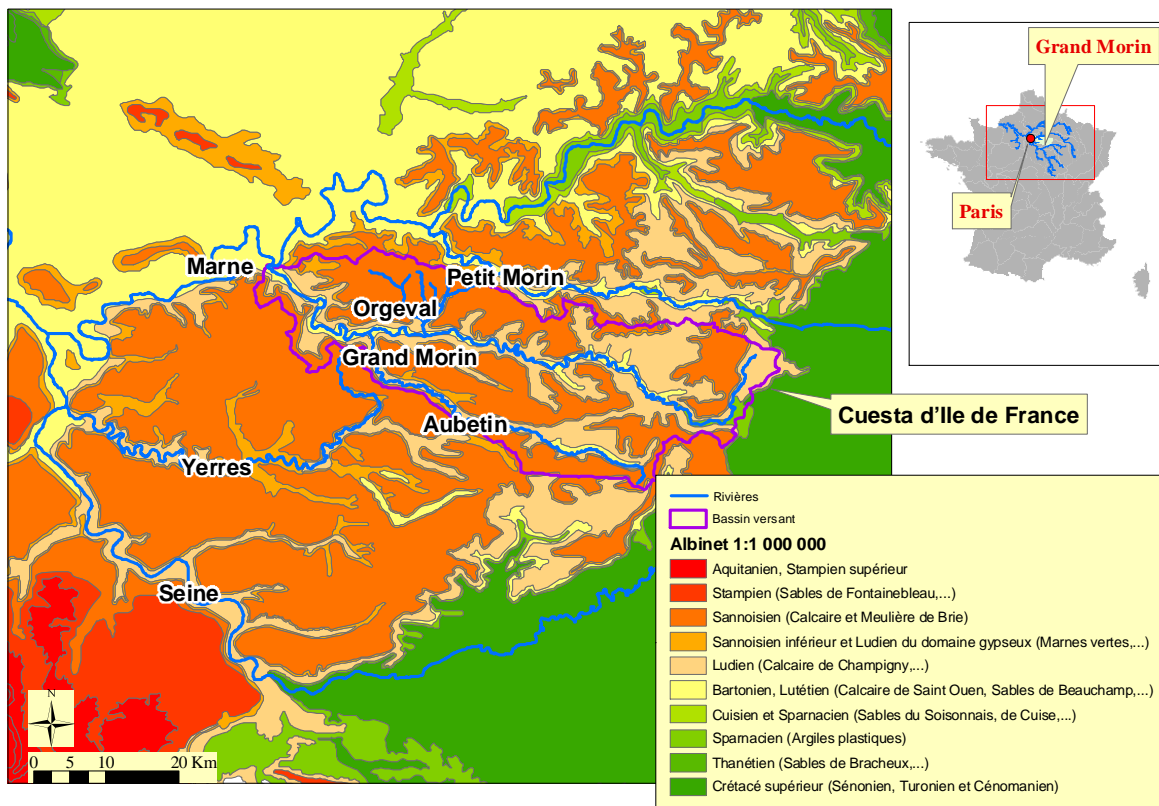


FIG. 3.1: Le Grand Morin dans son contexte géologique

annuelle est de 11 °C, avec une moyenne mensuelle, minimale en hiver de 4 °C, et maximale en été de 19 °C. Les précipitations moyennes observées sont de 701 mm sur la période 1950-1991. Comme nous le verrons au chapitre 8 (p.8), la pluie moyenne estimée, sur la période 1971-2001, sur la base des analyses SAFRAN de météo France et de reconstitutions de pluies (section 6.6 p.87) est aussi de 700 mm.

3.2.3 La géologie

Le bassin versant du Grand Morin s'inscrit dans la partie est des formations tertiaires du bassin de Paris (Tableau 3.1, d'après AESN (1974), Wei (1990)). Le substratum tertiaire est recouvert de dépôts éoliens quaternaires. Les formations quaternaires sont principalement représentées par une couverture limoneuse qui recouvre le plateau. Son épaisseur décroît du nord-ouest au sud-est.

Les formations tertiaires se divisent en deux grands groupes sur le bassin du Grand Morin (Figure 3.2) : l'Oligocène (couche supérieure) et l'Eocène (couche inférieure) .

L'Oligocène est représenté par les sables de Fontainebleau (Stampien supérieur), les calcaires et meulières de Brie (Stampien inférieur), et les argiles et marnes vertes (Stampien inférieur). Les sables de Fontainebleau ne s'observent que sur quelques buttes témoins qui coiffent des collines. Le calcaire de Brie constitue la plate-forme structurale du plateau. La base des formations stampiennes est formée de niveaux tendres et marneux (argiles vertes).

L'Eocène est lui-même divisé en trois formations : l'Eocène supérieur, moyen et inférieur.

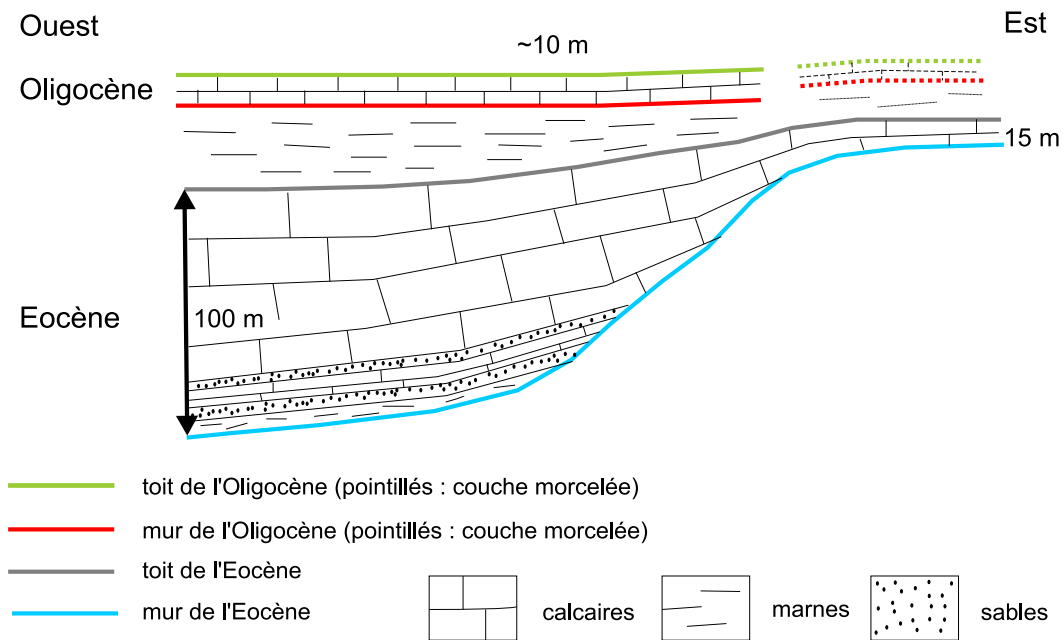


FIG. 3.2: Coupe géologique simplifiée est-ouest du bassin du Grand Morin.

L'Eocène supérieur comprend un nombre important de formations. Il s'agit des marnes supragypseuses (jusqu'à 16 m d'épaisseur), des calcaires de Champigny (épaisseur supérieure à 20 m au centre du bassin) et des marnes infragypseuses du Ludien, du calcaire de St. Ouen (10 à 20 m d'épaisseur) et des sables de Beauchamp (épaisseur de l'ordre de 20 m seulement à l'ouest du bassin), rattachés respectivement au Bartonien supérieur et inférieur. Les calcaires du Champigny sont marqués, latéralement et longitudinalement, par une variabilité considérable de faciès.

L'Eocène moyen est représenté par les marnes et caillasses et le calcaire grossier du Lutétien. Les affleurements sont rares et seulement présents lorsque les cours d'eau ont fortement entaillé les terrains qui les recouvrent. C'est le cas en amont de l'Aubetin, dans les secteurs de Villiers St Georges et à l'aval du Grand Morin au niveau de Couilly-Pont aux Dames. L'Eocène inférieur (Yprésien) affleure uniquement le long de la vallée du Grand Morin à l'Extrême est du bassin versant. Son épaisseur est d'environ 10 m dans le secteur d'esternay. Il est constitué des sables de Cuise (Cuisien) et des argiles du Sparnacien.

L'Eocène inférieur correspond à la fin de la série tertiaire dans ce secteur du bassin parisien. On trouve à la base de la série la craie à silex du Campanien (environ 600 m) qui s'est déposée durant le Crétacé supérieur, au sommet de formations secondaires plus anciennes.

3.2.4 La nature des formations superficielles

Le plateau de Brie est une surface d'érosion qui porte une formation superficielle spécifique constituée par des argiles de décalcification et des accidents siliceux, l'argile à meulière de Brie. Ce complexe d'altération, essentiellement argileux, est présent de manière discontinue sur l'ensemble du plateau tertiaire. Il repose sur différents niveaux stratigraphiques dont les calcaires de Brie, les argiles vertes, les marnes ludiennes ou les calcaires de Champigny. On le

Période	Système	Etage stratigraphique	Lithologie dominante	Niveaux aquifères
Quaternaire			Alluvions	Aquifères alluviaux
Tertiaire	Oligocène	Aquitanién	Calcaire de Beauce	Calcaires de Beauce et des sables de Fontainebleau
		Stampien	Sables de Fontainebleau Calcaire de Brie Marnes vertes	
	Eocène supérieur	Bartonien	Marnes supragypseuses Calcaires de Champigny Calcaire de St. Ouen Sables de Beauchamp	Calcaires de Champigny
	Eoc. Moyen	Lutétien	Calcaire gossier	Sables du Soissonnais et calcaire grossier
	Eoc. Inférieur	Yprésien	Sables de Cuise Sables du Soissonnais	
			Argile plastique	
Paléocène	Thanétien Dano-Montien	Sables de Bracheux Calcaires, marnes		
Secondaire	Crétacé sup.	Sénonien Turonien Cénomanién	Craie	Nappes de la Craie
		Crétacé inf.	Albien Aptien à Néocomien	Argiles du Gault Sables, argiles
	Argiles, sables			
	Jurassique sup.	Portlandien Kiméridgien Callovo-Oxfordien	Calcaires sup. Marnes	Portlandien Lusitanien
			Calcaires récifaux	Dogger
	Jurassique moy. (Dogger)	Bathonien Bajocien Aalénien	Calcaires, marnes	
	Jurassique inf. (Lias)	Toarcién Domérién Pliensbachien Sinémurien Hettangien	Argiles, marnes Calcaires gréseux Marnes	Lias
Calcaires compacts Calcaires marneux				
Trias		Argiles bariolées Grès de base		
	Permien Carbonifère Dévonien		Grès, argiles, conglomérats Schistes, calcaires Schistes, calcaires	

TAB. 3.1: Cadre lithostratigraphique du bassin de Paris

retrouve sous la couverture limoneuse plus récente, sous la forme d'argiles rougeâtres contenant de nombreux éléments de meulière.

Les plateaux sont plus ou moins recouverts de limons loessiques dont l'épaisseur (jusqu'à 10 m) suit un gradient décroissant du nord-ouest au sud-est du bassin du Grand Morin. Cette couverture limoneuse hétérogène est formée d'une série de petites nappes limoneuses qui ont chacune connu une phase de pédogenèse. Le sommet de la formation est relativement homogène, constitué de limons loessiques, alors que la partie inférieure est enrichie en argiles et en sables. La proportion de sable varie latéralement et augmente à l'approche des affleurements stampiens. Cette hétérogénéité se traduit par une variation importante des textures entre les nappes anciennes sous-jacentes, plus argileuses et sableuses, et celles qui les recouvrent. Les nappes anciennes apparaissent à l'est du bassin versant du Grand Morin et sur les versants lorsque l'érosion a décapé la couverture récente.

La couverture limoneuse contient, en proportions variées, de l'argile et du sable. Parfois, elle est accompagnée de débris de meulière. Sa granulométrie moyenne varie entre 20 et 30

μm . En bordure de plateau et en pied de versant, des formations colluvionnées sont le plus souvent présentes. Enfin, les bords des vallées sont tapissés par deux grands types de couches alluviales de 5 à 10 m d'épaisseur :

- Des alluvions fines argilo-limoneuses à sableuses mises en place durant l'Holocène ;
- Des alluvions grossières à la base déposées lors de la dernière période froide (Wechsélien).

3.2.5 L'hydrogéologie

3.2.5.1 Caractérisation des aquifères

(Mégny, 1979) donne une description détaillée des aquifères du bassin parisien. Nous avons repris ici ce qui concerne la bassin du Grand Morin. Le Grand Morin présente une grande variabilité de faciès liée aux différentes formations géologiques. Des circulations karstiques existent en amont du bassin. En partant de la surface du sol, les principales nappes sont :

1. une nappe alluviale présente dans le fond des principales vallées, en particulier celles du Grand Morin et de l'Aubetin. Elle est le lieu des échanges de subsurface et souterrains avec la rivière ;
2. la nappe des calcaires de Brie ou nappe de l'Oligocène ;
3. la nappe des calcaires de Champigny ou nappe de l'Eocène Supérieur ;
4. la nappe de l'Yprésien et plus précisément la nappe du Sparnacien.

La nappe des calcaires de Brie constitue un aquifère libre et perché dont le mur est constitué par des argiles vertes quasiment imperméables. Cette nappe est alimentée par la percolation des eaux de pluie à travers les formations superficielles quaternaires limoneuses. En période de hautes eaux, la surface piézométrique atteint les limons. Ces derniers sont saisonnièrement gorgés d'eau, ce qui a incité à une large utilisation du drainage agricole enterré. Le fonctionnement de la vidange de cet aquifère est différent dans les zones situées à l'amont de la Ferté-Gaucher que dans les zones situées à l'aval. Dans la partie amont du bassin, la nappe des calcaires de Brie est peu étendue, morcelée et marquée par des phénomènes karstiques. L'eau de cette nappe s'infiltré en quasi-totalité dans celle du Champigny. Par contre en aval, la présence de nombreux ruisseaux pérennes assure la vidange de l'aquifère.

La nappe des calcaires de Champigny est contenue dans les systèmes Eocène supérieur et moyen (Tableau 3.1). Il s'agit d'un aquifère multicouches complexe. A l'ouest, les calcaires de Champigny et le calcaire de St Ouen sont d'ailleurs en continuité. Le mur de cet aquifère est formé par les niveaux argileux du sommet de l'Yprésien à l'est, et par les marnes et caillasses à l'ouest. La nappe est le plus souvent libre, sauf à l'ouest où elle est captive sous les marnes supragypseuses et dans le secteur de Villiers St Georges. Cette nappe est alimentée directement par les eaux de l'impluvium (haut bassin du Grand Morin et amont de l'Aubetin), mais aussi par infiltration d'une partie des eaux des calcaires de Brie à travers les marnes vertes et les marnes supragypseuses. La vidange est assurée par drainance dans la nappe de l'Yprésien et par drainage par les rivières, notamment par le Grand Morin et l'Aubetin et les principaux affluents de l'aval du domaine.

La nappe captive des sables du Soissonnais et du calcaire grossier s'inscrit dans un aquifère lui-aussi multicouches (Mégny, 1979). Cette complexité réside dans une importante variabilité spatiale des faciès. Elle est principalement alimentée, dans ce secteur, par drainance des aquifères supérieurs. Par contre à l'aplomb des principales vallées, elle contribue vraisemblablement à l'alimentation des aquifères supérieurs.

3.2.5.2 Capacité dénitrifiante des aquifères

Comme nous l'avons vu à la section 2.4.2.2 p.14, nous avons admis, sur la base des prélèvements réalisés par Sebilo (2003), que les aquifères du bassin de la Seine ont des capacités dénitrifiantes faibles, voire négligeables.

Cette particularité s'explique par la structure du bassin de la Seine, essentiellement constitué de calcaires. Dans ces formations, les écoulements se font essentiellement dans des fractures. La surface de contact entre l'eau et le milieu encaissant est alors très restreinte. De plus la porosité efficace de ces milieux est très faible. Le fait d'avoir des chemins d'écoulements privilégiés explique que la matière organique qui se trouvait sur ces chemins préférentiels a été lessivée au cours des âges géologiques. Les formations calcaires étant exploitées pour l'alimentation en eau potable, les échantillons de Sebilo (2003) ont été prélevés dans ces formations. L'anomalie isotopique des concentrations en azote est quasiment constante dans ces échantillons, ce qui traduit le fait qu'il n'y a vraisemblablement pas de dénitrification dans ces aquifères. Le seul potentiel réducteur du bassin de la Seine provient des sables noirs présents sporadiquement dans les sables de Fontainebleau, et dans les sables de Cuise et du Soissonnais. Cependant les écoulements sont difficiles dans ces milieux où de nombreuses lentilles argileuses sont présentes. A l'échelle du bassin de la Seine, les flux dénitrifiés dans ces aquifères sont donc probablement négligeables par rapport aux flux entrant dans le milieu.

Concernant le Grand Morin, il n'y a pas de sables de Fontainebleau ; la capacité dénitrifiante de la formation Oligocène peut donc être considérée négligeable. Pour ce qui est de l'Eocène, l'aquifère principal est constitué des calcaires de Champigny. La capacité dénitrifiante de cet aquifère est probablement faible ou nulle. Les cartes géologiques au 1/50 000 montrent que les sables du Soissonnais ne représentent pas une proportion importante de la couche Eocène dans le secteur du Grand Morin. Comme pour l'Oligocène, on peut donc considérer que le potentiel de dénitrification de cette formation est, lui aussi, négligeable.

Par contre, le fait que les sols se gorgent saisonnièrement en eau peut avoir des conséquences en terme de dénitrification. En effet la présence de matière organique dans les sols permet aux bactéries hétérotrophes, en conditions anoxiques, de consommer les nitrates.

De même, la présence de nappes alluviales de fond de vallée peut avoir un rôle sur la dénitrification des flux d'azote circulant entre les aquifères profonds et la rivière.

3.2.6 Le réseau hydrographique

Le Grand Morin s'écoule sur 120 km depuis la cote 224 jusqu'à la cote 41, soit une pente moyenne de 1‰. C'est un cours d'eau d'ordre 5 (Strahler, 1957) à sa confluence avec la Marne. La configuration du bassin avec de nombreux affluents prenant leur source sur les plateaux du bassin, engendre une grande variabilité spatiale des pentes des cours d'eau. Brunstein (1999) a montré que 45 % des pentes sont inférieures à 1 %, 75 % inférieures à 3 % et que certaines pentes peuvent atteindre 10 %. Ces dernières sont toujours localisées au droit du Grand Morin. La Figure 3.3 présente la variabilité des pentes moyennes des ordres de Strahler. La rivière s'inscrit dans le système de vallées étroites orientées est-ouest qui entaille le nord du plateau Briard. Ses principaux affluents sont l'Aubetin et l'Orgeval.

Une étude des caractéristiques morphodynamiques a été conduite sur le Grand Morin et sur ses principaux affluents (Penven et al., 1998). Elle a permis d'élaborer une sectorisation du réseau hydrographique intégrant les caractéristiques physiques de la vallée et du lit (mineur ou majeur), la dynamique érosive de ces rivières et le poids des interventions humaines. Cette

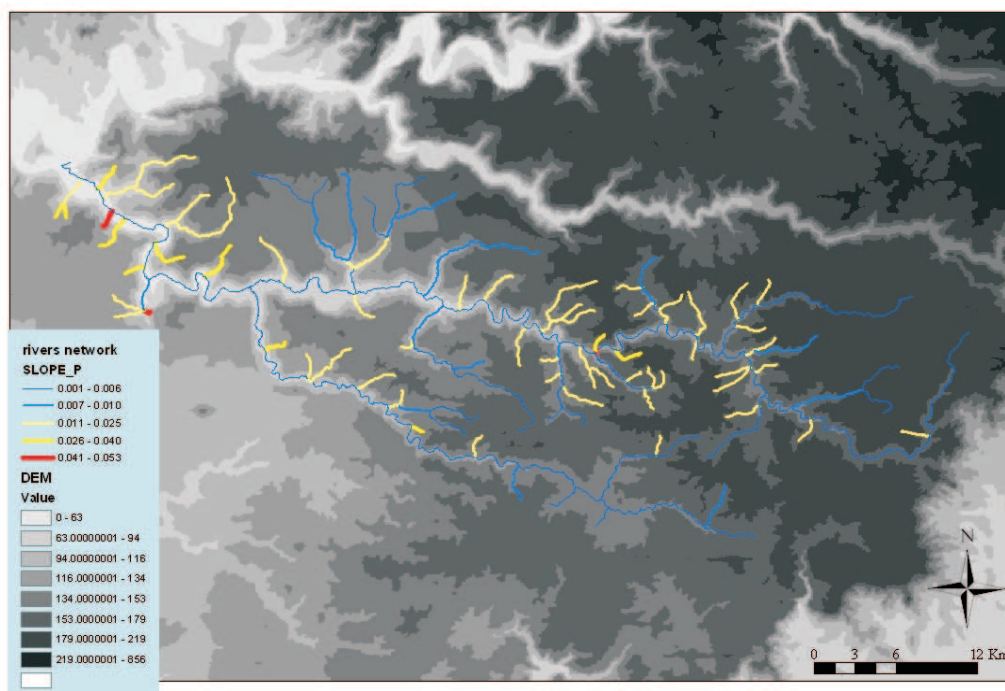


FIG. 3.3: Variabilité spatiale des pentes moyennes des ordres de Strahler

sectorisation distingue sept classes dont seules certaines se retrouvent dans l'organisation des cours d'eau.

Ainsi le Grand Morin voit se succéder (Figure 3.4), d'amont en aval, une section à lit étroit et sinueux non encaissé, suivie de trois sections à méandres (incisés, encaissés et libres), relayées vers l'aval par un lit large et sinueux, lui donnant globalement un profil en long concave. Par contre, les affluents ont globalement un profil convexe. La partie amont, située sur le plateau est constituée d'un chenal à faible pente qui se prolonge par un lit étroit et sinueux, mais non encaissé. Cet ensemble amont est relayé, au seuil d'inflexion de la pente du profil longitudinal, par une section encaissée, à forte pente, sinueuse ou à méandres. Le raccordement avec la vallée du Grand Morin se fait par l'intermédiaire d'une étroite plaine alluviale. Seul, l'Aubetin s'individualise en présentant un profil en long intermédiaire.

3.3 L'anthropisation du bassin

3.3.1 Modifications hydrauliques

Sur les petits affluents, des aménagements actuels ont été réalisés : rescindement, reprofilage et recalibrage des rus, en relation avec l'installation du drainage enterré. Ces aménagements des rus accélèrent la vitesse de circulation des eaux lors d'une alimentation abondante. Par ailleurs les mares et petits étangs de plateau ont été asséchés avant 1998 pour être cultivés.

Sur le Grand Morin et l'Aubetin, des aménagements ont été effectués depuis de nombreux siècles. Outre le reprofilage et le recalibrage dans leur partie amont, des moulins et, plus récemment, des papeteries ont été installés. Ces aménagements se situent essentiellement dans

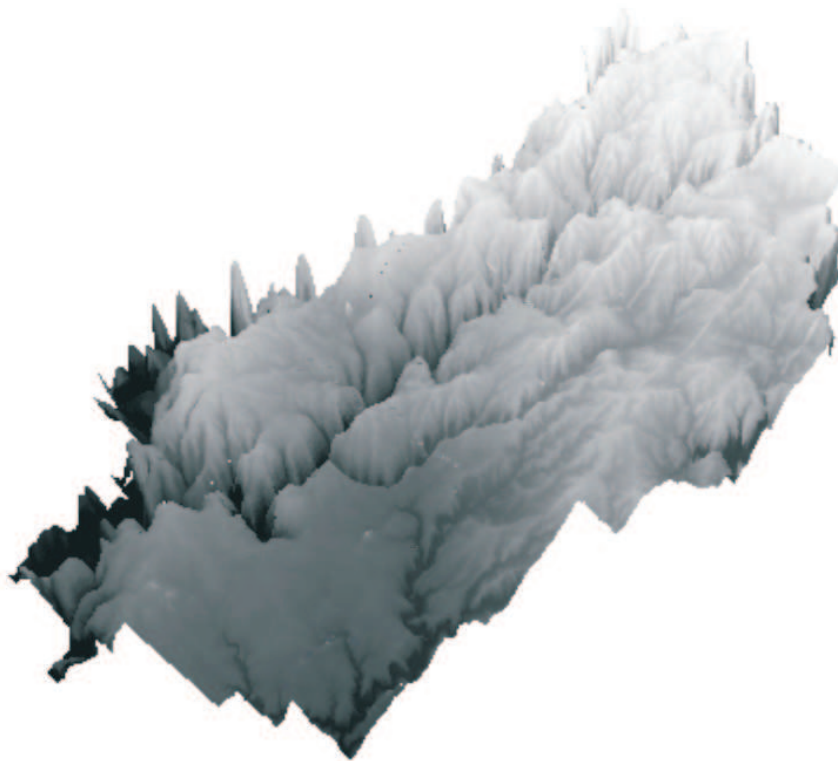


FIG. 3.4: Vue tridimensionnelle du MNT du domaine modélisé. Facteur de dilatation verticale : 50. teintes claires : 240m ; noir : 38 m.

les zones de méandres et à l'aval. Par exemple, sur les 40 km aval du Grand Morin, 33 ouvrages ont été recensés (Bourlange, 2000). Dans ces sections, les défenses de berges ont aussi été édifiées, et notamment lors de la traversée des principales agglomérations (Coulommiers, La Ferté-Gaucher). Enfin, dans la partie aval du Grand Morin, le lit a fait l'objet d'aménagements et d'entretiens constants jusqu'en 1922 pour permettre la navigation fluviale jusqu'à Tigeaux.

La hauteur des berges "naturelles" du Grand Morin a tendance à augmenter d'amont en aval de 80 cm à 3 m. La hauteur des berges artificielles peut atteindre 4 m.

3.3.2 L'occupation du sol

Le bassin du Grand Morin constitue, à moyenne échelle, un espace représentatif de l'exploitation agricole du bassin de la Marne. L'utilisation agricole de l'espace est en compétition, dans la partie aval du bassin, avec la pression de l'urbanisation en périphérie de l'agglomération parisienne. Brunstein (1999) indique que les zones rurales représentent 873 km², soit 73% de la surface du bassin, alors que les surfaces boisées et les zones urbaines et périurbaines couvrent respectivement 234 et 87 km², soit 20 et 7 %. L'activité agricole prédomine sur le plateau et sur son rebord. La distribution des forêts est plus complexe. Les bois et forêts im-

portants sont situés sur le plateau, soit sur les limites du bassin versant, soit sur les secteurs sableux, notamment à l'est du bassin. Au centre du bassin, ils sont de plus petites tailles et peu nombreux. A l'ouest, leur nombre augmente nettement lorsque les versants des vallées deviennent plus marqués. Enfin, on trouve l'essentiel de l'urbanisation et de l'activité industrielle le long de la vallée du Grand Morin et, dans une moindre importance, dans le secteur aval de l'Aubetin.

3.3.3 L'activité agricole

Comme dans le reste du bassin parisien, l'activité agricole en Brie a subi de profondes modifications depuis les années 60. Traditionnellement tournés vers un système de type polyculture - élevage, les exploitants agricoles du bassin se sont résolument orientés vers un système de production intensif fondé sur les grandes cultures céréalières.

Les informations concernant les types de cultures et le drainage sont tirées de la thèse de Brunstein (1999), qui s'est appuyé sur des données acquises par la Compagnie Générale de Eaux (CGE) de 1991 à 1994, et sur le recensement général agricole de 1988 (RGA), ainsi que de Penven et al. (1998) et du RGA 2000.

3.3.3.1 Les types de cultures

La SAU² représente près de 65 % de la superficie du bassin versant. Elle n'évolue plus depuis 1979, car, à moins de défricher les massifs forestiers bordant le bassin, ou les versants abrupts de la vallée du Grand Morin, toutes les surfaces susceptibles d'être cultivées le sont déjà. Durant la période 1970-1988 les superficies affectées aux cultures fourragères et à la STH³ ont fortement diminué, ce qui traduit la très forte décroissance de l'activité d'élevage, surtout à l'amont du bassin versant. Le blé tendre représente, de façon récurrente depuis 1988, plus de 40 % de la SAU du bassin (Tableau 3.2). Pour les autres types de cultures, les tendances sont moins nettes et le RGA 2000 ne confirme pas toutes les tendances visibles entre le RGA 1988 et les enquêtes de 1993 et 1994.

culture %	RGA 1988	Enquêtes 93-94	RGA 2000
Blé tendre	40	41.7	42.2
Maïs	12.3	4.5	8.2
Orge-escourgeon	8.2	5.9	10.3
Betteraves	3	3.4	3.4
Colza	7.2	4.2	10.4
Tournesol	3.5	0.8	0.2
Pois	13.3	18.8	6.5
Fourrages	2.9	0.9	2.8
STH	6	3.5	4.3
Jachères	0	14	4.3

TAB. 3.2: Evolution des pourcentages des principales cultures sur la SAU du Grand Morin

Les modifications entre 1988 et 2000 sont essentiellement liées à des contraintes écologiques et économiques :

²Surface Agricole Utile.

³surface toujours en herbes.

1. la mise en œuvre du gel des terres imposé par la politique agricole commune, qui impose de geler 15 % des surfaces en céréales - oléo-protéagineux des exploitations dans le système de la jachère tournante et 20 % dans le système de la jachère fixe ;
2. la sécheresse de 1989-1992, ayant surtout affecté le maïs très gourmand en eau.

3.3.3.2 Le drainage agricole

Pourcentage superficie drainée	Pourcentage 1979	Pourcentage 1988	Pourcentage 2000
0-18 %	33.9	10.7	6.8
18-36 %	24.0	14.0	0
36-54 %	23.1	30.6	33.8
54-72 %	14.0	27.3	21.8
>72 %	5.0	17.4	37.6

TAB. 3.3: Répartition des communes du Grand Morin selon le pourcentage de la superficie drainée lors des RGA 1979, 1988 et 2000

Dans le bassin du Grand Morin, le drainage est centenaire et utilise des techniques très variées. Sa mise en œuvre s'est imposée du fait de la couverture limoneuse. Les limons ont une perméabilité faible (10^{-5} m.s⁻¹ (Mégny, 1979)) et recouvrent l'ensemble du plateau. Ils forment un même ensemble aquifère avec les formations de Brie. Lors des hivers pluvieux, les fortes précipitations imbibent les limons par infiltration et par remontée des nappes. Pour faciliter et accélérer le drainage des sols, les agriculteurs ont construit de nombreux réseaux de drains enterrés, tout d'abord en poterie, puis en PVC.

Dans le bassin du Grand Morin, la part de SAU drainée reste en constante augmentation. Entre les RGA de 1979 et 1988, les superficies drainées, pour l'ensemble du bassin ont augmenté de plus de 50 %. Dans plus du tiers des communes, elles couvrent maintenant une superficie supérieure à 35 % de la SAU (Tableau 3.3)

Une carte (Figure 3.5) des taux de drainage a été déterminée à partir du RGA 1988 (Penven et al., 1998). Elle fait ressortir l'importance de cette pratique dans la partie centre-ouest du bassin versant. Les pourcentages des superficies drainées les plus importants se rencontrent sur les plateaux au nord du Grand Morin et entre cette rivière et l'Aubetin. En revanche, les secteurs les moins drainés apparaissent aux extrémités ouest et est du bassin, ainsi que dans les secteurs amont de l'Aubetin.

Penven et al. (1998) ont constaté que :

1. les zones les plus drainées correspondent aux plateaux recouverts de placages de limons. Elles sont occupées par des cultures d'hiver (blé-orge, maïs peu de colza) associées aux cultures de printemps ;
2. les parties peu drainées le sont pour des raisons variées :
 - à l'ouest, le sol est constitué soit de sols à texture argileuse, soit très urbanisé (vallée du Grand Morin), soit couvert par de la forêt (Crécy-le-Chapelle et Armainvilliers) ;
 - à l'est, le plateau est constitué partiellement de sols à texture argilo-sableuse et limono-argilo-sableuse pour lesquels le drainage est moins indispensable, voire inutile. De plus, ces caractéristiques favorisent l'implantation du colza dont les racines profondes

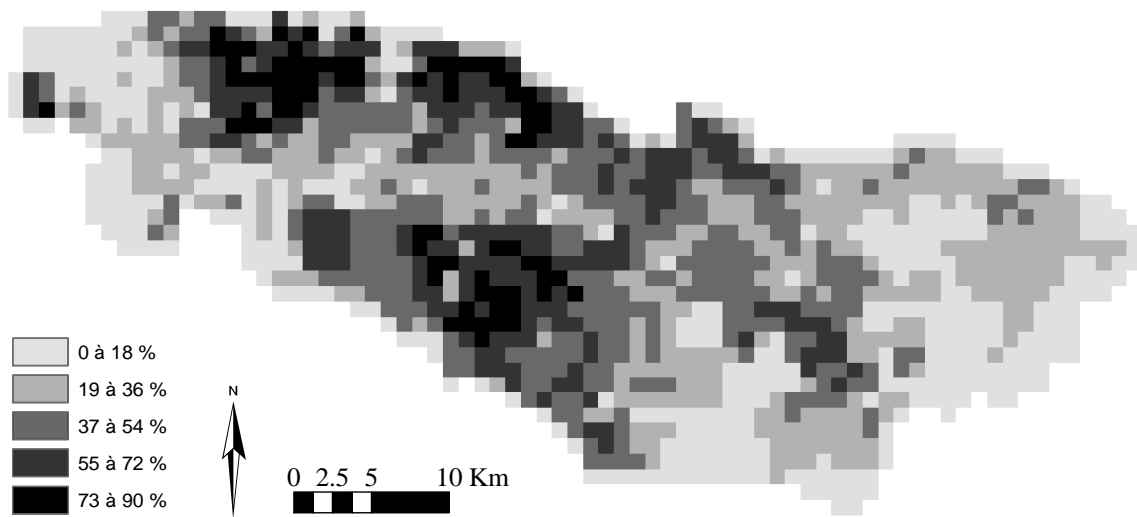


FIG. 3.5: Classes de superficies drainées dans le bassin versant du Grand Morin, exprimées en pourcentages (RGA 1988)

- présentent un risque pour le réseau de drainage. Ce secteur est aussi fortement occupé par des forêts domaniales et privées ;
- le secteur sud correspond au plateau et à la vallée de l'Aubetin. Les sols y sont argilo-caillouteux et souvent peu épais, ce qui rend le drainage peu efficace.

Deuxième partie

Modélisation intégrée d'un bassin versant

Chapitre 4

Modélisation intégrée du bassin du Grand Morin - Choix conceptuels

4.1 La notion de modèle

Au sens large, on définit un modèle comme un moyen permettant de raisonner sur un (ou des) phénomène(s) en faisant appel à des entités ou à des représentations de processus élémentaires qui sont censés être à l'origine de ce(s) phénomène(s), ou qui permettent de le(s) reconstituer par combinaisons ou assemblages (Kauark-Leite, 1990). Dans le contexte de la compréhension d'un hydrosystème, la modélisation a pour ambition de synthétiser le savoir déjà acquis dans les différentes spécialités scientifiques et de l'intégrer dans une représentation conceptuelle du système afin de faciliter l'analyse globale du milieu pour le gérer ensuite au mieux. Cette démarche pose de nombreux problèmes comme l'acquisition des données de base, l'interprétation des phénomènes à une certaine échelle spatio-temporelle, le changement d'échelle afin d'utiliser une connaissance sur un domaine différent de celui de validité *a priori*, la fiabilité du modèle.

Comme le fait remarquer Kauark-Leite (1990), "*c'est la question qui doit déterminer la construction du modèle et non l'inverse et c'est le type de questions qui restreint le mode de modélisation à choisir*". C'est ainsi que, par exemple dans le domaine de l'annonce des crues, on pourra faire le choix d'utiliser des modèles simples et robustes, comme les modèles GR du CEMAGREF (Edijatno et al., 1999; Perrin et al., 2001). Par contre, dès lors que l'on souhaite représenter des flux de polluants, contraints essentiellement par la physique du milieu, de tels modèles ne sont plus adaptés puisqu'ils n'ont pas pour objectif de représenter les mécanismes de transfert à l'intérieur du domaine modélisé. Pour répondre à des problématiques complexes, on a souvent recours au couplage de modèles. Cela consiste à faire dialoguer des modèles, dédiés à une problématique, afin de pouvoir modéliser les processus liés à cette problématique sur une gamme spatio-temporelle plus large. C'est le cas par exemple des travaux de Gomez (2002) qui ont permis de modéliser l'évolution, à l'échelle du bassin de la Marne, des pollutions azotées sur la période 1970-1999, en couplant un modèle de transfert hydrique dans le bassin avec un modèle agronomique.

Nous avons fait le choix de développer une plate-forme de modélisation qui soit capable de prendre en compte des sources de pollution diffuses et ponctuelles, et de transférer les flux de polluants dans le milieu naturel du sol jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Pour déterminer l'impact des différentes sources de pollution sur un réseau hydrographique, nous

devons être capables de traiter plusieurs problématiques dans plusieurs compartiments du bassin versant. Ainsi le modèle doit pouvoir simuler l'hydrologie et l'hydrogéologie du bassin ainsi que l'hydrodynamique en rivière. Ensuite le transport et l'évolution biogéochimique des variables de qualité d'eau doivent être simulés tout au long de leur cheminement dans les différents compartiments du bassin. Les processus à prendre en compte dans le bilan d'eau sont le prélèvement par les plantes, le ruissellement de surface, l'infiltration à la base de la zone racinaire, l'écoulement dans la zone non saturée, l'écoulement dans les aquifères et l'écoulement en rivière. Les éléments constitutifs du milieu physique qui nous intéressent sont la surface du sol, la zone racinaire, la zone non saturée, les aquifères profonds et les rivières. Le transport et les processus biogéochimiques pertinents sont aussi à simuler dans chacun de ces cinq compartiments.

L'objet de ce chapitre est de dresser un état de l'art concernant la modélisation des bassins versants, et de justifier les choix faits pour l'élaboration de CAWAQS.

4.2 Classification des modèles

Les modèles de simulation cherchent à reproduire des phénomènes ou à prévoir le comportement d'un système soumis à des sollicitations données. On calcule l'évolution de variables inconnues (les sorties) en fonction des variables connues (les entrées) et des paramètres du système. Nous nous intéresserons uniquement à ces modélisations parmi lesquelles trois grands types de modèles émergent (Kauark-Leite, 1990) :

- Les modèles mécanistes qui englobent les modèles physiques et déterministes.
- Les modèles conceptuels qui englobent les modèles paramétriques, boîte-grise, et synthétiques.
- les modèles empiriques qui englobent les modèles boîte-noire et entrée-sortie.

Les modèles mécanistes décrivent les mécanismes internes du système en se basant sur une bonne connaissance de la structure physique du système et sur des lois de la mécanique, de la physique (conservation de la masse, de l'énergie, de la quantité de mouvement, etc.), de la chimie (équilibre chimique et thermodynamique, cinétiques chimiques) ou de la biologie (lois de comportement de croissance). Quand la structure du système et les lois qui le régissent sont inconnues, ou quand la mise en œuvre d'un modèle mécaniste devient trop compliquée (informations insuffisantes), on procède à une simplification de la représentation du système en terme de géométrie et de processus. On aboutit alors à des modèles conceptuels qui ont pour objectif de décrire le concept physique de comportement du système par une représentation plus simple. Cette représentation, bien qu'ayant un sens physique, s'éloigne de la réalité physique. Ces modèles peuvent être distribués au sens spatial ou non. Pour leur part, les modèles empiriques ne font pas référence aux processus internes du système et se contentent simplement d'établir des relations directes entre les variables de forçage et les variables de sortie.

Au sein de cette classification, certains modèles peuvent aussi être désignés comme étant stochastiques, s'ils prennent en compte le caractère aléatoire de certaines variables du modèle sous la forme d'une fonction de distribution de probabilités. Notons par ailleurs que, dans le cas de couplages entre modèles, il est possible de combiner des modèles conceptuels et mécanistes. C'est le cas par exemple du modèle hydrologique couplé MODCOU (Ledoux, 1980; Ledoux et al., 1984; Golaz-Cavazzi, 1999) qui représente les bilans hydriques à l'aide d'un modèle à réservoirs, et les écoulements souterrains avec un modèle mécaniste.

4.3 Les différents types de couplages

Le couplage des modèles entre eux ainsi que leur niveau d'intégration avec la gestion de l'information spatiale se définit sur une échelle qualitative qui va du type *lâche* au type *imbriqué*, en passant par un niveau médian de type *serré*. Dans un couplage de type *lâche*, les modèles sont totalement dissociés et les données sont transférées d'un modèle à l'autre, de manière séquentielle; il s'agit d'un chaînage de modèles. Ce type de couplage est très employé car il demande peu de modifications informatiques des modèles existants. On parle aussi de couplage *off-line*. Dans un couplage de type *serré*, les modèles fonctionnent toujours de manière indépendante mais font partie d'une interface commune. Dans le couplage *imbriqué*, les modèles sont les composantes d'une même application et partagent la même base de données. Ce type de couplage nécessite des développements informatiques très importants. On parle alors de couplage *on-line*.

4.4 L'état de l'art

4.4.1 Les modèles de bassin

Il existe dans la littérature plusieurs essais critiques de classification des modèles mathématiques utilisés dans les sciences de l'eau (Beven, 1989; Kauark-Leite, 1990; Villeneuve et al., 1998; Ambroise, 1999). Afin d'avoir une meilleure vision des différents modèles existants, nous nous sommes basés sur la classification de Arheimer et Olsson (2003) qui ont analysé les modèles par rapport à la problématique dont ils traitent. Cette approche permet de comparer des modèles couplés entre eux.

Pour ce qui est des modèles de bassin (Tableau 4.1), Arheimer et Olsson (2003) ont retenu neuf modèles, AGNPS, HBV-N, INCA, MAGIC, MERLIN, MIKE SHE, SHETRAN, SMART 2 et SWAT. Nous décrirons aussi les modèles GIBSI, PEGASE, SENEQUE 3, et la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM.

Les modèles MIKE SHE et SHETRAN, basés sur le modèle SHE (Abbott et al., 1986b; Christiaens et al., 1995), sont, avec MODCOU, les modèles hydrologiques les plus mécanistes. Les autres modèles représentent les aquifères de façon sommaire (un réservoir de mélange uniforme sur toute la zone). Ils ne permettent pas de prendre en compte les hétérogénéités spatiales du milieu et, par conséquent, de représenter les teneurs en éléments dissous dans les eaux de surface (exutoire ultime des eaux souterraines).

De plus, la modélisation de la qualité des eaux en rivière, lorsqu'elle existe, est majoritairement basée sur le modèle QUAL2 (c'est le cas de MIKE SHE, SHETRAN, SWAT et GIBSI). De plus QUAL2 reste limité pour représenter un certain nombre de processus en rivière à l'aval des rejets car il ne prend pas en compte les biomasses bactériennes ni les classes de biodégradabilité de la matière organique (Even et al., 1998). Notons cependant que le modèle SWAT est en cours d'évolution au niveau de la prise en compte des apports diffus et de la modélisation de la qualité d'eau en rivière. Une version intégrant les concepts de RWQM (Reichert et al., 2001), qui, entre autres, représente explicitement les dynamiques bactériennes en rivière, a permis d'aboutir au modèle ESWAT (Vandenberghé et al., 2001; Van Griensven et Bauwens, 2003).

De même, concernant la modélisation de l'érosion, ces modèles se basent essentiellement sur le modèle USLE (Wischmeier et al., 1978), modèle conceptuel dont les paramètres ont été déterminés pour des bassins représentatifs de l'est des Etats-Unis. L'application de ce modèle

à d'autres sites semble très délicate et est souvent contestée (Nearing et al., 1994; Zhang et al., 1996).

4.4.2 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates dans le sol et la zone non saturée

Les principaux processus simulés dans les sols sont :

- les processus hydrologiques tels que l'évaporation, le prélèvement d'eau par les plantes, l'eau ruisselée et infiltrée, et le stockage dans le sol;
- les transformations biochimiques de l'azote (minéralisation, organisation, nitrification, dénitrification, volatilisation), l'absorption d'azote par la plante;
- les transferts d'eau et de nitrates dans le sol et la zone non saturée.

Ces processus ont, très souvent, été pris en compte dans des modèles liés au secteur agricole et aux risques environnementaux dus aux transferts des pesticides et des fertilisants. Diekkrüger et al. (1995) proposent une intercomparaison de dix neuf modèles dédiés à l'étude d'un agrosystème. Ils mettent en évidence la très grande variabilité des résultats de ces modèles sur un même jeu de données. L'azote infiltré à la base de la zone racinaire varie, selon les modèles, entre 200 et 1 900 kgN.km⁻².an⁻¹ !

Les modèles mécanistes, tels que SHE, DAISY, SOILN, MACRO, HYDRUS, WHNSIM, WAVE sont basés sur une représentation, la plus détaillée possible, des mécanismes d'écoulement et du transport de soluté. Dans ce type de formulation, les transferts d'eau et de solutés s'appuient sur les lois de la physique et de la chimie. Les équations de Richard sont utilisées pour représenter les transferts d'eau tandis que les équations de convection-dispersion fondées sur les lois de Fick sont utilisées pour représenter les transferts de solutés. Celles-ci peuvent aussi être couplées à des équations représentant des processus chimiques, de sorption/désorption ou d'oxydo-réduction. Ces modèles constituent d'excellents outils de recherche permettant d'étudier en détail les mouvements d'eau et de solutés dans différents milieux. Par contre, ils requièrent un grand nombre de paramètres d'entrée que l'utilisateur est souvent obligé de caler.

Les modèles conceptuels comme AGRIFLUX, MRISK-N, STICS utilisent des traitements simplifiés utilisant, par exemple pour représenter les écoulements, une discrétisation conceptuelle du sol en cascade de réservoirs. L'avantage de ces modèles par rapport aux précédents est de présenter une structure mathématique plus simple et de faire intervenir un nombre "relativement" limité de paramètres de calage. Cependant, ces modèles semblent moins bien adaptés pour des sols qui se saturent en eau (Diekkrüger et al., 1995).

En règle générale, l'un des problèmes majeurs de ces modèles d'agrosystèmes est la spatialisaiton des modèles agronomiques qui ont souvent été développés sur des colonnes de sol. La spatialisaiton se fait souvent par juxtaposition d'écoulements verticaux mono-dimensionnels. Ainsi on passe de l'échelle de la colonne de sol à celle de la parcelle (Huwe et Totsche, 1995) ou à des unités de simulation de plusieurs dizaines d'hectares (Gomez, 2002; Wriedt, 2004). Le Tableau 4.2 présente une vision synthétique de ces modèles.

MODÈLE	ORIGINE	PROCESSUS ET SUBSTANCES MODÉLISÉES	TYPE DE MODÈLE
AGNPS	USDA ; 1987	Nutriments, pesticides	Conceptuel
		(Young et al., 1989; Klaghofer et al., 1993; Fisher et al., 1997; Rode et Frede, 1997; Rode et Frede, 1999)	
GIBSI	INRS-EAU ; 1997	Eutrophisation, pesticides, nutriments, sédiments	Conceptuel, mécaniste
		(Mailhot et al., 1997; Rousseau et al., 2000)	
HBV-N	SMHI ; 1994	Cycle de l'azote	Conceptuel
		(Arheimer et Wittgren, 1994; Arheimer et Brandt, 1998; Liden et al., 1999; Arheimer et Brandt, 2000)	
		(Andersson et Arheimer, 2001; Pettersson et al., 2001)	
INCA	Univ. of Reading ; 1998	Cycle de l'azote	Conceptuel, mécaniste
		(Wade et al., 2002; Whitehead et al., 1998)	
MAGIC	Univ. of Virginia ; 1985	Acidification	Conceptuel, mécaniste
		(Cosby et al., 1985; Cosby et al., 1995; Cosby et al., 2001)	
MERLIN	Univ. of Virginia ; 1997	Acidification, transport de l'azote	Conceptuel
		(Cosby et al., 1997; Emmett et al., 1997; Kjonaas et Wright, 1998; Wright et al., 1998)	
MIKE SHE	DHI ; 1993	Eutrophisation, transport de polluants, transport d'azote	Mécaniste
		(Refsgaard et al., 1998; Refsgaard et al., 1999)	
PEGASE	×	Eutrophisation, nutriments	Conceptuel
		(Smits et al., 1997)	
SENEQUE 3	UMR Sysiphe ; 1994	Eutrophisation, nutriments	Conceptuel, mécaniste
		(Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995), voir aussi RIVERSTRAHLER (Tableau 4.4)	
SHETRAN	Univ. of Newcastle ; 1996	Evolution des polluants, transport de l'azote et des sédiments	Mécaniste
		(Lunn et al., 1996; Moxey et White, 1998; Ewen et al., 2000)	
SMART2	Wageningen UR ; 1989	Acidification, cycle des nutriments	Mécaniste
		(Vries et al. J. Kämäri, 1989; Kämäri et al., 1998; Bilaletdin et al., 2001)	
STICS-MODCOU	PIREN SEINE ; 2002	Cycle de l'azote	Mécaniste, conceptuel
		(Gomez, 2002; Gomez et al., 2003)	
SWAT	USDA ; 1993	Eutrophisation, pesticides, nutriments, sédiments	Conceptuel
		(Arnold et al., 1998; Krysanova et al., 1998; Krysanova et Becker, 1999; Shepherd et al., 1999)	
		(FitzHugh et Mackay, 2000; Neitsch et al., 2002)	
SWAT + MODFLOW + MT3DMS	UMR Sysiphe + JRCEC*	Eutrophisation, nutriments, substances dissoutes	Conceptuel, mécaniste
		(Conan et al., 2003)	
		* Joint Research Centre of the European Commission.	

TAB. 4.1: Modèles de qualité d'eau à l'échelle du bassin versant

MODÈLE	ORIGINE	PROCESSUS ET SUBSTANCES MODÉLISÉES	TYPE DE MODÈLE
AGRIFLUX	INRS-EAU ; 1993 (Larocque et Banton, 1995)	Cycle de l'azote	Conceptuel, mécaniste
ANIMO	Wageningen UR ; 1991 (Rijtema et Kroes, 1991; Schoumans et Gronendijk, 2000)	Cycle des nutriments	Mécaniste
DAISY	NPO Danemark ; 1990 (Styczen et Storm, 1993; Svendsen et al., 1995)	Cycle de l'azote	Mécaniste
EPIC	USDA ; 1984 (Lunn et al., 1996)	Erosion du sol, cycle des nutriments, pesticides, économie	Conceptuel
GLEAMS	USDA ; 1987 (Leonard et al., 1997; Shirmohammadi et Knisel, 1994)	Cycle des nutriments, pesticides	Conceptuel
HYDRUS/SWMS	USDA ; 1996 (Mailhol et al., 2001)	Transport dissous	Mécaniste
MACRO	SLU (Larsson et Jarvis, 1999; Jarvis et al., 2000; Larsbo et Jarvis, 2003)	Transport dissous, pesticides	Mécaniste
mrISK-N	× (Gusman et Marino, 1999; Wriedt, 2004)	Cycle de l'azote	Conceptuel, mécaniste
PEARL	Alterra ; 2000 (Kroes et al., 2000; Leistra et al., 2000; Tiktak et al., 2000)	Pesticides	Mécaniste
SOILN	Swe. Univ. Agric. Scien. ; 1987 (Johnsson et Hoffmann, 1998; Jansson, 1991)	Cycle de l'azote	Mécaniste
STICS	INRA ; 1998 (Brisson et al., 1998)	Cycle carbone, azote et phosphore dans la zone racinaire	Conceptuel, mécaniste
WAVE	Univ. Leuven ; 1995 (Vanclouster et al., 1995; Vanclouster et al., 2000; Duwig et al., 2003)	Transport chimique, de chaleur, dissous	Mécaniste
WHNSIM	× (Huwe et Totsche, 1995)	Cycle de l'azote, transport de chaleur, dissous	Mécaniste

TAB. 4.2: Modèles de qualité d'eau du sol, échelle de la parcelle agricole au bassin versant

MODÈLE	ORIGINE	PROCESSUS ET SUBSTANCES MODÉLISÉES	TYPE DE MODÈLE
ASM/ASMWIN	ETH ; 1986	Écoulements souterrains, transport (régime permanent uniquement)	Mécaniste
METIS	ENSMP Goblet (1981)	Écoulements souterrains, advection, dispersion, fractures	Mécaniste
NEWSAM	ENSMP (Ledoux, 1975; Ledoux, 1980; Levassor et Ledoux, 1996)	Écoulements souterrains, advection	Mécaniste
MODFLOW+ MTD/RTD	USGS (McDonald et Harbaugh, 1988; Ashley, 1994; Clement et al., 1998; Lasserre et al., 1999; Olsthoorn, 1999)	Écoulements souterrains, advection, dispersion anisotrope, sorption, desorption	Mécaniste

TAB. 4.3: Modèles hydrogéologiques

4.4.3 Modélisation hydrogéologique

Les modèles hydrogéologiques recensés (Tableau 4.3) sont tous du type mécaniste. En hydrogéologie, les modèles existants utilisent une discrétisation de l'espace en mailles régulières ou irrégulières. Les processus sont ensuite représentés en utilisant les équations aux dérivées partielles des écoulements en milieu poreux (équations de Darcy, Dupuit, Boussinesq). Si les conditions initiales et les conditions imposées aux limites sont connues, la résolution de ces équations permet de simuler l'évolution du système en tout point d'une discrétisation spatio-temporelle finie. Excepté METIS qui utilise une méthode aux éléments finis, ils utilisent tous une méthode de différences finies. Tous ces modèles simulent le transport de polluants en aquifère. Actuellement, des efforts sont faits pour coupler ces modèles avec les modèles décrivant les zones racinaire et non saturée (Arheimer et Olsson, 2003). C'est le cas par exemple de MODFLOW, qui a été couplé avec MRISK-N par Wriedt (2004), ou encore de NEWSAM, couplé avec STICS et MODCOU par Gomez (2002).

4.4.4 Modélisation des rivières

De nombreux modèles de simulation de la qualité des eaux en rivière sont disponibles. En général, la description des processus de transformation est mécaniste et le transport s'appuie sur un modèle hydraulique. Le calcul des flux d'eau est soit mécaniste (PROSE, MIKE 11, AQUASIM, CE-QUAL), soit conceptuel (les biefs de rivière sont représentés par des réservoirs) comme dans RIVERSTRAHLER, WEST, QUAL 2. Certains codes, comme WASP 6 par exemple, utilisent des relations vitesse-hauteur-débit. Le Tableau 4.4 présente brièvement une synthèse des principaux modèles de qualité d'eau en rivière (Reichert et al., 2001; Arheimer et Olsson, 2003).

MODÈLE	ORIGINE	BIBLIOGRAPHIE	TYPE DE MODÈLE
AQUASIM	EAWAG	(Reichert, 1994)	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, phytoplancton O, zooplancton O, processus benthiques O		
CE-QUAL	US Army Engineer Waterways Experiment Station	(Wells, 2000)	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, phytoplancton O, zooplancton O, processus benthiques N		
DESERT	IIASA	(Ivanov et al., 1996; DeMarchi et al., 1999)	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température N, bactéries N oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice N, phytoplancton O, zooplancton N, processus benthiques N		
ISIS	HR Wallingford, UK	(Wallingford, 1996)	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, phytoplancton O, zooplancton N, processus benthiques O		
MIKE 11	DHI	(DHI, 1992; Crabtree et al., 1994)	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température O, bactéries O oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, phytoplancton O, zooplancton O, processus benthiques O		
PROSE	ENSMP, UMR Sysiphe, France	(Even, 1995; Even et al., 1998; Even et al., 2004; Flipo et al., 2004)	Mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température N (lue) bactéries O, oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, Phytoplancton O, zooplankton O, processus benthiques O		
QUAL 2	US EPA	(Brown, 1987; Barnwell et al., 1987; Brown et Barnwell, 1987)	Conceptuel, mécaniste
	Hydrodynamique N, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments N, température O, bactéries N oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice N, phytoplancton O, zooplancton N, processus benthiques N		
RIVERSTRAHLER	UMR Sysiphe, France	(Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995)	Conceptuel, mécaniste
	Hydrodynamique O, advection O, dispersion N, modèle de qualité des sédiments O, température N, bactéries O oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice O, phytoplancton O, zooplancton N, processus benthiques N		
WASP 6	US EPA	(Ambrose et al., 1988; Wool et al., 2001)	Forçage, mécaniste
	Hydrodynamique N, advection O, dispersion O, modèle de qualité des sédiments O, température N, bactéries N oxygène dissous O, azote O, phosphore O, silice N, phytoplancton O, zooplancton N, processus benthiques O		

TAB. 4.4: Modèles de qualité d'eau en rivière. O : processus modélisé ; N : processus non modélisé.

4.5 Gestion de l'information spatiale

La gestion environnementale à l'échelle régionale implique la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques du milieu, d'un point de vue agronomique, hydrologique et fluvial. Du point de vue hydrologique, de nombreux modèles, apparus au cours des trente dernières années, utilisent de nombreux paramètres distribués. Du point de vue agronomique, des modèles de recherche portant sur la dynamique des systèmes agricoles ont été adaptés à la notion de gestion environnementale et appliqués sur des bassins expérimentaux afin de quantifier les volumes d'eau et les masses de contaminants agricoles susceptibles d'atteindre les eaux souterraines (Geng, 1988; Dupuy et al., 1997a; Dupuy et al., 1997b; Schnebelen, 2000). Les cours d'eau, quant à eux, doivent être géoréférencés afin de les connecter à leurs zones de drainage surfacique et hydrogéologique. L'application de ces modèles à l'échelle régionale exige une masse considérable de données et une caractérisation spatiale très fine du territoire à modéliser. A ce sujet, le développement des MNT¹ et de la télédétection permet de simplifier la phase d'intégration de ces paramètres physiques. Les données géoréférencées sont alors fréquemment gérées par des SIG² qui permettent de croiser différents types d'informations spatiales : ponctuelles, vectorielles et matricielles. A ce titre, ils constituent un pré-requis à l'utilisation des modèles avec un niveau d'intégration aux chaînes de modélisation plus ou moins *lâche*.

Plus récemment, sont apparus des systèmes qui combinent des modèles mathématiques avec des fonctions SIG et un SGDB³. C'est le cas par exemple de PEGASE, GIBSI, SWAT, SENEQUE 3 (Table 4.1). Ces systèmes permettent de simuler l'ensemble des processus physiques et chimiques sur un bassin versant. Ils offrent dans certains cas des possibilités de visualisation et de mise en œuvre de scénarii. Cette interactivité permet un usage plus convivial de ces modèles, mais leur complexité d'utilisation est le plus souvent élevée, ce qui pose le problème du transfert aux utilisateurs gestionnaires, qui ne sont pas spécialistes de la modélisation. Ces systèmes sont contraints par l'objectif de gestion auquel ils sont dédiés, aspect qui prévaut souvent sur la capacité de simulation en terme de finesse des processus (Orlob, 1992). Néanmoins, ces systèmes constituent une étape importante vers la mise en place d'outils de modélisation en contexte opérationnel. Leurs développements futurs devraient permettre de gérer l'interdépendance des multiples usages de l'eau et de comparer la valeur économique de différents scénarii d'usage (coûts-bénéfices), en intégrant des modules socio-économiques à ces systèmes.

4.6 La plate-forme de modélisation CAWAQS

Nous avons choisi d'adopter autant que faire se peut une modélisation mécaniste pour simuler le transfert et la transformation des pollutions azotées dans le bassin. L'utilisation de ce type de modélisation est intéressante pour comprendre les processus de base régissant le fonctionnement des systèmes (Abbott et al., 1986a), malgré tous les problèmes effectivement existants de non unicité d'un jeu de paramètres pour simuler un jeu d'observations (Beven, 1989), de changement d'échelle (détermination d'un paramètre localement puis utilisation de

¹Modèles numériques de terrain.

²Systèmes d'Informations Géographiques.

³Système de gestion de bases de données

ce même paramètre à plus grande échelle sans réelle justification). Les modèles mécanistes permettent également d'identifier plus facilement des chaînons explicatifs manquants.

La plate-forme de modélisation CAWAQS (CATCHment WATER Quality Simulator) a été développée lors de cette thèse afin de répondre à la problématique du devenir des pollutions azotées dans l'ensemble d'un bassin versant. Dans cette partie, nous justifions du choix des différents sous-modèles. Une présentation exhaustive des processus modélisés par CAWAQS fait l'objet du chapitre suivant.

4.6.1 Le réseau hydrographique

Le fonctionnement écologique d'un cours d'eau est fortement contraint par les caractéristiques hydrauliques de l'écoulement (débit, vitesse, hauteur d'eau). Il est par conséquent utile de disposer d'un modèle de simulation du comportement hydraulique du système étudié. Par ailleurs, il convient, dans une optique de modélisation de la qualité de l'eau des cours d'eau amont en période de basses eaux, de prendre en compte le compartiment benthique périphtique qui joue un rôle primordial dans le cycle du carbone, de l'oxygène et des éléments nutritifs (Reichert et al., 2001; Flipo et al., 2004). La prise en compte de ce compartiment impose de gérer un compartiment benthique fixe et géoréférencé ainsi que le transit de l'eau dans le réseau hydrographique. PROSE (Even, 1995; Even et al., 1998), grâce à de récents développements (Flipo et al., 2004), qui font l'objet du chapitre 11 (p.145), est l'un des rares modèles de qualité d'eau apte à traiter cette problématique. De plus, PROSE simule les processus d'érosion et de sédimentation ainsi que les consommations bactériennes benthiques. Ces processus peuvent, eux aussi, être primordiaux en amont des seuils, où l'on peut observer de fortes désoxygénations de la colonne d'eau.

De plus des études sur le Grand Morin avaient été menées à l'aide du modèle PROSE (Bourlange, 2000; Flipo et al., 2001). PROSE a été choisi pour modéliser l'hydraulique, le transport et la biogéochimie sur l'ensemble du réseau hydrographique du Grand Morin. La plate-forme de modélisation CAWAQS a été pensée dans l'optique de modéliser l'impact des pollutions diffuses sur la qualité des eaux en rivières. La structure de CAWAQS a donc été définie autour du modèle de biogéochimie en rivière PROSE.

4.6.2 Interface eau-sol-plante et répartition des eaux de surface

Le modèle agronomique STICS (Brisson et al., 1998) a récemment été spatialisé sur le bassin de la Seine dans le but de simuler le transfert des nitrates lors des trente dernières années (Gomez, 2002; Gomez et al., 2003). Les premiers résultats de cette chaîne de modélisation sont très satisfaisants et ouvrent des perspectives très intéressantes quant à la compréhension des transferts de nitrates dans le bassin. De plus cette approche distribuée à grande échelle devrait bientôt permettre d'aborder la problématique des contaminations des aquifères par les pesticides.

Un important travail a été réalisé pour spatialiser STICS sur le bassin de la Seine. Cette spatialisation reste inchangée dans CAWAQS, et elle permet ainsi de définir les flux de nitrates en entrée de CAWAQS.

4.6.3 Transit dans la zone non saturée

Pour ce qui concerne la zone non saturée, nous ne disposons pas d'informations à grande échelle pour en décrire les propriétés. Nous avons donc fait le choix d'adopter, comme Gomez

(2002), une approche conceptuelle de type cascade de Nash en y incorporant un effet piston pour le transfert de matière.

4.6.4 Les aquifères

D'un point de vue géochimique, les eaux de rivière, à l'étiage, proviennent des aquifères profonds. Le bassin versant souterrain correspondant à une rivière n'est pas équivalent à son bassin versant de surface ; le niveau de base de la pollution d'une rivière résulte donc du cheminement des eaux dans le sous-sol. Un modèle souterrain étendu au bassin versant souterrain hydrographique permet d'estimer de manière plus exacte les flux de polluants parvenant à la rivière. Le modèle NEWSAM (Ledoux, 1975; Levassor et Ledoux, 1996) a été appliqué à l'ensemble du bassin de la Seine dans le cadre du travail de thèse de E. Gomez (2002). Nous avons donc choisi d'utiliser ce modèle pour représenter les écoulements en aquifère.

4.7 Conclusions

En résumé, après avoir pris connaissance d'un large ensemble de modèles, nous avons choisi de construire la plate-forme de modélisation CAWAQS sur une base déterministe. Les modèles retenus sont ceux utilisés dans le cadre du PIREN SEINE. D'une part, une quantité importante de données d'entrée est disponible pour ces modèles. Notamment, pour ce qui concerne les apports diffus en nitrates, l'ensemble des pratiques agricoles a été renseigné pour le modèle STICS sur la bassin de la Marne, dont fait partie le bassin du Grand Morin. D'autre part, ces modèles ont déjà fait l'objet de validation lors d'études antérieures réalisées sur le bassin de la Seine, dans le cadre du PIREN SEINE. Finalement, le couplage des modèles STICS, NEWSAM et PROSE permet d'étudier finement le transfert et la transformation des flux d'azote sur le bassin du Grand Morin.

Pour conserver une structure souple, l'un des principaux attributs de CAWAQS est sa modularité informatique. Ainsi le modèle STICS spatialisé n'est pas appelé à chaque simulation mais les résultats de simulations sont relus directement par CAWAQS. Cette structure souple s'avère utile lorsqu'il s'agit d'étudier des scénarii de gestion portant uniquement sur les apports ponctuels. Elle offre aussi la possibilité de comparer les simulations de différents modèles agronomiques sans étape de codage informatique, car les forçages d'entrées peuvent être simplement lus par le modèle. A cet effet, des outils ont été développés sous Arcview (SIG), afin de traiter l'information spatiale et de permettre d'estimer des flux sur des mailles quelconques. Cependant, la chaîne de modélisation utilisant des formats de lecture propres, elle peut effectuer des simulations indépendamment de tout SIG ou SGDB.

Chapitre 5

La structure de modélisation : CAWAQS - CAATCHMENT WATER QUALITY SIMULATOR

5.1 Introduction

La plate-forme de modélisation développée lors de ce travail de thèse a été appelée CAWAQS (CAATCHMENT WATER QUALITY SIMULATOR). Elle a été appliquée sur le Grand Morin pour analyser les flux d'eau et de matière associée. CAWAQS résulte du couplage *serré*¹ entre NEWSAM et PROSE, eux-mêmes couplés de manière *lâche* avec STICS.

L'objet de ce chapitre est de clarifier les concepts utilisés pour cette modélisation, tant au niveau de la conceptualisation de l'espace et de la gestion des données que des processus modélisés.

Lors du travail de thèse, les développements suivants ont été réalisés² :

1. conceptualisation de la structure spatiale du modèle (section 5.2). Les cellules de définition de la surface et de l'information spatiale peuvent être de tailles et de formes quelconques, seul NEWSAM impose des contraintes géométriques pour le modèle souterrain. Des programmes, AV-XMAILLE et GIS2WAQS (section 6.3, p.82), ont été développés afin de définir les transferts entre les différents maillages : souterrains, de surface, d'application de STICS spatialisé, et de conditions aux limites (données météorologiques) ;
2. couplage *serré* entre NEWSAM et PROSE. Cette étape comprend aussi l'adaptation de PROSE à la gestion d'un réseau hydrographique hétérogène en terme de régimes d'écoulements (section 6.4 p.83) ;
3. développement d'un module complet de périphyton dans le modèle PROSE (chapitre 11 p.145), qui initialement ne prenait pas en compte ce compartiment biologique fondamental dans le fonctionnement écologique des petits cours d'eau ;
4. l'adaptation du modèle de la zone non saturée afin de prendre en compte les fluctuations piézométriques des aquifères (section 5.3.4.1 p.54). L'épaisseur de la zone non saturée est variable au cours du temps dans CAWAQS ;

¹Les types de couplage sont définis à la section 4.3 p.35.

²Pour plus d'indications sur ces développements, se référer aux sections *ad hoc* ; ce chapitre ne fait qu'une description de la structure de CAWAQS.

5. calcul des bilans sur l'ensemble du bassin, et dans ses différentes composantes. En rivière, le calcul des bilans dans tous les compartiments biologiques a été codé. Ces développements sont nécessaires pour analyser finement le fonctionnement d'un hydrosystème.

5.2 Structure spatiale de CAWAQS

Pour modéliser l'ensemble des apports à la rivière, il faut tenir compte à la fois des apports de surface et des apports souterrains. D'un point de vue purement hydrologique, cela suppose de simuler les écoulements de surface, et les écoulements souterrains, sur un système hydrogéologique multicouches. Dans la chaîne de modélisation mise en place, chaque étape du transit de l'eau est représentée par un ensemble de modules (PROSE pour la rivière, NEWSAM pour les aquifères, NONSAT pour la zone non saturée, et REPSUR pour le bilan hydrique de surface) plus ou moins indépendants les uns des autres. Chaque module a, à l'origine, sa propre résolution spatiale, il a donc fallu définir une représentation spatiale cohérente. La représentation des écoulements au moyen de la chaîne de modélisation nécessite en premier lieu de définir la structure du système hydrologique (Flipo et al., 2005) (Figure 5.1).

5.2.1 Définition des objets manipulés

Avant de décrire les transferts au sein de la plate-forme de modélisation, nous allons définir les différents objets manipulés par CAWAQS. Les termes définis dans cette section sont utilisés dans toute la suite du mémoire.

La surface du bassin est divisée, d'une part en zones de production d'eau, et d'autre part en zones hydrographiques.

Concernant les zones de production d'eau, on définit un maillage sans contrainte géométrique³. Les cellules de ce maillage sont appelées **cellules de production** ou **cellules production**. A chaque *cellule production* correspond une succession variable de **fonctions de production** ou **fonctions production**. Une *fonction production* est un modèle, à sept paramètres, qui permet, à partir des variables de forçage pluie et évapotranspiration potentielle, de calculer le bilan hydrique à la surface du sol et de répartir la lame d'eau entre infiltration et ruissellement. A une catégorie de sol donnée, définie par le croisement des informations spatiales type de sol et usage du sol, correspond une *fonction production* et une seule.

Le découpage en zones hydrographiques est basé sur l'ordination de Strahler (Strahler, 1957). Le réseau hydrographique est discrétisé en ordre de Strahler. Ces éléments sont appelés des **brins**. Les *brins* correspondent à des ordres 1 de Strahler ou à des interfluves (tronçons de rivière situés entre deux confluences). Un *brin* de rivière est divisé en **mailles rivière**. C'est sur ces mailles que se font les calculs.

La surface du sol est discrétisée en **bassins élémentaires**. Un *bassin élémentaire* est le bassin versant de surface contributif à un *brin* et un seul. Une partie des échanges entre modèles se fait par l'intermédiaire de cette entité.

Le domaine souterrain est discrétisé en mailles carrées de taille variable. Ces mailles sont appelées **mailles gigognes** ou **mailles souterraines**. Deux mailles gigognes juxtaposées ne peuvent pas avoir un rapport de surfaces supérieur à quatre. Il s'agit d'une schématisation multicouches utilisant des mailles carrées emboîtées (Ledoux, 1975; de Marsily et al., 1978).

³Dans le cas du Grand Morin, nous avons utilisé le maillage défini par Gomez (2002). Ce maillage est à mailles carrées de tailles variables.

5.2.2 Gestion des informations spatiales

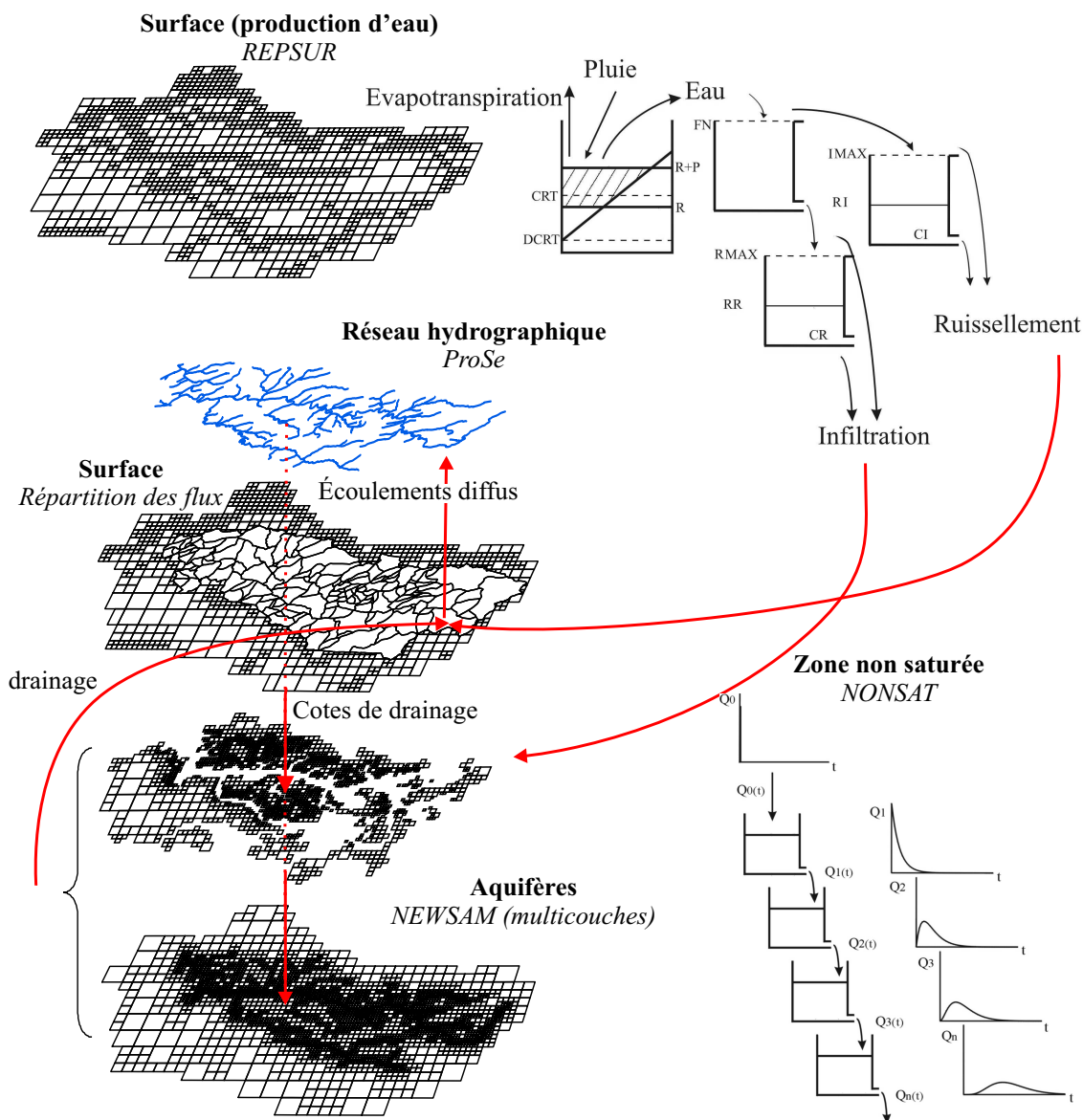


FIG. 5.1: Structure hydrologique de CAWAQS

La Figure 5.1 présente la manière dont les flux sont transférés par CAWAQS au sein du bassin.

Le ruissellement et l'infiltration sont calculés sur chaque *cellule production*. Une *cellule production* est définie par une succession de *fonctions production*. Le ruissellement et l'infiltration sont, en fait, calculés pour chacune des *fonctions production*. Les flux estimés pour la *cellule production* est la moyenne des flux calculés pour chaque *fonction production*, pondérés par leur taux d'occupation de la *cellule production* (Figure 5.2).

Le ruissellement de chaque *bassin élémentaire* est calculé au prorata de son occupation par les *cellules production*. C'est le ruissellement estimé pour chaque *bassin élémentaire* qui est

directement transféré au *brin* de rivière associé.

L'infiltration, calculée pour une *cellule production*, est transférée vers les aquifères via la zone non saturée. Les transferts dans la zone non saturée correspondent à des transferts monodimensionnels, spatialement rattachés aux *cellules production*.

Les flux percolés à travers la zone non saturée sont ensuite transférés dans les aquifères par NEWSAM. Les échanges entre la nappe et la rivière se font par l'intermédiaire des *brins*. A chaque *bassin élémentaire* correspond un *brin* et un seul. A un *brin* correspond une succession de *mailles souterraines*. Grâce à la relation d'unicité entre les *bassins élémentaires* et les *brins*, on connaît, pour chaque *bassin élémentaire*, les *mailles souterraines* correspondantes. NEWSAM définit, en chaque *maille souterraine*, le flux d'eau échangé avec la surface. On connaît donc, pour chaque *bassin élémentaire*, le flux d'eau provenant du domaine souterrain. Ce flux d'eau est alors réparti linéairement dans le *brin* associé au *bassin élémentaire*.

Comme nous l'avons vu, un *brin* est discrétisé en *mailles rivière*. PROSE calcule le débit et la cote du plan d'eau en chaque *maille rivière*. Tout comme pour les *brins*, à une *maille rivière* correspond une succession de *mailles souterraines*. La cote du plan d'eau, calculée pour chaque *maille rivière*, est imposée en condition limite des *mailles souterraines* correspondantes.

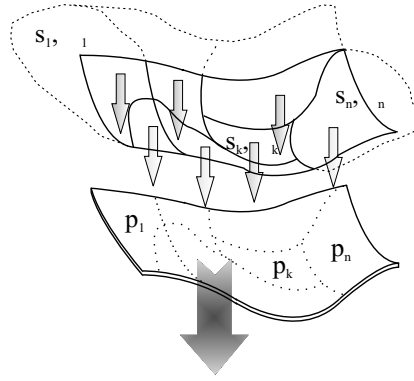


FIG. 5.2: Représentativité des flux calculés sur un *bassin élémentaire* ou une *cellule production*. Pour les notations, se référer à l'équation 5.1

On retiendra que, pour les transferts dans le bassin, les calculs sont effectués sur des entités intégratrices : les *bassins élémentaires* et les *cellules production*. L'information spatiale, sur un domaine plus restreint est perdue. Autrement dit, on ne récupère sur chaque *bassin élémentaire*, ou *cellule production*, qu'une moyenne de flux. Chaque flux est pondéré par le pourcentage d'occupation de la cellule par la surface à laquelle se réfère ce flux (Figure 5.2). Explicitons cette relation pour un *bassin élémentaire* :

- soit ϕ_i le flux correspondant à une cellule spatiale i , pertinente pour le calcul de ce flux ;
- soit s_i la surface de la cellule i ;
- soit p_i le pourcentage de la surface totale du *bassin élémentaire* occupée par la cellule i ;
- soit S la surface du *bassin élémentaire*.

Alors le flux Φ correspondant au *bassin élémentaire* est :

$$\Phi = \sum_i \frac{p_i \phi_i}{s_i} S \quad (5.1)$$

5.3 Les modèles de la chaîne de modélisation

Dans cette section, les différents modèles constitutifs de la chaîne de modélisation sont décrits :

- REPSUR calcule les termes du bilan hydrique ;
- STICS génère les flux d'azote à la base de la zone racinaire ;
- NONSAT transfère les flux d'eau et d'azote de la base de la zone racinaire aux aquifères ;
- NEWSAM assure le transfert en aquifères ;
- PROSE est utilisé pour modéliser l'hydraulique et la biogéochimie en rivière.

5.3.1 Calcul du bilan hydrique - module REPSUR

REPSUR calcule la répartition entre ruissellement et infiltration des flux d'eau disponibles sur un *bassin élémentaire* (Figure 5.3). Le module REPSUR est une simplification du programme MODSUR (Golaz-Cavazzi, 1999; Gomez, 2002) dans la mesure où le routage de l'eau sur le *bassin élémentaire* est considéré comme immédiat sur le pas de temps de simulation (journalier). Cette hypothèse est justifiée par le fait que les *bassins élémentaires* sont petits (en moyenne de 7.2 km² sur le Grand Morin) et les temps de transfert de l'eau du versant à la rivière ne dépassent pas quelques heures.

5.3.1.1 Calcul des flux d'eau disponibles

La lame d'eau disponible est calculée à chaque pas de temps en fonction de la lame d'eau précipitée P, de l'évapotranspiration potentielle ETP et de l'état du stock en eau R du réservoir. Simultanément le modèle calcule l'évapotranspiration réelle (ETR). La quantité EAU disponible pour l'écoulement est déterminée par deux paramètres DCRT et CRT représentant les niveaux minimal et moyen du réservoir sol (Figure 5.3).

5.3.1.2 Répartition ruissellement-infiltration

La répartition de la lame d'eau journalière disponible entre ruissellement et infiltration est simulée à l'aide d'un modèle à trois réservoirs, dit *fonction production* (Figure 5.3). Les paramètres de chaque *fonction production* sont calés par l'utilisateur. Il est important de noter que ces paramètres, dans la mesure où ils décrivent des vidanges de réservoir, dépendent implicitement du pas de temps de la simulation.

Le premier réservoir d'une *fonction production* a pour tâche de répartir l'eau disponible en une lame ruisselée QR et une lame infiltrée QI en fonction d'un seuil d'infiltration FN. Deux autres réservoirs de transfert retardent encore l'infiltration et le ruissellement par un mécanisme de vidange exponentielle (coefficients de vidange respectifs CQI et CQR). RRUI et RNAP caractérisent à un instant t le niveau d'eau dans chacun de ces réservoirs. Le flux d'eau sortant du réservoir simulant le ruissellement est ensuite directement routé par le modèle de rivière PROSE. Le flux d'eau sortant du réservoir simulant l'infiltration est introduit directement dans la zone non saturée où il va être routé par le module NONSAT.

5.3.2 Génération des flux d'azote - modèle STICS

STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard), développé par l'INRA (Brisson et al., 1998), est un modèle agronomique destiné à simuler, au pas de temps journalier,

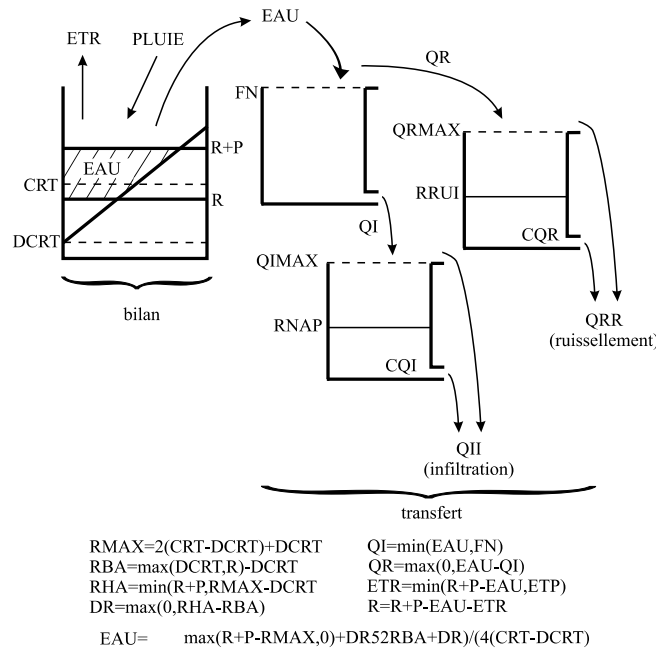


FIG. 5.3: Schématisation d'une *fonction production*

le comportement du système sol-plante au cours d'une ou plusieurs années successives. La limite supérieure du système est l'atmosphère, caractérisée par plusieurs variables climatiques (radiations solaires, températures minimum et maximum, précipitations, évapotranspiration potentielle). La limite inférieure correspond à la profondeur maximale accessible au système racinaire. Cette limite dépend du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

La culture est globalement décrite par sa surface d'interception de la lumière (indice de surface foliaire), sa biomasse (stock de carbone) et sa capacité de prélèvement d'azote (stock d'azote). Ainsi, les organes végétatifs (feuilles, ramifications ou tiges) ne sont pas individualisés. Les interactions sol-plante sont assurées par les racines.

La croissance de la culture est pilotée, de façon classique, par le bilan de carbone : interception du rayonnement solaire par le feuillage, puis transformation en biomasse qui est orientée vers les organes de récolte pendant la phase finale du cycle. Le bilan azoté de la culture est simulé parallèlement au bilan de carbone, dont il dépend en partie.

L'effet des techniques culturales sur le fonctionnement du système sol-culture-climat est pris en compte par le modèle. L'effet des apports d'amendements organiques de natures diverses (fumiers, lisiers, composts, etc.) sur le bilan humique et sur la minéralisation d'azote par les sols est pris en compte, ainsi que le processus de volatilisation d'ammoniacque par le sol. La paramétrisation de ces processus reste cependant à compléter. Enfin la variabilité du processus de dénitrification dans les sols n'est pas simulée explicitement dans la version spatialisée (version 4). Ce processus est représenté par un coefficient d'abattement.

STICS a été conçu et mis au point avec un double objectif : agronomique et environnemental. Les données de sortie concernent donc, à la fois, des grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendement en produit récolté, bilan azoté de la culture ...), et des grandeurs environnementales (flux d'eau et de nitrates sortant de la zone racinaire).

L'originalité de STICS réside dans :

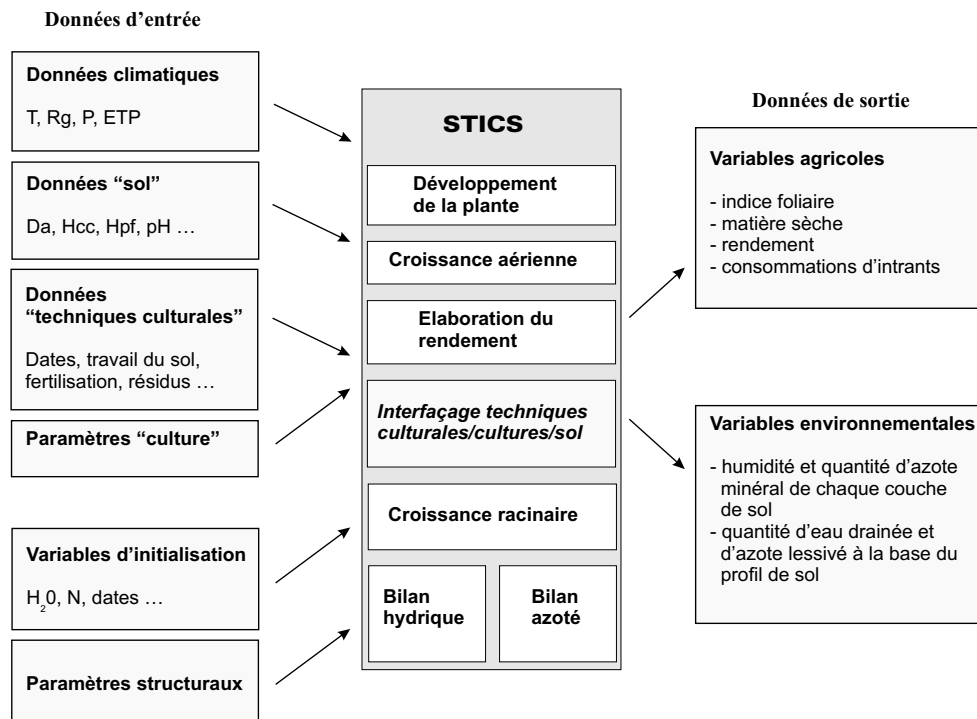


FIG. 5.4: Organisation générale du modèle agronomique STICS (Gomez, 2002).

- sa robustesse : l'utilisation du modèle pour des systèmes de cultures différents des systèmes originels ne génère pas de biais important ;
- son caractère générique : l'adaptation à divers types de plantes est facilitée par la description générique du développement et de la croissance de la plante ;
- sa structure modulaire : le modèle est divisé en fonction des processus se déroulant dans le système sol-plante, ce qui facilite l'évolution du programme et son adaptation à des situations particulières.

Les paramètres "plantes" proviennent d'études antérieures (blé, maïs, prairie, soja ...), ainsi que du travail de Gomez (2002).

STICS est composé de sept modules (Figure 5.4). Un premier ensemble de trois modules traite de l'écophysiologie des parties aériennes des plantes (développement, croissance aérienne, élaboration du rendement). Un second ensemble de trois modules traite du fonctionnement du sol en interaction avec les parties souterraines des plantes (croissance racinaire, bilan hydrique, bilan azoté). A l'interface se trouve un module de gestion des interactions entre les techniques culturales et le système sol-culture, qu'il s'agisse des apports d'eau, d'engrais ou de l'environnement climatique de la culture.

5.3.3 Couplage STICS - REPSUR

STICS a été couplé (Gomez, 2002) avec le modèle MODCOU (Ledoux, 1980; Ledoux et al., 1984; Golaz-Cavazzi, 1999), afin de pouvoir estimer des flux spatialisés de nitrate souterrain à l'échelle du bassin de la Seine, sur une période de trente ans. Ce travail a permis d'aboutir à la procédure de gestion spatio-temporelle de STICS définie par la Figure 5.5. Ainsi, STICS,

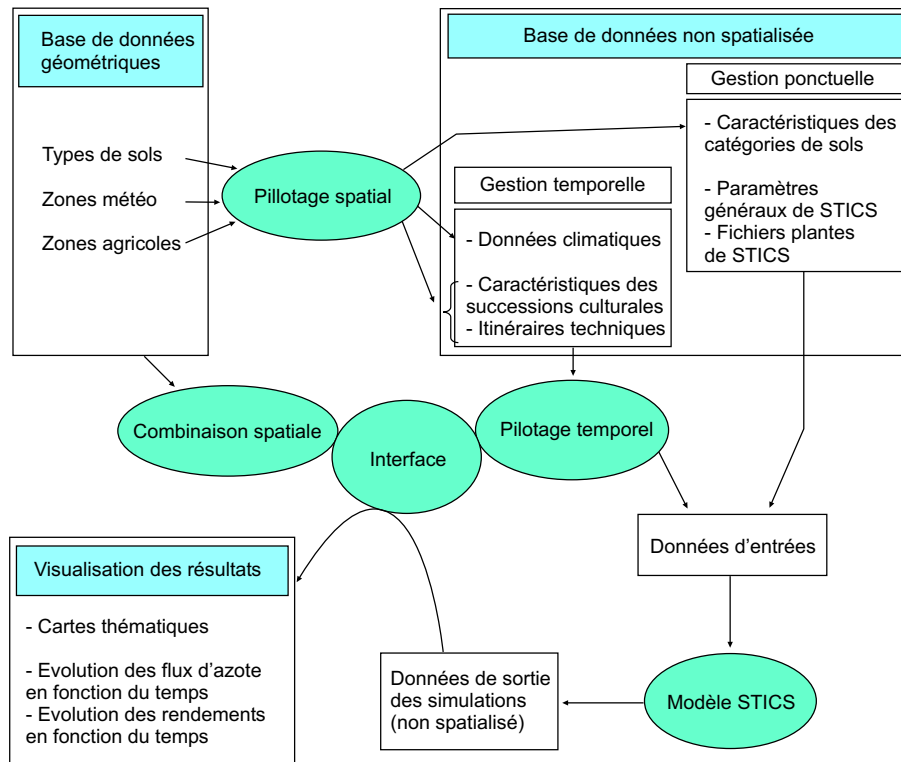


FIG. 5.5: Schématisation de la procédure de régionalisation de STICS (Gomez, 2002).

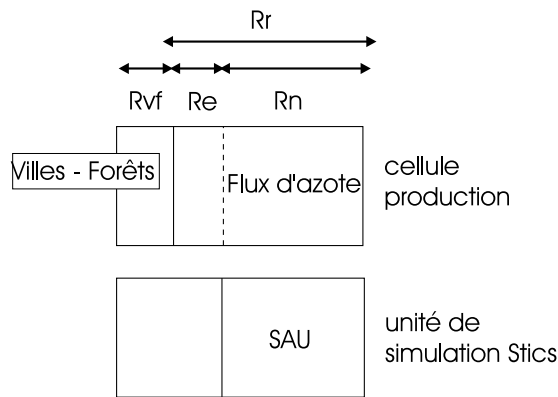
initialement conçu pour simuler une colonne de sol, est appliqué sur une cellule de base, qui correspond au croisement des PRA⁴, du type de sol et de l'occupation du sol. Pour chacune de ces unités de simulation, STICS calcule une chronique journalière de flux de nitrates infiltrés à la base de la zone racinaire.

Comme dans le couplage STICS - MODCOU, les flux et les volumes d'eau disponibles pour l'infiltration et le ruissellement (variable EAU de la Figure 5.3) sont calculés par REPSUR, et les flux d'azote par STICS.

Un point délicat réside dans le fait que STICS calcule des flux surfaciques, valables pour l'ensemble d'une unité de simulation STICS. Or, en réalité, ce flux surfacique n'est pas valable pour l'ensemble de l'unité de simulation STICS. Il doit être pondéré par la SAU. Par ailleurs, le flux d'eau est calculé sur une *cellule production*. Pour s'assurer de la cohérence des flux d'azote injectés dans REPSUR, avec ceux calculés par STICS, il faut regarder l'occupation du sol de chacune de ces surfaces. Pour simplifier, nous considérerons que la cellule production et l'unité de simulation STICS ont la même extension spatiale (Figure 5.6).

L'occupation du sol d'une *cellule production* se divise en deux classes bien distinctes du point de vue de l'azote : les villes et forêts, d'une part et le reste de la cellule d'autre part. On note R_{vf} le taux d'occupation de la première classe, et R_r celui de la seconde (Figure 5.6). Sur le Grand Morin, la SAU de STICS est inférieure à R_r . On note R_n la part de R_r occupée par la SAU, et R_e la part restante. Du point de vue de la *cellule production*, le flux d'azote est nul sur R_{vf} et R_e .

⁴Petites Régions Agricoles. Il y en a 150 sur le bassin de la Seine. Ces zones sont considérées homogènes en termes de pratiques agricoles et de successions culturales.

FIG. 5.6: Prise en compte de la SAU sur une *cellule production*.

En notant :

- S la surface de la *cellule production* ;
- ϕ_N , le flux d'azote surfacique calculé sur l'unité de simulation STICS ;
- V , le volume d'eau disponible à l'écoulement (infiltration et ruissellement) calculé sur la *cellule production* ;
- C la concentration en nitrate.

On obtient les concentrations infiltrées et ruissellées⁵ sur la *cellule production* par la relation :

$$C = \frac{\phi_N \frac{R_n}{R_n + R_e} R_r S}{V} \quad (5.2)$$

5.3.4 Transfert dans la zone non saturée - module NONSAT

5.3.4.1 Hydrodynamique

Le modèle en cascade de Nash

La zone non saturée profonde est susceptible de moduler l'infiltration, selon la profondeur de la première nappe souterraine et selon les caractéristiques hydrodynamiques du milieu qui la constitue. Etant donné qu'il est difficile, sinon impossible, de recueillir des informations, à l'échelle régionale, sur la répartition verticale de la perméabilité de la zone non saturée, une modélisation conceptuelle à réservoirs est mise en œuvre pour représenter cette zone.

Des études portant sur la relation à l'échelle régionale (Besbes, 1978) entre l'infiltration dans le sol et l'alimentation des nappes ont montré que la fonction de transfert dans la zone non saturée pouvait être assimilée à un modèle à réservoirs en cascade de Nash (figure 5.7a). Il s'agit d'une cascade de réservoirs à vidange exponentielle. Ce modèle dépend de deux paramètres :

1. le nombre n de réservoirs qui reflète l'épaisseur de la zone non saturée ;
2. la constante de temps de vidange, τ , qui caractérise la vitesse de percolation verticale de l'eau.

Ces paramètres doivent être précisés par ajustement du modèle, notamment au moyen des historiques piézométriques.

⁵Elles sont considérées égales dans le couplage.

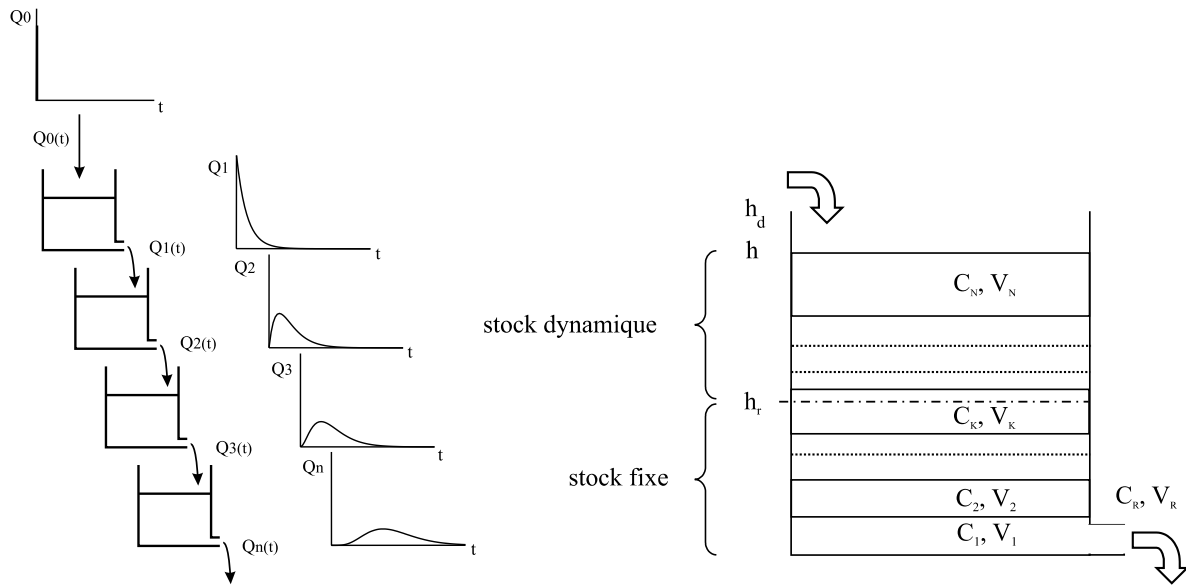


FIG. 5.7: a) Principe du modèle à réservoirs en cascade de Nash (Propagation d'une lame d'eau Q_0). b) Capacité de stockage et effet piston au sein d'un réservoir. h : volume d'eau dans le réservoir ; h_r : capacité de stockage ; h_d : volume total du réservoir ; V_i : volume de la lame i ; C_i : concentration de la lame i .

Le débit à l'instant t , à la sortie du n^{ime} réservoir, résultant d'une recharge d'amplitude Q_0 appliquée au premier réservoir à l'instant t' (inférieur à t), s'exprime par la formule :

$$Q_n(t) = \frac{Q_0(t')}{\tau \times (n-1)!} \times e^{-(t-t')/\tau} \times \left(\frac{t-t'}{\tau}\right)^{n-1} \quad (5.3)$$

Cette formulation ne prend pas en compte les potentiels débordements de réservoirs.

En sortie de NONSAT, nous disposons des lames infiltrées parvenant à la nappe après prise en compte du retard lors du transfert dans la zone non saturée.

Adaptation dynamique de la zone non saturée

Lors de ce travail, le module NONSAT a été modifié afin de pouvoir tenir compte des fluctuations des niveaux piézométriques de l'aquifère. Ainsi l'utilisateur définit un pas de temps pour lequel l'épaisseur de la zone non saturée est recalculée. Les volumes d'eau lessivés par les remontées piézométriques sont alors injectés dans les aquifères. Cette procédure permet de mieux représenter l'hydrodynamique du milieu. Elle a aussi des conséquences sur les temps de transfert des nitrates transportés par NONSAT. En effet, le transfert des nitrates est plus rapide dans cette configuration que dans la configuration statique⁶ utilisée par Gomez (2002)

5.3.4.2 Le transport

Pour représenter le transport de matières non réactives à travers la zone non saturée, deux processus ont été introduits dans NONSAT par Gomez (2002) : un effet piston et une capacité

⁶L'épaisseur de la zone non saturée était définie par rapport à une piézométrie permanente et n'évoluait pas au cours des 30 années de simulation.

de stockage.

Effet piston

L'effet piston permet de tenir compte d'une stratification au sein de chaque réservoir (Figure 5.7b). Un réservoir est ainsi divisé en couches d'épaisseur variable. A chaque pas de temps, la lame d'eau, introduite dans le premier réservoir de la cascade de Nash au temps t , correspond à une couche, à laquelle sont associées une hauteur et une concentration. Lors de la vidange du premier réservoir de la cascade de Nash dans le second, un certain nombre de couches vont être prélevées entièrement (c'est à dire toute la hauteur de la couche) ou non. La hauteur et la concentration moyenne de la lame d'eau, déversée du premier réservoir vers le second, sont alors recalculées. Ainsi, le second réservoir, stratifié lui aussi, reçoit à chaque pas de temps une lame d'eau dont la concentration est uniforme. A l'issue de la vidange, le nombre de lames d'eau présentes dans le premier réservoir est diminué du nombre de lames entières qui ont participé à la vidange. Le processus est le même dans toute la cascade de Nash. Le fait de mélanger uniformément le volume d'eau transféré d'un réservoir vers l'autre introduit une dispersion numérique. On suppose que cette dispersion numérique traduit la dispersion naturelle caractérisant un écoulement dans un milieu poreux.

La formalisation de cette vidange s'écrit :

$$C_R = \frac{\sum_{i=1}^{nl} C_i v_i}{V_R} \quad (5.4)$$

avec

- C_R : concentration du volume vidangé ;
- V_R : volume vidangé total ;
- nl : nombre de lames i impliquées dans la vidange ;
- C_i : concentration de chaque lame i ;
- V_i : volume d'eau total de la lame i
- v_i : volume d'eau prélevé dans la lame i . v_i est inférieur ou égal à V_i .

Prise en compte de la capacité de rétention du sol

Le stock total d'eau dans le sol comprend une partie dynamique et une partie fixe, qui ne participe pas à l'écoulement, mais qui contribue au stockage des éléments en solution. La représentation du transport dans la zone non saturée doit donc tenir compte de la capacité de stockage h_r de la zone non saturée. Ce paramètre, affecté à chacun des réservoirs, est ajusté par l'opérateur de manière à reproduire le déphasage observé entre la concentration à l'entrée et à la sortie de la zone non saturée (figure 5.7b).

En début de simulation, le niveau des réservoirs est fixé à h_r , de cette manière, l'écoulement reste bien dépendant du stock dynamique. Le volume V_R , s'écoulant du réservoir, est donc calculé par la formule suivante :

$$V_R = (h - h_r) \times e^{\frac{t-t'}{\tau}} + V_{deb} \quad (5.5)$$

avec

- h : volume d'eau dans le réservoir ;
- h_r : capacité de stockage ;
- h_d : volume du réservoir ;

- τ : constante de temps de vidange ;
- $t - t'$: pas de temps ;
- V_{deb} : volume de débordement défini par 0 si $h < h_d$, et $h - h_d$ sinon.

5.3.5 Transfert dans la zone saturée - modèle NEWSAM

Le modèle NEWSAM a été conçu et mis au point au Centre d'Informatique Géologique de l'Ecole des Mines de Paris pour simuler numériquement, par la méthode des différences finies, les transports d'eau et de masse dans les aquifères multicouches à l'échelle régionale (Ledoux, 1975; Levassor et Ledoux, 1996).

5.3.5.1 Hydrodynamique

La simulation des écoulements d'eau est basée sur l'intégration numérique de l'équation de diffusivité régissant les écoulements en milieu poreux. La schématisation multicouches adoptée distingue des niveaux dits aquifères, sub-horizontaux, sièges d'écoulements en nappe, et des niveaux dits semi-perméables, qui séparent les aquifères, et où les circulations sont faibles. Même si les vitesses d'écoulement y sont faibles, les semi-perméables peuvent assurer des transferts notables entre les aquifères à l'échelle régionale. Le modèle de transfert souterrain considère que, les écoulements sont bidimensionnels horizontaux dans les aquifères, et monodimensionnels subverticaux dans les semi-perméables. L'équation de diffusivité formalise ces phénomènes :

$$\text{div}(\bar{T} \overrightarrow{\text{grad}h}) = S \frac{\partial h}{\partial t} + q + q_{sup} + q_{inf} \quad (5.6)$$

avec :

h : charge hydraulique

\bar{T} : tenseur de transmissivité

S : coefficient d'emmagasinement

q : débit prélevé ou injecté par unité de surface

q_{sup} et q_{inf} : débits échangés à travers les semi-perméables supérieurs et inférieurs.

$$q_{sup} = \frac{K_{sup}}{l_{sup}}(h - h_{sup}) \quad (5.7)$$

et

$$q_{inf} = \frac{K_{inf}}{l_{inf}}(h - h_{inf}) \quad (5.8)$$

où K et l sont la perméabilité verticale et l'épaisseur du semi-perméable considéré.

Les équations de diffusivité sont résolues numériquement suivant la méthode des différences finies. La discrétisation des équations a pour objectif de remplacer le problème de la recherche d'une fonction continue, charge hydraulique $h(x,y,t)$, par celui de la recherche d'un nombre fini de fonctions du temps H_i représentant la valeur moyenne de la charge sur chacune des mailles. Dans le cas multi-couches, l'application de la méthode des différences finies, en formulation implicite, conduit à l'équation suivante, valable pour chaque maille i :

$$\sum_{j=1}^{n_h} T_{ij}(H_j^t - H_i^t) + \sum_{j=1}^{n_v} T_{ij}(H_j^t - H_i^t) = a_i^2 S_i \frac{dH_i}{dt} \Big|_t + q_i^t \quad (5.9)$$

avec a_i la surface de la maille i , S_i le coefficient d'emmagasinement de la maille i , n_h le nombre de mailles voisines horizontalement en relation avec la maille i , n_v le nombre de mailles voisines verticalement en relation avec la maille i , et T_{ij} la transmissivité de passage définie par la moyenne harmonique des transmissivités des mailles i et j .

Si la maille i est en relation avec une rivière, un terme de transfert supplémentaire, $Tp_i(H_0^t - H_i^t)$, apparaît dans le membre droit de cette équation. Tp_i est un coefficient de transfert nappes-rivière qui reflète l'état de colmatage du lit de la rivière. H_0 est la cote de la rivière.

A chaque pas de temps, la résolution de ces équations fournit la charge hydraulique en tout point du domaine souterrain.

5.3.5.2 Transport

Le transport d'un soluté en milieu poreux est classiquement décrit par une équation différentielle du second ordre comprenant un terme convectif et un terme dispersif (Bear, 1972) :

$$\text{div}(\bar{D} \overrightarrow{\text{grad}} C - C \vec{V}) = \omega \frac{\partial C}{\partial t} + Q \quad (5.10)$$

avec

C : concentration en soluté

\vec{V} : vitesse de Darcy

ω : porosité cinématique

\bar{D} : tenseur de dispersion, pouvant être lié au tenseur de dispersivité α par $\bar{D} = \omega \bar{d} \bar{I} + \bar{\alpha} |V|$, d étant le coefficient de diffusivité moléculaire en milieu poreux et \bar{I} , le tenseur identité.

Q : terme source rendant compte des phénomènes physiques, géochimiques et radiologiques affectant les éléments transportés.

Si cette approche hydrodispersive semble bien adaptée à l'interprétation des expériences en colonne au laboratoire et, à un moindre degré, à celle des essais de traçage à l'échelle locale, elle présente cependant des difficultés lors de son application à l'échelle régionale. On observe en effet que la valeur de la dispersivité, paramètre considéré habituellement comme intrinsèque du milieu, augmente avec la distance (ou le temps) de parcours (Lalleman-Barres et Peaudecerf, 1978). Ainsi, les valeurs de ces paramètres avec les essais de traçage *in situ* sont de quelques ordres de grandeurs supérieurs à celles obtenues avec les expériences en colonne au laboratoire. Les études théoriques basées sur l'analyse stochastique indiquent que le phénomène de dispersion peut très bien ne pas obéir à la loi de Fick, et que, selon les conditions d'hétérogénéité du milieu, il peut exister ou non un régime asymptotique de dispersion caractérisé par une valeur limite de la dispersivité. Cependant, même dans le cas où ce régime asymptotique existe, la distance de parcours atteint plusieurs centaines de mètres (Matheron et de Marsily, 1980). Malheureusement, à une telle échelle, on ne dispose presque jamais de résultats expérimentaux.

Dans NEWSAM, pour un traceur conservatif, seuls les phénomènes d'advection sont pris en compte. Ainsi, pour un écoulement bidimensionnel le programme résout l'équation suivante, en considérant le terme source de l'équation 5.10 nul :

$$\frac{\partial}{\partial x}(-V_x C) + \frac{\partial}{\partial y}(-V_y C) = \omega_c \frac{\partial C}{\partial t} \quad (5.11)$$

Cette équation fait intervenir des flux d'eau entre couches et aux limites qui ont été préalablement déterminés lors du calcul de l'hydrodynamique. L'équation de transfert est résolue par la méthode numérique des différences finies (Levassor et Ledoux, 1996), qui introduit de la dispersion numérique. Le phénomène de dispersion n'est pas explicitement pris en compte.

5.3.6 Transfert en rivière - modèle PROSE

5.3.6.1 Architecture du modèle

Le logiciel PROSE (Even, 1995; Even et al., 1998), développé au CIG, dans le cadre du PIREN SEINE, permet une analyse fine du comportement de systèmes aquatiques en réponse à diverses actions anthropiques. Il permet de simuler l'impact de tout type de pollutions, ponctuelles ou diffuses, en rivière. Les pollutions prises en compte peuvent être des apports permanents, comme par exemple les rejets de station d'épuration, ou des apports transitoires, tels que les rejets urbains de temps de pluie (Even et al., 2004). Pour répondre à ces objectifs, des choix conceptuels ont été réalisés dans le but de pouvoir représenter, pour des échelles spatio-temporelles fines, les impacts avec une bonne précision.

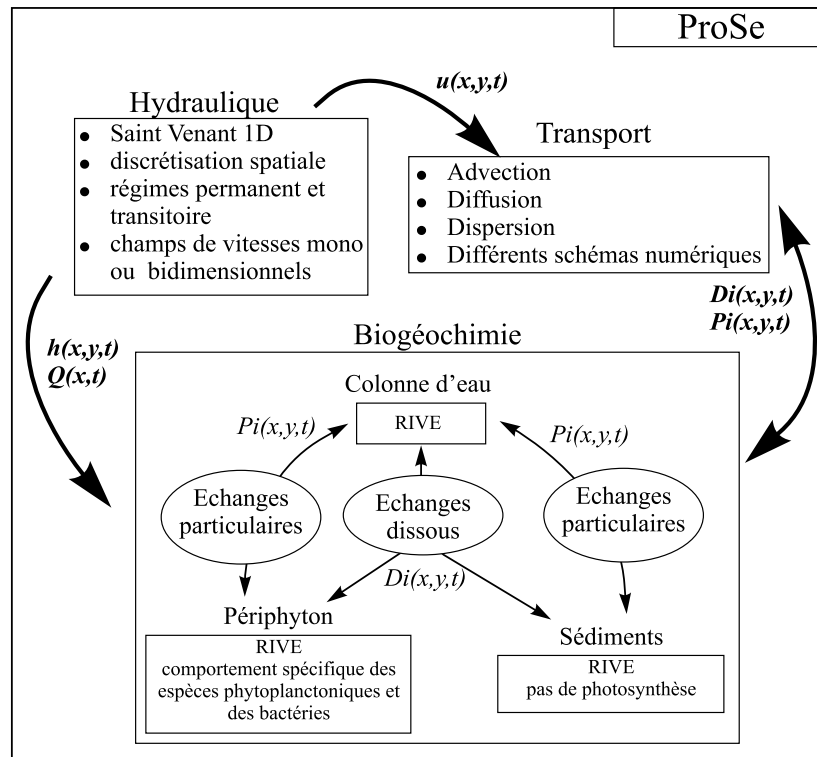


FIG. 5.8: Schéma conceptuel simplifié de PROSE; h est la hauteur d'eau, u la vitesse, Q le débit, Di et Pi représentent les phases dissoutes et particulaires de la variable i .

Le logiciel comprend (Figure 5.8) :

1. un module hydraulique basé sur la résolution monodimensionnelle des équations de SAINT-VENANT. Ce calcul permet de représenter les contraintes physiques (vitesses, hauteur d'eau, section mouillée) en chaque point du système à partir du débit amont, des débits des apports, des contraintes aux barrages, et de la bathymétrie ;
2. un module de transport représentant la convection et les processus de dispersion. Plusieurs schémas numériques ont été programmés pour pouvoir traiter différentes problématiques (pollutions accidentelles présentant des fronts de pollution abrupts et nécessitant un traitement numérique fin, pollutions chroniques présentant des variations sur de longues périodes et pouvant être traitées plus simplement). Récemment, une version à tubes de courant a été développée (Even et al., 2003). Elle permet, localement (au droit des rejets par exemple), de représenter le transport de manière bidimensionnelle. En ce qui concerne le transport particulaire, les processus de sédimentation et d'érosion sont simulés ;
3. un module biogéochimique de réactions entre les constituants fondé sur le schéma conceptuel de RIVE (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995). Ce modèle a été élaboré en concertation avec différentes équipes du PIREN SEINE.

5.3.6.2 Le module hydraulique

Les variables hydrauliques de PROSE		
g	Constante universelle de gravité	$[LT^{-2}]$
h	Hauteur d'eau	$[L]$
q	Débit latéral d'apport (ou prélèvement) linéique	$[L^2T^{-1}]$
u	Composante longitudinale de la vitesse en un point de la section transversale	$[LT^{-1}]$
z	Cote de la surface libre	$[L]$
J	Pente de frottement	[sans dimension]
K_S	Coefficient de STRICKLER	$[L^{\frac{1}{3}}T^{-1}]$
P_m	Périmètre mouillé	$[L]$
Q	Débit	$[L^3T^{-1}]$
R_H	Rayon hydraulique, $R_H = \frac{S}{P_m}$	$[L]$
S	Surface mouillée d'une section transversale	$[L^2]$
U	Vitesse moyenne de l'eau	$[LT^{-1}]$
β	Fonction de la répartition des vitesses dans la section transversale	[sans dimension]

TAB. 5.1: Notations utilisées pour l'hydraulique de PROSE

Schématisation de la rivière

Du point de vue de PROSE, la rivière est mono-dimensionnelle et caractérisée par les éléments suivants (Figure 5.9) :

- *les points singuliers* : seuils, diffuences (point de séparation des débits au droit d'une île) ou confluences, tout point de changement important de la morphologie du lit comme des seuils naturels, ou des changements dans les caractéristiques du lit avec le passage d'une zone naturelle à un secteur aménagé, etc ;

- les *biefs*⁷ qui sont des parties de rivières délimitées par deux points singuliers et où les équations de SAINT-VENANT sont considérées comme valides ;
- les *tronçons* ou mailles de calcul, correspondant aux subdivisions de bief.

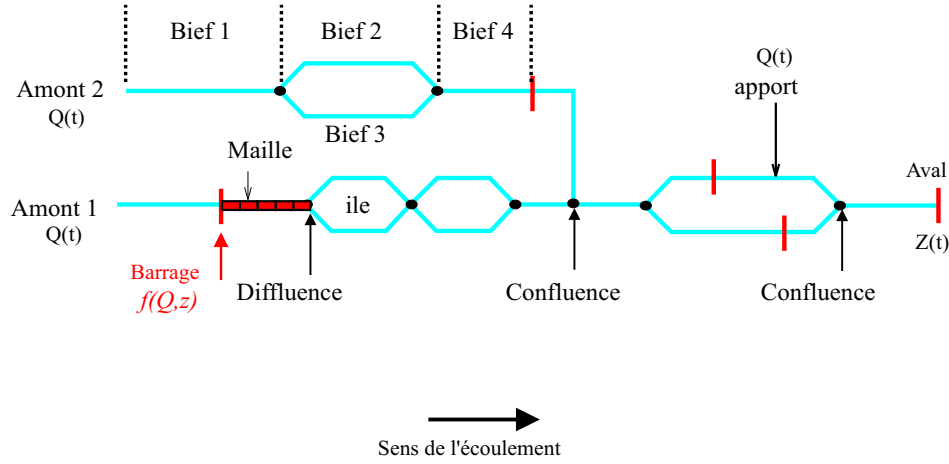


FIG. 5.9: Schématisation d'un cours d'eau. Notions et notations adoptées.

Les équations de SAINT - VENANT

D'après les hypothèses suivantes :

1. l'écoulement est filaire : les variables déterminant l'écoulement (vitesse, débit, hauteur d'eau...) sont uniformes dans toute section transversale. Cette hypothèse implique

$$Q = US$$

2. l'écoulement est *quasi* horizontal. L'angle que forme le fond de la rivière avec l'axe des x est faible ($\cos \delta \approx 1$) ;
3. la courbure des lignes de courant est faible. Les forces centrifuges sont négligeables et la répartition des pressions est hydrostatique dans toute section droite de la rivière ;
4. la masse volumique de l'eau est constante ;

l'intégration des équations de Navier Stokes conduisent aux équations monodimensionnelles de SAINT-VENANT (Hug, 1975; Cunge, 1987) :

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (5.12)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{S} \right) + gS \frac{\partial z}{\partial x} = -gSJ + \varepsilon QU \quad (5.13)$$

$$\varepsilon = \begin{cases} 1, & \text{pour un prélèvement d'eau à la même vitesse que l'écoulement,} \\ 0, & \text{pour un apport transversal} \end{cases}$$

L'équation 5.12 exprime la conservation de la masse, tandis que l'équation 5.13 exprime la conservation de la quantité de mouvement.

⁷Un bief localisé entre deux confluences correspond aux *brins* de CAWAQS.

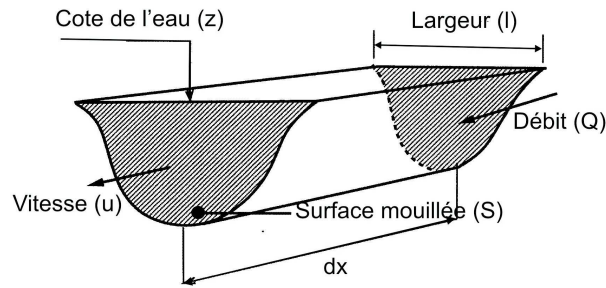


FIG. 5.10: Variables associées à une section mouillée de cours d'eau.

Les variables décrivant l'écoulement (débit Q , vitesse u , surface mouillée S et cote de la ligne d'eau z) sont des fonctions de l'abscisse curviligne x et du temps t . L'écoulement de la rivière est caractérisé par deux variables Q ou u et z ou S , connues en tout point de la rivière et à chaque instant.

L'équation de conservation de la masse traduit le fait que la variation de la masse à l'intérieur d'un volume de section transversale S et de longueur Δx est égale au bilan des flux massiques entrant et sortant (Figure 5.10).

L'équation relative à la quantité de mouvement, ou équation dynamique, est établie à partir du théorème de la conservation de la quantité de mouvement, à savoir que la variation de la quantité de mouvement dans un volume est égale à la somme des forces extérieures s'exerçant sur ce volume. Les forces extérieures sont la gravité, la pression et le frottement. Plusieurs termes apparaissent dans l'équation 5.13 :

$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{S} \right)$ **représentent les termes d'inertie** et correspondent aux termes d'accélération :

– $\frac{\partial Q}{\partial t}$, **l'inertie temporelle**, apparaît si des variations sont imposées aux variables débit ou cote ;

– $\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Q^2}{S} \right)$, **l'accélération convective**, est due aux variations de section. Ce terme correspond à : $\int_S u^2 d\sigma = \beta S U^2$. Dans PROSE, on pose $\beta = 1$ ce qui sous entend que le régime est uniforme. Cependant, l'erreur sur les débits et hauteurs d'eau liée à cette approximation reste souvent inférieure à 1% (Xia et Yen, 1994).

$gS \frac{\partial z}{\partial x}$ **est le terme de pression** . Dans les approximations de SAINT-VENANT, la pression est supposée hydrostatique.

gSJ **correspond au terme de frottement** sur le fond et les rives. J est la pente de frottement qui est définie, sous l'hypothèse d'un régime uniforme, par la formulation de MANNING-STRICKLER :

$$J = \frac{Q^2}{K_S^2 S^2 R_H^{\frac{4}{3}}} \quad (5.14)$$

En pratique, le paramètre K_S , qui doit être calé, varie entre 5 (écoulements rugueux) et 70 (écoulements lisses) (Lencastre, 1966).

Les équations de SAINT-VENANT sont résolues, dans PROSE, par une méthode aux différences finies, basée sur le schéma semi-implicite de Preissmann (Cunge, 1987).

Adaptation à l'ensemble d'un chevelu hydrographique

Durant la thèse, PROSE a été adapté par Flipo et al. (2005) afin d'être appliqué à un chevelu hydrographique (cf. section 6.4.2 p. 84) où les régimes d'écoulement sont hétérogènes (à la fois torrentiel et fluvial). De plus, la gestion de petits cours d'eau, à très faible hauteur (inférieure à 10 cm), pose des problèmes d'assèchement et, du fait de l'imprécision sur la bathymétrie, des problèmes de passage aux limites entre deux *brins*.

La modélisation des têtes de bassin⁸(ordres un et deux de Strahler) a donc été simplifiée. Les écoulements sont représentés à l'aide de la formule de MANNING-STRICKLER⁹ (cf. equation 5.14).

Pour les ordres de Strahler supérieurs strictement à 2, PROSE résout les équations classiques de SAINT-VENANT (cf. equations 5.12 et 5.13).

5.3.6.3 Transport

Notations utilisées

Les variables du transport		
C	Concentration du constituant considéré	$[ML^{-3}]$
D	Coefficient de dispersion	$[L^2T^{-1}]$
F	Flux de matière	$[MT^{-1}]$
M	Masse de constituant	$[ML^{-1}]$
Q	Débit	$[L^3T^{-1}]$
R	Bilan des réactions bio-chimiques	$[MT^{-1}L^{-1}]$
S	Section mouillée	$[L^2]$
U	Vitesse moyenne de l'eau	$[LT^{-1}]$
φ	Flux linéique	$[MT^{-1}L^{-1}]$

Formalisation du problème

Les caractéristiques hydrodynamiques de l'écoulement déterminent l'évolution de composés biochimiques dans le milieu via des phénomènes de transport et par des réactions biogéochimiques. L'advection correspond au transport d'un constituant, dissous ou particulaire, à la vitesse moyenne de l'eau. Simultanément ce constituant subit des processus de mélange, c'est la dispersion. De plus, des réactions biogéochimiques contribuent à la transformation de ce constituant. La loi, monodimensionnelle, de conservation de la masse d'un constituant, dissous ou en suspension dans la rivière, traduit l'ensemble de ces processus :

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -\frac{\partial F}{\partial x} + R \quad (5.15)$$

Le flux de matière F se divise en deux termes d'advection et de dispersion. Le flux advectif est QC alors que le flux dispersif est exprimé, à l'aide de la loi de Fick, par $-DS\frac{\partial C}{\partial x}$.

L'équation générale de transport s'écrit :

$$\frac{\partial(SC)}{\partial t} + \underbrace{\frac{\partial(QC)}{\partial x}}_{advection} - \underbrace{DS\frac{\partial C}{\partial x}}_{dispersion} = \varphi + R \quad (5.16)$$

⁸C'est dans ces secteurs à fortes pentes que peuvent apparaître des régimes torrentiels.

⁹En première approximation, la pente de frottement J est classiquement assimilée à la pente du lit de la rivière.

Résolution de l'équation de transport

Dans PROSE, les calculs de l'advection et de la dispersion sont découplés afin de pouvoir utiliser différents schémas numériques de résolution de l'advection¹⁰. La biologie et le transport sont aussi découplés. La résolution de l'équation de transport est résolue en deux étapes à l'intérieur de chaque boucle temporelle :

- l'équation d'advection fournit des solutions intermédiaires, C_i^* , issues de l'advection pure.
- l'équation de dispersion utilise les concentrations C_i^* comme concentrations connues.

Les solutions sont alors les concentrations, à la fin du pas de temps, après advection-dispersion.

L'advection

Le flux advectif traduit le transport du constituant à la vitesse moyenne de l'eau. Dans PROSE, l'équation représentant l'advection pure est résolue sous sa forme conservative :

$$\frac{\partial(SC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = \varphi \quad (5.17)$$

$SC\Delta x$ représente la quantité de matière dans le volume considéré, QC le flux advectif, φ les apports linéiques.

Dans CAWAQS, nous avons choisi d'utiliser la méthode classique aux différences finies utilisant un schéma décentré amont en résolution implicite¹¹.

La dispersion

Le flux dispersif intègre l'ensemble des processus participant au mélange des particules :

- la diffusion moléculaire;
- le mélange par turbulence (intervenant seulement sur de courtes distances, appelées distances de mélange);
- la dispersion par convection différentielle.

Pour la dispersion longitudinale, seul le troisième terme est prépondérant (Even, 1995). Les processus de mélange dans le cours d'eau peuvent être représentés par la loi de FICK, qui traduit le déplacement des particules en fonction des gradients de concentration (Fischer et al., 1979). L'équation de dispersion est la suivante :

$$\frac{\partial(SC)}{\partial t} - \frac{\partial(DS\frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} = 0 \quad (5.18)$$

Une résolution semi-implicite avec un schéma aux différences finies est envisagée (CRANK-NICHOLSON). Cette méthode de résolution n'implique aucune condition de stabilité.

5.3.7 La biogéochimie en rivière - adaptation du modèle RIVE

D'un point de vue biogéochimique, la rivière est divisée en trois compartiments : la colonne d'eau, les sédiments et le périphyton¹². Le jeu de variables est homogène dans tous les compartiments. Les processus modélisés dans la colonne d'eau sont ceux représentés dans le modèle

¹⁰Schéma décentré amont, schéma de Bott, méthode des caractéristiques.

¹¹Ce schéma est toujours stable, contrairement à une méthode explicite où le nombre de courant doit être inférieur à 1.

¹²Le périphyton est "une communauté complexe de microbiota (algues, bactéries, champignons, animaux, détritiques organiques et inorganiques) qui est attachée au substrat qu'il soit organique ou inorganique, vivant ou inerte" (Wetzel, 1983).

RIVE (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995) qui représente des processus et des variables impliqués dans le cycle du carbone, des nutriments associés (azote, phosphore, silice), et de l'oxygène (Figure 5.11).

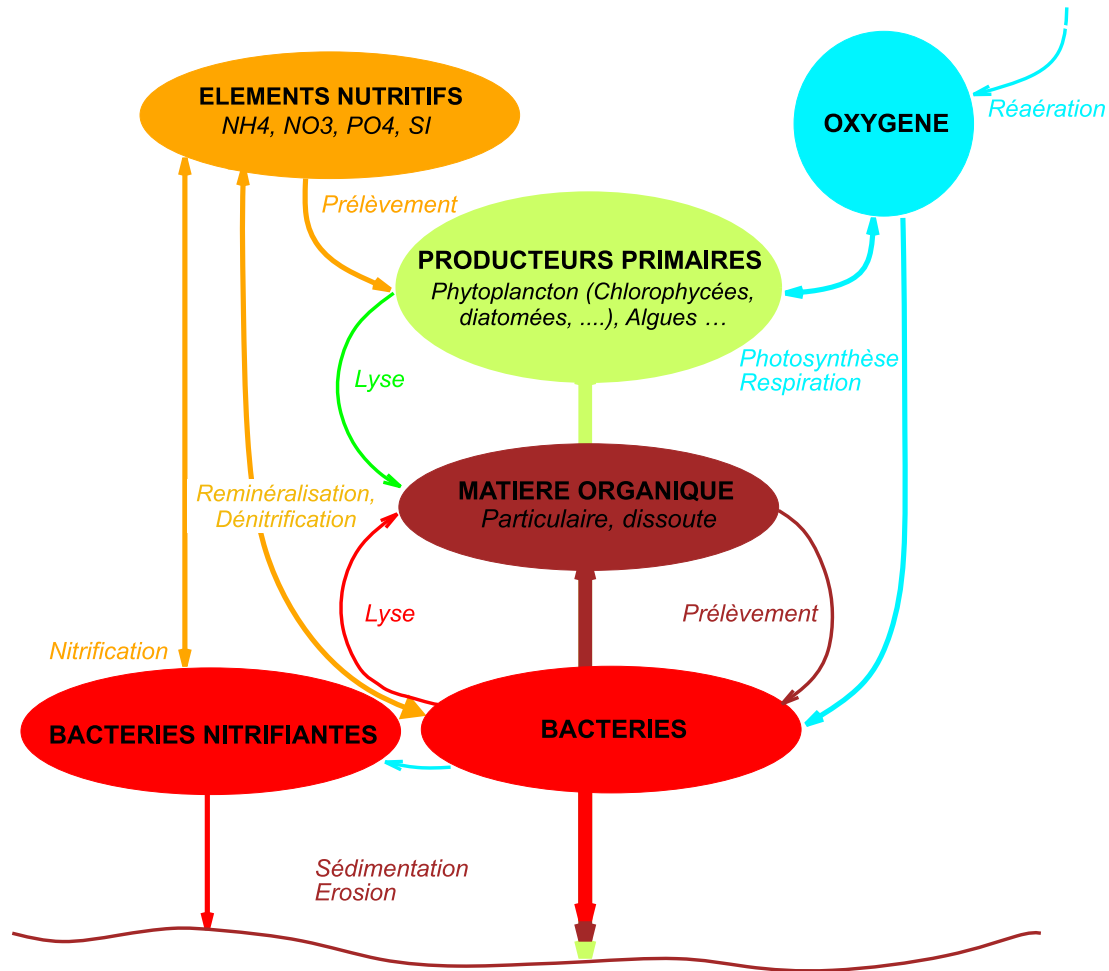


FIG. 5.11: Schéma conceptuel simplifié de RIVE.

Le modèle a été adapté pour représenter tous ces processus dans les vases d'une part, et dans le périphyton d'autre part. Le module périphytique a été développé durant cette thèse. Une première étape de validation a aussi été menée à son terme (Flipo et al., 2004), annexe E (p.227).

Le modèle RIVE est présenté en détail dans l'annexe A (p.197).

5.3.8 Echanges colonne d'eau-benthos

Dans le cadre de la thèse, des développements importants ont été implémentés dans PROSE, concernant le biofilm périphytique et les échanges entre la colonne d'eau et les deux compartiments benthiques (sédiments et périphyton) (Flipo et al., 2004). La partie expérimentale, qui a permis de valider le module périphytique, fait l'objet du chapitre 11 (p.145). Le Tableau 5.2 liste l'ensemble des variables utilisées dans cette section.

Les variables des échanges dans PROSE		
$a(p_q)$	Arrachage horaire correspondant à p_q	$[T^{-1}]$
g	Constante universelle de gravité	$[LT^{-2}]$
h	Hauteur d'eau	$[L]$
k_i	Coefficient d'arrachage de la variable i , varie entre 0 et 1	[sans dim]
n	Coefficient empirique	[sans dim]
p_c	Pente critique de l'hydrogramme; si $p_q > p_c$, il y a arrachage	$[L^3T^{-2}]$
p_q	Pente instantannée de l'hydrogramme	$[L^3T^{-2}]$
ret	Coefficient de rétention de la matrice périphytique	[sans dim]
u_*	Vitesse de cisaillement	$[LT^{-1}]$
$A(p_c)$	Coefficient d'arrachage correspondant à une pente p_c	[sans dim]
B_e	Biomasse périphytique comprenant les espèces propres au périphyton	[M]
B_i	Biomasse de l'espèce i	[M]
B_w	Biomasse périphytique comprenant les espèces sédimentées propres à la colonne d'eau	[M]
C_b	Concentration dans le périphyton	$[ML^{-3}]$
C_w	Concentration dans la colonne d'eau	$[ML^{-3}]$
D	Coefficient de diffusion	$[L^2T^{-1}]$
E_s	γS_c^n	[sans dim]
J	Pente de frottement	[sans dim]
P_{hyd}	Puissance hydraulique dissipée par frottement par unité de volume	$[ML^{-1}T^{-3}]$
Q_{base}	Débit de base de l'écoulement	$[L^3T^{-1}]$
Q_{max}	Débit de la pointe de crue	$[L^3T^{-1}]$
S_c	Nombre de Schmidt, $S_c = \frac{\nu}{D}$	[sans dim]
R_H	Rayon hydraulique	$[L]$
T_a	Durée de l'arrachage effectif du périphyton	$[T]$
T_c	Temps de passage d'une crue	$[T]$
U	Vitesse moyenne de l'eau	$[LT^{-1}]$
$V_{sed,i}$	Vitesse de sédimentation de l'espèce i	$[LT^{-1}]$
X_i	Concentration de l'espèce i	$[ML^{-3}]$
β	Coefficient de transfert de masse	$[MT^{-1}]$
γ	Coefficient empirique	[sans dim]
ζ	Fraction de P_{hyd} servant à maintenir les particules en suspension	[sans dim]
ϕ_d	Flux diffusif par unité de surface	$[ML^{-2}T^{-1}]$
ϕ_{ero}	Flux érosif maximal par unité de surface	$[ML^{-2}T^{-1}]$
$\phi_{sed,i}$	Flux de sédimentaire de l'espèce i	$[LT^{-2}T^{-1}]$
ν	Viscosité cinématique	$[LT^{-1}]$
ρ	Masse volumique	$[ML^{-3}]$
ρ_i	Masse volumique de l'espèce i	$[ML^{-3}]$
ρ_w	Masse volumique de l'eau	$[ML^{-3}]$
τ	Contrainte de cisaillement	$[ML^{-1}T^{-3}]$
χ_i	Fraction massique de l'espèce i	[sans dim]

TAB. 5.2: Notations utilisées pour les échanges.

5.3.8.1 Echanges de la phase dissoute

Les échanges dissous entre la colonne d'eau et les deux compartiments benthiques se font par diffusion turbulente dans la couche limite. On calcule le flux diffusif à l'interface eau sédiment par la relation (Boudreau, 1997) :

$$\phi_d = \beta(C_b - C_w) \quad (5.19)$$

β est le coefficient de transfert de masse exprimé par $\beta = u_* \gamma S_c^n$ (Boudreau, 1997). β est équivalent à un coefficient de diffusion (D) divisé par une distance de diffusion.

Le nombre de Schmidt, S_c correspond au rapport de la viscosité cinématique ν sur le coefficient de diffusion D. Pour les eaux de surface, le nombre de Schmidt vaut environ 1000 (Boudreau, 1997).

La formulation $\beta = E_s u_*$ est retenue pour PROSE. Par définition, u_* vaut $u_* = \sqrt{\left(\frac{\tau}{\rho}\right)}$. En exprimant la contrainte de cisaillement à l'aide de variables moyennées, on obtient¹³ $u_* = \sqrt{ghJ}$.

5.3.8.2 Echanges particuliers

Les échanges particuliers se fondent sur la théorie d'une sédimentation et d'une érosion simultanée sur un pas de temps et à l'échelle d'une *maille*. Pour chaque espèce, un flux sédimentaire est calculé à chaque pas de temps :

$$\phi_{sed,i} = V_{sed,i} X_i \quad (5.20)$$

Le flux de sédiments provenant de la colonne d'eau, et qui se dépose sur le fond des cours d'eau, est réparti entre deux compartiments (sédiments et périphyton) au moyen du taux de recouvrement du fond de la rivière par le périphyton. Ce taux a été estimé pour le Grand Morin à 30 %. Ce taux par défaut peut être spécifié maille par maille si nécessaire.

Sédimentation, érosion

Le mode d'échange entre le benthos et la colonne d'eau diffère suivant le compartiment d'origine des particules.

Les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau correspondent à un processus d'érosion qui dépend uniquement de la puissance hydraulique de l'écoulement. Cette capacité érosive de l'écoulement est déterminée à l'aide de la théorie de la capacité de transport (Bagnold, 1966; Celik et Rodi, 1991) et s'exprime dans PROSE (Maldiney, 1994; Even et al., 2004) par :

$$\phi_{ero} = \zeta \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_w}{\rho_i}} \frac{P_{hyd}}{g} \quad (5.21)$$

Le flux érosif maximal par unité de surface (ϕ_{ero}) correspond à une fraction de la puissance hydraulique par unité de volume servant à maintenir les particules en suspension. P_{hyd} s'exprime par $\rho g J U$. A chaque pas de temps, le stock de sédiments présent au fond des rivières est érodé à hauteur maximale de ϕ_{ero} .

¹³On peut approximer u_* par $\sqrt{gR_H J}$.

Les pertes du périphyton en régime hydraulique stable

Les échanges entre la colonne d'eau et le périphyton sont représentés, en période de débit stable, à la fois par des pertes permanentes et une érosion similaire à celle exprimée au paragraphe précédent. Les pertes permanentes sont de 0.01 j^{-1} (DeAngelis et al., 1995; Dent et Henry, 1999). Le compartiment d'origine des particules (colonne d'eau ou périphyton) est pris en compte pour modéliser les échanges. En effet, les espèces périphytiques (producteurs primaires attachés, espèces bactériennes représentatives du périphyton) ne sont soumises qu'à des pertes permanentes. Par contre pour les espèces originaires de la colonne d'eau (comme le phytoplancton par exemple), un coefficient de rétention (*ret*) est défini. Ce paramètre représente la capacité du périphyton à retenir les particules sédimentées. En considérant que B_w est la biomasse périphytique originaire de la colonne d'eau, les pertes permanentes s'appliquent à $ret \times B_w$ et le processus d'érosion est appliqué à $(1 - ret) \times B_w$ (Figure 5.12).

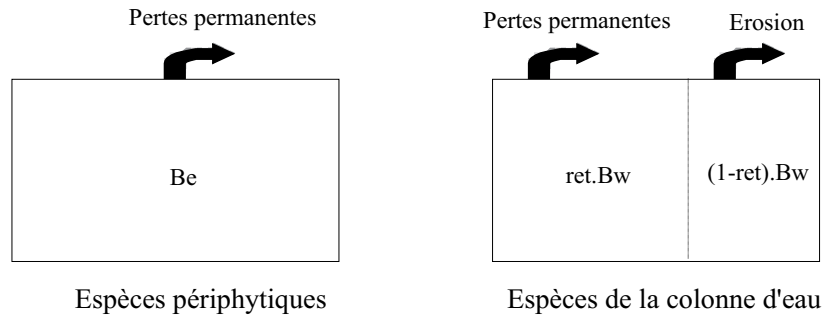


FIG. 5.12: Pertes du périphyton en régime permanent.

L'arrachage

Lors d'une crue l'accroissement de la vitesse de l'eau provoque un arrachage du périphyton. Après l'évènement, la biomasse peut être totalement érodée (Uehlinger et al., 1996). Nous proposons le schéma conceptuel présenté à la Figure 5.13 pour rendre compte du processus physique d'arrachage.

Biggs et Close (1989) ont déterminé une relation entre l'intensité d'une crue, représentée par le rapport du débit de la pointe de crue sur le débit de base ($\frac{Q_{max}}{Q_{base}}$), et le pourcentage total de biomasse arrachée pendant toute la durée de l'évènement extrême. Dans la démarche que nous allons détailler dans la suite, nous considérerons que Q_{base} correspond au débit d'étiage. La pente d'augmentation du débit (p_q) est une variable plus pertinente, pour la modélisation, que la valeur du débit de pointe (Figure 5.13). En reliant l'arrachage à la pente d'augmentation du débit, il est alors possible d'estimer l'arrachage à chaque pas de temps de calcul sans connaître *a priori* l'intensité de la crue. Cette démarche n'est valable que si l'augmentation de la pente de débit est corrélée à l'intensité de la crue. Cette hypothèse semble cohérente avec la problématique des petits bassins versants qui sont *a priori* très réactifs.

La détermination de la loi d'arrachage en fonction de la pente d'augmentation du débit a été effectuée par une analyse des hydrogrammes de plusieurs événements pluvieux. Pour chaque évènement, on détermine un couple arrachage, pente de débit ($a(p), p$), où $a(p)$ est en h^{-1} , p en $(\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}) \cdot \text{j}^{-1}$. L'interpolation de tous ces couples donne ensuite la loi d'arrachage (Figure 5.14). Pour un évènement donné, on définit une pente critique de l'hydrogramme $p_c = 2 \frac{Q_{max} - Q_{base}}{T_c}$, où T_c correspond au temps de passage de la crue (Figure 5.13). Cette pente fût déterminée sur

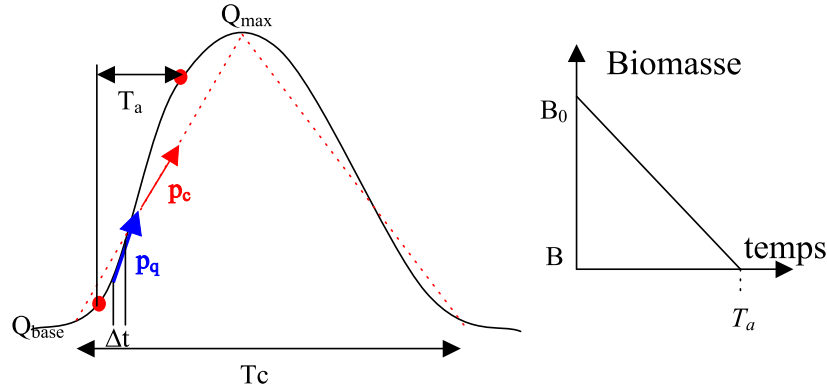


FIG. 5.13: Utilisation d'un hydrogramme pour caractériser l'arrachage. À gauche, réduction de l'hydrogramme réel (noir) en un hydrogramme idéalisé (pointillés rouges). À droite, schéma idéalisé de réduction de la biomasse lors d'une crue. T_c est le temps de passage de la crue, T_a le temps d'arrachage, p_c la pente critique au dessus de laquelle il y a effectivement arrachage, p_q la pente réelle sur un pas de temps Δt (Flipo, 2001).

le Grand Morin pour les crues observées au cours des étiages de 2000 et 2001. Ces pentes ont ensuite été reliées aux quantifications de Biggs et Close (1989) en considérant les intensités des évènements.

D'après Biggs et Close (1989), à p_c correspond une réduction totale de la biomasse lors du passage de la crue de $A(p_c)$ %. On estime que, pour des intensités de crue variant entre 0 et 3, $A(p_c)$ est nul, et que, pour des intensités variant entre 3 et 7, $A(p_c)$ varie linéairement de 0 à 50 %. On admet aussi une variation linéaire de 50 à 95 % pour des intensités variant entre 7 et 25. Par contre, au dessus d'une intensité de 25, on considère l'arrachage permanent à 95 % de la biomasse fixée.

Pour la modélisation de l'arrachage lors d'une crue, on admet qu'il n'y a arrachage que si la pente instantanée d'augmentation du débit (p_q) est supérieure à la pente critique de l'hydrogramme. L'analyse de l'hydrogramme de crue (Figure 5.13) montre que le temps d'arrachage effectif T_a est largement inférieur à $\frac{T_c}{2}$. En effet, en début de crue et à la pointe de crue, la pente instantanée d'augmentation du débit est plus faible que la pente critique de l'hydrogramme. On peut donc admettre que le temps caractéristique d'arrachage effectif est fonction de la pente critique de l'hydrogramme. Le taux maximum d'arrachage peut alors être exprimé à l'aide de la relation $a(p_c) = \frac{A(p_c)}{100T_a(p_c)}$. $a(p_c)$ s'exprime en h^{-1} . Cette loi d'arrachage a été déterminée sur le Grand Morin (Figure 5.14).

On admet que tous les éléments composant le périphyton ne sont pas arrachés aussi facilement. On introduit donc un paramètre k_i qui caractérise l'arrachage de la variable i . Ce paramètre varie entre 0 et 1. $a(p_c)$ doit donc être pondéré par k_i afin de représenter l'arrachage relatif à l'espèce i . Pour une espèce donnée, les pertes instantanées par arrachage sont égales à la réduction instantanée de sa biomasse. L'évolution de la biomasse fixée de l'espèce i (B_i) est alors égale à :

$$\frac{\partial B_i}{\partial t} = -k_i a(p_q) B_i \quad (5.22)$$

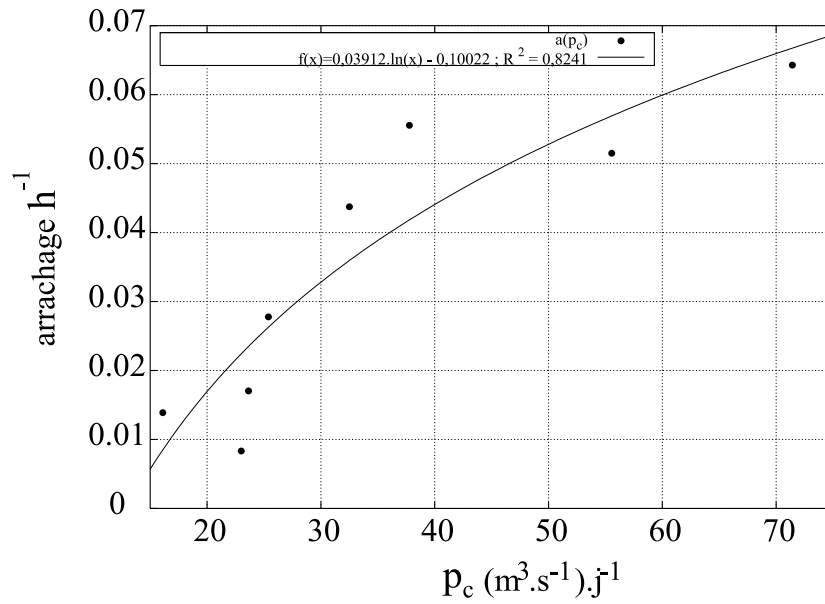


FIG. 5.14: Loi d'arrachage déterminée sur le Grand Morin.

Résolution des équations biologiques

Les équations relatives à la biologie sont résolues, soit avec une méthode explicite, soit par la méthode de RUNGE-KUTTA. Nous avons choisi d'utiliser la méthode de RUNGE-KUTTA. La résolution de l'équation générale d'advection-dispersion-biologie étant dans notre cas résolue de manière découplée, la concentration utilisée au début d'un pas de temps biologique correspond à la concentration à l'issue du transport par advection et dispersion.

5.3.9 Echanges surface-souterrain

Les échanges entre les nappes et les eaux de surface interviennent à deux niveaux :

- entre la nappe et la rivière;
- aux points de débordement surfacique de la nappe.

5.3.9.1 Echanges nappe-rivière

Selon l'état hydraulique du système, deux situations d'échanges entre les nappes et les rivières sont possibles (figure 5.15).

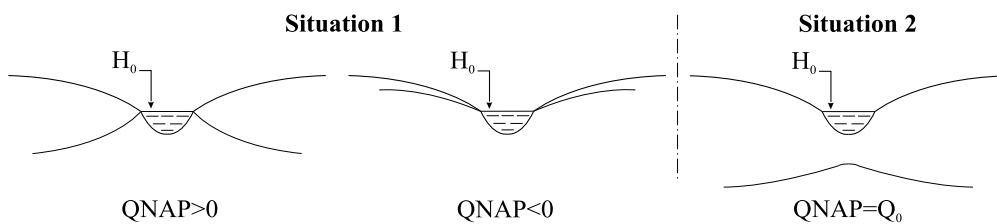


FIG. 5.15: Relations nappes-rivières

Situation 1 : La rivière et la nappe sont connectées hydrauliquement, la rivière impose son niveau à la nappe compte tenu d'une perte de charge à travers son lit. Le sens de circulation de l'eau peut éventuellement varier au cours du temps. Le débit échangé est égal à :

$$Q_{nap} = Tp(H - H_0)$$

Situation 2 : La rivière et la nappe sont connectées par la présence d'une zone non saturée. Dans ce cas le transfert s'effectue dans le sens rivière-nappe avec une valeur donnée Q_0 de débit.

$$Q_{nap} = Q_0$$

Il est de plus nécessaire de tenir compte, pour le calcul de l'infiltration, de la quantité d'eau disponible en rivière. La combinaison de ces différentes informations aboutit à une formulation non-linéaire de la relation exprimant le débit :

$$Q_{nap} = \min \begin{cases} Tp(H - H_0) \\ Q_0 \\ Q_{dis} \end{cases} \quad \begin{array}{l} \text{débit limite infiltrable} \\ \text{débit moyen disponible dans la maille rivière} \end{array}$$

5.3.9.2 Les points de débordements des nappes

Dans le cas où la nappe déborde sur un *bassin élémentaire*, ailleurs que dans les *brins* de rivière, on considère que l'eau ne peut pas se réinfiltrer dans la nappe. Cette quantité d'eau est alors considérée comme étant du ruissellement (cf. §5.3.1.2, 49). Elle est alors directement routée par PROSE dans le réseau hydrographique.

5.4 Couplages temporels

La plate-forme de modélisation du bassin, constituée par le couplage des modèles REPSUR, NONSAT, NEWSAM, fonctionne à un pas de temps dt_{bassin} , alors que PROSE fonctionne avec un pas de temps dt inférieur ou égal à dt_{bassin} . Les conditions limites de PROSE au temps t sont données par les flux estimés par le modèle de bassin entre t et $t + dt_{bassin}$. Les valeurs moyennes des cotes en rivière entre t et $t + dt_{bassin}$ imposent les nouvelles conditions aux limites pour NEWSAM entre les temps $t + dt_{bassin}$ et $t + 2dt_{bassin}$.

Quant à STICS, il fonctionne au pas de temps journalier. Ce pas de temps est compatible avec les données météorologiques. Nous avons donc choisi de retenir un pas de temps journalier ($dt_{bassin} = 1j$).

5.5 Conclusions

La Figure 5.16 présente, en guise de conclusion, un schéma synthétique de la plate-forme de modélisation CAWAQS.

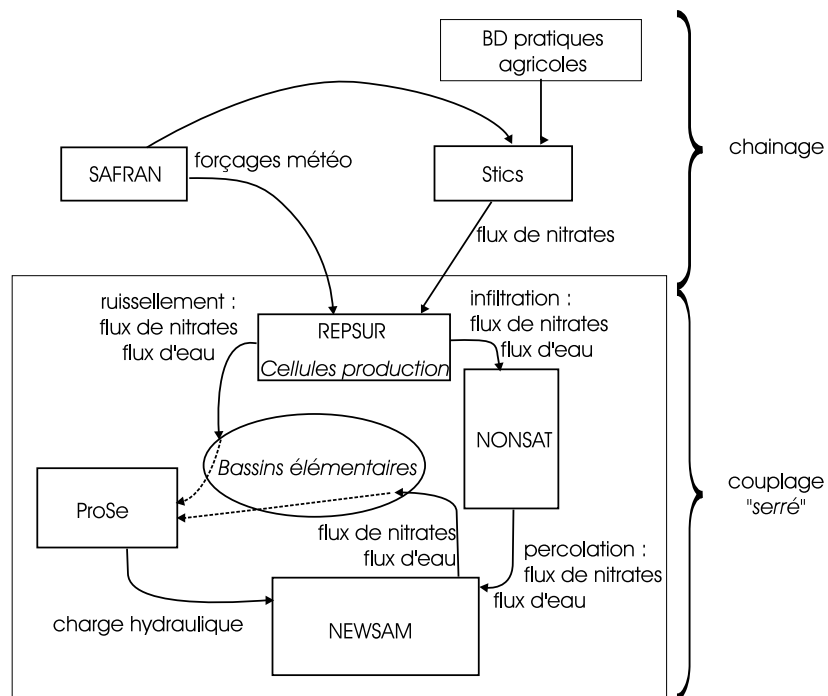


FIG. 5.16: Représentation simplifiée de CAWAQS.

Troisième partie

Comportement hydrologique du
Grand Morin

Chapitre 6

Construction du modèle hydrologique

6.1 Introduction - Le contexte

Pour Gomez (2002), du fait que son domaine d'étude était l'ensemble du bassin de la Seine, la taille minimale du *bassin élémentaire* était de 250 km². Sur le bassin du Grand Morin, un des objectifs est de représenter explicitement les écoulements dans les têtes de bassin. Le choix a donc été fait de définir un modèle spécifique au Grand Morin, sans contrainte de surface minimale de *bassin élémentaire*.

Les modèles distribués et déterministes nécessitent une grande quantité de données d'entrée : descriptions physiques du domaine, descripteurs environnementaux, comme par exemple les caractéristiques physiologiques des espèces, des variables de forçage du modèle et des données de validation. Dans ce chapitre, nous ne décrivons que les aspects relatifs à l'hydrologie du Grand Morin ; ce qui concerne les nitrates sera décrit dans la partie suivante (IV).

Les données ne sont pas toutes du même type. Certaines sont géoréférencées, comme par exemple les données altimétriques, alors que d'autres ne le sont pas. Les SIG¹ permettent une manipulation plus aisée de toutes ces données. Dans ce chapitre, nous dressons, tout d'abord, un récapitulatif de l'ensemble des données utilisées pour construire le modèle du Grand Morin, ensuite nous présentons les outils qui ont été développés pour construire le modèle. Les modifications, qu'il a été nécessaire d'apporter à la partie hydraulique du modèle PROSE sont également présentées. Finalement les variables de forçage sont définies. Le calage et la validation du modèle hydrologique sont présentés au chapitre suivant (p.89). Le dernier chapitre de cette partie dressera le bilan du fonctionnement hydrologique du Grand Morin (p.105).

6.2 Les données utilisées

Pour construire le modèle hydrologique, il convient de décrire :

1. la surface du sol ;
2. la zone non saturée ;
3. les aquifères ;
4. les échanges surface-souterrain ;
5. les rivières.

¹ Systèmes d'Information Géographique

6.2.1 Les aquifères

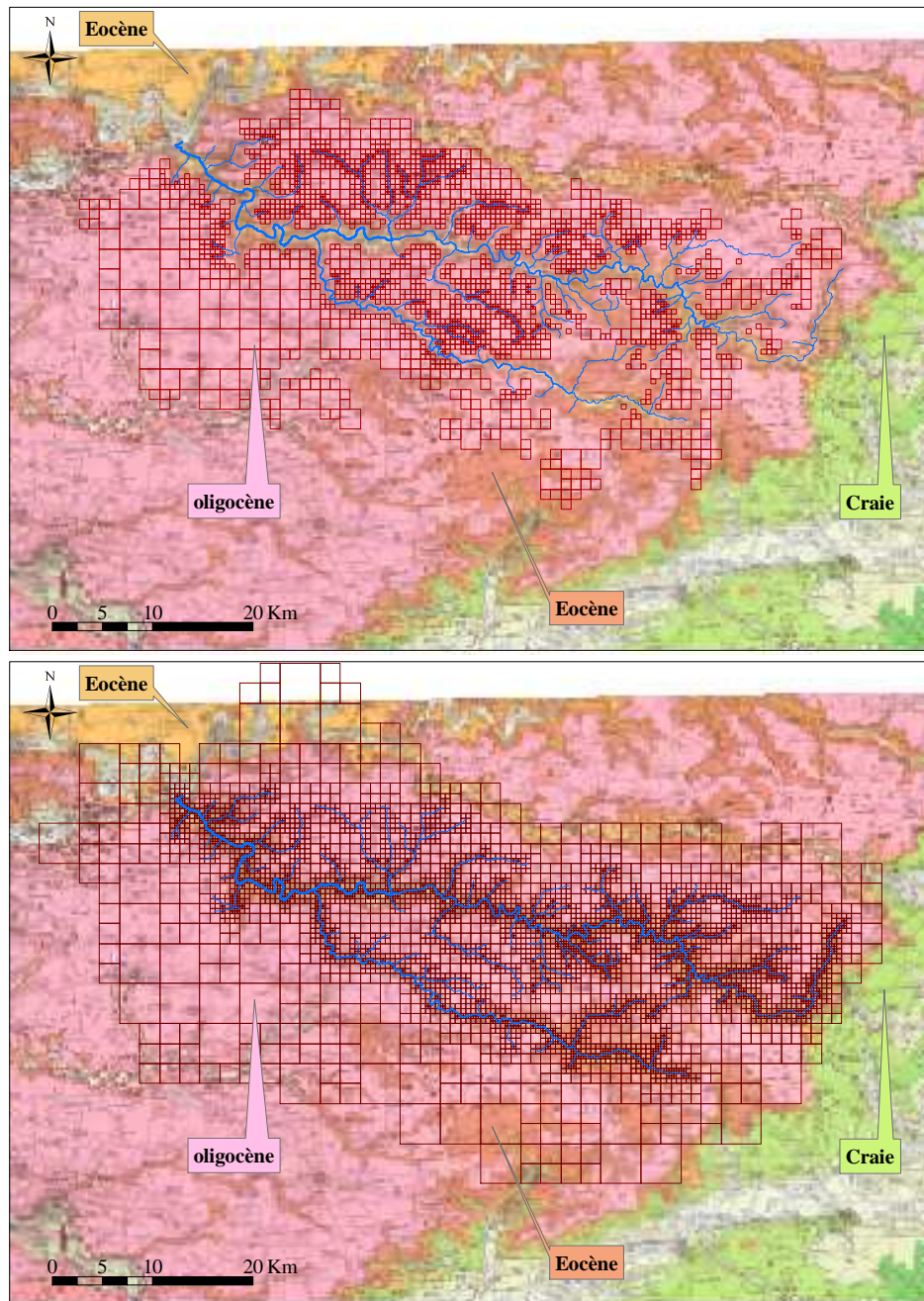


FIG. 6.1: Maillages de a) l'Oligocène et b) de l'Eocène

Les limites d'un bassin versant surfacique ne sont pas les mêmes que celles du bassin versant souterrain. Dans le cadre d'une modélisation couplée surface-souterrain, ce sont les conditions limites hydrogéologiques qui fixent l'extension du domaine. Pour le Grand Morin, les limites

hydrogéologiques sont : la Marne, le Petit Morin, l'Yerre, et la cuesta d'Ile de France² (Figures 3.1, p.20, et 6.1).

La structure multicouches des aquifères tertiaires du Grand Morin est assez complexe (§ 3.2.3, p.20). Dans un premier temps, nous avons choisi de ne considérer que deux regroupements d'aquifères : l'Oligocène et l'Eocène. L'Oligocène décrit les petits aquifères de surface (essentiellement la nappe de Brie) jusqu'aux marnes vertes et supragypseuses. L'Eocène englobe les nappes du Soissonnais et de Champigny. Sur le bassin de la Seine, il a été admis que les argiles et sables de Beauchamp, qui séparent les deux unités de l'Eocène, et dont l'épaisseur varie de 1 à 30 m (AESN, 1974), ne constituaient pas une barrière hydraulique efficace à l'échelle régionale compte tenu des discontinuités de sédimentation observées. On admet que cette hypothèse est vérifiée sur le bassin du Grand Morin. On peut donc considérer que la formation Eocène, constitue un ensemble assez homogène, que l'on peut modéliser par une seule couche.

Les nappes alluviales ne sont pas prises en compte explicitement car leur alimentation dépend largement des coteaux. Cette alimentation est prise en compte dans l'écoulement des autres aquifères. Par ailleurs, leur impluvium propre ne représente qu'une faible partie de la surface totale. Néanmoins, leurs effets sur le calcul du bilan hydrique seront pris en considération par les *fonctions production* qui concernent les alluvions.

La définition des *mailles* souterraines a été réalisée en croisant les informations spatiales du MNT³ et les données altimétriques qui définissent les toits et murs des aquifères tertiaires (données de la Compagnie Générale de Géophysique CGG). L'extension des couches résultantes (Figure 6.1) est en accord avec la carte géologique au 1 :250 000 (Mégny, 1983).

En plus de la coupe géologique simplifiée (Figure 3.2, p.21), la figure 6.2 présente une visualisation tridimensionnelle des cotes des toit (gris) et mur (bleu) de l'Eocène, ainsi que, pour l'extension spatiale de la couche Oligocène, les cotes du mur de cette dernière (rouge) et du MNT (vert). Les couches sont représentées en dégradé de couleurs ; les nuances claires correspondent aux altitudes élevées, et les nuances foncées aux altitudes basses. Il apparaît très clairement que :

1. l'Oligocène, d'une épaisseur moyenne de 8.6 m, est d'un ordre de grandeur moins épais que l'Eocène, d'une épaisseur moyenne de 83 m ;
2. l'épaisseur de la couche Eocène croît d'un ordre de grandeur d'est en ouest (de 15 à 100 m) ;
3. l'épaisseur de l'aquitard qui sépare les deux formations est quasiment nulle à l'est, alors qu'elle peut atteindre 35 mètres au nord-ouest (secteur de l'Orgeval).

Pour pouvoir modéliser finement les transferts nappes-rivières, le côté des plus petites *mailles* a été fixé à 250 m, ce qui permet de bien identifier les *mailles* drainantes pour les confluences entre petits ordres.

6.2.2 Les données du modèle de surface

Le module de surface REPSUR ne nécessite aucune donnée altimétrique. Seules les caractéristiques physiques influençant les *fonctions production* doivent être décrites, c'est à dire les classes de sols et leur mode d'occupation.

²La cuesta d'Ile de France marque, à l'Est du bassin du Grand Morin, le passage brusque des formations tertiaires à la craie du Secondaire.

³Modèle Numérique de Terrain.

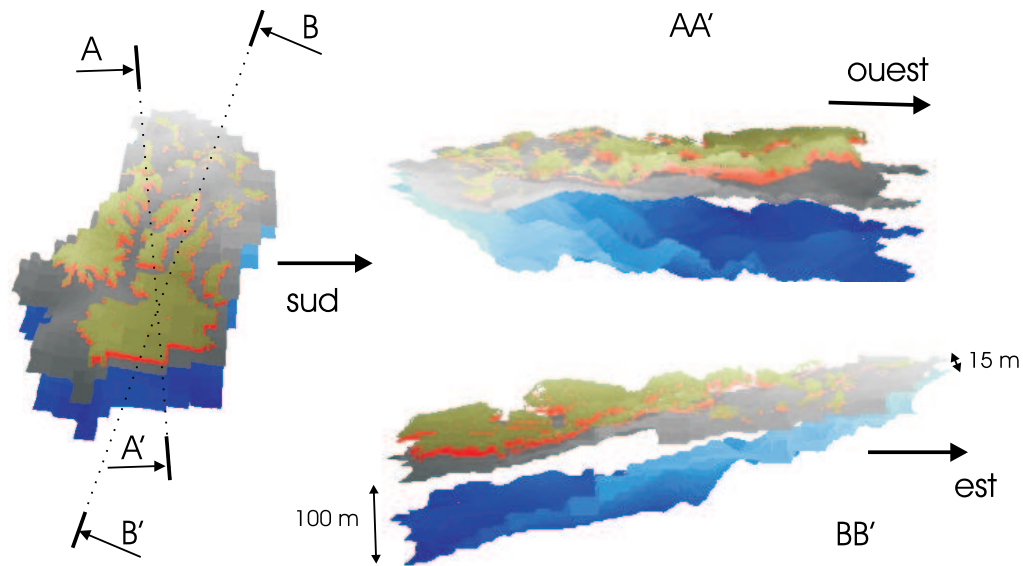


FIG. 6.2: Représentation tridimensionnelle des aquifères modélisés. Vert : surface du sol; rouge : mur de l'Oligocène; gris : toit de l'Eocène; bleu : mur de l'Eocène. Facteur de dilatation verticale : 100

La différenciation des classes de sols a été réalisée à partir de la base de données géographique des sols de France au 1 :1 000 000 de l'INRA (King et al., 1995). Les classes de sol sont différenciées à partir des matériaux parentaux principaux, définis par des critères lithologiques. Ces informations, extraites au pas kilométrique, ont permis de distinguer cinq classes principales de sols sur le bassin de la Seine :

- dépôts alluviaux ou glaciaires (ou colluvions) ;
- roches carbonatées (calcaires et dolomie) ;
- argiles et marnes ;
- roches sableuses et formations détritiques ;
- roches limoneuses.

La base de données Corine land cover (Collectif, 1996) décrit les modes d'occupation du sol à différents niveaux de résolution. L'analyse de la carte d'occupation des sols a permis de distinguer quatre catégories principales :

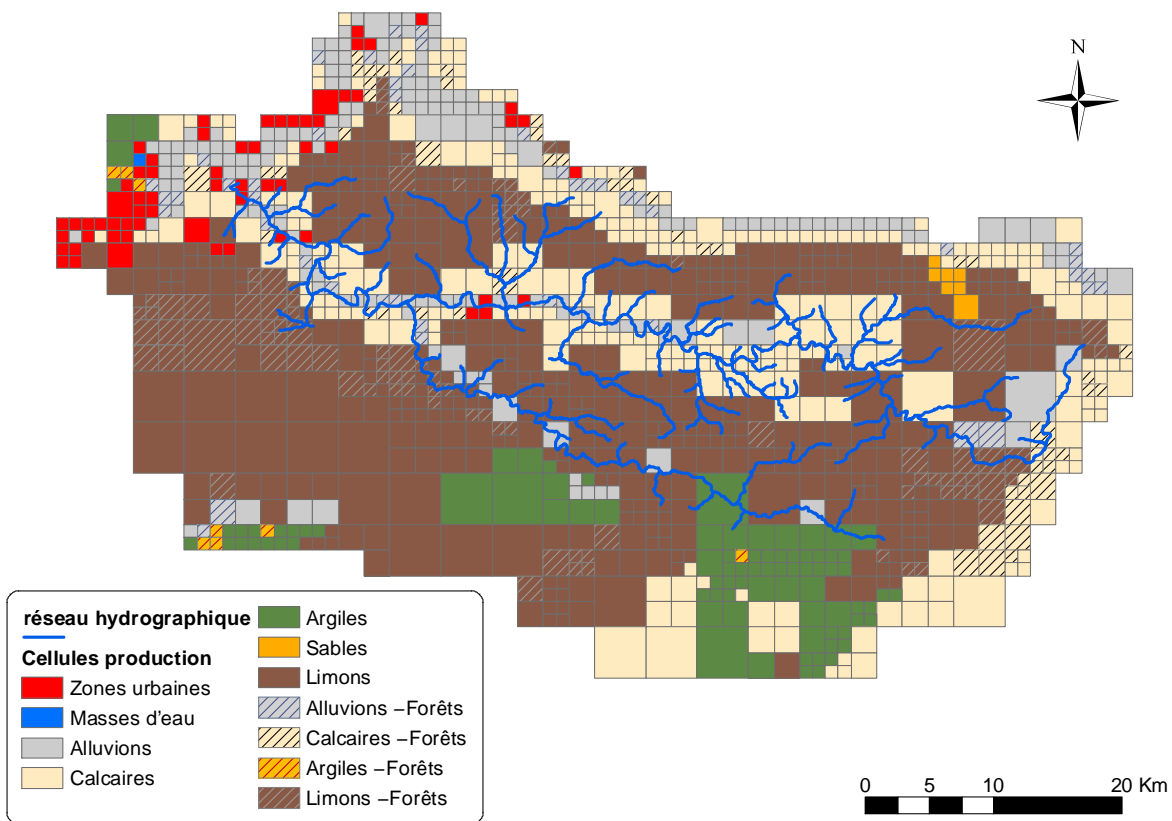
1. territoires artificialisés (imperméables) ;
2. forêts ;
3. hors-forêt (territoires agricoles, milieux à végétation arbustive et/ou herbacée ou avec peu de végétation)⁴ ;
4. surface en eau.

Ces deux types d'information ont servi à établir une première zonation des *fonctions production* (Tableau 6.1), agrégées en *cellules production*⁵ sur le schéma de surface de Gomez (2002) (Figure 6.3).

⁴Le modèle STICS fournit des flux d'azote sur ces zones.

⁵cf. § 5.2.1, p.46.

Id	Nom	Classe de sol	Occupation du sol
FP1	ville	×	Territoires artificialisés
FP2	eau libre	×	Territoires artificialisés
FP4	alluvion	Dépôts alluviaux ou glaciaires	Hors-forêt
FP5	calcaire	Roches carbonatées	Hors-forêt
FP6	argile	Argiles et marnes	Hors-forêt
FP7	sable	Roches sableuses et formations détritiques	Hors-forêt
FP8	limon	Roches limoneuses	Hors-forêt
FP10	all_f	Dépôts alluviaux ou glaciaires	Forêt
FP11	calc_f	Roches carbonatées	Forêt
FP12	arg_f	Argiles et marnes	Forêt
FP13	sable_f	Roches sableuses et formations détritiques	Forêt
FP14	lim_f	Roches limoneuses	Forêt

TAB. 6.1: Définition des *fonctions production*FIG. 6.3: Cartographie des *cellules production*. Pour chaque *cellule production* la *fonction production* majoritaire est présentée.

Les deux *fonctions production* prédominantes sont les limons et calcaires hors forêt (Tableau 6.2). Ces deux fonctions, FP8 et FP5 (Tableau 6.1) occupent respectivement 48 et 21 % de la surface totale du Grand Morin (Tableau 6.2).

Station	FP1	FP2	FP4	FP5	FP6	FP7	FP8	FP10	FP11	FP12	FP13	FP14
Montry	0.0197	0	0.093	0.212	0.038	0.005	0.481	0.022	0.035	0.003	0.004	0.088
Pommeuse	0.0198	0	0.079	0.274	0	0.007	0.463	0.022	0.043	0	0.005	0.086
Meilleray	0.009	0	0.087	0.197	0	0.018	0.450	0.029	0.057	0	0.013	0.139
Lavanderie	0.008	0	0.138	0.016	0.165	0	0.578	0.014	0.004	0.012	0.065	0.088
Theil	0.008	0	0.019	0.277	0	0	0.511	0.003	0.037	0	0	0.144

TAB. 6.2: Occupation (en %) par les *fonctions production* des bassins versants contributifs aux stations hydrographiques (§7.2 p.89)

6.2.3 La zone non saturée

La modélisation des transferts dans la zone non saturée implique de diviser le domaine en zones homogènes représentées par un modèle à réservoirs en cascade. Le nombre de réservoirs est fonction de l'épaisseur de la zone non saturée et le coefficient de tarissement, ou temps de délai, dépend de la perméabilité. Le nombre de réservoirs est initialisé en découpant la zone non saturée en couches d'épaisseur constante⁶ depuis la base du sol (cote topographique moins deux mètres) jusqu'à la hauteur piézométrique de la nappe au moment où la simulation commence. Le calage repose sur l'hypothèse forte que les types de sols ont des propriétés hydrodynamiques moyennes homogènes. Dans l'état actuel du modèle, on associe la zone non saturée, aux *cellules production*.

6.2.4 Les cellules de transfert sous-bassin versant - rivière

La définition du réseau hydrographique du Grand Morin s'appuie sur les travaux du PI-REN SEINE qui ont simplifié l'ensemble du réseau hydrographique de la Seine en un réseau monoaxial (tous les bras secondaires ont été éliminés).

ordre	profondeur (cm)
source	10
1	20
2	50
3	70
4	100
5	120

TAB. 6.3: Profondeur moyenne d'une section en fonction de son ordre de Strahler.

Le réseau a ensuite été découpé en *brins* homogènes (cf. §5.2.1, 46). Pour chaque *brin* :

1. la pente moyenne est calculée à partir des informations fournies par le MNT ;
2. la largeur au miroir est renseignée à partir d'une relation de proportionnalité $l = \alpha\sqrt{S}$ où l est la largeur en m, S la surface du *bassin élémentaire* exprimée en km², et α un coefficient de proportionnalité (Billen et al., 1994). Initialement, α était égal à 0.8. Pour le Grand Morin, nous avons imposé la valeur de 0.4 afin d'obtenir des sections aval cohérentes avec les descriptions de Bourlange (2000) ;

⁶Paramètre à fixer par l'utilisateur. Pour le Grand Morin, le domaine non saturé a été discrétisé en couches de deux mètres d'épaisseur.

3. la profondeur moyenne, par rapport au MNT, des sections amont et aval d'un *brin* est fonction de son ordre de Strahler (Tableau 6.3).

Pour être cohérent avec le découpage des aquifères en *mailles* souterraines drainées de 250 m de côté, chaque *brin* est découpé en *mailles* de calcul de 250 m de long au plus. La bathymétrie, représentative d'une *maille*, correspond à une interpolation entre la section amont et la section aval du *brin* (Even, 1995).

Lors du développement de l'applicatif SENEQUE 3 (Ruelland et Billen, 2002; Ruelland et Billen, 2003) un travail important de structuration de l'information hydrographique du bassin de la Seine en ordres de Strahler a été réalisé. Ce découpage de l'espace a été adopté comme maillage de référence dans la version actuelle de CAWAQS. Cette approche pourra être améliorée ultérieurement en redécoupant certains *bassins élémentaires*⁷ jugés trop grands.

Du fait des limites hydrogéologiques étendues, le maillage de surface couvre 2700 km² au lieu des 1200 km² correspondant au bassin versant de surface du Grand Morin. Le schéma de surface de CAWAQS résulte de la fusion des sous-bassins versants du Grand Morin avec, pour la partie extérieure au bassin versant superficiel du Grand Morin, les *cellules production* définies sur le bassin de la Seine (Figure 6.4).

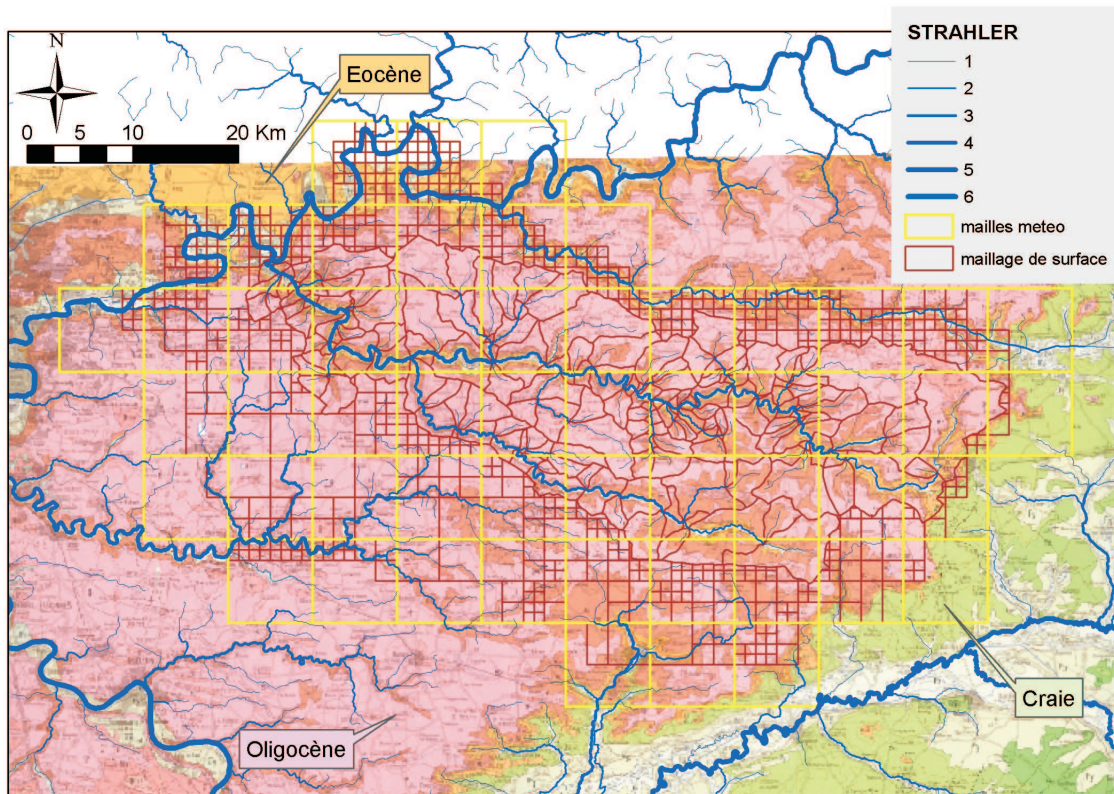


FIG. 6.4: Maillage irrégulier de surface

⁷cf. §5.2.1, p.46

6.3 Les outils d'aide à la construction du modèle

6.3.1 Formatage des données d'entrée

La manipulation d'un nombre important de données géoréférencées nécessite d'utiliser des outils de traitement spécifiques, les SIG. Certains modèles, comme SENEQUE, PEGASE, sont couplés de manière *serrée* avec ce type d'utilitaires ; l'accès aux données par les utilisateurs est alors très limité. De plus, bien souvent, cette approche impose des choix de logiciels.

Dans le cas présent, afin de permettre une grande souplesse d'utilisation, et de conserver une certaine modularité de la structure de modélisation CAWAQS, nous avons fait le choix de découpler les étapes de traitement et de lecture des données, des algorithmes de calcul. Cela présente le grand avantage de pouvoir travailler les données d'entrée avec différents outils. Un SIG⁸ est utilisé pour travailler les données spatialisées et les exporter dans un format tabulaire. Ces données tabulaires sont ensuite analysées par un programme de prétraitement spécialement développé pour la mise en forme des données de CAWAQS. Ce programme, GIS2WAQS, est basé sur les analyseurs syntaxiques⁹ FLEX et BISON. GIS2WAQS permet de générer les données d'entrée des modèles PROSE, NEWSAM, et des modules de surface REPSUR et NONSAT au sein de l'interface commune nommée CAWAQS.

En ce qui concerne la définition des paramètres du modèle souterrain, le programme GIS2WAQS autorise de définir des paramètres propres à une couche, et de récupérer, pour chaque *maille*, les paramètres d'un modèle de plus grande extension spatiale. Cette fonctionnalité est intéressante pour zoomer sur une partie d'un domaine déjà modélisé. Par contre, dans le cas du Grand Morin cette fonctionnalité n'a pas pu être utilisée, du fait des problèmes posés par le changement d'échelle par rapport au modèle Seine.

Les manipulations des données liées au réseau hydrographique (calcul de pentes, positionnement de points singuliers sur le réseau, vérification de la cohérence du réseau, transformation des tables attributaires...) ont été réalisées grâce à l'extension du SIG Arcview3.x, ExPreS (Théry et Bacq, 2003) qui a été développée au sein du PIREN SEINE.

6.3.2 Construction du modèle souterrain - l'extension AV-XMAILLE

Comme nous l'avons vu auparavant, le choix a été fait de construire un modèle spécifique au Grand Morin. A cet effet, un mailleur automatique a été développé sous la forme d'une extension du SIG Arcview3.x. Cette extension, AV-XMAILLE (Théry et Flipo, 2004), téléchargeable sur le site du PIREN SEINE (<http://www.sisyph.jussieu.fr/internet/piren/>), permet de générer un maillage pour NEWSAM, en respectant les contraintes liées aux *mailles gigognes* (cf. 5.2.1). Elle offre les possibilités suivantes :

1. définir les limites du domaine souterrain en se basant sur l'analyse de données géoréférencées, comme les rivières par exemple ;
2. permettre le redécoupage, jusqu'à un seuil de taille donnée, d'un ensemble de *mailles* sélectionnées. Par exemple, pour définir le maillage du Grand Morin, nous sommes partis d'une grille de *mailles* de 4 km de côté. Les *mailles* parcourues par une rivière ont récursivement été redécoupées jusqu'à des *mailles* de 250 m de côté ;

⁸Nous avons utilisé les logiciels Arcview 3.x, et Arcgis 8.0

⁹Les analyseurs syntaxiques, qui utilisent des parsers, permettent de découpler la lecture des données, des algorithmes de calcul proprement dits.

3. garantir l'intégrité topologique d'une couche horizontale en terme d'emboîtements de *mailles* ;
4. garantir l'intégrité topologique de deux couches verticales l'une par rapport à l'autre ;
5. et aussi :
 - générer une grille de pas d'espace constant ;
 - relire des coordonnées de *mailles* en format texte et générer la couche graphique *ad hoc* ;
 - regrouper et scinder les *mailles* d'un maillage quelconque dans la limite des dix tailles de redécoupage autorisées par NEWSAM ;
 - renuméroter toutes les *mailles* d'une couche à partir d'un certain identifiant.

Au final, le modèle souterrain du Grand Morin comprend deux couches, soit au total 8527 *mailles*.

6.4 Adaptation de PROSE à la modélisation d'un chevelu hydrographique hétérogène

6.4.1 Le contexte - les régimes d'écoulement

Pour caractériser le type d'écoulement dans une rivière, on utilise le nombre de Froude (Fr), qui exprime le rapport de la vitesse de l'écoulement (u) sur la célérité d'une onde (c). Pour un écoulement monodimensionnel :

$$Fr = \frac{u}{c} \quad (6.1)$$

Dans le cas d'un canal à fond horizontal, en négligeant la convection et en l'absence de courant, la célérité des ondes dans les équations de SAINT-VENANT vaut (Hervouet, 2003) :

$$c = \sqrt{gh} \quad (6.2)$$

où g est l'accélération de la pesanteur, et h la hauteur d'eau. On utilise souvent, en approximation, dans le milieu naturel (substitution de 6.2 dans 6.1) :

$$Fr = \frac{u}{\sqrt{gh}} \quad (6.3)$$

Le régime d'écoulement est caractérisé en fonction du nombre de Froude :

1. $Fr < 1$, l'écoulement est dit **fluvial**. Dans ce cas $u < c$, ce qui signifie que les ondes vont plus vite que le courant et donc peuvent remonter l'écoulement vers l'amont ¹⁰. L'écoulement en un point dépend alors des conditions aux limites aval et amont. Ce type d'écoulement est caractéristique des écoulements en plaines alluviales à faible pente ;

¹⁰Pour déterminer le régime d'écoulement d'un cours d'eau, il suffit de lancer une pierre dans le lit de la rivière. Une onde se forme alors à la surface de la rivière. Si le centre de cette onde semble rester centré au point d'impact entre la pierre et l'eau, il s'agit d'ondes qui remontent vers l'amont ; on a affaire à un écoulement fluvial. Par contre dans le cas d'un régime torrentiel, les ondes sont immédiatement entraînées vers l'aval.

2. $Fr > 1$, l'écoulement est dit **torrentiel**. Dans ce cas $u > c$, ce qui signifie que les ondes vont moins vite que le courant et ne peuvent pas remonter vers l'amont. L'écoulement en un point ne dépend que des conditions amont. Cet écoulement est caractéristique des petits torrents de montagne qui coulent sur de fortes pentes.
3. $Fr = 1$, l'écoulement est dit **critique**. Cet état caractérise une discontinuité hydraulique. En effet, le passage d'un état à un autre engendre toujours une discontinuité hydraulique (cas classique du ressaut hydraulique qui correspond au passage d'un écoulement torrentiel à un écoulement fluvial).

En général le régime d'écoulement, dans un cours d'eau dont la pente de fond est de l'ordre du %, est susceptible d'être torrentiel, alors que dans des grands fleuves, comme la Seine dont la pente du fond est de l'ordre du ‰, le régime d'écoulement est systématiquement fluvial.

6.4.2 Stratégie de modélisation

PROSE a été conçu pour simuler des écoulements dans un réseau complexe multi-bras. Cependant, comme nous l'avons vu précédemment (cf. §3.2.6 p.24), le réseau hydrographique du Grand Morin présente une forte hétérogénéité des pentes des lits des rivières. Pour les cours d'eau plongeant des plateaux vers le Grand Morin, le régime d'écoulement est parfois torrentiel. La disparité des conditions aux limites, liée aux variations du régime d'écoulement, conduit à l'échec de bon nombre de méthodes (Hervouet, 2003), comme la résolution des équations monodimensionnelles de SAINT-VENANT à l'aide d'un schéma semi-implicite (cas de PROSE). De plus la modélisation des cours d'eau des secteurs amont, à très faible hauteur d'eau (quelques centimètres), pose aussi des problèmes numériques. Par exemple, l'assèchement des petits cours d'eau n'est pas traité.

Un nouveau schéma de résolution de l'hydraulique (Flipo et al., 2005) a donc été développé :

1. en gardant l'architecture initiale du module hydraulique, et notamment la résolution matricielle ;
2. pour pouvoir modéliser un chevelu hydrographique hétérogène en terme de régimes d'écoulement ;
3. pour pouvoir gérer plus facilement les problèmes numériques liés aux faibles hauteurs d'eau.

Ainsi les écoulements, dans tous les ordres de Strahler inférieurs à 2 sont modélisés à l'aide de la formulation de MANNING-STRICKLER (cf. eq 5.14 p.61), alors qu'ils sont modélisés à l'aide des équations traditionnelles de SAINT-VENANT plus à l'aval (ordres strictement supérieurs à 2).

Les écoulements correspondent donc à une succession de régimes permanents (formulation de MANNING-STRICKLER) à l'amont, et une représentation transitoire est conservée dans les secteurs aval. Cette approche semble satisfaisante du fait :

- de l'absence d'ouvrages de régulation à l'amont qui rend possible l'application de la formulation de MANNING-STRICKLER ;
- du faible temps de transit dans les petits cours d'eau amont. Négliger l'aspect transitoire dans ces secteurs ne semble pas pénalisant ;
- de la présence d'ouvrages de régulation à l'aval, rendant l'utilisation des équations de SAINT-VENANT indispensable.

De plus, la bathymétrie, la largeur au miroir et la profondeur des *brins* amont sont estimées par une procédure simplifiée (cf. §6.3 p.80), ce qui est cohérent avec le choix d'une méthode simplifiée pour l'hydraulique. Concrètement, pour le Grand Morin, une part importante des *brins* est modélisée à l'aide de la formule de MANNING-STRICKLER (Figure 6.5).

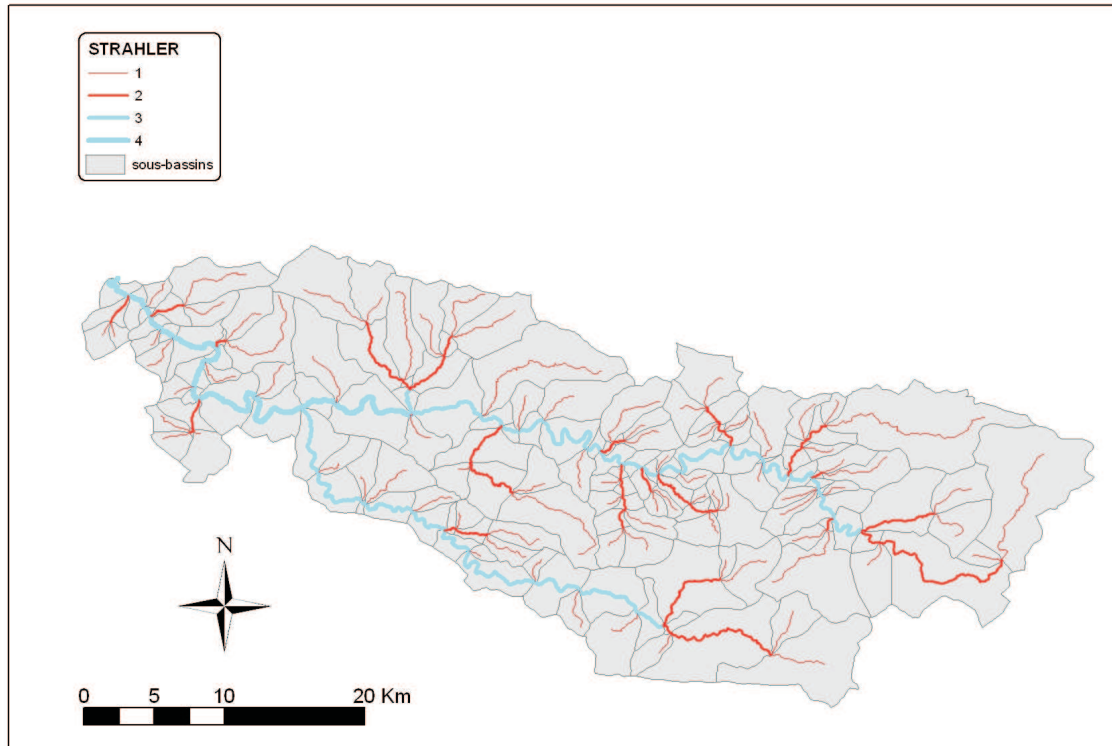


FIG. 6.5: Modélisation des *brins* du Grand Morin. En rouge : formulation de MANNING-STRICKLER; en bleu : Equation 1D de SAINT-VENANT

6.5 Les conditions limites du modèle

6.5.1 Les conditions limites hydrogéologiques

Les conditions limites hydrogéologiques imposées sur le Grand Morin sont de deux types :

- les conditions de Dirichlet (ou conditions de potentiel imposé). Pour l'Eocène, les cotes de drainage au nord du domaine ont été déterminées, pour une *maille* drainée, en utilisant le minimum de la cote du MNT sur cette *maille*. Par contre au sud, la géologie étant plus complexe, nous avons eu recours aux cartes géologiques au 1 :50 000 du BRGM, afin de définir précisément les cotes de drainage. A l'ouest de cette formation, les potentiels imposés ont été définis sur la base d'une carte piézométrique réalisée par le BRGM, fournie par AquiBrie (Vernoux et Noel, 2003). Les cotes de drainage de l'Oligocène ont toutes été déterminées en prenant le minimum des valeurs du MNT.

- les conditions de Neumann (ou conditions de flux imposé). Cette condition ne concerne que la formation Eocène. La cuesta d'Ile de France constitue une limite à flux nul. A la base de la couche Eocène, on ne considère aucun transfert avec une couche plus profonde, d'où une condition de flux nul. Pour toutes les *mailles* affleurantes, le flux infiltré est calculé à partir des variables de forçage.

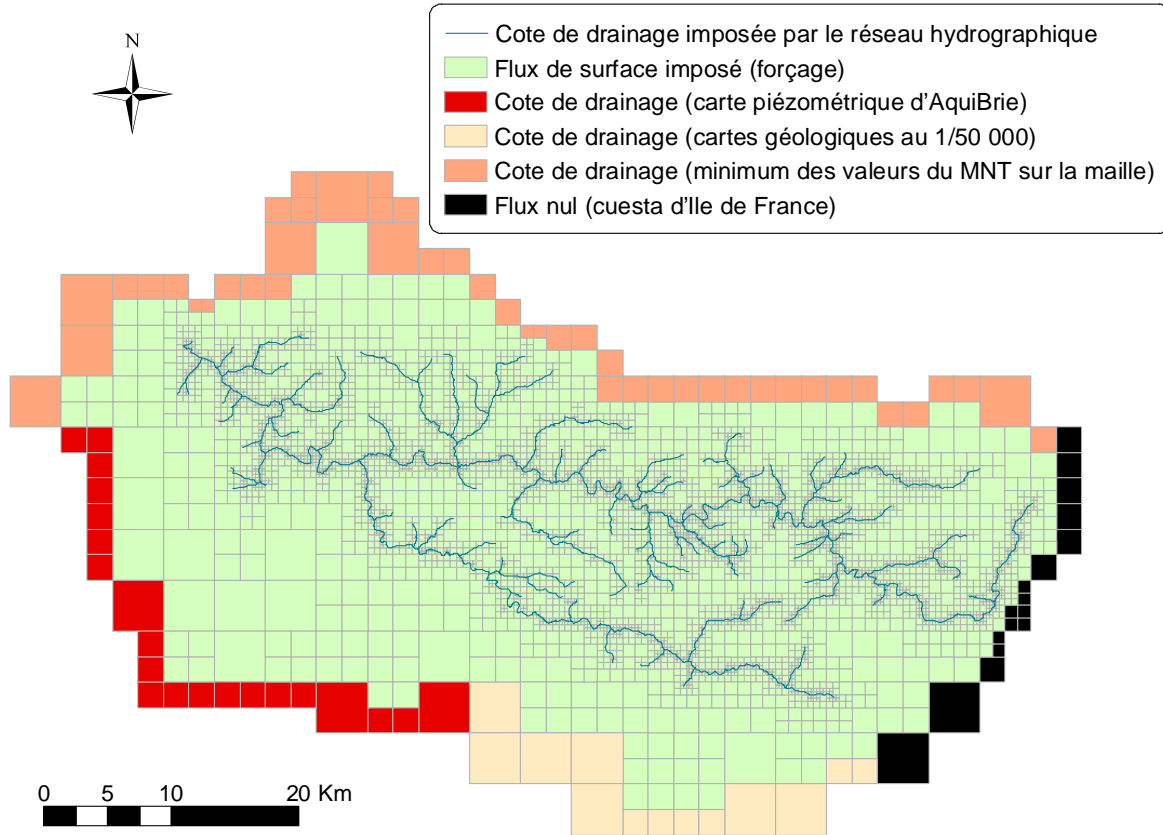


FIG. 6.6: Visualisation des conditions limites

La Figure 6.6 permet de visualiser les différentes conditions limites de l'Eocène. Pour l'Oligocène, toutes les limites sont à flux nul, sauf à l'ouest, où les cotes de drainage sont fixées par le minimum de la cote du MNT sur la *maille*.

6.5.2 Les conditions limites hydrauliques

Pour le fonctionnement du modèle couplé, il suffit de définir les conditions limite aval¹¹. A l'aval l'écoulement est fluvial; il suffit donc de définir une condition limite aval en plus des débits imposés à l'amont. Pour le Grand Morin, la loi de déversement du barrage de Trilbardou, en aval de la confluence Grand Morin-Marne, correspond à la condition limite aval.

¹¹Il faut cependant s'assurer de disposer d'un réseau dont l'exutoire ne correspond pas, soit à un ordre de Strahler strictement inférieur à trois, soit à un bief dont le régime d'écoulement est torrentiel. Dans le cas du Grand Morin, ces deux conditions sont remplies.

6.6 Les variables de forçage - Les données météorologiques

Les forçages nécessaires à la mise en œuvre de l'hydrologie de CAWAQS sont les précipitations et l'ETP. Ces variables ont été fournies par Météo France au pas de temps journalier sous la forme de champs interpolés sur une grille d'un pas de 8 km couvrant le bassin de la Seine. Ces données sont une projection des résultats de SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige) sur des zones météorologiques homogènes. Le but de SAFRAN est de fournir, au pas de temps horaire, avec une discrétisation verticale : température de l'air à la surface, vent, humidité de l'air, nébulosité, pression, précipitations liquides et solides, rayonnement atmosphérique et rayonnement solaire incident direct et diffus (Durand et al., 1993). SAFRAN utilise une méthode d'interpolation qui prend en compte les sorties d'un modèle à méso-échelle (*mailles* de 20 à 100 km²) et les observations disponibles provenant des données relevées en 62 postes synoptiques et 1569 postes du réseau climatique d'état sur le bassin de la Seine.

Les données météorologiques, issues de l'application de SAFRAN, sont réparties sur 2597 *mailles* météorologiques pour couvrir l'ensemble du bassin de la Seine. Pour couvrir le bassin versant étendu du Grand Morin, seules 54 *mailles* sont utilisées.

Les forçages atmosphériques SAFRAN ont été fournis par Météo France sur la période 1985-2002. Pour pouvoir calculer des bilans sur une plus grande période, et surtout pour pouvoir calculer des flux d'azote dès le début des années 70, une méthode de reconstitution des données a été mise au point par Gomez (2002). Les pluies de la période 1970-1984 ont ainsi été reconstituées. Cette méthode utilise la dynamique journalière des pluies au poste météorologique de Paris et les cumuls mensuels sur des polygones de Thiessen. L'hypothèse fondamentale de cette méthode est que la variabilité spatiale du régime des précipitations est relativement homogène sur le domaine d'étude, ce qui constitue une hypothèse très forte. Cette hypothèse est éventuellement vérifiée pour des grandes perturbations. Par contre, elle pose un problème pour les orages estivaux.

6.7 Conclusions

Dans ce chapitre, nous avons mentionné certains problèmes liés au changement d'échelle. En particulier, le modèle qui avait été développé par Gomez (2002) pour l'ensemble du bassin de la Seine a été adapté au bassin du Grand Morin. Pour ce faire, des outils d'aide à la construction du modèle, ont été développés. De plus, à cause des contraintes fortes du réseau hydrographique du Grand Morin (nombreux cours d'eau à très faible hauteur d'eau, régimes d'écoulement variables), le logiciel PROSE a dû être modifié.

Après avoir présenté la construction de la structure du modèle, l'ensemble des paramètres utiles à la modélisation hydrologique du bassin ont été calés. Tout ce travail nous a permis de mener à bien la modélisation hydrologique du Grand Morin, dont nous allons présenter et commenter les résultats au chapitre suivant.

Chapitre 7

Calage et validation de l'hydrologie

7.1 Introduction

Au chapitre précédent, le modèle hydrologique a été décrit. Dans ce chapitre, les étapes de calage et validation du modèle sont présentées. La période de calage du modèle s'étend de août 1986 à septembre 1996. Cette période est intéressante car elle couvre plusieurs périodes distinctes du point de vue hydrologique, et notamment la période de sécheresse 1989-1992. Pour valider le modèle, nous nous sommes focalisés sur une période allant de août 1996 à septembre 2001. La période est deux fois plus courte que celle de calibration, ce qui a souvent pour conséquence directe de diminuer la qualité des critères statistiques. Tout d'abord nous présentons les observations dont nous nous sommes servis pour caler et valider le modèle, puis les différents paramètres de calage, pour les rivières, les *cellules production*, les types de zone non saturées et le domaine souterrain sont explicités. Ensuite, l'estimation de la qualité du calage final par rapport à des fonctions objectifs, ainsi que la validation du modèle sont présentées. Finalement, la fermeture des bilans internes du modèle est analysée. Ils permettent de s'assurer de la cohérence des flux calculés par CAWAQS. Cette phase est primordiale car elle prouve la cohérence du système.

7.2 Les observations

Les données utilisées pour caler puis valider le modèle proviennent de stations limnimétriques situées à l'exutoire de sous-bassins versants emboîtés (données de l'Orgeval et du Grand Morin) et d'observations piézométriques continues (Figure 7.1).

Les données piézométriques concernant l'Eocène proviennent de la base de données ADES, commune à l'AESN et au BRGM. Pour ce qui est de l'Oligocène, seul un puits de forage et un piézomètre sont disponibles sur l'Orgeval. Ces données proviennent des bases de données du CEMAGREF. Des données sont disponibles de 1964 à nos jours.

Les données des stations hydrographiques (Figure 7.1 & Tableau 7.1) proviennent de la banque HYDRO pour les stations de Montry, Crécy-La-Chapelle, Pommeuse, et de Meilleray en amont du Grand Morin. Les stations de l'Orgeval, Le Theil, Les Avenelles, La Gouge et Mélarchez sont gérées par le CEMAGREF. Le suivi de la Lavanderie, sur l'Aubetin, a été réalisé par la CGE dans le cadre du projet ISMAP (ISMAP, 1997). La station de Crécy (non référencée sur la Figure 7.1) est réputée peu précise. En effet elle indique très fréquemment des pertes

Nom	Rivière	Superficie km ²	Période	Origine	Confiance
Montry	Grand Morin	1190.0	1967-1992	Banque HYDRO	Elevée
Crécy-la-Chapelle	Grand Morin	1070.0	1990-2004	Banque HYDRO	Très limitée
Pommeuse	Grand Morin	770.0	1971-2004	Banque HYDRO	Très élevée
Meilleray	Grand Morin	336.0	1996-2004	Banque HYDRO	Elevée
Lavanderie	Aubetin	270.0	1991-1996	CGE	Moyenne
Le Theil	Ru de l'Orgeval	104.0	1962-2004	CEMAGREF	Elevée
Les Avenelles	Ru des Avenelles	45.7	1962-2004	CEMAGREF	Elevée
La Gouge	Ru des Avenelles	24.7	1962-1984	CEMAGREF	Moyenne
Mélarchez	Ru du Fosse Rognon	7.1	1962-2004	CEMAGREF	Elevée

TAB. 7.1: Caractéristiques des stations hydrographiques

de débits importantes entre Pommeuse et Crécy, ce qui n'est pas réaliste. Elle n'a donc pas été retenue.

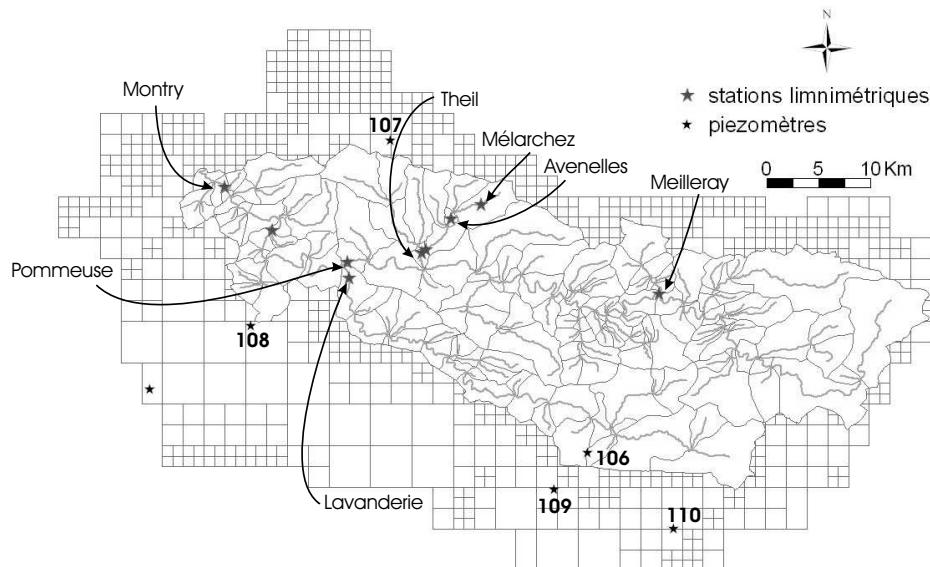


FIG. 7.1: Localisation des points d'observation : piézomètres et station de jaugeage du débit.

7.3 Critères statistiques utilisés

L'évaluation du modèle consiste à comparer les valeurs simulées aux valeurs observées. En plus d'une analyse subjective des chroniques simulées comparées aux chroniques observées, des critères statistiques objectifs sont utilisés pour caractériser globalement la qualité de la simulation. Les deux approches sont complémentaires. Dans ce travail, nous avons utilisé les critères classiques en hydrologie : biais, corrélation, et critère de Nash.

Soit N , le nombre de valeurs que l'on veut comparer et $X(t)$ la variable simulée ou observée (indices *sim* ou *obs* pour simulations et observations). On définit :

- la moyenne : $\bar{X} = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^{t=N} X(t)$;
- l'écart-type : $\sigma_X = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{t=1}^{t=N} (X(t) - \bar{X})^2}$

Pour estimer la qualité de la modélisation, nous utiliserons les critères statistiques suivants :

- le biais ou erreur moyenne (BIAIS), en pourcentage :

$$BIAIS = 100 \frac{\frac{1}{N} \sum_{t=1}^{t=N} (Xsim(t) - Xobs(t))}{\bar{X}}$$

Le biais permet de quantifier l'écart relatif moyen entre les chroniques simulées et les chroniques observées. La valeur optimale est 0. Une valeur positive indique une sur-estimation des variables et une valeur négative, une sous-estimation.

- le critère de Nash (NS) :

$$NS = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{t=N} (Xsim(t) - Xobs(t))^2}{\sum_{t=1}^{t=N} (Xobs(t) - \bar{Xobs})^2}$$

Le critère de Nash mesure la part de la variance expliquée grâce au modèle. NS peut varier de $-\infty$ à 1. Une valeur supérieure à 0,7 est généralement considérée comme satisfaisante, la valeur optimale étant 1. NS est utilisé en particulier pour estimer la qualité des débits simulés.

- le coefficient de corrélation ρ :

$$\rho = \frac{1}{N} \frac{\sum_{t=1}^{t=N} (Xobs(t) - \bar{Xobs})(Xsim(t) - \bar{Xsim})}{\sigma_{Xobs} \sigma_{Xsim}}$$

Ce critère évalue la co-fluctuation des séries simulées et observées. Le calage est d'autant plus satisfaisant que ce coefficient est proche de 1.

7.4 Calage des paramètres

Dans cette section, nous explicitons la démarche suivie pour caler le modèle. L'ensemble des paramètres du modèle est défini. L'étape de calage couvre la période du 1^{er} août 1986 au 31 juillet 1996 (cf. Figure 13.1, p.175). Pour un jeu de paramètres donnés, le niveau de calage du modèle est estimé à partir d'une comparaison visuelle aux points d'observation entre les chroniques simulées et observées de débits et de piézométries. Les critères statistiques présentés à la section précédente (biais, critère de Nash et coefficient de corrélation) sont aussi utilisés. L'estimation de la qualité du calage final par rapport à des fonctions objectifs, ainsi que la validation du modèle sont présentées à la section suivante.

7.4.1 Ajustement du modèle de surface - Calage des *fonctions production*

Une *fonction production* présente sept paramètres à ajuster (Figure 5.3, p.50). Un soin particulier a été porté aux *fonctions production* majoritaires (Tableau 6.2 p.80), c'est à dire les calcaires et les limons qui couvrent les $\frac{3}{4}$ du bassin. Pour cette étape, nous sommes partis des valeurs définies par Gomez (2002) sur le bassin de la Seine. L'une des difficultés majeures dans le cas présent est que la station de Montry ne correspond pas à l'exutoire de l'ensemble du domaine souterrain. En effet une grande partie du flux d'eau est drainée par les limites du domaine. Cette étape est donc itérative avec celle du calage des paramètres du domaine souterrain.

Tout d'abord, les deux paramètres (CRT et DCRT) déterminant le bilan d'eau sont ajustés de manière à assurer, à l'exutoire du bassin (Montry), un volume d'eau global cohérent avec les observations. Une première approximation des volumes moyens d'eau est faite en cumulant, sur l'ensemble des *fonctions production*, le ruissellement et l'infiltration (c'est à dire la variable EAU), sans considérer les transferts souterrains. Cette étape a pour but de transférer les bons volumes d'eau dans le domaine souterrain.

Une fois, les paramètres du bilan d'eau calés, le paramètre FN, sert à répartir la lame d'eau disponible à l'écoulement entre ruissellement et infiltration. Des valeurs trop faibles de FN conduisent à l'effondrement de la piézométrie. Une valeur trop forte élimine le ruissellement de surface.

Finalement, les paramètres CQI et CQR règlent la réactivité du bassin en terme de ruissellement et d'infiltration. Le paramètre CQR règle l'intensité des pics de crue et la dynamique de la décrue. Quant au paramètre CQI, il règle le transfert du sol vers la zone non saturée.

Le Tableau 7.2 présente les résultats du calage des paramètres des différentes fonctions de production.

Nom	CRT	DCRT	FN	CQR	QRMAX	CQI	QIMAX	ZNS
FP1	65.	5.	7.	0.4	20.	0.08	30.	1
FP2	×	×	×	×	×	×	×	×
FP4	100.	10.	5.	0.3	20.	0.1	30.	4
FP5	30.	13.	7.	0.6	20.	0.1	10.	5
FP6	135.	20.	4.	0.5	20.	0.1	30.	6
FP7	110.	15.	5.	0.3	15.	0.1	30.	7
FP8	30.	14.	5.	0.4	90.	0.1	50.	8
FP10	95.	20.	7.	0.2	20.	0.1	30.	4
FP11	80.	25.	7.	0.5	25.	0.1	10.	5
FP12	130.	25.	7.	0.4	30.	0.1	30.	6
FP13	110.	5.	7.	0.3	20.	0.1	30.	7
FP14	50.	20.	6.	0.3	90.	0.1	50.	8

TAB. 7.2: Paramètres des *fonctions production*. ZNS : type de zone non saturée liée à la *fonction production* (cf. Tableau 7.3).

7.4.2 Ajustement du modèle de la zone non-saturée

La modélisation des transferts dans la zone non-saturée implique de diviser le domaine en zones homogènes, c'est-à-dire en zones qui ont les mêmes caractéristiques de réservoir (cf p.55) : hauteur h_d , coefficient de vidange (inverse du temps de vidange (τ) qui est exprimé

Id	<i>fonction production</i>	$h_d[m]$	$1/\tau[j^{-1}]$	$h_r[m]$
1	FP1	2	0.1	0
4	FP4, FP10	2	0.6	0
5	FP5, FP11	2	0.5	0
6	FP6, FP12	2	0.3	0
7	FP7, FP13	2	1.	0
8	FP8, FP14	2	0.5	0

TAB. 7.3: Paramètres des types de zones non saturées

en nombre de pas de temps de calcul pour le modèle de surface), capacité de stockage h_r . Le calage des paramètres de la zone non saturée s'effectue en confrontant les fluctuations des piézométries observées et simulées. A l'issue de la phase de calage, nous obtenons les temps de délai pour chaque type de sol (Tableau 7.3).

7.4.3 Ajustement du modèle souterrain

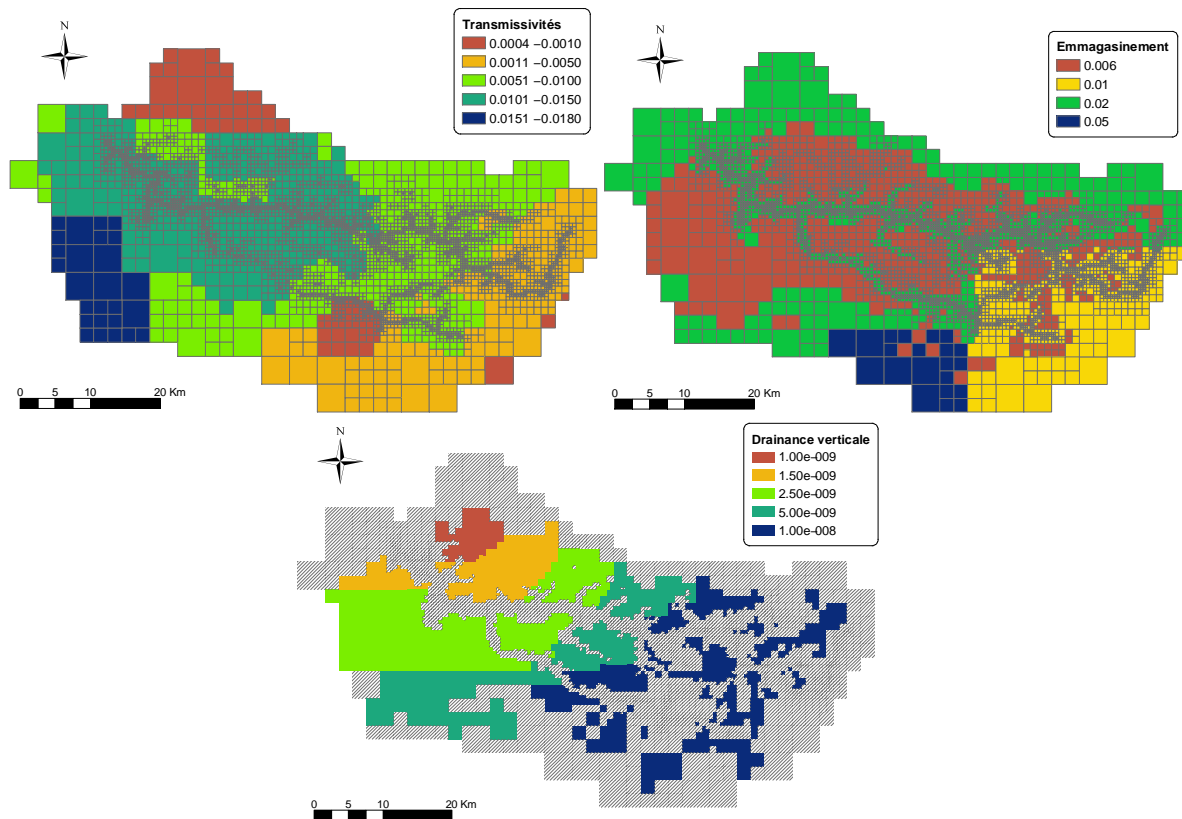


FIG. 7.2: Paramètres de l'Eocène : transmissivités ($m^2.s^{-1}$), emmagasineurs (adim), drainances verticales (s^{-1}). La drainance est définie lorsque deux aquifères sont superposés.

L'ajustement du modèle souterrain se vérifie par deux types d'information : le débit aux stations hydrométriques et les variations piézométriques observées dans les aquifères.

Un premier calage grossier des transmissivités est réalisé en utilisant une transmissivité constante par couche. Ensuite, elles sont modulées pour mieux rendre compte des niveaux piézométriques observés dans l'Eocène. Par ailleurs, les connexions hydrauliques qui existent entre les nappes, par le biais de la drainance, imposent de mener un calage simultané des transmissivités des deux aquifères.

L'ajustement du modèle couplé en régime transitoire a permis de déterminer les coefficients d'emmagasinement et d'ajuster les échanges nappe-rivière. La calibration de la modélisation du débit de base des rivières, et notamment du tarissement, peut se faire par deux moyens d'action : i) caler la transmissivité T et le coefficient d'emmagasinement S ; ii) caler le coefficient de transfert TP . T et S règlent la rapidité de réaction du domaine souterrain tandis que TP

permet de moduler la répartition spatiale des échanges nappe-rivière. Nous avons fixé TP à $0.8 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ de manière à permettre un échange aisé entre la nappe et la rivière. Ensuite, nous avons calé les paramètres de transfert T et S. Pour l'Oligocène, vu le peu d'informations disponibles, nous avons adopté des paramètres uniformes sur l'ensemble de la couche. La transmissivité est fixée à $6.10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, et le coefficient d'emmagasinement à 1.10^{-2} . Pour l'Eocène, la Figure 7.2 présente une cartographie des paramètres. Notons que le paramètre de drainance verticale intègre l'épaisseur de l'aquitard.

7.4.4 Ajustement du modèle hydraulique en rivière

Le seul paramètre à caler est le coefficient de Strickler qui caractérise les pertes d'énergie liées au frottement sur le fond de la rivière. Nous avons considéré un coefficient de Strickler variable d'amont en aval suivant l'ordination de Strahler (Tableau 7.4). Les variations du frottement d'amont en aval se justifient par l'évolution des hauteurs d'eau moyennes. En effet, plus la hauteur d'eau diminue plus les pertes par frottement prennent de l'importance. Nous avons adopté, pour les ordres élevés, une valeur du coefficient de Strickler de 25. Cette valeur est courante pour une rivière du type du Grand Morin aval (Cunge, 1987). Pour les têtes de bassin, nous avons adopté une valeur de 20.

ordre	Strickler
1	20
2	21.7
3	23.3
4	25
5	25

TAB. 7.4: Coefficient de Strickler d'un bief fonction de son ordre de Strahler.

7.5 Comparaison des observations et des résultats de simulation

7.5.1 Etape de calage

7.5.1.1 Critiques de la paramétrisation du modèle de surface

Toutes les simulations reposent sur une bonne évaluation de la lame d'eau disponible à l'écoulement et de la répartition de cette lame entre ruissellement et infiltration. Il semble que le calage des paramètres du modèle de surface pourrait être amélioré. En effet, à toutes les stations hydrographiques, le modèle a tendance à sous-estimer les pointes de crue (Figure 7.3). De même, le modèle présente des difficultés pour simuler des événements humides successifs. Le calage des paramètres, CRT et DCRT, qui règlent, à chaque pas de temps, la quantité d'eau disponible à l'écoulement, serait à affiner d'avantage. Cette tâche est délicate. En effet, ces paramètres caractérisent la réactivité des sols face aux événements pluvieux. On aborde certainement là une limite de la modélisation conceptuelle de REPSUR. En effet, les paramètres CRT et DCRT sont fixes. Ils ne peuvent donc pas intégrer les variations inter-annuelles des caractéristiques des sols : prélèvement par la végétation, formation d'une croûte de battance

sur sol nu, etc. Ils ne prennent pas non plus en compte des évolutions à plus long terme, comme l'augmentation du taux de drainage des surfaces cultivées.

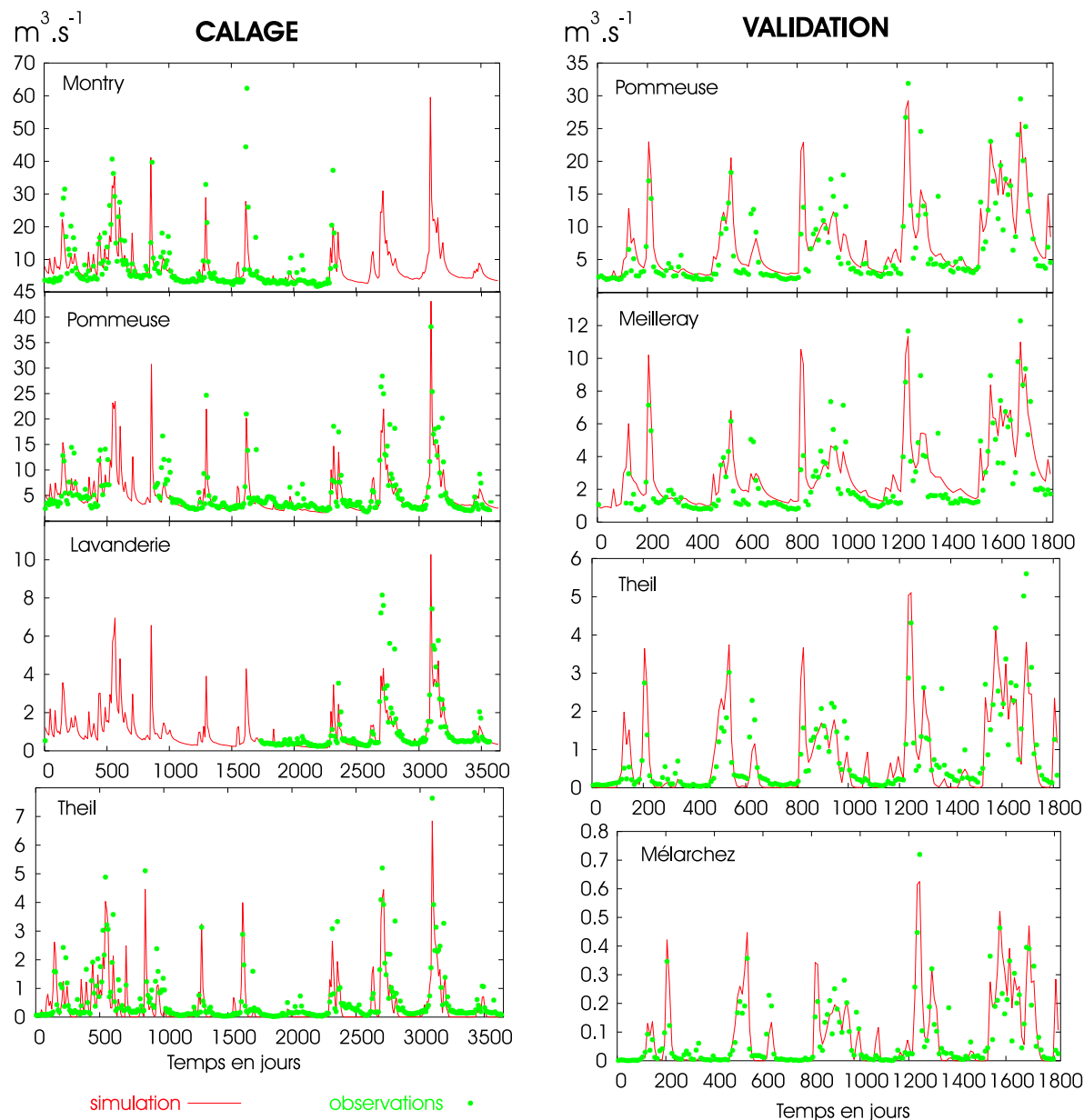


FIG. 7.3: Comparaison des débits simulés et observés en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pas de temps décadaire. A gauche, résultats du calage, à droite, résultats de la validation.

Par ailleurs, à ces réflexions, s'ajoute un autre facteur, à savoir la validité des forçages météo. Les données d'entrée du modèle (pluie, ETP) peuvent être sur ou sous-estimées par SAFRAN. Ces erreurs possibles ont, ensuite, des conséquences majeures en terme de volumes d'eau écoulés. Cependant, pour le calage, les volumes d'eau moyens simulés sont cohérents au regard des débits observés (Tableau 7.5).

7.5.1.2 La piézométrie

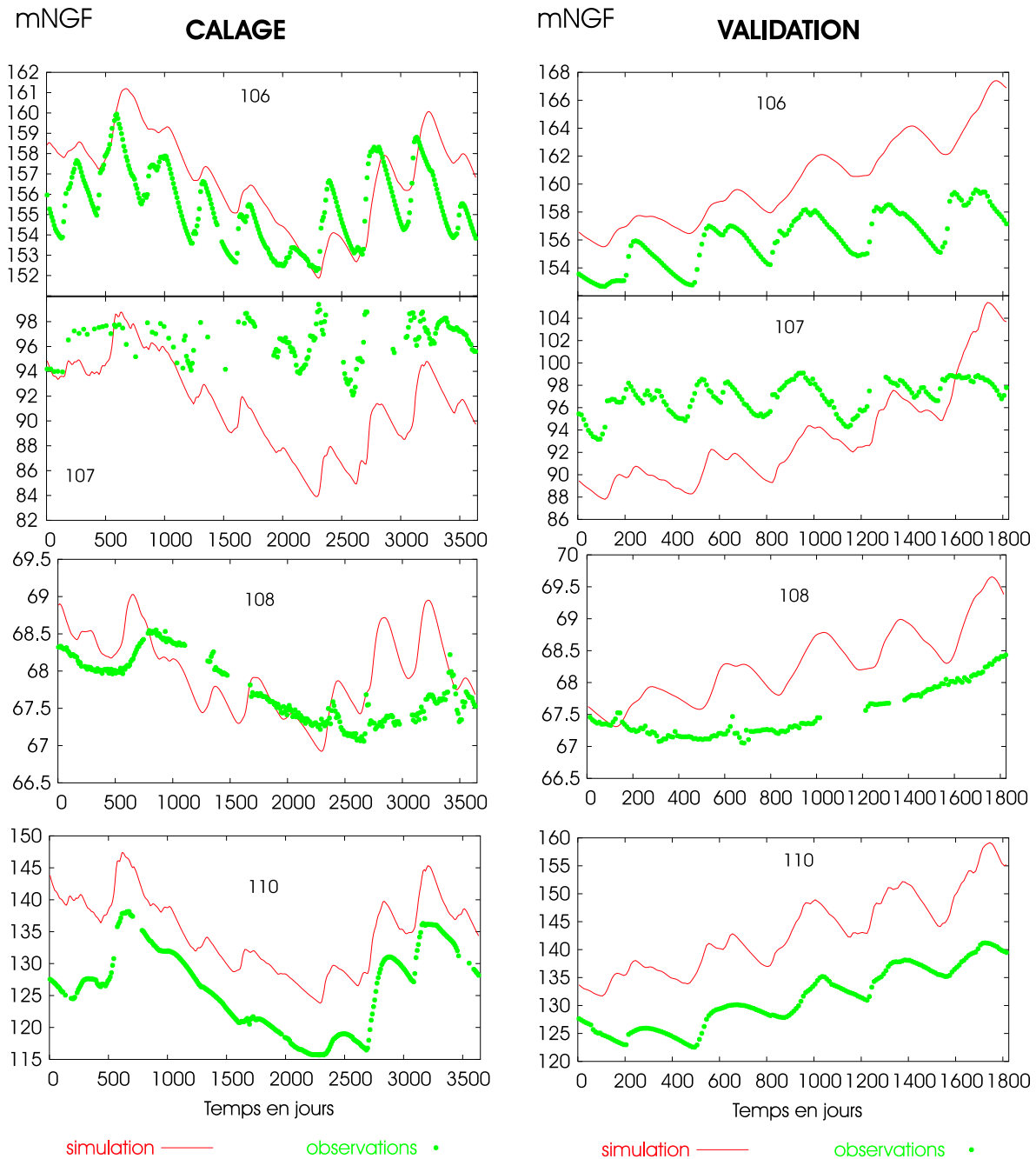


FIG. 7.4: Comparaison des piézométries simulées et observées en mNGF. Pas de temps décadaire. A gauche, résultats du calage (1986-1996), à droite, résultats de la validation (1996-2001). cf. Figure 7.1, p.90, pour la localisation des piézomètres.

Un bon calage de la piézométrie est primordial pour bien représenter les écoulements en rivière. Par exemple, une piézométrie sous-estimée a pour conséquence de sous-estimer les débits apportés aux cours d'eau. Nous sommes arrivés à un niveau de calage satisfaisant concernant

les piézomètres du domaine en terme d'amplitude globale des piézomètres et surtout de niveaux piézométriques (Figure 7.4). Cependant, il existe parfois des écarts dynamiques liés à des retards de pics entre observations et simulations. Vue l'information dont nous disposons, il est difficile de caler plus finement. En effet, le risque est d'introduire des discontinuités très localisées des caractéristiques du milieu, sans réelles justifications physiques. Nous avons donc décidé d'en rester à ce niveau de calage. Le piézomètre 109 n'est pas figuré sur les graphes car, étant localisé à la frontière d'une maille NEWSAM à potentiel imposé, il n'est pas représentatif.

7.5.1.3 Les débits - Effet du pas de temps sur les critères statistiques

Montry	1 200 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 7.68$	J	9.27	7.57	-8.62	0.5	0.59
$\bar{X}_s = 7.43$	D	8.36	6.35	-6.72	0.61	0.72
	M	6.78	5.54	-5.27	0.74	0.77
Pommeuse	770 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 5.24$	J	5.95	5.43	-9.4	0.65	0.71
$\bar{X}_s = 5.12$	D	4.83	4.49	-9.4	0.76	0.78
	M	4.06	3.86	-8.84	0.8	0.8
Meilleray	330 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = \times$	J	\times	1.69	\times	\times	\times
$\bar{X}_s = 2.27$	D	\times	1.5	\times	\times	\times
	M	\times	1.42	\times	\times	\times
Lavanderie	250 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 1.02$	J	1.7	1.35	-21.1	0.6	0.57
$\bar{X}_s = 1.01$	D	1.44	1.14	-15.34	0.63	0.7
	M	1.29	0.92	-15.6	0.78	0.89
Theil	106 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 0.58$	J	1.25	0.99	-26.5	0.64	0.81
$\bar{X}_s = 0.43$	D	0.94	0.87	-25.5	0.78	0.89
	M	0.78	0.74	-25.47	0.81	0.91
Avenelles	40 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 0.27$	J	0.56	0.42	-39.76	0.59	0.8
$\bar{X}_s = 0.16$	D	0.41	0.36	-39.6	0.73	0.89
	M	0.33	0.31	-39.5	0.74	0.91
Mélarchez	7 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 0.055$	J	0.16	0.12	-22.47	0.55	0.75
$\bar{X}_s = 0.043$	D	0.12	0.10	-22.48	0.71	0.85
	M	0.095	0.085	-22.4	0.75	0.87

TAB. 7.5: Résultats du calage. J : journalier ; D : décadaire ; M : mensuel.

Un des objectifs du modèle est de simuler les débits journaliers. Cependant les débits du Grand Morin présentent une forte réactivité (Figure 7.8 p.104), laissant présumer une contribution importante des processus de surface et subsurface aux écoulements de crue. Il est, dès lors, délicat d'obtenir de bons critères statistiques à une échelle journalière. Le calcul des critères statistiques pour plusieurs résolutions temporelles (journalière, décadaire et mensuelle)

permet d'estimer la capacité du modèle à acheminer les bons volumes. On observe alors un accroissement très significatif du critère de Nash en chaque station hydrographique lorsque l'on passe du pas de temps journalier au pas de temps décadaire (Tableau 7.5).

Le modèle est bien calé au niveau mensuel car tous les critères de Nash sont supérieurs au seuil décisif de 0.7. Ils atteignent 0.8 à la station de référence de Pommeuse. Exceptées les deux stations, moins bien échantillonnées de Montry et de La Lavanderie, les critères décadaires sont supérieurs à 0.7. Par contre la dynamique journalière est plus difficilement représentée. Cependant les critères de Nash restent supérieurs à 0.5, ce qui est acceptable. L'annexe B (p.207) présente concrètement l'effet du pas de temps de calcul sur la restitution des débits pour les stations de Montry, de Pommeuse, du Theil et de La Lavanderie.

Nous avons décidé de présenter l'analyse du calage des débits à l'aide de chroniques décadaires qui présentent une meilleure lisibilité que les chroniques journalières, tout en gardant une résolution temporelle assez fine.

Globalement, les pointes de crues sont sous-estimées par le modèle en toute station. Par contre, le modèle simule, pour les stations couvrant une superficie importante (Montry, Pommeuse, Lavanderie), des débits d'étiage en adéquation avec les observations, aussi bien en quantité qu'en durée. Cependant, les étiages ne sont pas assez soutenus par les aquifères au Theil. Cela laisse supposer, vu le bon calage des piézométries et notamment du piézomètre 107 (Figure 7.4), que la capacité de stockage de la formation Oligocène est sous-estimée par le modèle. Le problème majeur pour la formation Oligocène est que nous ne disposons que des débits en rivière. L'échelle de définition du domaine (cellules de 1 km de côté pour les données souterraines de la CGG, 100 m pour le MNT) n'est peut-être pas suffisante pour représenter correctement les écoulements dans ce secteur. De même le schéma de surface (*cellules production*) est défini par des cellules dont le côté mesure au minimum 1 km. Pour approfondir ce travail, une étude hydrogéologique plus poussée serait nécessaire dans ce secteur. De plus, il faudrait prendre en compte explicitement le drainage agricole qui joue un rôle important en terme de temps de transfert, de la surface vers l'aquifère, mais aussi en interceptant une partie de la lame d'eau infiltrée. Dans cette partie du bassin du Grand Morin, les taux de drainage sont très élevés (cf §3.3.3.2 p.28), de l'ordre de 50 %.

7.5.2 Etape de validation

7.5.2.1 La piézométrie

Globalement, pour l'étape de validation, les piézométries calculées sont sur-estimées (Figure 7.4). Vu les résultats du calage, cette dérive des piézométries peut être liée à de nombreux facteurs tels qu'une mauvaise paramétrisation des aquifères, ce qui renvoie au problème soulevé par Beven (1989), c'est à dire que le système d'équations linéaires présente une infinité de solutions. Au mieux, la paramétrisation adoptée s'approche d'une de ces solutions.

Cependant une mauvaise répartition de la pluie entre ruissellement et infiltration peut aussi être une source d'erreur sur les piézométries calculées. A ce sujet, il convient de noter que le modèle hydrologique à réservoirs ne prend pas en considération l'évolution du drainage agricole. Sur le Grand Morin, la part de SAU¹ drainée est en constante augmentation (cf. §3.3.3.2 p.28). L'augmentation du drainage implique une évolution des paramètres des

¹Surface Agricole Utile.

fonctions production. Une modification à apporter au modèle pourrait être la prise en compte d'un coefficient FN^2 variable au cours du temps.

D'éventuels transferts, vers l'aquifère inférieur de la Craie, seraient éventuellement à prendre en compte pour faire baisser le volume d'eau contenu dans l'Eocène. Ceci dit, les erreurs liées aux données météorologiques peuvent aussi, comme pour la phase de calage, avoir un impact sur les piézométries. Pour finir, il convient de noter que la dynamique des piézométries est bien représentée par NEWSAM, excepté pour le piézomètre 108. Dans ce cas particulier, le modèle représente bien la tendance générale de l'augmentation de la piézométrie. Par contre, le modèle simule des fluctuations inter-annuelles non observées. Cela est certainement dû à la représentation monodimensionnelle de l'aquitard séparant l'Oligocène et l'Eocène. Dans ce cas monodimensionnel, des fluctuations importantes de l'aquifère supérieur influencent immédiatement l'aquifère inférieur. Les coefficients d'échanges entre les deux couches sont certainement sur-estimés autour du piézomètre 108, dans le secteur sud-ouest du Grand Morin. Représenter explicitement l'aquitard dans NEWSAM pourrait améliorer les simulations des écoulements dans cette zone où l'épaisseur de l'aquitard peut atteindre une trentaine de mètres. Par contre, cette solution aurait pour inconvénient majeur d'alourdir notablement l'étape de calage du modèle.

7.5.2.2 Les débits

On observe une bonne stabilité des critères de Nash et des coefficients de corrélation entre les étapes de calage et de validation (Tableau 7.6). La capacité prédictive du modèle augmente même à la station de référence de Pommeuse, et à la station amont de Mélarchez. Seule la station du Theil voit ses performances chuter notablement (diminution globale des critères de Nash de 0.1). Ces résultats sont satisfaisants et semblent indiquer que le modèle ne présente pas d'écueil majeur en terme de dynamique.

Par contre, le biais a augmenté à toutes les stations de contrôle de 20 % par rapport aux simulations de calage. Finalement cela se traduit par une tendance générale à la sur-estimation des débits lors de l'étape de validation. Cela est totalement cohérent avec l'observation faite sur les simulations de la piézométrie, à savoir que les piézométries sont globalement sur-estimées par le modèle lors de l'étape de validation. Cela pourrait être dû au fait que le modèle a été calé sur une période hydrologiquement contrastée (pluie moyenne de 706 mm), et validé sur une période humide (pluie moyenne de 838 mm). L'évapotranspiration réelle est peut être aussi sous-estimée par le modèle de surface (cf. critiques du modèle de surface, §7.5.1.1).

Pour ce qui est de la dynamique des débits (Figure 7.3), on observe une tendance du modèle à sur-estimer les débits d'étiage aux stations plus aval de Pommeuse et Meilleray. Pour les plus petits bassins (Theil et Mélarchez), comme pour l'étape de calage, le modèle représente mal la capacité de stockage de l'Oligocène, qui se traduit par des débits d'étiage mal soutenus par les aquifères en période sèche. Cela se traduit aussi par une mauvaise répartition des flux le long du réseau hydrographique de l'Orgeval. Ainsi, à Mélarchez, le débit est sur-estimé en moyenne (BIAIS = 9 %), alors qu'il est sous-estimé aux Avenelles (BIAIS = -10 %), pour être en moyenne bien simulé à l'exutoire (station du Theil, où le biais est nul).

²Le coefficient FN assure la répartition de la lame d'eau disponible entre ruissellement et infiltration.

Montry	1 200 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = \times$	J	\times	8.03	\times	\times	\times
$\bar{X}_s = 11.64$	D	\times	7.61	\times	\times	\times
	M	\times	7.12	\times	\times	\times
Pommeuse	770 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 6.62$	J	7.7	6.7	13.13	0.68	0.83
$\bar{X}_s = 7.48$	D	6.01	5.64	13.25	0.78	0.89
	M	5.35	5.13	13.28	0.84	0.92
Meilleray	330 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 2.56$	J	3.02	2.72	19.49	0.55	0.79
$\bar{X}_s = 3.$	D	2.3	2.17	19.38	0.66	0.85
	M	2.01	1.91	19.43	0.73	0.88
Lavanderie	250 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = \times$	J	\times	1.59	\times	\times	\times
$\bar{X}_s = 1.85$	D	\times	1.5	\times	\times	\times
	M	\times	1.41	\times	\times	\times
Theil	106 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 0.78$	J	1.36	1.24	0.59	0.55	0.676
$\bar{X}_s = 0.79$	D	1	1.09	0.5	0.66	0.84
	M	0.89	1	0.87	0.69	0.85
Avenelles	40 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 0.33$	J	0.56	0.53	-10.83	0.63	0.81
$\bar{X}_s = 0.31$	D	0.42	0.46	-10.9	0.73	0.88
	M	0.37	0.42	-10.58	0.76	0.89
Mélarchez	7 km ²	σ_o	σ_s	biais	nash	corrélation
$\bar{X}_o = 0.076$	J	0.17	0.15	9.24	0.61	0.78
$\bar{X}_s = 0.084$	D	0.11	0.13	9.82	0.76	0.9
	M	0.09	0.12	10.74	0.8	0.93

TAB. 7.6: Résultats de validation aux stations de contrôle 1996-2001. J : journalier ; D : décadaire ; M : mensuel.

7.6 Fermeture du bilan du modèle hydrologique

Les performances du modèle en terme de fermeture des bilans sont présentées simultanément pour les deux phases de calage et validation. Les bilans sont calculés au pas de temps journalier, pas de temps de calcul des transferts sur le bassin. Le pas de temps de calcul en rivière est fixé à 6 heures.

Les notations de cette section sont définies dans le Tableau 7.7.

7.6.1 Méthode d'évaluation du bilan

Plusieurs aspects doivent être abordés dans cette phase :

- La fermeture des bilans propres à chacun des modèles ;
- La fermeture des bilans de matière totaux résultant du couplage des modèles.

Au sein de CAWAQS, des procédures de contrôle, qui permettent d'appréhender ces deux problèmes simultanément, ont été codées. Le modèle NEWSAM possède ses propres procédures

Variable	Signification	Nom abrégé
Er	Erreur totale de fermeture du bilan	
er_r	Erreur relative de fermeture du bilan	
I_i	Infiltration sur le domaine i i=BUC : ensemble du domaine	INFILT
R_i	Ruissellement de surface et subsurface sur le domaine i i=B : sur domaine B	RUISS_BV
ΔV_i	Variation de volume de i entre t et t+dt ($\Delta V = V^t - V^{t+dt}$) i=AQ : aquifères i=ZNS : zone non saturée i=RIV : rivière	STOCK_AQUI STOCK_ZNS STOCK_RIV
Q_i	Débit i=DEB : d'échange nappes-rivières sur le domaine C i=SGM : de débordement des aquifères, hors rivière, sur le domaine B i=AVAL : en rivière, à l'exutoire du domaine B	DEB_EXT DEB_GM Q_EXU_BV

Les termes du bilan sont exprimés en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, exceptés le biais, le critère de Nash, et le coefficient de corrélation.

Les domaines B et C sont définis Figure 7.5.

TAB. 7.7: Définition des termes du bilan hydrologique

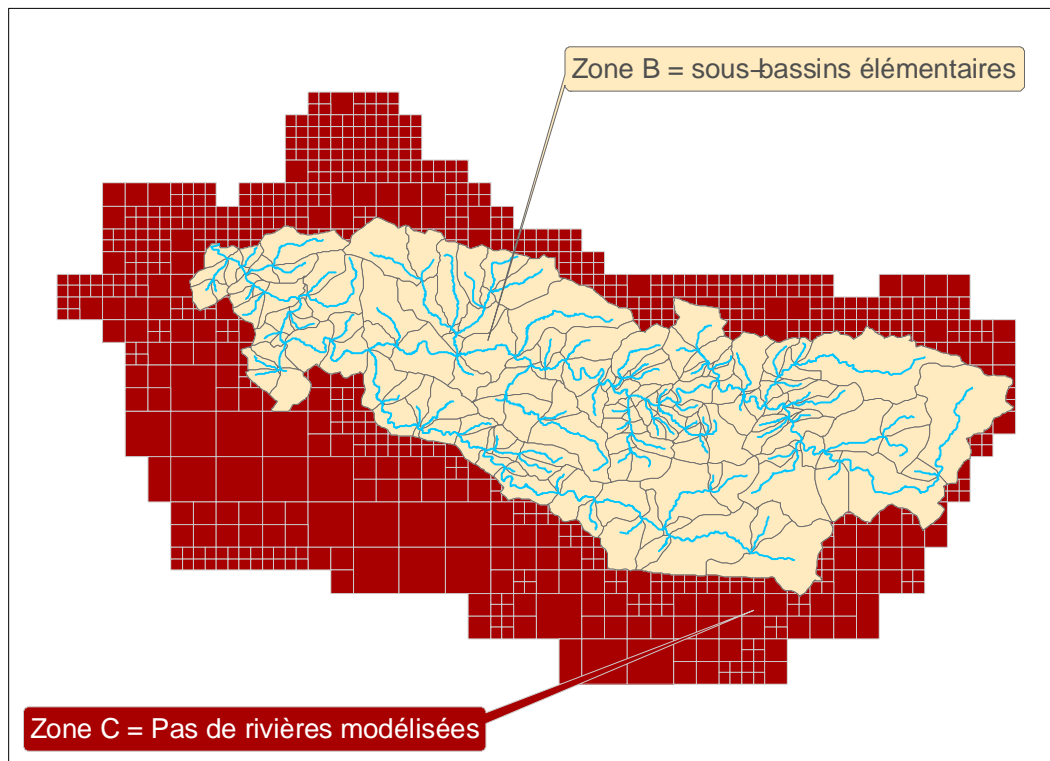


FIG. 7.5: Définition des zones de calcul du bilan.

de contrôle. Il ne présente aucun problème de fermeture de bilan. Il en est de même pour la structure initiale de PROSE.

La suite de cette partie sera consacrée aux erreurs de transfert des informations dans le bassin et à celles liées à l'adaptation de PROSE à la gestion d'un réseau hydrographique.

7.6.2 Les termes du bilan

Les transferts d'eau en rivière ne sont calculés que sur le bassin versant de surface du Grand Morin proprement dit. Sur le pourtour du domaine modélisé, les cellules de calcul, ne sont pas les *bassins élémentaires*, mais directement les *cellules production*. Comme le montre la Figure 7.5, deux ensembles distincts sont définis : B (*bassins élémentaires*) et C (*cellules production* extérieures). Dans la mesure où le ruissellement est directement transféré à la rivière pour une maille de calcul, ce dernier n'est pris en compte, dans le calcul du bilan, que pour les *bassins élémentaires* représentant le réseau hydrographique du Grand Morin. Le bilan d'eau, exprimé en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, est calculé sur l'ensemble du domaine par la formulation suivante (GM signifie Grand Morin) :

$$Er = \underbrace{\sum_{i \in \{B,C\}} I_i + \sum_{i \in B} R_i}_{\text{entrées}} - \underbrace{\sum_{i \in B} Q_{SGM,i} - \sum_{i \in C} Q_{DEB,i} - Q_{AVAL_B}}_{\text{sorties}} + \underbrace{\sum_{i \in B} \Delta V_{RIV,i} + \sum_{j,k} \Delta V_{j,k}}_{\Delta V = V_t - V_{t+\delta t}} \quad (7.1)$$

avec $j \in \{AQ, ZNS\}$ et $k \in \{B, C\}$

L'erreur relative pour CAWAQS est définie par :

$$er_r = \frac{Er}{\sum_{i \in C} Q_{DEB,i} + Q_{AVAL_B}} \quad (7.2)$$

7.6.3 Quantification de la fermeture du bilan

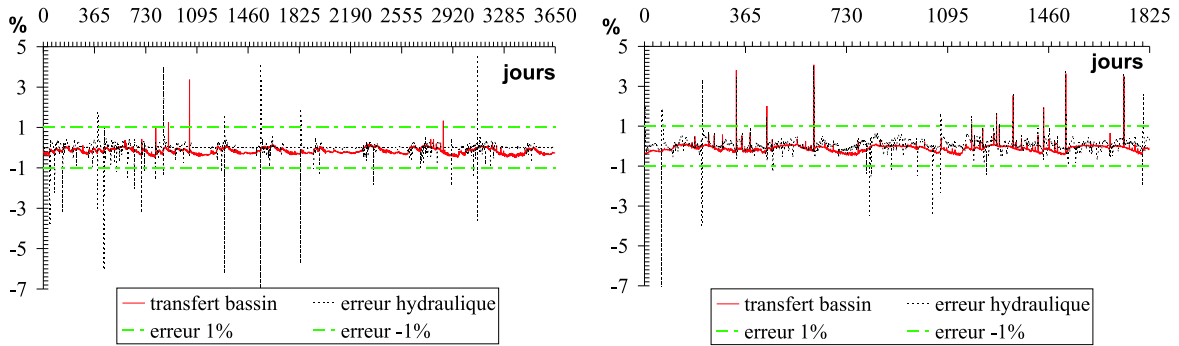


FIG. 7.6: Chroniques journalières des erreurs relatives (er_r) liées aux couplages entre modules (transfert bassin) et au schéma numérique de rivière (erreur hydraulique). A gauche résultats du calage, à droite résultats de la validation.

Les vérifications d'erreurs au sein de CAWAQS permettent de distinguer les erreurs liées aux couplages entre les modules de celles liées à l'adaptation du schéma de rivière. La Figure 7.6 montre l'évolution des erreurs relatives (er_r) à chaque pas de temps de calcul pour les deux simulations de calage et de validation. Globalement, malgré quelques rares exceptions, ces erreurs sont presque toujours inférieures au pourcent, ce qui est très satisfaisant. Il apparaît que les couplages sont bien gérés dans CAWAQS, malgré trois dépassements du seuil de 1% d'erreur

pour le calage et dix pour la validation. Les plus fortes valeurs des erreurs dues à l'adaptation du schéma hydraulique par rapport à celles des couplages entre modules indiquent que le schéma de rivière n'est pas totalement conservatif, ce qui est une conséquence de l'utilisation de la formulation de MANNING-STRICKLER pour les *brins* amont. Dans le cas de variations brusques du débit d'un jour à l'autre, le volume initial global dans la rivière n'est pas conservé dans les biefs amont du réseau, ce qui entraîne de légères pertes ou augmentations de la quantité d'eau. Ces pertes ou augmentations restent cependant toujours limitées et le schéma numérique pourra être amélioré pour tenir compte des variations brusques de débit.

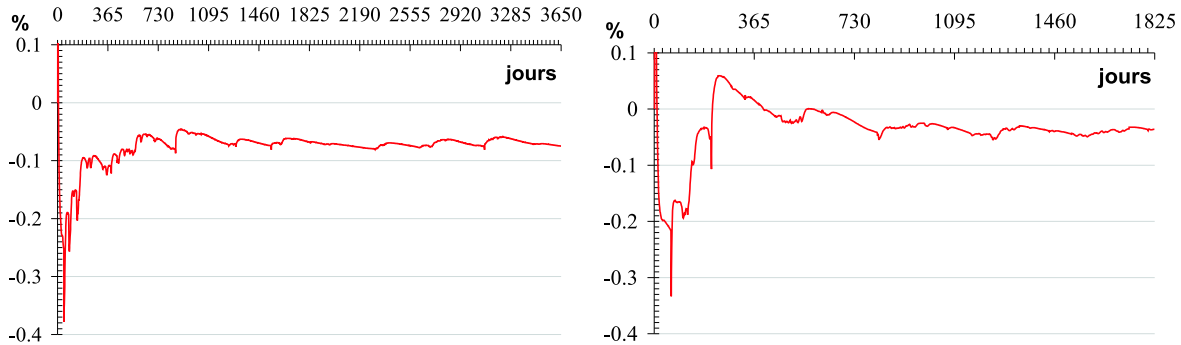


FIG. 7.7: Erreur relative en % calculée sur les cumulés. A gauche résultats du calage, à droite résultats de la validation.

Une analyse de l'erreur relative globale du modèle montre que les résultats calculés par CAWAQS sont numériquement fiables. Pour le calage, l'erreur relative moyenne sur l'ensemble de la simulation vaut 0.75 ‰. Elle vaut 0.36 ‰ pour la validation. La Figure 7.7 permet d'appréhender l'évolution de er_r en volumes cumulés. La forme asymptotique de ces courbes, qui évoluent vers des valeurs inférieures au ‰, montre une grande stabilité du modèle qui ne présente aucune dérive particulière. On peut alors passer à l'évaluation des simulations réalisées avec CAWAQS.

7.7 Conclusions sur les étapes de calage-validation

Gomez (2002) observait avec le modèle du bassin de la Seine que les coefficients de corrélation présentaient une forte dispersion³ pour des bassins versants ayant une surface inférieure à 5000 km². Il faisait remarquer que "*pour les stations présentant un coefficient de corrélation inférieur à 0.8 (le pas de temps de calcul était de 7 jours), la difficulté de représentation des débits peut être liée à une représentation spatiale insuffisante des zones de production, des zones météorologiques, ou à un calage incomplet. De plus, il peut exister une certaine incertitude sur la mesure des débits aux stations.*".

MODCOU représente les écoulements en rivières à l'aide d'un modèle simplifié à réservoir. CAWAQS représente explicitement le transport en rivière en résolvant les équations de Saint-Venant. Dans le cas du Grand Morin, la simulation a été significativement améliorée en raffinant et en paramétrant différemment les modèles REPSUR, de surface, et NEWSAM, souterrain (Figure 7.8). En effet le critère de Nash à Pommeuse est passé au pas de temps journalier,

³Les coefficients de corrélation varient entre 0.3 et 0.95.

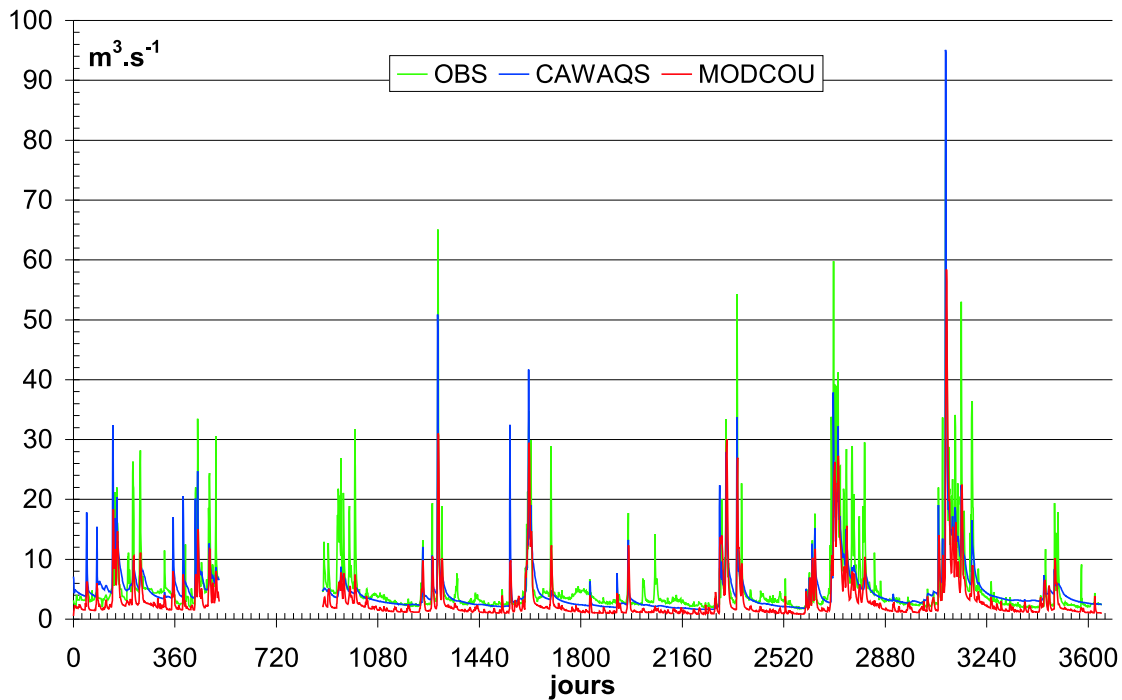


FIG. 7.8: Comparaison des simulations, effectuées avec MODCOU et CAWAQS, avec les observations du débit à Pommeuse. Période de calage : du 1^{er} août 1986 au 31 juillet 1996.

sur la période de calage allant de 1986 à 1996, de 0.54 (Gomez, 2002), avec un étiage très peu soutenu, à 0.65 avec CAWAQS. De plus, les débits d'étiage sont assez bien simulés.

Finalement on peut dire que le comportement global du Grand Morin est bien représenté par la paramétrisation que nous avons établie, avec cependant un écueil concernant la sous-estimation de la capacité de stockage de la formation Oligocène. La première piste qui est de remettre en question les paramètres est à suivre prioritairement pour améliorer le calage. En effet, même si les remarques de Gomez (2002) restent totalement justifiées, nous avons tout de même largement augmenté nos capacités prédictives sur le Grand Morin sans pour autant modifier les apports météorologiques et la définition spatiale des *fonctions production*. Notre démarche a consisté à raffiner la résolution spatiale des mailles et à modifier la paramétrisation du bassin du Grand Morin.

Chapitre 8

Synthèse sur le comportement hydrologique du Grand Morin

Le modèle, tel qu'il a été calé, permet d'analyser le comportement hydrologique du Grand Morin sur le domaine étendu à des limites hydrogéologiques cohérentes. Cette analyse a été menée sur la période allant de début août 1971 à fin juillet 2001.

8.1 Bilans hydriques

8.1.1 Les termes du bilan

Variable	Signification
P	Pluie
ETR	Evapotranspiration réelle (Figure 5.1)
DEB	Débordement des aquifères calculé par NEWSAM
R	Ruissellement de surface et subsurface calculé par REPSUR (Figure 5.1)
R_n	Ruissellement net $R_n = R + DEB$
I	Infiltration brute calculée par REPSUR (Figure 5.1)
I_n	Infiltration nette $I_n = I - DEB$
PERCOLE	Lame d'eau percolée jusqu'au toit des aquifères $PERCOLE = I - STOCK_ZNS$ (Table 7.7 p.101)

TAB. 8.1: Définition des termes du bilan hydrique

8.1.2 Analyse des bilans

Nous avons utilisé le modèle afin de quantifier les termes du bilan hydrique. La pluie moyenne annuelle, sur la période simulée, est de 700 mm (Figure 8.1). Cette lame d'eau est répartie entre l'évapotranspiration réelle (477 mm), l'infiltration (197 mm), et le ruissellement de surface (22 mm). Le débordement des aquifères, correspondant à des cours d'eau non pérennes, est pris en compte. Ces débordements apparaissent sur la formation Oligocène dont les sols hydromorphes sont très rapidement gorgés d'eau (cf. §3.3.3.2 p.28). Ils représentent, en moyenne 38 mm.

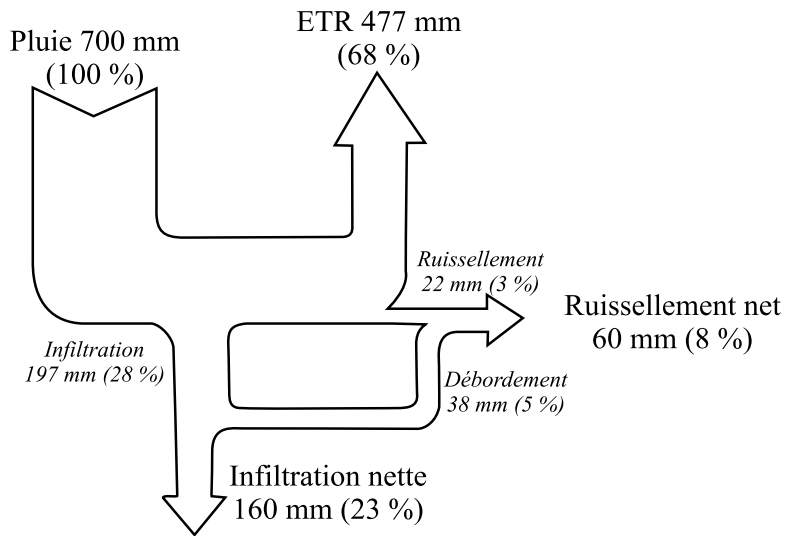


FIG. 8.1: Fractionnement moyen de la pluie, période 1971-2001

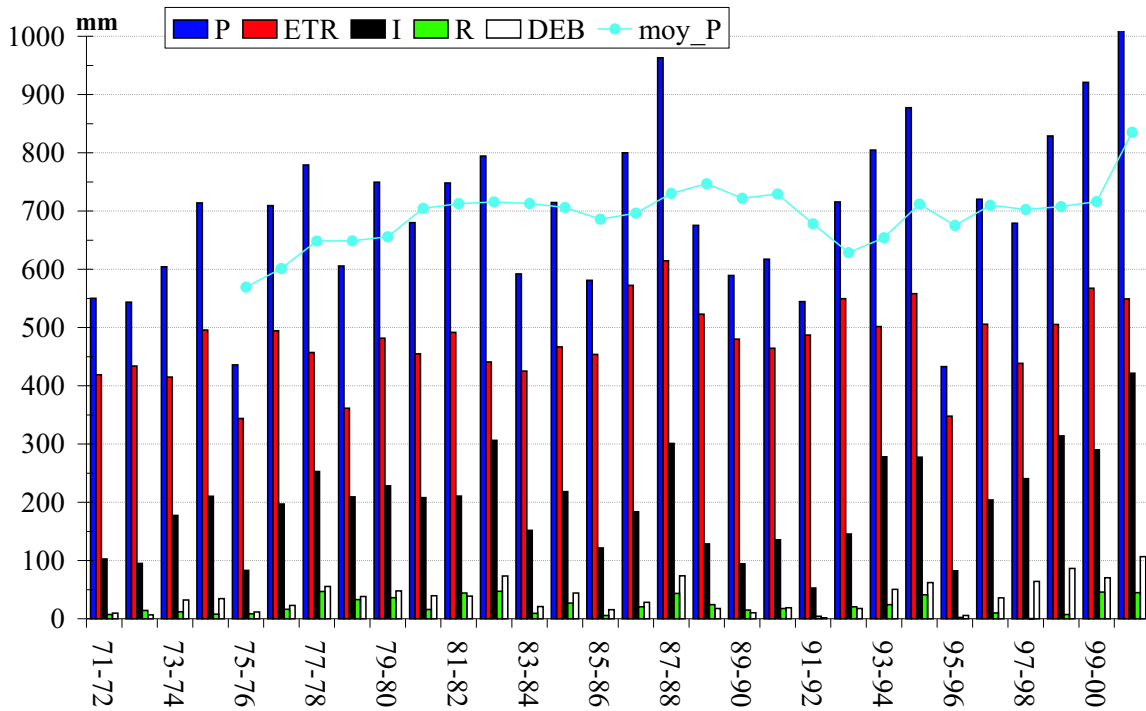


FIG. 8.2: Contributions annuelles, en mm, des termes du bilan d'eau 1971-2001. P : pluie; ETR : évapotranspiration réelle estimée; I : infiltration; R : Ruissellement de surface et subsurface; DEB : débordement des aquifères; moy_P : moyenne glissante de la pluie sur cinq ans.

L'étude annuelle des différents termes du bilan indique une forte variabilité de ces quantités autour de leurs moyennes (Figure 8.2). La distinction entre périodes sèches et humides est bien

marquée. Parmi les périodes très humides, on peut citer les périodes d'août 1987 à juillet 1988, d'août 1999 à juillet 2000, ainsi que d'août 2000 à juillet 2001. Sur ces trois périodes, la pluie a été supérieure à 900 mm, et, en conséquence, l'alimentation des aquifères a été supérieure à 300 mm, avec un record à 400 mm pour la dernière période. Cette forte alimentation des aquifères est équivalente à la pluie des périodes extrêmement sèches d'août 1975 à juillet 1976 et d'août 1995 à juillet 1996. Lors de ces événements, la lame d'eau infiltrée n'a été que de l'ordre de 80 mm. Curieusement, la période la plus extrême du point de vue des ressources phréatiques correspond à un événement un peu moins extrême d'août 1991 à juillet 1992. La pluie a été un peu plus intense (540 mm), mais complètement compensée par l'évapotranspiration, ce qui s'est traduit par une lame d'eau infiltrée de seulement 50 mm. Au regard des moyennes annuelles, il est parfaitement clair que les termes du bilan hydrique sont extrêmement variables. Le bilan moyen présenté sur la Figure 8.1 ne doit être pris que comme un ordre de grandeur et non pas comme une vérité répétable d'année en année.

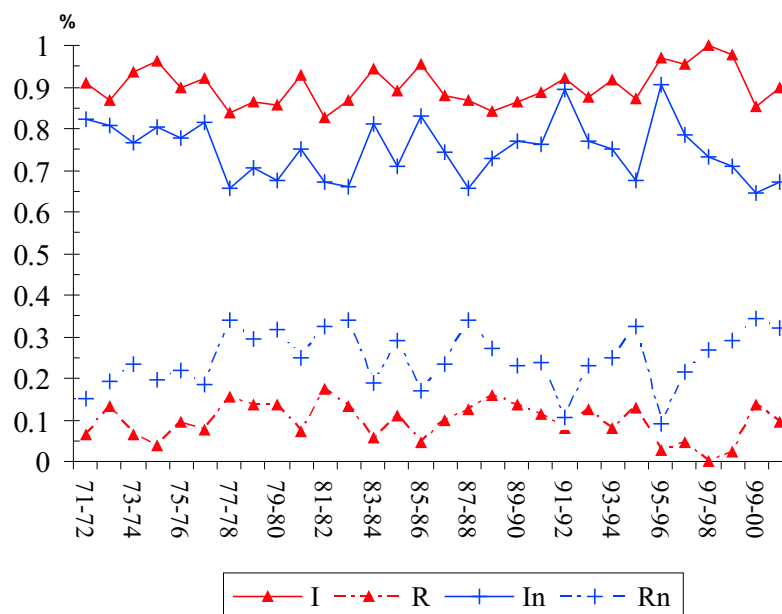


FIG. 8.3: Evolution temporelle des répartitions, en pourcentage d'eau disponible, de l'infiltration et du ruissellement de surface, ainsi que de l'infiltration nette et du ruissellement net, période 1971-2001. $I+R=I_n+R_n=1$.

Le fractionnement de la lame d'eau disponible à l'écoulement (pluie moins ETR) est, lui aussi, assez variable. D'après la Figure 8.3, il apparaît que le ruissellement de surface est toujours faible, inférieur à 10 % de la lame d'eau disponible pour les écoulements. En revanche, le ruissellement net varie généralement entre 20 et 30 %. Il peut représenter jusqu'à 37 % de la lame d'eau disponible durant les années humides. Lors des années sèches, le ruissellement net représente entre 10 et 15 % de la lame d'eau. On remarque, pour finir, que la part des débordements dans le ruissellement net est extrêmement variable. Lors de périodes sèches, de 1989 à 1992 par exemple, les aquifères soutiennent essentiellement les cours d'eau pérennes. Durant ces périodes, les débordements de nappes sont quasiment nuls.

8.2 Fonctionnement du bassin

8.2.1 Bilan hydrogéologique

8.2.1.1 Les flux

Le modèle permet d'appréhender le fonctionnement moyen du système hydrogéologique sur les trente ans de simulation (Figure 8.4). Les quantités d'eau infiltrées dans chaque aquifère sont assez proches ($7.25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour l'Oligocène et $9.65 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour l'Eocène). Cela s'explique par les extensions similaires des impluvium de chaque aquifère. Par contre, les transferts hydrogéologiques modifient les contributions de chaque aquifère à l'écoulement global, et correspondent à 78 % pour l'Eocène, et seulement à 22 % pour l'Oligocène. Ce fractionnement de l'écoulement est variable au cours du temps. Lors des années humides, l'Oligocène contribue sensiblement à l'écoulement (jusqu'à 38 % en 2000-2001). Par contre, en période sèche, c'est l'Eocène qui alimente en grande partie les rivières. Sa contribution peut atteindre 98 % du débit (Figure 8.5). La connaissance du fractionnement des écoulements est cruciale pour ensuite comprendre le transport des nitrates, et plus largement des espèces dissoutes, dans l'ensemble du bassin.

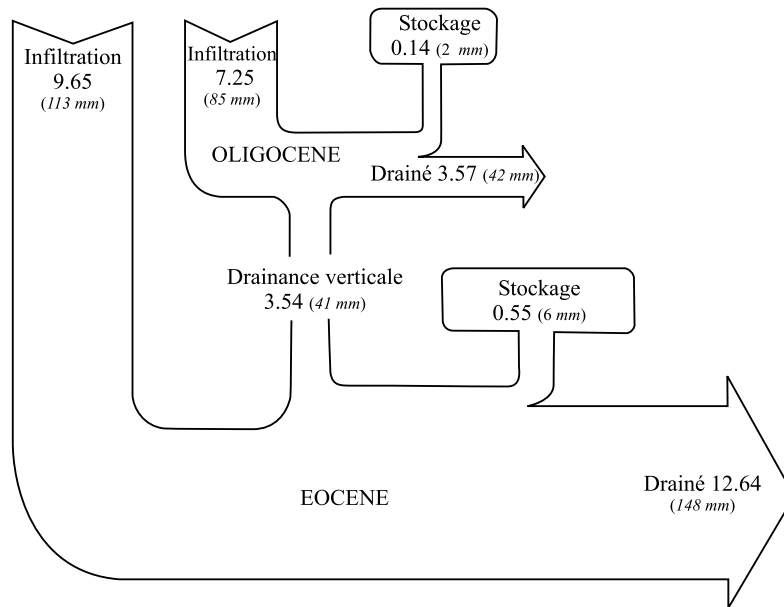


FIG. 8.4: Fonctionnement moyen des aquifères en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et mm (août 1971 - juillet 2001)

8.2.1.2 Piezométries moyennes

A partir des résultats du modèle, on peut calculer, pour les deux formations, une situation piézométrique moyenne sur la période 1971-2001 (Figure 8.6).

La piézométrie indique un écoulement général des eaux de l'Eocène de l'est vers le nord-ouest. Par contre, les écoulements de l'Oligocène suivent plutôt un gradient nord-sud, excepté dans la partie centrale du bassin, où l'on retrouve un gradient similaire à celui de l'Eocène.

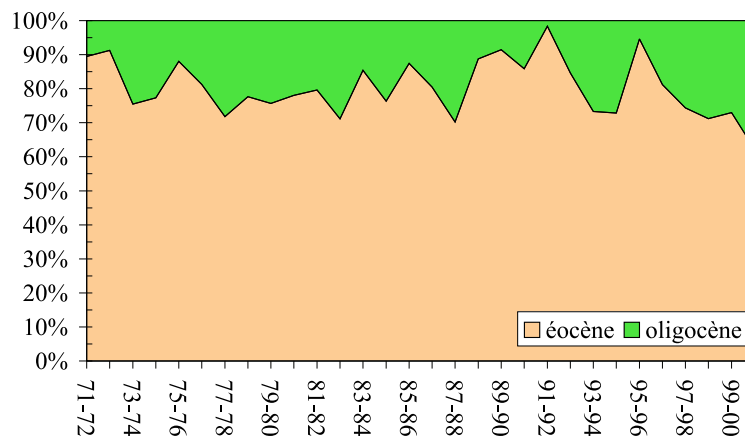


FIG. 8.5: Contributions respectives, en %, de l'Oligocène et de l'Eocène à l'alimentation des rivières de l'ensemble du bassin (août 1971 - juillet 2001)

8.2.2 La zone non saturée

Les cartes des piézométries moyennes (Figure 8.6) permettent d'estimer l'épaisseur moyenne de la zone non saturée en tout point de l'espace (Figure 8.7). De manière générale, la zone non saturée semble un peu plus épaisse à l'est du bassin qu'à l'ouest. Sur les plateaux de l'Orgeval, la zone non saturée est d'épaisseur nulle. Cela est cohérent avec le fait que les sols sont hydromorphes, et rapidement saturés d'eau (cf. 3.2.5.1, p.23). Globalement, sur l'ensemble du bassin du Grand Morin, on observe que la zone non saturée est peu épaisse. Elle est inférieure à 1 mètre sur environ 30 % de la surface. Environ 50 % du domaine souterrain est recouvert par une zone non saturée inférieure à 10 m, et 80 % du domaine par une zone non saturée inférieure à 20 m. Pour le reste du domaine, on observe très ponctuellement des zones non saturées de forte épaisseur (supérieure à 50 m). Ces secteurs géographiques sont largement minoritaires et n'influencent pas le bilan global en eau de l'ensemble de la zone non saturée.

La zone non saturée, comme le montre la Figure 8.8a, joue un rôle de tampon lors des périodes de forte infiltration. La quantité d'eau stockée dans la zone non saturée peut alors être supérieure à celle percolée au toit des aquifères. Par contre, dès que l'infiltration cesse, la zone non saturée contribue à soutenir fortement le débit de percolation. Au vu de la Figure 8.8b, le rôle de stockage temporel de cette zone peut être important mais limité dans le temps. Il est intéressant d'observer qu'il faut, en moyenne, moins d'un an pour vidanger la zone non saturée.

Cela s'explique par le fait que les battements de nappe lessivent fréquemment la zone non saturée. Dans un système dynamique de bassin, la zone non saturée ne peut donc pas être considérée comme une simple colonne de sol dans laquelle se propage un front hydrique¹.

¹Les vitesses de propagation de fronts hydriques dans les sols sont en général inférieures à 1 m.an^{-1} .

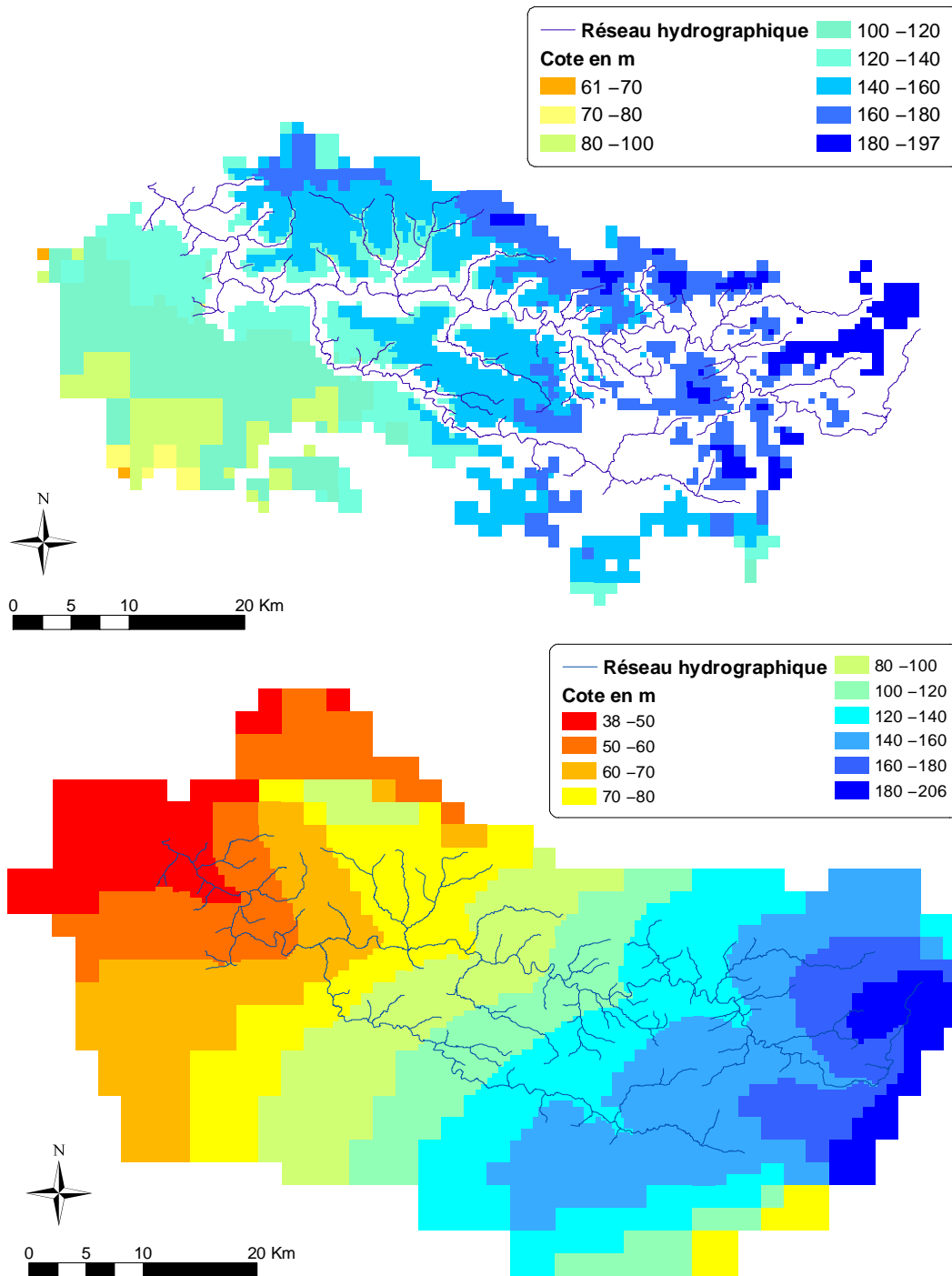


FIG. 8.6: Piézométries moyennes, sur la période 1971-2001, de l'Oligocène en haut, et de l'Eocène en bas.

8.3 Temps de régénération des eaux

Des expériences numériques ont été menées afin d'estimer un temps de régénération des eaux du Grand Morin. Si on note C_{in} la concentration initiale sur la maille, et C_f la concentration

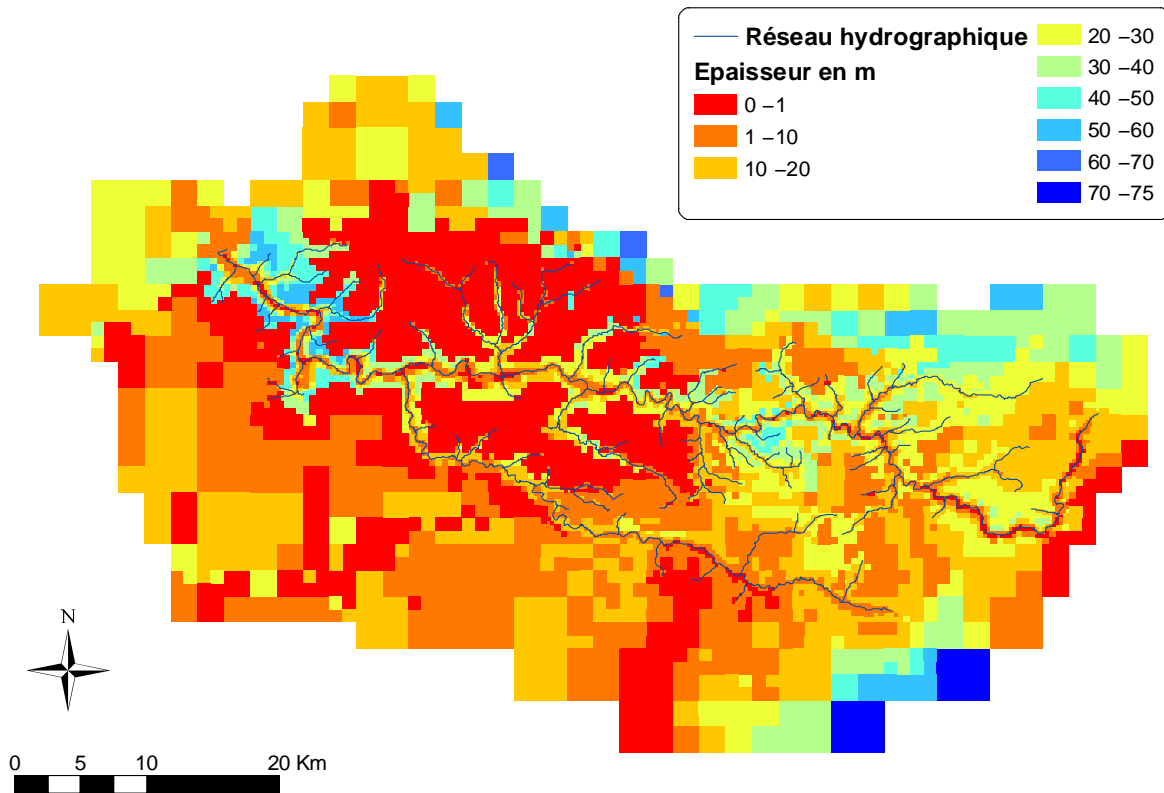


FIG. 8.7: Epaisseur moyenne simulée, sur la période 1971-2001, de la zone non saturée.

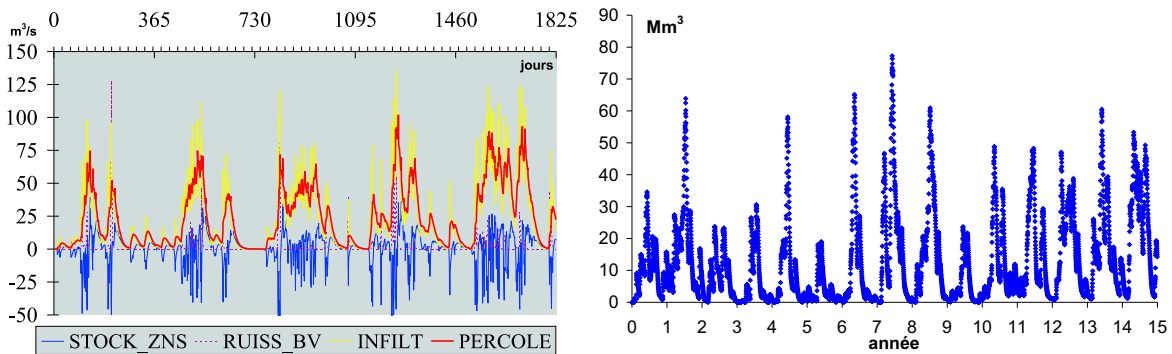


FIG. 8.8: a) Visualisation du rôle de la zone non saturée (août 1996 - juillet 2001). Les valeurs négatives représentent un stockage dans la zone non saturée ; b) Evolution temporelle du stock d'eau cumulé dans la zone non saturée sur les 15 années de calage - validation.

finale, on définit le temps de régénération T_r par le temps t au bout duquel $C_f/C_{in} = 0.001$.

Les aquifères sont initialisés avec une concentration de 1. Les apports ont une concentration nulle. A la fin d'une simulation, deux informations sont disponibles pour chaque maille :

- le taux de dilution C_f/C_{in} ;
- le temps de régénération T_r si le taux de dilution vérifie le critère de régénération de 1 ‰.

Plusieurs simulations ont été réalisées². La première utilise les flux d'eau infiltrés sur la période 1971-2001. A ces flux est associée une concentration nulle. Les simulations suivantes répliquent la première simulation afin d'obtenir les taux de dilution au bout de 60, 90 et 120 ans.

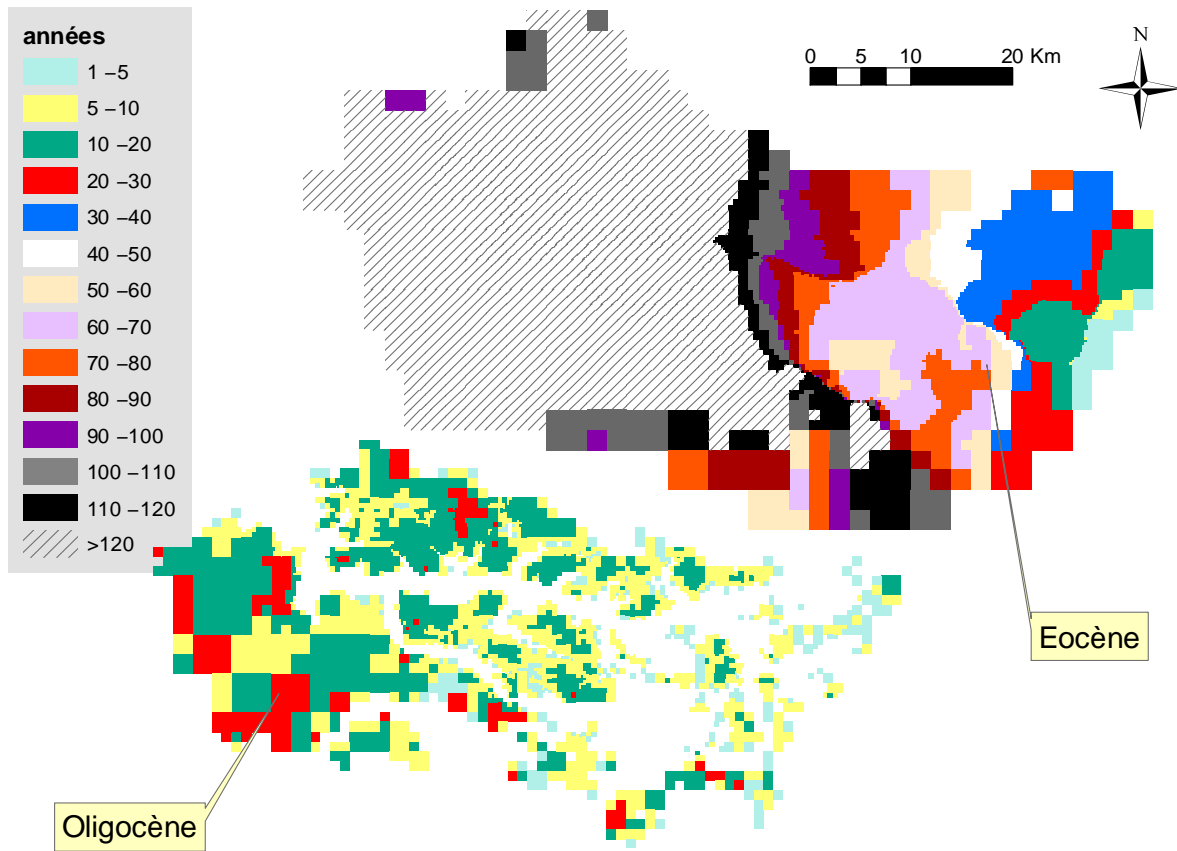


FIG. 8.9: Temps de régénération des aquifères en années

Comme l'indique la Figure 8.9, l'Oligocène est complètement restauré au bout de 30 ans. Par contre les temps de régénération de l'Eocène sont très longs, et peuvent excéder 120 ans dans la partie ouest du bassin. En considérant que 99 % de dilution soit un taux convenable de régénération d'un aquifère, il apparaît que seules les parties captives de l'ouest et du nord de la formation Eocène restent contaminées après 120 ans de pollution zéro (Figure 8.10). Dans ces secteurs, il reste encore entre 10 et 20 % de la pollution initiale. Ces taux importants résultent à la fois de la morphologie très épaisse de l'aquifère dans ces secteurs ainsi que des écoulements très lents.

8.4 Conclusions

Dans ce chapitre, le fonctionnement hydrologique du Grand Morin a été caractérisé sur la base de bilans moyens, mais aussi d'un point de vue dynamique. Ces informations sont

²Pour ces expériences, on considère une infiltration directe de la surface du sol vers les aquifères. C'est à dire que la zone non saturée n'est pas modélisée.

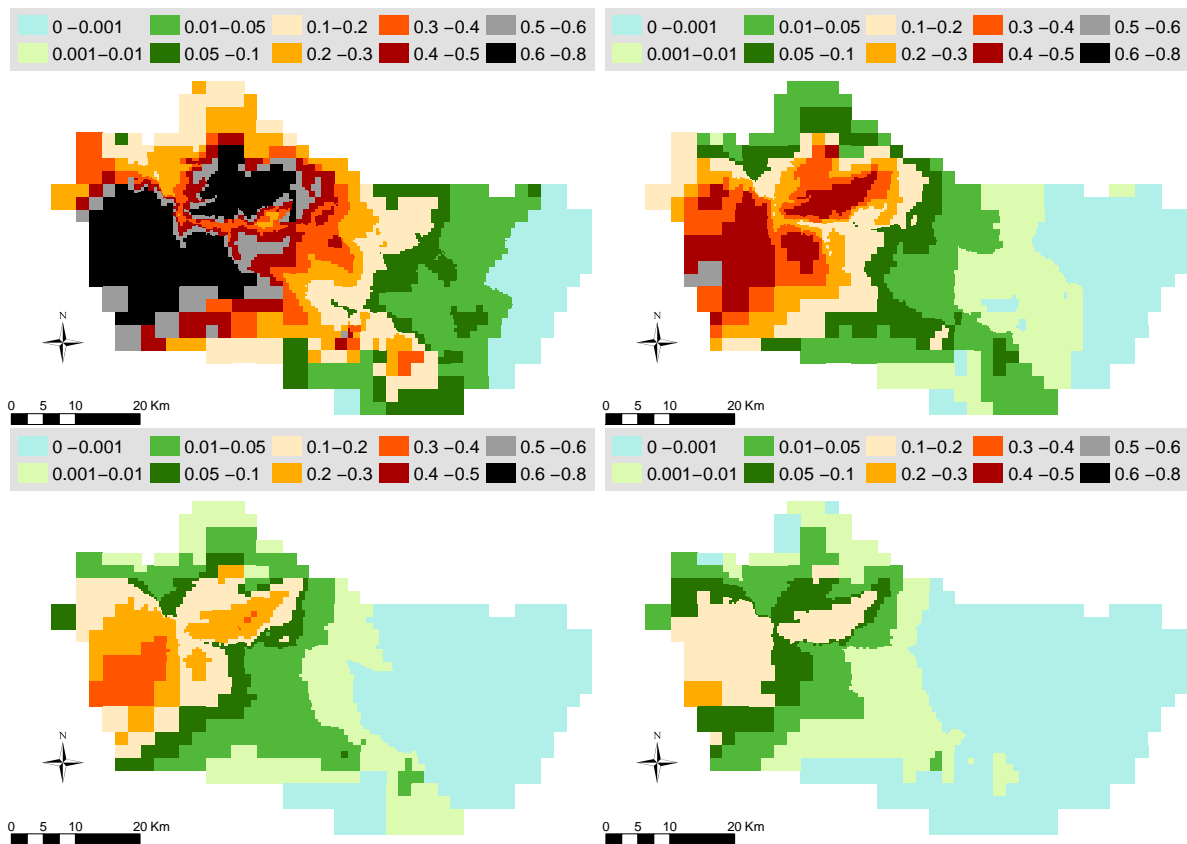


FIG. 8.10: Taux de dilution de l'Eocène après 30, 60, 90 et 120 ans d'apports à concentration nulle

précieuses, car elles vont ensuite permettre de déterminer les flux de matière associés aux différents chemins d'écoulement.

Concernant le fonctionnement hydrologique du Grand Morin, on retiendra, qu'en moyenne sur la période 1971-2001 :

1. la pluie est de 700 mm, l'ETR de 477 mm, le ruissellement de 22 mm et l'infiltration de 197 mm ;
2. la quantité d'eau contenue dans les aquifères est globalement à l'équilibre (pas de variations de stock significatives). L'exportation par les rivières représente 180 mm, répartis entre l'Oligocène (22 %) et l'Eocène (78 %). Cette répartition est extrêmement variable au cours du temps. Durant les années sèches, l'Oligocène se tarit et contribue à moins de 5 % du flux d'eau exporté. Par contre sa part contributive peut atteindre 37 % durant les années humides ;
3. une part non négligeable (38 mm) du flux exporté par les rivières provient du débordement de l'Oligocène ;
4. la zone non saturée a une faible épaisseur, de l'ordre de 10-20 mètres. Elle est globalement plus épaisse à l'est qu'à l'ouest. Sur les plateaux de l'Orgeval, l'épaisseur moyenne de la zone non saturée est inférieure à un mètre. Le temps de lessivage moyen de cette zone n'excède pas une année ;

5. le temps de régénération des eaux souterraines est très long. Il peut être supérieur à 120 ans dans les parties captives de l'Eocène, situées à l'ouest du bassin. Par contre, à l'est du bassin, l'aquifère étant peu épais, les temps de transfert sont beaucoup plus courts.

Quatrième partie

Transfert des nitrates en aquifère

Chapitre 9

Interprétation des données

9.1 Problématique

Pour apprécier l'état de la contamination en nitrates des aquifères nous disposons de prélèvements ponctuels (piézomètres, captages d'alimentation en eau potable,...). A partir de ces mesures locales, nous chercherons à estimer l'état général de la pollution d'une structure aquifère en prenant en compte les points suivants :

- comment extrapoler ces mesures ponctuelles à une échelle plus large ;
- il est parfois difficile de savoir de quel aquifère la donnée est représentative ;
- chaque donnée est représentative, sans prendre en compte d'effet de stratification verticale, de l'aquifère dans lequel elle a été prélevée. Pour la confronter aux résultats de simulation de CAWAQS, il faut l'interpréter sur une structure d'aquifères multi-couches.

La géostatistique fournit un outil intéressant, le krigeage, pour appréhender une vision spatialisée de la contamination nitratée dans le domaine souterrain. Cet outil permet, à partir des mesures ponctuelles, d'estimer les concentrations en nitrate les plus probables en tout point de l'espace. Ce chapitre présente le travail qui a été réalisé sur les données de nitrates en aquifère à l'échelle du bassin du Grand Morin. Le krigeage a été réalisé en collaboration avec Geovariances, avec l'aide du logiciel de géostatistique Isatis®¹ (Geovariances, 2004). La vision de la contamination, obtenue par krigeage, sera confrontée, au chapitre suivant, avec une autre vision résultant d'une modélisation déterministe de l'évolution de la contamination. Le krigeage permet, dans un premier temps, d'estimer un état initial pour la modélisation, et, dans un second temps, il offre une vision de la contamination sur l'ensemble du domaine. Cette démarche permet, en prenant en compte la structure spatiale des données, de contourner en partie le problème de la confrontation d'une donnée ponctuelle avec les résultats d'un modèle sur une maille de plusieurs hectares.

9.2 Analyse et validation des bases de données

9.2.1 Origine des bases de données

Les données de nitrates dans les aquifères proviennent de l'Observatoire National de la Qualité des Eaux Souterraines (ONQES). La maîtrise d'œuvre de la base de données a été confiée au BRGM. La base de données ONQES se présente sous la forme d'un fichier composite

¹<http://www.geovariances.com>

de nombreuses sources différentes de données aux échelles locales, régionales ou de bassins tout entiers. Sur le bassin de la Seine, la base de données ONQES comporte environ 6 000 points de mesure s'étendant sur une période allant de 1972 à 1995. Concernant le bassin du Grand Morin, la période renseignée s'étend seulement de 1977 à 1988. De un à une douzaine de prélèvements annuels sont recensés pour une majorité de points de la base. La profondeur à laquelle a été creusée le puits est aussi indiquée. Pour faciliter l'analyse de ces bases, les échantillons ont été moyennés par puits et par année. C'est sur ces données que nous avons travaillé.

Pour la couche Eocène, nous disposons d'assez de points (plus d'une centaine) pour y mener une analyse géostatistique. Par contre, pour la formation Oligocène, qui est très morcelée, seule la partie ouest du bassin du Grand Morin a pu être étudiée. En effet, le krigeage n'a de sens qu'à l'intérieur d'une zone. On ne peut pas utiliser les données de deux zones discontinues. Seule la partie ouest du bassin du Grand Morin a pu être étudiée pour l'Oligocène.

Aucune donnée n'est disponible pour la période 1988 à 1999. STICS fournissant les flux de nitrates à la base de la zone racinaire jusqu'en 1999 nous n'avons pas exploité les bases de données sur la période 1999 à l'actuel.

9.2.2 Critique des bases de données

Nous avons analysé les données annuelles sur la période 1977-1988. Afin d'avoir une vision plus large des nitrates nous avons sélectionné des points en bordure de notre domaine d'études.

Tout d'abord, il a fallu éliminer les points non renseignés (118 points pour l'Eocène, aucun pour l'Oligocène), puis il a fallu valider la zone de prélèvement des données. Pour cela, nous avons utilisé la profondeur des points de prélèvement afin de vérifier les indications sur l'aquifère dans lequel est prélevée l'eau du captage. Cette indication de profondeur a été confrontée aux modèles numériques de toit et de mur des aquifères². A l'issue de cette analyse, un grand nombre d'erreurs ont été relevées (Tableau 9.1). Les données de la CGG sont issues de l'extrapolation de profils géologiques à l'ensemble du bassin de la Seine, nous avons donc admis que les points d'un horizon, analysés dans l'aquitard, faisaient partie de l'horizon initial. Pour l'Eocène, les points situés sous l'Eocène ont été conservés. Pour l'Oligocène, initialement mal recensés comme faisant partie de l'Eocène, sont situés à la zone frontalière de notre domaine d'étude; ils n'enrichissent pas suffisamment la base de données pour pouvoir estimer des teneurs en nitrates sur l'ensemble de la couche, qui est très morcelée.

Aquifère origine	Valeurs	Oligocène	Aquitard	Eocène	Sous Eocène	Points finaux
Oligocène	46	36*	8*	2†	0	138*
Eocène	243	94*	29†	105†	15†	151†

TAB. 9.1: Sélection des points de prélèvement des nitrates en aquifère. *,† éléments sommés dans la dernière colonne.

Finalement 151 points ont été utilisés pour analyser les teneurs en nitrates de la formation Eocène. Sur les 138 points attribués à l'Oligocène, seulement une quarantaine a été utilisée pour analyser les concentrations en nitrate dans la partie sud-ouest de l'Oligocène.

La seconde étape consiste à vérifier la cohérence des données sélectionnées. La figure 9.1 indique la distribution spatiale des concentrations moyennes de nitrate pour les années 1977 et 1988.

²Modèles fournis par la CGG, cf section 6.2.1 p.76

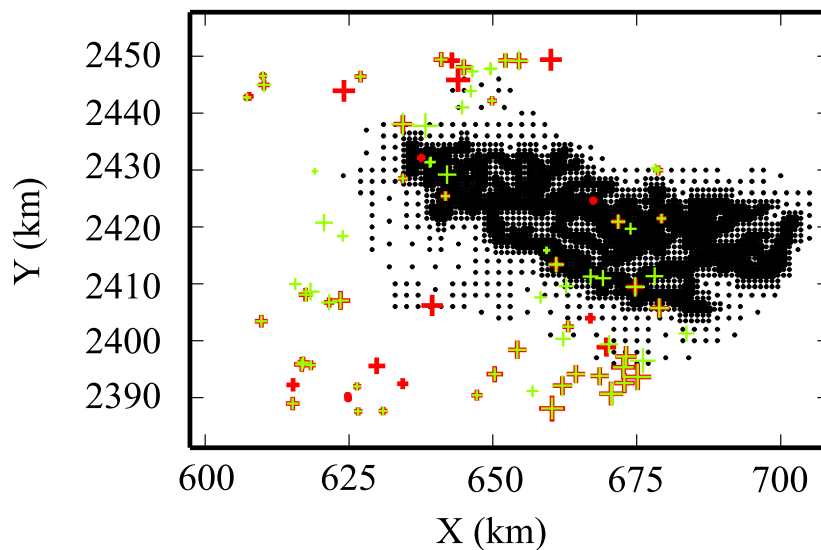


FIG. 9.1: Points d'échantillonnage des nitrates. En rouge : 1977; En vert : 1988; En noir : Centroides des mailles de l'Eocène. La taille des croix est proportionnelle aux concentrations. Les coordonnées sont en Lambert II étendu.

En traçant les concentrations d'une année en fonction d'une autre année, nous avons relevé de nombreuses erreurs dans la base. Ces erreurs ont plusieurs causes possibles :

- changement d'unités de mesure. Il arrive que les données soient exprimées une année en mgN.L^{-1} , alors qu'elles sont normalement exprimées en $\text{mgNO}_3.\text{L}^{-1}$;
- sous-échantillonnage temporel d'un point ;
- erreur de mesure. Cela peut être lié au sous échantillonnage temporel si on ne dispose que d'une mesure par an ;
- phénomènes d'infiltration karstique au droit du prélèvement.

La figure 9.2 illustre un exemple d'erreur détectée à l'aide de nuage de corrélation. Dans ce cas, le point rouge est hors du nuage de corrélation (cas b & c) une année donnée, alors qu'il est contenu dans le nuage les autres années (cas a & d). Dans ce cas la donnée a été corrigée en utilisant une interpolation temporelle à partir des années cohérentes.

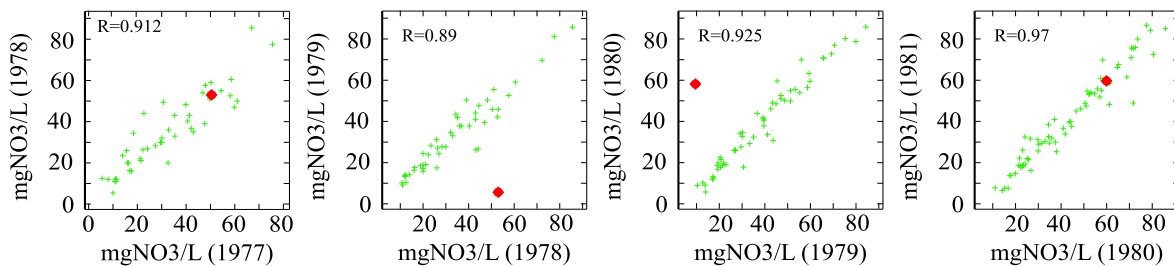


FIG. 9.2: Exemple de détection d'une erreur de mesure. Nuage de corrélation des années a) 77-78, b) 78-79, c) 79-80, d) 80-81. Le point rouge sort du nuage, la valeur était erronée.

En traçant les variogrammes et les nuées variographiques, année par année, nous avons pu détecter des incohérences dans les données proches (cas d'une chronique, de faibles valeurs,

entourée de chroniques de fortes valeurs par exemple). Ce phénomène se traduit par un très fort effet de pépite³ dans le variogramme expérimental (Figure 9.3).

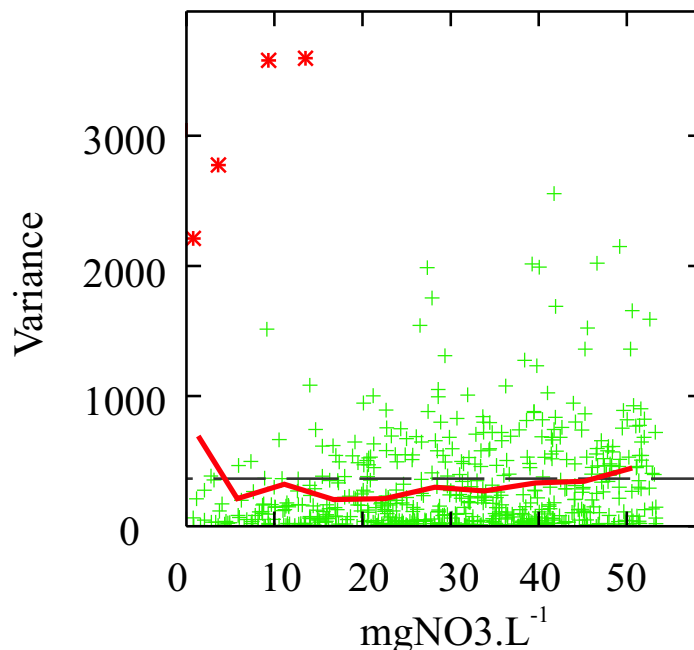


FIG. 9.3: Exemple de détection d'une erreur à courte distance, grâce à la nuée variographique. Les points rouges présentent une forte variabilité à très courte distance.

Une fois ces corrections effectuées, nous avons pu déterminer la structure spatiale des teneurs en nitrates dans les aquifères.

9.3 Interprétation des données à l'échelle du Grand Morin - Utilisation du krigeage

9.3.1 Rappels de géostatistique

La géostatistique a été développée initialement pour le domaine minier, avant d'être appliquée à d'autres domaines des Sciences de la Terre (Matheron, 1965). Elle traite une variable dont la valeur est distribuée régionalement comme une variable aléatoire en chaque position $z(x_1, x_2, x_3)$ du domaine. L'idée sous-jacente de la géostatistique est d'analyser la structure spatiale de la variable considérée (teneur en métaux, concentration, perméabilité, porosité). De ce point de vue, la corrélation entre la variable en x et cette même variable décalée d'un vecteur h éventuellement directionnel apparaît comme un moyen d'accéder à la structuration spatiale de la variable. L'analyse de la structure spatiale des données se fait à l'aide du variogramme qui caractérise, en fonction de la distance, la corrélation entre un point et ses voisins :

³L'effet de pépite correspond à une variabilité à petite distance non expliquée par les données; cette variabilité peut notamment provenir d'une hétérogénéité du phénomène à petite échelle, ou d'erreurs de mesure.

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{x_j - x_i \sim h} [z(x_j) - z(x_i)]^2 \quad (9.1)$$

$N(h)$ représentant le nombre de couples de points distants de h .

Cet outil permet ensuite de mettre en œuvre une procédure de krigeage, qui estime, en tout point de l'espace, la valeur "la plus probable" de la variable aléatoire z . L'annexe C (p.215) présente plus précisément les notions et concepts nécessaires à la compréhension de cette procédure.

9.3.2 Hypothèse de représentativité verticale des mesures

La figure 9.4 présente le positionnement vertical des points de prélèvement qui ont servi à définir une vision de la contamination azotée de l'Eocène.

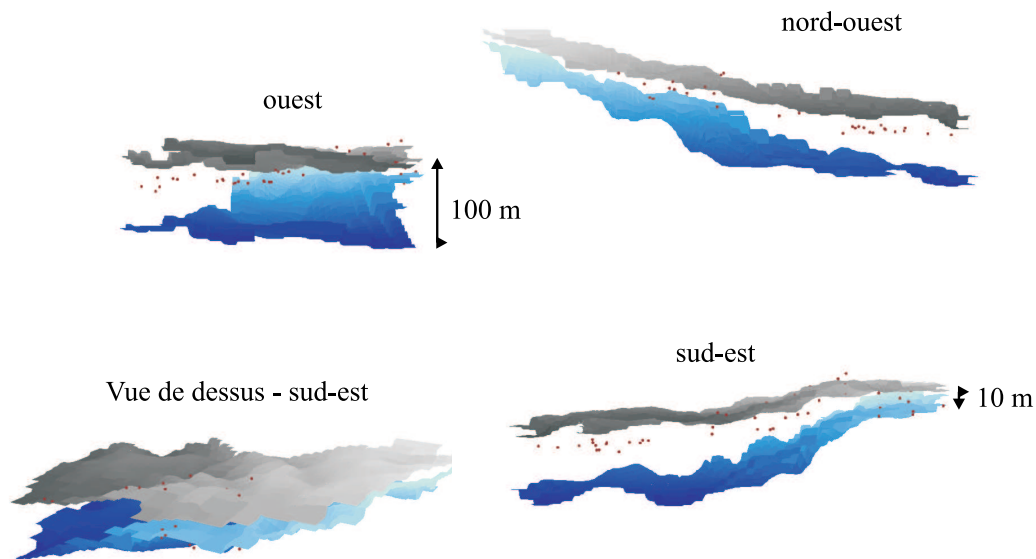


FIG. 9.4: Positionnement vertical des points de prélèvement dans l'Eocène. Couche grise : toit de l'Eocène; couche bleue : mur de l'Eocène; points rouges : cote de creusement. Les cotes les plus basses sont dans les teintes soutenues. Coefficient de dilatation verticale : 100. Par souci de lisibilité, les points, situés à la frontière du domaine modélisé, ne figurent pas sur la Figure.

Il apparaît que ces points sont essentiellement localisés dans la partie supérieure de l'Eocène. Nous avons vu à la section 3.2.5.2 (p.24) que nous pouvons négliger la dénitrification dans l'aquifère. Une stratification verticale de la concentration en nitrate dans la formation

ne pourrait alors résulter que du mélange d'eaux souterraines anciennes avec des eaux superficielles plus récentes. Il est par exemple vraisemblable que les eaux circulant dans les sables du Soissonnais n'aient pas la même concentration en nitrates que les eaux circulant dans la nappe du Champigny. Cependant, pour l'analyse statistique des données, nous posons l'hypothèse forte que le point de mesure est représentatif de la concentration sur l'ensemble de la formation (Oligocène ou Eocène) dans laquelle il est prélevé. Autrement dit, nous supposons une absence de stratification verticale (cf. profil a, Figure 2.4 p.16).

9.3.3 Détermination du variogramme

Une fois la base de données corrigée (Tableau 9.2), nous avons déterminé un variogramme moyen pour l'Eocène. Le variogramme de chaque année entre 1977 et 1988 a été calculé. Ensuite, nous avons moyenné les douze variogrammes, afin d'obtenir un variogramme moyen représentatif de la structure spatiale des données sur la période. Ce calcul de variogramme moyen est légitime dans la mesure où les variogrammes expérimentaux observés pour les différentes années sont qualitativement semblables.

Année	Nb de points	Minimum	Maximum	Moyenne	Variance
1977	59	5.50	77.80	33.16	381.38
1978	65	5.20	85.57	34.14	327.15
1980	72	5.60	84.52	39.36	451.93
1981	80	5.00	85.15	39.28	439.00
1982	81	6.37	88.25	39.07	485.95
1983	60	5.20	83.60	39.41	517.34
1984	86	8.40	84.00	39.29	401.23
1985	61	9.00	89.05	37.64	312.49
1986	74	5.15	89.40	36.50	384.56
1987	74	9.35	90.30	38.42	344.28
1988	73	11.20	86.15	40.23	337.58

TAB. 9.2: Caractérisation statistique des teneurs en nitrate de l'Eocène par année.

Tout d'abord nous avons déterminé un variogramme moyen avec un pas d'échantillonnage de 7 500 m (Figure 9.5a). Nous avons ajusté un modèle de variogramme composé d'un effet de pépite et de deux structures de type sphérique. Le fait de prendre un pas d'échantillonnage assez grand rend le variogramme plus robuste ; par contre, on observe un fort effet de pépite de l'ordre de 200 (soit un écart-type de $14 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). Nous avons alors réalisé une étude à plus courte distance, avec un pas de 2 500 m. Ce calcul a mis en évidence une structure spatiale des données à faible distance (Figure 9.5b). Cette structure à courte distance est caractérisée par un autre variogramme sphérique de faible portée (4 km) avec un palier à 85. L'effet de pépite est alors réduit à 25 (soit un écart-type de $5 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$).

En résumé, le variogramme calé correspond à la combinaison d'un effet de pépite de 25⁴, et de deux variogrammes sphériques de portées respectives 4 km et 26 km et de paliers 85 et 325. On peut donc dire que les teneurs en nitrates sont complètement décorrélées les unes

⁴Cet effet de pépite signifie qu'à proximité d'un point de donnée, on peut attendre une variation de la concentration en nitrate de l'ordre de $5 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ par rapport à la valeur observée.

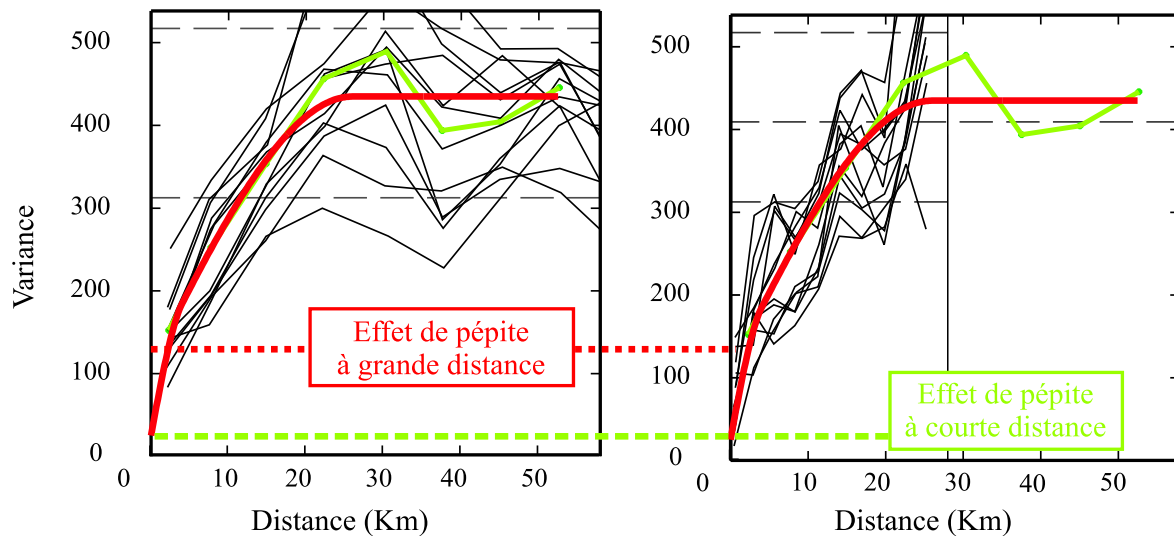


FIG. 9.5: Détermination du variogramme expérimental moyen pour l'Eocène. En noir : Variogrammes expérimentaux pour les années 1977 à 1988; En vert : variogramme expérimental moyen; En rouge : Modèle de variogramme calé. a) Pas d'échantillonnage 7 500 m. b) Pas d'échantillonnage 2 500m.

des autres à une distance de 26 km, et que la variance est alors forte, de 435 (soit environ 21 $\text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$).

Pour la partie ouest de l'Oligocène, nous ne disposons pas d'assez de points de prélèvements. Nous avons fait l'hypothèse que la structure spatiale des données pouvait être identique dans les deux aquifères. C'est pourquoi nous y avons utilisé le variogramme moyen déterminé pour l'Eocène (Figure 9.5).

9.3.4 Estimation des concentrations de nitrate dans les couches

9.3.4.1 L'Eocène

Le modèle de variogramme calé a servi, à l'aide d'un krigeage ordinaire⁵, à déterminer pour chaque année, une carte des concentrations en nitrates. L'ensemble de ces cartes est présenté en annexe D. Nous avons néanmoins présenté ici les estimations pour les années 1977 et 1988 (Figure 9.6), qui sont particulièrement importantes, car 1977 servira à initialiser le modèle physique, et 1988 à en faire la critique.

Les cartes de concentrations en nitrates sont assez proches pour 1977 et 1988. Cela est lié, en partie, au sous-échantillonnage de certaines zones. Si ces zones sont à une distance assez éloignée d'autres points de mesure⁶, le krigeage estime que la concentration la plus probable pour ces zones est de l'ordre de la moyenne de l'échantillon global. Cela conduit alors à une estimation grossière de la concentration (zones en vert pâle de la Figure 9.6). Cependant, le krigeage nous permet d'appréhender une certaine réalité des teneurs en nitrate. En outre, comme nous le verrons à la section suivante, une autre technique géostatistique permet d'estimer, toujours en se basant sur la structure spatiale des données, un intervalle

⁵Voir l'annexe C p.215 pour plus de détails sur la procédure de krigeage.

⁶Au-delà de la portée du variogramme, soit à partir d'une vingtaine de kilomètres.

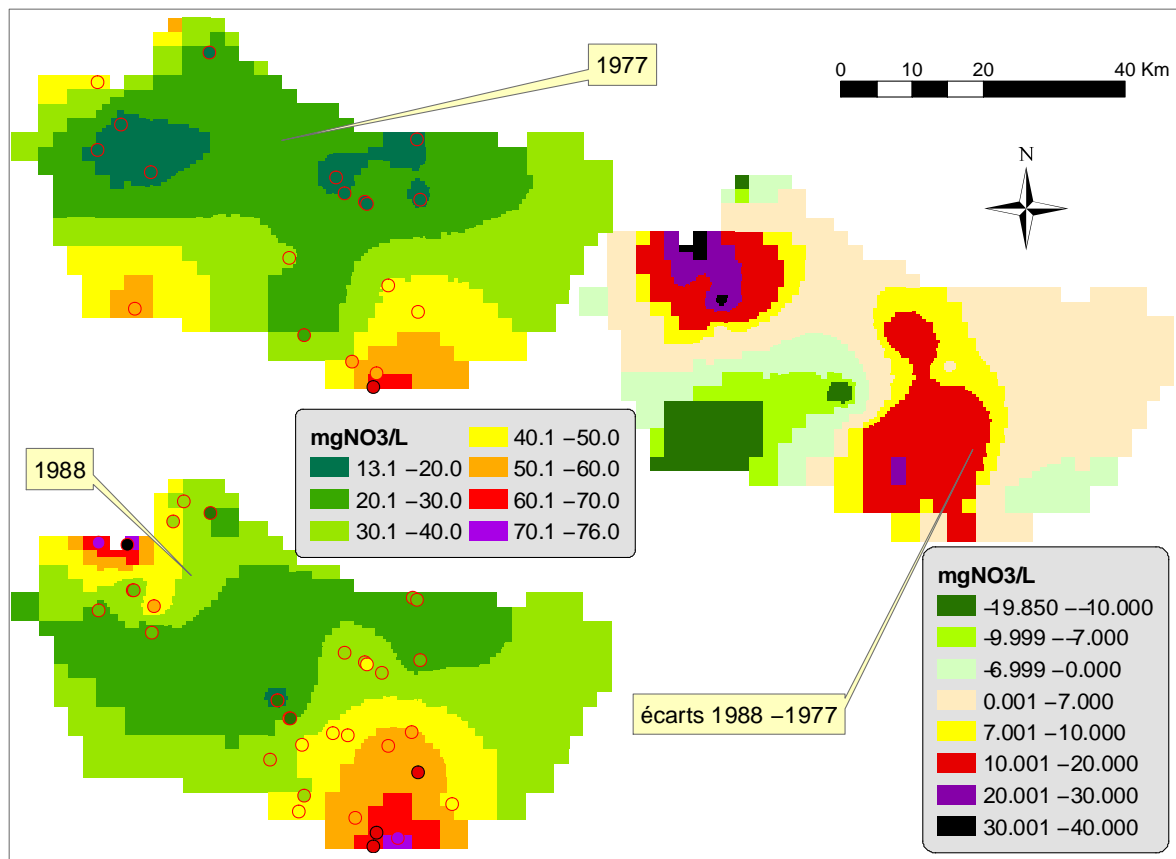


FIG. 9.6: Concentrations en $\text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'Eocène évaluées par krigeage pour 1977 et 1988. A droite, différence des cartes. Les ronds colorés représentent les points de mesure.

de confiance en chaque point de l'espace. Cette information est très utile car elle permet de relativiser les valeurs moyennes estimées par krigeage.

La comparaison des deux années, semble indiquer une augmentation globale des teneurs en nitrates de $7 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Cependant cette augmentation moyenne semble plus liée à des problèmes d'échantillonnage (Tableau 9.2) qu'à une quelconque réalité. On note aussi deux effets d'échantillonnage intéressants :

- au sud-ouest une diminution des concentrations en nitrates de $50\text{-}60 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ à $30\text{-}40 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$;
- au nord-ouest, une augmentation générale des concentrations en nitrates de $25 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

Ces deux cas s'expliquent par le fait que des points de mesures soient disponibles une année et pas l'autre. Nous acceptons cependant ce manque d'informations pour continuer notre analyse. Ces erreurs d'estimation seront prises en compte grâce aux intervalles de confiance.

9.3.4.2 L'Oligocène

Comme nous l'avons vu précédemment, la couche Oligocène est très morcelée et, mise à part la partie sud-ouest, largement sous-échantillonnée. L'application du krigeage à l'ensemble de la couche, du fait de ses discontinuités, est peu pertinente. Nous avons donc utilisé cet outil uniquement pour estimer les teneurs en nitrates dans la partie sud-ouest de l'aquifère. Pour

les autres zones, la concentration a été estimée à l'aide de la concentration moyenne des échantillons (Tableau 9.3). Les estimations des concentrations figurent en annexe D.

Année	Nb de points	Minimum	Maximum	Moyenne	Variance
1977	19	11.6000	73.4000	40.1768	358.0523
1978	23	9.4500	77.7000	40.2857	417.3414
1980	24	7.2500	90.0500	38.7487	604.1261
1981	20	6.3000	84.7000	42.7140	568.0010
1982	19	6.4000	86.4500	38.8079	534.7524
1983	16	8.8700	105.8000	45.0700	804.2394
1984	18	6.7000	89.0000	36.4867	625.8546
1985	13	8.9000	66.4000	32.3923	319.2899
1986	17	7.8000	83.3000	37.3029	465.5375
1987	18	12.3000	82.2500	36.8611	423.5029
1988	18	9.1000	75.5500	36.9528	523.4418

TAB. 9.3: Caractérisation statistique des teneurs en nitrate de l'Oligocène par année.

D'après le Tableau 9.3, la concentration moyenne de l'Oligocène semble diminuer de 3 mgNO₃.L⁻¹ de 1977 à 1988. Cette indication n'est pas significative et elle est probablement liée au sous-échantillonnage de la couche.

9.3.5 Détermination d'un intervalle de confiance

Le krigeage permet l'obtention de la valeur la plus probable (Z^*) de la variable sur le domaine d'étude. Le modèle de variogramme utilisé permet également le calcul d'une carte de variance de krigeage σ_Z^* , qui renseigne sur l'incertitude associée à l'estimation. Sous certaines hypothèses (distribution gaussienne des erreurs), il est possible de déduire de Z^* et σ_Z^* un intervalle de confiance au sens statistique classique. Par exemple, un intervalle de confiance à 95 %⁷ est constitué des bornes $Z_{min} = Z^* - 1.96\sigma_Z^*$ et $Z_{max} = Z^* + 1.96\sigma_Z^*$.

Cependant, l'histogramme des concentrations en nitrate de l'Eocène ne suit pas une distribution gaussienne (Figure 9.7), rendant illicite le calcul d'un intervalle de confiance à partir de Z^* et σ_Z^* . Une solution consiste dans ce cas à transformer notre variable Z en variable gaussienne Y par anamorphose (La Figure 9.7 présente la fonction d'anamorphose que nous avons utilisée⁸). On peut alors obtenir, par krigeage simple, une estimation Y^* de notre variable gaussienne en tout point. A cette estimation est associée la variance de krigeage σ_Y^* . L'intervalle de confiance à 95 % peut alors être construit. En appliquant finalement la transformation inverse aux bornes des intervalles de confiance de la variable gaussienne, on obtient alors l'intervalle de confiance pour la concentration en nitrates.

Pour ce qui est des teneurs en nitrates dans les aquifères, la variance des échantillons est forte. Il en résulte un intervalle de confiance assez large pour les parties des aquifères non renseignées. Il peut atteindre 50 mgNO₃.L⁻¹.

⁷Cet intervalle est calculé à partir des quantiles à 97.5 % et à 2.5 %, cf. section C.2 p.215

⁸La distribution obtenue par anamorphose est normalement parfaitement gaussienne. Dans notre cas, nous avons pris en compte l'existence de regroupements de données. Cela permet de pondérer les observations en fonction de la densité d'échantillonnage (cf. technique de declustering d'après Chilès et Delfiner (1999)).

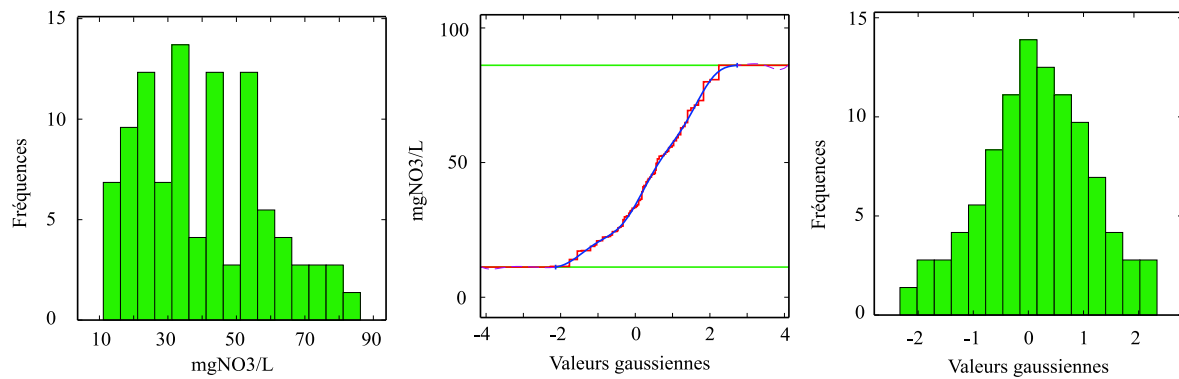


FIG. 9.7: Visualisation de l'anamorphose. A gauche, échantillon de 1988, au centre, la fonction d'anamorphose, à droite la variable gaussienne issue de l'anamorphose (en prenant en compte les sur-échantillonnages locaux).

9.4 Conclusions

Le krigeage permet d'analyser la structure spatiale de la pollution azotée du Grand Morin. Il permet donc d'estimer un état général de la pollution à partir de données ponctuelles, en prenant en compte l'incertitude associée à ces données. Pour l'Eocène, les teneurs en nitrates semblent augmenter de $7 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ sur la période 1977 à 1988, soit une augmentation moyenne de $0.58 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. Cette valeur est proche des estimations de Gomez (2002), qui a estimé à $0.44 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ l'augmentation moyenne des concentrations en nitrate des aquifères de la Marne. Cependant, cette augmentation pourrait être liée à un problème d'échantillonnage, car elle n'est pas validée au regard des années intermédiaires (Tableau 9.2).

L'Oligocène semble contaminé à des taux similaires. Vu le faible échantillonnage de cette couche, il est difficile de conclure sur l'évolution générale des nitrates au cours de cette période.

Chapitre 10

Modélisation du transfert des nitrates dans les aquifères

10.1 Introduction

Au chapitre précédent, un état de la contamination des aquifères, sur la période 1977-1988, a été estimé en utilisant les données de la base de données ONQES et en les interpolant, à l'aide du krigeage, sur l'ensemble du Grand Morin. Dans ce chapitre, nous allons nous servir de ces estimations pour initialiser CAWAQS pour l'année 1977. A partir de cet état initial, nous allons simuler l'évolution des nitrates entre 1977 et 1988 en tenant compte des apports simulés par STICS et des transferts dans l'ensemble du bassin. Les deux visions du système, l'estimation statistique et la modélisation déterministe à l'aide de CAWAQS seront confrontées pour l'année 1988.

Le modèle STICS sert à quantifier les flux de nitrates à la base de la zone racinaire. Dans un premier temps, la mise en œuvre de STICS est présentée. Ensuite, les estimations de teneurs en nitrate en aquifère sont discutées. Finalement le bilan en nitrates des aquifères est présenté.

10.2 Estimation des apports de nitrate - Mise en œuvre de STICS

STICS calcule des flux d'azote infiltrés à la base de la zone racinaire en zone agricole. Pour ce qui est des forêts et des villes nous avons considéré que le flux de nitrates infiltrés est négligeable (Gomez, 2002).

La mise en œuvre du modèle requiert quatre sources de données (figure 5.4) :

- données climatiques : il s'agit de la température minimale, maximale, de la pluviométrie, de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et du rayonnement global, au pas de temps journalier. Ces données, comme pour l'hydrologie, sont issues des analyses de SAFRAN, et sont disponibles sur la période 1971-1999 ;
- données *sol* : le sol est décrit comme une succession de couches horizontales caractérisées par des propriétés physiques (épaisseurs, masse volumique, teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux). La couche de surface, où se concentre l'activité biologique, est caractérisée plus précisément par des paramètres

physico-chimiques (teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, albédo etc.). Ces paramètres sont repris du modèle mis en œuvre par Gomez (2002) ;

- paramètres *culture* : il s’agit des paramètres relatifs aux différents processus simulés (germination, levée, développement etc.) incluant la prise en compte de l’effet des stress hydrique, thermique et azoté sur le fonctionnement de la plante. Ces données ont été déterminées par l’INRA pour un certain nombre de cultures ;
- données *techniques culturales* : elles déterminent les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d’engrais azotés, apports d’amendements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture, etc.). Ce long travail de recensement a été réalisé par l’INRA lors de la thèse de Gomez (2002).

A ces données d’entrée, s’ajoutent celles concernant les variables d’initialisation (dates de début et fin de simulation ; humidité et quantité d’azote minéral initiales des couches de sol) et des paramètres généraux.

Gomez (2002) a élaboré un découpage du bassin de la Seine en unités spatiales de simulation STICS. Chacune d’entre elles est définie par des conditions climatiques, pédologiques et agricoles homogènes. La base de données ainsi définie peut être caractérisée par trois catégories d’informations :

1. *les zones météorologiques*. L’espace est découpé en zones météorologiques supposées homogènes, où les variables météorologiques suivent les mêmes évolutions temporelles ;
2. *les types de sols*. Il est souvent très difficile de délimiter géographiquement des catégories de sols sur de grandes échelles d’espace. Ainsi, par regroupements de ces catégories (ou UTS), on aboutit à la définition d’ensembles homogènes, nommés types de sols (ou UCS). La définition des UTS, leurs regroupements en UCS et la délimitation de ces UCS sont issus de travaux d’expertises cartographiques et pédologiques (King et al., 1995). De cette façon, on dispose d’une cartographie des types de sols auxquels sont associés des catégories de sols, en proportions variables, dont on ne connaît pas la répartition géographique au sein de chaque type de sol ;
3. *les zones agricoles*. Les systèmes de production agricole se différencient spatialement en fonction de critères pédo-climatiques et économiques. On peut ainsi proposer une cartographie en zones agricoles homogènes. Néanmoins, de la même façon que pour les types de sols, une zone agricole, si elle est homogène du point de vue de l’évolution de son système de production, peut comporter une association de successions culturales en proportions variables. De plus, des pratiques agricoles sont associées à chacune des cultures composant les successions culturales.

Le croisement entre ces trois cartes conduit à définir un certain nombre d’unités spatiales. Cependant, si plusieurs unités, disjointes spatialement, présentent les mêmes caractéristiques climatiques, pédologiques et agricoles, alors elles sont regroupées pour ne former qu’une seule et même unité.

10.3 Paramétrisation du transport à l’échelle du bassin

STICS fournit les apports en nitrates à la base de la zone racinaire. CAWAQS assure le transfert de ces flux dans l’ensemble du bassin. A cet effet il convient de définir les paramètres de transport, dans la zone non saturée, dans les aquifères, et dans les rivières.

10.3.1 Paramétrisation de la zone non saturée

Les paramètres de la zone non saturée sont définis dans le Tableau 7.3 p.92. On ne considère pas de retard dû à l'eau liée. Ce paramètre a du sens mais dans des parties du bassin de la Seine où la zone non saturée est très épaisse, comme sur la Craie par exemple. Sur le Grand Morin, l'analyse des temps de transfert (§8.2.2 p.109) a montré, qu'en moyenne, les nitrates transitent en moins d'un an dans la zone non saturée. Une année de simulation préalable à une simulation longue (simulation de plusieurs années) est donc suffisante pour initialiser les teneurs en azote de la zone non saturée du Grand Morin. Le protocole suivant a été adopté :

- initialisation, pendant un an, de la zone non saturée avec l'hydrologie observée et les flux d'azote calculés par STICS ;
- au bout d'un an, initialisation de la zone saturée par des concentrations imposées, soit issues du krigeage (année 1977), soit issues d'un calcul précédent.

La zone non-saturée est considérée par certains auteurs comme ayant peu, voire pas de potentiel de dénitrification (§2.3, p.11). Ne disposant d'aucune information sur le potentiel de dénitrification dans la zone non saturée du Grand Morin, nous avons décidé de négliger ce processus.

10.3.2 Paramétrisation des aquifères

Les paramètres hydrauliques de l'aquifère ont été définis à la section 7.4.3 (p.93). Pour le transport, une porosité uniforme est fixée dans les aquifères, tous deux formés essentiellement de calcaires. La porosité a été ajustée à 15 %. Comme nous allons le voir, cette valeur de porosité permet de reconstituer des teneurs en nitrates cohérentes avec les estimations obtenues par krigeage.

D'après ce qui a été mentionné à la section 3.2.5.2, p.24, on ne considère pas de dénitrification en aquifère. Cette hypothèse est justifiée pour les grands aquifères du bassin de la Seine. Par contre, les nappes alluviales de fond de vallée peuvent jouer un rôle important de dénitrification (Sebilo, 2003). En prolongement de ce travail portant sur les processus, il conviendra d'établir un schéma conceptuel décrivant le processus de dénitrification riparienne. Pour décrire le fonctionnement de ces zones potentielles de dénitrification, il sera utile de prendre en considération leur extension spatiale, les temps de résidence de l'eau dans ces zones, et les fluctuations des niveaux piézométriques.

10.3.3 Paramétrisation du transport en rivière

Nous avons fait l'hypothèse d'un transport advectif pur en rivière. Une diffusion artificielle est introduite par le biais de la diffusion numérique, liée au schéma numérique de résolution de l'équation de transport.

10.4 Définition des simulations

Deux simulations de transport ont été réalisées (Figure 13.1, p.175) :

1. la première est une simulation de validation de la modélisation déterministe effectuée avec CAWAQS. Elle est réalisée sur la période 1976-1989. La première année sert à initialiser les concentrations dans la zone non saturée. Les concentrations moyennes de l'année 1977, estimées par krigeage, servent à initialiser les concentrations du domaine

souterrain. Les concentrations moyennes de l'année 1988, estimées par krigeage, seront confrontées aux résultats de simulation de CAWAQS.

2. la seconde simulation a été faite pour valider le transport en rivière. Elle est réalisée sur la période 1987-1996. La première année sert à initialiser la zone non saturée. Les résultats de la simulation numéro 1, décrite ci-dessus, servent à initialiser cette simulation. Les concentrations observées et simulées, en rivière, seront confrontées sur la période 1991-1996. Cette analyse fait l'objet du chapitre 12 (p.163).

10.5 Validation des résultats de la modélisation déterministe

10.5.1 Vérification de CAWAQS - Quantification des erreurs

La vérification des bilans de matière a été menée de la même manière que celle des bilans d'eau (§7.6.1 p.100). Le modèle se comporte bien avec une erreur moyenne de -5 ‰. Les erreurs de fermeture du bilan peuvent être importantes, notamment lors d'évènements extrêmes. Tout comme pour le débit, la conservation de la masse n'est plus totalement assurée par le modèle. De plus le couplage de REPSUR et NEWSAM avec PROSE entraîne un décalage temporel dans les flux de matière d'un pas de temps de calcul rivière. Cela engendre une erreur ponctuelle, corrigée le jour suivant. La Figure 10.1 illustre l'évolution de l'erreur cumulée sur la période 1977-1996.

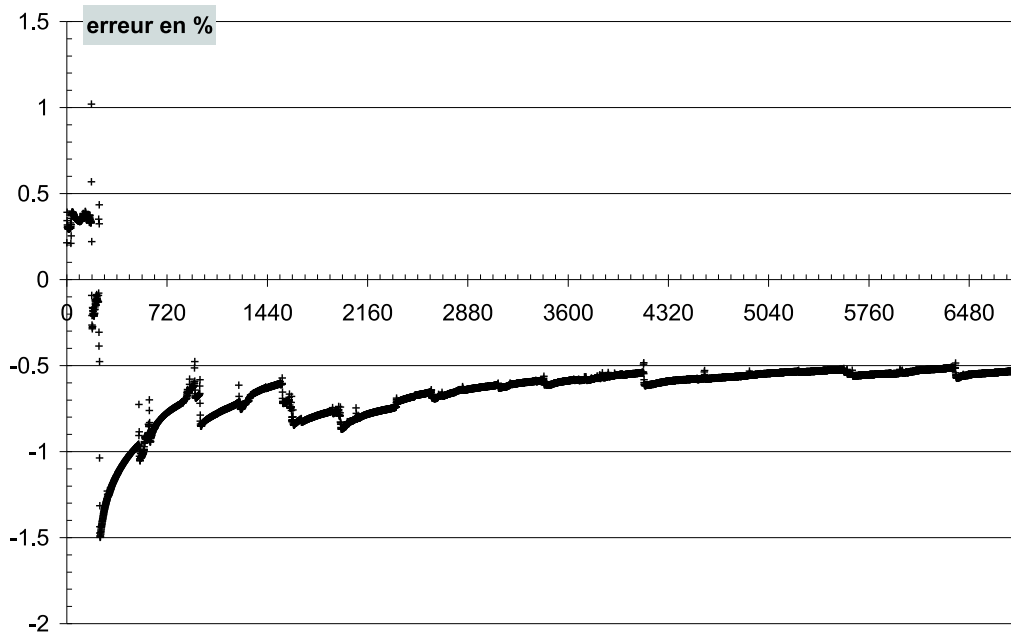


FIG. 10.1: Erreur cumulée en % du bilan de matière de CAWAQS sur la période 1977-1996

Les erreurs internes de PROSE et NEWSAM sont très faibles, largement inférieures au ‰.

10.5.2 Vérification des flux infiltrés

Le modèle permet d'estimer des flux de nitrates infiltrés. Concernant la période 1977-1988, ce flux est de $3\,333 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Sur la période, 1988-1996, le flux moyen infiltré est de $2\,504 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Le fait que le flux soit plus faible sur cette période, n'est pas lié à des changements notables dans les pratiques agricoles, mais certainement à l'hydrologie moins favorable de cette période. En effet, d'après la Figure 8.2, p.106, la moitié des années de simulations sont des années sèches, voire très sèches.

Ces flux encadrent le flux moyen d'infiltration indiqué par Gomez (2002) sur la Marne, à savoir $2\,800 \text{ kgN.km}^{-2}$ sur la période 1971-1999. Par contre, Gomez (2002) indique que les flux d'azote infiltrés varient d'ouest en est suivant un gradient allant de $1\,000$ à $12\,000 \text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Dans le secteur du Grand Morin, les flux moyens d'infiltration estimés par Gomez (2002) sont voisins de ceux modélisés dans ce travail. Il serait cependant utile de disposer d'estimations de ces flux infiltrés résultant d'observations terrain, afin de valider nos estimations obtenues par simulation. A ce sujet, Beaudouin (2005) a montré que, sur un bassin expérimental de 187 ha distribué en plusieurs parcelles, les résultats de STICS présentaient de bonnes efficacités concernant les betteraves, le colza, le blé et le maïs.

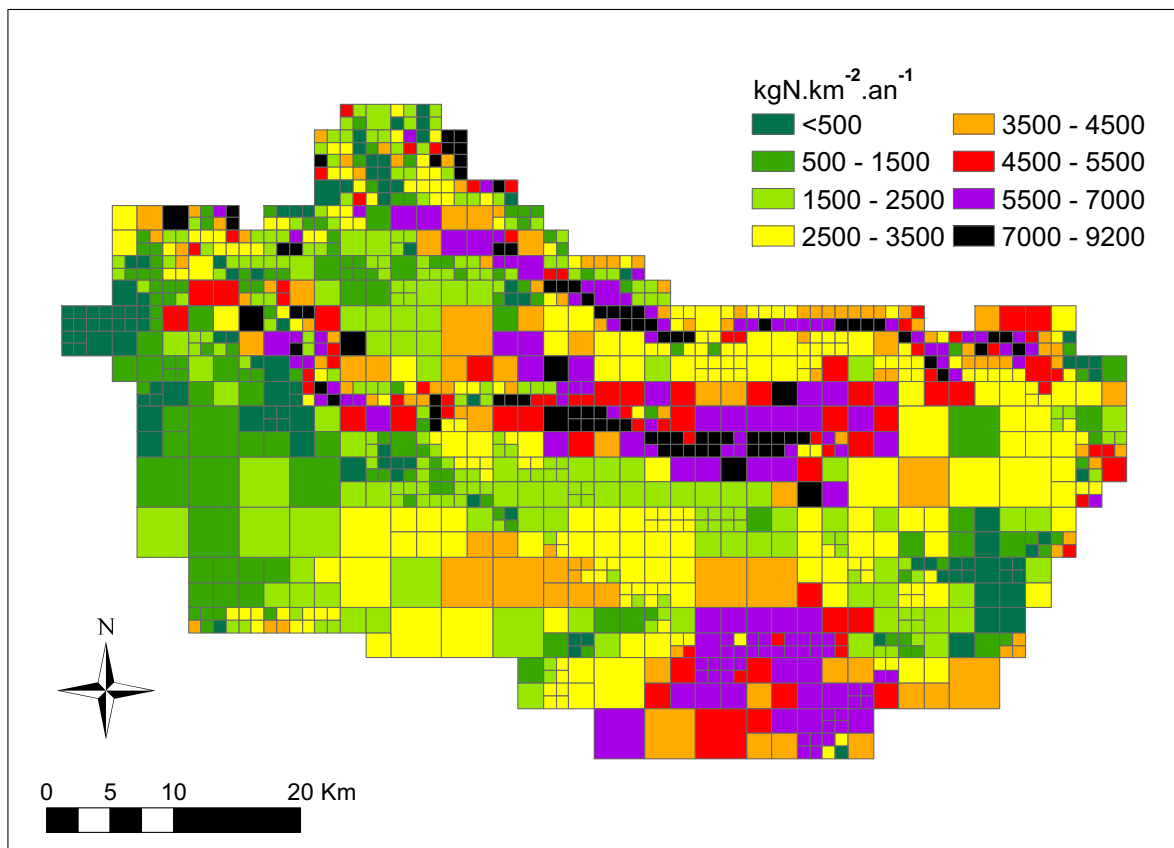


FIG. 10.2: Flux moyen de nitrates infiltrés en $\text{kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$

10.5.3 Confrontation des résultats de CAWAQS avec la vision statistique en 1988

La modélisation effectuée avec CAWAQS permet de représenter l'aspect dynamique du transfert de matière. Cependant la validation d'une telle démarche est un réel problème puisque les données sont peu nombreuses, délicates à interpréter et peu représentatives des cellules modélisées. La confrontation d'un résultat de modèle avec les observations pose le problème du changement d'échelle. Partant d'informations locales disponibles aux points de prélèvement, nous chercherons, à l'aide d'une méthode géostatistique, à obtenir une vision d'ensemble du système. Nous pourrions alors comparer cette vision aux résultats de simulation. La géostatistique, moyennant l'hypothèse forte de la représentativité verticale des données¹, permet d'interpréter la structure spatiale des observations sur les mêmes cellules que le modèle. Elle fournit pour chaque cellule l'estimation de la teneur en nitrate la plus probable, ainsi qu'un intervalle de confiance. Nous avons choisi, en cohérence avec le faible nombre de données, un intervalle large (à 95 %). On estime que le résultat de la modélisation du transfert dynamique des nitrates est cohérente sur une cellule s'il est compris dans l'intervalle de confiance fourni par la géostatistique. Le nombre de points d'échantillonnage de l'Oligocène est insuffisant pour effectuer ce travail. La confrontation du modèle et des estimations du krigeage n'a été réalisée que pour l'Eocène. Les résultats concernant l'Oligocène seront critiqués plus sommairement.

10.5.3.1 Caractérisation de la contamination de l'Eocène

La Figure 10.3 explicite les deux visions pour l'année 1988. Un exemple flagrant de la non prise en compte des phénomènes physiques par le krigeage est mis en valeur par le drainage de la nappe par la rivière. On voit alors des gradients de concentrations de l'aquifère vers la rivière. De la même manière, dans des zones non échantillonnées, comme l'extrémité est du bassin, le krigeage estime la concentration par la moyenne de l'échantillon. Or, dans ce secteur, les concentrations simulées par CAWAQS s'écartent des estimations obtenues par krigeage. Deux phénomènes distincts se produisent. Au sud de la zone est, le taux d'occupation du sol par des forêts est largement majoritaire. Pour les forêts, l'infiltration en nitrates est très faible. C'est pourquoi CAWAQS simule de faibles concentrations en nitrates dans ce secteur. Au nord de cette même zone, CAWAQS simule des teneurs en nitrate fortes, qu'aucune donnée n'infirmes. Cependant les fortes concentrations simulées par CAWAQS dans ce secteur sont à relativiser par rapport aux points suivants :

- tout d'abord, cette zone est marécageuse. Ces zones humides sont des lieux de dénitrification potentielle qui ne sont pas pris en compte par le modèle ;
- une dilution par les eaux de la craie pourrait être envisagée ;
- une erreur de définition du volume de l'aquifère peut aussi être envisagée ;
- la porosité du milieu est peut-être localement sous-estimée, ce qui a pour conséquence d'entraîner une sur-concentration locale ;
- les flux d'azote sont calculés par STICS avec une certaine incertitude, ce qui peut conduire à des estimations locales erronées de concentration dans les aquifères. D'après la Figure 10.2, les flux varient entre 500 et 7 000 kgN.km⁻².an⁻¹, avec une moyenne entre 2 500 et 3 500 kgN.km⁻².an⁻¹.

¹Une manière de s'abstraire de cette hypothèse consisterait à définir des profils type de stratification des nitrates (par exemple, ceux définis à la section 2.4 p.16). En fonction des cotes de prélèvement des échantillons ainsi que de l'épaisseur de la couche, on pourrait alors reconstituer des concentrations moyennes, comparables avec les simulations de NEWSAM.

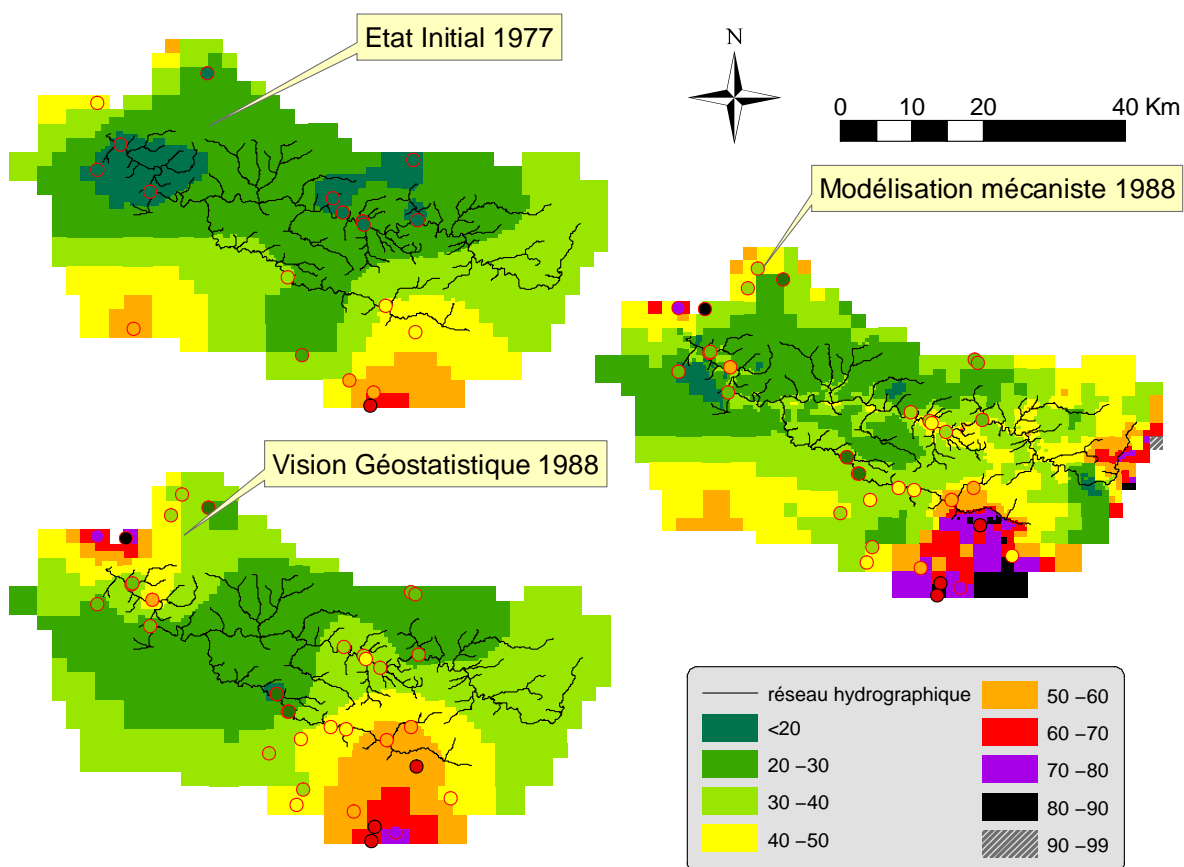


FIG. 10.3: Concentrations dans l'Eocène en $\text{mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Confrontation de la vision géostatistique avec la modélisation mécaniste. Les points de mesures sont figurés par des ronds, suivant la même échelle de couleur que les mailles.

Dans la partie sud du bassin, on observe des écarts importants, notamment à l'est, entre résultat de CAWAQS et estimation issue du krigeage. Une sur-estimation des flux d'infiltration simulés par STICS est la source d'erreur la plus probable dans ce secteur. En effet, les flux d'infiltration y sont majoritairement compris entre 5 500 et 7 000 $\text{kgN} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ (cf. Figure 10.2).

Une autre explication aux écarts entre krigeage et modélisation déterministe provient de l'erreur d'initialisation de CAWAQS dans certaines zones où les temps de résidence sont longs. C'est le cas dans les parties captives de l'Eocène, où les écoulements sont lents (cf. §8.3 p.110). Les résultats de simulation dépendent alors essentiellement de l'initialisation. Au sud ouest du bassin, l'échantillonnage est insuffisant, ce qui fait que les estimations du krigeage sont spatialement très variables (Figure 9.6 p.124). CAWAQS transfère le stock initial de nitrates dans le milieu. Si les écarts d'estimation du krigeage entre 1977 et 1988 sont trop importants dans des secteurs captifs, il est bien évident que le modèle donnera des résultats mitigés par rapport aux estimations du krigeage en 1988. Ce phénomène s'observe au sud ouest du Grand Morin, mais aussi au nord ouest (Figure 10.4).

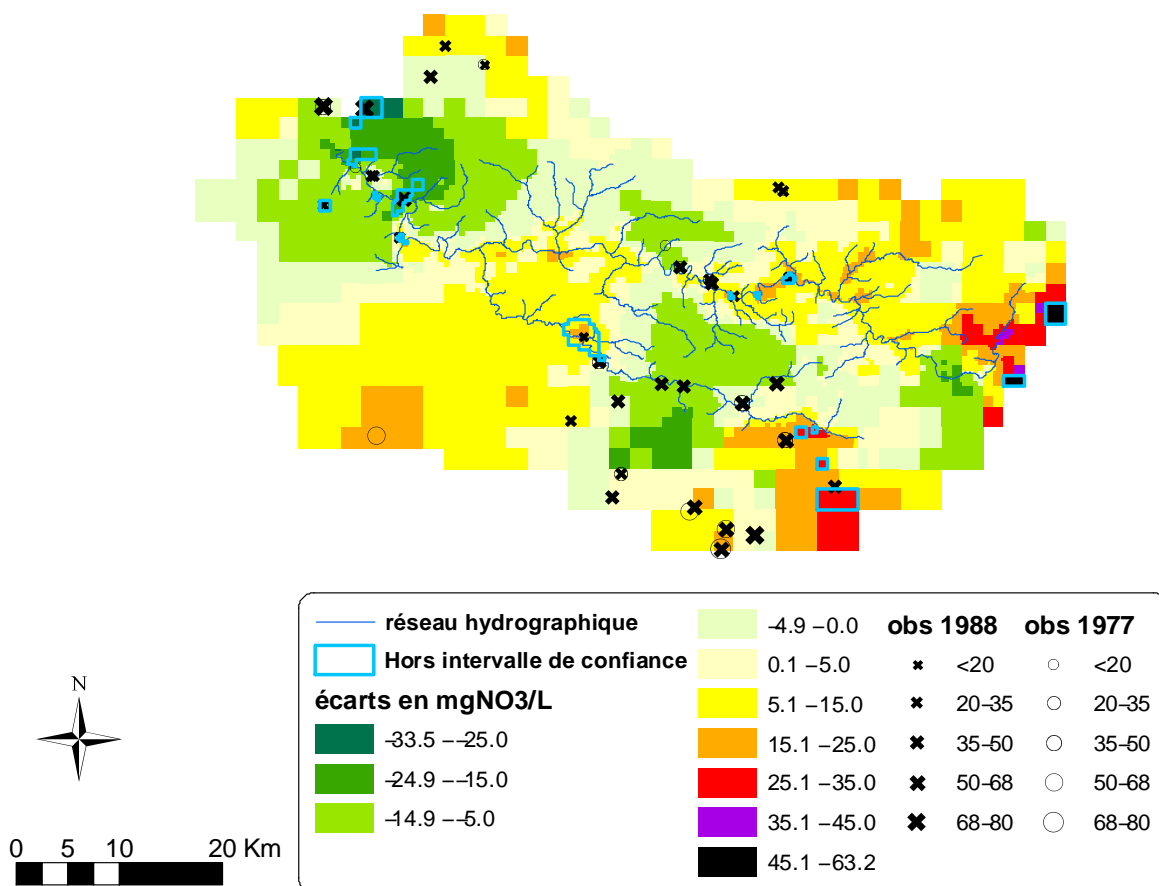


FIG. 10.4: Cartographie des écarts entre CAWAQS et la valeur la plus probable estimée par krigeage pour l'Eocène en 1988. Visualisation des erreurs de simulation par rapport à l'intervalle de confiance.

Globalement, la vision simulée par CAWAQS de 1988 est cohérente avec la vision statistique (Figure 10.3). Nous allons maintenant préciser cette cohérence entre les deux visions du système en 1988. Pour cela la distribution spatiale des écarts entre concentrations simulées par CAWAQS et concentrations estimées par krigeage a été cartographiée (Figure 10.4). La qualité prédictive de CAWAQS a été estimée en fonction du nombre de cellules qui rentrent dans l'intervalle de confiance à 95 %, estimé au chapitre précédent. En raison du faible nombre de données et des fortes variations spatiales des teneurs en nitrates, l'intervalle de confiance à 95 % est très important. Il atteint fréquemment $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. La largeur importante de cet intervalle est une caractéristique de la structure des données. Il est donc légitime de comparer valeurs krigées et résultats de modélisation. De plus, sur des mailles proches de points de mesure, cet écart se réduit notablement pour atteindre l'effet de pépité de $5 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ aux points de mesure². La Figure 10.4 indique, qu'en général, le modèle déterministe reste dans

²Le krigeage est un estimateur exact. Aux points de mesure, il estime la valeur exacte observée. Cependant les résultats de simulation sont confrontés à ceux du krigeage sur une grille de référence. Sur cette grille de référence, le krigeage estime la valeur la plus probable. La grille n'étant pas centrée sur les points de prélèvement, chaque valeur estimée par krigeage est, au minimum, encadrée par l'effet de pépité.

des gammes de variations acceptables au vu de la structure spatiale des données de nitrates. Seulement 1.9 % des valeurs simulées par CAWAQS sortent de l'intervalle de confiance (zones entourées en bleues sur la Figure 10.4).

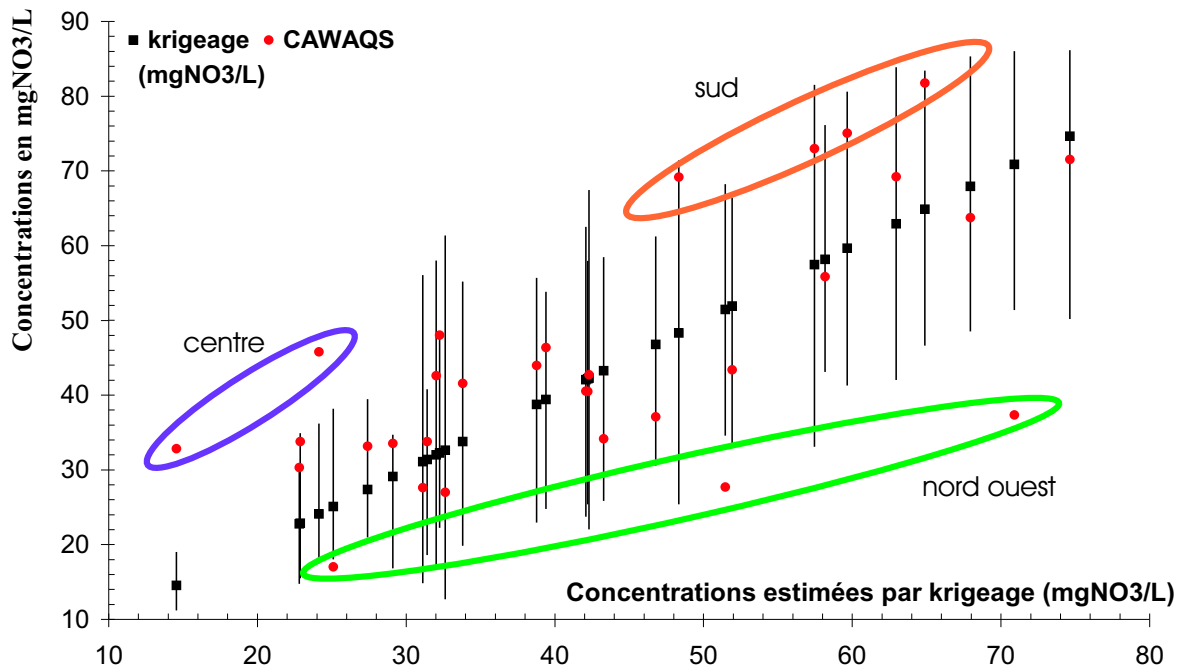


FIG. 10.5: Ecarts, aux points de contrôle, entre CAWAQS et le krigeage pour l'Eocène en 1988. Les barres noires représentent l'intervalle de confiance à 95 % estimé par krigeage.

Les valeurs qui sortent de l'intervalle de confiance apparaissent très souvent autour des points de mesure (Figure 10.5). Globalement on distingue quatre zones :

- le sud. Dans ce secteur, les valeurs de 1977, d'initialisation du modèle, sont cohérentes avec celles de validation de 1988 (cf. tailles des croix et cercles sur la Figure 10.4). Dans la majorité des cas, les valeurs simulées restent dans l'intervalle de confiance estimé par krigeage. Cependant dans la partie est de cette zone, les valeurs estimées sont élevées. Il faudra, pour améliorer le modèle chercher une explication parmi celles proposées plus haut. On mettra en avant prioritairement la vérification des forts flux d'azote estimés par STICS dans ce secteur (Figure 10.2). La définition des épaisseurs de couches étant relativement fiable (données CGG), affiner le calage de la porosité de ce secteur s'avère aussi essentiel ;
- l'est. On peut mettre en avant les mêmes remarques que pour le sud. Cependant aucune donnée n'étant disponible dans ce secteur, il est difficile de conclure sur le réalisme des concentrations simulées par CAWAQS. La présence de zones humides dans le secteur pourrait jouer un rôle non négligeable sur la dégradation de l'azote ;
- le centre du bassin. Dans les vallées alluviales de l'Aubetin et du Grand Morin, les flux d'azote calculés par STICS sont très élevés. La validation de ces flux semble la voie à explorer en priorité. Par ailleurs, les points de contrôle sont très proches de la rivière dans ces secteurs, il ne faut donc pas écarter une éventuelle dénitrification dans les

nappes alluviales ;

- Le nord ouest. Dans ce secteur, le sous-échantillonnage de la zone, qui engendre une sous-estimation des teneurs en nitrates en 1977, est à mettre en avant.

10.5.3.2 Estimation de la contamination de l'Oligocène

La Figure 10.6 présente l'état de la contamination simulée de l'Oligocène en 1988. La couche a été initialisée en 1977 par les résultats du krigeage dans la partie sud-ouest. Disposant d'un nombre insuffisant de points d'observation pour caractériser le reste du domaine, nous avons imposé la concentration moyenne de l'échantillon global de 1977. Il est intéressant de noter, que, du fait du sous-échantillonnage, la concentration moyenne des mesures est plus faible en 1988, qu'en 1977, ce qui est peu réaliste. Les résultats du krigeage sont donnés à titre indicatif.

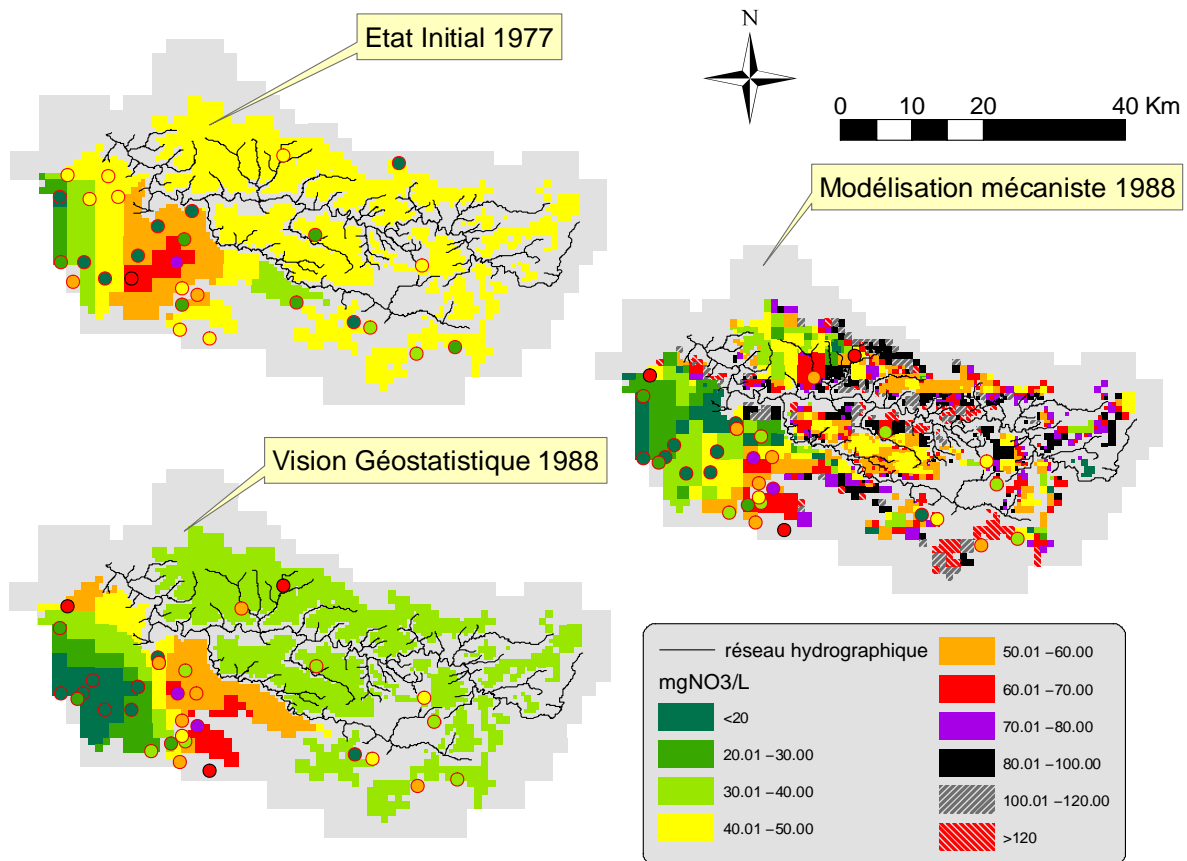


FIG. 10.6: Simulation des teneurs en nitrates de l'Oligocène en 1988.

La simulation des teneurs en nitrates de l'Oligocène en 1988 semble acceptable dans la partie sud ouest. Ce secteur, au vu des données semble faiblement contaminé. La présence de forêts, qui réduisent les flux d'azote (Figure 10.2) et l'épaisseur plus importante de la couche dans ce secteur expliquent ce phénomène. Dans le secteur amont de l'Orgeval, un suivi de l'azote, à la station amont de Mélarchez (cf. Figure 7.1, p.90), est disponible. Cette station correspond à un bassin versant de 7 km². Le suivi (Figure 10.7) montre clairement une augmentation des teneurs moyennes en nitrates de l'ordre de 1 mgNO₃.L⁻¹.an⁻¹. Dans ce secteur,

les concentrations simulées par CAWAQS varient entre 40 et 50 $\text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. A Mèlarchez, les teneurs moyennes sont de 40 $\text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ en 1988, et l'augmentation de concentration simulée par CAWAQS est compatible avec les observations. De plus, l'un des rares points de mesure, dont nous disposons dans ce secteur, indique une teneur en nitrate supérieure à 60 $\text{mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Le modèle simule donc des concentrations tout à fait réalistes.

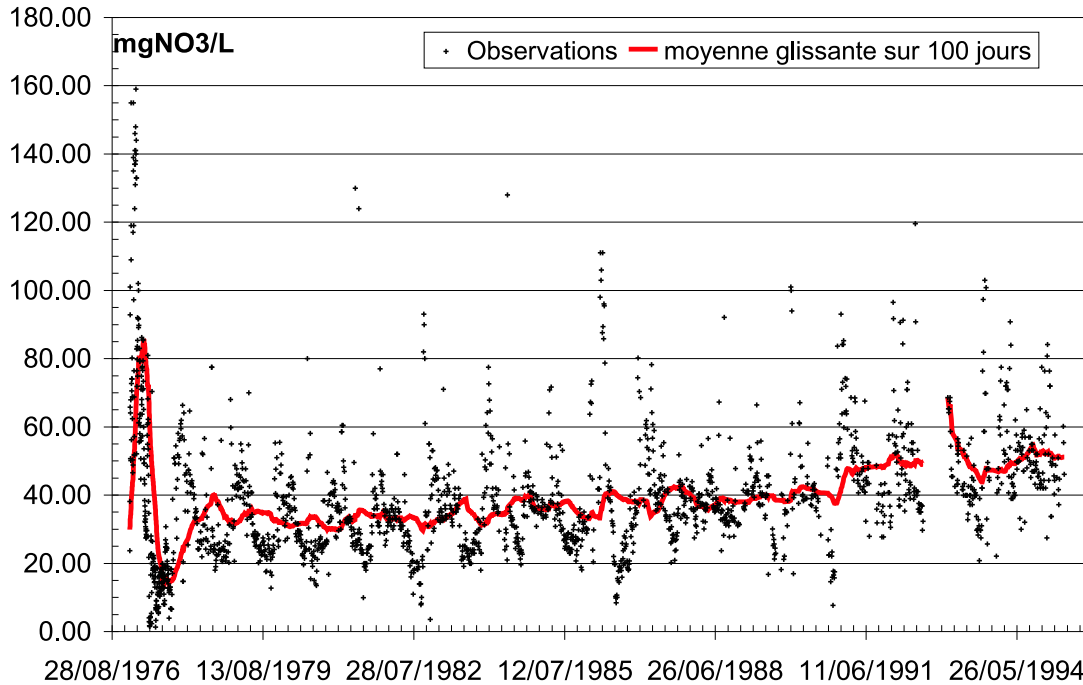


FIG. 10.7: Teneurs en nitrates observées en rivière à la station CEMAGREF de Mèlarchez.

Il est difficile de conclure sur la qualité des simulations des zones très morcelées de l'est du bassin. Il semble que le modèle sur-estime les teneurs dans certaines mailles. Il s'agit essentiellement de mailles de très faible épaisseur (de l'ordre du mètre, voire moins). On arrive là aux limites de la précision des données et des capacités du modèle à simuler ces zones très particulières. Cependant, ces zones représentant des volumes négligeables, on ne s'attardera pas sur les capacités du modèle à les représenter correctement.

10.6 Simulation de la contamination des aquifères en 1996

Dans la section précédente, nous avons vu que CAWAQS prédisait, sur la période 1977-1988, des concentrations en aquifère cohérentes avec notre connaissance du milieu. Cette validation nous autorise à utiliser le modèle en mode prédictif sur la période 1988-1996. Nous tentons d'estimer le niveau de contamination en 1996. Cette simulation a pour but de comparer les concentrations simulées en rivières avec des observations. Nous disposons d'un échantillonnage haute fréquence (250 points de mesures sur 5 ans) en rivière, fourni par la CGE, sur la période 1991-1996. Au chapitre 12 (p.163), ces données seront utilisées afin d'évaluer les capacités dénitrifiantes du milieu.

10.6.1 Contamination estimée de l'Oligocène en 1996

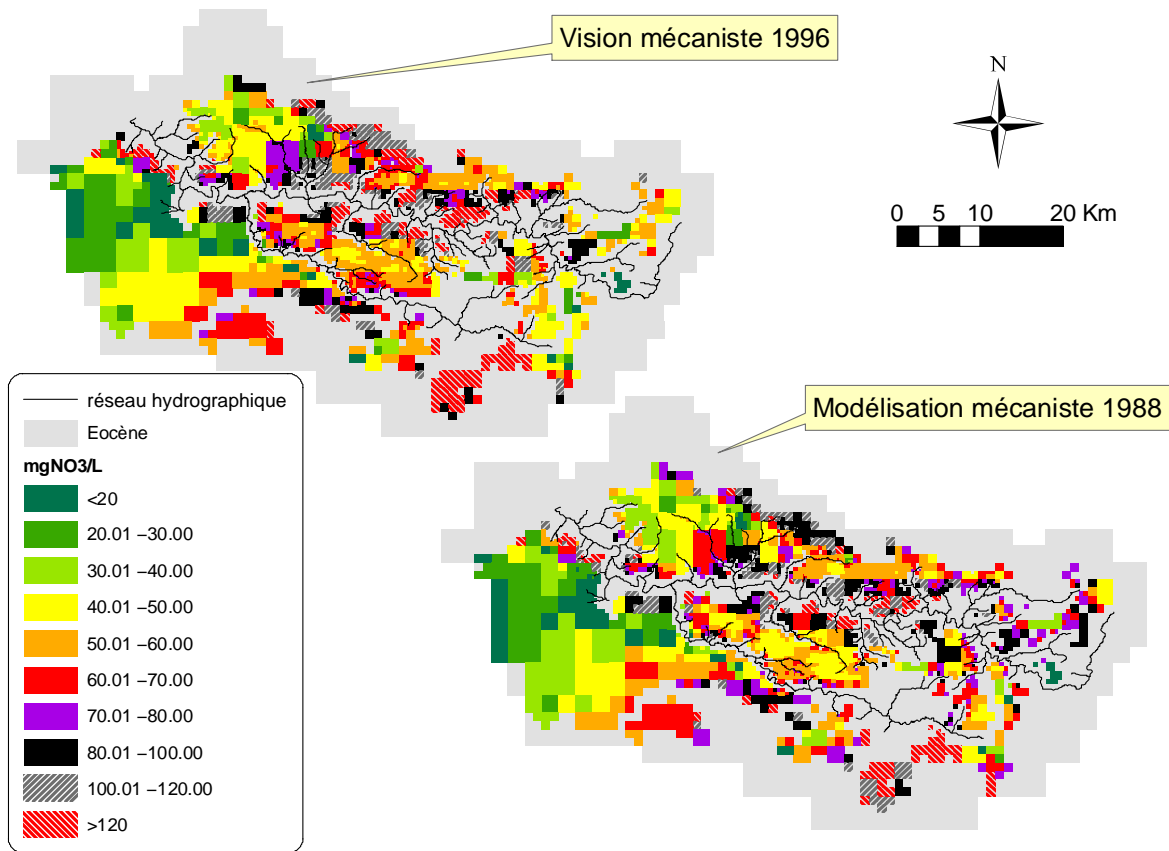


FIG. 10.8: Evolution simulée de la contamination de l'Oligocène entre 1988 et 1996.

La Figure 10.8 présente l'évolution de la contamination en nitrates de l'Oligocène sur la période 1988-1996. Mise à part la partie sud ouest, où les concentrations en nitrates sont assez stables, le modèle simule une augmentation générale des nitrates de l'ordre d'une classe (c'est à dire de $10 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). Cette augmentation d'environ $1 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ est cohérente avec les observations de Mélarchez (Figure 10.7). Le comportement du modèle est tout à fait cohérent avec celui de la période précédente et on n'observe pas de sur-concentrations extravagantes, sauf dans les cellules peu épaisses de limite de couche, déjà mentionnées dans la section précédente.

10.6.2 Contamination estimée de l'Eocène en 1996

Comme il se doit, l'Eocène réagit plus lentement que l'Oligocène (Figure 10.9). Dans sa partie captive, du fait des écoulements très lents, les concentrations sont assez stables, et ne présentent pas d'accroissement notable, sauf dans la partie centrale du bassin. Dans ce secteur, situé entre l'Aubetin et le Grand Morin, les teneurs en nitrates deviennent supérieures à $30 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. L'évolution la plus notable, et sujette à caution, est le fort accroissement des teneurs en nitrates de la partie sud-est du bassin. Il semble que les flux d'azote infiltrés soient sur-estimés dans ce secteur. La frange est, qui d'après la simulation de 1988, pouvait présenter

le même problème, semble bien se comporter. Dans cette zone, les teneurs sont, certes fortes, mais stables du fait du court temps de résidence de l'eau. La concentration de l'eau des aquifères est alors celle de l'eau d'infiltration, supérieure à $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

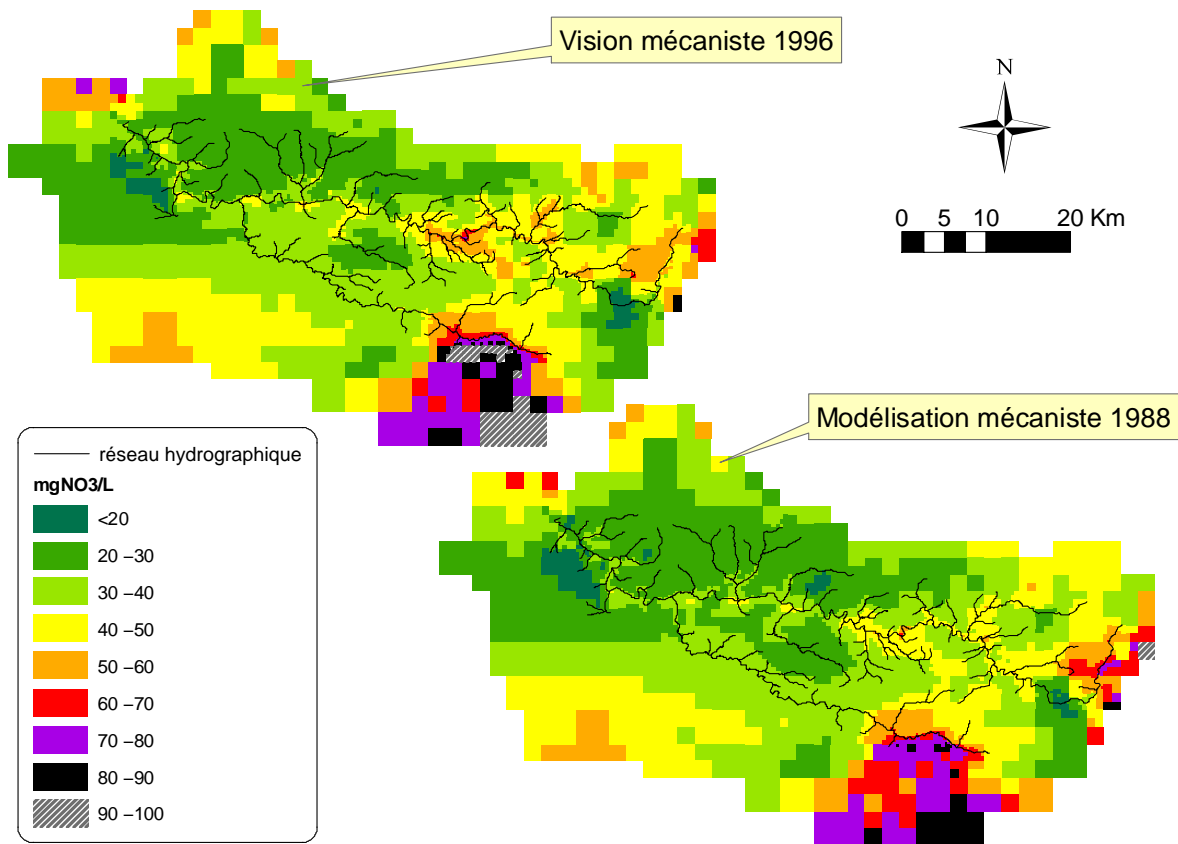


FIG. 10.9: Evolution simulée de la contamination de l'Eocène entre 1988 et 1996.

Un autre point important est l'augmentation des teneurs en nitrates au niveau du corridor fluvial du Grand Morin, où les apports en nitrates sont très forts (Figure 10.2). Dans ce corridor, à l'est du bassin, le modèle simule une augmentation générale d'une classe des teneurs en nitrate (c'est à dire de $10 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$). Ces teneurs dépassent alors la norme de potabilité de $50 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

10.7 Bilan d'azote en aquifère

10.7.1 Fractionnement des flux d'azote

CAWAQS permet de calculer des bilans d'azote à l'échelle du bassin. Les termes du bilan en eau sont présentés dans l'équation 7.1 p.102. La Figure 10.10 illustre le bilan d'azote sur l'ensemble du domaine modélisé pour la période 1977-1996.

Il apparaît qu'environ $\frac{1}{3}$ du flux de nitrates exporté de la zone racinaire est stocké dans les aquifères, alors que les $\frac{2}{3}$ restant sont exportés par le réseau hydrographique. Il est intéressant de noter qu'environ la moitié du flux d'azote exporté par les rivières provient de phénomènes

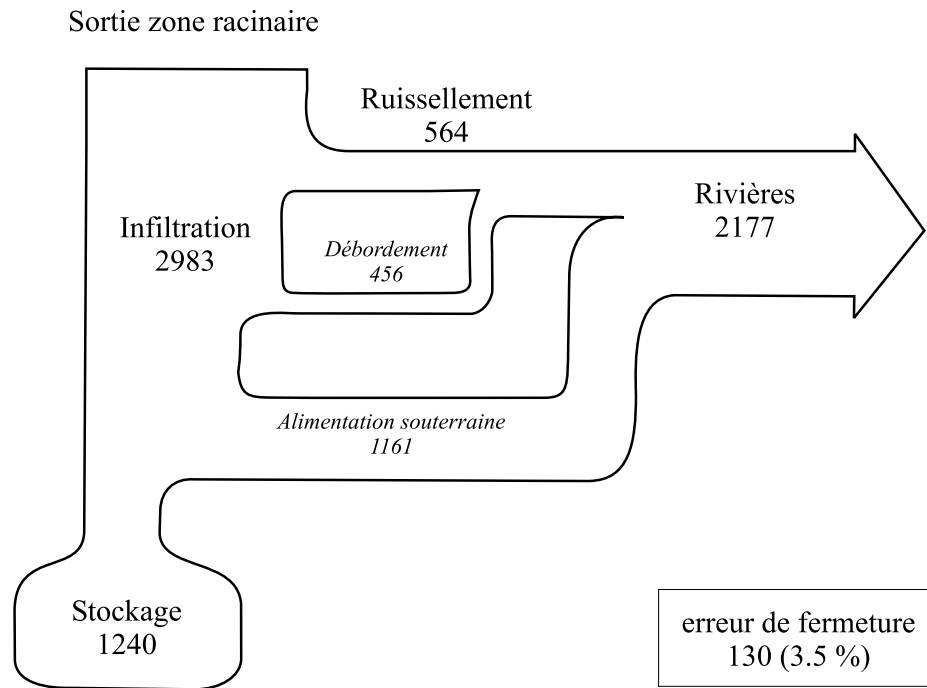


FIG. 10.10: Bilan d'azote sur l'ensemble du domaine pour la période 1977-1996.

surfaiques. En effet un $\frac{1}{4}$ provient du ruissellement de surface et encore $\frac{1}{4}$ des débordements de nappes. Les incertitudes liées à ces termes peuvent être reliées aux processus suivants :

- le flux ruissellé est chargé à la concentration racinaire calculée par STICS. Cette approximation pourrait avoir pour conséquence de sous-estimer le flux si l'évènement pluvieux a lieu juste après l'épandage des fertilisants agricoles. Par contre, si l'évènement pluvieux a lieu alors que les fertilisants ont été épandus depuis longtemps, la teneur en nitrate de la lame d'eau modélisée a de fortes chances d'être sur-estimée ;
- le flux de débordement des aquifères caractérise le fait que les sols sont gorgés d'eau, et donc que des sources temporaires peuvent apparaitre. Les sols étant chargés en matière organique, il y a de fortes chances pour qu'une activité bactérienne dénitrifiante contribue à réduire la teneur en nitrates des eaux de débordement. Par contre ce potentiel de dénitrification est réduit si des drains interceptent les flux de débordement.

Le bilan propose une quantification des flux d'azote transitant dans des zones différentes du bassin. Cela permet donc d'appréhender plus facilement les quantités d'azote qui pourraient potentiellement être dénitrifiées dans certaines zones particulières du bassin, et notamment dans les zones humides localisées sur les plateaux du Grand Morin.

10.7.2 Fonctionnement des aquifères

A la section précédente, nous avons caractérisé les chemins d'écoulements de l'eau et les quantités de nitrates associées. Dans cette section, le comportement moyen des deux formations, Oligocène et Eocène, est caractérisé sur la période 1977-1996 (Figure 10.11). Nous avons calculé une augmentation moyenne de la concentration en nitrate de chaque aquifère par la

relation :

$$\Delta C = \frac{\Delta M - \Delta V C_i}{V_i + \Delta V} \quad (10.1)$$

où Δ correspond à la différence entre l'état final et l'état initial, M, la masse, C, la concentration, et V, le volume.

Les concentrations initiales de chaque couche correspondent à la valeur moyenne des observations (Tableaux 9.2 et 9.3, p.125). Les volumes d'eau de chaque couche ont été estimés grâce aux simulations réalisées lors de l'analyse hydrologique du bassin (partie III). On obtient en 1977 un volume de 1 472 Mm³ pour l'Oligocène, et de 33 340 Mm³ pour l'Eocène. Ces estimations sont faites en prenant la porosité de 15 %, définie dans le modèle. Finalement les augmentations moyennes de concentration sont estimées à 0.21 mgN.L⁻¹.an⁻¹ (0.92 mgNO₃.L⁻¹.an⁻¹) pour l'Oligocène, et à 0.085 mgN.L⁻¹.an⁻¹ (0.38 mgNO₃.L⁻¹.an⁻¹) pour l'Eocène. On peut faire trois remarques :

- ces augmentations, en moyenne de 0.09 mgN.L⁻¹.an⁻¹ (4 mgNO₃.L⁻¹.an⁻¹) pour l'ensemble du Grand Morin, sont cohérentes avec l'estimation moyenne obtenue par Gomez (2002) ;
- elles sont inférieures à celles estimées, lors de l'analyse des données (0.14 mgN.L⁻¹.an⁻¹, soit 0.64 mgNO₃.L⁻¹.an⁻¹, chapitre 9.3.4), pour l'Eocène. Par contre, pour l'Oligocène, elles sont beaucoup plus réalistes, puisque l'analyse des données, indiquait une diminution des teneurs entre 1977 et 1988 ;
- elles sont à pondérer par une forte hétérogénéité spatiale. En effet, pour les deux formations, tout le secteur sud-ouest a des concentrations qui évoluent lentement. Par contre, dans le secteur est, où les couches sont beaucoup moins épaisses, les concentrations augmentent beaucoup plus vite. Ces disparités illustrent bien l'effet tampon joué par les aquifères. Cet effet tampon reste limité par le stock d'eau initial. De plus les taux de contamination des aquifères captifs est relativement important (environ 30 mgNO₃.L⁻¹).

Le modèle prédit que 40 % du flux d'azote infiltré est stocké dans les aquifères. L'Oligocène stocke 10% du flux infiltré à sa surface, alors que l'Eocène stocke 37 % du flux total d'azote. L'Eocène joue donc un rôle majeur en terme de stockage. Par contre, l'Oligocène a des eaux plus chargées en nitrates (48.7 mgNO₃.L⁻¹ en moyenne, ce qui est proche de la norme de potabilité fixée à 50 mgNO₃.L⁻¹) que l'Eocène (39.4 mgNO₃.L⁻¹). Cela se concrétise par une contribution de l'Oligocène de 25 % des flux exportés par les cours d'eau. Finalement, 60 % du flux d'azote infiltré est, en moyenne, exporté par le réseau hydrographique.

10.8 Conclusions

Le dialogue entre la vision géostatistique et la vision issue d'une modélisation mécaniste est très riche d'enseignements. Les deux approches sont tout à fait complémentaires, puisque la vision géostatistique permet d'initialiser le modèle, et de s'assurer des résultats fournis par ce dernier. Par ailleurs la modélisation déterministe se sert des données travaillées par krigeage, mais elle permet aussi de critiquer cette vision, certes basée sur la structure spatiale des données, mais plus statique.

L'utilisation conjointe de ces deux techniques sophistiquées permet ensuite, par le biais de la modélisation déterministe, d'établir des bilans de matière sur le bassin versant, et de caractériser plus finement les chemins d'écoulement ainsi que les flux de matière associés.

Concernant la contamination en nitrate du Grand Morin, on retiendra :

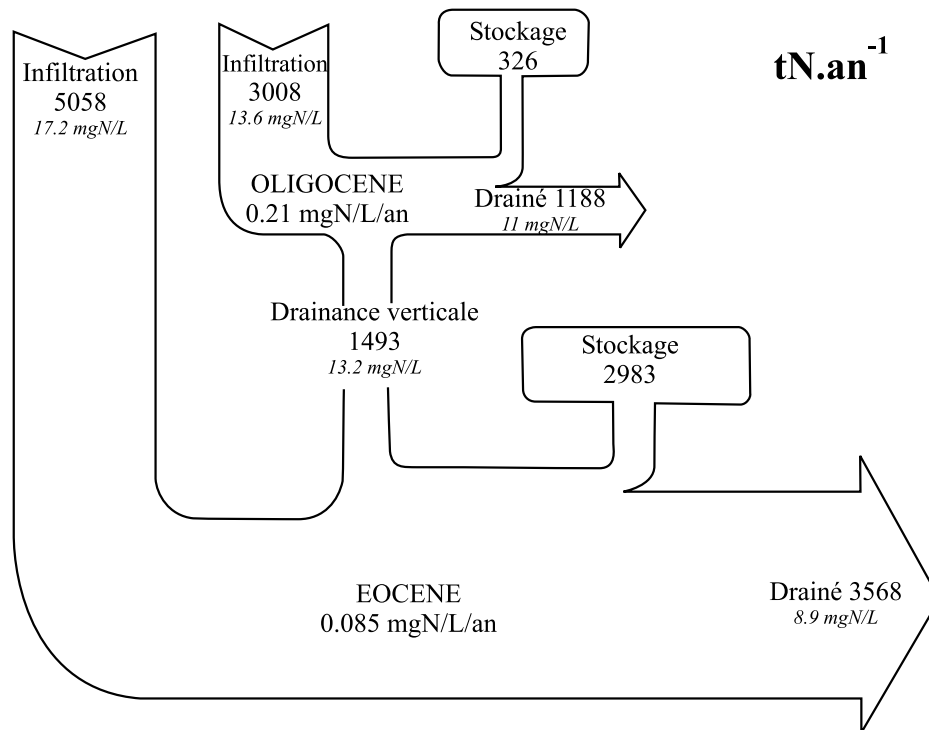


FIG. 10.11: Comportement moyen de l'Oligocène et de l'Eocène, sur la période 1977-1996. Les flux d'azote sont indiqués en tN.an⁻¹. La concentration moyenne associée aux flux est indiquée, ainsi que l'augmentation moyenne des teneurs de chaque formation. Rq : 1 mgN ~ 4.43 mgNO₃.

1. de forts apports liés aux pratiques agricoles. Ces apports sont, sur la période 1971-1999, en moyenne de 4 000 kgN.km⁻².an⁻¹ ;
2. $\frac{1}{3}$ du flux percolé de la zone racinaire vers les aquifères est stocké dans les aquifères. L'essentiel de la matière stockée se concentre dans l'Eocène (90 %, contre 10 % pour l'Oligocène). Les $\frac{2}{3}$ restant sont exportés dans le réseau hydrographique ;
3. le modèle simule une partition respective du flux racinaire de 25, 25 et 50 % pour le ruissellement, les débordements de nappes et l'alimentation souterraine des cours d'eau (soutien d'étiage). Cependant, les flux ruisselés sont estimés avec une incertitude élevée. Quant aux flux de débordements, ils pourraient être en partie dénitrifiés ;
4. une forte contamination de l'Oligocène avec une teneur moyenne avoisinant 50 mgNO₃.L⁻¹ en 1996. L'augmentation moyenne de la concentration en nitrates de cet aquifère est de 0.92 mgNO₃.L⁻¹.an⁻¹. L'Eocène présente aussi un état de contamination non négligeable. L'augmentation moyenne de la concentration en nitrates est de 0.38 mgNO₃.L⁻¹ pour cette formation. Pour l'ensemble des aquifères du Grand Morin, l'augmentation moyenne de la concentration en nitrates est de 0.4 mgNO₃.L⁻¹ ;
5. une forte hétérogénéité des contaminations avec, globalement, une sectorisation est - ouest. A l'est, le bassin est très contaminé du fait de la réaction rapide aux pollutions de l'aquifère peu profond. A l'ouest, l'inertie du système est plus grande et les concentrations, qui évoluent moins vite, sont moins élevées.

Cinquième partie

Transfert et transformations de l'azote en rivière

Chapitre 11

Transferts et transformations dans les cours d'eau : rôle du périphyton

11.1 Le contexte

Dans la partie précédente (partie IV), nous avons caractérisé l'état de la pollution en nitrate des aquifères du Grand Morin. Cette pollution diffuse va ensuite transiter dans le réseau hydrographique avant d'atteindre l'exutoire du bassin. Le chevelu hydrographique du Grand Morin est constitué de petits cours d'eau (inférieurs à 5 suivant l'ordination de Strahler). Les petites rivières amont se caractérisent par de nombreux secteurs où les écoulements sont quasiment naturels. Les hauteurs d'eau, contrairement aux secteurs aval, y sont faibles. Les processus benthiques sont alors prédominants dans les cycles biogéochimiques. Notamment, un compartiment biologique benthique, le périphyton, qui est à l'interface entre la colonne d'eau et les sédiments, semble prédominant dans les processus intervenant dans les cours d'eau à faible hauteur d'eau (Teissier et al., 1999). Il est aussi apparu que les biofilms, benthiques ou non, étaient le siège d'une intense activité de nitrification (Williamson et Cooke, 1985; Hamilton et al., 2001). Les biofilms jouent aussi un rôle important dans le cycle de la matière organique (Romaní et Sabater, 1999; Romaní et Sabater, 2000; Fischer et Pusch, 2001). Selon Vanrolleghem et al. (2001), pour ce type de rivières, une modélisation ne prenant en compte que les biofilms benthiques peut être tout à fait satisfaisante.

Le périphyton a donc été étudié sur les 40 km aval du Grand Morin (Figure 11.1) (Flipo, 2001). Ce suivi expérimental a permis de concevoir un modèle de fonctionnement du périphyton en milieu naturel et de dresser des bilans de matière à l'échelle d'un tronçon de rivière (Flipo et al., 2004). Les résultats de cette première validation du modèle de périphyton implanté dans PROSE sont consultables en annexe E (p.227). Dans ce chapitre, nous allons étudier l'impact du périphyton sur le cycle de l'azote, sur la base des expériences menées en 2001, et du modèle de périphyton.

11.2 Définition du périphyton

Le périphyton est un terme générique pour désigner les biofilms, benthiques ou non, en rivière.

Ramade (1998) définit le périphyton comme étant un ensemble "*d'organismes aquatiques tant autotrophes (diatomées, par exemple) qu'hétérotrophes (protistes, petits invertébrés) vivant*

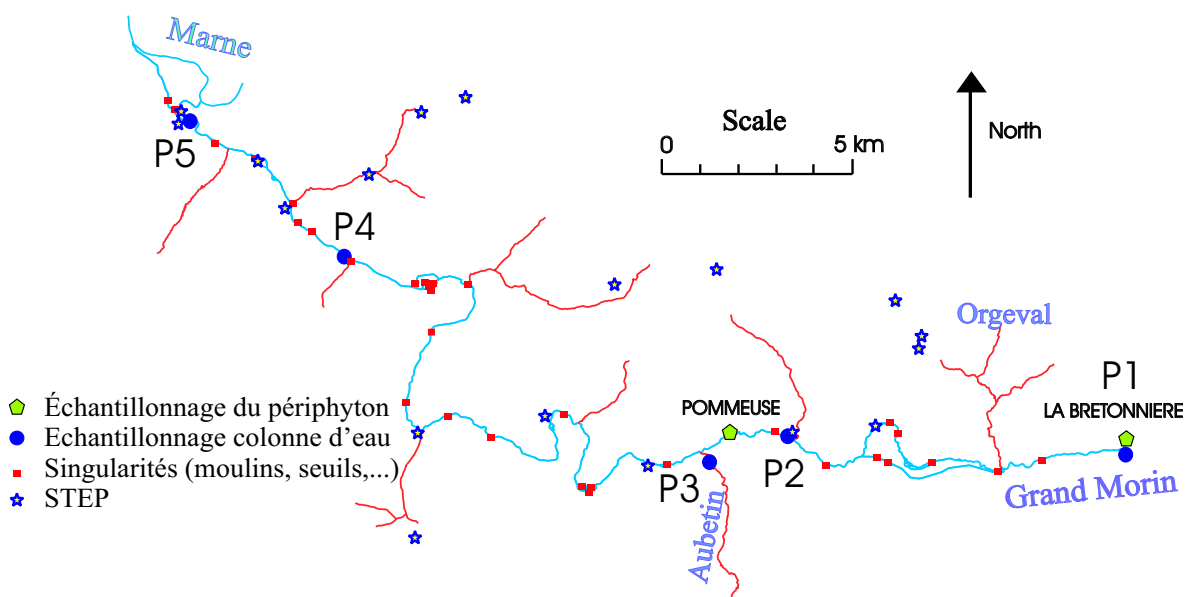


FIG. 11.1: Carte des ouvrages hydrauliques, STEP et points de prélèvements des 40 km aval du Grand Morin.

fixés à la surface des substrats immergés, qu'ils soient minéraux (roches lisses) ou biologiques (plantes aquatiques ou amphibiés)".

Wetzel (1983) va plus loin dans sa définition puisqu'il intègre dans cet ensemble la matière détritique et sédimentaire. Pour lui, le périphyton est "*une communauté complexe de microbiota (algues, bactéries, champignons, animaux, détritiques organiques et inorganiques) qui est attachée au substrat qu'il soit organique ou inorganique, vivant ou inerte*".

Différentes terminologies désignent ces communautés (biofilms, biodermes et périphyton au sens large) en fonction du substrat qu'elles colonisent. On distingue ainsi principalement (Lock, 1993) :

- l'épilithon sur substrat dur ;
- l'épipélon sur sédiments fins ;
- l'épiphyton autour de plantes (macrophytes) ;
- l'épixylon autour du bois ;
- l'épipsammon à l'intérieur de sédiments meubles.

11.3 Les campagnes de terrain

Sur le Grand Morin, le biofilm échantillonné (Flipo, 2001) est l'épilithon (Figure 11.2) . L'épilithon est plus propice à l'échantillonnage, de collecte plus aisée, et il présente une richesse d'espèces supérieure à tous les autres types de biofilm (Cazaubon et al., 1995). De plus une grande partie du lit du Grand Morin est recouverte par ce type de biofilm. Pour simplifier la terminologie, nous emploierons le terme générique de périphyton dans la suite de ce chapitre.



FIG. 11.2: Deux vues différentes du même échantillon de périphyton prélevé à Pommeuse le 16/07/2001. Fort taux de recouvrement de ce caillou de 170 cm^2 .

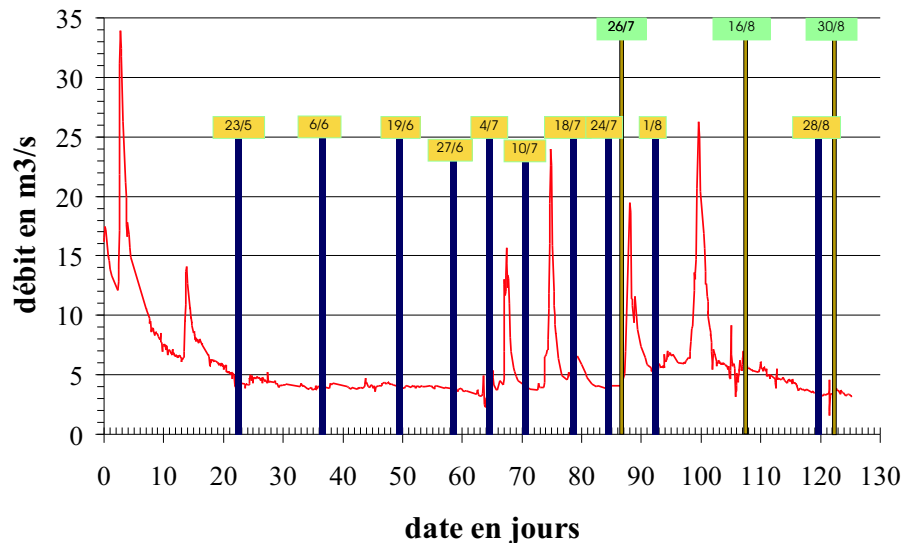


FIG. 11.3: Hydrogramme à Pommeuse (le 0 est le 1^{er} mai 2001.) et dates d'échantillonnage. Barres noires (10) : échantillonnage de la colonne d'eau ; barres grises (3) : échantillonnage de l'épilithon.

11.3.1 Échantillonnage de la colonne d'eau

Les variables classiques (Tableau 11.1) de la colonne d'eau ont été analysées en cinq sections du Grand Morin (Figure 11.1) : nitrates, ammonium, phosphates, oxygène dissous, chl *a*, matière en suspension (MES). Les phases particulières et dissoutes du carbone organique ont également été échantillonnées (Tusseau-Vuillemin et al., 2003). Durant l'été 2001, dix campagnes de terrain ont permis d'échantillonner cinq points (Figure 11.3).

	P1	P2	P3	P4	P5
T (°C)	14,78 (1,16)	15,88 (1,62)	16,47 (1,68)	17,48 (1,89)	17,76 (1,72)
O2 (mgO ₂ , l ⁻¹)	9,99 (1,38)	9,05 (1,45)	10,34 (1,23)	9,49 (1,75)	9,71 (2,4)
MES (mg, l ⁻¹)	9,15 (6,64)	6,53 (3,29)	5,47 (1,31)	7,56 (4,99)	8,51 (6,52)
NH ₄ (mgN, l ⁻¹)	0,865 (0,69)	0,37 (0,125)	0,685 (1,66)	0,16 (0,05)	0,15 (0,05)
NO ₂ (mgN, l ⁻¹)	0,04 (0,019)	0,062 (0,029)	0,046 (0,021)	0,066 (0,026)	0,063 (0,026)
NO ₃ (mgN, l ⁻¹)	6,8 (0,42)	6,3 (0,48)	7,6 (0,97)	7 (0,67)	7 (1,41)
PO ₄ (mgP, l ⁻¹)	0,14 (0,057)	0,155 (0,069)	0,12 (0,075)	0,135 (0,063)	0,16 (0,057)
Chla (μg, l ⁻¹)	4,81 (2,82)	6,08 (3,57)	6,55 (2,77)	7,54 (3,47)	10,19 (5,63)
COD (mgC, l ⁻¹)	1,75 (0,31)	2,42 (0,44)	2,34 (1,14)	2,44 (0,44)	2,65 (0,69)
COP (mgC, l ⁻¹)	0,28 (0,118)	0,50 (0,147)	0,42 (0,139)	0,43 (0,139)	0,64 (0,440)

T : Température; O₂ : Oxygène dissous; MES : matières en suspension

NH₄ : ammonium; NO₂ : nitrite; NO₃ : nitrate; PO₄ : phosphates; Chla : chlorophyll a
COP : carbone organique particulaire; COD : carbone organique dissous

TAB. 11.1: Valeurs moyennes dans la colonne d'eau, n=10, écart-type entre parenthèses. position des stations Figure 11.1

11.3.2 Les rejets de STEP

11.3.2.1 Les STEP échantillonnées

Sur les 40 km aval du Grand Morin, l'IAURIF recensait, en 2000, 18 stations d'épuration rejetant dans le Grand Morin ou dans ses affluents directs. Une campagne intensive d'échantillonnage (Tusseau-Vuillemin et al., 2000; Tusseau-Vuillemin et le Réveillé, 2001) a permis, en 2000, de caractériser les rejets d'une dizaine de ces installations, qui représentent 70% des rejets domestiques raccordés (Poulin et al., 2002).

Les prélèvements ont été effectués au moyen de préleveurs automatisés et réfrigérés, permettant la conservation des échantillons moyens pendant 24h, en entrée et en sortie des installations. Tous les échantillons ont été filtrés sur place, puis rapportés au laboratoire pour analyse. Les mesures physico-chimiques classiques ont été effectuées : DBO₅, DCO, MES, NH₄, NO₂, NO₃, PO₄, COT, COD, COP; ainsi que le fractionnement biologique sur 45 jours en carbone organique biodégradable et réfractaire, dans les phases dissoute et particulaire (CODB, COPB, CODR, COPR). Sur quelques échantillons, des mesures de carbone organique rapidement biodégradable ont été réalisées (Mouchel et al., 1998).

Les résultats bruts des mesures en sortie des stations d'épuration sont récapitulés dans le Tableau 11.2 qui indique les flux mesurés en sortie des stations.

	Débit $m^3 j^{-1}$	CODB $gC j^{-1}$	COPB $gC j^{-1}$	COPR $gC j^{-1}$	N-NH4 $gN j^{-1}$	N-NO2 $gN j^{-1}$	N-NO3 $gN j^{-1}$	P-PO4 $gP j^{-1}$
Aulnoy	10	78	403	110	320	7	10	8
Pierre Levée	150	457	1531	915	600	76	1125	150
Couilly	2433	8419	163	3820	14598	73	1216	4258
Bouleurs	130	2107	6228	2795	4160	0	1690	416
Guérard	136	627	137	218	150	23	136	422
Mouroux	500	3006	675	1550	15000	15	250	2500
Coul. BA.	1370	11201	0	5069	60280	1370	4110	7535
Coul. BA.	1370	9993	0	3503	35620	2740	4110	4795
Coul. BA.	1370	8821	0	2970	34250	4110	4110	4384
Coul. LB	1400	12092	0	10640	29400	4060	26600	10220
Coul. LB	1400	11051	2353	4367	8400	1456	30800	6580
Coul. LB	1400	8899	6930	3710	8400	1400	30800	6580

TAB. 11.2: Flux mesurés en sortie de station d'épuration et utilisés par le modèle.

	Débit m^3	CODB gC	COPB gC	COPR gC	N-NH4 gN	N-NO2 gN	N-NO3 gN	P-PO4 gP
Moyenne	390	1,7	2,3	1,68	4,8	0,14	1,2	0,66
Ecart-type	260	0,8	4,5	1,9	4,6	0,17	2,2	0,55

TAB. 11.3: Flux spécifiques moyens estimés à partir des mesures, exprimés par e.h. et par jour. (N=15)

Les flux de matière parvenant à la rivière sont fournis essentiellement par les stations de Coulommiers et Couilly (respectivement 25 000 et 15 000 équivalents habitants).

11.3.2.2 Les STEP non échantillonnées

Les flux spécifiques (Tableau 11.3), calculés, pour chaque variable, sur l'ensemble des STEP échantillonnées ont été extrapolés à l'ensemble des STEP non échantillonnées. Pour ce faire, les flux spécifiques sont multipliés par la capacité des stations d'épuration exprimée en équivalent habitant (e.h.).

La matière organique biodégradable particulaire est répartie dans le modèle en deux phases à proportions égales : rapidement biodégradable (< 5 j) et lentement biodégradable (< 45 j). Par contre, la matière organique biodégradable dissoute est considérée comme étant uniquement lentement biodégradable.

11.3.3 Echantillonnage du benthos

11.3.3.1 Le protocole expérimental

Le périphyton a été échantillonné entre mai et fin août 2001 (Figure 11.3) en deux sections : à La Bretonnière et à Pommeuse (Figure 11.1). Du fait des fortes hétérogénéités transversales (Cazaubon et al., 1995; Rolland et al., 1997), les échantillons d'une section ont été prélevés avec un pas transversal de 2 à 3 m. En chaque point de prélèvement, un caillou a été prélevé et le taux de recouvrement du fond de la rivière par le périphyton a été évalué visuellement. Pour un échantillon donné, la face supérieure a été grattée à l'aide d'un couteau et d'une brosse pour récupérer toute la matière présente, y compris les débris végétaux (des feuilles mortes par exemple). Cette matière périphytique a ensuite été dilacérée puis diluée dans un volume d'eau à définir sur place pour que la solution ne soit pas trop concentrée. Finalement, un échantillon de 100 ml a été prélevé. Tous les échantillons prélevés sur le terrain ont aussitôt été placés dans une glacière avant traitement en laboratoire le lendemain, afin de limiter les processus biologiques qui peuvent perdurer après prélèvement. Les surfaces des cailloux ont été relevées sur du papier calque. La surface est ensuite déterminée en laboratoire par pesée du calque décrivant le caillou (surface moyenne de 100 cm^2).

Les échantillons ont ensuite été filtrés sur un filtre Whatman GF/C à $1,2 \mu\text{m}$ pour déterminer : i) par séchage à l'étuve puis grillage au four, la matière sèche sans cendre (AFDM : Ash-free Dry Mass), ii) la chl *a* par extraction dans l'acétone (90 %) suivant (AFNOR, 1999).

11.3.3.2 Les données expérimentales

Les valeurs moyennes des observations sur substrats naturels en conditions naturelles sont : AFDM $< 70 \text{ g.m}^{-2}$ et chl *a* $< 300 \text{ mg.m}^{-2}$ (Améziane et al., 2002; Biggs et Stokseth, 1996). Concernant l'AFDM, une valeur maximale de 330 gAFDM.m^{-2} a cependant été observée sur la Garonne. En aval de Toulouse, la moyenne des observations est de 120 gAFDM.m^{-2} . Ces valeurs se rapprochent des valeurs observées en laboratoire où chl *a* peut atteindre 400 mg.m^{-2} et AFDM 200 g.m^{-2} . Il semble alors que les valeurs d'AFDM obtenues sur le Grand Morin (Tableau 11.4) sans prendre en compte le taux de recouvrement réel du lit soient cohérentes avec ces différentes observations. Par contre les valeurs de chl *a* sont beaucoup plus élevées avec une moyenne de 1.3 g.m^{-2} sur l'ensemble des mesures (44 échantillons). Une explication pourrait résider dans le fait que le Grand Morin est un milieu riche en nutriments

TAB. 11.4: Données expérimentales de Périphyton (juillet-août 2001).

	B26/7	B16/8	B30/8	P26/7	P16/8	P30/8
RP min	22,3	17,5	25,4	29,9	38,4	26,1
RP max	37,0	30,8	44,2	44,0	54,2	38,9
$AFDM_{subs}g.m^{-2}$	105,6	67,3	67,7	207,5	141,2	157,6
$AFDM_{inf}g.m^{-2}$	20,2	12,8	16,3	48,9	57,1	55,5
$AFDM_{sup}g.m^{-2}$	35,8	21,4	28,1	85,9	82,4	82,6
$chla_{subs}mg.m^{-2}$	460,2	487,7	578,2	2141,8	1078,2	1891,5
$chla_{inf}mg.m^{-2}$	89,4	92,7	201,8	680,5	473,8	609,6
$chla_{sup}mg.m^{-2}$	161,9	152,6	359,8	1017,7	665,6	896,5
AI	261,7	139	132,6	112,3	123,2	77,9
$h_{moy}cm$	55,4	56,7	54,8	27,4	28	17,3

B : La Bretonnière ; P : Pommeuse following by day of sampling

RP : taux de recouvrement

AFDM et *chla* :

1. *subs* : valeur moyenne de tous les échantillons d'une section

2. *inf*, *sup* : moyennes pondérées par les taux de recouvrement *min* et *max*

AI : index d'autotrophie

h_{moy} : hauteur d'eau moyenne

où les hauteurs peuvent être très faibles, ce qui pourrait favoriser la croissance périphytique notablement.

Par ailleurs, l'index d'autotrophie (AI correspondant au rapport AFDM/chl *a*) moyen de 141,96 montre que le périphyton du Grand Morin est plutôt en équilibre entre organismes autotrophes et hétérotrophes ($100 < AI < 400$) (Améziane, 2000).

Finalement, la notion de taux de recouvrement est fondamentale pour estimer correctement les biomasses en place sur une section entière de rivière où le recouvrement n'est pas de 100% (cas d'un hydrosystème peu profond comme la Garonne). Ainsi, les moyennes pondérées par ce taux de recouvrement, estimé visuellement, sont directement comparables avec des sorties de modélisation monodimensionnelle.

11.4 Elaboration du schéma conceptuel du périphyton

Les schémas conceptuels de biofilm se divisent en deux grands types : les modèles stochastiques (Picioreanu et al., 1998b; Picioreanu et al., 1998a; Pizarro et al., 2001) et les modèles à base physique. Les premiers sont adaptés à une échelle microscopique alors que les seconds sont plus adaptés à des échelles macroscopiques (Wimpenny, 1999). De nombreux modèles physiques existent déjà, mais, excepté le modèle RWQM1 (Reichert, 2001; Reichert et al., 2001) dont le modèle de biofilm est issu d'Aquasim (Wanner et Reichert, 1996), ils sont tous focalisés sur le biofilm lui-même et non pas sur le rôle du biofilm dans l'écosystème. Il existe, par exemple, un modèle dédié au phosphore (Buzzelli et al., 2000), un autre dédié à l'azote (DeAngelis et al., 1995) ou encore un axé sur les dynamiques des producteurs primaires, des nutriments et des brouteurs dans le biofilm (McIntire, 1973). Un premier essai de spatialisation verticale a été réalisé par Asaeda et Son (2000). Bien que les résultats, en terme de producteurs primaires, soient assez satisfaisants (Asaeda et Son, 2001), la finesse de la description des phénomènes n'est pas adaptée à une généralisation à l'échelle de la rivière.

Par ailleurs, le périphyton a un impact sur les petites rivières non seulement par leur forte biomasse carbonée (Biggs et Stokseth, 1996; Améziane, 2000) mais aussi par le stock de bactéries nitrifiantes et hétérotrophes qu'il contient. Dans un modèle de périphyton, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble de ces communautés biologiques. Le schéma conceptuel du modèle de périphyton que nous avons élaboré se fonde sur le modèle RIVE modifié.

Comme nous l'avons vu au paragraphe 5.3.7 (p.63), la rivière est divisée en trois compartiments : la colonne d'eau, les sédiments et le périphyton (Flipo et al., 2004).

Toutes les variables du modèle RIVE sont représentées dans chacun des trois compartiments et les processus restent les mêmes au sein de chaque compartiment (Figure 5.11, p.64). C'est à dire que la modélisation du comportement des variables est la même dans chaque compartiment et suit les équations présentées en annexe A (p.197).

Par contre, chaque variable est définie comme étant spécifique à la colonne d'eau ou au benthos. Le comportement de chaque variable est donc fonction du compartiment d'où elle est originaire. Par exemple, les producteurs primaires originaires du benthos (algues fixées) subissent une forte photoinhibition lorsqu'ils se détachent dans la colonne d'eau. Alors que lorsqu'ils sont attachés, ces mêmes producteurs suivent une loi de photosynthèse de type saturation. En ce qui concerne les bactéries, Fischer et Pusch (2001) ont observé que les bactéries sont plus petites dans la zone pélagique que dans les sédiments. Dans le modèle de biofilm, on distingue les cinétiques des bactéries hétérotrophes ou nitrifiantes en fonction de leur origine : colonne d'eau, sédiment ou périphyton.

Les échanges entre le benthos et la colonne d'eau concernent à la fois les phases dissoutes et particulaires. Les processus mis en jeu peuvent être différents suivant les compartiments étudiés (sédiments ou périphyton). Ces échanges ont été décrits au paragraphe 5.3.8 (p.64).

11.5 Description des simulations

Trois simulations ont été réalisées (Tableau 11.5) afin d'évaluer plus précisément l'impact du périphyton sur la qualité des eaux. Les simulations concernent la période 22 mai (jour 22) - 1er septembre (jour 124) 2001.

Nom	Description du compartiment périphyton	Conditions limites répartition de la chl <i>a</i>	Modification des paramètres des producteurs primaires
Référence	Mêmes variables que dans la colonne d'eau	60% algues détachées 30% chlorophycées 10% diatomées	non
Simul_NB	Pas de bactéries nitrifiantes toutes les autres variables	60% algues détachées 30% chlorophycées 10% diatomées	non
Simul_NP	pas de périphyton	aucunes algues détachées 60% chlorophycées 40% diatomées	oui

TAB. 11.5: Description des simulations. Paramètres des producteurs primaires dans le Tableau 11.6

Le débit amont correspond au débit mesuré à Pommeuse, auquel s'applique la relation : $\frac{Q_{affluent}}{Q_{ref}} = \left(\frac{S_{affluent}}{S_{ref}}\right)^\alpha$, où S est la surface du bassin versant et $\alpha = 1,4$. Il en est de même

pour les affluents.

Les conditions biogéochimiques sont celles observées à La Bretonnière (amont du domaine) et pour les affluents, celles mesurées en aval du principal affluent, l'Aubetin (voir les points P1 et P3 Figure 11.1), durant l'été 2001. Les effluents des STEP sont définis à l'aide des mesures réalisées durant l'été 2000.

Le modèle RIVE¹ comprend un grand nombre de variables et de paramètres. La majorité des paramètres a été déterminée grâce à des expériences préalables. Pour les paramètres des espèces relatives à la colonne d'eau, nous avons utilisé les valeurs déterminées dans le cadre du PIREN SEINE (Garnier et al., 1995; Garnier et al., 2000). Les paramètres des producteurs primaires sont définis dans le Tableau 11.6, et ceux des bactéries dans le Tableau 11.7

		WC	WC (simul_NP)	Sédiments	Périphyton
chlorophycées	$P_{max} (h^{-1})$	0.5	0.33	×	×
	$\alpha ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0012	0.0012	×	×
	$\beta ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	×	×	×	×
diatomées	$P_{max} (h^{-1})$	0.25	0.167	×	×
	$\alpha ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0012	0.0012	×	×
	$\beta ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	×	×	×	×
algues benthiques	$P_{max} (h^{-1})$	0.0565	×	×	0.0565
	$\alpha ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0001225	×	×	0.0001225
	$\beta ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0001	×	×	×
η_{const}	(m^{-1})	1.0	×	×	0.95
η_{chla}	$(m^{-1} \cdot (\mu g \cdot L^{-1})^{-1})$	0.04	×	×	0,00016
η_{sm}	$(m^{-1} \cdot (mg \cdot L^{-1})^{-1})$	0.02	×	×	0,00008

TAB. 11.6: Paramètres de la relation photosynthèse-irradiance ($P(z) = P_{max}(1 - e^{-\frac{\alpha I(z)}{P_{max}}})e^{-\frac{\beta I(z)}{P_{max}}}$) des producteurs primaires dans la colonne d'eau (WC), les espèces benthiques correspondent aux algues en dérive dans la colonne d'eau.

		Colonne d'eau	Sédiments	Périphyton
NB	$\mu_{max} (h^{-1})$	0.045	0.045	0.045
	$K_{NH4} (mgNL^{-1})$	1.12	1.12	1.1
	$K_{O2} (mgO_2L^{-1})$	1.1	1.1	0.5
	$B_{max} (mgCL^{-1})$	×	×	0.8
HB colonne d'eau	$\mu_{max} (h^{-1})$	0.04 0.15	0.04 0.15	0.04 0.15
	$K_{subs} mgCL^{-1}$	0.1 0.1	0.1 0.1	0.1 0.1
	$K_{O2} (mgO_2l^{-1})$	0.5 0.5	0.5 0.5	0.5 0.5
HB benthos	$\mu_{max} (h^{-1})$	0.02	0.02	0.02
	$K_{subs} mgCL^{-1}$	0.1	0.1	0.1
	$K_{O2} (mgO_2L^{-1})$	0.5	0.5	0.5

NB : Bactéries nitrifiantes ; HB : Bactéries hétérotrophes (autochtone | allochtone)

TAB. 11.7: Paramètres des activités bactériennes

¹Cf. Annexe A, p.197.

D'autres paramètres ont été calés. Ainsi, le coefficient de diffusion moléculaire entre le benthos et les sédiments, E_s^2 , est trois fois plus élevé pour le périphyton que pour la colonne d'eau. Pour toutes les espèces dissoutes dans les sédiments, le coefficient de diffusion turbulente vaut : $E_s = 0.0015$. Concernant les pertes permanentes du périphyton, DeAngelis et al. (1995), Dent et Henry (1999), indiquent un taux de 0.01 j^{-1} . Le taux de rétention du périphyton a été calé à 0,8. Le taux d'arrachage suit la loi (Figure 5.14 p.69) déterminée à partir des hydrogrammes de crues du Grand Morin des étés 2000 et 2001 et de la démarche proposée au paragraphe 5.3.8. Aucun ajustement supplémentaire n'a été réalisé. Seul le coefficient d'arrachage k_i a été fixé à 0.3 pour les producteurs primaires attachés et à 1 pour toutes les autres variables.

En ce qui concerne l'initialisation, les concentrations, en toute maille de calcul, ont été calculées en propageant la condition limite amont, observée le 22 mai, diluée par les affluents.

Pour le compartiment périphytique, seuls les producteurs primaires, bactéries hétérotrophes et nitrifiantes sont respectivement initialisés à 1 gC.m^{-2} , 20 mgC.m^{-2} et 40 mgC.m^{-2} . La valeur initiale de ces variables dépend, en chaque section, de la hauteur d'eau h de la façon suivante :

Supposons B_0 la valeur théorique initiale et $B_i(h)$ la valeur initiale, fonction de la hauteur d'eau.

- Si $h < 0.8 \text{ m}$ alors $B_i(h) = B_0$
- Si $0.8 < h < 2 \text{ m}$ alors $B_i(h)$ varie linéairement entre B_0 et 0
- If $h > 2 \text{ m}$ alors $B_i(h) = 0$.

Après cette préinitialisation de la colonne d'eau et du benthos, une simulation permanente (caractéristique de l'étiage) est effectuée pendant dix jours. Les résultats de cette simulation correspondent à l'état initial de chaque simulation.

11.6 Résultats des simulations

Les campagnes de terrain mettent en lumière un puits d'ammonium, dont on peut préciser les caractéristiques en estimant l'importance relative du périphyton dans les transformations de l'azote en rivière. Pour plus de détails sur la validation du cycle du carbone, on se reportera à Flipo et al. (2004) en annexe E (p.227). Nous présentons, pour les trois simulations définies dans le Tableau 11.5, les résultats concernant la modélisation de l'ammonium et des nitrates dans la colonne d'eau.

11.6.1 L'ammonium

La simulation de référence (cf. Tableau 11.5), qui prend en compte toutes les composantes du périphyton, reproduit correctement les profils longitudinaux d'ammonium (Figure 11.4). Notamment les fortes consommations d'ammonium (par exemple les 4 et 26 juillet), localisées en amont du secteur modélisé, sont parfaitement reproduites par le modèle. Ces fortes décroissances sont observables dans la moitié des campagnes d'échantillonnage. Ces consommations d'ammonium en amont du secteur échantillonné sont remarquables. Par exemple, en Seine, à l'aval de la STEP de Seine Aval³ la consommation de l'ammonium se fait sur 130 km (Billen et al., 1998) entre la STEP et Poses. Cette consommation est d'environ 4 mgN.L^{-1} , soit $30 \text{ mgN.m}^{-3}.\text{km}^{-1}$. Il apparaît donc que les processus mis en jeu sur les 10 km amont du Grand

²Cf. §5.3.8.1, p.66.

³8 million d'équivalent habitants.

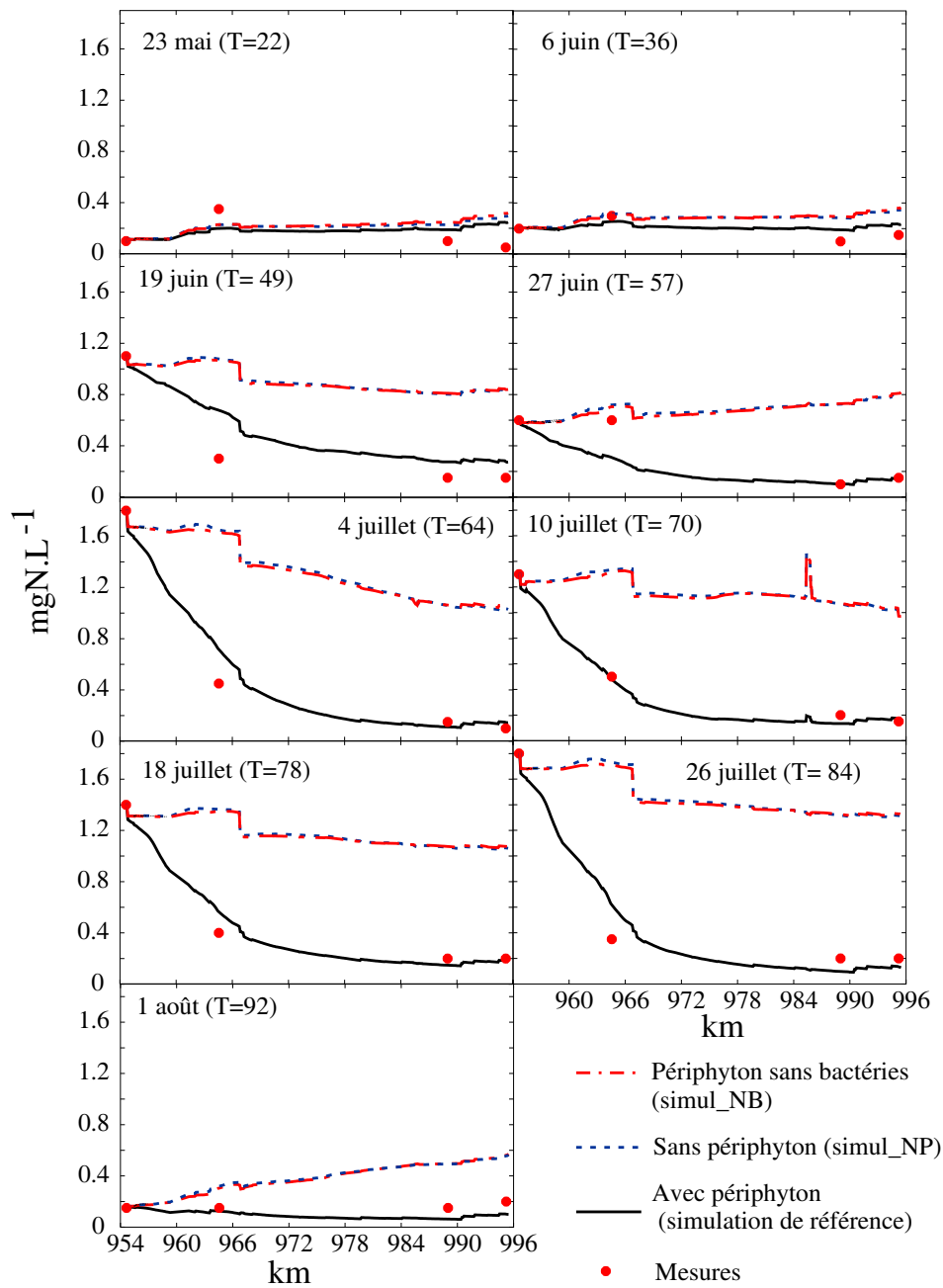


FIG. 11.4: Profils en long d'ammonium simulés confrontés aux observations. Les trois simulations sont présentées.

Morin sont extrêmement intenses et d'un ordre de grandeur plus élevé : $140 \text{ mgN.m}^{-3}.\text{km}^{-1}$ (consommation observée de 1.4 mgN.L^{-1} sur 10 kilomètres les 4 et 26 juillet 2001).

Le 4 juillet, la décroissance en ammonium atteint 1.4 mgN.L^{-1} sur les 10 kilomètres amont du domaine modélisé. Cette décroissance n'est pas due à un effet de dilution car les conditions hydrauliques étaient stables le 4 juillet (cf. Figure 11.3). Cette décroissance est liée à la croissance des producteurs primaires et à l'activité des bactéries nitrifiantes. La Figure 11.4

montre que seule l'activité du périphyton permet d'expliquer ces décroissances (cf. simulation de référence). La simulation sans périphyton montre que la consommation en ammonium du plancton (phytoplancton et bactéries de la colonne d'eau) est négligeable (cf. simul_NP). Il en est de même pour la seule croissance des producteurs primaires benthiques (cf. simul_NB). Il découle de ces simulations que seule l'action des bactéries nitrifiantes, présentes dans le périphyton, est susceptible d'expliquer la forte décroissance des profils en ammonium. Les autres processus, comme la croissance des producteurs primaires, ou la consommation par les bactéries dénitrifiantes de la colonne d'eau⁴, sont négligeables.

Le modèle permet de reproduire les fortes décroissances d'ammonium observées sur les profils en long. Le modèle reproduit également bien les situations où les concentrations en ammonium sont plus faibles. Lorsque les teneurs amont sont de 0.15 mgN.L^{-1} , les bactéries nitrifiantes sont limitées par les faibles teneurs en ammonium, ce qui explique la faible évolution amont aval des concentrations en ammonium.

11.6.2 Les nitrates

La forte nitrification de l'ammonium a pour conséquence d'enrichir notablement les eaux en nitrates (Figure 11.5). Concernant les nitrates, les simulations sans périphyton (cf. simul_NP) et les simulations avec périphyton, mais sans bactéries (cf. simul_NB), ne présentent pas de différences notables. On admet que la simulation sans périphyton est représentative de ces deux simulations (NP et NB).

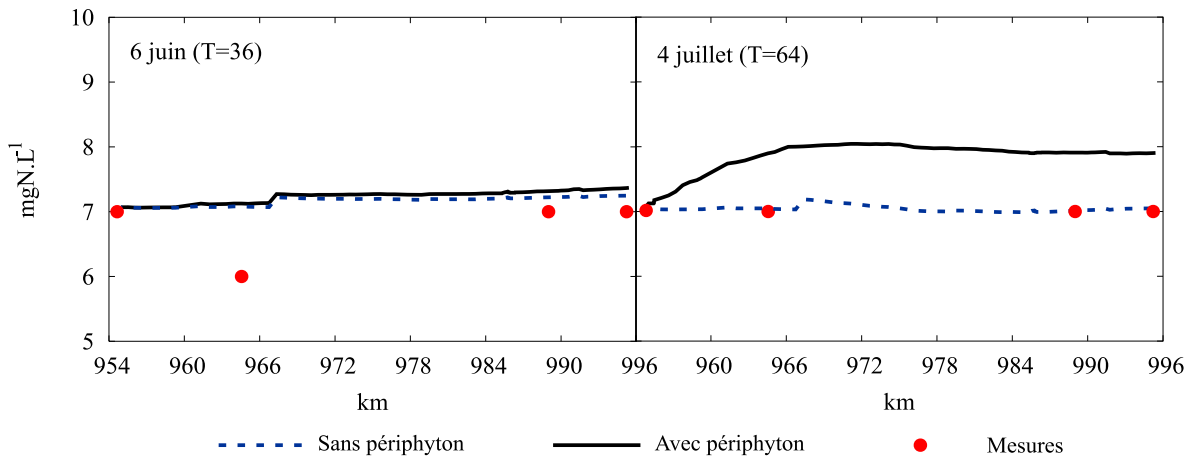


FIG. 11.5: Profils en long type de nitrate simulés confrontés aux observations.

Les profils en long de nitrates sont très stables sur la période considérée. Les teneurs en nitrate de la colonne d'eau sont de 7 mgN.L^{-1} . La Figure 11.5 présente deux profils en long typiques de la période de simulation. Dans les périodes où le périphyton ne nitrifie pas l'ammonium (cf. 6 juin sur la Figure 11.5), le profil en long des teneurs en nitrate est bien simulé par le modèle. L'observation d'une teneur en nitrate au point kilométrique 965 de 6 mgN.L^{-1} , n'est pas caractéristique de la période échantillonnée. On soupçonne un biais dans la mesure.

⁴La croissance des bactéries de la colonne d'eau est limitée du fait des faibles temps de séjour. Par exemple, le temps de parcours des seize kilomètres amont du secteur modélisé est de un jour.

Lors des périodes de forte nitrification (4 juillet sur la Figure 11.5), le modèle ne reproduit pas correctement les teneurs en nitrates de la colonne d'eau. En effet le modèle simule un enrichissement de 1 mgN.L^{-1} d'amont en aval. Cet enrichissement, du fait des effets de dilution, correspond exactement à la quantité d'ammonium nitrifié. Cette remarque montre que le modèle ne simule pas correctement la dénitrification dans les cours d'eau. On peut mettre en avant deux causes :

- une mauvaise description du comportement des bactéries hétérotrophes pour ce qui concerne la dénitrification ;
- le modèle considère le périphyton et les vases comme des couches uniformément mélangées. Par conséquent, il ne prend pas en compte les effets observés de stratification verticale de l'oxygène (Lalande, 2004; Rabouille et al., 2005). La stratification verticale des biofilms benthiques a été souvent reportée dans la littérature (Birgand, 2000).

11.7 Bilan d'azote en rivière

11.7.1 Bilans globaux

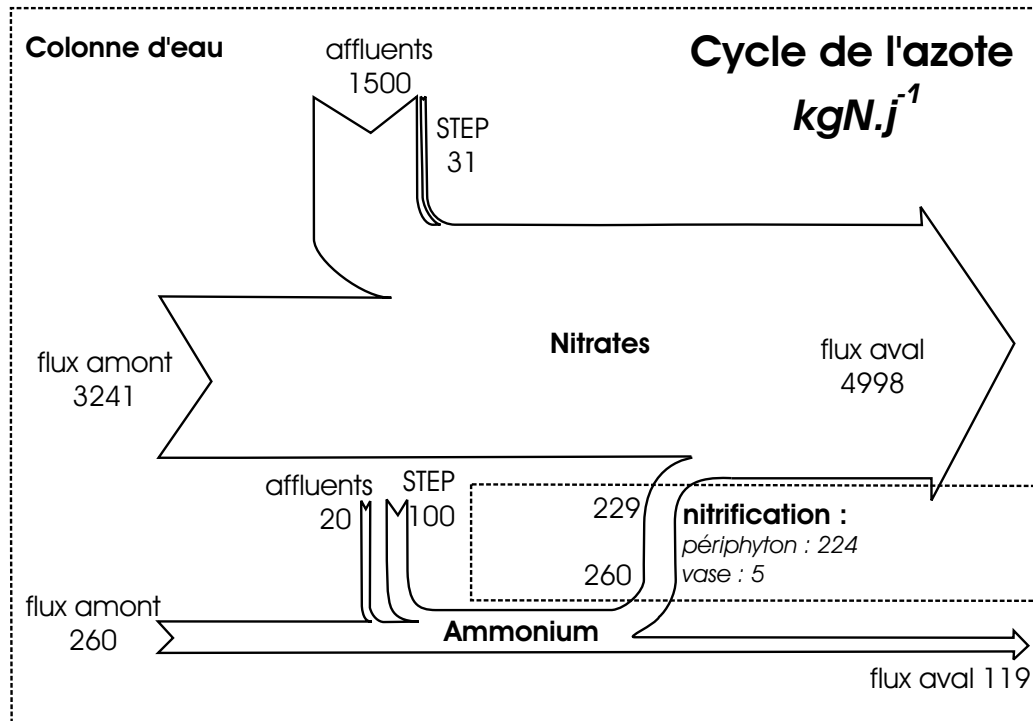


FIG. 11.6: Bilan moyen d'azote, à l'échelle des 40 km étudiés, sur les quatre mois de simulation. Les flux sont exprimés en kgN.j^{-1} .

Les simulations permettent d'établir, à l'échelle des 40 km étudiés, un bilan moyen d'azote sur l'ensemble de la période étudiée (Figure 11.6). Les bilans montrent une consommation importante de l'ammonium par nitrification. Deux tiers du flux total d'ammonium est éliminé par les processus benthiques : croissance des producteurs primaires du périphyton (7.8 kgN.j^{-1}), et nitrification dans les vases et le périphyton (respectivement 5 et 237 kgN.j^{-1}).

Le bilan d'azote indique un enrichissement de la teneur en nitrates de la colonne d'eau de 229 kgN.j^{-1} . Cet enrichissement est relativement faible par rapport à la contribution des affluents et des STEP (1 531 kgN.j^{-1}). Il représente un huitième de l'enrichissement total des 40 km aval. Cependant, le modèle sur-estime le flux de nitrates à l'exutoire du Grand Morin. Les 229 kgN.j^{-1} sont vraisemblablement dénitrifiés par des bactéries hétérotrophes benthiques car ce flux correspond aux écarts (Figure 11.5) entre concentrations en nitrates simulées et observées.

Le bilan moyen de nitrates (Figure 11.7), sur les 40 km aval, indiquent un flux négligeable de dénitrification simulée. La dénitrification simulée représente seulement 5 % du flux nitrifié⁵, résultant en une sur-estimation du flux d'azote exporté de 4.6 %⁶.

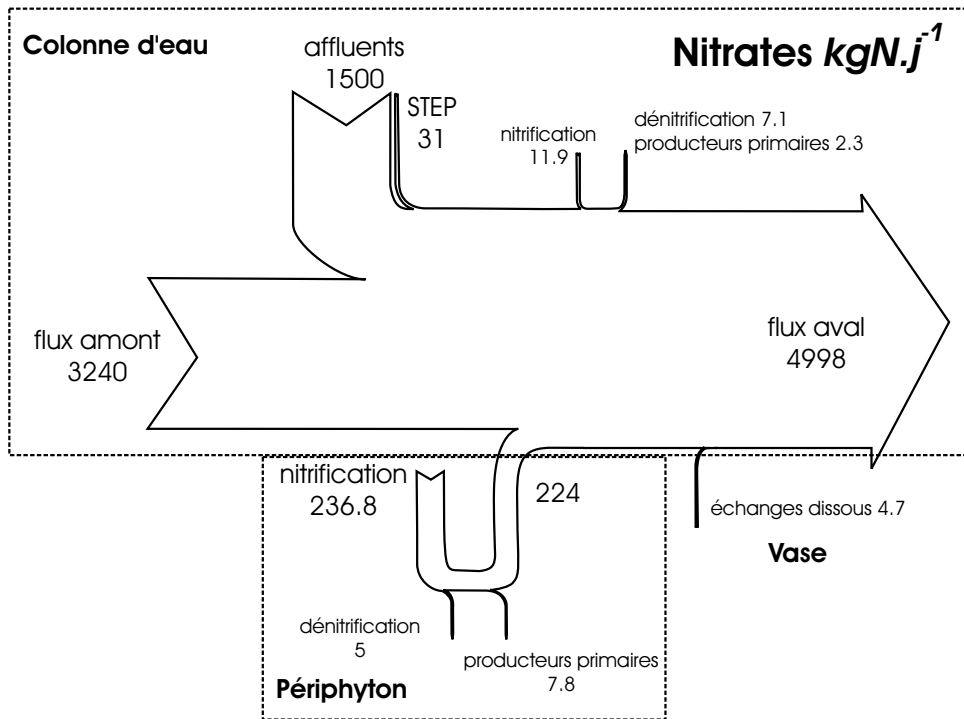


FIG. 11.7: Bilan moyen, sur les quatre mois de simulation, de nitrate sur les 40 km aval du Grand Morin. Les flux sont exprimés en kgN.j^{-1} .

11.7.2 Estimation de l'activité du périphyton

L'activité de nitrification est localisée à l'amont du domaine. L'analyse de la Figure 11.4 montre que la nitrification est particulièrement intense dans les dix premiers kilomètres du domaine, avec une activité non négligeable jusqu'au pk⁷ 976. L'analyse de la distribution longitudinale des hauteurs d'eau à l'étiage (Figure 11.8) montre que les tronçons à faible profondeur sont essentiellement localisés en amont du pk 976. Afin de déterminer les taux de nitrification, nous avons calculé, à l'aide du modèle, le bilan de nitrate à l'amont du domaine, du pk 954 au pk 976 (Figure 11.9).

⁵ 5 kg.j^{-1} sur 236.8 kgN.j^{-1} .

⁶ 231 kgN.j^{-1} sur 4 998 kgN.j^{-1} .

⁷ Point kilométrique.

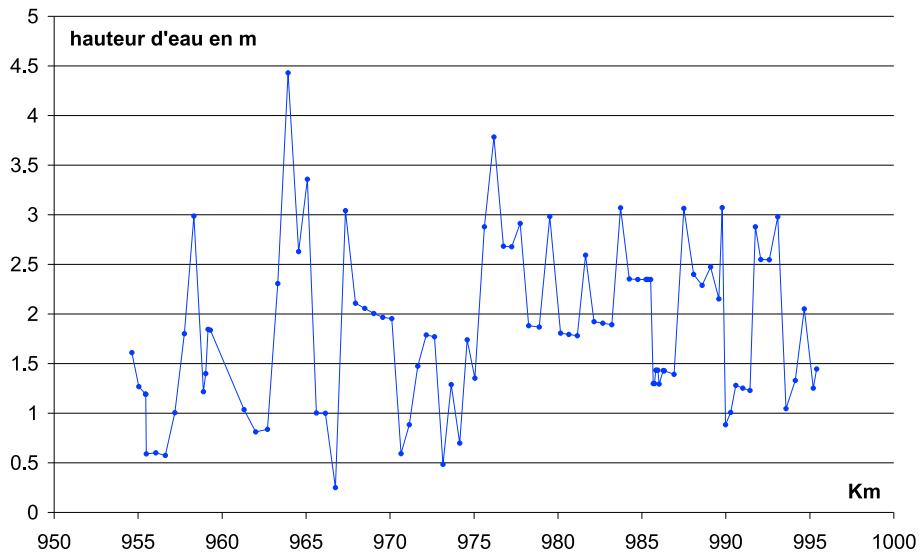


FIG. 11.8: Distribution longitudinale des hauteurs d'eau à l'étiage.

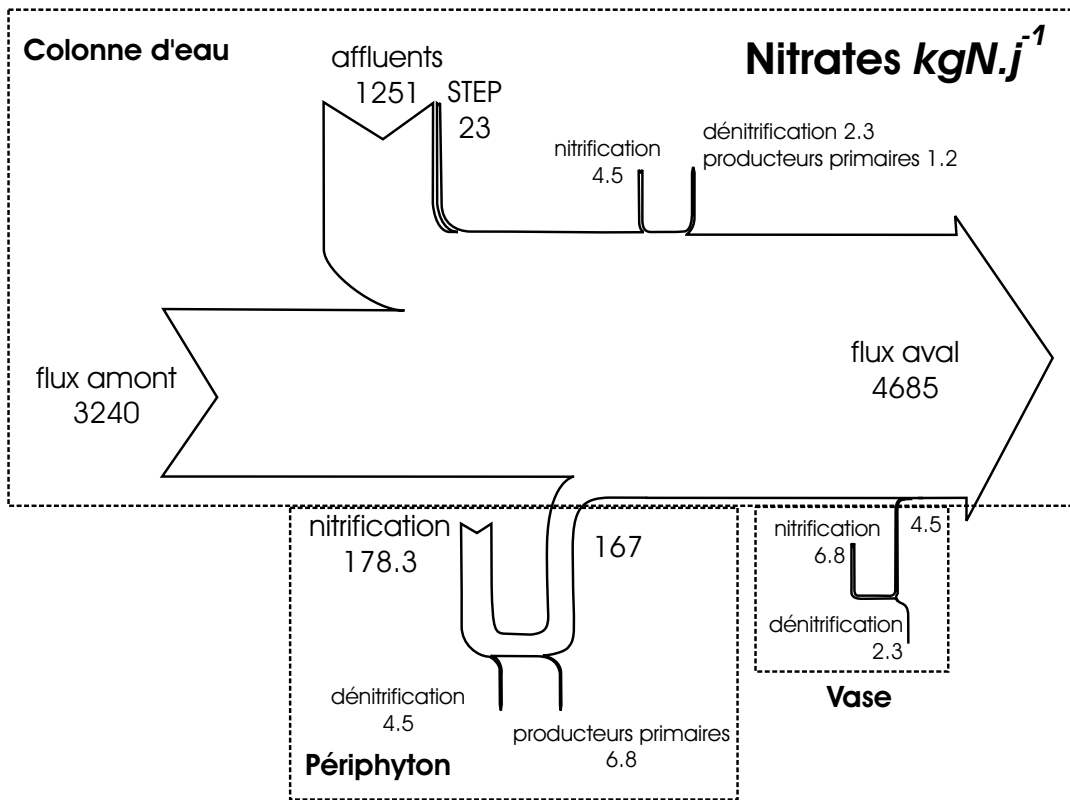


FIG. 11.9: Bilan moyen, sur les quatre mois de simulation, de nitrate sur les 20 km amont du domaine modélisé. Les flux sont exprimés en $kgN.j^{-1}$.

L'essentiel (75 %) de la nitrification a lieu dans les vingt premiers kilomètres du domaine⁸. Le flux moyen journalier de nitrification⁹ par le périphyton est de $520 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Le pic d'activité nitrifiante maximale du périphyton a été observé le 4 juillet (Figure 11.4). Le modèle calcule la vitesse de l'eau en chaque maille de la rivière. Une molécule d'eau entrée à l'amont du modèle en début de journée arrive au pk 970 à la fin de la journée. Le débit moyen dans ce secteur est de $4 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. La nitrification entre le pk 954 et le pk 970 équivaut à une réduction de la concentration en ammonium de 1.5 mgN.L^{-1} , soit un flux de 518 kgN.j^{-1} . La surface du fond entre les pk 954 et 970 est de 0.21 km^2 . L'activité nitrifiante maximale du périphyton est donc de $2\,460 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

Comme nous l'avons vu au paragraphe 11.6.2, le modèle ne simule pas bien le processus de dénitrification. On n'observe pas de dénitrification sur les profils en long expérimentaux des teneurs en nitrate dans la colonne d'eau (Figure 11.4), alors que le modèle simule un enrichissement d'amont en aval, des teneurs en nitrates. Cet enrichissement correspond au flux de nitrification par le périphyton. On peut donc supposer que l'ensemble de l'ammonium nitrifié est, en réalité, dénitrifié par un processus de nitrification-dénitrification. Dans la suite de ce chapitre on suppose, pour estimer la dénitrification, que l'ammonium nitrifié dans le périphyton est dénitrifié par des processus benthiques. Le taux de dénitrification moyen du périphyton du Grand Morin est alors en moyenne sur les vingt kilomètres amont du modèle de 518 kgN.j^{-1} . Le taux moyen de dénitrification correspond aux estimations hautes des valeurs recensées par Birgand (2000) (Tableau 11.8). De plus, si les bactéries nitrifiantes du périphyton sont stimulées par de fortes concentrations en ammonium, alors les taux de nitrification sont encore plus importants. Ce flux nitrifié est alors dénitrifié, ce qui correspond à $2\,460 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Cette activité dénitrifiante maximale se situe au niveau des taux maximum recensés par Birgand (2000).

	Dénitrification $\text{mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$	Coefficient de transfert ρ m.j^{-1}
Moyenne Grand Morin	520	0.075*
Maximum Grand Morin	2461	0.35*
Intervalle courant	50 - 800	0.01 - 0.1
Valeurs extrêmes	15 - 2900	×

* Sur la base d'une concentration moyenne de 7 mgN.L^{-1}

TAB. 11.8: Comparaison des taux de dénitrification du périphyton du Grand Morin avec les intervalles de variations tirés de Birgand (2000).

11.8 Discussion sur le rôle du périphyton

11.8.1 Dénitrification potentielle nocturne

Sur la base de l'étude des 40 km aval du Grand Morin, il semblerait que le périphyton n'ait pas d'incidence sur les concentrations en nitrate observées en rivière. Par contre les bactéries nitrifiantes du benthos jouent un rôle majeur dans la nitrification de l'ammonium. Ce schéma

⁸167 kgN.j^{-1} dans les 20 premiers kilomètres, contre 226 kgN.j^{-1} sur l'ensemble du domaine.

⁹Le flux de nitrification par le périphyton est de 166.2 kgN.j^{-1} pour une surface de fond de 0.32 km^2 .

de fonctionnement repose sur la réaction de nitrification - dénitrification relatée par plusieurs auteurs (Birgand, 2000). Dans le cas d'un sédiment ou d'un biofilm, une stratification verticale apparaît sur une épaisseur de quelques millimètres. Il existe alors une couche superficielle bien oxygénée, et une couche inférieure désoxygénée. L'ammonium, qui diffuse de la colonne d'eau vers la couche supérieure, est nitrifié dans la couche supérieure. Si les concentrations en nitrate dans la colonne d'eau sont élevées, les nitrates produits par la réaction de nitrification diffusent préférentiellement vers la couche inférieure. Dans la couche inférieure anoxique, où un stock important de matière organique est disponible, une partie des nitrates diffusés depuis la couche supérieure est dénitrifiée par les bactéries hétérotrophes.

Il convient de tempérer ces conclusions par le fait que l'ensemble des campagnes de terrain ont été réalisées de jour. En effet, les producteurs primaires, dont la photosynthèse produit une quantité importante d'oxygène, respirent la nuit. La couche supérieure devient alors anoxique. Dans cette configuration, la réaction de nitrification est stoppée. Il se peut alors qu'il y ait dénitrification de l'azote de la colonne d'eau par diffusion dans les compartiments benthiques. Il est indispensable de mener des expériences pour quantifier ces flux. La quantification de ces flux passe par la connaissance des coefficients de diffusion des nitrates vers les compartiments benthiques. La non prise en compte de ce flux de dénitrification par diffusion des nitrates de la colonne d'eau vers les compartiments benthiques conduit à une sur-estimation du flux d'azote total exporté à l'aval du Grand Morin.

11.8.2 Critique du modèle de périphyton

Nous avons vu que le modèle sous-estime notablement les flux de dénitrification. Cela est lié au fait que le périphyton n'est représenté que par une seule couche homogène. Par conséquent, le processus de nitrification enrichit très fortement la couche en nitrates. Le gradient de concentration est alors orienté du périphyton vers la colonne d'eau. Il en résulte un enrichissement de la colonne d'eau en nitrates. De jour, la couche est bien oxygénée. Le modèle ne simule donc pas de dénitrification dans la couche. De nuit, les nitrates ayant diffusé du périphyton vers la colonne d'eau, il n'y a plus suffisamment de nitrates dans la couche périphyton, pour que le modèle puisse simuler une dénitrification.

Pour pouvoir quantifier le réel potentiel de dénitrification du périphyton, il faudrait :

- d'un point de vue expérimental, déterminer les valeurs des coefficients de diffusion, de la couche oxiqne vers la colonne d'eau d'une part, mais aussi les coefficients de diffusion inter couche au sein du benthos. Des campagnes de terrain, débutées en 2004 ont pour objectif de caractériser ces flux à l'aide de microélectrodes montées sur un profiler benthique (Lalande, 2004; Rabouille et al., 2005) ;
- d'un point de vue du modèle, il faudrait découper le modèle de périphyton en deux couches distinctes. Les producteurs primaires ne seraient présents que dans la couche supérieure.

11.9 Conclusions

Les campagnes d'échantillonnage du Grand Morin ont permis d'élaborer un premier schéma conceptuel de fonctionnement du périphyton. Ce schéma conceptuel, basé comme pour la colonne d'eau sur le modèle RIVE, a été implanté dans le logiciel PROSE. L'aspect dynamique de l'arrachage du périphyton lors des crues a aussi été introduit dans PROSE.

La nouvelle version de PROSE a été calée sur les observations dans la colonne d'eau et sur les quantifications du développement du périphyton. Le modèle a permis d'extrapoler les données expérimentales aux 40 km aval du Grand Morin.

Lorsque la concentration en ammonium de la colonne d'eau dépasse 0.2 mgN.L^{-1} , les bactéries nitrifiantes présentes dans le périphyton ont une forte activité. Il n'est pas rare, en conditions hydrauliques stables, d'observer une décroissance de la concentration en ammonium de 1.4 mgN.L^{-1} sur les dix kilomètres amont du domaine modélisé. Sur les quatre mois de simulation, le périphyton, essentiellement localisé sur les vingt kilomètres amont du domaine, a un taux moyen de nitrification de $520 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, avec un taux maximum observé atteignant $2460 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Il est vraisemblable, au vu de la comparaison des simulations et des campagnes de terrain que cette nitrification s'accompagne d'une dénitrification de même intensité par le processus de nitrification-dénitrification.

Pour aboutir à une quantification complète de la dénitrification benthique, il est maintenant indispensable de comprendre le fonctionnement interne des compartiments benthiques et d'en déterminer les paramètres, comme les coefficients de diffusion entre les différents compartiments du système.

Chapitre 12

Quantification de la dénitrification sur l'ensemble du bassin du Grand Morin

12.1 Problématique

Dans la partie IV, l'état de la contamination des aquifères en nitrate a été validé sur la période 1977-1988. L'évolution des teneurs en nitrates a ensuite été caractérisée sur la période 1988-1996. Dans le chapitre 11, nous avons vu que l'impact du périphyton sur le cycle de l'azote consistait essentiellement en un processus de nitrification-dénitrification. La dénitrification par diffusion des nitrates de la colonne d'eau vers le benthos semble négligeable, bien qu'il faille encore préciser les processus sur des cycles nyctéméraux complets.

Sur la période 1991-1996, une campagne intensive d'échantillonnages des nitrates de la colonne d'eau a été réalisée par la Compagnie Générale des Eaux (CGE). Nous disposons ainsi de longues chroniques observées en quatre stations du bassin : La Lavanderie (aval de l'Aubetin, 250 km²), Meilleray (amont du Grand Morin, 330 km²), Pommeuse (station intermédiaire sur le Grand Morin en amont de la confluence avec l'Aubetin, 770 km²), et Villiers (aval du Grand Morin, 1 150 km²). A l'aide des concentrations en nitrates dans les aquifères préalablement estimées et de simulations de transfert passif en rivière, nous allons déterminer des taux de dénitrification nette par l'ensemble du bassin versant au droit de ces quatre sites de prélèvement.

12.2 Résultats du transfert passif en rivière

12.2.1 Les concentrations d'étiage

Les figures 12.1, 12.2, 12.3, et 12.4 présentent la comparaison des concentrations en nitrate observées et simulées aux quatre sites de prélèvement de la CGE, sur la période du 1^{er} mai 1991 au 5 avril 1996. Les trois stations de Meilleray, Pommeuse et Villiers présentent des concentrations observées similaires à l'étiage. En 1991, ces concentrations sont de l'ordre de 5.4 mgN.L⁻¹. Elles atteignent 6.3 mgN.L⁻¹ en 1996. A La Lavanderie, l'évolution temporelle des concentrations observées est plus variable. Les teneurs en nitrates diminuent la seconde année. L'année 1992 qui a été sèche fait suite à deux autres années sèches. La diminution des concentrations la seconde année de mesures à La Lavanderie est certainement due à la diminution de l'alimentation de la rivière par les aquifères superficiels qui se tarissent. Cette

hypothèse nous est suggérée par l'évolution du débit d'étiage observé à La Lavanderie (Figure 12.1).

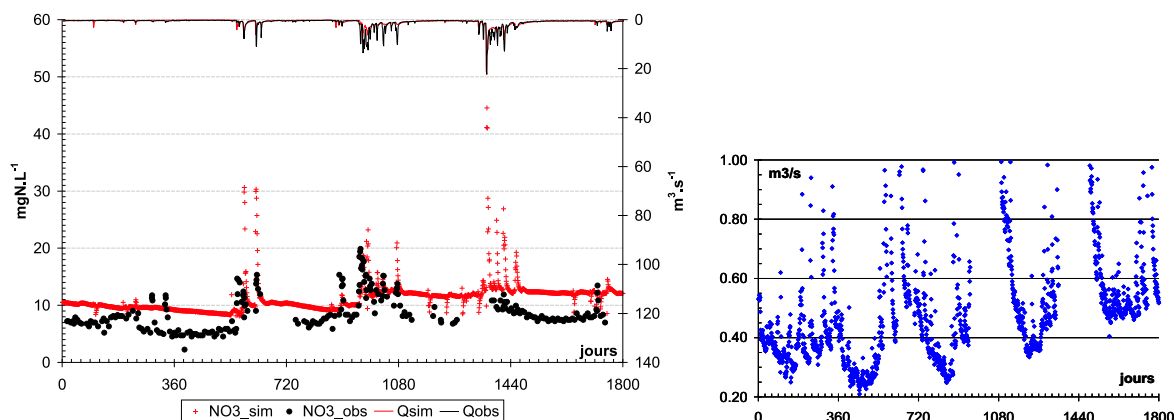


FIG. 12.1: A gauche : Concentrations simulées et observées à La Lavanderie (250 km²). A droite : Evolution du débit d'étiage à La Lavanderie. Période : 1^{er} mai 1991 - 5 avril 1996.

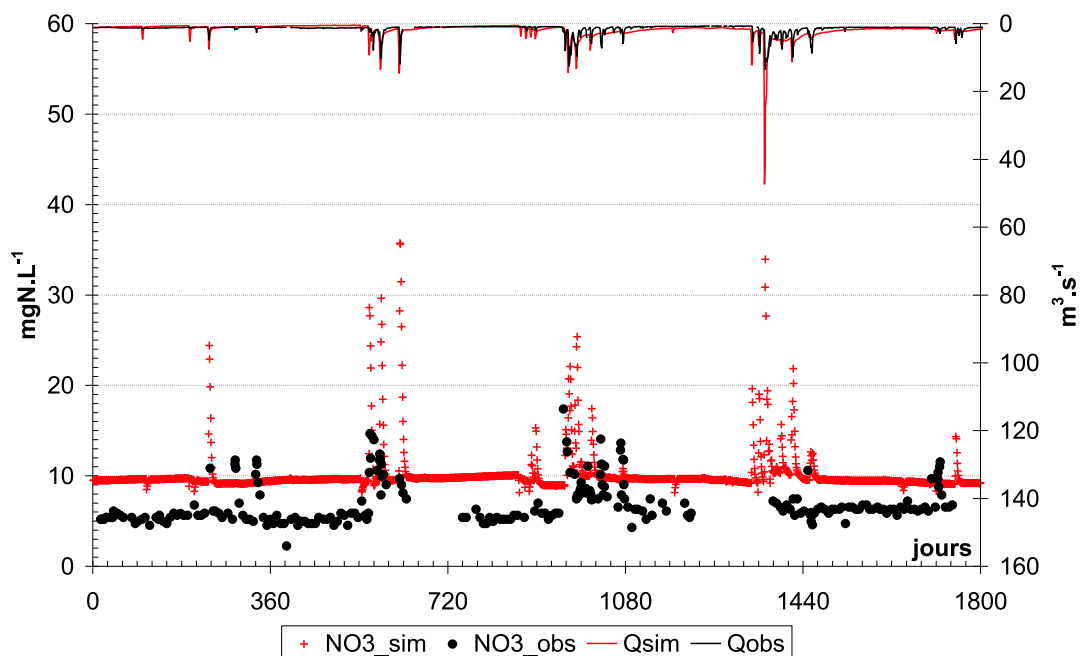


FIG. 12.2: Concentrations simulées et observées à Meilleray (330 km²). 1^{er} mai 1991 - 5 avril 1996.

CAWAQS simule des concentrations en rivière bien supérieures aux observations. On fait l'hypothèse que ce différentiel de concentrations, dans la mesure où la teneur en nitrates des eaux souterraines simulée par CAWAQS est réaliste, correspond au flux dénitrifié lors du parcours de l'eau dans l'ensemble du bassin : aquifères profonds, nappes alluviales et rivières. La dynamique des concentrations d'étiage simulées par CAWAQS correspond à celle des observations. Le taux d'augmentation de la concentration à l'étiage simulé par CAWAQS semble

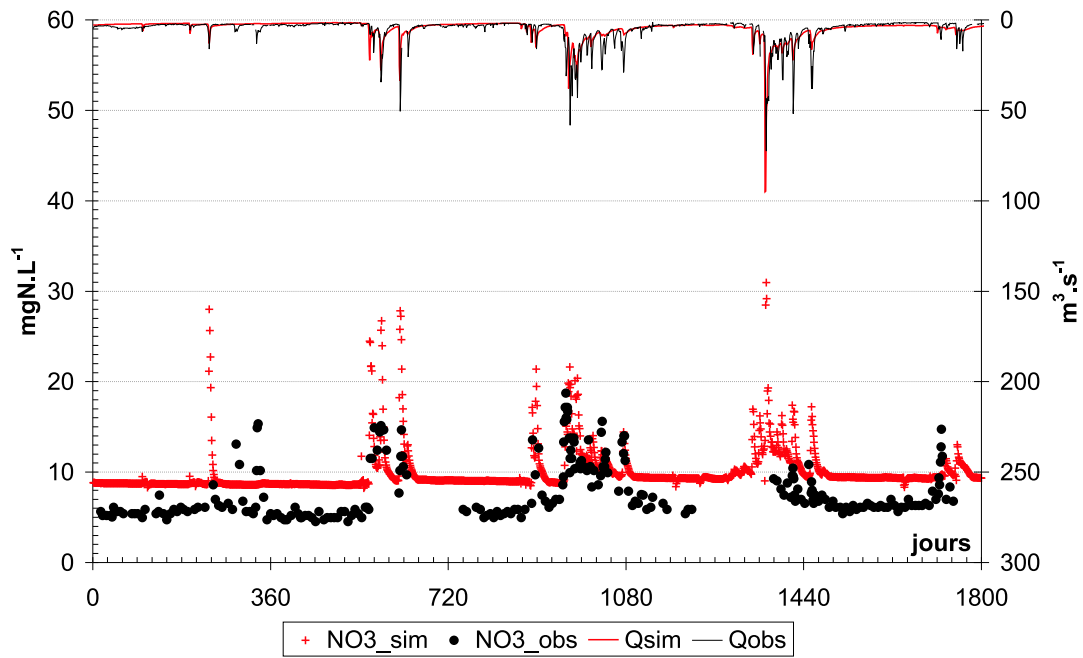


FIG. 12.3: Concentrations simulées et observées à Pommeuse (770 km^2). 1^{er} mai 1991 - 5 avril 1996.

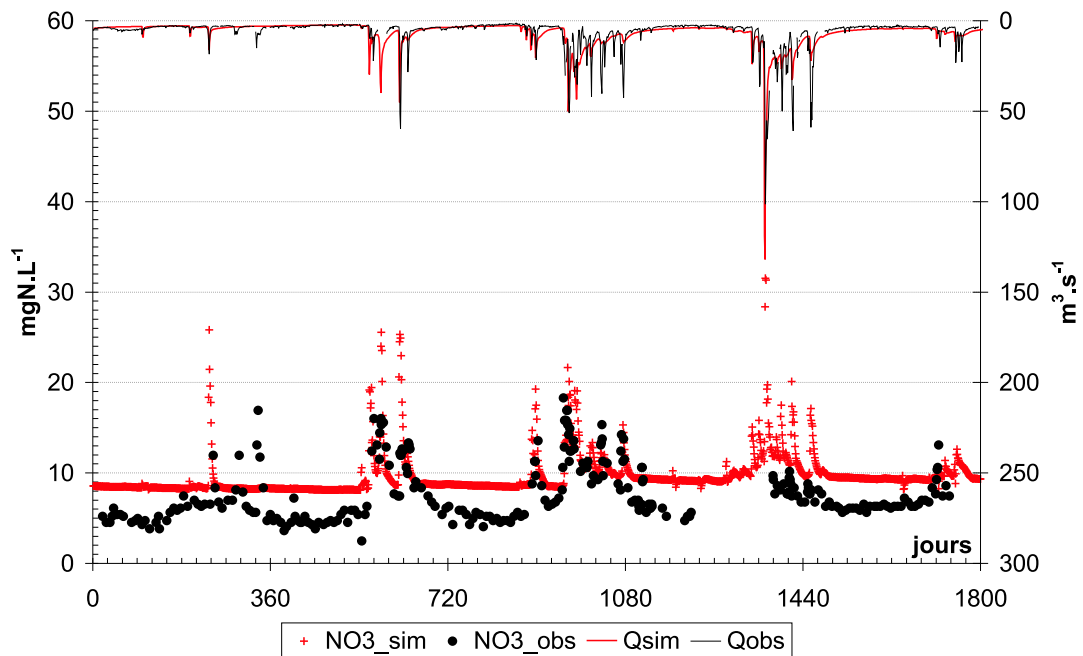


FIG. 12.4: Concentrations simulées et observées à Villiers ($1\,150 \text{ km}^2$). 1^{er} mai 1991 - 5 avril 1996.

cohérent avec les observations. Pour les stations du Grand Morin, l'augmentation observée est de l'ordre de $0.9 \text{ mgN.L}^{-1}.\text{an}^{-1}$. CAWAQS simule une augmentation à Pommeuse et à Villiers de $0.7 \text{ mgN.L}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Par contre le modèle ne reproduit pas bien, pour la dernière année de simulation, l'augmentation en nitrate à Meilleray. En ce qui concerne La Lavanderie, la dynamique simulée par CAWAQS est cohérente avec les observations.

La comparaison des concentrations observées et simulées indique, pour les trois stations localisées sur le Grand Morin, l'existence de pertes par dénitrification à l'étiage de l'ordre de 3.4 mgN.L^{-1} (Figures 12.2 à 12.4). Les écarts entre observations et simulations à La Lavanderie sont plus variables. Globalement, la dénitrification nette à l'étiage y est de l'ordre de 4.5 mgN.L^{-1} .

12.2.2 Les eaux de ruissellement

Au cours des évènements pluvieux, le modèle simule de fortes concentrations de nitrates en rivière. Les concentrations calculées sont majoritairement plus élevées que les concentrations observées. Pour analyser les écarts entre observations et simulations, on peut commencer par retrancher aux concentrations simulées l'écart entre simulations et observations en période de basses eaux, soit entre 3.4 et 4.5 mgN.L^{-1} . Malgré cette correction, le modèle simule des concentrations plus fortes que celles observées. On peut faire plusieurs commentaires :

- l'échantillonnage n'est pas journalier. Par conséquent, il se peut que certains pics de concentration ne soient pas observés ;
- les teneurs en nitrate des eaux de ruissellement sont mal connues. Le modèle considère des eaux de ruissellement chargées à la teneur des eaux sous racinaires estimées par STICS. Il se peut que dans le cas de la formation d'une croute de battance, les eaux de ruissellement soient nettement moins chargées en nitrates que les estimations du modèle ;
- les processus biologiques ont un impact sur les teneurs en nitrates des eaux de ruissellement. Une partie des eaux du ruissellement hortonien s'infilte lors de son cheminement sur le bassin versant. Il se peut qu'une partie des nitrates de ce ruissellement de surface soit consommée soit par la croissance des producteurs primaires, soit par une dégradation bactérienne. La première hypothèse correspond à un recyclage de l'azote du bassin, la seconde intervient dans la quantification du potentiel de dénitrification totale du bassin. La seconde hypothèse semble cependant peu probable car il serait nécessaire que les eaux passent par des milieux très appauvris en oxygène. De plus les cinétiques de dénitrification sont lentes et les temps de transfert des eaux de ruissellement courts.

12.3 Estimation de la dénitrification sur le bassin du Grand Morin

12.3.1 Reconstitution des flux observés

Les observations en rivière ne sont pas journalières. Nous avons reconstitué les concentrations journalières en supposant que la dernière donnée disponible était représentative de la période manquante. Lorsque la mesure de débit n'était pas disponible ou suspecte, nous avons utilisé le débit simulé comme estimation du débit réel afin de calculer le flux observé. La Figure 12.5 présente les flux cumulés observés et simulés, sur la période 1991-1996. La courbe "Flux mixte" correspond à la concentration observée multipliée par le débit simulé.

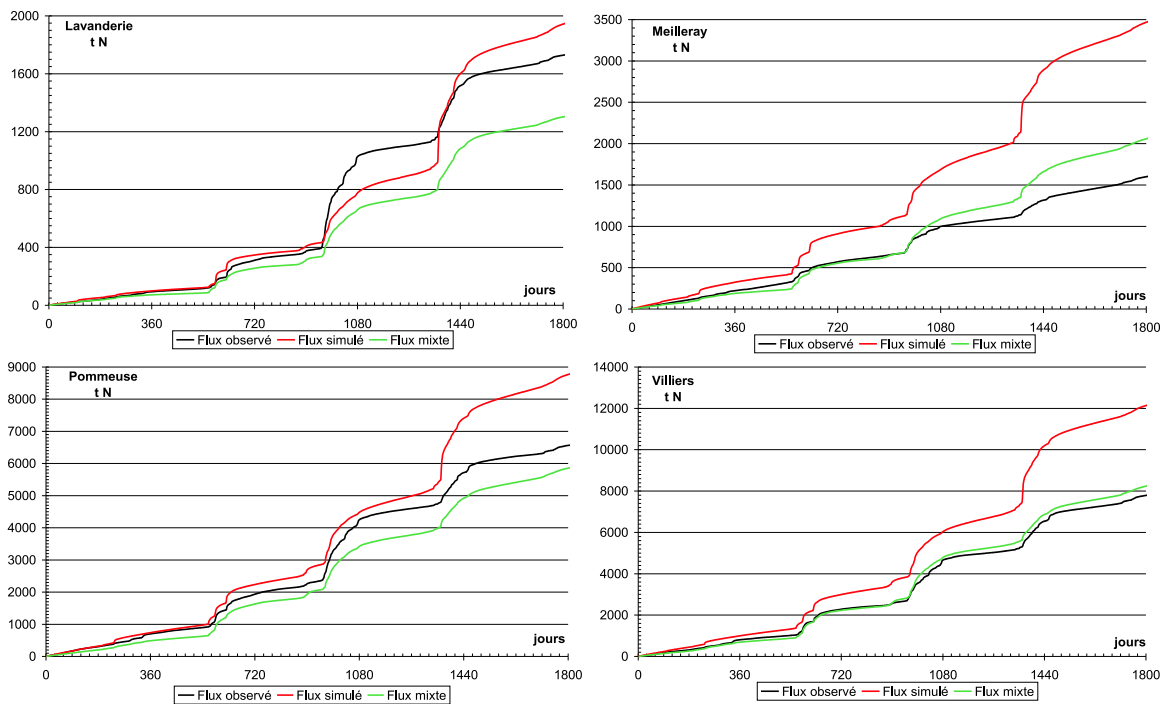


FIG. 12.5: Flux cumulés simulés et observés aux quatre stations de mesure en tN. 1^{er} mai 1991 - 5 avril 1996. Le flux mixte correspond aux concentrations observées multipliées par le débit simulé.

Le flux d'exportation à Villiers est de $1\,335\text{ kgN.km}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Une analyse comparative des concentrations observées à Villiers et à Pommeuse indique une diminution des concentrations entre ces deux stations. Cette diminution de l'ordre de 0.2 mgN.L^{-1} est liée au mélange des eaux du Grand Morin avec les eaux de la nappe alluviale superficielle qui alimente le Grand Morin dans ce secteur. En 1996, la CGE a effectué un suivi mensuel de deux captages dans la nappe alluviale de ce secteur, à Coulommiers et à Dammartin sur Tigeaux. Les concentrations moyennes en nitrate de ces captages étaient respectivement de 0.2 et 0.5 mgN.L^{-1} . Ces mesures mettent en valeur le fort potentiel dénitrifiant de cette nappe superficielle dans la vallée aval du Grand Morin. Notons aussi que, dans ce secteur, le Grand Morin est alimenté par l'Eocène, qui présente des concentrations beaucoup plus faibles qu'à l'amont du bassin du Grand Morin (Figure 10.9).

12.3.2 Quantification de la dénitrification

En analysant les écarts entre les courbes de flux cumulés observés et "mixtes" à chaque station, il est possible de quantifier les erreurs, liées à la partie hydrologique du modèle de simulation des flux de nitrates. Par exemple à La Lavanderie, les écarts entre débits simulés et observés sont très élevés à la fin de la troisième année de simulation (hiver et printemps 1993). Les crues de l'Aubetin ont été extrêmement intenses durant cette période et le modèle ne les simule pas correctement.

Le modèle hydrologique sur-estime les flux d'eau en amont du Grand Morin à la station de Meilleray (+25 %). Il les sous-estime à Pommeuse (-10 %). Par contre à Villiers, les flux de

nitrate observés et mixte présentent un bon accord, avec une légère sur-estimation de 5 %. Nous avons estimé les flux de dénitrification moyens en utilisant, d'une part les résultats des simulations et les observations, et d'autre part en corrigeant les flux simulés du biais hydrologique observé sur la période (Tableau 12.1). L'utilisation directe des résultats de simulation aboutit à une estimation très hétérogène de la dénitrification. Par contre, en corrigeant les simulations par le biais hydrologique, on obtient des taux de dénitrification remarquablement homogènes.

	Caractéristiques		Flux en tN.an^{-1}				Dénitrification tN.an^{-1}			
	S	Q_o	Φ_o	Φ_m	Φ_s	Φ_c	$\Phi_s - \Phi_o$	$\frac{\Phi_s - \Phi_o}{\Phi_s}$	$\Phi_c - \Phi_o$	$\frac{\Phi_c - \Phi_o}{\Phi_c}$
Lavanderie	250	1.09	336	254	380	502	44	0.12	167	0.33
Meilleray	330	1.45	319	408	682	533	363	0.53	214	0.4
Pommeuse	770	4.92	1280	1152	1720	1912	440	0.26	632	0.33
Villiers	1150	5.86	1535	1626	2382	2249	846	0.36	714	0.32

S : Surface en km^2 ; Q_o : débit observé en $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$

o : observé; s : simulé; m : "mixte"; c : valeur simulée corrigée du biais hydrologique

TAB. 12.1: Synthèse des taux de dénitrification moyens du 1^{er} mai 1991 au 5 avril 1996.

Il apparaît alors que le taux de dénitrification équivaut à un tiers du flux d'azote simulé par transport passif à chaque station. Seule la station de Meilleray se distingue avec un taux supérieur, égal à 40 %. Ce taux légèrement plus élevé pourrait s'expliquer par une sur-estimation des flux infiltrés. Il peut aussi traduire la présence de zones humides en amont du bassin du Grand Morin.

12.3.3 Quantification du processus de nitrification-dénitrification

Dans le chapitre 11, nous avons montré l'existence de pertes d'azote par un processus benthique de nitrification-dénitrification. Afin d'établir un bilan d'azote plus exhaustif à l'échelle du Grand Morin, nous allons estimer le flux de dénitrification par nitrification de l'ammonium puis dénitrification des nitrates ainsi produits. Pour estimer à l'échelle du Grand Morin les flux de nitrates et d'ammonium rejetés par les STEP, nous avons utilisé les flux spécifiques moyens déterminés lors des campagnes de terrain (Tableau 11.3, p.149), soit $1.2 \text{ gN-NO}_3.\text{hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et $4.8 \text{ gN-NH}_4.\text{hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Sur la base des données (IAURIF, 2000), on estime à environ 100 000 habitants la population totale du bassin du Grand Morin. On obtient alors des flux annuels de $44 \text{ tN-NO}_3.\text{an}^{-1}$ et $175 \text{ tN-NH}_4.\text{an}^{-1}$. D'après les campagnes de terrain de 2001, on estime à $0.15 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ la teneur en ammonium à l'exutoire du Grand Morin. Le débit moyen à l'exutoire du Grand Morin est de $8 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Le flux d'ammonium exporté par la rivière est donc de 38 tN.an^{-1} . Le flux de dénitrification par nitrification-dénitrification serait donc de l'ordre de 140 tN.an^{-1} .

12.4 Conclusions

L'étude du transfert passif des nitrates dans le bassin au moyen de CAWAQS a permis de déterminer un taux de dénitrification homogène sur l'ensemble du bassin du Grand Morin. Ce taux de dénitrification globale est de 33 % du flux de nitrates exportés par les rivières. Il représente 800 tN.an^{-1} (Figure 12.6).

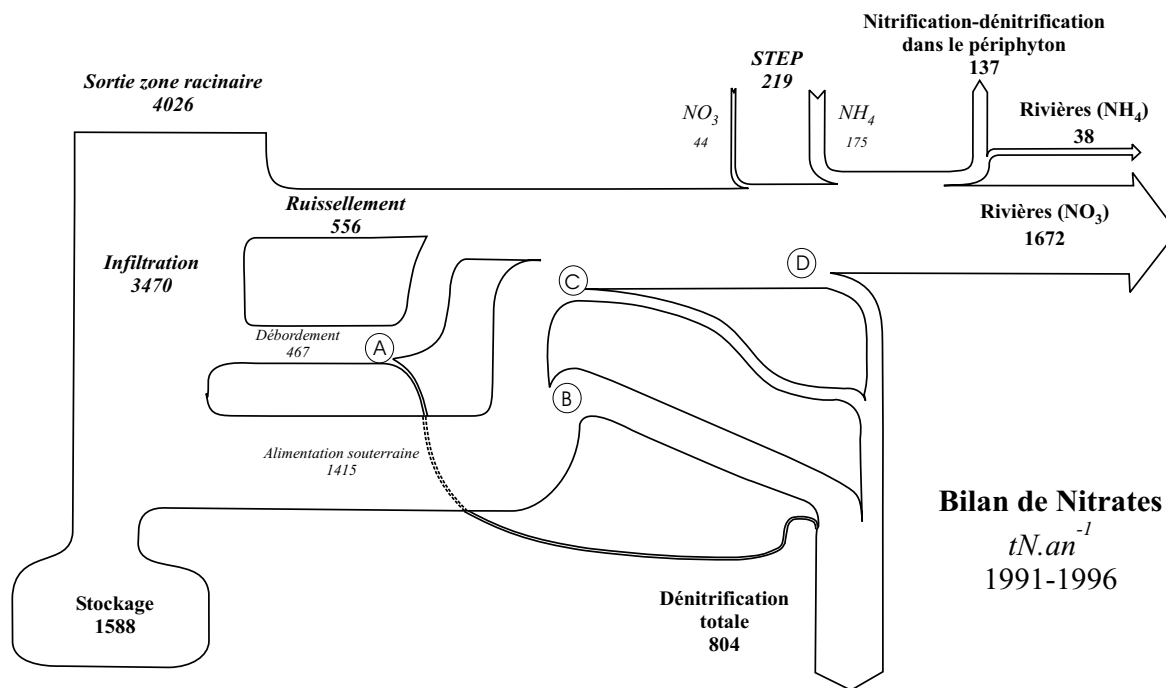


FIG. 12.6: Flux d'azote moyens sur le Grand Morin en $tN.an^{-1}$. 1^{er} mai 1991 - 5 avril 1996. A : dénitrification des zones humides ; B : dénitrification en nappe alluviale ; C : dénitrification dans la zone hyporhéique ; D : dénitrification par diffusion de la colonne d'eau vers les compartiments benthiques.

La Figure 12.6 présente le bilan, sur la période 1991-1996, des flux d'azote sur le Grand Morin. Il apparaît qu'en moyenne sur la période le flux de nitrates écoulés à la base de la zone racinaire ($4\,126\ tN.an^{-1}$) est essentiellement exporté par les rivières ($1\,670\ tN.an^{-1}$, soit 41 %), et stocké dans les aquifères ($1\,590\ tN.an^{-1}$, soit 39 %). 20 % de ce flux est éliminé par dénitrification ($800\ tN.an^{-1}$, soit 20 %). On remarque la faible importance des STEP, qui ne représentent que 1 %¹ des apports diffus de nitrates, c'est à dire du flux total d'azote entrant dans le bassin à la base de la zone racinaire. Sur la base des résultats du chapitre précédent, on considère qu'une partie de l'ammonium rejeté par les STEP est dénitrifié dans les compartiments benthiques par le processus de nitrification-dénitrification. Cette dénitrification, qu'il reste à étudier plus en détail, pourrait représenter un flux d'environ $140\ tN.an^{-1}$. Le flux d'ammonium exporté par le Grand Morin est faible et représente environ $38\ tN.an^{-1}$ (soit 2 % du flux d'azote exporté par le Grand Morin).

Finalement l'estimation du flux total d'azote éliminé par dénitrification est de l'ordre de $940\ tN.an^{-1}$, dont 15 % sont dénitrifiés par nitrification-dénitrification. Le flux d'azote total résultant du cumul des flux diffus et des rejets de STEP est de $4\,245\ tN.an^{-1}$. 40.4 % sont exportés par les rivières, 37.4 % sont stockés dans les aquifères et 22.2 % sont éliminés par dénitrification.

Sur la Figure 12.6, les flux de nitrification et de dénitrification des apports diffus sont reportés. Les zones de dénitrification potentielle des apports diffus (les zones humides, les nappes alluviales, la zone hyporhéique et les compartiments benthiques) sont indiquées mais

¹ $44\ tN.an^{-1}$ sur $4\,026\ tN.an^{-1}$.

par contre leurs contributions respectives à la dénitrification ne sont pas quantifiées. Des travaux de différentes équipes du PIREN SEINE sont en cours pour quantifier la contribution de ces zones au processus de dénitrification.

Sixième partie

Conclusions générales

Chapitre 13

Conclusions générales & perspectives

13.1 Problématique des apports diffus agricoles au sein du PIREN SEINE

Le programme de recherche PIREN SEINE a pour objectif de comprendre le fonctionnement de l'anthrosystème formé par le bassin de la Seine. La contamination azotée élevée des aquifères et des rivières du bassin de la Seine a conduit le PIREN SEINE à étudier, depuis une dizaine d'années, l'origine, le transfert, et le devenir des flux d'azote d'origine agricole. A cet effet, plusieurs actions ont été entreprises.

Tout d'abord un vaste travail d'enquêtes a été mené par l'INRA afin de renseigner les pratiques agricoles et les itinéraires techniques à l'échelle du bassin (Benoît et al., 2000). Les résultats de ces enquêtes ont ensuite été dépouillés et rendus utilisables par le modèle STICS (Brisson et al., 1998), qui simule à l'échelle d'une colonne de sol les flux de nitrates infiltrés à la base de la zone racinaire. Une base de données, rassemblant l'ensemble de ces éléments a été constituée.

Parallèlement à ce travail, une modélisation spatialisée a été mise en place à l'échelle du bassin de la Marne (Gomez, 2002; Gomez et al., 2003). Cette modélisation basée sur une régionalisation du modèle STICS, couplée avec la représentation explicite des aquifères, a permis de mieux caractériser le transfert des pollutions azotées sur le long terme (30 ans). Les deux projets ont été menés en étroite relation.

L'étude du potentiel dénitrifiant des zones riveraines a été menée de concert avec les deux actions précédentes. Cette approche, basée sur des méthodes isotopiques, a permis de mieux comprendre l'effet de la dénitrification sur l'enrichissement en ^{15}N des nitrates de la colonne d'eau (Sebilo, 2003; Sebilo et al., 2003). Elle a aussi permis de montrer le faible potentiel dénitrifiant des aquifères tertiaires.

Ces trois approches ont été menées sur de grandes extensions spatiales. Afin de mieux comprendre les transferts et transformations de l'azote dans le milieu naturel, ce travail de thèse a consisté à changer d'échelle, et à s'intéresser plus spécifiquement au bassin du Grand Morin, dont les pratiques agricoles sont représentatives de celles du plateau briard. Le choix du Grand Morin a été motivé par le fait que ce bassin est bien documenté. Ainsi le CEMAGREF y a instrumenté le bassin de l'Orgeval (100 km²) depuis le début des années 60. La station limnimétrique de Pommeuse est une station de référence pour l'annonce de crues. Dans le cadre du projet européen ISMAP (ISMAP, 1997), les teneurs en pesticides et nitrates des cours

d'eau du bassin ont été régulièrement suivies. De plus, dès les premières années du programme, le PIREN SEINE a recueilli de nombreuses informations sur ce bassin versant.

13.2 Bilan des principaux développements méthodologiques

Pour réaliser ce projet, une plate-forme de modélisation, CAWAQS, a été élaborée. CAWAQS fait le lien entre les différents outils et concepts utilisés par le PIREN SEINE. Il s'appuie sur un découpage de l'espace en objets homogènes (*bassins élémentaires* raccordés aux *brins* de rivière) et fait dialoguer plusieurs modèles entre eux (Figure 5.16, p.71). Le modèle STICS simule les flux d'azote à la base de la zone racinaire et les modèles NEWSAM et PROSE assurent le transfert de ces flux dans les eaux de surface et souterraines. Ainsi une plate-forme de modélisation simulant le transfert de l'azote du sol vers l'ensemble du réseau hydrographique via le milieu saturé a été mise en place sur 2 700 km².

CAWAQS permet de simuler les échanges nappes-rivière y compris au niveau des têtes de bassin. Le fait de simuler explicitement les cours d'eau amont à faible hauteur d'eau et très pentus a nécessité d'adapter le module hydrodynamique de PROSE. Une représentation simplifiée des ordres de Strahler inférieurs à 2 a été implantée dans le logiciel. PROSE simule le comportement hydraulique des ordres 1 et 2 à l'aide de la formulation simplifiée de MANNING-STRICKLER. Les ordres supérieurs sont simulés en résolvant les équations de SAINT-VENANT. Par ailleurs, le modèle mis en place par Gomez (2002) ne représentait explicitement les cours d'eau que pour un bassin contributif d'une surface minimale de 250 km². Afin de remonter jusqu'aux bassins versants des cours d'eau d'ordre 1 de Strahler il a fallu redéfinir les limites des différentes couches modélisées (Oligocène, Eocène). A cet effet, un mailleur automatique pour NEWSAM, AV-XMAILLE (Théry et Flipo, 2004), a été développé, ainsi que le programme GIS2WAQS qui permet de transcrire aux formats d'entrée de CAWAQS l'information spatiale travaillée sous SIG. Une fois construit, le modèle du Grand Morin a été calé et validé, aussi bien du point de vue de hydrologie que de celui du transport.

Pour ce qui concerne le transport des nitrates dans les aquifères, les données dont nous disposons sont difficiles à interpréter car elles présentent une forte variabilité spatiale. De plus, certaines parties du bassin sont largement sous-échantillonnées. Afin d'appréhender au mieux le transfert des nitrates dans le domaine souterrain, une approche conjointe alliant géostatistique et modélisation déterministe a été développée. A cet effet, nous avons eu recours au krigeage, technique géostatistique qui permet de modéliser le comportement d'une variable aléatoire régionalisée. Le krigeage a donc permis d'interpréter les données dont nous disposons en fournissant une cartographie, sur l'ensemble du domaine, des teneurs en nitrates les plus probables associées à leur intervalle de confiance. Les estimations du krigeage ont servi d'une part à initialiser le domaine souterrain, et d'autre part à confronter les simulations de CAWAQS avec la vision géostatistique. Cette approche a permis de caler la porosité du domaine souterrain, afin que CAWAQS représente des teneurs en nitrates réalistes dans les aquifères.

CAWAQS permet de simuler le transport des nitrates en rivière, ainsi que les transformations biogéochimiques. Dans les cours d'eau à faible profondeur, la qualité de l'eau en rivière est fortement contrainte par les processus benthiques. L'impact du périphyton sur la qualité des eaux du Grand Morin est mal connu. Nous avons donc, sur la base de campagnes de terrain (Flipo, 2001), développé un modèle de comportement du périphyton. Ce modèle a été implanté dans PROSE. Simultanément aux campagnes d'échantillonnage du périphyton, des campagnes de caractérisation de la colonne d'eau ont été menées par le CEMAGREF.

13.3 Synthèse des principaux résultats obtenus sur le Grand Morin

L'ensemble de ces développements a permis d'aboutir à une caractérisation fine du fonctionnement hydrologique du Grand Morin sur la période 1971-2001. De même le transfert des nitrates au sein du bassin a pu être caractérisé sur la période 1977-1996. Tous ces travaux contribuent à enrichir notre connaissance du milieu. La Figure 13.1 récapitule l'ensemble des simulations menées lors du travail de thèse. Quant au Tableau 13.1, elle synthétise les ordres de grandeur déterminés par la modélisation.

	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	
Flux d'azote (STICS)																																
Hydrologie (calage)																																
Hydrologie (validation)																																
Hydrologie (bilans)																																
Transfert d'azote en aquifère (calage)																																
Transfert d'azote en aquifère (bilans)																																
Transfert d'azote en rivière																																
Biogéochimie en rivière																																

FIG. 13.1: Tableau synoptique des simulations réalisées sur le Grand Morin :

- Périodes des simulations STICS : 1er Janvier au 31 Décembre
- Périodes des simulations hydrologiques et de transfert de nitrates en aquifères et rivières : 1er Août au 31 Juillet
- Biogéochimie en rivière : du 1er Mai au 1er Septembre 2001

Après avoir calé et validé le modèle hydrologique, le comportement des aquifères a été étudié sur la période 1971-2001. Les simulations indiquent que la contribution de chaque aquifère aux débits de base des rivières n'est pas proportionnelle à la surface de son impluvium propre. Ainsi l'Oligocène contribue en moyenne à 25 % des débits des rivières et l'Eocène à 75 %. Le débit moyen du Grand Morin à son exutoire est de $8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Le bassin du Grand Morin est caractérisé par un flux élevé d'infiltration des excédents de nitrates provenant des zones cultivées ($4\,332 \text{ tN} \cdot \text{an}^{-1}$), soit $3\,466 \text{ kgN} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$. Il en résulte un fort enrichissement des aquifères, en moyenne de $0.09 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ($\sim 0.4 \text{ mgN}_0_3 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Cependant les volumes des formations géologiques sont très différents. On retiendra donc plutôt une augmentation de l'ordre de $0.21 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (soit $0.92 \text{ mgN}_0_3 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) pour les eaux superficielles de l'Oligocène. Cette augmentation est très rapide. Par contre, dans la partie ouest du bassin, du fait de l'épaisseur de l'Eocène (100 m), les accroissements des concentrations en nitrates sont plus lents. Cependant, même dans ce secteur, les teneurs en nitrates de l'Eocène étaient supérieures à $4.5 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ ($20 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) en 1996.

En plus de la caractérisation de l'état de la contamination en nitrates des aquifères, des flux de dénitrification ont été déterminés. En extrapolant à une année complète les résultats obtenus sur les 40 kilomètres aval du Grand Morin durant l'été 2001, on peut estimer un flux potentiel de $140 \text{ tN} \cdot \text{an}^{-1}$ d'ammonium dénitrifiés dans les compartiments benthiques par le processus de nitrification-dénitrification. Pour les 40 derniers kilomètres du Grand Morin, les résultats des simulations, réalisées avec PROSE, relatifs aux concentrations en ammonium et en nitrates en rivière, comparés aux observations, semblent montrer une forte activité de dénitrification par nitrification-dénitrification dans le biofilm. De jour la dénitrification dans le biofilm, par diffusion de la colonne d'eau vers le biofilm, semble négligeable. Par contre, il

	Quantification	Caractéristiques
Surface totale	1202 km ²	
Impluvium Oligocène	427 km ²	36 % de la surface
Impluvium Eocène	775 km ²	64 % de la surface
Epaisseur moyenne Oligocène	8 m	
Epaisseur Eocène	15 à 100 m	d'est en ouest
Epaisseur non saturée	~15 m	période 1971-2001
Forêts	18 %	de la surface totale
Zones urbaines	2 %	de la surface totale
Terres arables	80 %	dont 81.25 % de SAU
Pluie	700 mm	période 1971-2001
ETR	477 mm	période 1971-2001
Infiltration	197 mm	période 1971-2001
Infiltration Oligocène	85 mm	période 1971-2001
Infiltration Eocène	113 mm	période 1971-2001
Ruissellement	22 mm	période 1971-2001
Débordement de nappes	38 mm	période 1971-2001
Débit à l'exutoire	8 m ³ .s ⁻¹	période 1971-2001
Temps de vidange zone non saturée	max ~ 300 j	période 1971-2001
Flux racinaire STICS	4332 tN.an ⁻¹	période 1971-1999
Flux ruisselé	678 tN.an ⁻¹	période 1977-1996
Flux infiltré Oligocène	1450 tN.an ⁻¹	période 1977-1996
Flux infiltré Eocène	2194 tN.an ⁻¹	période 1977-1996
Concentration infiltrée Oligocène	13.6 mgN.L ⁻¹	période 1977-1996
Concentration infiltrée Eocène	17.2 mgN.L ⁻¹	période 1977-1996
Concentration drainée* Oligocène	11 mgN.L ⁻¹	période 1977-1996
Concentration drainée* Eocène	8.9 mgN.L ⁻¹	période 1977-1996
ΔC Oligocène	0.21 mgN.L ⁻¹ .an ⁻¹	période 1977-1996
ΔC Eocène	0.085 mgN.L ⁻¹ .an ⁻¹	période 1977-1996
ΔC moyen	0.09 mgN.L ⁻¹ .an ⁻¹	période 1977-1996
Flux passif exutoire	2616 tN.an ⁻¹	période 1977-1996
Flux observé exutoire	1670 tN.an ⁻¹	période 1991-1996
Flux dénitrification totale[†]	940 tN.an ⁻¹	période 1991-1996
Flux nitrification-dénitrification	84 tN.an ⁻¹	mai 2001 - septembre 2001

* Concentration des eaux d'alimentation des cours d'eau
[†] 800 tN.an⁻¹ pour le flux de nitrates diffus, et 140 tN.an⁻¹ par nitrification-dénitrification estimés à partir des campagnes de terrain de l'année 2001.

TAB. 13.1: Synthèse des résultats moyens caractérisant le bassin du Grand Morin proprement dit.

se peut qu'une activité de dénitrification ait lieu dans les compartiments benthiques durant la nuit, du fait de fortes anoxies qui apparaissent dans ces compartiments. Des campagnes de terrain et des expériences menées en laboratoire seront réalisées cette année dans le cadre du PIREN SEINE afin de confirmer et quantifier ces processus benthiques.

Finalement, les simulations, réalisées avec CWAQs, de transport passif en rivière ont permis d'estimer, sur la période 1991-1996, un flux de dénitrification des apports diffus de 800 tN.an⁻¹, soit environ 20 % du flux d'azote issu de la zone racinaire. Sur les 4 000 tN.an⁻¹ issues de la zone racinaire, les résultats de simulations indiquent aussi que 39 % sont stockés dans les aquifères et 41 % exportés par les rivières.

13.4 Perspectives

Les perspectives de ce travail de thèse sont multiples. Tout d'abord, le modèle présente un intérêt dans le cadre de l'étude du fonctionnement des nappes alluviales et des zones humides. Actuellement, de nombreux travaux sont menés pour localiser les sites potentiels de dénitrification à partir de divers indices (Curie et al., 2003; Mérot et al., 2003). A l'échelle du bassin de la Seine, une typologie fonctionnelle des zones humides a été réalisée par Gaillard et al. (2002). Des travaux sont en cours pour mettre en relation les différents niveaux de cette typologie avec des indices topographiques et climato-topographiques. Pour explorer les capacités dénitrifiantes des zones humides riveraines, il sera nécessaire d'opérer la synthèse de nombreuses informations. En cela la plate-forme de modélisation CAWAQS est parfaitement adaptée car elle est capable de simuler les flux d'eau et d'azote échangés entre les aquifères et les rivières depuis les têtes de bassin amont jusqu'à l'exutoire. Une analyse des bilans d'azote à l'échelle du Grand Morin pourra donc être menée avec pour objectif de quantifier le rôle des zones humides riveraines dans l'élimination des nitrates.

CAWAQS permet également de simuler les apports diffus à la rivière. Le modèle constitue donc une base intéressante pour aborder les problèmes de dénitrification benthique en rivière. Le modèle biogéochimique PROSE permet de simuler les processus relatifs aux transformations de l'azote en rivière. Afin de caractériser l'impact du benthos sur l'élimination de l'azote, des nouvelles campagnes de terrain seront menées conjointement avec des simulations numériques afin d'établir des bilans de matière précis à l'échelle d'un tronçon de rivière.

Une autre application intéressante de CAWAQS est l'analyse prospective du changement des pratiques agricoles à l'échelle d'un bassin de taille intermédiaire tel que le Grand Morin. De même la problématique de l'impact du changement climatique peut être abordée à l'échelle d'un tel bassin versant.

CAWAQS a été appliqué au transfert des nitrates dans un bassin versant. Au delà de la problématique des pollutions azotées, c'est aussi la problématique plus générale du transfert des éléments dissous dans le bassin versant qui pourrait être traitée. La structure souple de CAWAQS permet d'introduire des réactions d'adsorption et de dégradation des éléments lors de leur transfert dans le bassin versant. En cela, le modèle pourrait être adapté pour étudier, à l'échelle d'un bassin versant, le transfert des polluants organiques tels que les pesticides.

Une autre perspective de CAWAQS est la modélisation biogéochimique d'un réseau hydrographique. Pour atteindre cet objectif, il sera nécessaire de simuler l'ensemble des apports diffus et ponctuels à la rivière. De nombreuses études ont déjà été réalisées avec PROSE afin d'étudier l'impact de rejets ponctuels sur les cours d'eau (Even, 1995; Flipo et al., 2001; Even et al., 2004; Poulin et al., 2004). Par contre, pour les apports diffus, il conviendra d'étudier la genèse des flux de matières en suspension et des polluants associés au niveau des bassins versants. Le problème de l'ensemencement du chevelu hydrographique en producteurs primaires et bactéries devra être étudié étant donné la sensibilité du modèle à ces variables de forçage.

Finalement, CAWAQS est d'ores et déjà un outil adapté pour réaliser les études de synthèse préalable à la mise en place de SAGE à l'échelle d'un bassin versant de la taille de celui du Grand Morin. En effet la plate-forme de modélisation s'appuie sur une description explicite du cycle de l'eau en relation avec les différents sous-systèmes qui constituent le bassin versant : sols, aquifères, réseau hydrographique et les interfaces correspondantes. De plus CAWAQS est construit selon une structure modulaire qui lui permet de bénéficier de toutes les possibilités de PROSE. Il est donc possible, avec cet outil d'étudier un large spectre de problématiques, du champ proche d'un rejet en rivière jusqu'aux pollutions diffuses à l'échelle du bassin versant

dans son ensemble.

Références

- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, and J. Rasmussen (1986a). An introduction to the european hydrological system. 1. history and philosophy of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 45–59.
- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, and J. Rasmussen (1986b). An introduction to the european hydrological system. 2. structure of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 61–77.
- AESN (1974). *Les bassins de la Seine et des cours d'eau Normands - Eaux souterraines*, Volume Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre, tome 1, fasc. 4.
- AFNOR (1999). *Qualité de l'eau - Dosage de la chlorophylle a et d'un indice phéopigments. Méthode par spectrométrie d'adsorption moléculaire.*, Volume Norme AFNOR T90-117.
- Altman, S. and R. Parizek (1995). Dilution of nonpoint-source nitrate in groundwater. *J. Environ. Qual.* 24, 707–718.
- Ambroise, B. (1999). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2- modélisation systémique et dynamique. *Revue des Sciences de l'Eau* 12, 123–153.
- Ambrose, R. B., T. A. Wool, J. P. Wool, and R. W. Schanz (1988). *WASP4, A hydrodynamic and water quality model. Model theory, user's manual guide and programmer's guide.* US EPA.
- Améziane, T. (2000). *Développement des micro-organismes phytoplanctoniques et périphytiques en période d'étiage estival dans le fleuve Garonne.* Ph. D. thesis, Université Toulouse III.
- Améziane, T., F. Garabetian, D. Dalger, S. Sauvage, A. Dauta, and J. Capblancq (2002). Epilithic biomass in a large gravel bed river (la Garonne and France) : A manifestation of eutrophication? *River. Res. Applic.* 18, 343–354.
- Andersson, L. and B. Arheimer (2001). Consequences of changed wetness on riverine nitrogen - human impact on retention vs. natural climatic variability. *Regional Environmental Change* 2, 93–105.
- Arheimer, B. and M. Brandt (1998). Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio* 27(6), 471–480.
- Arheimer, B. and M. Brandt (2000). Watershed modelling of nonpoint nitrogen losses from arable land to the swedish coast in 1985 and 1994. *Ecological Engineering* 14, 389–404.
- Arheimer, B. and J. Olsson (2003). Integration and coupling of hydrological models with water quality models : Applications in Europe. Technical report, Workgroup Report, WMO RA VI. submitted.
- Arheimer, B. and H. Wittgren (1994). Modelling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio* 23(6), 378–386.

- Arnold, J., R. Srinivasan, R. Muttiah, and J. Williams (1998). Large area hydrologic modelling and assessment. part I : Model development. *Journal of the American Water Resources Association* 14, 73–89.
- Asaeda, T. and D. Son (2000). Spatial structure and populations of a periphyton community : a model and verification. *Ecol. Model.* 133, 195–207.
- Asaeda, T. and D. Son (2001). A model of the development of a periphyton community : resource and flow dynamics. *Ecol. Model.* 137, 61–75.
- Ashley, R. (1994). Examples of groundwater modelling in environmental assessment studies. *Journal of Inst. Water and Environment Management* 8(6), 635–645.
- Bagnold, R. (1966). An Approach to the Sediment Transport Problem from General Physics. Physiographic and Hydraulic Studies of Rivers. Technical report, Geological Survey Professional paper 422-I.
- Barnwell, T., L. Brown, and R. Whittemore (1987). *Systems Analysis in Water Quality Management*, Chapter QUAL2E - A Case Study in Water Quality Modelling Software, pp. 377–387. Pergamon Press New York.
- Baubion, C. (2004). Impact du changement climatique sur le bassin de la Seine. Master's thesis, Université Pierre et Marie Curie, Paris 6. 74 p.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. Amsterdam.
- Beaudouin, N. (2005). Test de STICS pour sa généralisation à l'ensemble des cultures des rotations d'un bassin hydrologique. Séminaire STICS, Carry-le-Rouet 17-18 mars 2005. 107-110.
- Benoît, M., C. Bornerand, C. Mignolet, E. Bienaimé, R. Cosserat-Mangeot, J.-F. Mari, and J.-M. Trommenschlager (2000). Etude rétrospective des dynamiques agricoles dans le bassin de la Seine depuis les années 70. Technical report, PIREN SEINE.
- Besbes, M. (1978). *L'estimation des apports aux nappes souterraines. Un modèle régional d'infiltration efficace*. Ph. D. thesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- Beven, K. (1989). Changing ideas in hydrology. The case of physically-based model. *Journal of Hydrology* 105, 157–172.
- Biggs, B. and M. Close (1989). Periphyton biomass in gravel bed rivers : the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* 22, 209–231.
- Biggs, B. and S. Stokseth (1996). Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regul. River.* 12, 251–261.
- Bilaletdin, A., A. Lepistö, L. Finer, M. Forsius, M. Homberg, J. Kämäri, H. Mäkelä, and V. Varjo (2001). A regional gis-based model to predict long-term responses of soil and water chemistry to atmospheric deposition : initial results. 131, 275–303.
- Billen, G. and J. Garnier (1999). Nitrogen transfers through the Seine drainage network : a budget based on the application of the RIVERSTRAHLER model. *Hydrobiologia* 410, 139–150.
- Billen, G., J. Garnier, and P. Hanset (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119–137.
- Billen, G., J. Garnier, and M. Meybeck (1998). *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, Chapter Les sels nutritifs : l'ouverture des cycles, pp. 531–5. Elsevier.

- Billen, G. and P. Servais (1989). Modélisation des processus de dégradation bactérienne de la matière organique en milieu aquatique. In *Micro-organismes dans les écosystèmes océaniques*, pp. 219–245. Masson.
- Birgand, F. (2000). *Quantification and Modelling of in-stream processes in agricultural canals of the lower coastal plain*. Ph. D. thesis, North Carolina State University.
- Boët, P., J. Belliard, R. B. dit Thomas, and E. Tales (1999). Multiple human impacts by city of paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia* 410, 59–68.
- Boudreau, B. P. (1997). *Diagenetic Models and their Implementation*. Springer.
- Bourlange, S. (2000). Modélisation hydraulique et écologique d'une rivière amont : le Grand Morin. Master's thesis, DEA HHGG, ENSMP.
- Boyer, E., C. Goodale, N. Jaworski, and R. Howarth (2002). Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58, 137–169.
- Brisson, N., B. Mary, D. Ripoche, M. Jeuffroy, F. Ruget, B. Nicoulaud, P. Gate, F. Devienne-Barret, R. Antonioletti, C. Durr, G. Richard, N. Beaudoin, S. Recous, X. Tayot, D. Plenet, P. Cellier, J. Machet, J. Meynard, and R. Delécolle (1998). Stics : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1-theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Brown, L. (1987). *Systems Analysis in Water Quality Management*, Chapter Uncertainty Analysis in Water Quality Modelling Using QUAL2E, pp. 309–319. Pergamon Press New York.
- Brown, L. C. and T. O. Barnwell (1987). *Enhanced stream water quality models, QUAL2E and QUAL2E UNCAS — Documentation and user's TechReport*. US EPA.
- Brunstein, D. (1999). *Un Système d'Information Géographique pour l'analyse du continuum amont-aval et les changements d'échelle dans un système fluvial*. Ph. D. thesis, Université de Paris I - Panthéon - Sorbonne.
- Brye, K., J. Norman, L. Bundy, and S. Gower (2001). Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potentiel. *J. Environ. Qual.* 30, 58–70.
- Buzzelli, C., D. Childers, Q. Dong, and R. Jones (2000). Simulation of periphyton phosphorus dynamics in everglades national park. *Ecol. Model.* 134, 103–115.
- Cazaubon, A., T. Rolland, and M. Loudiki (1995). Heterogeneity of periphyton in french mediterranean rivers. *Hydrobiologia* 300/301, 105–114.
- Celik, I. and W. Rodi (1991). Suspended sediment-transport capacity for open channel flow. *Journal of Hydraulic Engineering* 117(2), 191–204.
- Chauvet, P. (1999). *Aide-mémoire de géostatistique linéaire*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Chilès, J.-P. and P. Delfiner (1999). *Geostatistics : modeling spatial uncertainty*. Wiley, New-York.
- Christiaens, K., M. Vanclooster, D. Mallants, E. Xevi, and J. Feyen (1995). Modelling of the water and nutrient cycle at the catchment scale using the european hydrological system SHE 2 : Nitrogen balance. *Water* 81, 98.
- Clement, T., Y. Sun, B. Hooker, and J. Petersen (1998). Modelling multispecies reactive transport in ground water. *Ground Water Monitoring and remediation* 18(2), 79–92.

- Collectif (1996). Corine land cover : une base de données géographiques d'occupation du sol. IFEN, Agence Européenne pour l'Environnement.
- Conan, C., F. Bouraoui, N. Turpin, G. de Marsily, and G. Bidoglio (2003). Modeling flow and nitrate fate at catchment scale in Brittany (France). *J. Environ. Qual.* 32, 2026–2032.
- Cosby, B., R. Ferrier, A. Jenkins, B. Emmett, R. Wright, and A. Tietema (1997). Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition : Model of ecosystem retention and loss of inorganic nitrogen MERLIN. *Hydrology and Earth System Sciences* 1, 137–158.
- Cosby, B., R. Ferrier, A. Jenkins, and R. Wright (2001). Modelling the effects of acid deposition : refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5, 499–518.
- Cosby, B., G. Hornberger, J. Galloway, and R. Wright (1985). Modelling the effect of acid deposition : assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research* 21, 51–63.
- Cosby, B., R. Wright, and E. Gjessing (1995). An acidification model (magic) with organic acid evaluated using whole-catchment manipulations in norway. *Journal of Hydrology* 170, 101–122.
- Cotner, J. B. and R. G. Wetzel (1992). Uptake of dissolved inorganic and organic phosphorus compounds by phytoplankton and bacterioplankton. *Limnol. Oceanogr.* 37(2), 232–243.
- Crabtree, R., R. Gent, and I. Clifford (1994). Controlling pollution from combined sewer overflows : Practical experience of applying an integrated approach in the UK. *Genie-Urbain-Genie Rural* 5, 269–272.
- Cunge, J. (1986/1987). Simulation des écoulements non permanents dans les rivières et canaux. Technical report, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Curie, F., A. Ducharne, H. Bendjoudi, and S. Gaillard (2003). Classification et typologie fonctionnelle des zones humides riveraines à l'échelle du bassin de la Seine : élimination et rétention des nitrates. Technical report, PIREN SEINE.
- de Marsily, G. (1995). *L'eau*. "Dominos", Flammarion.
- de Marsily, G., E. Ledoux, A. Levassor, D. Poitrial, and A. Salem (1978). Modelling of large multilayered aquifer systems : Theory and applications. *Journal of Hydrology* 36, 1–34.
- DeAngelis, D., M. Moreau, D. Neergaard, P. Mulholland, and E. Marzolf (1995). Modelling nutrient-periphyton dynamics in streams : the importance of transient storage zones. *Ecol. Model.* 80, 149–160.
- DeMarchi, C., P. Ivanov, A. Jolma, I. Masliev, M. Smith, and L. Somlyódy (1999). Innovative tools for water quality management and policy analysis : Desert and streamplan. *Water Science and Technology* 40(10), 103–110.
- Dent, C. and J. Henry (1999). Modelling nutrient-periphyton dynamics in streams with surface-subsurface exchange. *Ecol. Model.* 122, 97–116.
- DHI(1992). *MIKE11 User Manual*. Danemark : DHI.
- Diekkrüger, B., D. Söndgerath, K. Kersebaum, and C. McVoy (1995). Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecol. Model.* 81, 3–29.
- Ducharne, A., S. Théry, G. Billen, N. Beaudoin, M. Benoit, N. Brisson, G. Garnier, H. Kieken, E. Ledoux, B. Mary, C. Mignolet, L. Mernet, X. Poux, E. Sauboua, C. Schott,

- P. Viennot, A. A. Alkhair, C. Baubion, F. Curie, G. Ducos, E. Gomez, S. Lebonvallet, G. Olive, and P.-E. Sicart (2004). Influence du changement climatique sur le fonctionnement hydrologique et biogéochimique du bassin de la Seine. Technical report, Projet GICC-seine.
- Dupuy, A., M. Razack, and O. Banton (1997a). Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène. I evaluation des apports à la nappe (modèle agriflux). *Revue des Sciences de l'Eau 1*, 23–40.
- Dupuy, A., M. Razack, and O. Banton (1997b). Contamination nitratée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène. II evolution des concentrations dans la nappe. *Revue des Sciences de l'Eau 2*, 185–198.
- Durand, Y., E. Burn, L. Merindol, G. Guyomarc'h, B. Lessafre, and E. Martin (1993). A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciology 18*, 65–71.
- Duwig, C., B. Normand, M. Vauclin, G. Vachaud, S. Green, and T. Becquer (2003). Evaluation of the WAVE model for predicting nitrate leaching for two contrasted soil and climate conditions. *Vadose Zone J. 2*, 76–89.
- Edijatno, N., X. Yang, Z. Makhlof, and C. Michel (1999). Gr3j : a daily watershed model with three free parameters. *Hydrological sciences journal 44* (2), 263–278.
- Emmett, B., B. Cosby, R. Ferrier, A. Jenkins, A. Tietema, and R. Wright (1997). Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition : Simulation of nitrogen saturation in a sitka spruce forest, aber, wales. *Biogeochemistry 38*, 129–148.
- EU (2001). *The EU Water Directive*. <http://europa.eu.int/comm/environment/water/index.html>.
- Even, S. (1995). *Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine - Le modèle PROSE*. Ph. D. thesis, Centre d'Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Even, S., N. Flipo, M. Poulin, S. Bonniez, and R. Keryell (2003). Développements opérationnels des outils de modélisation de la qualité de l'eau dans le bassin de la Seine : PROSE à tubes de courant, version3. Technical report, PIREN SEINE.
- Even, S., M. Poulin, J. Garnier, G. Billen, P. Servais, A. Chesterikoff, and M. Coste (1998). River ecosystem modelling. Applications of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia 373/374*, 27–45.
- Even, S., M. Poulin, J.-M. Mouchel, M. Seidl, and P. Servais (2004). Modelling oxygen deficits in the Seine river downstream of combined sewer overflows. *Ecol. Model. 173*, 177–196.
- Ewen, J., G. Parkin, and P. O'Connell (2000). SHETRAN : Distributed river basin flow and transport modelling system. *Journal of Hydrologic Engineering 5*, 250–258.
- Ferry, M. (1996, décembre). Vingt ans de mesures de qualité des eaux sur le bassin versant de l'Orgeval (Seine et Marne). Technical report, CEMAGREF.
- Fischer, H., E. List, R. Koh, J. Imberger, and N. Brooks (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic press.
- Fischer, H. and M. Pusch (2001). Comparison of bacterial production in sediments and epiphyton and the pelagic zone of a lowland river. *Freshwater Biology 46*, 1335–1348.
- Fisher, P., R. Abrahart, and W. Herbinger (1997). The sensitivity of two distributed non-point source pollution models to the spatial arrangement of the landscape. *Hydrological Processes 11*, 241–252.

- FitzHugh, T. and D. Mackay (2000). Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural non-point source pollution model. *Journal of Hydrology* 236, 35–53.
- Flipo, N. (2001). Site atelier du Grand Morin : modélisation biogéochimique et étude d'un compartiment benthique. Master's thesis, DEA HHGG, ENSMP.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, and E. Ledoux (2005). Hydrological part of CAWAQS (CAtchment WATER Quality Simulator) : fitting on a small sedimentary basin. *Verh. Internat. Verein. Limnol. Proceedings de SIL 2004, Lahti 8-14 août 2004*. accepted.
- Flipo, N., S. Even, M. Poulin, M.-H. Tusseau-Vuillemin, T. Améziane, and A. Dauta (2004). Biogeochemical modelling at the river scale : Plankton and periphyton dynamics - Grand Morin case study, France. *Ecol. Model.* 176, 333–347.
- Flipo, N., M. Poulin, S. Even, and S. Bourlange (2001). Modélisation du fonctionnement hydraulique et écologique du Grand Morin. Technical report, PIREN SEINE.
- Frind, E., W. Duynisveld, O. Strelbel, and J. Boettcher (1990). Modelling of multicomponent transport with microbial transformation in groundwater : The fuhrberg case. *Water Resources Research* 26(8), 1707–1719.
- Gaillard, S., M. Sebilo, D. Brunstein, D. N'Guyen-The, M. Grably, E. Fustec, H. Bendjoudi, J.-P. Bravard, A. Amezal, G. Billen, and A. Mariotti (2002). Typologie et fonctions des zones humides riveraines. Technical report, PIREN SEINE.
- Garnier, J. and G. Billen (1993). Ecological interactions in a shallow sand-pit (Créteil Lake, France). *Hydrobiologia* 275/276, 97–114.
- Garnier, J., G. Billen, and M. Coste (1995). Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the river Seine : Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40(4), 750–765.
- Garnier, J., G. Billen, P. Hanset, P. Testard, and M. Coste (1998). Développement algal et eutrophisation dans le réseau hydrographique de la Seine. In M. Meybeck, G. de Marsily, and E. Fustec (Eds.), *La Seine en son bassin-Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, pp. 593–626. Elsevier.
- Garnier, J., G. Billen, N. Sanchez, and B. Leporcq (2000). Ecological functioning of the Marne reservoir (upper Seine basin, France). *Regul. Rivers : Res. Mgmt.* 16, 51–71.
- Geng, Q. Z. (1988). *Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique*. Ph. D. thesis, ENSMP.
- Geovariances (2004). *Isatis Software Manual, 5th Edition*. Geovariances and Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. 710 p.
- Goblet, P. (1981). *Modélisation des transferts de masse et d'énergie en aquifère*. Ph.D.thesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris et Université Pierre et Marie Curie-Paris VI.
- Golaz-Cavazzi, C. (1999). *Modélisation hydrologique à l'échelle régionale appliquée au bassin du Rhône*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Gomez, E. (2002). *Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine*. Ph. D. thesis, École Nationale Supérieure des Mines de Paris, Centre d'Informatique Géologique.
- Gomez, E., E. Ledoux, P. Viennot, C. Mignolet, M. Benoît, C. Bornerand, C. Schott, B. Mary, G. Billen, A. Ducharne, and D. Brunstein (2003). Un outil de modélisation intégrée du transfert des nitrates sur un système hydrologique : Application au bassin de la Seine. *La Houille Blanche* 3-2003, 38–45.

- Gusman, A. and M. Marino (1999). Analytical modeling of nitrogen dynamics in soils and ground water. *Journal of irrigation and drainage engineering* 11/12, 330–337.
- Hamilton, S., J. Tank, D. Raikow, W. Wollheim, B. Peterson, and J. Webster (2001). Nitrogen uptake and transformation in a midwestern US stream : A stable isotope enrichment study. *Biogeochemistry* 54, 297–340.
- Hervouet, J.-M. (2003). *Hydrodynamique des écoulements à surface libre - Modélisation numérique avec la méthode des éléments finis*. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Hill, W. R. and H. L. Boston (1991). Community development alters photosynthesis-irradiance relations in stream periphyton. *Limnol. Oceanogr.* 36(7), 1375–1389.
- Howarth, R., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudeyarov, P. Murdoch, and Z. Zhao-Liang (1996). Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean : Natural and human influences. *Biogeochemistry* 35, 75–139.
- Hug, M. (1975). *Mécanique des fluides appliquée*. Editions Eyrolles.
- Huwe, B. and K. Totsche (1995). Deterministic and stochastic modelling of water, heat and nitrogen dynamics on different scales with WHNSIM. *Journal of Contaminant Hydrology* 20, 365–384.
- IAURIF(2000). La dépollution domestique en ile-de-France. Technical report, IAURIF.
- Isaaks, E. and R. Srivastava (1989). An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press. 561 p.
- ISMAR(1997). Synthèse des travaux des partenaires français. Rapport final. Technical report, Projet EUREKA EU 479.
- Ivanov, P., I. Masliev, M. Kularathna, C. De Marchi, and L. Somlyódy (1996). DESERT User's manual. Technical report, International Institute for Applied Systems Analysis, Austria - Institute for Water and Environmental Problems, Russia.
- Jansson, P. (1991). SOILN : *User's Manual* (Communications 91 :6 ed.). Swedish University of agricultural Science.
- Jarvis, N., C. Brown, and E. Granitzka (2000). Sources of error in model predictions of pesticide leaching : a case study using the MACRO model. *Agricultural Water Management* 44, 247–262.
- Jeanée, N. (2001). *Caractérisation géostatistique de pollutions industrielles de sols - Cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur d'anciens sites de cokeries*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Johnsson, H. and M. Hoffmann (1998). Nitrogen leaching from agricultural land in Sweden. *Ambio* 27, 481–48.
- Kauark-Leite, L. (1990). *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- King, D., C. L. Bas, M. Jamagne, and H. et J. Daroussin (1995). Base de données géographique des sols de France à l'échelle du 1/1000000. Notice générale d'utilisation. Technical report, Service d'étude des sols et de la carte pédologique (INRA).

- Kinzelbach, W., W. Schäfer, and J. Herzer (1991). Numerical modeling of natural and enhanced denitrification processes in aquifers. *Water Resources Research* 27(6), 1123–1135.
- Kjonaas, O. and R. Wright (1998). Nitrogen leaching from N limited forest ecosystems : the MERLIN model applied to Gårdsjön, Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences* 2, 415–429.
- Klaghofer, E., W. Birnbaum, and W. Summer (1993). *Linking sediment and nutrient export models with a geographic information system*, Chapter Applications of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management, pp. 501–506. Number 211. IAHS Publication.
- Kölle, W. (1989). Institut für grundwasserwirtschaft, technische universität dresden : Umsatz von nährstoffen und reaktionspartnern unterhalb des wurzelraumes und im grundwasser - bedeutung für die wasserbeschaffenheit, volume 2. Dresden, Germany.
- Kämäri, J., K. Rankinen, L. Finer, S. Piirainen, and M. Posch (1998). Modelling the response of soil and runoff chemistry to forest harvesting in a low deposition area (Kangasvaara Eastern Finland). *Water Resources Research* 33, 177–185.
- Korom, S. (1992). Natural denitrification in the saturated zone : A review. *Water Resources Research* 28(6), 1657–1668.
- Kroes, J., J. Wesseling, and J. V. Dam (2000). Integrated modelling of the soil-water-atmospher-plant system using the model SWAP 2.0 : an overview of theory and application. *Hydrological Processes* 14 (11-12), 1993–2002.
- Krysanova, V. and A. Becker (1999). Integrated modelling of hydrological processes and nutrients dynamics at the river basin scale. *Hydrobiologia* 410, 131–138.
- Krysanova, V., D.-I. Müller-Wohlfeil, and A. Becker (1998). Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecol. Model.* 106, 261–289.
- Kunkel, R., M. Bach, H. Behrendt, and F. Wendland (2004). Groundwater-borne nitrate intakes into surface waters in Germany. *Water Science and Technology* 49(3), 11–19.
- Lalande, M. (2004). La production primaire par les biofilms à l'interface rivière-sédiment. Technical report, Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement.
- Lalleman-Barres, A. and P. Peaudecerf (1978). Recherche des relations entre les valeurs mesurées de la dispersivité macroscopique d'un milieu aquifère, ses autres caractéristiques et les conditions de mesure. *Bulletin du BRGM* 3(4).
- Lancelot, C., C. Veth, and S. Mathot (1991). Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the scotia-weddell sea sector of the southern ocean during spring 1998. *J. mar. System* 2, 333–346.
- Larocque, M. and O. Banton (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AGRIFLUX. *Revue des Sciences de l'Eau* 8, 3–21.
- Larsbo, M. and N. Jarvis (2003). MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. technical description. Technical report, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Larsson, M. and N. Jarvis (1999). Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. *Journal of Hydrology* 215, 153–171.

- Lasserre, F., M. Razack, and O. Banton (1999). A gis-linked model for the assessment of nitrate contamination in groundwater. *Journal of Hydrology* 224 (3-4), 81–90.
- Ledoux, E. (1975). Programme NEWSAM : principe et notice d'emploi. Technical report, Centre d'Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Ledoux, E. (1980). *Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique*. Ph. D. thesis, ENSMP, UPMC.
- Ledoux, E., G. Girard, and J.P.Villeneuve (1984). Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche* 1-2, 101–110.
- Leistra, M., A. van der Linden, J. Boesten, A. Tiktak, and F. van der Berg (2000). PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of processes. Alterra Wageningen. Alterra report 13 RIVM report 711401009.
- Lencastre, A. (1966). *Manuel d'hydraulique générale*. Collection du centre de recherches et d'essais de Chatou. Eyrolles.
- Leonard, R., W. Knisel, and D. Still (1997). GLEAMS : Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 30, 1403–1418.
- Levassor, A. and E. Ledoux (1996). Programme NEWSAM - notice d'utilisation. Technical report, Centre d'Informatique Géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Liden, R., A. Vasilyev, P. Stalnacke, E. Loigu, and H. Wittgren (1999). Nitrogen source apportionment - a comparison between a dynamic and a statistical model. *Ecol. Model.* 114, 235–250.
- Lock, M. (1993). Attached microbial communities in rivers. In T. Ford (Ed.), *Aquatic Microbiology : An ecological approach*, pp. 113–138. Blackwell.
- Lunn, R., R. Adams, R. Mackay, and S. Dunn (1996). Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174, 285–304.
- Mailhol, J., P. Ruelle, and I. Nemeth (2001). Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation. *Irrigation Science* 20 (3), 139–147.
- Mailhot, A., A. Rousseau, S. Massicotte, J. Dupont, and J. Villeneuve (1997). A watershed-based system for the integrated management of surface water quality : The GIBSI system. *Water Sci. Technol.* 36(5), 381–387.
- Maldiney, M.-A. (1994). *Caractéristiques physiques des particules en suspension dans un fleuve canalisé, exemple de la Seine*. Ph. D. thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Matheron, G. (1965). *Les variables régionalisées et leur estimation : une application de la théorie des fonctions aléatoires aux sciences de la nature*. Masson, Paris.
- Matheron, G. (1978). *Estimer et choisir* (Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Fasc. 7 ed.). Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Matheron, G. and G. de Marsily (1980). Is transportation in porous media always diffusive? a counter example. *Water Resources Research* 16(5).
- McDonald, M. and A. Harbaugh (1988). *MODFLOW, a modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*, Chapter Book 6. Technique of Water Resources Investigations of the US Geological Survey, 586 p.

- McIntire, C. (1973). Periphyton dynamics in laboratory streams : a simulation model and its applications. *Ecological Monographs* 43(3), 399–420.
- Meybeck, M., J.-M. Mouchel, Z. Idlafkih, V. Andreassian, and S. Thibert (1998). *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, Chapter Transfert d'eau, de matières dissoute et particulaire dans le réseau fluvial, pp. 345–389. Elsevier.
- Mégnién, C. (1979). Hydrogéologie du centre du bassin de Paris. Mémoire BRGM.
- Mégnién, F. (1983). *Carte géologique de la France à 1/250 000 - Paris*. BRGM.
- Molénat, J. and C. Gascuel-Oudou (2002). Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use on water quality. *Hydrological Processes* 16, 479–492.
- Mouchel, J.-M., J. Dispan, M.-H. Tusseau, G. le Reveillé, P. Servais, and M. Frébutte (1998). Encore un effort du côté de la matière organique. Technical report, PIREN SEINE.
- Moxey, A. and B. White (1998). NELUP : Some reflections on undertaking and reporting interdisciplinary river catchment modelling. *Journal of Environmental Planning and Management* 41, 397–402.
- Mérot, P., H. Squidant, P. Arousseau, M. Hefting, T. Burt, V. Maitre, M. Kruk, A. Butturini, C. Thenail, and V. Viaud (2003). Testing a climato-topographic index for predicting wetlands distribution along a european climate gradient. *Ecol. Model.* 163, 51–71.
- Nearing, M., L. Lane, and V. Lopes (1994). Modeling soil erosion. In R. Lal (Ed.), *Soil Erosion Research Methods*, pp. 127–156. Soil and Water Conservation Society and St Lucie Press.
- Neitsch, S., J. Arnold, J. Kiniry, J. Williams, and K. King (2002). *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation*. USDA. <http://www.brc.tamus.edu/swat/swatdoc.html>.
- Olsthoorn, T. (1999). A comparative review of analytic and finite difference model used at the Amsterdam water supply. *Journal of Hydrology* 226(3-4), 139–143.
- Orlob, G. (1992). Water-quality modelling for decision making. *J. Water Resour. Plan. Manage* 118(3), 295–307.
- Penven, M., T. Muxart, M.-C. Guerrini, P. Jannot, D. Brunstein, and R. Mussot (1998). *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*, Chapter Un bassin versant agricole et ses pratiques : le Grand Morin, pp. 127–158. Elsevier.
- Perrin, C., C. Michel, and V. Andréassian (2001). Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology* 242(3-4), 275–301.
- Petterson, A., B. Arheimer, and B. Johansson (2001). Nitrogen concentrations simulated with HBV-N : new response function and calibration strategy. *Nordic Hydrology* 32(3), 227–248.
- Picioreanu, C., M. V. Loosdrecht, and J. Heijnen (1998a). Mathematical modeling of biofilm structure with a hybrid differential-discrete cellular automaton approach. *Biotechnology and Bioengineering* 58(1), 101–116.
- Picioreanu, C., M. V. Loosdrecht, and J. Heijnen (1998b). A new combined differential-discrete cellular automaton approach for biofilm modeling : application for growth in gel beds. *Biotechnology and Bioengineering* 57(6), 718–731.
- Pizarro, G., D. Griffeath, and D. Noguera (2001). Quantitative cellular automaton model for biofilms. *Journal of Environmental Engineering* 127(9), 782–789.

- Platt, T., K. Denman, and A. Jassby (1977). *The sea - Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas - Marine Modelling*, Volume 6, Chapter Modelling the productivity of phytoplankton, pp. 807–856. John Wiley and Sons.
- Postma, D., C. Boesen, H. Kristiansen, and F. Larsen (1991). Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer : Water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resources Research* 27(8), 2027–2045.
- Poulin, M., S. Even, and B. Thouvenin (2004). Evolution prospective de la qualité des eaux de surface. Scénario tendanciel de la directive cadre européenne de l'agglomération parisienne à l'estuaire. Technical report, PIREN SEINE.
- Poulin, M., N. Flipo, S. Even, M.-H. Tusseau-Vuillemin, M. Sainte-Laudy, S. Goulette, P. Servais, and J.-M. Mouchel (2002). Site atelier du Grand Morin. Technical report, PIREN Seine.
- Puckett, L. (2004). Hydrogeologic controls on the transport and fate of nitrate in ground water beneath riparian buffer zones : results from thirteen studies across the United States. *Water Science and Technology* 49(3), 47–53.
- Puckett, L., T. Cowdery, P. McMahon, L. Tornes, and J. Stoner (2002). Using chemical, hydrologic, and age dating analysis to delineate redox processes and flow paths in the riparian zone of a glacial outwash aquifer-stream system. *Water Resources Research* 38(8), 10.1029/2001WR000396.
- Rabouille, C., M. Lalande, B. Bombled, M. Poulin, and N. Flipo (2005). Production des micro-algues benthiques mesurée sur le Grand Morin : premiers essais de mesure *in situ*. Technical report, PIREN SEINE.
- Ramade, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau - biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience International.
- Redfield, A., B. Ketchum, and F. Richards (1963). *The Sea. Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas. The Composition of the Sea-Water Comparative and Descriptive Oceanography*, Volume 2, Chapter The influence of organisms on the composition of sea-water, pp. 26–77. Interscience Publishers.
- Refsgaard, J., H. Sorensen, I. Mucha, D. Rodak, Z. Hlavaty, L. Banský, J. Klucovská, J. Topolska, J. Takac, V. Kosc, H. Enggrob, G. Engesgaard, J. Jensen, J. Fiselier, J. Griffioen, and S. Hansen (1998). An integrated model for the danubian lowland - methodology and applications. *Water Resources Research* 12, 433–465.
- Refsgaard, J., M. Thorsen, J. Jensen, S. Kleetschulte, and S. Hansen (1999). Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* 221, 117–140.
- Reichert, P. (1994). AQUASIM- a tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology* 30(2), 21–31.
- Reichert, P. (2001). River water quality model no.1 (RWQM1) : Case study II oxygen and nitrogen conversion processes in the river glatt (Switzerland). *Water Science and Technology* 43(5), 51–60.
- Reichert, P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Shanahan, L. Somlyódy, and P. Vanrolleghem (2001). River water quality model no.1. Technical report, IWA.
- Richards, J. and C. Webster (1999). Denitrification in the subsoil of the broadbalk continuous wheat experiment. *Soil Biology and Biogeochemistry* 31, 747–755.

- Rijtema, P. and J. Kroes (1991). Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. *Fertilizer Research* 27, 189–198.
- Rivoirard, J. (1991). *Introduction au krigeage disjonctif et à la géostatistique non linéaire. Cours C-139*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Rivoirard, J. (1995). *Concepts et méthodes de la géostatistique. Cours C-158*. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Rode, M. and H.-G. Frede (1997). Modifications of AGNPS for agricultural land and climate conditions in central Germany. *Journal of Environmental Quality* 29, 111–116.
- Rode, M. and H.-G. Frede (1999). Testing AGNPS for soil erosion and water quality modelling in agricultural catchments in Hesse (Germany). *Phys. Chem. Earth (B)* 24 (4), 297–301.
- Rolland, T., S. Fayolle, A. Cazaubon, and S. Pagnetti (1997). Methodical approach to distribution of epilithic and drifting algae in a french subalpine river. *Aquat. Sci.* 59, 57–73.
- Romaní, A. and S. Sabater (1999). Epilithic ectoenzyme activity in a nutrient-rich mediterranean river. *Aquat. Sci.* 61, 122–132.
- Romaní, A. and S. Sabater (2000). Influence of algal biomass on extracellular enzyme activity in river biofilms. *Microb. Ecol.* 41, 16–24.
- Rousseau, A. N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, N. Etong, J. Dupont, and J.-P. Villeneuve. (2000). GIBSI : an integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia* 422/423, 465–475.
- Ruelland, D. and G. Billen (2002). Applicatif SENEQUE 3 - notice de développement. Technical report, PIREN SEINE.
- Ruelland, D. and G. Billen (2003). SENEQUE 3, logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. Technical report, PIREN SEINE.
- Schnebelen, N. (2000). *Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain)*. Ph. D. thesis, Université d'Orléans.
- Schoumans, O. and P. Gronendijk (2000). Modelling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 29, 111–116.
- Sebilo, M. (2003). *Utilisation du traçage isotopique naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification et de dénitrification à l'échelle du réseau hydrographique de la Seine*. Ph. D. thesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- Sebilo, M., G. Billen, M. Grably, and A. Mariotti (2003). Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine river system. *Biogeochemistry* 63, 35–51.
- Seitzinger, S., R. Styles, E. Boyer, R. Alexander, G. Billen, R. Howarth, B. Mayer, and N. V. Breemen (2002). Nitrogen retention in rivers : model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58, 199–237.
- Shan, Y., I. D. McKelvey, and B. T. Hart (1994). Determination of alkaline phosphatase-hydrolyzable phosphorus in natural water systems by enzymatic flow injection. *Limnol. Oceanogr.* 39(8), 1993–2000.
- Shepherd, B., D. Harper, and A. Millington (1999). Modelling catchment-scale nutrient transport to watercourses in the UK. *Hydrobiologia* 395/396, 227–238.

- Shirmohammadi, A. and W. Knisel (1994). Evaluation of the GLEAMS model for pesticide leaching in Sweden. *Journal of Environmental Science and Health A29*, 1167–1182.
- Smitz, J., E. Everbecq, J. Deliège, J. Descy, R. Wollast, and J. Vanderborght (1997). Pegase, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'eau* 588(4).
- Spalding, R. and M. Exner (1993). Occurrence of nitrate in groundwater - a review. *J. Environ. Qual.* 22, 392–402.
- Spruill, T. (2004). Effectiveness of riparian buffers in controlling ground-water discharge of nitrate to streams in selected hydrogeologic settings of the north carolina coastal plain. *Water Science and Technology* 49(3), 63–70.
- Strahler, A. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *geophys. Union Trans.* 38, 913–920.
- Styczen, M. and B. Storm (1993). Modelling of N-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. model description. *Fertilizer Research* 36, 1–6.
- Svendsen, H., S. Hansen, and H. Jensen (1995). Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two german agro-ecosystems using the DAISY model. *Ecol. Model.* 81, 197–212.
- Teissier, S., F. Delmas, T. Améziane, H. Beuffe, D. Dalger, A. Dauta, F. Garabétian, S. Sauvage, M. Torre, and P. Vervier (1999). Evaluation de la capacité d'assimilation de l'hydro-système Garonne à l'étiage - contribution à sa modélisation hydroécologique. Technical report, GIS ECOBAG.
- Thibodeaux, L., M. Poulin, and S. Even (1994). A model for enhanced aeration of streams by motor vessels with application to the River Seine. *J. Hazardous Materials* (37), 459–473.
- Théry, S. and N. Bacq (2003). *ExPreS 1.1, EXTension de Prétraitement pour SENEQUE*. <http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/>.
- Théry, S. and N. Flipo (2004). *Av-Xmaille2, mailleur pour NEWSAM*. <http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/>.
- Tiktak, A., F. van den Berg, J. Boesten, D. van Kraalingen, M. Leistra, and A. van der Linden (2000). Manual of FOCUS PEARL version 1.1. Technical report, ALTERRA Green World Research.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., J. Despan, J.-M. Mouchel, and P. Servais (2003). Biodegradable fraction of organic carbon estimated under oxic and anoxic conditions. *Wat. Res.* 37, 2242–2247.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H. and G. le Réveillé (2001). Le carbone biodégradable dans les eaux traitées des stations d'épuration du bassin de la Seine. *Ingénieries* 25, 3–12.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., M. Sainte-Laudy, S. Goulette, P. Servais, and J.-M. Mouchel (2000). Diversité des rejets de station d'épuration. Leçons d'un petit bassin versant rural. Technical report, PIREN Seine.
- Uehlinger, U., H. Bühner, and P. Reichert (1996). Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river : evaluation of significant processes by modelling. *Freshwater Biology* 36, 249–263.
- Van Breemen, N., E. Boyer, C. Goodale, N. Jaworski, K. Paustian, S. Seitzinger, K. Lajtha, B. Mayer, D. V. Dam, R. Howarth, K. N. amd M. Eve, and G. Billen (2002). Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58, 267–293.

- Van Griensven, A. and W. Bauwens (2003). Concepts for river quality processes for an integrated river basin modelling. *Water Science and Technology* 48(3), 1–8.
- Vanclouster, M., S. Ducheyne, M. Dust, and H. Vereecken (2000). Evaluation of pesticide dynamics of the WAVE model. *Agricultural Water Management* 44(1-3), 371–388.
- Vanclouster, M., P. Viane, J. Diels, and J. Feyen (1995). A deterministic evaluation analysis applied to an integrated soil-crop model. *Ecol. Model.* 81, 183–195.
- Vandenbergh, V., A. van Griensven, and W. Bauwens (2001). Sensitivity analysis and calibration of the parameter of ESWAT application to the River Dender. *Water Science and Technology* 43(7), 295–300.
- Vanrolleghem, P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Reichert, P. Shanahan, and L. Somlyódy (2001). River water quality model no.1 (RWQM1) : III biochemical sub-model selection. *Water Science and Technology* 43(5), 31–40.
- Vernoux, J.-F. and Y. Noel (2003). Aquifère des calcaires de champigny. synthèse des connaissances relatives aux écoulements de la nappe et aux relations nappe-rivière. Technical Report RP-52366-FR, BRGM.
- Villeneuve, J., P. Hubert, A. Mailhot, and A. Rousseau (1998). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, 19–39.
- Vries, W. D. and M. P. and J. Kämäri (1989). Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water Air and Soil Pollution* 48, 349–390.
- Wade, A., P. Durand, Y. Beaujouan, W. Wessels, K. Raat, P. Whitehead, D. Butterfield, K. Rankinen, and A. Lepisto (2002). Towards a generic nitrogen model of european ecosystems : new model structure and equations. *Hydrol Earth Syst. Sci.*
- Wallingford, H. (1996). *ISIS - User Manual*. Wilshire, UK : HR Wallingford and Sir William Halcrow and Partners, Wallingford Software, Ltd.
- Wanner, O. and P. Reichert (1996). Mathematical modeling of mixed-culture biofilms. *Biotechnology and Bioengineering* 49, 172–184.
- Wei, H. F. (1990). *Modélisation tridimensionnelle du transfert d'eau, de chaleur et de masse dans l'aquifère géothermique du Dogger dans le Bassin de Paris*. Ph. D. thesis, ENSMP.
- Wells, S. (2000). Development and application of computer technics to environmental studies. WIT Press Boston.
- Wetzel, R. G. (1983). *Limnology, second edition*. Saunders college publishing.
- Whitehead, P., E. Wilson, and D. Butterfield (1998). A semi-distributed integrated nitrogen model for multiple source assessment in catchments INCA : Part 1 - model structure and process equations. *Science of the total Environment* 210/211, 547–558.
- Williamson, R. and J. Cooke (1985). The effect of storms on nitrification rates in a small stream. *Wat. Res.* 19(4), 435–440.
- Wimpenny, J. (1999). Modelling in microbiology. In C. Bell, M. Brylinsky, and P. Johnson-Green (Eds.), *Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology*. Atlantic Canada Society of Microbial Ecology.
- Wischmeier, W., C. Onstad, D. Bosch, and W. Anderson (1978). *Prediction rainfall erosion losses - a guide to conservation planning*. US Dep. Agric. Agric. No 537.
- Wool, T., R. Ambrose, J. Martin, and E. C. and (2001). Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) version 6.0 - User's manual. Technical report, US EPA.

- Wriedt, G. (2004). *Modelling of nitrogen transport and turnover during soil and groundwater passage in a small lowland catchment of Northern Germany*. Ph. D. thesis, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Universität Postdam.
- Wright, R., C. Beier, and B. Cosby (1998). Effects of nitrogen deposition and climate changes on nitrogen runoff at a norwegian boreal forest catchments : the MERLIN model applied to risdalsheia (rain and climex projects). *Hydrology and Earth System Sciences* 2, 399–414.
- Xia, R. and B. C. Yen (1994, Février). Significance of averaging coefficients in open-channel flow equations. *Journal of Hydraulic Engineering* 120(2), 169–190.
- Young, R., C. Onstad, D. Bosch, and W. Anderson (1989). AGNPS : a non-point source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation* 44(2), 168–173.
- Zhang, L., A. O'Neill, and L. Lacey (1996). Modelling approaches to the prediction of soil erosion in catchments. *Environmental Software* 11, 123–133.

Annexes

Annexe A

Le modèle biogéochimique de PROSE - RIVE

A.1 Notations utilisées

Les variables et paramètres de RIVE		
α^{**}	Capacité photosynthétique	$[L^2 \mu E^{-1}]$
β^{**}	Capacité de photoinhibition	$[L^2 \mu E^{-1}]$
γ	Masse volumique du sédiment	$[ML^{-3}]$
δ	Fraction d'ammoniaque transformée en nitrates dans les sédiments	[sans dimension]
ϵ_p	Fraction de la biomasse autochtone recyclée en matière organique particulaire c	[sans dimension]
ϵ_d	Fraction de la biomasse autochtone recyclée en matière organique dissoute	[sans dimension]
η	Coefficient d'extinction lumineuse	$[L^{-1}]$
η_{base}	Terme de base de l'extinction lumineuse	$[L^{-1}]$
η_{mes}	Terme de l'extinction lumineuse fonction des MES	$[L^2 M^{-1}]$
η_{chla}	Terme de l'extinction lumineuse fonction de la biomasse phytoplanctonique	$[L^2 M^{-1}]$
μ^*	Taux de croissance	$[T^{-1}]$
μ_i^*	Taux de croissance de l'espèce i	$[T^{-1}]$
μ_{max}^*	Taux de croissance maximal	$[T^{-1}]$
τ_i	Coefficient stœchiométrique de consommation d'oxygène par respiration pour l'espèce i	$[MM^{-1}]$
h	Profondeur de la colonne d'eau	[L]
k_C^*	Vitesse de transformation de la matière organique particulaire en dissous	$[T^{-1}]$
k_D	Taux de disparition total	$[T^{-1}]$
p_{O_2}	Production d'oxygène par photosynthèse	$[ML^{-3}T^{-1}]$
$prel_{S,max}$	Taux de prélèvement maximal de substrat par les bactéries hétérotrophes	$[ML^{-2}T^{-1}]$
q	Débit par unité de largeur	$[L^2 T^{-1}]$
r_{NH_4}	Consommation d'ammoniaque par nitrification	$[ML^{-2}T^{-1}]$

r_{NO_3}	Consommation de nitrates par dénitrification	$[ML^{-2}T^{-1}]$
r_{O_2}	Consommation d'oxygène par respiration	$[ML^{-3}T^{-1}]$
$r_{\frac{C}{N}}$	Rapport ($\frac{C}{N}$) dans la matière organique	$[MM^{-1}]$
$r_{\frac{C}{P}}$	Rapport ($\frac{C}{P}$) dans la matière organique	$[MM^{-1}]$
C_R^*	Taux de catabolyse des produits de réserve	$[T^{-1}]$
D	Coefficient de diffusion moléculaire	$[L^2T^{-1}]$
$E_{c^{te}}$	Taux d'excrétion de base	$[T^{-1}]$
E_{phot}	Constante d'excrétion liée à la photosynthèse	[sans dimension]
F	Biomasse des macromolécules fonctionnelles (protéines) du phytoplancton	$[ML^{-3}]$
HB	Biomasse totale des bactéries hétérotrophes	$[ML^{-3}]$
HY	Quantité de matière organique dissoute hydrolysée par unité de temps	$[ML^{-3}T^{-1}]$
HY_{max}	Taux d'hydrolyse maximal de la matière organique dissoute	$[T^{-1}]$
$I(z)$	Rayonnement photosynthétique actif à la profondeur z	$[\mu E L^{-2}T^{-1}]$
I_0	Rayonnement photosynthétique actif à la surface	$[\mu E L^{-2}T^{-1}]$
K_{denit}	Vitesse de dénitrification	$[T^{-1}]$
K_H	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de la matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
K_M	Constante de demi-saturation vis à vis des petits métabolites (quota intracellulaire)	[sans dimension]
K_N	Constante de demi-saturation vis à vis de l'azote consommable par les PP	$[ML^{-3}]$
K_{NH_4}	Constante de demi-saturation vis à vis de l'ammoniaque 1) pour la nitrification 2) pour l'utilisation préférentielle de l'ammoniaque par le phytoplancton	$[ML^{-3}]$
K_{O_2}	Constante de demi-saturation vis à vis de l'oxygène	$[ML^{-3}]$
K_P	Constante de demi-saturation vis à vis du phosphore	$[mol-P L^{-3}]$
K_{rea}	Coefficient de réaération à l'interface air-eau	$[T^{-1}]$
K_S	Constante de demi-saturation pour le prélèvement des substrats directs par les bactéries	$[ML^{-3}]$
M	Biomasse des précurseurs ou métabolites du phytoplancton	$[ML^{-3}]$
MOD	Matière organique dissoute	$[ML^{-3}]$
MOP	Matière organique particulaire	$[ML^{-3}]$
Mort*	Taux de mortalité	$[T^{-1}]$
N	Concentration totale en azote consommable par les algues	$[ML^{-3}]$
NB	Biomasse des bactéries nitrifiantes	$[ML^{-3}]$
NH_4^+	Concentration en ammoniaque	$[ML^{-3}]$
NO_3^-	Concentration en nitrates	$[ML^{-3}]$
O_2^-	Concentration en oxygène dissous	$[ML^{-3}]$
$[O_2]^{sat}$	Concentration d'oxygène à saturation	$[ML^{-1}]$
P^*	Taux de production photosynthétique total sur la colonne d'eau	$[T^{-1}]$
$P(z)^*$	Taux de production photosynthétique à la profondeur z	$[T^{-1}]$
PO_4^{3-}	Concentration en orthophosphates	$[ML^{-3}]$

PP	Biomasse totale des producteurs primaires	[ML ⁻³]
P_{cons}	Phosphore total consommable par les algues	[ML ⁻³]
P_{max}^*	Taux de production photosynthétique maximal	[T ⁻¹]
Q_F	Quota cellulaire des macromolécules fonctionnelles	[sans dimension]
Q_R	Quota cellulaire des produits de réserve	[sans dimension]
Q_M	Quota cellulaire des précurseurs	[sans dimension]
R	Biomasse des produits de réserves (gucides, lipides) du phytoplancton	[ML ⁻³]
R_{tot}	Taux de respiration	[T ⁻¹]
R_M^*	Taux de respiration lié à la survie de la cellule	[T ⁻¹]
R_μ	Constante de respiration liée à la dépense énergétique de croissance	[sans dimension]
S	Substrats directs issus de l'hydrolyse exoenzymatique par les bactéries hétérotrophes	[ML ⁻³]
S_R^*	Taux de synthèse des produits de réserve	[T ⁻¹]
$S_{R,max}^*$	Taux de synthèse maximal des produits de réserve	[T ⁻¹]
T	Température de l'eau	[°C]
V_{sed}	Vitesse de sédimentation de l'espèce i	[LT ⁻¹]
Y	Rendement de croissance	[sans dimension]

Certains paramètres dépendent de la température de la façon suivante : $f(T) = f(T_{opt})e^{-\frac{(T-T_{opt})^2}{\sigma^2}}$, où T_{opt} représente la température optimale (maximum de f), et σ l'écart type de la fonction. * effet multiplicatif, ** division par $f(T)$.

A.2 Organisation de l'annexe

Dans cette annexe, l'intégralité du modèle RIVE (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995) est présentée, sous forme d'une description exhaustive des processus pris en compte dans RIVE. La Figure 5.11, p.64, présente une vision synthétique du modèle.

Dans la section A.10, une présentation tabulaire du modèle est proposée.

A.3 Les producteurs primaires

La croissance des producteurs primaires suit la relation photosynthèse-irradiance suivante (Platt et al., 1977) :

$$P(z) = P_{max}(1 - e^{-\frac{\alpha I(z)}{P_{max}}})e^{-\frac{\beta I(z)}{P_{max}}}$$

L'irradiance suit la loi de Beer-Lambert : $I(z) = I_0 e^{-\eta z}$, où $\eta = \eta_{base} + \eta_{chla}[chla] + \eta_{mes}[mes]$. La prise en compte de la chlorophylle a (chl a) dans le calcul du coefficient d'extinction permet de représenter l'auto-ombrage. I_0 représente l'irradiance à la surface de l'eau pour les espèces de la colonne d'eau, ou l'irradiance au fond de la rivière pour les espèces périphtiques.

Chaque couche (eau ou périphtique) est distribuée verticalement pour le calcul d'un taux de photosynthèse moyen sur l'épaisseur de la couche $P_{moy} = \frac{1}{N} \sum_n P(z_n)$, où N représente le nombre de sous-couches. On suppose que les producteurs primaires périphtiques ne sont pas photoinhibés lorsqu'ils sont attachés par contre ils le sont lorsqu'ils sont en dérive dans la colonne d'eau (Hill et Boston, 1991).

Le comportement des producteurs primaires est représenté à l'aide du modèle AQUAPHY (Lancelot et al., 1991). Les protéines qui sont les macromolécules constitutives de la cellule F , les glucides et les lipides jouant le rôle de produits de réserve R , les acides aminés qui sont des petites molécules précurseurs de la synthèse des protéines S .

A tout moment la biomasse totale d'une espèce phytoplanctonique p est égale à la somme des constituants internes :

$$[PP]_p = [F]_p + [R]_p + [M]_p \quad (\text{A.1})$$

Le Tableau A.3 résume l'ensemble des équations régissant l'évolution des variables constitutives des producteurs primaires. Nous allons maintenant détailler certains paramètres des équations régissant l'évolution de ces producteurs primaires.

A.3.1 Synthèse des produits de réserve

Le carbone fixé dans la cellule par photosynthèse correspond à des petites molécules précurseurs devant être transformées, soit en protéines (croissance ou production nette), soit en produits de réserve.

Ces deux processus sont fonction du stock de précurseurs. Une fonction de MICHAELIS-MENTEN, dépendant du quota de précurseurs, est introduite :

$$S_R = S_{(R,\max)} \frac{[Q_M]}{[Q_M] + K_M} \quad (\text{A.2})$$

A.3.2 La croissance

Des fonctions de limitation basées sur une fonction de MICHAELIS-MENTEN sont utilisées pour traduire la limitation de la croissance par les éléments nutritifs :

$$\mu_{PP} = \mu_{\max} \left(\frac{[Q_M]}{[Q_M] + K_M} \right) \left(\frac{[N]}{[N] + K_N} \right) \left(\frac{[P_{cons}]}{[P_{cons}] + K_P} \right) \quad (\text{A.3})$$

où $[N]$ et $[P]$ désignent les concentrations en azote et phosphore minéraux utilisables par les algues, $[N] = [NO_3^-] + [NH_4^+]$ et $[P_{cons}] = [PO_4^{3-}]$.

Le rapport de REDFIELD C/N/P = 106/16/1 (Redfield et al., 1963) est utilisé pour déterminer les éléments nutritifs présents dans la biomasse phytoplanctonique.

A.3.3 Catabolyse de produits de réserve et respiration

Les glucides et les lipides sont susceptibles d'être catabolysés pour produire des précurseurs et de l'énergie *via* la respiration. Une cinétique du premier ordre est utilisée pour représenter la catabolyse.

La respiration comprend deux termes, l'un assurant la survie de la cellule, l'autre correspondant à une dépense énergétique de croissance :

$$R_{\text{tot}} = R_M + R_\mu \mu \quad (\text{A.4})$$

A.3.4 La mortalité

Les termes de disparition autre que la sédimentation sont représentés sous la forme d'une cinétique du premier ordre traduisant la lyse d'origine virale ou bactérienne, ou le broutage. Un terme de broutage proportionnel à la biomasse phytoplanctonique est adopté. Les flux de sédimentation sont corrélés à la biomasse phytoplanctonique.

$$k_D = \frac{V_{\text{sed}}}{h} + \text{Mort} \quad (\text{A.5})$$

Les termes de disparition du phytoplancton s'appliquent à l'ensemble de la biomasse et sont répartis sur chacun des constituants F , R , M en fonction de leurs quotas respectifs Q_M , Q_F et Q_R .

A.4 Les bactéries hétérotrophes et la matière organique

Dans RIVE, les phases, particulaire et dissoute, de la matière organique sont distinguées. Les bactéries hétérotrophes consomment un type de matière organique dissoute, appelé substrat, qui est issu de l'hydrolyse de la matière organique dissoute biodégradable.

A.4.1 La matière organique particulaire

La transformation de la matière organique particulaire en matière dissoute est exprimée sous forme de cinétiques du premier ordre. Tous les termes de la classe particulaire sont soumis à la sédimentation. En plus des apports allochtones, introduits ponctuellement, il existe un terme de production autochtone correspondant à la mortalité des bactéries, du phytoplancton et du zooplancton.

A.4.2 La matière organique dissoute

L'hydrolyse exoenzymatique de la matière organique dissoute est liée à la biomasse bactérienne. Cette hydrolyse représente l'étape limitante de l'utilisation de la matière organique par les bactéries.

$$HY = -HY_{\text{max}} \frac{[MOD]}{[MOD] + K_H} (\Sigma_b [HB]_b) \quad (\text{A.6})$$

A.4.3 Les substrats directs et la croissance des bactéries hétérotrophes.

Le stock des substrats directs est alimenté par l'hydrolyse de la matière organique dissoute et l'excrétion algale.

Ils constituent la fraction de matière organique dissoute directement assimilable par les bactéries. La croissance bactérienne est limitée par le stock de substrat :

$$\mu_{HB} = \mu_{\text{max},HB} \frac{[S]}{[S] + K_S} \quad (\text{A.7})$$

Le stock de substrat prélevé par la croissance des bactéries hétérotrophes est estimé à l'aide du rendement de la croissance bactérienne.

A.5 Les bactéries nitrifiantes

L'activité des bactéries nitrifiantes est liée à la concentration en ammoniacque. La limitation de la croissance des bactéries nitrifiantes par l'ammoniacque est prise en compte au moyen d'une loi de MICHAELIS-MENTEN. La réaction est inhibée par des faibles concentrations en oxygène.

$$\mu_{NB} = \mu_{\max} \left(\frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}} \right) \left(\frac{[O_2]}{[O_2] + K_{O_2}} \right) \quad (A.8)$$

A.6 L'ammoniacque

Outre l'activité de nitrification, le prélèvement par le phytoplancton est également une source de transformation de l'ammoniacque dans le milieu. Une relation de MICHAELIS-MENTEN permet de rendre compte de l'utilisation préférentielle de l'ammoniacque par le phytoplancton. La dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes se traduit par une restitution de l'azote ammoniacal au milieu.

A.7 Les nitrates

Les nitrates sont produits lors de la nitrification, et prélevés par le phytoplancton lorsque la concentration en ammoniacque n'est plus suffisante. En cas d'anoxie, la dénitrification conduit à une élimination des nitrates du milieu sous forme de N_2 . Le terme de dénitrification est calculé à partir d'un bilan sur l'oxygène :

$$\begin{cases} \text{si } O_2^n + \Delta O_2 > 0, & r_{NO_3} = 0 \\ \text{si } O_2^n + \Delta O_2 < 0, & r_{NH_4} = 0 \\ & r_{NO_3} = O_2 + \Delta O_2 \\ & O_2^{n+1} = 0 \end{cases}$$

ΔO_2 représente la quantité d'oxygène dissous produite par photosynthèse et consommée par respiration hétérotrophe et autotrophe pendant le pas de temps de calcul. La première condition traduit le fait que l'oxygène produit au court du pas de temps et celui présent dans la colonne d'eau au début du pas de temps est suffisant pour assurer la demande en oxygène pour la respiration bactérienne. Il n'y a alors pas de dénitrification. Dans le second cas, la nitrification est inhibée et la quantité de nitrates consommée est égale à la quantité d'oxygène manquant pour assurer la dégradation de la matière organique.

A.8 Le phosphore

La reminéralisation du phosphore par les bactéries a lieu lors de la phase d'hydrolyse (Shan et al., 1994). Il y a donc restitution rapide et complète au milieu du phosphore organique dissous sous forme minérale.

Les bactéries hétérotrophes prélèvent directement le phosphore sous forme minérale pour assurer leurs besoins de croissance (Cotner et Wetzel, 1992).

A.9 L'oxygène

L'oxygène est une variable clé du fonctionnement de l'écosystème. La variation de cette variable intègre simultanément les respirations des différents organismes et l'activité photosynthétique. De plus, dans la colonne d'eau, un terme de réoxygénation aux barrages est introduit dans PROSE, ainsi qu'une diffusion à l'interface eau-air :

$$\frac{d[O_2]}{dt} = p_{O_2} - r_{(O_2,phy)} - r_{(O_2,HB)} - r_{(O_2,NB)} + K_{rea}([O_2]^{\text{sat}}(T) - [O_2]) + [O_2]_{\text{barrage}} \quad (\text{A.9})$$

$$p_{O_2} = \sum_i P_i[F]_i \quad (\text{A.10})$$

$$r_{(O_2,phy)} = \tau_{phy} \sum_i R_i[F]_i \quad (\text{A.11})$$

$$r_{(O_2,HB)} = \tau_{HB} \sum_i (1 - Y_i) \text{prel}_{S,i}[HB]_i \quad (\text{A.12})$$

$$r_{(O_2,NB)} = \tau_{NB} \sum_i \frac{\mu_i}{Y_i} [NB]_i \quad (\text{A.13})$$

$[O_2]_{\text{barrage}}$ est un terme de réoxygénation au barrage. Il concerne les mailles situées immédiatement en aval des ouvrages.

L'équation adoptée pour la réaération à la surface est la suivante :

$$\frac{\partial [O_2]}{\partial t}_{\text{rea}} = K_{\text{rea}}([O_2]^{\text{sat}}(T) - [O_2]) \quad (\text{A.14})$$

K_{rea} résulte de la diffusion turbulente et de l'action du vent à la surface (Thibodeaux et al., 1994).

La concentration en oxygène dissous à saturation est fonction de la température de l'eau, qui est une variable de forçage de PROSE :

$$[O_2]^{\text{sat}}(T) = \frac{475}{33,5 + T} \quad (\text{A.15})$$

La réoxygénation aux barrages s'exprime différemment suivant que l'écoulement est noyé ou dénoyé. PROSE prend en compte ces deux mécanismes en utilisant, la formulation de Holler en dénoyé, et de Avery et Novack en noyé (Even, 1995).

A.10 Présentation tabulaire de RIVE

Dans cette section, RIVE est présenté comme s'il ne concernait que les espèces de la colonne d'eau. Ainsi, il convient d'ajouter, dans les tableaux A.3 et A.4, un terme de perte aux espèces particulières, correspondant à la vitesse de sédimentation des particules ($-\frac{V_{sed}}{h}$). De même pour les espèces dissoutes, un terme d'échange avec le benthos doit être appliqué à chaque substance. Pour la lisibilité des tableaux, la lettre X correspond à la variation temporelle d'une espèce particulière et la lettre S correspond à la variation temporelle d'une substance dissoute. Les termes entre crochets correspondent à des concentrations.

	X_F	X_R	X_M	X_{HB}	X_{NB}	X_{MOP_1}	X_{MOP_2}	X_{MOP_3}	S_{MOD_1}	S_{MOD_2}	S_{MOD_3}	S_{subs}	S_{NO_3}	S_{NH_4}	S_{PO_4}	S_{O_2}
(1) croissance	+		-	+	+							-	+/-	+/-	+/-	
(2) excretion			-									+				
(3) respiration			-													-/-
(4) photosynthèse			+													+
(5) catabolyse		-	+													
(6) stockage de carbone		+	-													
(7) mortalité	-	-	-	-	-	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+					
(8) hydrolyse de la matière organique						-	-	-	+	+	+					
(9) hydrolyse de la matière organique par activité bactérienne									-			+				

TAB. A.2: Résumé des processus biologiques représentés par PROSE. Pour chaque processus, l'impact sur la variable est représenté par : +, apport ; -, prélèvements ; +/+, apports multiples ; +/-, apports et prélèvements.

	X_F	X_R	X_S	X_{HB}	X_{NB}
(1)	$+\mu_{PP}[F]$		$-\mu_{PP}[F]$	$+\mu_{HB}[HB]$	$+\mu_{NB}[NB]$
(2)			$-(E_{cte} + E_{phot}P)[F]$		
(3)			$-(R_M + R_{\mu\mu})[F]$		
(4)			$+P[F]$		
(5)		$-C_R[R]$	$+C_R[R]$		
(6)		$+S_R([PP])$	$-S_R([PP])$		
(7)	$-k_D[F]$	$-k_D[R]$	$-k_D[M]$	$-k_{M_{HB}}[HB]$	$-k_{M_{NB}}[NB]$
(8)					
(9)					

TAB. A.3: Processus biologiques concernant les organismes vivants (Producteurs primaires, bactéries hétérotrophes (HB) et nitrifiantes (NB)).

	X_{MOP_1}	X_{MOP_2}	X_{MOP_3}	S_{MOD_1}	S_{MOD_2}	S_{MOD_3}	S_{subs}
(1)						$-\frac{\mu_{HB}}{Y_{HB}}[HB]$	$(- (1 - \frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}}) \mu[F] + \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB] - \mu_{NB}[NB])r_{\frac{N}{C}}$
(2)							$+(E_{cte} + E_{phot}P)[F]$
(3)							
(4)							
(5)							
(6)							
(7)	$+a_1(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_2(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+a_3(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+b_1(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+b_2(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	$+b_3(k_D[PP] + \sum_{e=HB}^{NB} k_{M_e}[e])$	
(8)	$-k_c[MOP_1]$	$-k_c[MOP_2]$	$-k_c[MOP_3]$	$+k_c[MOP_1]$	$+k_c[MOP_2]$	$+k_c[MOP_3]$	
(9)				$-HY$			$+HY$

TAB. A.4: Processus biologiques concernant la matière organique. $\sum_{i=1}^3 a_i = \epsilon_p$, $\sum_{i=1}^3 b_i = \epsilon_d$.

	S_{NO_3}	S_{NH_4}	S_{PO_4}	SO_2
(1)	$(- (1 - \frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}}) \mu[F])r_{\frac{N}{C}} + \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB] - \mu_{NB}[NB])r_{\frac{N}{C}}$	$(- \frac{[NH_4]}{[NH_4] + K_{NH_4}} \mu_{PP}[F])r_{\frac{N}{C}}$	$(- \mu_{PP}[F])r_{\frac{P}{C}}$	
(2)		$(- \mu_{HB}[HB] + \frac{\mu_{HB}}{Y_{HB}}[HB] - \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB])r_{\frac{N}{C}}$	$(+ (1 - \frac{1}{Y_{HB}}) \mu_{HB}[HB])r_{\frac{P}{C}}$	
(3)				$- \tau_{PP}(R_M + R_{\mu}\mu)[F]$
(4)				$- \tau_{HB}(1 - Y_{HB}) \frac{\mu_{HB}}{Y_{HB}}[HB] - \tau_{NB} \frac{\mu_{NB}}{Y_{NB}}[NB]$
(5)				$+ P[F]$
(6)				
(7)				
(8)				
(9)				

TAB. A.5: Processus biogéochimiques concernant les nutriments et l'oxygène.

Dans PROSE, la matière organique est divisée en trois compartiments :

1. : rapidement biodégradable ($< 5j$) ;
2. : lentement biodégradable ($< 45j$) ;
3. : réfractaire.

La matière organique totale (MO) est répartie entre les phases particulaire et dissoute respectivement à l'aide des coefficients ϵ_p et ϵ_d .

Annexe B

Evolution des chroniques de débit en fonction du pas de temps de calcul

Cette annexe présente l'évolution des chroniques de débit simulées et observées en fonction du pas de temps d'échantillonnage. On observe pour toutes les stations, une très nette amélioration de la restitution des débits lorsque l'on augmente le pas de temps d'échantillonnage (journalier à mensuel). Les résultats présentés sont ceux des stations de Montry (1 200 km²), Pommeuse (770 km²), Meilleray (330 km²), La Lavanderie (250 km²), du Theil (100 km²) et Mélarchez (7 km²), pour les simulations de calage et de validation¹ de l'hydrologie. Pour rappel le calage est effectué sur la période du 1^{er} août 1986 au 31 juillet 1996, la validation du 1^{er} août 1996 au 31 juillet 2001.

¹Si des données observées existent.

CALAGE

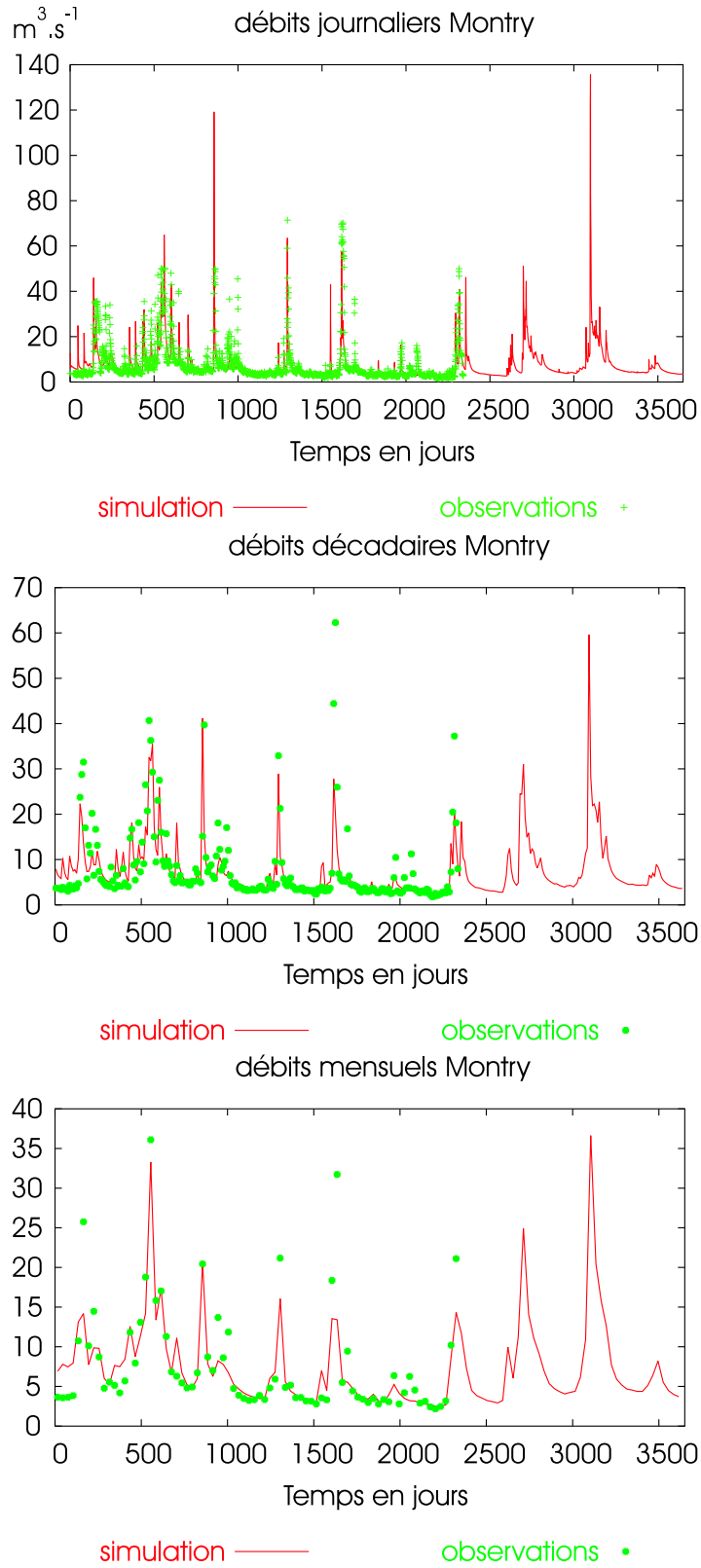


FIG. B.1: Chroniques de débits à Montry

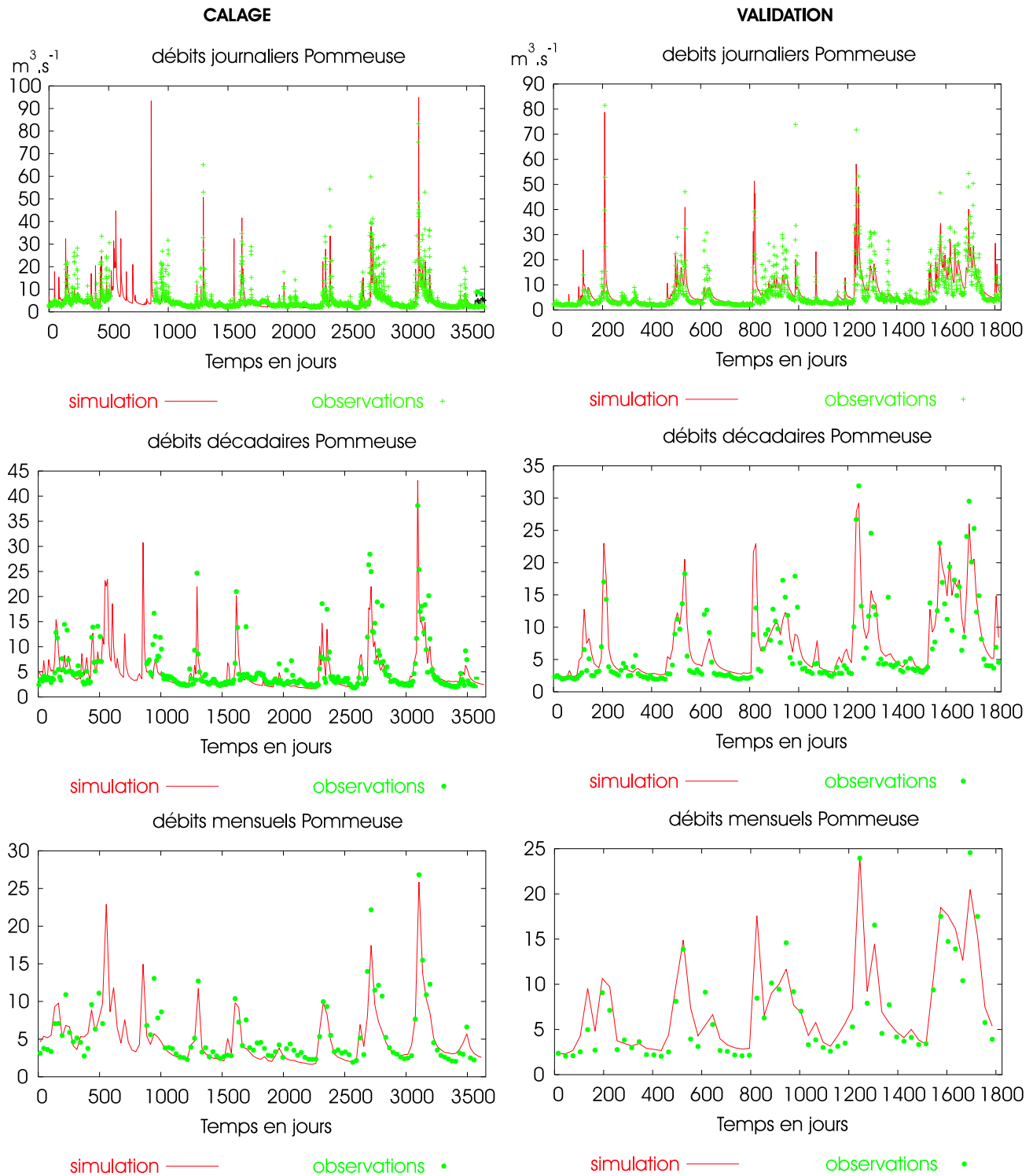


FIG. B.2: Chroniques de débits à Pommeuse

VALIDATION

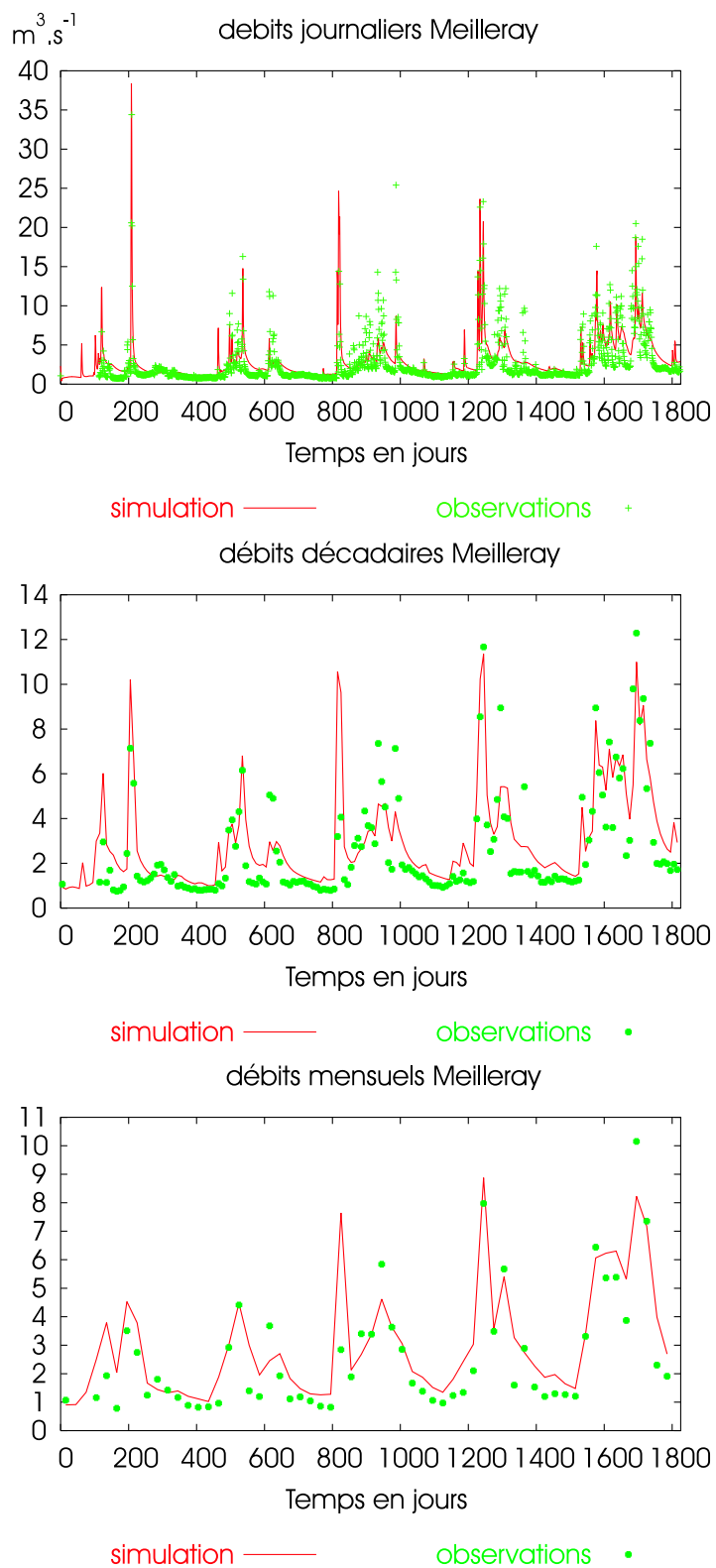


FIG. B.3: Chroniques de débits à Meilleray

CALAGE

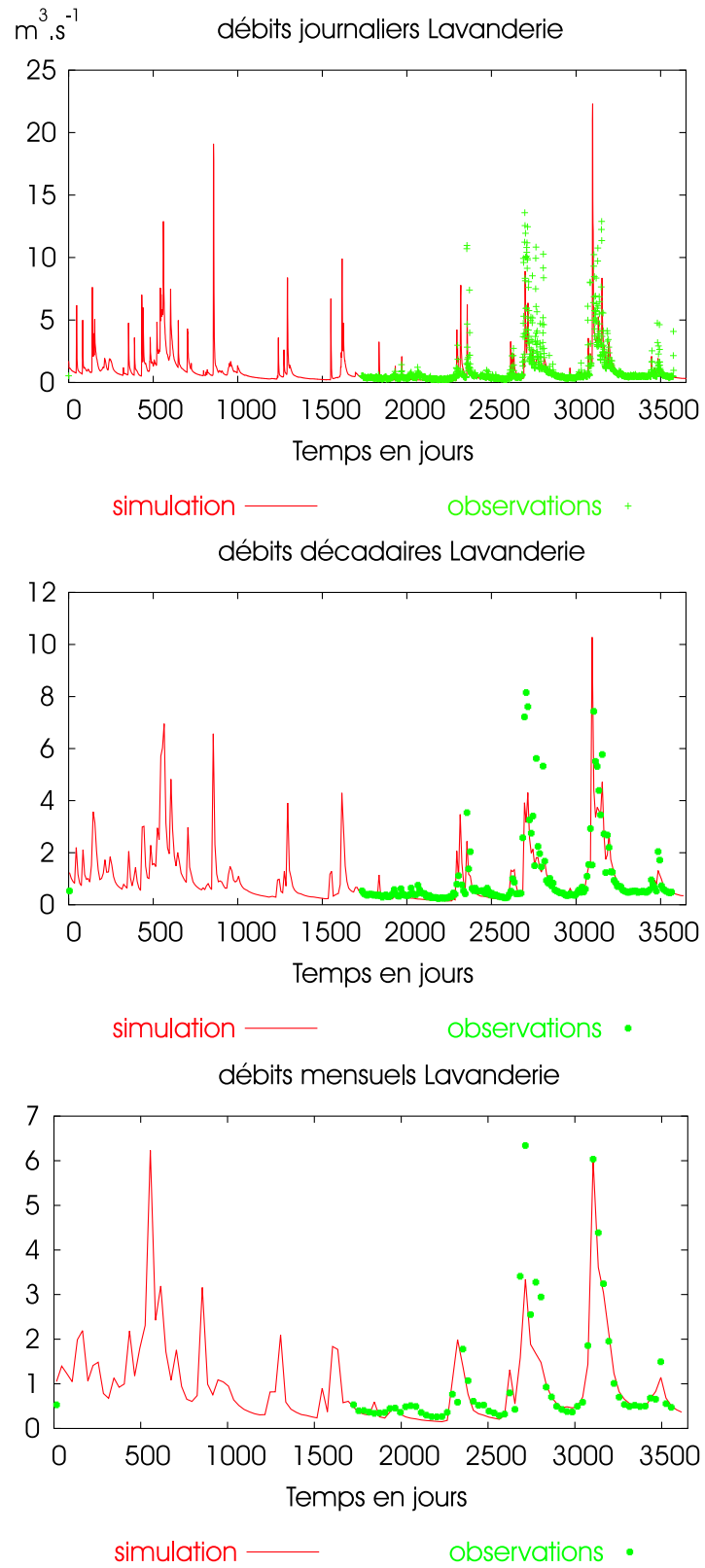


FIG. B.4: Chroniques de débits à La Lavanderie

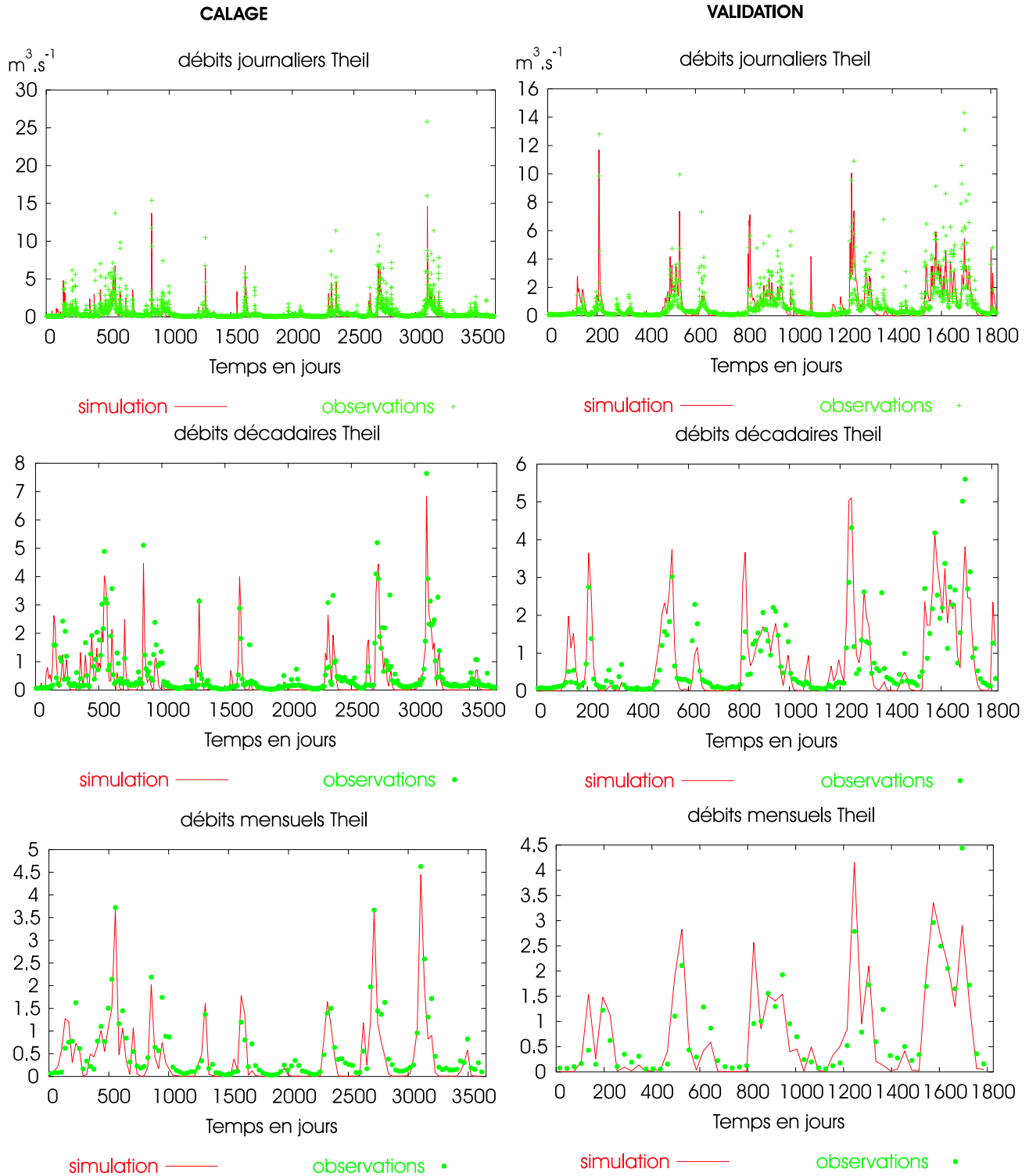


FIG. B.5: Chroniques de débits au Theil

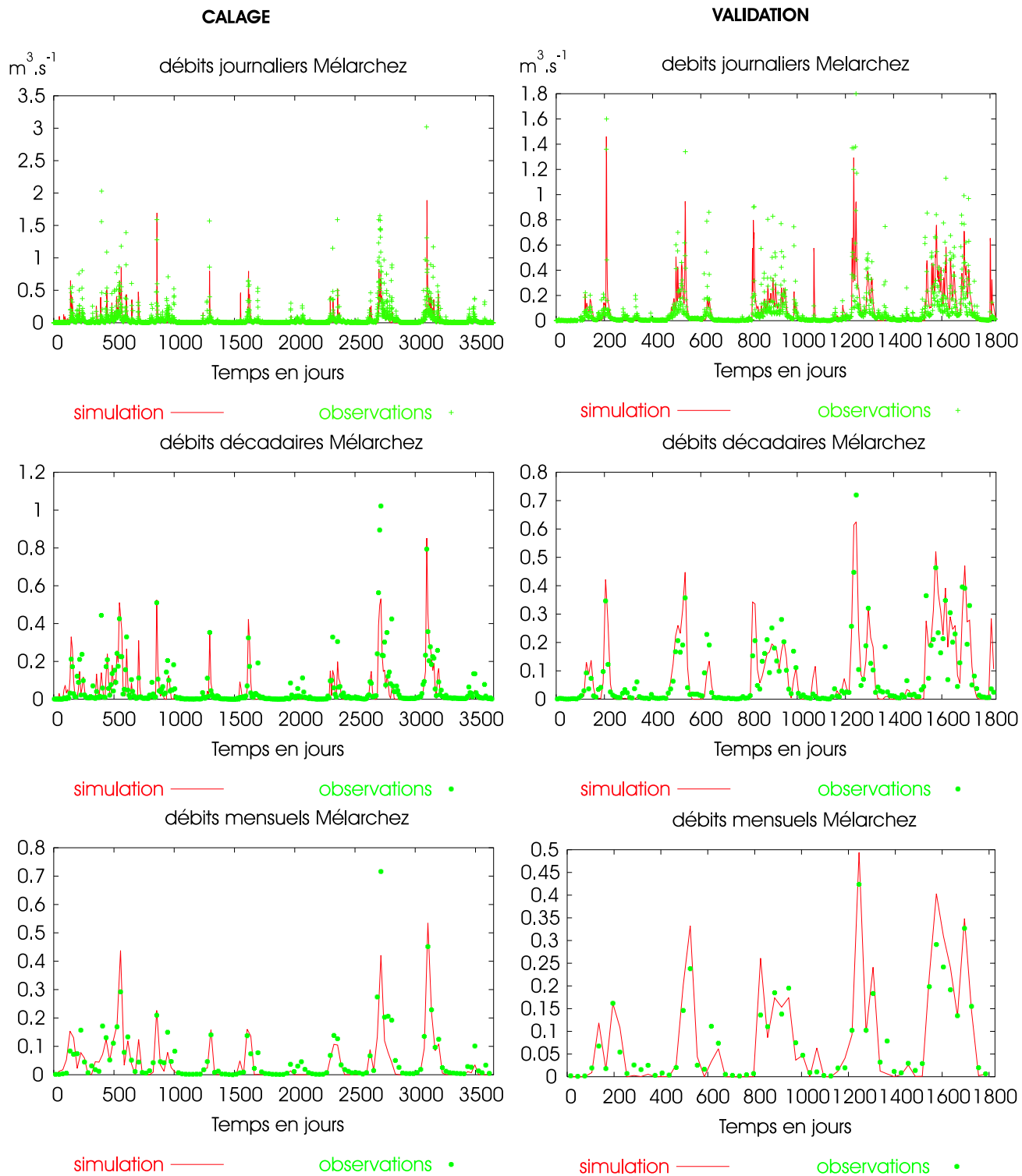


FIG. B.6: Chroniques de débits à Mèlarchez

Annexe C

Rappels de géostatistique

C.1 introduction

Destinée au lecteur non familier à la géostatistique, cette annexe présente les notions et concepts nécessaires à la compréhension de la partie du mémoire de thèse concernant le krigage. Elle n'a aucune prétention d'exhaustivité et est volontairement synthétique. Cette annexe est inspirée de Jeannée (2001)¹.

C.2 Notions statistiques

Dans une nappe, on peut voir la concentration en polluant comme une **variable aléatoire** X , dont nous observons un certain nombre de réalisations spatiales et temporelles. La moyenne, ou **espérance**, valeur probable de X , est notée $E[X]$. Cette espérance est estimée par la moyenne des valeurs observées sur le terrain. D'autre part, la **variance** σ_X^2 de X , notée $Var[X]$, vaut $E[X - E[X]]^2 = E[X^2] - E^2[X]$ et est estimée par la variance des données.

Soient deux variables aléatoires X et Y . Le degré de corrélation entre X et Y est souvent mesuré à l'aide du **coefficient de corrélation linéaire**

$$\rho = \frac{Cov(X, Y)}{\sigma_X \sigma_Y}$$

avec $Cov(X, Y) = E[(X - E[X])(Y - E[Y])]$ la covariance entre X et Y . Le coefficient de corrélation est sans dimension et toujours compris entre -1 et 1. Plus ce coefficient est élevé et plus les variables sont dites corrélées; inversement, lorsqu'il est négatif, on parle d'anti-corrélation.

Par ailleurs, d'autres statistiques sont intéressantes lors de l'étude d'une variable aléatoire. C'est le cas des **quantiles**, obtenus de la façon suivante : après rangement par ordre croissant des valeurs, le quantile à p %, noté q_p , est la valeur de la donnée telle que p % des valeurs lui sont inférieures. Par exemple, le quantile à 0 % est la valeur minimale des données, celui à 100 % la valeur maximale. On distingue en particulier la **médiane**, qui est le quantile à 50 %. Dans le cas d'une distribution symétrique, médiane et moyenne sont égales.

¹Avec l'aimable collaboration de l'auteur.

C.3 Variables régionalisées

De façon très synthétique, la géostatistique vise à décrire des phénomènes naturels corrélés dans l'espace et éventuellement le temps et à quantifier l'incertitude liée à leur estimation. Les méthodes mises en œuvre ont commencé à apparaître dans les années 50, tout d'abord dans le domaine minier. Depuis, les domaines d'application se sont fortement diversifiés : pétrole, hydrogéologie, halieutique, topographie, météorologie, pédologie, finance ainsi que l'environnement, qui nous intéresse plus spécifiquement dans ce mémoire.

Nous nous intéressons à un phénomène dit *régionalisé* qui se déploie dans l'espace, en pratique sur un champ borné S . Ce phénomène régionalisé est par exemple la concentration d'un polluant dans une nappe, ou bien encore une hauteur piézométrique, la topographie d'une région géographique, etc. Pour l'étudier, "nous supposons que ce phénomène se laisse décrire de manière satisfaisante par la donnée d'une (ou éventuellement plusieurs) fonction z définie sur S , que nous appellerons, d'un terme général, Variable Régionalisée" (Matheron, 1978).

Généralement, cette variable n'est connue qu'en quelques points du champ S . La géostatistique permet, à partir de ces quelques données et de l'information qualitative - par exemple le comportement assez lisse d'une variable telle que la piézométrie -, de prévoir le comportement de la variable sur l'ensemble du champ.

Il faut garder à l'esprit que l'efficacité de la démarche est entièrement conditionnée par le fait que les données soient représentatives du phénomène étudié, ce qui peut ne pas être le cas si par exemple l'échantillonnage est mal adapté : comment par exemple détecter des anomalies décamétriques à partir de mesures espacées d'un kilomètre (Rivoirard, 1995) ?

C.4 Fonctions aléatoires

Considérons la concentration d'un polluant en un point d'une nappe. Cette concentration peut être considérée comme une variable aléatoire. A présent nous nous intéressons non pas à la concentration en un point de la nappe, mais en N localisations notées x_1, \dots, x_N . En notant ces concentrations $z(x_1), z(x_2), \dots, z(x_N)$, nous allons considérer ces valeurs comme des réalisations d'un ensemble de variables aléatoires $Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_N)$. De façon plus synthétique, on considérera l'ensemble des valeurs $z(x)$ comme une réalisation d'une variable aléatoire $Z(x)$ indexée par la position dans l'espace (Rivoirard, 1995). C'est cette variable aléatoire indexée par la position que nous appellerons **fonction aléatoire** (FA). Nous réserverons l'usage de Z pour la fonction aléatoire et celui de z pour la variable régionalisée qui en est une réalisation.

Une fonction aléatoire se caractérise par sa **loi spatiale**, qui est la fonction $f(x_1, \dots, x_N) = [Z(x_1) \leq z_1, \dots, Z(x_N) \leq z_N]$ connue quelque soit le nombre N de points et l'implantation de ces N points. Par souci de légèreté, la notation abrégée z_i sera souvent utilisée à la place de $z(x_i)$.

Une fonction aléatoire est dite **stationnaire** si sa loi spatiale est invariante par translation des $(x_i)_{i=1, \dots, N}$ d'un vecteur h , c'est-à-dire si $[Z(x_1) \leq z_1, \dots, Z(x_N) \leq z_N] = [Z(x_1 + h) \leq z_1, \dots, Z(x_N + h) \leq z_N]$ Intuitivement, cela signifie que le phénomène tout entier est homogène dans l'espace. On se rend bien compte que la stationnarité stricte est une hypothèse extrêmement forte. Pour cela, on se limite fréquemment à une **stationnarité d'ordre deux**,

c'est-à-dire l'invariance par translation des moments d'ordre 1 et 2

$$\begin{aligned} E[Z(x)] &= m \\ \text{Cov}(Z(x), Z(x+h)) &= E[(Z(x) - m)(Z(x+h) - m)] = E[Z(x)Z(x+h)] - m^2 = C(h) \end{aligned}$$

pour x et $x+h$ appartenant au champ d'étude. Une fonction aléatoire est donc stationnaire d'ordre deux (FAS_t2) si son espérance est constante et si la covariance pour deux points séparés d'une distance h est une fonction C dépendant uniquement de cette distance. En particulier, pour $h = 0$, nous avons que $\text{Cov}(Z(x), Z(x)) = \text{Var}[Z(x)] = C(0)$, et donc que la variance est constante sur le champ.

Il est important de se rendre compte que la stationnarité est une propriété de la fonction aléatoire. Cependant, si nous nous plaçons au niveau de la variable régionalisée, observée en quelques points d'un champ, on perçoit bien que la stationnarité supposée du modèle associé va dépendre de la taille du champ, de la fenêtre d'observation que nous avons de ce phénomène.

C.5 Variogramme

C.5.1 Variogramme expérimental

Soit une variable régionalisée $z(x)$ sur un champ D , interprétée comme une réalisation d'une fonction aléatoire $Z(x)$, pour l'instant supposée intrinsèque. En théorie, ce dont nous avons besoin pour mener à bien les différentes estimations est le variogramme $\gamma(h)$ de la fonction aléatoire $Z(x)$

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \text{Var}[Z(x+h) - Z(x)] \quad (\text{C.1})$$

Ce **variogramme théorique** illustre comment évolue la dissimilarité entre $Z(x)$ et $Z(x+h)$ lorsque h grandit. Si cette dissimilarité ne dépend que du module de h et non de sa direction, le variogramme est *isotrope*. Cela signifie intuitivement que le phénomène se développe de façon analogue dans chaque direction. Il est simple de vérifier que, pour tout h , $\gamma(-h) = \gamma(h)$, $\gamma(h) \geq 0$ et $\gamma(0) = 0$. Par ailleurs, il est nécessaire d'imposer certaines conditions sur ce variogramme, qui ne peut être une fonction quelconque.

Ce variogramme théorique n'a cependant aucune existence réelle (Matheron, 1965). On s'intéresse en pratique au variogramme de la variable régionalisée, approché si nous connaissons $z(x)$ en N points $x(i)$, $i = 1, \dots, N$ par le **variogramme expérimental**

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{x_j - x_i \sim h} [z(x_j) - z(x_i)]^2, \quad (\text{C.2})$$

$N(h)$ représentant le nombre de couples de points distants de h . Si le nombre N de points est suffisant et que ceux-ci sont correctement répartis sur la zone d'étude, $\gamma^*(h)$ fournit une bonne estimation du variogramme sous-jacent de la fonction aléatoire.

C.5.2 Modèles de variogrammes

Il existe différents modèles de variogrammes reproduisant différentes caractéristiques structurales. Parmi les plus courants, on notera les modèles sphérique, exponentiel et gaussien qui

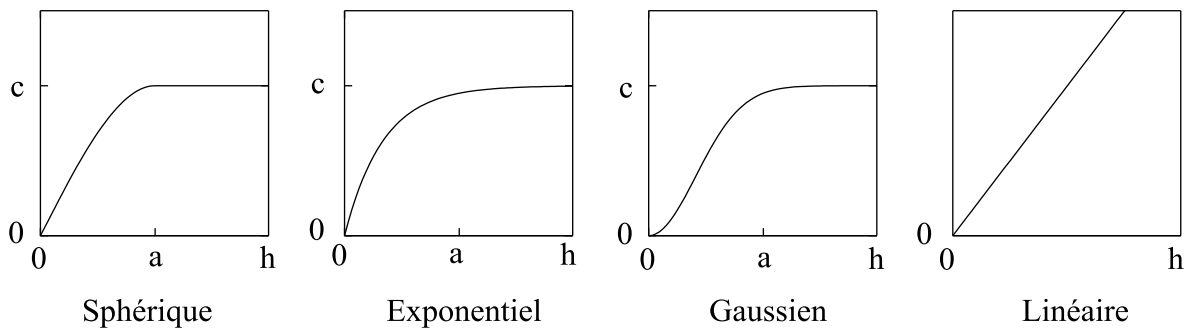


FIG. C.1: Exemples de modèles de variogramme courants. C : palier ; a : portée.

font intervenir un paramètre a lié à la distance à laquelle ils se stabilisent et un second paramètre C correspondant au niveau de variabilité lorsque le modèle est stabilisé. Ils sont repris à la figure C.1, tout comme le modèle linéaire, exemple de modèle non stationnaire.

Un variogramme théorique peut combiner différentes structures à différentes échelles ; on parle de **structures emboîtées**. Souvent, le variogramme se stabilise à un niveau de variabilité appelé **palier**, et cela pour une distance appelée **portée** du modèle.

C.5.3 Cas stationnaire

Plaçons-nous à présent dans le cas où $Z(x)$ est une FAST2. Comme cela a été vu, une FAST2 est caractérisée par sa moyenne m et sa covariance $C(h)$, où h est un vecteur. Tout comme pour le variogramme, cette covariance est dite isotrope si elle dépend uniquement du module de h et non de sa direction. Par ailleurs, $C(h) = C(-h)$ et $|C(h)| \leq C(0)$, qui est la variance de la FAST2. La covariance doit être une fonction définie positive, mais nous n'insisterons pas sur ce point ici.

Une fonction aléatoire stationnaire étant également intrinsèque, elle possède un variogramme. Ce dernier est lié à la covariance par la relation (Matheron, 1965) :

$$\gamma(h) = C(0) - C(h) \quad (\text{C.3})$$

où $C(0)$ est calculé une fois pour toutes, contrairement à $C(h)$. Dans ce contexte, la connaissance du variogramme est dès lors équivalente à celle de la covariance. Néanmoins, toute FAST2 étant une FAI, le variogramme est un outil plus général. Fréquemment, même dans le cas stationnaire, nous ne connaissons pas la moyenne et celle-ci est estimée à partir des données, ce qui peut introduire un biais si nous utilisons la covariance. Le variogramme, quant à lui, filtre cette moyenne et n'est donc pas affecté par ce biais. Ces raisons justifient l'emploi du variogramme comme outil structural même dans le cas d'une fonction aléatoire stationnaire d'ordre deux.

C.5.4 Pratique de l'analyse structurale

Supposons que l'on ait réalisé l'analyse exploratoire d'une variable régionalisée connue en quelques points. Nous intéressent à la variabilité entre les couples de points distants de h , il va tout d'abord être instructif de se faire une idée de cette variabilité en calculant, pour tous les couples de points, le carré de la différence de leur concentration. Autrement dit, cela revient à

représenter la **nuée variographique** constituée des points $(|x_j - x_i|, \frac{1}{2}(z(x_j) - z(x_i))^2)$, pour tout couple (i,j) . Le facteur $\frac{1}{2}$ est utilisé par référence à la définition du variogramme. La nuée variographique nous renseigne donc sur la dispersion des écarts entre les points en fonction de la distance qui les sépare. Elle permet aussi de détecter les couples apportant la contribution la plus importante au nuage. Ces couples font intervenir une valeur forte et une valeur faible. A plus d'une dimension, le calcul de cette nuée variographique dans différentes directions est une première manière de détecter des anisotropies, qui existent lorsque la dispersion du nuage diffère selon la direction.

Une fois la nuée variographique calculée, l'obtention du variogramme expérimental est immédiate. En effet, celui-ci n'est que par sa définition C.2 que la moyenne pour chaque classe de distance des $\frac{1}{2}(z(x_j) - z(x_i))^2$ de la nuée variographique. L'abscisse du variogramme expérimental est alors la moyenne des $|x_j - x_i|$ pour la classe de distance correspondante.

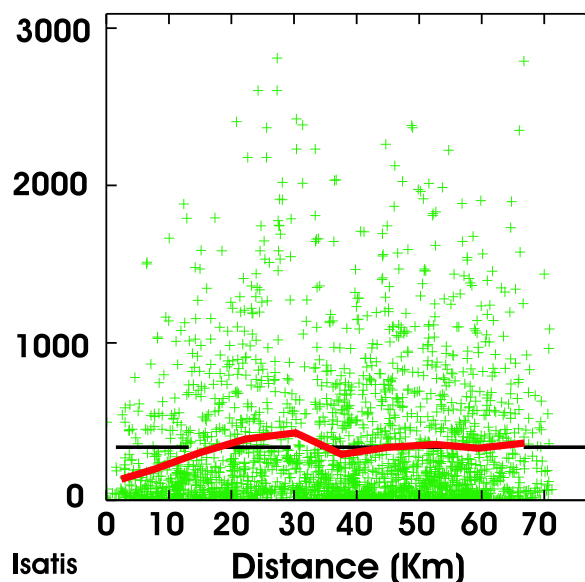


FIG. C.2: Nuée variographique et variogramme expérimental de la concentration en nitrates de l'Eocène pour l'année 1988. Pas de calcul égal à 7 500 m.

Il est nécessaire de choisir le pas d'échantillonnage de façon judicieuse afin que le nombre de points par classe de distances soit homogène. On calcule alors le variogramme expérimental pour chaque multiple du pas de calcul, la distance résultante étant assortie d'une tolérance, souvent égale à la moitié du pas.

C.5.5 Interprétation physique

Un variogramme présente en général les caractéristiques suivantes : il commence à l'origine car $\gamma(0) = 0$ et croît avec le module de h . Cette croissance peut se poursuivre, ou s'arrêter à un certain niveau de variabilité. Analysons cela plus en détail, sans oublier qu'en pratique l'analyse du variogramme se fait en relation avec la connaissance que l'on a du contexte de la variable - géologie par exemple.

Le comportement du variogramme à l'origine est lié au degré de continuité et de régularité de la variable. Bien que valant 0 à l'origine, il est possible que le variogramme tende vers une

valeur non nulle C_0 lorsque h tend vers 0. Cette discontinuité porte le nom d' **effet de pépite** par référence au domaine minier, et peut avoir différentes origines :

- Existence d'une microstructure, c'est-à-dire d'une composante du phénomène d'échelle inférieure à la taille du support d'échantillonnage. Il en découle une très forte variabilité entre des échantillons même très proches. Le terme *effet de pépite* vient de là : en mine, dans l'étude de gisements d'or, on observe que l'or se présente généralement sous forme de pépites très pures et de taille réduite. Par conséquent, même à très petite distance, il existe une variabilité très importante entre la teneur très élevée due à la pépite et les teneurs faibles environnantes.
- Structure existant à une échelle inférieure à la plus petite distance entre deux échantillons, et par conséquent dont l'échantillonnage ne peut rendre compte.
- Existence d'erreurs de mesure ou de positionnement des échantillons. Par exemple, il peut exister des erreurs lors de l'analyse de la concentration en un polluant.

Il arrive fréquemment que ces différentes origines coexistent, et seul un échantillonnage resserré au moins localement permet de distinguer l'importance de chacune.

Un variogramme ne présentant pas d'effet de pépite correspond à une variable spatialement continue. Son comportement à l'origine peut être parabolique, ce qui traduit une grande régularité de la variable régionalisée. En effet, intuitivement, cela signifie que près de l'origine la variabilité entre deux points ne grandit que très lentement lorsque la distance entre ces points augmente ; c'est le cas du modèle gaussien (voir figure C.1). Ce genre de comportement survient parfois dans l'étude de variables non stationnaires, comme typiquement la piézométrie d'une nappe. Il est néanmoins plus fréquent que l'on observe un comportement linéaire à l'origine, comme par exemple le modèle sphérique ou exponentiel.

Souvent, le variogramme se stabilise à un niveau de variabilité appelé **palier**, et cela pour une distance appelée **portée** du modèle. Cette portée correspond à la distance à partir de laquelle deux échantillons n'ont plus d'influence l'un sur l'autre.

C.6 Estimation locale

L'estimateur géostatistique utilisé pour l'estimation locale de la variable, sa cartographie, porte le nom de **krigeage**. Différentes expressions existent, selon les hypothèses faites sur la fonction aléatoire. Afin de ne pas alourdir cette partie, nous choisissons de présenter ce formalisme uniquement dans le cas d'une FAS₂ de moyenne m constante mais inconnue. Nous présentons le cas d'une estimation ponctuelle, bien que le krigage puisse être utilisé pour estimer la teneur sur des blocs v .

C.6.1 Étapes du krigage

Supposons donc que nous cherchons à estimer Z en un point x . Compte-tenu de nos hypothèses, nous ne pouvons en géostatistique linéaire manipuler que des combinaisons linéaires de la fonction aléatoire étudiée. La première étape consiste donc à exprimer l'estimateur $Z^*(x)$ qui nous intéresse comme combinaison linéaire des données disponibles (**contrainte de linéarité**)

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i)$$

L'étape suivante consiste à assurer que cet estimateur n'est pas biaisé. Cette **contrainte d'universalité** revient à exprimer que l'erreur d'estimation est d'espérance nulle

$$E[Z^*(x) - Z(x)] = 0$$

Elle conduit à la condition suivante sur les λ_i : $\sum_{i=1}^N \lambda_i = 1$

La dernière étape consiste à trouver, parmi toutes les combinaisons linéaires vérifiant la contrainte d'universalité, celle qui minimise la variance de l'erreur d'estimation.

$$\text{Var} \left[\sum_{i=1}^N \lambda_i Z(x_i) - Z(x) \right] = C(0) - 2 \sum_{i=1}^N \lambda_i C(x_i - x) + \sum_{i,j=1}^N \lambda_i \lambda_j C(x_i - x_j)$$

Cette variance est couramment appelée **variance d'estimation** ; elle ne dépend que du modèle structural choisi et de la géométrie de l'échantillonnage². En introduisant le paramètre de Lagrange μ , on montre (Chauvet, 1999) que les poids λ_i cherchés sont solutions du **système de krigeage**

$$\begin{cases} \sum_{j=1}^N \lambda_j C(x_i - x_j) + \mu = C(x_i - x) & i = 1, \dots, N \\ \sum_{i=1}^N \lambda_i = 1 \end{cases}$$

En conclusion, le krigeage permet de donner aux divers échantillons les poids les meilleurs en fonction de la structure de la variable et de leur configuration géométrique. En remplaçant dans l'expression de la variance d'estimation les poids par les solutions du système de krigeage, on obtient la **variance de krigeage**. Cela est essentiel, car la variance de krigeage nous renseigne sur l'incertitude liée à l'estimation.

C.6.2 Quelques propriétés

Tout d'abord, le krigeage ponctuel est un *interpolateur exact*. Cela signifie que si l'on veut procéder à l'estimation en un point confondu avec un point de donnée, cette estimation par krigeage sera identique à la valeur de la donnée. La variance de krigeage est alors nulle en ce point.

Il est important de réaliser que "le krigeage lisse". Cela signifie que la variable régionalisée estimée $z^*(x)$ présente moins de fluctuations et d'aspérités que la variable régionalisée vraie $z(x)$ (Chauvet, 1999). Cela est voulu, car l'objectif d'une estimation n'est pas de reproduire la variabilité de la variable - les simulations existent pour cela - mais de donner en chaque point, compte tenu de la structure et de la configuration des échantillons, la meilleure estimation linéaire de cette variable, c'est-à-dire celle qui minimise la variance de l'erreur d'estimation.

C.7 Quantification de l'incertitude locale

La géostatistique linéaire permet, en manipulant exclusivement des combinaisons linéaires de la variable étudiée, d'estimer celle-ci en chaque point du champ d'étude à partir de données

²La variance d'estimation, qui renseigne sur la précision de l'estimation d'une quantité par une autre, est à distinguer de la **variance de dispersion**, qui décrit la variabilité des valeurs à l'intérieur d'un domaine.

expérimentales, et de fournir une variance de l'erreur d'estimation associée. Cette variance fournit en toute généralité une indication sur la précision de l'estimation. L'interprétation de $Z^*(x)$ et $\sigma^*(x)$ ne permet cependant l'obtention d'un intervalle de confiance pour Z , au sens statistique du terme, que sous certaines hypothèses Isaaks et Srivastava (1989) :

- Distribution gaussienne des erreurs $Z^*(x) - Z(x)$,
- Indépendance entre la variance de ces erreurs et les valeurs estimées (homoscédasticité).

Ces propriétés ne sont en pratique que rarement vérifiées, excepté dans le cas d'un modèle gaussien. Dans ce cas, il est possible de déduire directement de $Z^*(x)$ et $\sigma_Z^*(x)$ un intervalle de confiance (IC), par exemple $IC_{95\%} = [Z^*(x) - 1.96\sigma_Z^*(x), Z^*(x) + 1.96\sigma_Z^*(x)]$.

Lorsque la distribution $Z(x)$ n'est pas gaussienne, il est nécessaire de se ramener à ce cas favorable au moyen d'une transformation, appelée **anamorphose**. Une fois l'estimation réalisée par krigeage simple sur la transformée gaussienne en résultant, l'intervalle de confiance est calculé comme indiqué ci-dessus. L'application de la transformation inverse conduit finalement à l'intervalle de confiance sur la variable Z de départ.

L'anamorphose gaussienne est une transformation consistant à déformer l'histogramme de la variable étudiée $Z(x)$ pour se ramener à un histogramme gaussien réduit. Supposant que sa distribution n'est pas gaussienne, on considère la FA stationnaire $Z(x)$ comme une fonction de la gaussienne centrée réduite $Y(x)$:

$$Z(x) = \Phi[Y(x)]$$

où Φ est la fonction d'anamorphose. Pour plus de détails sur cette transformation, on se référera à Rivoirard (1991).

Annexe D

Estimation statistique des teneurs en azote de l'Eocène (1977 - 1988)

Cette annexe présente le résultat du krigeage ordinaire annuel pour l'Eocène, sur la base des données ONQES pour la période 1977 - 1988.

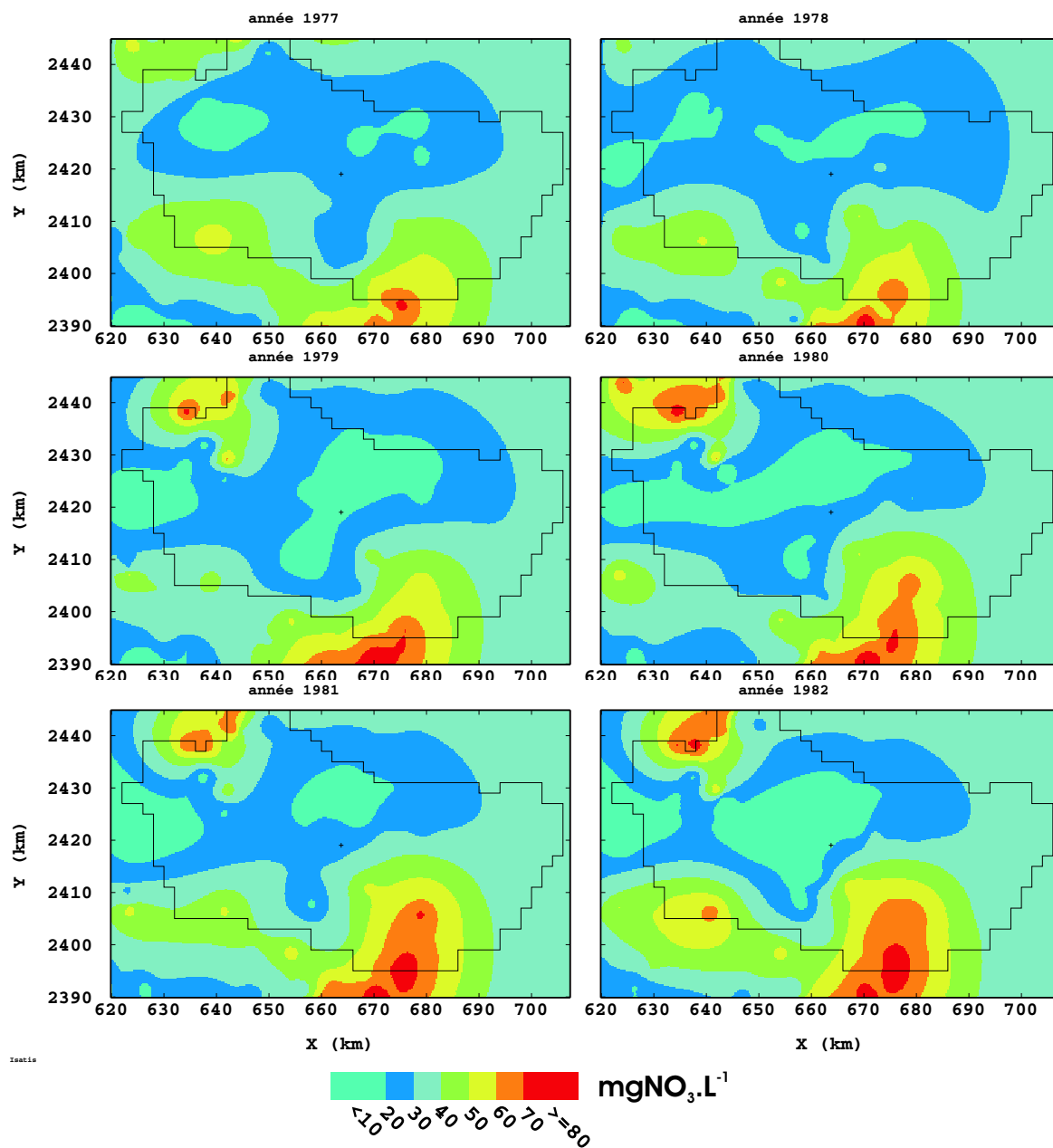


FIG. D.1: Concentrations en nitrates krigées 1977-1982.

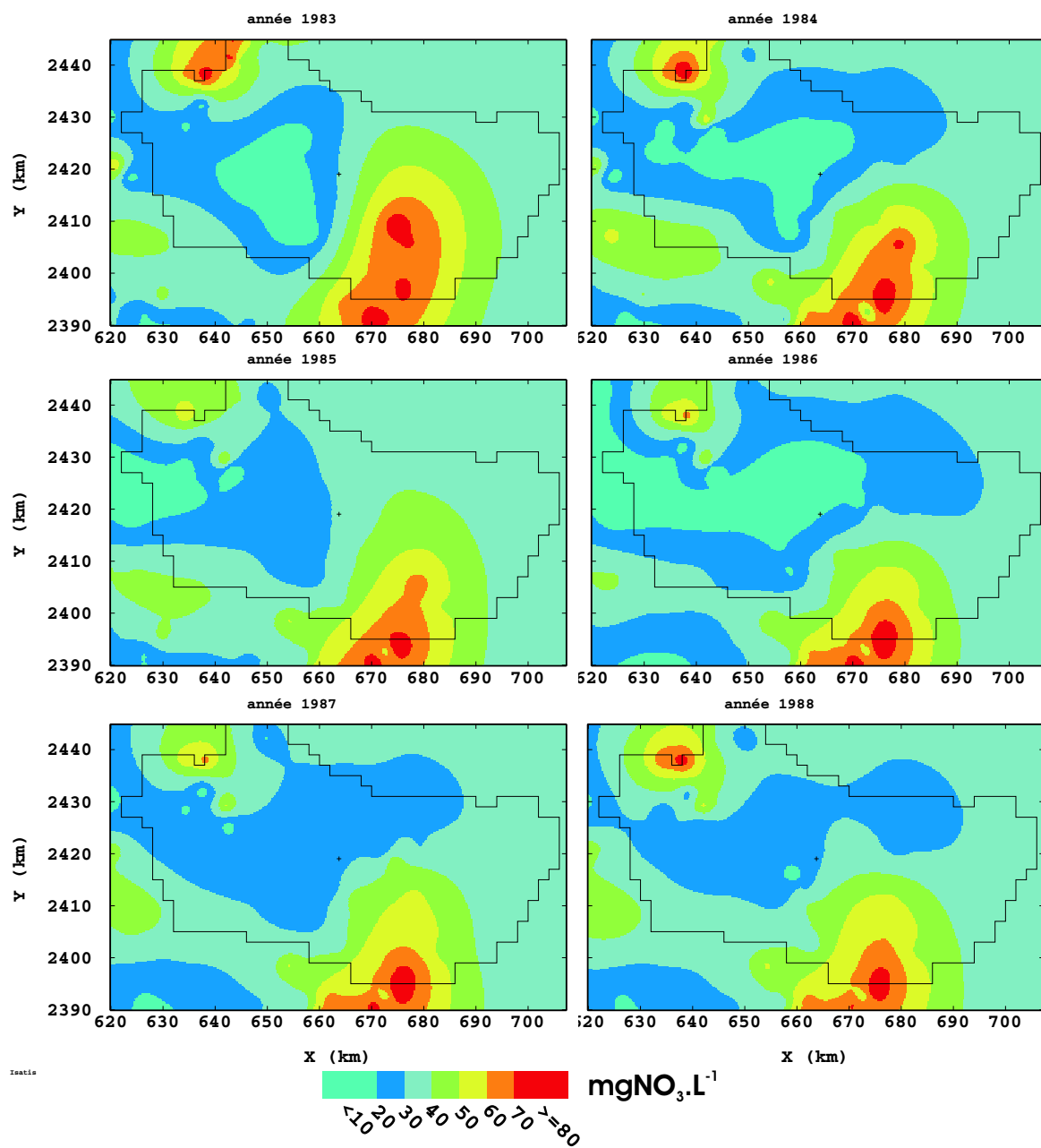


FIG. D.2: Concentrations en nitrates krigées 1983-1988.

Annexe E

Biogeochemical modelling at the river scale : plankton and periphyton dynamics. (Grand Morin case study, France)

Article publié dans *Ecological Modelling* 176, 333-347.

Nicolas FLIPO¹, Stéphanie EVEN¹, Michel POULIN¹,

Marie-Hélène TUSSEAU-VUILLEMIN², Thierry AMEZIANE³, Alain DAUTA³

¹ Centre d'Informatique Géologique, École Nationale Supérieure des Mines de Paris, F-77305 Fontainebleau, email : flipo@cig.ensmp.fr

² CEMAGREF, Division QHAN, F-92163 Antony

³ CESAC UMR C 5576 CNRS/UPS, Université Paul Sabatier, F-31062 Toulouse

Résumé

A new distributed periphytic model has been developed and implemented in the hydro-biological river model PROSE, which models the biogeochemical processes in rivers. The transient periods, like floods, are taken into account, and periphyton scouring is represented in an original way. A validation step shows agreement between field data (carbon and nitrogen) concerning either the water column or the periphyton and outputs of the model. The first results have shown that the decreases of ammonium concentrations along the modeled stretch (40 km) are mostly driven by nitrification in the periphyton, the other processes being of smaller importance on the ammonium balance. Then, the model was used to extrapolate the punctual benthic estimations to the whole river and to determine carbon fluxes at the scale of the studied stretch. The carbon biomass, which is fixed on the bottom of the stretch, can reach several tons depending on the development stage of the periphyton. In case of flood, the exported flux of this biomass can reach $1,4 \text{ tC}\cdot\text{d}^{-1}$ during the summer of 2001. This value is widely predominant compared to the human contribution on this river stretch, which is only $130 \text{ kgC}\cdot\text{d}^{-1}$. Finally, the most important impact of periphyton on the water column is due to DOM dynamic, which is the most reactive form of the organic matter.

Keywords

river modelling, periphyton, plankton, carbon balance, dissolved organic matter, nitrification

Introduction

The contribution of small streams to the balance of the whole catchment is important, especially in terms of transfer and transformation processes of substances. The aim of this study is to estimate the contribution of a dominating and dense benthic biomass associated to low discharge conditions to the fluxes of carbon and nutrients.

Some studies have demonstrated the role of periphyton in shallow streams, specially regarding i) the nitrogen cycle (Williamson et Cooke, 1985; Hamilton et al., 2001), ii) the cycle of organic matter (Romaní et Sabater, 1999; Romaní et Sabater, 2000; Fischer et Pusch, 2001). Thus, for shallow streams dominated by periphyton, a biogeochemical modelling can be done with lower attention to processes occurring in water column.

Nowadays there are two important types of periphytic model : the discrete or discrete-differential models (Picioreanu et al., 1998b; Pizarro et al., 2001) and the differential models. According to Wimpenny (1999), the first one, which is based on a stochastic point of view, is well designed for micro-scale studies (a few square millimeters or centimeters of biofilm) while the latter one, which is physically-based, is more adapted to macro-scale studies (a reach of river). Many differential models already exist but they all focus on the quantification of the periphytic stock and not on the biogeochemical fluxes. Moreover, periphytic models are often dedicated to one major state variable : phosphorus (Buzzelli et al., 2000), nitrogen (DeAngelis et al., 1995). The models are often not distributed too (McIntire, 1973). An attempt of distribution was done by Asaeda and Son (2000) using a vertical mono-dimensional modelling. But their representation of processes is too detailed for modelling a whole river in a distributed way. The way of modelling the periphyton in RWQM1 model (Reichert, 2001; Reichert et al., 2001) is based on Aquasim biofilm model (Wanner et Reichert, 1996). Even if the processes are relevant, the representation of the periphyton like a porous matrix seems to be too complicated at the river scale.

The impact of the periphyton is not limited to a strong carbon biomass (Biggs et Stokseth, 1996; Améziane et al., 2002), but it has a dominant effect in nutrient cycle through heterotrophic and nitrifying bacteria. The representation of both - primary producers and bacterial biofilm supported by these producers - is therefore of crucial importance for the modelling of low stream order water quality. The RIVE model (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995) is based on a detailed representation of the carbon, nutrient and oxygen cycles inside the water column. It was coupled with an hydrodynamical and a transport model resulting to the PROSE model (Even, 1995; Even et al., 1998). A periphytic module, based on RIVE concepts was implemented into PROSE.

This study is focused on the Grand Morin, which is a fifth stream order (Strahler, 1957) for the studied stretch. The aim is to understand the biological behaviour of this stream at low flow, when a very high benthic biomass has been observed. The purpose of our study is to better understand the biological processes at the scale of Grand Morin, and especially the contribution of periphyton in term of carbon and nutrients. The model will be helpful to

reach this goal because it will allow to extrapolate, at the river scale, punctual experimental measurements.

E.1 Material and method

E.1.1 Site description

The Grand Morin (France) is a tributary of the Marne river, 35 km east of Paris. The total length of the stream is about 120 km, for a catchment area of 1200 km^2 (around $\frac{1}{10}$ of the Marne catchments area). Our model covers 40 km of the downstream part of the Grand Morin, from the Orgeval confluence to the Marne confluence. One particularity of the Grand Morin is the presence of many hydraulics works like dams, old mills with gates or thresholds. There are 33 hydraulics works all along the modeled stretch (Fig. E.1). At low flow, the mean discharge is about $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

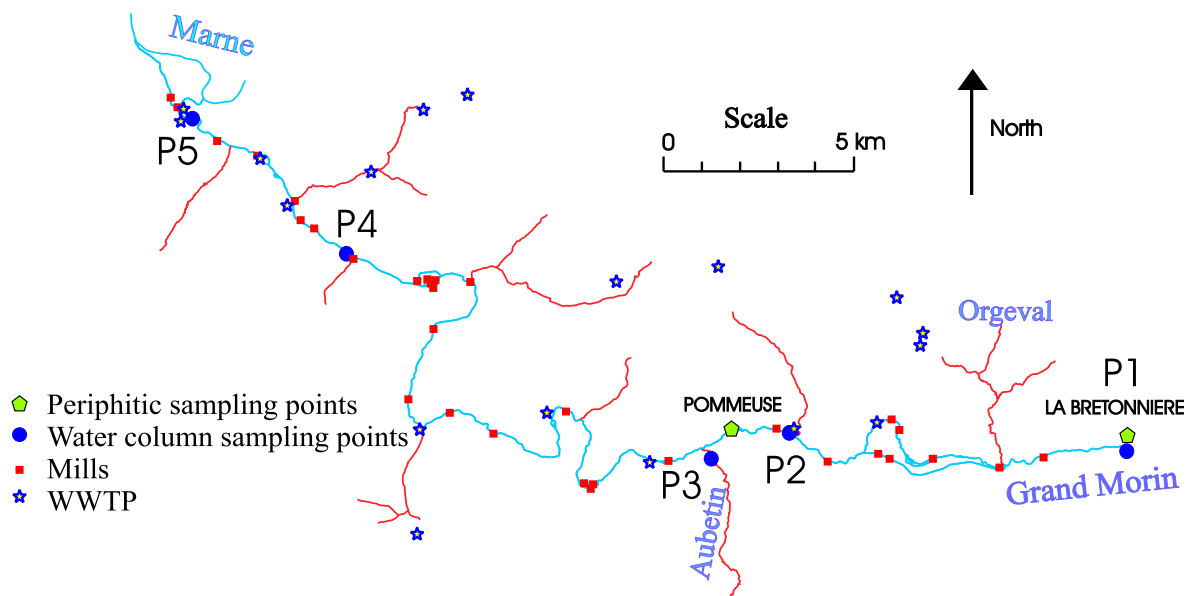


FIG. E.1: The modeled reach of the Grand Morin. Hydraulics works, WWTP and sampling points are represented.

41000 inhabitants are living in the catchment corresponding to the modeled stretch. Among these 41000 inhabitants only 61 % are connected to a waste water treatment plant (WWTP) (IAURIF, 2000). 18 WWTP are located in this area (Fig. E.1).

E.1.2 Sampling

Biological data were collected during the summer of 2001 (from May to August, see Fig. E.2) at five different locations in the river (Fig. E.1) in order to investigate the water column. Classical parameters were sampled : nitrogen, ammonium, phosphates, dissolved oxygen, chlorophyll *a* (chl *a*) and suspended matter (Table E.5). Dissolved organic carbon and particulate organic carbon were measured following Tusseau-Vuillemin et al. (2003). The WWTP were

sampled during the summer of 2000. The same parameters as for the water column were measured.

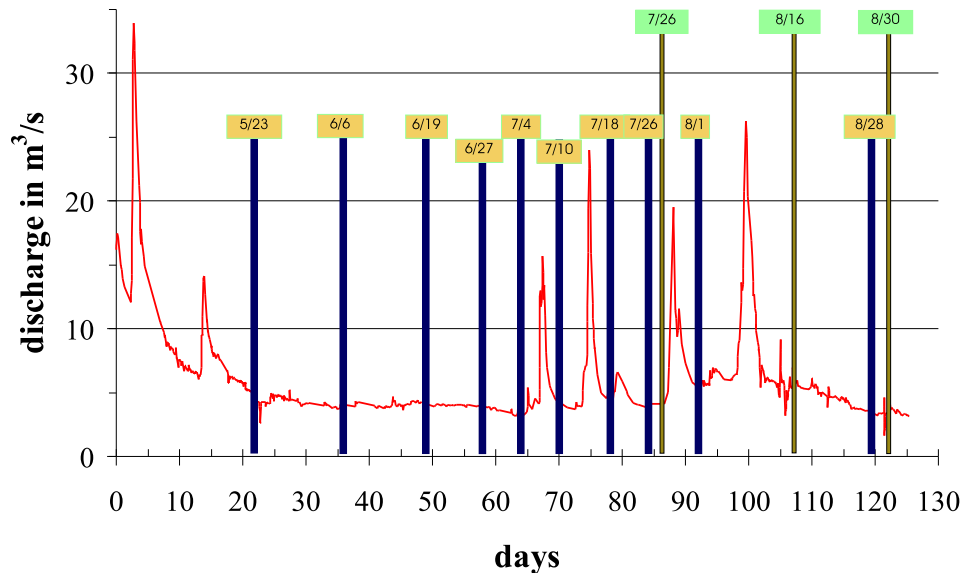


FIG. E.2: Hydrogram during modelling period. Days of experimentation. dark bars (10) for water column sampling and high gray bars (3) for periphytic sampling. 0 is the beginning of may 1st 2001.

The periphyton was sampled in two cross-sections during the summer of 2001 : at La Bretonnière (upstream of the reach) and at Pommeuse. Because of transverse heterogeneity of the periphyton distribution (Cazaubon et al., 1995; Rolland et al., 1997), many samples were taken in each cross-section with a space step of two or three meters. A cross-section is then divided into several sampling areas. In each sampling area, a pebble (the mean surface is 72 cm²) was taken and a minimum and a maximum percentage of the river bottom covered by periphyton were estimated. The periphyton was sampled by scraping gravel with a knife blade and a toothbrush in 500 ml of stream water *in situ*. The washings obtained were frozen immediately in a cool bag and taken to the laboratory. The filtration through the Whatman GF/C filters of the periphyton washings obtained after scraping has permitted to determine the quantity of dry mass, ash-free dry mass (AFDM) and chl *a*. Chl *a* was determined by filtration and extraction with acetone (90 %) according to AFNOR (1999).

E.1.3 Model description

E.1.3.1 The PROSE model

The PROSE model (Even, 1995; Even et al., 1998) is composed of three modules (Fig. E.3a) : an hydrodynamic one, a transport one and a biological one. The hydrodynamic module is a longitudinal one dimensional model based on the Saint Venant equations solved thanks to the finite difference method. The model allows to represent fast transient events. The transport module models the progression of both conservative and reactive substances, even particulate

or dissolved. Moreover, the water column can, through sedimentation and erosion, exchange suspended matter with stable or mobile sediment layers of various thickness. The ecological model is an adaptation of the RIVE model (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995) (Fig. E.3b). Its most important points of interest are the dynamics of phytoplankton and bacteria populations associated with the evolution of different types of organic matter, nutrients and dissolved oxygen. The conceptual scheme used in the model of phytoplankton populations dynamics, also called AQUAPHY, was developed by Lancelot et al. (1991). It is based on the interpretation of experiments incorporating marked carbon into various cell constituents. In the version of PROSE, that we have used, three species represent the chl *a* of the water column : diatoms and chlorophyceae, which are representative of water column phytoplankton, and benthic detached algae. The evolution of organic matter (particulate and dissolved) and heterotrophic bacteria populations is based on the HSB model (Billen et Servais, 1989).

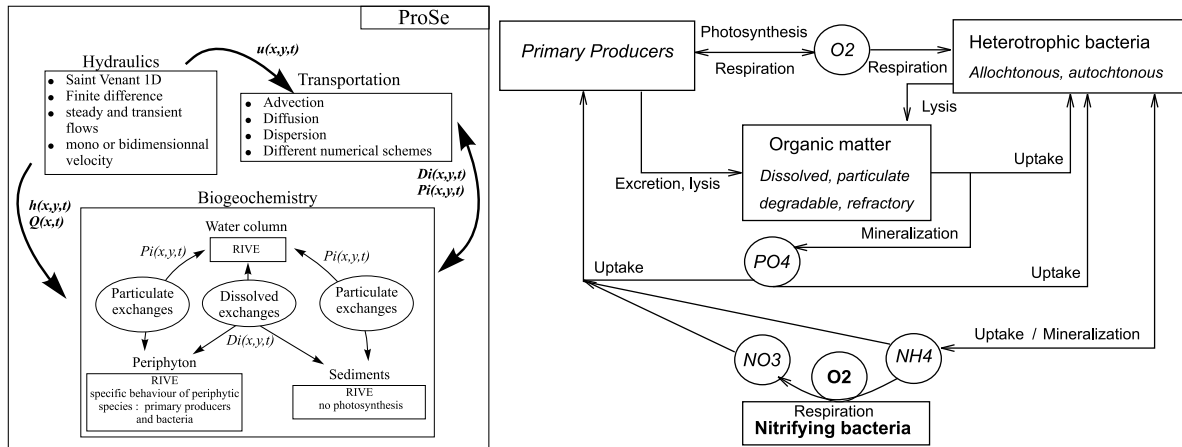


FIG. E.3: a) Simplified scheme of the PROSE model. h is the water depth, u the velocity, Q the discharge, D_i and P_i are dissolved and particulate phases of the i -species. b) Simplified scheme of the RIVE model. Carbon, oxygen and nutrient cycles are represented.

E.1.3.2 The periphytic model

The river is divided in three compartments (Fig. E.3a) : the water column, the sediments and the periphyton. In the periphyton, processes are the same as those of the water column, modeled by RIVE.

Primary producers Primary producers growth follows a photosynthesis-irradiance law :

$$P(z) = P_{max} \left(1 - e^{-\frac{\alpha I(z)}{P_{max}}}\right) e^{-\frac{\beta I(z)}{P_{max}}}$$
, where P_{max} is the maximum photosynthesis, $P(z)$ and $I(z)$ photosynthesis and irradiance at z , α the slope of the light-limited portion of $P - I$ curve, and β the photoinhibition coefficient. Irradiance follows a Beer-Lambert law : $I(z) = I_0 e^{-\eta z}$, where $\eta = \eta_{const} + \eta_{chla}[chla] + \eta_{sm}[SM]$. $[chla]$ and $[SM]$ are concentrations of chl a and suspended matter. I_0 is the irradiance at the surface of the periphytic layer.

The periphyton is vertically distributed, allowing to calculate the self-shading. We assume that benthic primary producers are not photoinhibited when attached and photoinhibited when detached in the water column (Hill et Boston, 1991).

Bacteria activity In the periphyton, nitrifying bacteria growth is represented by :

$\mu = \mu_{max} \frac{[O_2]}{K_{O_2} + [O_2]} \frac{[NH_4]}{K_{NH_4} + [NH_4]} \frac{B_{max}}{B_{max} + [BN]}$, where μ_{max} is the maximum growth rate, B_{max} a maximum biomass, K_i half saturation value of the i-species.

Heterotrophic bacteria growth is represented by : $\mu = \mu_{max} \frac{[subs]}{K_{subs} + [subs]} \frac{[O_2]}{K_{O_2} + [O_2]}$, where *subs* is the organic substrate.

We allow different kinetics parameters in water column and in periphyton for bacteria even heterotrophic or nitrifying.

E.1.3.3 Exchange of dissolved matter

Dissolved exchanges between the water column and the two benthic compartments are calculated by considering the diffusion through the limit layer : $\beta(C_b - C_w)$ (Boudreau, 1997). β is the mass transfer coefficient, and C_i is the concentration in the benthic (*b*) and water (*w*) layer, β is expressed as $\beta = u_* A S_c^n$ (Boudreau, 1997), where *A* and *n* are empirical coefficients, S_c is the Schmidt number (around 1000 for superficial waters). The formulation $\beta = E_s u_*$ was used. $u_* = \sqrt{\frac{\tau}{\rho}}$, where τ is the mean shear stress and ρ is the water volumic mass.

E.1.3.4 Particulate exchanges

Sedimentation fluxes from water column are distributed between sediment and periphyton by considering the cover coefficient estimated at 30 % during sampling. It could be adapted from mesh to mesh if necessary.

sedimentation, erosion Transfers from benthos to water column are different depending on the benthic compartment.

Concerning the sediment-water column exchanges, the erosion capacity of the flow is estimated thanks to the transport capacity theory (Bagnold, 1966). A multi-species approach leads to the formulation (Maldiney, 1994) :

$$f_{ero} = \zeta \frac{1}{\sum_i \chi_i \frac{\rho_i - \rho_w}{\rho_i}} \frac{P_{hyd}}{g} \quad (E.1)$$

, where f_{ero} is the erosion capacity of the flow, ζ is the percentage of hydraulic power used to maintain all the particles in suspension, χ_i the mass fraction of the i-species in the compartment (sediment or periphyton), ρ_i the volumic mass of the i-species, ρ_w the water volumic mass, P_{hyd} the hydraulic power, g the acceleration due to gravity.

losses The exchanges between water column and the periphyton are represented by losses and scouring. Losses are applied to the periphytic community during low flow.

Losses include erosion (see previous) and permanent losses, which are represented by a constant rate.

To simulate exchanges between periphyton and water column, each species is identified as a periphytic one or as a water column one. Periphytic species are only submitted to permanent losses. For sedimented water column species, we defined a retention coefficient (*ret*), which ranges between 0 and 1. The retention coefficient describes the capability of the periphyton to keep particles inside of its matrix. So if B_w is the biomass of a water column species in the periphytic compartment, permanent losses are applied to $ret.B_w$, whereas erosion is applied to $(1 - ret).B_w$.

scouring Quite often the evolution of fixed biomass can be explained by the effect of hydrodynamic. For instance, during flood, the scouring of fixed biomass increases, so that fixed biomass after the spate could be near zero (Uehlinger et al., 1996). Biggs et Close (1989) determined a relation between the magnitude of flood and periphyton losses. The magnitude of flood corresponds to the ratio $\frac{Q_{max}}{Q_{base}}$, where Q_{max} is the maximum flow discharge of the flood and Q_{base} is the low flow discharge.

The scouring at each time step has to be evaluated without knowing the maximum discharge of the flood. The instantaneous slope of discharge (p_q) is, for calculation, a more relevant variable than flood magnitude. By using this new variable, we suppose that the greater the magnitude of flood is, the greater the discharge instantaneous slope is.

For each events a critical slope (p_c) is defined as : $p_c = 2\frac{Q_{max}-Q_{base}}{te_c}$, where te_c is the duration of the event. Such slopes were determined in the Grand Morin, for the years 2000 and 2001, and related to scouring values of Biggs et Close (1989) by considering the order of magnitude. At each p_c corresponds a biomass reduction of $A(p_c)$ %. At each time step, scouring is calculated only if p_q is greater than a minimum value of p_c . By considering Biggs et Close (1989), we assume that for magnitude ranging from 0 to 3, only permanent losses occur, from 3 to 7 scouring ranges linearly from 0 to 50 % of total biomass, finally, from 7 to 25, the scouring ranges from 50 to 95 %. Over a magnitude of 25, losses represent 95 % of the total biomass. Hydrogram analysis showed that effective scouring time te_a is less than $\frac{te_c}{2}$ because the instantaneous slope p_q is very small at the beginning of the flood and at the pic of the flood. The characteristic time of flood is then a function of p_c . The maximum rate of scouring can also be calculated as $a(p_c) = \frac{A(p_c)}{te_a(p_c)}$.

We assume that all periphytic variables are not scoured with the same facility. Thus, we introduce a parameter k_i for the i -species. This parameter is the ratio between the effective scouring for each i -species and the maximum scouring . So for the i -species $a(p_c)$ is weighted by k_i . The instantaneous losses of the i -species are hence equal to the rate of effective scouring weighted by the biomass. The evolution of the i -species fixed biomass (B_i) is given by :

$$\frac{\partial B_i}{\partial t} = -k_i a(p_q) B_i \quad (\text{E.2})$$

E.1.4 Simulations

Name	Description of the periphytic compartment	Boundary conditions repartition of the chl a	Modification of primary producers parameters
reference simulation	same variables as in the water column	60% detached algae 30% chlorophyceae 10% diatoms	no
simul_NB	no nitrifying bacteria all the other variables and especially primary producers	60% detached algae 30% chlorophyceae 10% diatoms	no
simul_NP	no periphyton	no detached algae 60% chlorophyceae 40% diatoms	yes

TAB. E.1: Description of the simulations. Modifications of primary producers are available in Table E.2

Three simulations were made (Table E.1) in order to estimate more precisely the effect of the periphyton on the water column. The time period of all simulations runs from May 22th 2001 (day 22) to September 1^{rst} 2001 (day 124).

		WC	WC for simul_NP	Sediments	Periphyton
chlorophycae	$P_{max} (h^{-1})$	0.5	0.33	×	×
	$\alpha ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0012	0.0012	×	×
	$\beta ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	×	×	×	×
diatoms	$P_{max} (h^{-1})$	0.25	0.167	×	×
	$\alpha ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0012	0.0012	×	×
	$\beta ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	×	×	×	×
benthic algae	$P_{max} (h^{-1})$	0.0565	×	×	0.0565
	$\alpha ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0001225	×	×	0.0001225
	$\beta ((m^2 s \mu E^{-1}) h^{-1})$	0.0001	×	×	×
η_{const}	(m^{-1})	1.0	×	×	0,95
η_{chla}	$(m^{-1} \cdot (\mu g \cdot L^{-1})^{-1})$	0.04	×	×	0,00016
η_{sm}	$(m^{-1} \cdot (mg \cdot L^{-1})^{-1})$	0.02	×	×	0,00008

TAB. E.2: Primary producers parameters. In the water column (WC), benthic algae correspond to the detached algae.

		Water Column	Sediments	Periphyton
NB	$\mu_{max} (h^{-1})$	0.045	0.045	0.045
	$K_{NH4} (mgNL^{-1})$	1.12	1.12	1.1
	$K_{O2} (mgO_2L^{-1})$	1.1	1.1	0.5
	$B_{max} (mgCL^{-1})$	×	×	0.8
HB water column	$\mu_{max} (h^{-1})$	0.04 0.15	0.04 0.15	0.04 0.15
	$K_{subs} mgCL^{-1}$	0.1 0.1	0.1 0.1	0.1 0.1
	$K_{O2} (mgO_2l^{-1})$	0.5 0.5	0.5 0.5	0.5 0.5
HB benthos	$\mu_{max} (h^{-1})$	0.02	0.02	0.02
	$K_{subs} mgCL^{-1}$	0.1	0.1	0.1
	$K_{O2} (mgO_2L^{-1})$	0.5	0.5	0.5

NB : nitrifying bacteria ; HB : heterotrophic bacteria (native | allochtonous)

TAB. E.3: Bacteria activity parameters

The upstream discharge corresponds to the observed values. For tributaries, we have used the simple relation : $\frac{Q_{tributary}}{Q_{ref}} = (\frac{S_{tributary}}{S_{ref}})^\alpha$, where S is the surface of the catchment and $\alpha = 1,4$. Biogeochemical boundary conditions are those observed at the upstream of the reach and at the Aubetin (see P1 and P3 Fig. E.1) during summer 2001. The WWTP outflows are represented by using samplings of summer 2000.

The RIVE model obviously includes a lot of variables and parameters. But all parameters were determined through physical experiments. Values of water column, which were used in the Seine catchment (Garnier et al., 1995; Garnier et al., 2000), were not changed during simulations. Parameters values for primary producers are referenced in table E.2. Those of bacteria are listed in table E.3.

The fitted value for E_s was three times higher for periphyton than for sediment. For each

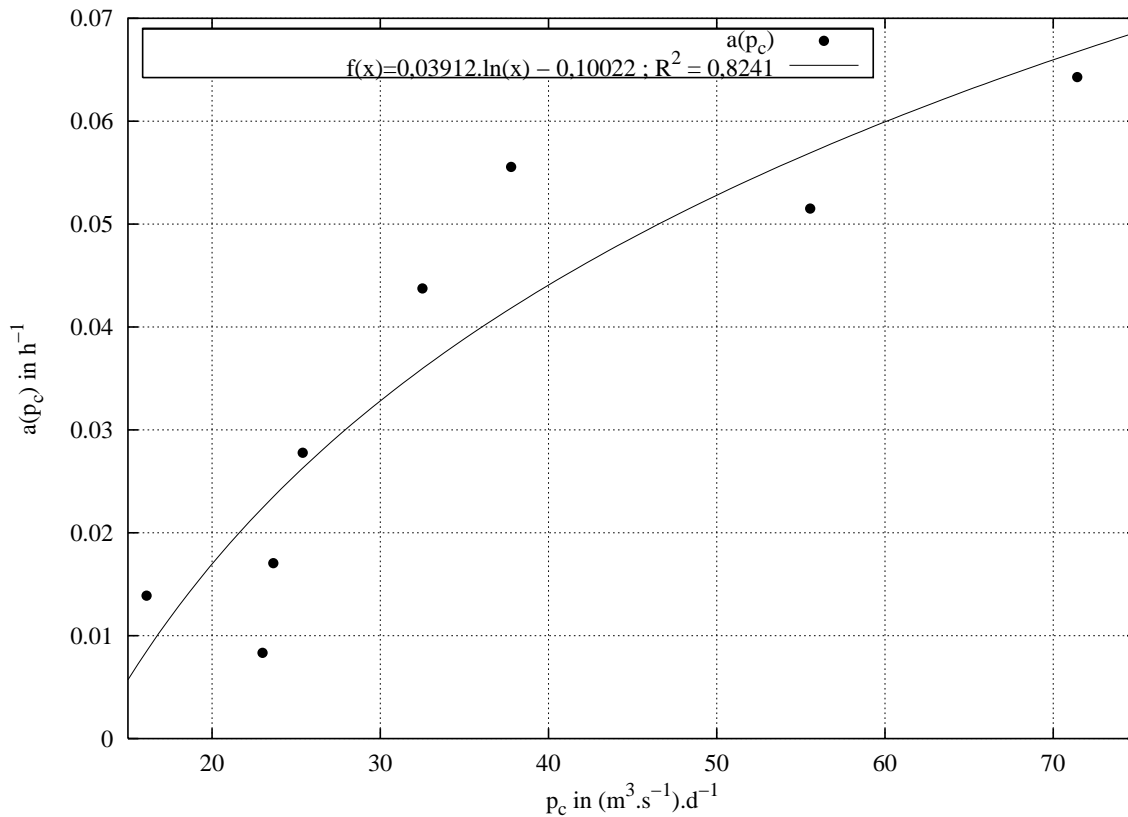


FIG. E.4: Scouring law deduced from Grand Morin hydrograms analysis during years 2000 and 2001. $a(p_c)$ is the maximum scouring rate depending on the critical slope p_c of the idealized hydrogram.

dissolved species in sediments we used $E_s = 0.0015$. Following DeAngelis et al. (1995), Dent et Henry (1999), the constant permanent losses rate for periphyton was taken to 0.01 day^{-1} . The retention coefficient (*ret*) for the periphyton is taken to 0,8. Parameters for the scouring are given in Figure E.4. Important is that no fitting was done concerning this law. Only the scouring coefficient (k_i) for attached primary producers was taken to 0,3. All the other k_i are equal to 1, meaning that attached primary producers are the support of all the other variables.

All biological compartments have to be initialized. For the water column, the measured upstream concentrations of May 22th were propagated all along the reach with a dilution effect due to the affluents. In periphyton, only primary producers, heterotrophic and nitrifying bacteria were respectively initialized to $1 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2}$, $20 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2}$ and $40 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-2}$. The initial value in one section depends on the water depth (h) in this section during low flow. Let suppose that B_0 is the initial value. If $h < 0,8\text{m}$ then B_0 is the initial value for the section. If $0,8 < h < 2\text{m}$ then the initial value ranges linearly between B_0 and 0. If $h > 2\text{m}$ then there is no initial fixed biomass in the section. After the initialization of the system, a simulation runs in steady state (characteristic of low flow) during ten days. Results of this simulation are initial values for the simulations we made.

E.2 Results

E.2.1 Periphytic experimental data

	B7/26	B8/16	B8/30	P7/26	P8/16	P8/30
CP min	22,32	17,48	25,37	29,88	38,41	26,14
CP max	37,05	30,83	44,22	43,96	54,23	38,93
$AFDM_{mean} g.m^{-2}$	105,58	67,34	67,67	207,53	141,17	157,64
$AFDM_{min} g.m^{-2}$	20,16	12,85	16,34	48,92	57,13	55,54
$AFDM_{max} g.m^{-2}$	35,77	21,37	28,09	85,88	82,41	82,55
chl a $mean mg.m^{-2}$	460,25	487,72	578,18	2141,77	1078,18	1891,53
chl a $min mg.m^{-2}$	89,38	92,72	201,76	680,46	473,83	609,61
chl a $max mg.m^{-2}$	161,90	152,56	359,85	1017,69	665,57	896,47
$h_{mean} cm$	55,4	56,7	54,75	27,35	28	17,25

B : La Bretonnière ; P : Pommeuse cross-section followed by the sampling date

CP : cover percentage representative of the sampled cross-section

For $AFDM$ and chl a : *mean* : mean value of all samples

min and *max* : min and max average weighted by cover percentage

h_{mean} : mean water depth

TAB. E.4: Experimental periphytic values (July-August 2001).

The maximum of $AFDM$ observed in Pommeuse on one sample was $378 gAFDM.m^{-2}$, whereas the estimation of the maximum biomass related to the river cross-section (taking into account the coverage of the river bottom by the periphyton as a minimum and a maximum percentage) ranged between 49 and $86 gAFDM.m^{-2}$ (Table E.4). This percentage of bottom coverage will allow to compare simulation outputs with the minimum and maximum observed quantities of $AFDM$ and chl a at each cross-section.

The observed values in term of $AFDM$, without taking into account the cover percentage, are slightly higher than the typical one in natural streams : $AFDM < 70 g.m^{-2}$ and chl $a < 300 mg.m^{-2}$ (Biggs et Stokseth, 1996; Améziane et al., 2002). Nevertheless Améziane et al. (2002) observed a maximal biomass in the Garonne river of $330 gAFDM.m^{-2}$. The maximum biomass in artificial streams can reach $200 gAFDM.m^{-2}$ (Améziane, 2000). Moreover, our chl a observations are very high compared to the literature. One explanation could be that the Grand Morin is nutrient-rich (Table E.5) with very shallow sectors. These local conditions allow a high primary producers growth.

E.2.2 Simulation of primary producers

Table E.5 shows a great variability of chl a upstream conditions (point P1), but the frequency of sampling (weekly or twice a month) doesn't allow to observe fast chl a variations in water column. As a given chl a profile from upstream to downstream results from upstream variations of chl a , data were simply used to validate the global spatial trend of the chl a from upstream to downstream and to give a quantification of the chl a . Actually the model represents the global trend of chl a all along the modeled stretch with significant chl a concentrations (Fig. E.5).

	P1	P2	P3	P4	P5
T (°C)	14,78 (1,16)	15,88 (1,62)	16,47 (1,68)	17,48 (1,89)	17,76 (1,72)
O2 (mgO_2, L^{-1})	9,99 (1,38)	9,05 (1,45)	10,34 (1,23)	9,49 (1,75)	9,71 (2,4)
SM (mg, L^{-1})	9,15 (6,64)	6,53 (3,29)	5,47 (1,31)	7,56 (4,99)	8,51 (6,52)
NH4 (mgN, L^{-1})	0,865 (0,69)	0,37 (0,125)	0,685 (1,66)	0,16 (0,05)	0,15 (0,05)
NO2 (mgN, L^{-1})	0,04 (0,019)	0,062 (0,029)	0,046 (0,021)	0,066 (0,026)	0,063 (0,026)
NO3 (mgN, L^{-1})	6,8 (0,42)	6,3 (0,48)	7,6 (0,97)	7 (0,67)	7 (1,41)
PO4 (mgP, L^{-1})	0,14 (0,057)	0,155 (0,069)	0,12 (0,075)	0,135 (0,063)	0,16 (0,057)
chl <i>a</i> ($\mu g, L^{-1}$)	4,81 (2,82)	6,08 (3,57)	6,55 (2,77)	7,54 (3,47)	10,19 (5,63)
DOM (mgC, L^{-1})	1,75 (0,31)	2,42 (0,44)	2,34 (1,14)	2,44 (0,44)	2,65 (0,69)
POM (mgC, L^{-1})	0,28 (0,118)	0,50 (0,147)	0,42 (0,139)	0,43 (0,139)	0,64 (0,440)

T : temperature; O2 : dissolved oxygen ; SM : suspended matter

NH4 : ammonium; NO2 : nitrite; NO3 : nitrates; PO4 : phosphates; chl *a* : chlorophyll a

POM : particulate organic matter; DOM : dissolved organic matter

TAB. E.5: Average of water column samples. n=10, standard deviation is between brackets. P_i are the sampling points (Fig. E.1)

Concerning the periphyton, samplings were made during a succession of floods (Fig. E.2). The scouring law was deduced from experimental data. The simulated values are in agreement with the experiments for each sampling event (Fig. E.6). Thus the values of parameters related to growth and scouring seem to be consistent. This consistency is a first step for the validation of the model.

E.2.3 Dissolved organic matter

As for chl *a* in the water column, the frequency of sampling doesn't allow to observe quick DOM variations in water column. The model represents the global pattern of DOM evolutions all along the modeled reach with significant concentrations (Fig. E.7).

E.2.4 Nutrients

The reference simulation is in agreement with the great ammonium fall observed in the upstream part of the reach on July 4th (day 64) and July 18th (day 78) (Fig. E.8). 50 % of the samplings indicate this drastic ammonium decrease. This decrease can reach $1,4 mgN.l^{-1}$ in the first ten kilometers of the modeled reach (see July 4th). They are not due to a dilution effect because the hydraulic conditions are stable. This decrease is due to both the primary producers growth and the nitrification due to attached nitrifying bacteria (see the reference simulation on Fig. E.8). The only growth and nitrification in the water column (see the results of the NP simulation on Fig. E.8) can't explain the decrease. It is the case too, when only considering the nutrient uptake for fixed primary producer growth (see the results of the NB simulation on Fig. E.8). So the decrease of ammonium concentration is mostly driven by nitrification in the periphyton, the other processes being of smaller importance on the ammonium balance.

The model is well suited to represent important ammonium decrease from upstream to downstream, but when upstream concentration is lower on June 6th (day 36) and August 1^{rst} (day 92) (around $0,2 mgN.l^{-1}$), nitrifying bacteria are limited by ammonium concentration,

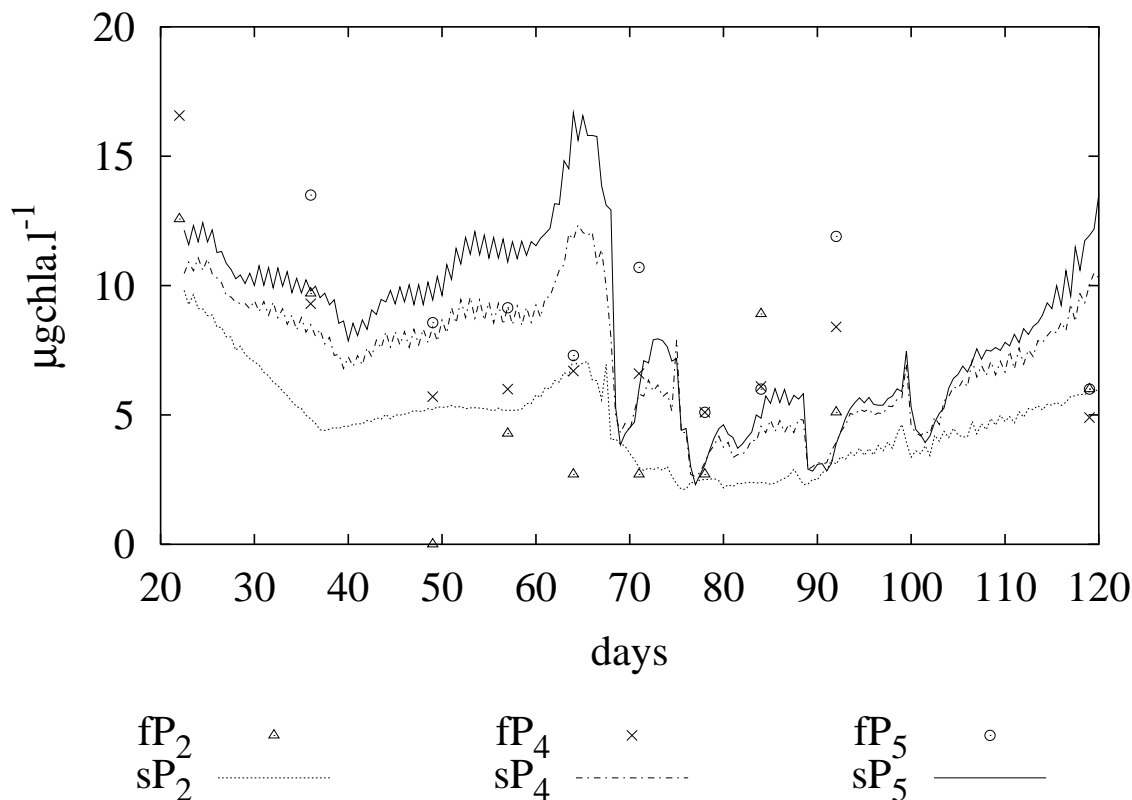


FIG. E.5: Chl *a* in the water column. Comparison between simulation outputs and samplings in three points (P_2, P_4, P_5) of the Grand Morin. fP_i and sP_i represent respectively the field and simulated values at point P_i .

explaining the weak variations of the profile along the modeled reach. Because WWTP outflows are permanent in the model, any differences between simulations and measurements occur with low upstream ammonium concentration.

E.3 Discussion

E.3.1 Periphytic carbon storage

The evaluation of storage is difficult because, due to the periphytic growth, there is no biological steady state in the river (by considering only pelagic processes, if the boundary conditions are steady, a steady biological state could be reached). The total biomass fixed on the bottom of the whole modeled stretch ranges between 500 *kgC* and 3,8 *tC* (Fig. E.9). The biomass variations are due to the hydraulic variations. Indeed during hydraulic steady state the periphyton is always growing (from May 23th to July 4th), but when a transient state occurs (later than July 4th) the periphyton is always switching between scouring (during flood) and growing (after flood, during recolonization).

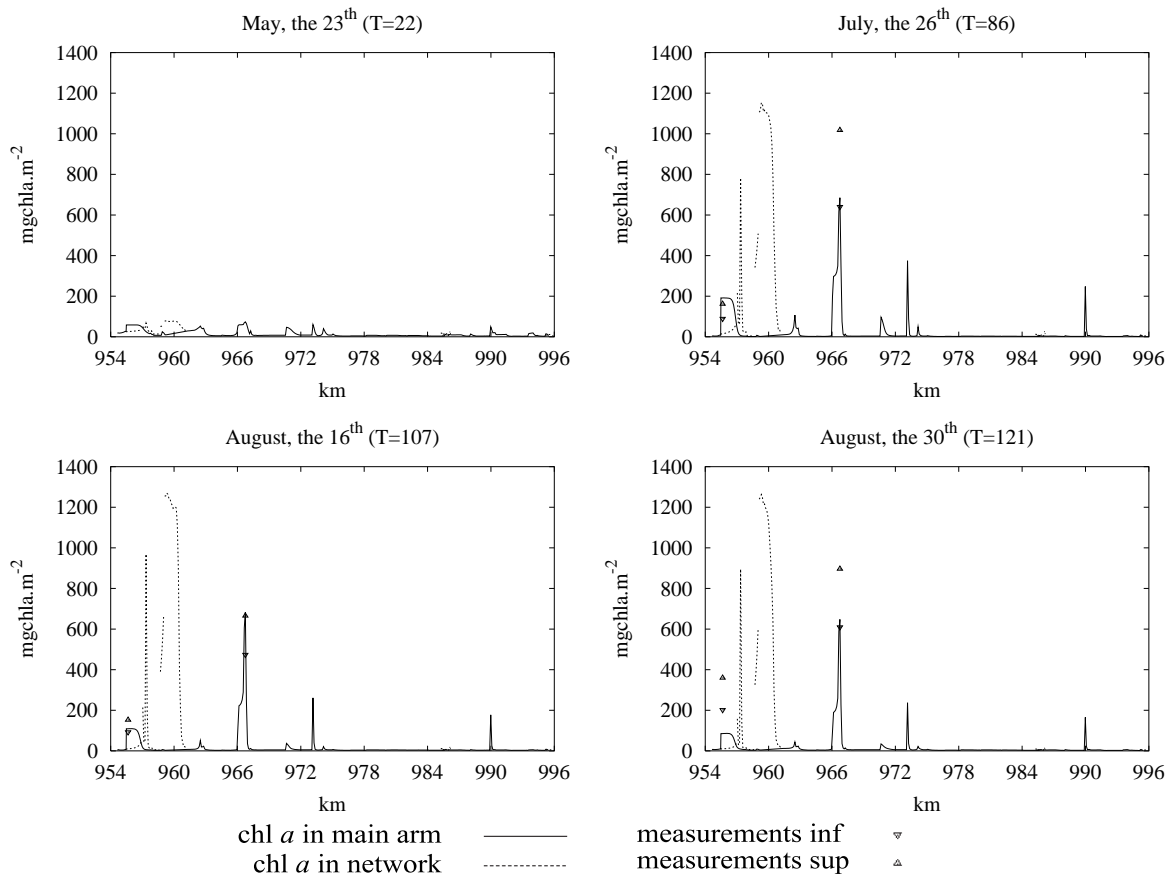


FIG. E.6: Upstream-downstream profiles of periphytic primary producers. Comparison between observed and simulated values. Black lines in the main arm. Dash lines are interrupted according to diversions and confluences.

E.3.2 Exportation of carbon

The carbon fluxes exported out of the system are not the same in steady or in transient hydraulic state. The Figure E.10 is a picture of the system at two dates (July 3rd and July 7th): the first one (Fig. E.10a) represents the system after 40 days of periphytic growth without disturbances and the second one (Fig. E.10b) represents the effect of the first flood after the long hydraulic steady state.

It appears that particulate organic matter is trapped by periphyton during low flow (Fig. E.10a). Compared to other fluxes, the losses of particulate carbon from the water column toward the periphyton are very important. Losses can reach 91 kgC.d^{-1} , when inputs (upstream, affluents and WWTP fluxes) represent 169 kgC.d^{-1} . Conversely, periphyton is an important source of dissolved organic carbon with regards to the water column. Periphyton produces 118 kgC.d^{-1} , compared to the inputs (378 kgC.d^{-1} for the upstream condition and 281 kgC.d^{-1} for tributaries and WWTP inputs). During a flood event (Fig. E.10b), periphytic contribution to the water column carbon is different due to scouring. Periphyton becomes a source of carbon either for particulate species or for dissolved species. Scoured POM is then

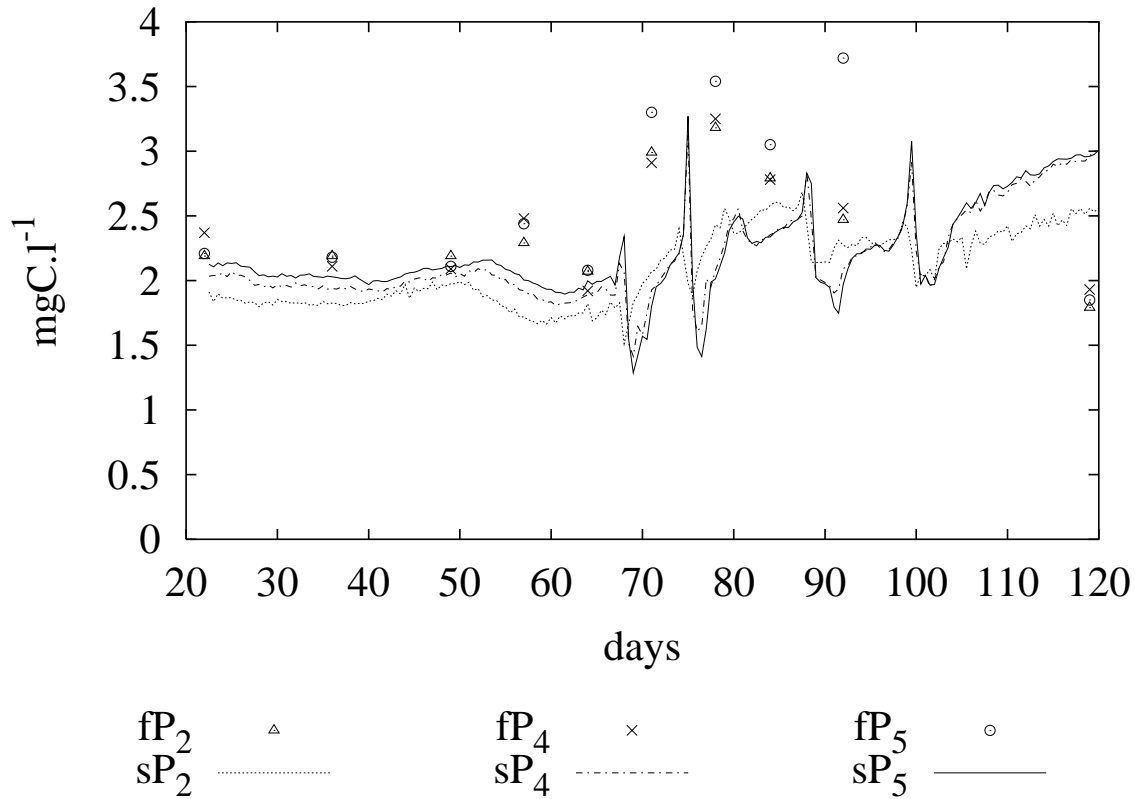


FIG. E.7: DOM in the water column. Comparison between simulation outputs and samplings in three points (P_2, P_4, P_5) of the Grand Morin. fP_i and sP_i represent respectively the field and simulated values at point P_i .

an important source for the water column POM (The scoured flux is up to 96 kgC.d^{-1} , whereas upstream flux is 172 kgC.d^{-1} and the tributaries contribution is 189 kgC.d^{-1}). Even if dissolved fluxes remain important (112 kgC.d^{-1}), inputs fluxes become largely predominant (1350 kgC.d^{-1} for upstream flux and 812 kgC.d^{-1} for tributaries fluxes). The DOM exported flux reaches $2,8 \text{ tC.d}^{-1}$ during flood events. This flux is greater than the total of the inputs and scoured carbon fluxes. It shows a flushing effect of the water column DOM during flood events.

The Figure E.11 represents the temporal evolution of exported fluxes minus the input fluxes (upstream conditions, affluents, outputs of waste water treatment plants), corresponding to the net carbon exportation of the 40 km of the modeled stretch. During low flow (from May 23th (day 22) and July the 6th (day 66)) carbon exportation is relatively stable around 350 to 400 kgC.d^{-1} . The peak of $1,4 \text{ tC.d}^{-1}$ observed on July the 7th (day 67) is due to scouring (Fig. E.11).

The carbon exportation due to detached primary producers reaches 250 kgC.d^{-1} . The maximum detached primary producers exportation is 250 kgC.d^{-1} (day 73 on Fig. E.12) even if total primary producers exportation can reach 500 kgC.d^{-1} (day 67 on Fig. E.11). The growth processes occurring in the water column are dependent of the boundary conditions, explaining the difference between the total exportation of chl *a* and the part due to the

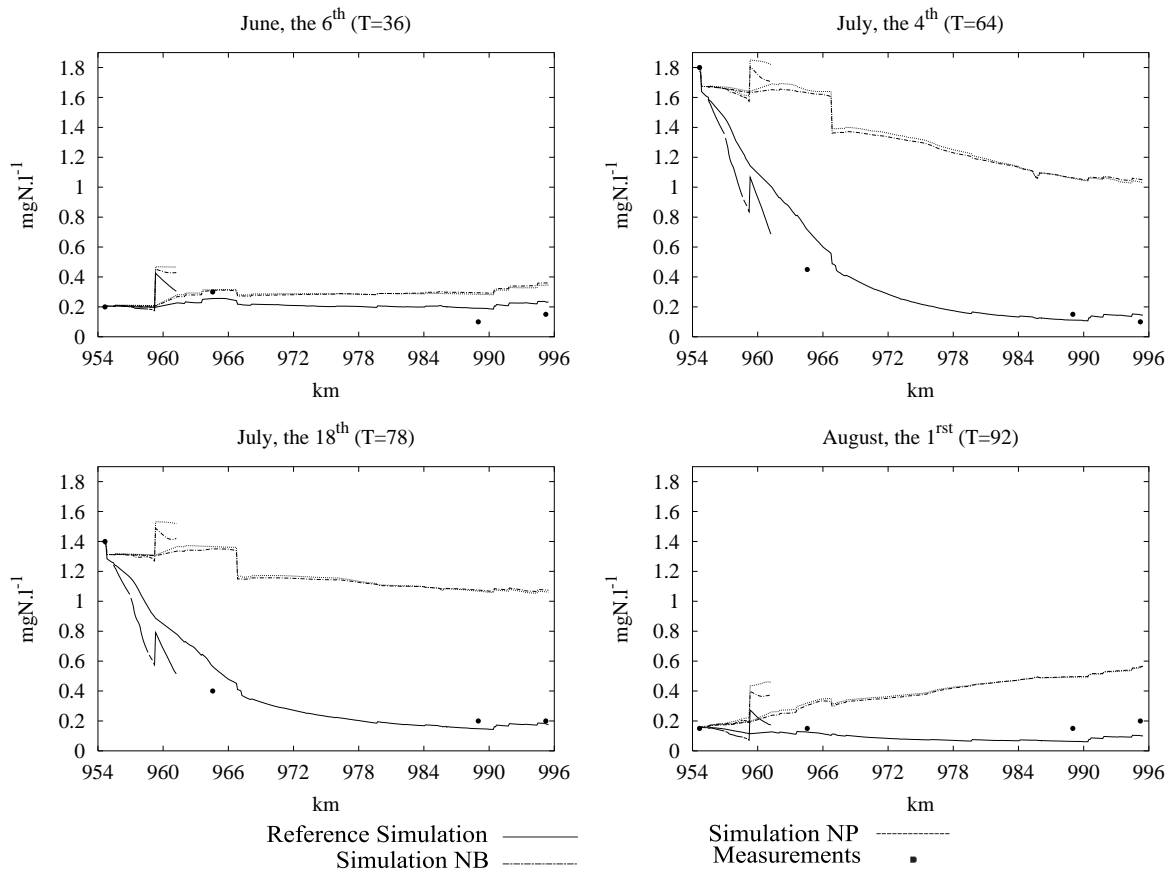


FIG. E.8: Upstream-downstream profiles of ammonium in the water column. Simulation NB is without nitrifying bacteria in periphyton and simulation NP is without periphyton (Table E.1). Validation of the nitrification along the modeled sector. Fixed nitrifying bacteria are predominant.

detached chl *a* .

E.3.3 DOM dynamic

The impact of the periphyton on the carbon exportation of the whole modeled stretch was estimated (Fig E.12). The presence of periphyton slightly increases the exportation of DOM, which represents the main impact of the periphyton on the river biogeochemical functioning.

In steady state, attached primary producers generate a storage of DOM through cells mortality in the periphytic layer. Part of this storage increases DOM concentration in the water column thanks to the diffusion through the boundary layer. When a flood occurs, the residence time of water decreases from 3 or 4 days to around 20 hours in the reach. So during a flood, all the DOM of the water column could be exported by a flushing effect. The exported flux of DOM due to periphyton is up to 300 kgC.d^{-1} (Fig. E.12) whereas human inputs are only 130 kgC.d^{-1} (particulate and dissolved carbon). The downstream degradation of this exported organic matter could explain hazardous oxygen depletions or relatively high observed

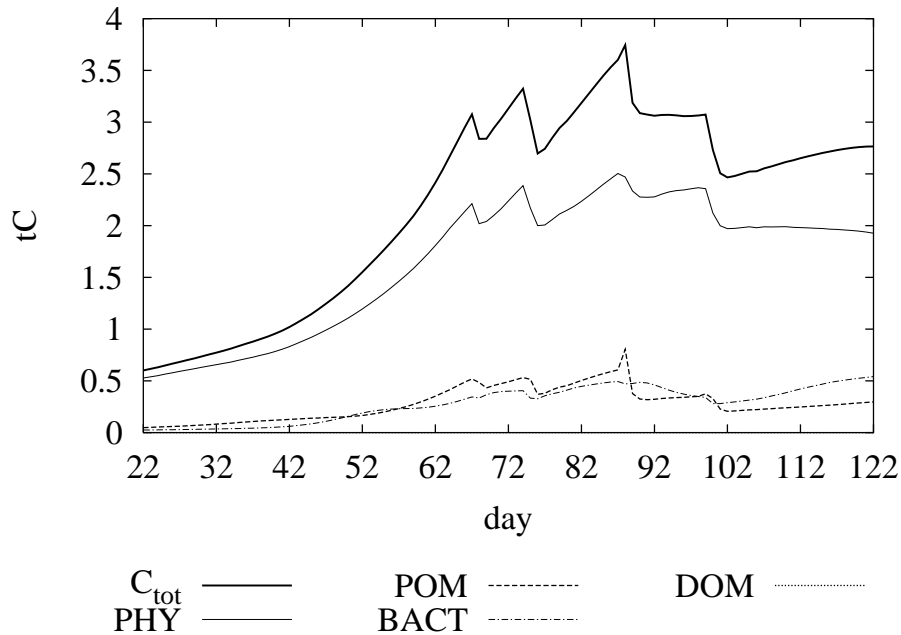


FIG. E.9: Temporal evolution of total periphytic carbon in the whole modeled stretch. C_{tot} : total organic carbon, sum of PHY (primary producers), POM (particulate organic matter), DOM (dissolved organic matter) and BACT (bacterial biomass both heterotrophic and nitrifying).

level of DOM upstream of Paris. So it appears that the most important impact of periphyton to the system, in term of carbon, is an increase of DOM exportation even during flood events or in hydraulic steady state (Fig. E.12).

Conclusion

Based on extensive sampling campaigns aiming at characterizing the water quality and the time and spatial periphytic biomass variability, a periphytic model was designed, calibrated and implemented into PROSE, which was initially designed for greater stream orders modelling. Nowadays, PROSE, which includes all relevant biological compartments (water column, sediments and periphyton) , can be applied to a river network, where processes are heterogeneous.

Dominating periphytic processes were hypothesized and are today quantified thanks to the model, which allows to extrapolate experimental data to the whole 40 km of the modeled stretch. On the one hand, the simulations have shown that the periphyton is predominant in term of nitrification in a shallow stream. It explains great decreases of the ammonium concentrations from upstream to downstream. Such decreases were observed too in other little stream orders of the Seine catchment.

On the another hand, the periphyton played a major role in the carbon cycle in little stream orders. It represents not only a great stock of carbon fixed on the bottom of the river, whose exportation reaches between 0,5 and 3,8 $tC.d^{-1}$ depending on the growth time, but it contri-

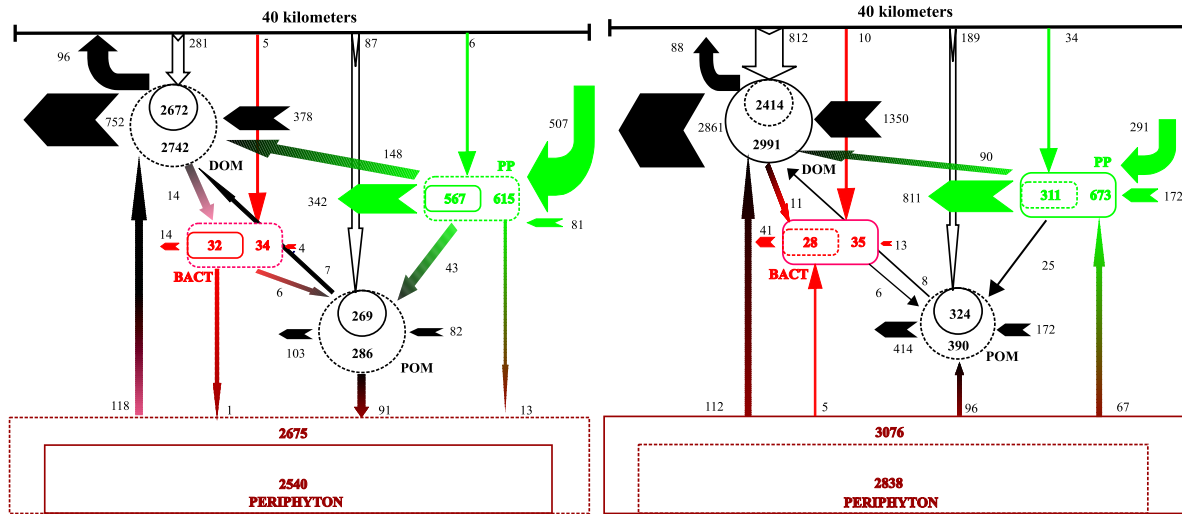


FIG. E.10: Carbon balances inside the water column of the whole modeled stretch. Quantification of exchanges between variables and compartments a) during permanent flow (day 63 : July 3rd) and b) during a flood event (day 67 : July 7th). In boxes are represented storage (in full lines are the initial states and final states are in dash lines) . Storage are in kgC . Fluxes are represented by arrows and are in $kgC.d^{-1}$. Full arrows represent upstream boundary condition and outputs of the reach. Empty arrows represent affluents and WWTP inputs. 2-color arrows represent exchanges between the variables of the model.

butes downstream to the DOM enrichment of the system even in hydraulic steady or transient state. Such strong organic matter exportations could explain upstream oxygen depletion or high DOM levels observed upstream from Paris, which remain up today unexplained as regard to the domestic sewer discharges.

Acknowledgments

Catherine Noiriél, Anne Roué, Sabine Liorzou and especially Virginie Alfandari, are greatly acknowledged for their help in gathering the experimental data even in water column or concerning the periphyton. We acknowledge Daniel Stadtmüller for his help concerning chl *a* analyzing. Marie-Pierre Reltien was kind enough to help with revising the English of the paper. This work is a contribution to the PIREN SEINE research program on the Seine catchment, France.

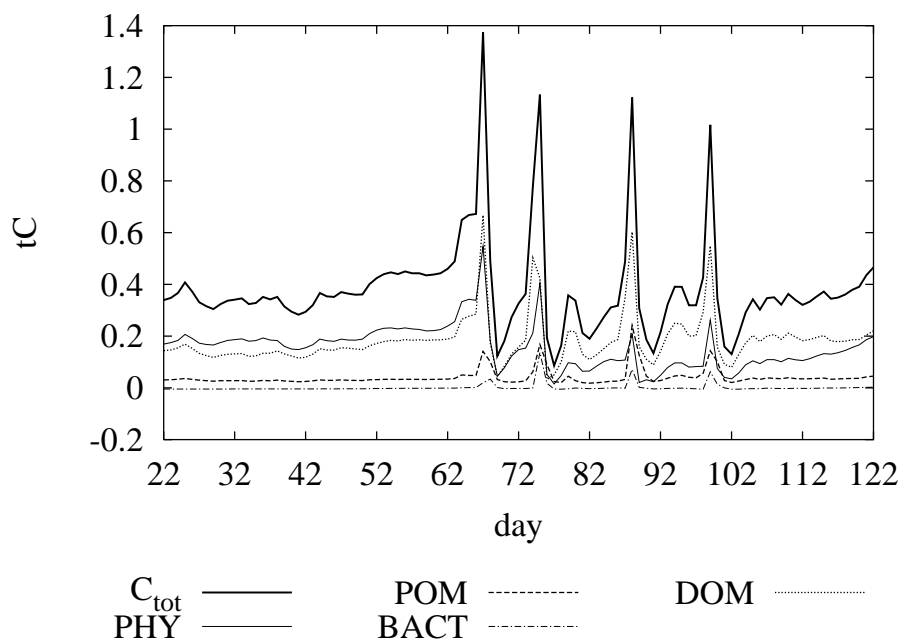


FIG. E.11: Temporal evolution of carbon balances for the modeled stretch. Difference between exported fluxes with periphyton minus all inputs in the sector for the reference simulation, corresponding to the net carbon exportation.

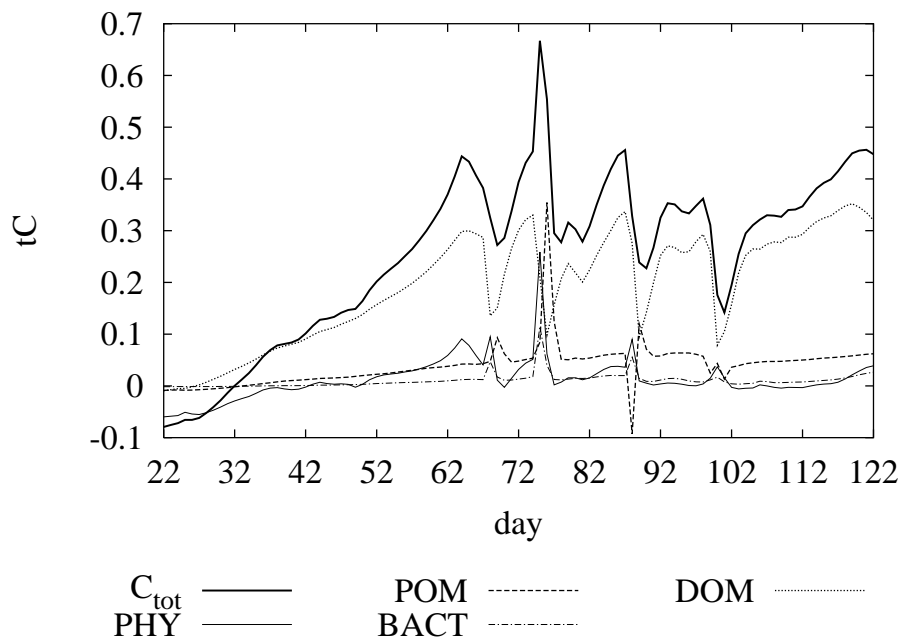


FIG. E.12: Temporal evolution of carbon balances for the modeled stretch. Difference between exported fluxes in reference simulation and in NP simulation.