



HAL
open science

Modélisation des dynamiques spatiales et temporelles des stocks et des transferts de flux d'eau et de nitrates dans un bassin versant : Application au bassin versant de la Vienne.

Sarah Manteaux

► To cite this version:

Sarah Manteaux. Modélisation des dynamiques spatiales et temporelles des stocks et des transferts de flux d'eau et de nitrates dans un bassin versant : Application au bassin versant de la Vienne.. Environnement et Société. Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT, 2023. Français. NNT : 2023INPT0039 . tel-04155960

HAL Id: tel-04155960

<https://theses.hal.science/tel-04155960v1>

Submitted on 7 Jul 2023

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.



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Institut National Polytechnique de Toulouse (Toulouse INP)

Discipline ou spécialité :

Ecologie Fonctionnelle

Présentée et soutenue par :

Mme SARAH MANTEAUX

le mercredi 5 avril 2023

Titre :

Modélisation des dynamiques spatiales et temporelles des stocks et des transferts de flux d'eau et de nitrates dans un bassin versant. Application au bassin versant de la Vienne.

Ecole doctorale :

Sciences de l'Univers de l'Environnement et de l'Espace (SDU2E)

Unité de recherche :

Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement (LEFE)

Directeurs de Thèse :

MME SABINE SAUVAGE

M. JOSE-MIGUEL SANCHEZ-PEREZ

Rapporteurs :

M. JEAN-FRANÇOIS DELIEGE, UNIVERSITE DE LIEGE

Membres du jury :

M. SYLVAIN PAYRAUDEAU, ENGEES STRASBOURG, Président

M. JOSE-MIGUEL SANCHEZ-PEREZ, UNIVERSITE TOULOUSE 3, Membre

MME NATHALIE GASSAMA, UNIVERSITE DE TOURS, Membre

MME SABINE SAUVAGE, UNIVERSITE TOULOUSE 3, Membre

M. RENÉ SAMIE, EDF CHATOU, Membre

M. STÉPHANE LORIOT, EPTB VIENNE, Invité

Résumé

Dans un contexte de raréfaction et de pollution des eaux, la connaissance des processus de transferts et de régulation des contaminants au sein du bassin versant est essentielle. Par une approche de modélisation, cette thèse s'intéresse principalement au devenir des nitrates à l'échelle du bassin versant.

L'objectif est de caractériser et de quantifier les flux de nitrates et leur régulation dans le bassin versant de la Vienne, dans tous les compartiments de l'environnement. Pour cela, le modèle biogéochimique de réseau hydrographique RIVE a été intégré dans le modèle hydro-agro-environnemental à base physique SWAT. La validation du couplage a été faite sur une section de la Garonne du fait des données et des connaissances du fonctionnement physique et biogéochimique des milieux disponibles sur ce secteur. Une équation de croissance et de détachement du biofilm épilithique a également été implémentée dans le modèle SWAT-RIVE afin de représenter les diatomées benthiques, espèce dominante dans la Garonne. Le modèle couplé a permis de mettre en évidence les processus biogéochimiques majoritaires dans le tronçon, notamment la consommation de nitrates par dénitrification benthique. En moyenne, 0,6% des flux de nitrates entrants sont retenus annuellement dans le tronçon. Le modèle SWAT-RIVE a ensuite été appliqué au bassin de la Vienne. Afin d'alimenter spatialement le modèle, deux campagnes de mesures des principaux éléments physico-chimiques (y compris les nitrates et autres formes de l'azote) ont été effectuées sur la Vienne aval et ses deux principaux affluents. Ces données ont également été exploitées, avec l'ensemble des données disponibles, dans une analyse de l'évolution amont-aval des concentrations (de $2 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en moyenne à $12 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ pour la Vienne), ainsi qu'historique, en appui à la compréhension du système et à la modélisation. A l'échelle du bassin versant, le modèle simule pour la période 1993-2017 une dénitrification dans les sols moyenne de $20 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, éliminant 15% du flux rejoignant le pool de nitrates des sols. Les taux de dénitrification les plus importants sont dans les sols agricoles, associés aux apports de nitrates, et dans les zones humides en lien avec une teneur en eau et une concentration en carbone plus importantes. 8,5% du flux d'azote rejoignant le pool nitrates des sols est transféré au réseau hydrographique. Les apports diffus de nitrates ne présentent pas de tendance significative, excepté le flux souterrain de l'aquifère profond

qui diminue légèrement. La majorité de la rétention a lieu dans les versants, la rétention des nitrates simulée dans les cours d'eau est faible : seul 2% des flux de nitrates entrants dans le réseau hydrographique n'est pas exporté à l'exutoire. Le processus in-stream majoritaire est la dénitrification benthique, représentant 54% de la part éliminée, suivie du prélèvement par le biofilm (38%). La dénitrification benthique est plus forte à l'étiage et à l'aval du bassin et des stations d'épuration, en lien avec les quantités de matières organiques sédimentées et les temps de résidence les plus importants.

Cette approche holistique permet également d'étudier le transfert d'autres éléments nutritifs, tel que le phosphore, ainsi que l'eutrophisation des cours d'eau et des retenues de barrage. Ce projet de modélisation pourra servir de base pour estimer l'impact sur la quantité et la qualité de l'eau d'évolutions futures, tels que des modifications d'occupation du sol ou des changements climatiques.

Abstract

In a context of water scarcity and pollution, knowledge of contaminant transfer and regulation processes within the watershed is essential. With a modeling approach, this thesis is mainly interested in nitrates fate at watershed scale.

The objective is to characterize and quantify nitrate fluxes and their regulation in the Vienne watershed, in all environmental compartments. For this purpose, the drainage network biogeochemical model RIVE was integrated into the physically-based hydro-agro-environmental model SWAT. The validation of the coupling was done on a section of the Garonne river, due to available data and knowledge of the physical and biogeochemical functioning of the environment in this sector. An equation for epilithic biofilm growth and detachment was also implemented in SWAT-RIVE model to represent benthic diatoms, the dominant species in the Garonne. The coupled model was used to highlight the major in-stream biogeochemical processes, including nitrate consumption by benthic denitrification. On average, 0.6% of nitrates inputs is retained annually in the reach. SWAT-RIVE model was then applied to the Vienne river basin. To spatially supply the model, two measurement campaigns of the main physico-chemical elements (including nitrates and other nitrogen forms) were carried out on downstream Vienne and its two main tributaries. These data were also used, along with all the available data, in an analysis of the upstream-downstream evolution of concentrations (from $2 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ on average to $12 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ for the Vienne river), as well as historical evolution, in support of modeling and understanding of the system. At watershed scale, the model simulates an average denitrification in soils of $20 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ for the 1993-2017 period, removing 15% of the flux coming into the soil nitrate pool. The highest denitrification rates are in agricultural soils, associated with nitrate inputs, and in wetlands related to higher water content and carbon concentration. 8.5% of the incoming flow to the soil nitrate pool is transferred to the river system. Nitrates diffuse inputs do not show a significant trend, except for the deep aquifer groundwater flow, which decreases slightly. The majority of retention occurs on the lands, simulated in-stream nitrate retention is low : only 2% of the nitrate fluxes entering the river system are not exported at the outlet. The dominant in-stream process is benthic denitrification, accounting for 54% of the removal, followed by biofilm removal

(38%). Benthic denitrification is higher at low water levels and downstream of the watershed and of wastewater treatment plants, due to deposited organic matter quantities and longest residence times.

This holistic approach also allows the study of the transfer of other nutrients, such as phosphorus, as well as the eutrophication of rivers and dams. This modeling project can be used as a basis for estimating the impact of future changes, such as land use changes or climate change, on water quantity and quality.

Remerciements

Un grand merci à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à cette thèse et qui ont permis l'aboutissement de ce travail.

Tout d'abord merci à mes directeurs de thèse, Sabine et José, et à mes encadrants EDF, René et Céline, pour l'opportunité de réaliser cette thèse, leur encadrement, leurs conseils avisés, leurs nombreuses relectures et leur encouragement.

Merci à l'ensemble des membres du jury pour avoir accepté d'évaluer ce travail et pour la discussion intéressante lors de la soutenance. Merci aux rapporteurs, Jean-François Delière, Didier Orange et Sylvain Payraudeau, pour le temps consacré à la lecture du manuscrit et pour toutes les remarques qui ont permis d'améliorer cette thèse.

Merci à Stéphane Lorient et Aurélien Beaufort de l'EPTB Vienne pour le suivi et les échanges tout au long de cette thèse, ainsi qu'à tous les membres de mon comité de suivi.

Je souhaiterais remercier Josette Garnier, Gilles Billen et Vincent Thieu, pour la mise à disposition du code de RIVE, leur réponse à mes nombreuses questions et la relecture de l'article.

Merci à mes collègues des deux laboratoires pour l'intégration au sein des équipes et les moments scientifiques partagés. Côté administratif, merci Annick pour ton aide précieuse et ta bienveillance. Je remercie également Virginie et le personnel du PAPC, pour l'aide lors de la préparation des campagnes de mesures et l'analyse des échantillons.

Un merci particulier à Roxelane et Jérémy, votre aide sur SWAT et surtout votre amitié m'ont été d'un grand secours pendant cette thèse. Côté EDF, mon année à Chatou n'aurait pas été la même sans Coline et Azénor, merci infiniment pour votre soutien au quotidien. De chaleureux remerciements également à Nicolas, Sami, Mathilde et Erika pour les moments partagés à EDF et en dehors, ainsi qu'aux doctorants et post-doctorants du LEFE : Manon, Théo, Benjamin, Anna, Camille, Hugo, Antoine, Columba, Jaime, Francesco, Osvaldo, Oskar, Vanessa, Clément, Pankyes, Xi, et tous ceux croisés au cours de ces années.

Remerciements

Merci à mes colocataires, à Ramonville et à Nanterre, pour avoir créé un environnement agréable et de détente, bien souvent essentielle. Merci aux nouveaux colocataires de m'avoir accueillie lors de mes venues ponctuelles à Toulouse.

Mes derniers remerciements vont à ma famille et à Titouan. Merci pour tout.

Table des matières

Résumé	iii
Abstract	v
Remerciements	vii
Liste des abréviations	xxxi
Introduction générale	1
1 État de l’art, problématique et objectifs de la thèse	5
1.1 Dynamique des nitrates dans les bassins versants	6
1.1.1 Le bassin versant, échelle spatiale d’étude des flux de nitrates	6
1.1.2 Cycle de l’azote dans les sols	7
1.1.2.1 Transferts d’azote de l’atmosphère aux écosystèmes terrestres	7
1.1.2.2 Devenir de l’azote dans les sols	8
1.1.2.3 Migration vers les eaux souterraines et de surface	10
1.1.3 Cycle de l’azote dans les systèmes aquatiques continentaux	11
1.1.3.1 Devenir dans les eaux souterraines	11
1.1.3.2 Interactions nappes-rivière	11
1.1.3.3 Cycle de l’azote dans les cours d’eau	12
1.1.4 Entre écosystèmes terrestres et aquatiques : les zones humides, zones de régulation des flux	19
1.1.4.1 Définition	19
1.1.4.2 Fonctions rendues par les zones humides	20
1.1.4.3 Cycle de l’azote dans les zones humides	20
1.1.5 La dénitrification : principale voie d’élimination des nitrates dans un bassin versant	22
1.1.5.1 Impact de la dénitrification sur les flux d’azote	22
1.1.5.2 Variabilité des taux de dénitrification	22
1.1.5.3 Facteurs d’influence	23
1.2 Modélisation quantitative et qualitative des flux d’eau	26

1.2.1	Les modèles numériques, outils d'aide à la recherche	26
1.2.2	Modéliser les dynamiques des nitrates dans les bassins versants	27
1.2.3	Limites de la modélisation et incertitudes	29
1.2.4	Choix des modèles	30
1.3	Problématique scientifique et objectifs de la thèse	34
2	Matériels et méthodes	37
2.1	Méthodologie générale	38
2.2	Le modèle SWAT	39
2.2.1	Description du modèle SWAT	39
2.2.2	Données d'entrée	40
2.2.3	Description des processus	40
2.2.3.1	Le cycle hydrologique dans SWAT	40
2.2.3.2	Les sédiments dans SWAT	47
2.2.3.3	Le cycle de l'azote dans SWAT	49
2.2.3.4	Les retenues de barrages dans SWAT	54
2.3	Le modèle RIVE	58
2.3.1	Description du modèle RIVE	58
2.3.2	Données d'entrée	59
2.3.3	Description des processus	59
2.3.3.1	Matières en suspension totales et sédiments déposés	60
2.3.3.2	Matière organique (non vivante)	63
2.3.3.3	Les nutriments	64
2.3.3.4	Dynamique du phytoplancton	68
2.3.3.5	Dynamique du zooplancton	69
2.3.3.6	L'oxygène	70
2.4	Couplage SWAT-RIVE	70
2.4.1	Intégration du modèle RIVE dans le code du modèle SWAT : structure et échelle spatio-temporelle	70
2.4.2	Données d'entrées et apports de SWAT à RIVE	74
2.4.2.1	Apports diffus	75
2.4.2.2	Apports ponctuels	82
2.4.3	Processus dans le réseau hydrographique	82

Table des matières

2.4.3.1	Variables d'état de RIVE	83
2.4.3.2	Sédimentation et remise en suspension des MES	83
2.4.3.3	Biofilm épilithique	84
2.4.3.4	Initialisation des variables de RIVE	86
2.4.3.5	Simulation de RIVE dans les réservoirs	87
2.5	Le bassin versant de la Vienne	88
2.5.1	Présentation générale	88
2.5.2	Description physique	89
2.5.2.1	Caractéristiques climatiques	89
2.5.2.2	Topographie	90
2.5.2.3	Hydrologie	91
2.5.2.4	Pédologie et réserve utile en eau	94
2.5.2.5	Zones humides	96
2.5.3	Influences anthropiques sur la quantité et qualité de l'eau du bassin .	98
2.5.3.1	Occupation du sol et pratiques agricoles	98
2.5.3.2	Ouvrages hydrauliques et dérivations	101
2.5.3.3	Prélèvements des ressources en eau	104
2.5.3.4	Assainissement	104
2.5.4	Quantité, qualité d'eau et problématiques sur le bassin de la Vienne .	106
2.5.4.1	Eaux de surface	106
2.5.4.2	Eaux souterraines	107
2.5.5	Résumé des caractéristiques	109
2.5.6	Mise en place du modèle, calibration et validation	110
2.5.6.1	Seuils de délimitation des sous-bassins et de définition des HRUs	110
2.5.6.2	Calibration	111
2.5.7	Campagnes de mesures en Vienne aval : données supplémentaires et compréhension du fonctionnement	119
2.5.7.1	Zone et périodes d'étude	119
2.5.7.2	Protocoles	120
2.5.7.3	Bilan ionique	122
2.6	La Garonne de Toulouse à la retenue de Malause	122
2.6.1	Description générale	122

2.6.2	État des connaissances sur le tronçon Toulouse-Malause	123
2.6.3	Données utilisées	125
2.6.4	Calibration et validation	129
2.7	Outils statistiques	130
2.7.1	Évaluation de la performance des modèles	130
2.7.2	Analyse de tendance et de rupture des séries temporelles	133
2.7.2.1	Test de Mann-Kendall : détection de tendances	133
2.7.2.2	Pente de Sen : amplitude des tendances	134
2.7.2.3	Test de Pettitt : détection de rupture	134
3	Validation du modèle SWAT-RIVE sur la Garonne	135
3.1	Introduction	136
3.2	Matériel et Méthodes	136
3.3	Résultats et discussion	137
3.3.1	Publication : Modeling in-stream biogeochemical processes at catchment scale coupling SWAT and RIVE models	137
3.3.1.1	Introduction	139
3.3.1.2	Material and methods	141
3.3.1.3	Results	148
3.3.1.4	Discussion	156
3.3.1.5	Conclusion	162
3.3.2	Résultats complémentaires	163
3.3.2.1	Carbone organique	163
3.3.2.2	Chlorophylle a	166
3.3.2.3	Lamellibranches	167
3.3.2.4	Initialisation des variables benthiques	168
3.4	Conclusion	171
4	Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne	173
4.1	Introduction	174
4.2	Matériel et Méthodes	174
4.3	Résultats et discussion	177
4.3.1	Éléments dissous	180

Table des matières

4.3.1.1	Azote	180
4.3.1.2	Phosphore	185
4.3.1.3	Silice	187
4.3.1.4	Carbone organique dissous	189
4.3.1.5	Autres anions majeurs	191
4.3.1.6	Autres cations majeurs	192
4.3.1.7	Oxygène	194
4.3.2	Éléments particuliers	195
4.3.2.1	Carbone organique particulaire	195
4.3.2.2	Matières en suspension	195
4.3.2.3	Chlorophylle	198
4.3.3	Autres paramètres physico-chimiques	200
4.3.4	Interactions nappes-rivières	202
4.4	Conclusion	204
5	Modélisation du bassin de la Vienne	207
5.1	Introduction	208
5.2	Matériel et méthodes	208
5.3	Résultats et discussion	209
5.3.1	Modélisation SWAT	209
5.3.1.1	Hydrologie	209
5.3.1.2	Matières en suspension	223
5.3.1.3	Apports diffus de nitrates : validation des itinéraires techniques agricoles	228
5.3.2	Modélisation SWAT-RIVE	228
5.3.2.1	Nitrates	229
5.3.2.2	Ammonium	232
5.3.2.3	Orthophosphates	233
5.3.2.4	Silice dissoute	236
5.3.2.5	Carbone organique	238
5.3.2.6	Phytoplancton	242
5.3.2.7	Oxygène dissous	250
5.4	Conclusion	252

6	Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne	255
6.1	Introduction	256
6.2	Matériel et méthodes	257
6.2.1	Le modèle SWAT-RIVE	257
6.2.2	Mise en évidence des hot spots et hot moments	259
6.2.2.1	Calcul des pourcentages de rétention	259
6.2.2.2	Longueur d'absorption (<i>Uptake length</i>)	260
6.3	Résultats et discussion	261
6.3.1	Bilan à l'échelle du bassin versant	261
6.3.2	Hot spots et hot moments dans les versants	266
6.3.2.1	Variabilité spatiale	266
6.3.2.2	Variabilité temporelle	270
6.3.3	Hot spots et hot moments dans le réseau hydrographique	280
6.3.3.1	Variabilité spatiale	280
6.3.3.2	Variabilité temporelle	285
6.3.4	Limites du modèle SWAT-RIVE pour l'identification des HSHMs	291
6.3.4.1	Prise en compte des zones de rétention des nitrates	291
6.3.4.2	Représentation des processus	293
6.3.4.3	Simplification des données d'entrée	296
6.3.4.4	Incertitudes sur les paramètres et sensibilité du modèle	298
6.4	Conclusion	300
Conclusion générale et perspectives		303
Bibliographie		311
Annexes		342
A	Variables d'état et paramètres du module RIVE dans SWAT-RIVE	343
B	Paramètres du module de biofilm épilithique	351
C	Paramètres calibrés pour la simulation de l'hydrologie	353
D	Comparaison des mesures des campagnes et de la base de données Naiades	

Table des matières

par saison	355
E Flux hydrologiques simulés et observés sur le bassin de la Vienne	361
F Concentrations et flux journaliers de matières en suspension simulés et observés sur le bassin de la Vienne	365
G Concentrations et flux journaliers simulés et observés sur le bassin de la Vienne des principales variables de RIVE	367

Table des figures

1.1	Flux hydrologiques et d'azote dans un bassin versant	6
1.2	Quantification à l'échelle mondiale des sources de l'azote dans les sols pour l'année 2010 (Fowler et al., 2013)	8
1.3	Cycle simplifié de l'azote dans les sols (issu de la présentation de Dausse and Mérot (2014))	8
1.4	Flux d'eau dans un bassin versant entraînant la migration des nitrates (Phillips et al., 1999)	10
1.5	Concept du continuum fluvial (Peters et al. (2011), adapté de Vannote et al. (1980))	13
1.6	Compartiments fonctionnels d'un cours d'eau à biomasse fixée (Sauvage et al., 2018)	14
1.7	Modèle conceptuel du fonctionnement du biofilm épilithique et conséquences sur l'azote de la colonne d'eau des rivières (Teissier et al., 2007)	17
1.8	Évolution des processus clés du cycle des nutriments dans les réservoirs selon leur âge (Maavara et al., 2020)	18
1.9	Types de zones humides dans un bassin versant	20
1.10	Représentation conceptuelle de la dénitrification dans les plaines d'inondation (Fabre et al., 2020a), basée sur les travaux de Sánchez-Pérez et al. (2003); Sauvage et al. (2018); Sun et al. (2018)	21
1.11	Classification de modèles de qualité d'eau (adapté de Billen Gilles (présentation orale))	27
1.12	Modules inclus dans SWAT (Arnold et al., 2012)	31
2.1	Démarche méthodologique générale de la thèse	38
2.2	Subdivision spatiale dans le modèle SWAT (Grusson, 2016)	39
2.3	Représentation des flux et des différents compartiments du cycle hydrologique intégrés dans le modèle SWAT (Traduit de Neitsch et al. (2011))	41
2.4	Pools et processus du cycle de l'azote dans les sols représentés dans SWAT (Neitsch et al., 2011)	49
2.5	Module QUAL2E dans SWAT (adapté de Brown et al. (1987))	54
2.6	Les réservoirs dans SWAT (Neitsch et al., 2011)	54
2.7	Méthodes de calcul des débits sortants dans les réservoirs dans SWAT	56

2.8	Données d'entrées du modèle RIVE dans Riverstrahler (Ruelland et al. (2007a), adapté de Billen and Garnier (1999))	59
2.9	Le modèle RIVE (Desmit et al., 2015)	60
2.10	Représentation des matières en suspension dans le modèle RIVE	61
2.11	Cycle de l'azote dans le modèle RIVE	64
2.12	Le cycle de la silice dans RIVE (Sferratore, 2006) (DSi : silice dissoute, BSi : silice biogénique, sed.BSi : silice biogénique benthique)	68
2.13	structure de la boucle journalière du code du modèle SWAT (principales subroutines) et insertion de la subroutine RIVE	71
2.14	Données d'entrée et structure du modèle SWAT-RIVE	75
2.15	Les apports diffus de phosphore dans SWAT (Source de l'image du phosphore dans les sols : Neitsch et al. (2011))	76
2.16	Les apports diffus de phosphore dans SWAT-RIVE	77
2.17	Comparaison des valeurs de pourcentage de carbone organique particulaire par concentrations en MES obtenues avec le paramétrage de Boithias et al. (2014a) et de Fabre et al. (2019) avec les données disponibles sur le tronçon Toulouse-Malause (stations de mesures de la Garonne à l'entrée de Toulouse, en aval de Toulouse, à Verdun-sur-Garonne, à Bourret et à Saint-Aignan).	80
2.18	Répartition du COP calculé dans les classes de biodégradabilité pour la Garonne	81
2.19	Méthodologie appliquées pour représenter les apports diffus de carbone organique dans le modèle couplé SWAT-RIVE sur le bassin de la Garonne (a) et de la Vienne (b)	82
2.20	Liens de dépendances entre les principales variables du modèle biogéochimique RIVE (Minaudo et al., 2018)	83
2.21	Localisation du bassin versant de la Vienne dans le bassin Loire-Bretagne . .	88
2.22	Précipitations mensuelles moyennes sur la période 1981-2010	89
2.23	Topographie du bassin de la Vienne (Modèle numérique de terrain (MNT) de résolution 25 m)	90
2.24	Répartition des classes de pente définies avec SWAT, MNT 25 m	91
2.25	Débits moyens mensuels de la Vienne à Chinon (2009-2021)	92
2.26	Station de mesure quantité et qualité d'eau sur le bassin de la Vienne, existantes et retenues pour la calibration/validation des modèles	92
2.27	Carte géologique du bassin de la Vienne et zones karstiques	93
2.28	Types de sol présents sur le bassin et leur pourcentage, selon la carte de la FAO (Harmonized world soil database, résolution d'environ 1 km (30 secondes d'arc par 30 secondes d'arc) (Nachtergaele et al., 2009; Wieder et al., 2014)) .	94

Table des figures

2.29	Carte de la Réserve Utile en eau des sols du bassin de la Vienne (en mm), issue de la Base de Données Géographique des Sols de France (Le Bas, 2018) . . .	95
2.30	Sols du bassin de la Vienne, base de données ESDB, résolution 1/1 000 000 (http://eusoirs.jrc.ec.europa.eu/)	96
2.31	Carte des zones à dominante humide du bassin de la Vienne (modifiée de https://carmen.carmencarto.fr/81/ZDH_BassinVienne_2019.map) et sites Ramsar (issus de https://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique/ep/ramsar)	97
2.32	a) Carte de l'occupation du sol du bassin de la Vienne (CLC 2012 https://www.eea.europa.eu/fr), b) pourcentages d'occupation du sol par grandes catégories (carte CLC) et c) orientation technique majoritaire (Source : RGA 2010, mis en forme par l'EPTB Vienne http://observatoire-vienne.alwaysdata.net/)	99
2.33	Aménagements hydrauliques sur la Vienne amont implémentés dans le modèle (adapté de https://www.edf.fr)	102
2.34	Localisation des prélèvements et volumes prélevés par catégories en 2017 (Source des données : Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (https://bnpe.eaufrance.fr))	104
2.35	Stations d'épuration du bassin de la Vienne en 2010 : a) carte issue du Tableau de bord du bassin de la Vienne (EPTB Vienne, 2011) et b) stations recensées dans la base de données UWWTD (https://www.eea.europa.eu/) et celles prises en compte dans le modèle	105
2.36	État écologique des eaux de surface du bassin de la Vienne (Source : https://agence.eau-loire-bretagne.fr)	107
2.37	État écologique des eaux souterraines du bassin de la Vienne (Source : https://agence.eau-loire-bretagne.fr)	108
2.38	Zone vulnérable aux nitrates (Source : https://geo.data.gouv.fr)	108
2.39	Caractéristiques du bassin de la Vienne	109
2.40	Sous-bassins définis avec ArcSWAT et masses d'eau rivière	110
2.41	Découpage du bassin effectué pour la calibration des flux hydrologiques	112
2.42	Méthode utilisée pour la simulation du flux souterrain dans les zones karstiques	114
2.43	Nappe alluviale du bassin de la Vienne (données du référentiel des masses d'eau souterraines https://www.sandre.eaufrance.fr) et localisation des points de prélèvements (vert/orange : surface, violet/bleu : nappe)	120
2.44	Protocole des prélèvements	121
2.45	Localisation du bassin de la Garonne et du tronçon étudié entre Toulouse et la retenue de Malause (89 km environ)	123
2.46	Stations d'épuration prises en compte dans le modèle. Les retenues de barrages implémentées par Cakir et al. (2020b) sont également représentées	126

2.47	Débits simulés avec SWAT et observés de la Garonne à Tonneins, Portet-sur-Garonne et Roquefort, et de l'Aveyron à Villefranche-de-Rouergue (Cakir et al., 2020b)	129
2.48	Flux de nitrates simulés avec SWAT et observés de la Garonne à Tonneins, Portet-sur-Garonne et Roquefort, et de l'Aveyron à Villefranche-de-Rouergue (Cakir et al., 2020b)	129
3.1	Structure of the SWAT-RIVE model	144
3.2	The Garonne River section studied	146
3.3	Observed and simulated discharges at Verdun-sur-Garonne on a daily time scale for 2000–2010	148
3.4	Nutrients and oxygen concentrations simulated daily with SWAT-RIVE model (left) and SWAT-QUAL2E model (right) and observed, at Verdun-sur-Garonne for 2000-2010	149
3.5	Attached epilithic biofilm biomass simulated by the model and measured at Aouach (upstream of Toulouse) (left) and Gagnac (downstream of Toulouse) (right)	150
3.6	Simulated and observed concentrations of chlorophyll a at Verdun-sur-Garonne for 2000-2010	150
3.7	N budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of N per year, during the period 2000 to 2010	151
3.8	Inorganic phosphorus budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of P per year, during the period 2000 to 2010	153
3.9	Silica budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of Si per year, during the period 2000 to 2010	154
3.10	Organic suspended matter budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of C per year, during the period 2000 to 2010	156
3.11	a) Concentrations simulées et mesurées en COD et débits simulés et b) Flux de COD simulés et mesurés à Verdun-sur-Garonne	164
3.12	a) Concentrations simulées en COP et en MES et b) Flux de COP simulés à Verdun-sur-Garonne	165
3.13	Concentrations en chlorophylle a simulées et mesures avec SWAT-RIVE (a), SWAT avec QUAL2E activé (b) et SWAT sans QUAL2E (c) à Verdun-sur-Garonne	166
3.14	Concentrations en chlorophylle a simulées avec SWAT sans QUAL2E en entrée d'un sous-bassin en tête de bassin	167
3.15	Concentrations des variables benthiques simulées dans un sous-bassin à l'amont du tronçon (Blagnac), au milieu (Verdun-sur-Garonne) et à l'aval (Castelsarrasin), sur 1997-2010, avec une période d'initialisation de 3 ans	170
4.1	Localisation des points échantillonnés lors des campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	175

Table des figures

4.2	Débits observés pendant les périodes de mesures (flèches horizontales, du 26 au 30 juillet et du 29 novembre au 3 décembre 2021), comparaison aux débits médians et mensuels interannuels quinquennaux humide et sec	176
4.3	Localisation des stations de mesures de qualité de l'eau sur la Vienne, la Creuse et le Clain échantillonnées lors des campagnes de mesures et centralisées dans la base de données Naiades (https://naiades.eaufrance.fr/)	177
4.4	Concentrations en nitrates, ammonium et nitrites mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	181
4.5	Concentrations moyennes en nitrates mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	182
4.6	Concentrations moyennes en ammonium mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	183
4.7	Concentrations moyennes en nitrites mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	184
4.8	Concentrations en orthophosphates mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	185
4.9	Concentrations moyennes en orthophosphates mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	186
4.10	Concentrations en silice dissoute mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	187
4.11	Concentrations moyennes en silice mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	188
4.12	Concentrations en carbone organique dissous mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	189
4.13	Concentrations moyennes en carbone organique dissous mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	191
4.14	Concentrations en anions mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	192
4.15	Concentrations en cations mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	193
4.16	Pourcentage de saturation et concentrations en oxygène mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	194
4.17	Concentrations en carbone organique particulaire mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	195
4.18	Concentrations en matières en suspension mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	196

4.19	Concentrations moyennes en MES mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	197
4.20	Concentrations en chlorophylle a, b, c et indice phéopigments mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	198
4.21	Concentrations moyennes en chlorophylle a mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021	200
4.22	Conductivité électrique, température de l'eau et pH mesurés lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021	201
5.1	Stations de mesure quantité et qualité d'eau sur le bassin de la Vienne choisies pour la calibration/validation des modèles et retenues de barrage modélisées .	209
5.2	Moyennes journalières inter-annuelles et écarts-types des débits dérivés vers la retenue de Vassivière simulés et mesurés sur la période 1993-2017, excepté pour Le Chammet (b), pour laquelle les débits dérivés mesurés sont ceux de 1969 à 1983, les chroniques plus récentes n'étant pas disponibles	211
5.3	Comparaison des débits journaliers simulés et mesurés (turbinés+déversés+réservés) en sortie de la retenue de Vassivière (a) et volume simulé dans la retenue (b), sur 2008-2009	212
5.4	Moyennes journalières inter-annuelles des débits simulés et mesurés à l'aval des retenues dérivant de l'eau vers Vassivière et de la retenue de Vassivière, sur la période 1993-2017 (a, c et d), et 1993-2009 pour le Taurion au Monteil-au-Vicomte (b)	213
5.5	Débits journaliers naturalisés (données EDF DTG), simulés et mesurés du Taurion à Saint-Priest-Taurion, à l'aval de la retenue de Chauvan (a) et volume simulé dans la retenue de Chauvan + Saint-Marc en 2016 et 2017 (b)	214
5.6	Débits journaliers simulés et mesurés en sortie de la retenue d'Eguzon (a) et volume de la retenue simulé (b) en 2008 et 2009	215
5.7	Critères de performances de la simulation hydrologique, pour la calibration (2003-2017, a) KGE et c) NSE), et la validation (1993-2002, b) KGE et d) NSE)	218
5.8	Flux hydrologiques journaliers simulés et observés de la Vienne à Chinon sur la période 2009-2017	219
5.9	Bande d'incertitude de 95% (95PPU) calculée avec SWAT-CUP pour la Creuse à Fresselines sur une sélection de paramètres pour la période 2009-2012	220
5.10	Séparation des flux journaliers simulés et observés à a) la Creuse à Leugny et b) le Clain à Dissay	221
5.11	Concentrations et flux journaliers de matières en suspension simulés et mesurés de la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et du Clain à Dissay sur la période de 1993-2017	225
5.12	Érosion annuelle moyenne simulée par sous-bassin sur la période 1993-2017 (t.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	226

Table des figures

5.13	Quantité déposée (signe positif) ou érodée (signe négatif) annuelle moyenne dans les tronçons de rivière ($\text{kg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$)	227
5.14	Concentrations et flux journaliers de nitrates simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay	231
5.15	Concentrations et flux journaliers d'ammonium simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au la Vienne au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay	234
5.16	Concentrations et flux journaliers d'orthophosphates simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay	235
5.17	Concentrations et flux journaliers de silice dissoute simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et du Clain à Dissay	237
5.18	Concentrations et flux journaliers de carbone organique dissous simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay	240
5.19	Concentrations journalières simulées de COP avec SWAT-RIVE et mesurées de 1993 à 2017 a) de la Vienne à Chinon (mesures des campagnes), de la Creuse à Fresselines (mesures issues de la base de données Naiades) et c) du Clain à Dissay (mesures des campagnes)	241
5.20	Concentrations journalières mesurées (mesures des campagnes) et simulées de COP avec SWAT-RIVE et les apports diffus issus de l'équation (2.50) sans facteur d'enrichissement, à la Vienne à Chinon de 1993 à 2017	241
5.21	Concentrations journalières en chlorophylle a simulées suivant différentes valeurs de paramètres (Table 5.5) et observées à la Vienne à Chinon sur 1993-2017	244
5.22	Concentrations journalières en oxygène dissous simulées et observées à la Vienne à Chinon sur 1993-2017	245
5.23	Concentrations journalières en chlorophylle a simulées avec les paramètres de l'équation de biofilm épilithique calibrés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et du Clain à Dissay	247
5.24	Nutriment limitant autre que le phosphore par espèce phytoplanctonique et par tronçon (en pourcentage de jours sur la totalité de la simulation (1993-2017))	249
5.25	Nutriment limitant autre que le phosphore par espèce phytoplanctonique et par année (en pourcentage de jours par an de 1993 à 2017 tous tronçons confondus)	249

5.26	Concentrations et flux journaliers en oxygène dissous simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay	251
6.1	Bilan annuel des sources et transferts de nitrates dans le bassin de la Vienne calculé avec le modèle SWAT-RIVE, moyenne interannuelle sur 1993-2017 en $\text{kgN-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (a) et principaux pourcentages (b)	262
6.2	Apports et production annuels de nitrates dans les sols par type d'occupation du sol	266
6.3	Flux annuels sortants du pool nitrates dans les sols par type d'occupation du sol (hors transferts aux cours d'eau)	267
6.4	Taux de dénitrification annuels moyens dans les sols par sous-bassin (en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)	269
6.5	Flux annuels transférés aux cours d'eau par type d'occupation du sol	270
6.6	Variabilité saisonnière des processus du cycle des nitrates dans les versants, en $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$ par HRU, sur la période 1993-2017	271
6.7	Taux de dénitrification dans les sols mensuels et facteurs d'influence, par saison et par type d'occupation du sol, HRUs de type agricole	273
6.8	Taux de dénitrification dans les sols mensuels et facteurs d'influence, par saison et par type d'occupation du sol, HRUs de type forêt et broussailles	274
6.9	Taux de dénitrification dans les sols mensuels et facteurs d'influence, par saison et par type d'occupation du sol, HRUs de type zone humide	275
6.10	Évolution des concentrations en nitrates dans l'aquifère superficiel (a), profond (b) et quantité dans les sols (c) simulées avec SWAT-RIVE en fonction du type d'occupation du sol, en moyennes journalières annuelles et erreurs standards .	279
6.11	Taux moyens interannuels des processus in-stream ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$)	280
6.12	a) Moyennes et erreurs standards des taux annuels des processus in-stream ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$) simulés par ordre de Strahler (sauf dénitrification dans la colonne d'eau) et b) ordre de Strahler des cours d'eau du bassin	282
6.13	Dénitrification benthique : <i>uptake length</i> et pourcentage d'élimination par rapport au flux de nitrates entrants dans le cours d'eau (moyennes interannuelles)	284
6.14	Dénitrification benthique : moyennes et erreur standard <i>uptake length</i> annuel et pourcentage d'élimination annuel par rapport au flux de nitrates entrants dans le cours d'eau par ordre de Strahler	285
6.15	Moyenne (trait noir) et écart-type (trait gris) des taux journaliers interannuels des processus in-stream ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$)	287
6.16	Moyenne (trait noir) et écart-type (trait gris) des taux journaliers interannuels de la dénitrification benthique et variables de calcul pour les ordres 2 à 4 . .	289
6.17	Moyenne (trait noir) et écart-type (trait gris) des taux journaliers interannuels de la dénitrification benthique et variables de calcul pour les ordres 5 à 7 . .	290

Table des figures

6.18	Dénitrification annuelle par type d'occupation du sol calculée avec les paramètres par défaut et calibrés	298
D.1	Concentrations en nitrates mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	355
D.2	Concentrations en ammonium mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	356
D.3	Concentrations en nitrites mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	356
D.4	Concentrations en orthophosphates mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	357
D.5	Concentrations en silice mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2010 à 2014)	357
D.6	Concentrations en carbone organique dissous mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	358
D.7	Concentrations en matières en suspension mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	358
D.8	Concentrations en chlorophylle a mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)	359
E.1	Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur la Vienne	361
E.2	Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur les affluents de la Vienne (hors Creuse)	362
E.3	Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur la Creuse	362
E.4	Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur les affluents de la Creuse	363
F.1	Concentrations et flux journaliers de matières en suspension simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançonne à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	366
G.1	Concentrations et flux journaliers de nitrates simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançonne à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	368
G.2	Concentrations et flux journaliers d'ammonium simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançonne à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	369

G.3 Concentrations et flux journaliers d'orthophosphates simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançe à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	370
G.4 Concentrations et flux journaliers de silice simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançe à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	371
G.5 Concentrations et flux journaliers de carbone organique dissous simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançe à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	372
G.6 Concentrations et flux journaliers d'oxygène dissous simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançe à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	373
G.7 Concentrations et flux journaliers de chlorophylle a simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançe à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)	374

Liste des tableaux

1.1	Facteurs d'influence de la dénitrification dans les sols à différentes échelles (traduit de Groffman (2012))	23
1.2	Processus et sources du cycle de l'azote représentés dans les modèles SWAT et RIVE	33
2.1	Initialisation des variables benthiques	87
2.2	Evapotranspiration potentielle moyenne 1981-2010	90
2.3	Caractéristiques des retenues implémentées dans le projet	103
2.4	Caractéristiques des stations d'épuration implémentées dans le projet (Source des données : http://www.eau-loire-bretagne.fr)	106
2.5	Paramétrisation de la fertilisation	117
2.6	Données utilisées dans le projet SWAT sur le bassin de la Garonne (traduit et modifié de Cakir et al. (2020c)) et données supplémentaires utilisées pour la validation du modèle couplé SWAT-RIVE	127
2.7	Performances des critères d'évaluation (Moriassi et al., 2015)	132
3.1	SWAT land processes	141
3.2	Processes represented in RIVE model, based on Garnier et al. (2002a); Ruelland et al. (2007a)	142
3.3	Methodology applied for RIVE model inputs	145
3.4	Observation data sources	147
3.5	Simulated nitrogen in-stream processes on Toulouse-Malause section, interannual averages (years 2000-2010), in tons per season and in percentage of total inputs (upstream, tributaries, point sources, and diffuse inputs), in italics the highest value for each season	152
3.6	Simulated inorganic phosphorus in-stream processes on Toulouse-Malause section, interannual averages (years 2000-2010), in tons per season and in percentage of total inputs (upstream, tributaries, point sources, and diffuse inputs), in italics the highest value for each season	153
3.7	Simulated silica in-stream processes on Toulouse-Malause section, interannual averages (years 2000-2010), in tons per season and in percentage of total inputs (upstream, tributaries, point sources, and diffuse inputs), in italics the highest value for each season	155
3.8	Phytoplankton species distribution simulated, monthly interannual mean percentage, at Verdun-sur-Garonne for 2000-2010	161
3.9	Statistiques mensuelles et annuelles des débits et concentrations en COD simulées et observées de 2000 à 2010	164

4.1	Moyenne et erreur standard des mesures obtenues lors des deux campagnes de mesures, par cours d'eau, par campagne et par type	178
4.2	Concentrations moyennes en MES mesurées dans les retenues de barrages du bassin de la Vienne (en mg.l^{-1} , issues de la base de données Naiades)	197
4.3	Concentrations moyennes en chlorophylle a mesurées dans les retenues de barrages du bassin de la Vienne (en $\mu\text{g.l}^{-1}$, issues de la base de données Naiades)	199
5.1	Valeurs simulées des composantes du bilan hydrique sur le bassin pour la totalité de la période de simulation (1993-2017) et valeurs de référence	210
5.2	Pourcentage de déviation (PBIAS) entre les débits simulés et observés pour les périodes de validation et de calibration sur la Vienne, la Creuse et les principaux affluents, sur la période 1993-2017, ou 2009-2017 pour la Vienne à Chinon	216
5.3	Comparaison des rendements, des quantités de fertilisants et d'irrigation simulés avec SWAT et recensés dans la littérature	228
5.4	Valeurs des paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton utilisées dans des modélisations Riverstrahler ou Seneque sur la Seine et testées sur la Vienne (Figure 5.21)	242
5.5	Paramètres utilisés pour les simulations de la Figure 5.21	243
5.6	Paramètres utilisés pour la simulation finale sur la bassin de la Vienne	246
5.7	Nutriment limitant par espèce phytoplanctonique et par mois (en pourcentage de jours sur la totalité de la simulation (1993-2017) tous tronçons confondus	248
6.1	Bilan annuel des sources et transferts de nitrates dans le bassin de la Vienne calculé avec le modèle SWAT-RIVE, moyenne interannuelle et écart-type sur 1993-2017	261
6.2	Moyennes interannuelles et écarts-types du taux de dénitrification dans les sols par type d'occupation du sol (en $\text{kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) et pourcentage par rapport aux entrées dans le pool nitrates du sol	268
6.3	Tendances des flux et stocks hydrologiques simulés annuels et mensuels du bassin de la Vienne sur la période 1993-2017	277
6.4	Tendances des flux et stocks de nitrates simulés annuels et mensuels dans les versants du bassin de la Vienne sur la période 1993-2017	278
6.5	Moyennes annuelles interannuelles, écarts-types, erreurs standards, minimums et maximums des taux de dénitrification benthique simulés, par ordre de Strahler maximal du tronçon sur le bassin de la Vienne sur la période 1993-2017 (en $\text{kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$)	283
6.6	Tendance en $\text{kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ des flux de nitrates dans les cours d'eau simulés annuels et mensuels du bassin de la Vienne sur la période 1993-2017	291
A.1	Variables d'état du modèle RIVE	343
A.2	Paramètres de RIVE utilisés dans le modèle SWAT-RIVE pour les applications sur les bassins de la Vienne et de la Garonne	344

Liste des tableaux

B.1	Paramètres de l'équation du biofilm épilithique utilisés dans le modèle SWAT-RIVE pour les applications sur les bassins de la Vienne et de la Garonne . . .	351
C.1	Paramètres de SWAT calibrés pour la simulation de l'hydrologie	354

Liste des abréviations

chl_a	Chlorophylle a
COD	Carbone organique dissous
COP	Carbone organique particulaire
DBO₅	Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours
DBOC	Demande biologique en oxygène des matières carbonées
DCO	Demande chimique en oxygène
DTG	Division Technique Générale
EH	Equivalent-habitant
EPTB	Etablissement Public Territorial de Bassin
ETP	Evapotranspiration potentielle
ETR	Evapotranspiration réelle
HRU	Hydrologic Response Unit
HSHM	Hot spots hot moments
MES	Matières en suspension
MNT	Modèle numérique de terrain
MSSC	Matière sèche sans cendres
pkm	point kilométrique
RGA	Recensement général agricole
RPG	Registre parcellaire graphique
SAGE	Schéma d'aménagement et de gestion des eaux
SAU	Surface agricole utile
STEP	Station d'épuration des eaux usées
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
WFPS	Water-filled pore space
ZRE	Zone de répartition des eaux

Introduction générale

Au cœur d'enjeux économiques (production d'énergie, irrigation des cultures), sociaux (accès à l'eau potable) et écologiques (préservation des écosystèmes aquatiques), l'eau est une ressource essentielle à préserver. Elle est cependant soumise à de nombreuses pressions, quantitativement et qualitativement, exacerbées dans le contexte de changement global. Parmi ces pressions se trouve la pollution chimique. La qualité de l'eau est dégradée par les pesticides, les métaux traces mais également l'excès de nitrates et de phosphore, sous l'action des activités humaines.

L'utilisation de fertilisants pour augmenter la productivité et fournir de la nourriture à une population humaine croissante introduit une grande quantité d'azote réactif dans la biosphère. Les quantités d'azote en surplus se retrouvent dans les sols et dans les écosystèmes aquatiques continentaux puis maritimes. Ce phénomène est appelé la cascade de l'azote (Galloway et al., 2003). Le cycle de l'azote, est, à l'échelle de la planète, le plus perturbé des grands cycles biogéochimiques (Viennot et al., 2009).

L'accumulation de nitrates entraîne une dégradation de la qualité de l'eau des nappes phréatiques et ainsi de la potabilité, une eutrophisation des lacs et des cours d'eau et des marées vertes (développement de macroalgues) en zones côtières (Pinay et al., 2017). L'eutrophisation anthropique, surproduction de matière organique induite par les apports anthropiques de phosphore et d'azote (Smith et al., 1999), perturbe les équilibres écologiques en entraînant la prolifération des producteurs primaires (phytoplancton et macrophytes), et notamment de cyanobactéries productrices de toxines dangereuses pour l'homme (Carmichael et al., 2001), l'appauvrissement du milieu en oxygène et la perte de biodiversité. Cela peut causer de fortes mortalités piscicoles (Le Moal et al., 2019). Aux impacts environnementaux s'ajoutent des conséquences pour les activités économiques, telles que la pêche et le tourisme, mais aussi pour l'alimentation en eau potable.

En effet, l'accumulation de nitrates peut également avoir un impact direct sur la santé humaine : dans l'organisme des nourrissons, les nitrates peuvent être transformés en nitrites, réduisant la capacité de transport de l'oxygène dans le sang (méthémoglobinémie) (Von Blott-

nitz et al., 2006). Dans l'Union Européenne, la limite de potabilité pour les nitrates est fixée à $50 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Cette norme est également la norme environnementale pour classer l'état chimique relatif aux nitrates d'une masse d'eau en "bon état" ou non. La directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne (2000/60/EC) vise à atteindre le "bon état" écologique et chimique pour tous les milieux aquatiques naturels. Dans les années 2000, les rejets des stations d'épuration en azote et phosphore ont diminué suite à la directive Européenne sur la collecte, le traitement et le rejet des eaux résiduaires urbaines (1991/271/EC). Associée à l'abandon progressif des phosphates dans les détergents, une diminution des concentrations en phosphore et de l'eutrophisation a été observée sur les cours d'eau européen (Minaudo et al., 2015; Bouraoui and Grizzetti, 2011; Romero et al., 2013). Les teneurs en nitrates dans les cours d'eau restent cependant stables, les principaux apports provenant des pollutions diffuses d'origine agricole. Pour lutter contre la pollution diffuse de nitrates d'origine agricole, l'Union Européenne a mis en place la Directive "Nitrates" (91/676/CEE). Avec la diminution des quantités de phosphore dans les eaux de surface, le risque lié à l'eutrophisation n'est plus le développement d'une quantité importante d'algues mais d'un développement préférentiel d'espèces telles que les cyanobactéries, toxiques, favorisées par les nouveaux rapports entre l'azote, le phosphore et la silice (Garnier et al., 2018b).

Afin de limiter la pollution des aquifères et des cours d'eau, il est important de comprendre la migration des nitrates dans le bassin versant, de leur source à l'exutoire, et plus généralement des éléments du cycle de l'azote, les nitrates étant très réactifs. Une grande partie de l'azote réactif est stockée ou éliminée avant d'atteindre l'exutoire (Seitzinger et al., 2002; Howarth et al., 1996; van Breemen et al., 2002). Le principal processus d'élimination des nitrates est la dénitrification (Rivett et al., 2008), les convertissant en azote gazeux qui rejoint l'atmosphère. Cependant, un produit intermédiaire de la réaction, libéré lorsqu'elle est incomplète, est le protoxyde d'azote (N_2O), gaz à effet de serre contribuant au changement climatique et à la destruction de la couche d'ozone (Ravishankara et al., 2009).

La modélisation numérique est une méthode pour comprendre les mécanismes de stockage, transferts et transformation des nitrates, à l'échelle d'un bassin versant. Elle permet également de projeter les évolutions possibles en fonction de changements dans les pressions anthropiques, comme la modification de pratiques agricoles, ou dans le cadre du changement

Introduction générale

climatique.

Représentations simplifiées d'un système, les modèles de qualité d'eau reproduisent le bassin versant dans son ensemble ou uniquement le réseau hydrographique. Les premiers possèdent un modèle rivière simplifié et les seconds à l'inverse un modèle bassin versant simplifié. Le couplage de ces deux types de modèles permet ainsi de pallier les limites de l'un et de l'autre.

L'approche par modélisation est utilisée à Electricité de France (EDF) pour les études prospectives à long terme. Producteur d'énergie, EDF gère 75% des eaux de surface en France métropolitaine pour l'alimentation des centrales hydrauliques et le refroidissement des centrales nucléaires. 7,5 milliards de m³ d'eau sont stockés dans les retenues de barrages (<https://www.edf.fr>). EDF est par conséquent en veille sur le changement climatique et ses impacts sur la quantité et la qualité de l'eau. Le projet Visi'eau, dans lequel est hébergé cette thèse, vise à donner de la vision sur l'eau en quantité, en qualité dans le passé, le présent, le futur proche et lointain.

Ce travail de thèse a pour but de caractériser et quantifier les stocks et les flux de nitrates à l'échelle d'un bassin versant par la modélisation numérique, en couplant un modèle de bassin versant et un modèle de rivière avec un minimum de calibration. L'objectif est de proposer une modélisation continue cohérente depuis la source des nitrates jusqu'à leur devenir dans tous les compartiments du bassin versant incluant les hydrosystèmes.

Le bassin versant de la Vienne a été choisi pour cette étude car il présente des caractéristiques intéressantes, avec une disparité amont-aval marquée. La pollution en nitrates des masses d'eau de surface et souterraine de l'amont du bassin est faible, mais l'aval est classé en zone vulnérable aux nitrates. La validation du modèle couplé a cependant été faite en premier lieu sur un autre site d'étude : la Garonne de Toulouse à Malaucène, site choisi car il a été très étudié d'un point de vue biogéochimique et biologique.

Ce travail a également pour objectifs d'étudier les grandes tendances sur du long terme des flux de nitrates dans le bassin versant de la Vienne en lien avec les composantes du cycle hydrologique et d'identifier les "hot spots" et "hot moments" d'élimination des nitrates, par la dénitrification, au sein des cours d'eau et dans les versants. Le concept de hot spot et hot

moment a été défini par McClain et al. (2003) et désigne les zones (hot spots) ou périodes (hot moments) dans lesquelles les processus biogéochimiques sont importants.

- Le chapitre 1 comporte le contexte, la problématique et l'état de l'art de cette étude. Il détaille les dynamiques des nitrates dans un bassin versant ainsi que les modèles existants. La problématique et les objectifs de cette thèse sont ensuite précisés.
- Le chapitre 2 présente les matériels et méthodes utilisés dans cette thèse, avec une description des deux modèles utilisés, le modèle de bassin versant SWAT et de réseau hydrographique RIVE, et de leur couplage effectué au cours de cette thèse. Les sites d'études, les bassins de la Garonne et de la Vienne, sont ensuite décrits, ainsi que les données utilisées.
- Le chapitre 3 présente les résultats de l'application du modèle couplé SWAT-RIVE, sur le tronçon de la Garonne de Toulouse à Malause.
- Le chapitre 4 est centré sur la compréhension du bassin de la Vienne par analyse des données, notamment issues de deux campagnes de mesures effectuées au cours de cette thèse sur l'aval du bassin.
- Le chapitre 5 comporte les résultats de l'application du modèle SWAT-RIVE sur le bassin de la Vienne.
- Le chapitre 6 présente l'analyse avec le modèle SWAT-RIVE des dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne et les hot spots et hot moments associés ainsi que les tendances évolutives.
- Le chapitre 7 comporte la conclusion générale, présentant les avancées développées et leurs limites, ainsi que les perspectives.

État de l'art, problématique et objectifs de la thèse

Ce chapitre décrit le cycle de l'azote et ainsi la dynamique des nitrates dans les compartiments constitutifs des bassins versants. Les sources d'azote sont d'abord présentées, puis le devenir dans les sols, avec la description des principaux processus de transformations de l'azote. Les transferts vers les systèmes aquatiques, aquifères et rivières, sont ensuite abordés, ainsi que les processus ayant lieu dans ces compartiments, en particulier les processus de rétention et d'élimination des nitrates. De par l'importance dans ces zones de ces processus de rétention et d'élimination, l'accent est ensuite mis sur les zones humides, réacteurs capables de diminuer les flux de nitrates. La représentation de ces dynamiques dans les modèles numériques est ensuite abordée, ainsi que les choix des modèles pour cette étude. Suite à cet état de l'art, la problématique et les objectifs de la thèse sont détaillés.

1.1 Dynamique des nitrates dans les bassins versants

1.1.1 Le bassin versant, échelle spatiale d'étude des flux de nitrates

Un bassin versant est une surface drainée par un réseau hydrographique, en amont d'un point définissant son exutoire (Figure 1.1). Le bassin versant est l'unité fonctionnelle d'étude en hydrologie. Les flux de nitrates étant liés aux flux hydrologiques, leur étude se fait généralement à l'échelle d'un bassin versant. Cette échelle est également celle où interfèrent les pollutions diffuses et la pollution des eaux.

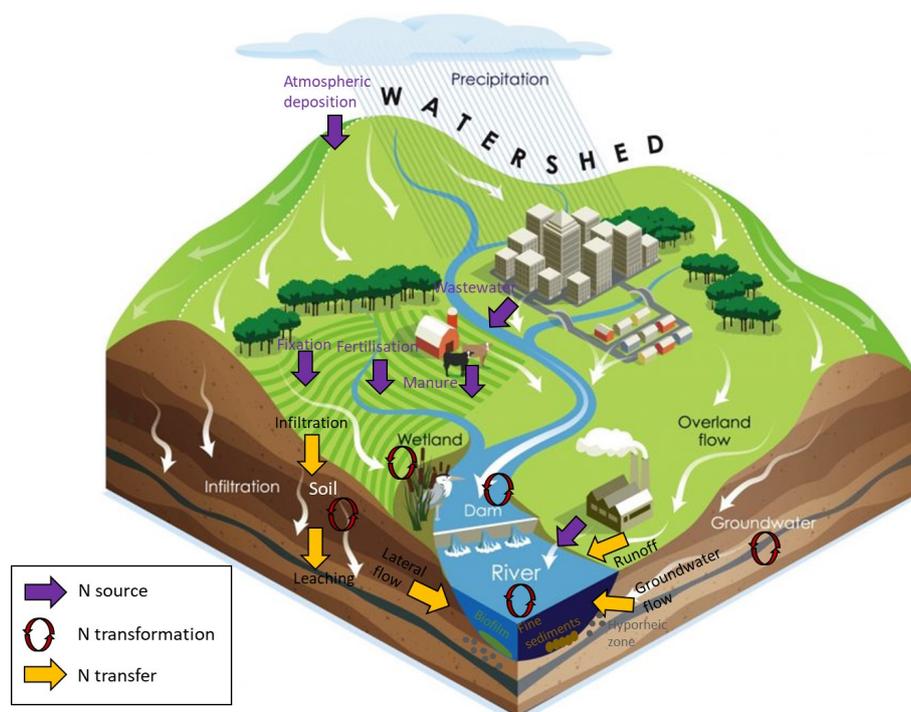


FIGURE 1.1 – Flux hydrologiques et d'azote dans un bassin versant (Source de l'image du bassin versant : <https://bewaterfriendly.com/our-water/watersheds/>)

Les paragraphes suivants présentent les flux d'azote dans un bassin versant, des versants aux cours d'eau, ainsi que les transformations entre les différentes formes de l'azote dans chaque compartiment.

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

1.1.2 Cycle de l'azote dans les sols

1.1.2.1 Transferts d'azote de l'atmosphère aux écosystèmes terrestres

Le diazote (N_2) est très abondant dans l'atmosphère, c'est le constituant majeur de l'air (78%). Sous cette forme gazeuse inerte il est cependant inaccessible à la plupart des êtres vivants, pouvant être fixé uniquement par certains procaryotes. Il entre dans les sols par fixation par des bactéries libres ou symbiotiques (bactéries dans les nodosités des légumineuses) qui le réduisent en ammonium, forme réactive utilisable par les plantes. L'azote atmosphérique peut également être fixé par radiations ultraviolettes ou mécanisme électrochimique lors d'orages à éclairs (transformé en NO_2^-/NO_3^-). La part d'azote fixée par ce phénomène est faible.

A ces flux naturels s'ajoutent des flux d'origine anthropiques. La fixation biologique a augmenté avec les cultures de légumineuses, plantes en symbiose avec des bactéries fixatrices de N_2 . De plus, depuis le milieu du XX^e siècle, une autre source d'azote est présente : l'utilisation d'engrais de synthèse pour la production agricole. L'azote atmosphérique est converti en ammoniac puis en acide nitrique par le procédé Haber-Bosch. Enfin, la combustion à haute température (moteurs à explosion, centrales thermiques) convertit le diazote atmosphérique en oxydes d'azote gazeux (monoxyde d'azote (NO), protoxyde d'azote (NO_2)). Ces oxydes sont convertis en acide nitrique (HNO_3) ou en aérosols qui peuvent être transportés sur de longues distances puis déposés (retombées atmosphériques).

La contribution de chaque flux et la part anthropique et naturelle ont été notamment quantifiées à l'échelle mondiale par Fowler et al. (2013) pour l'année 2010 (Figure 1.2). Les flux anthropiques représentent 51% des flux annuels entrants dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (210 Tg N an⁻¹, pour un total de 413 Tg N an⁻¹). Concernant uniquement l'entrée dans les écosystèmes terrestres, ils représentent 77% des flux. La source la plus importante est la production de fertilisants, évaluée à 120 Tg N an⁻¹.

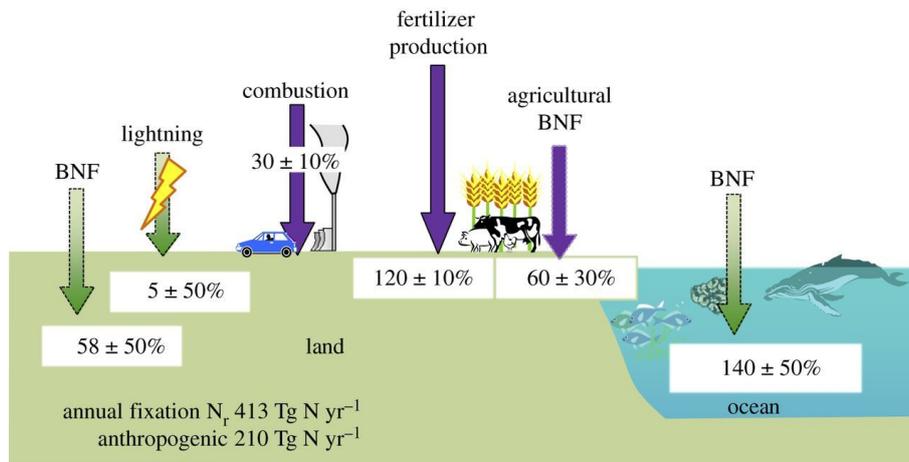


FIGURE 1.2 – Quantification à l'échelle mondiale des sources de l'azote dans les sols pour l'année 2010 (Fowler et al., 2013). Les flèches violettes correspondent aux flux anthropiques, les vertes aux flux naturels. BNF : fixation biologique d'azote.

1.1.2.2 Devenir de l'azote dans les sols

Les sols sont le lieu de transformations de l'azote entre les formes minérales (nitrate (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), nitrite (NO_2^-)) ou organiques (organismes vivants, matière morte et humus). Le cycle simplifié de l'azote dans les sols est présenté dans la Figure 1.3.

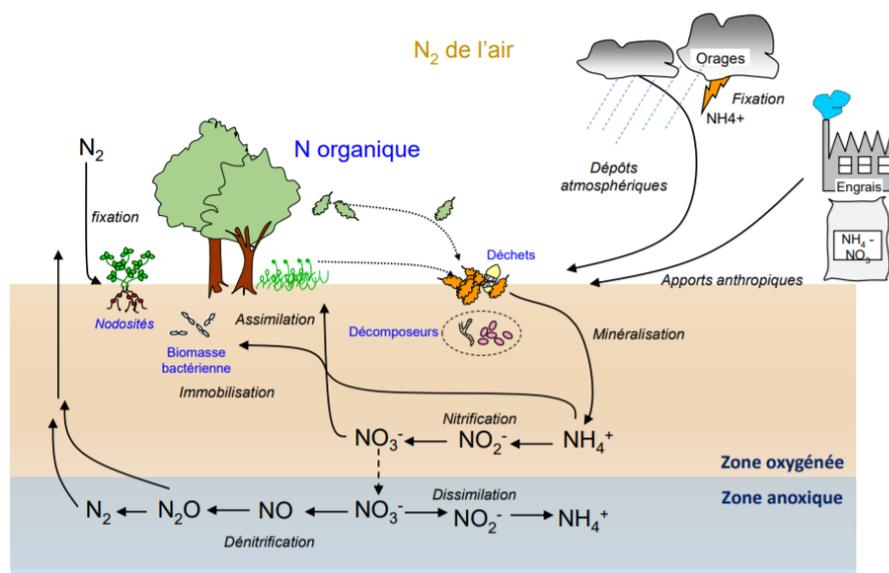
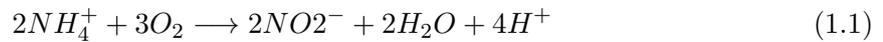


FIGURE 1.3 – Cycle simplifié de l'azote dans les sols (issu de la présentation de Dausse and Mérot (2014))

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

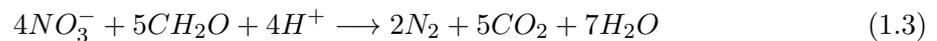
L'azote organique est transformé en azote minéral (NH_4^+) par des micro-organismes décomposeurs (nombreuses plantes, animaux et micro-organismes hétérotrophes) : ce processus est appelé minéralisation ou ammonification.

L'ammonium est transformé par des bactéries en nitrites (nitritation ou nitrosation) (éq. 1.1) puis en nitrates (nitratisation) (éq. 1.2). Ces réactions d'oxydation constituent la nitrification, optimale en conditions aérobies, l'oxygène étant accepteur d'électrons. En condition de stress oxygène, les bactéries nitrosantes peuvent effectuer la nitrification dénitrifiante. Les nitrites sont alors transformés en N_2O , oxydes d'azote (NOx) et/ou N_2 .



En conditions anaérobies, l'ammonium peut être oxydé en diazote, avec le nitrite comme accepteur d'électrons (anammox). Ce processus nécessite la présence de bactéries anammox. L'ammonium est également absorbé par les végétaux (assimilation végétale) ou par les bactéries (immobilisation bactérienne), de même que les nitrates.

Les nitrates peuvent être réduits en ammonium (DNRA, *dissimilatory nitrate reduction to ammonium*). En conditions anaérobies et présence de matière organique, les nitrates sont transformés par les bactéries dénitrifiantes en N_2 ou N_2O (éq. 1.3). La DNRA est favorisée par rapport à la dénitrification dans les environnements riches en carbone organique et/ou pauvres en nitrates (Mégonigal et al., 2003).



L'azote gazeux produit dans le sol par ces différents processus (N_2O , N_2 , NO) rejoint l'atmosphère par volatilisation. Lors d'application de fertilisants azotés, il peut y avoir volatilisation d'ammoniac gazeux (NH_3), généralement lorsque l'ammonium est appliqué en surface sur un sol calcaire ou lors de l'application d'urée.

Parmi ces processus, certains stockent les nitrates mais ne les éliminent pas, comme l'assi-

milation par les plantes et l'immobilisation par les bactéries. Le processus le plus important dans la diminution des concentrations en nitrates est la dénitrification, processus d'élimination (Rivett et al., 2008). Les valeurs de dénitrification dans les sols sont très variables (voir paragraphe 1.1.5 p. 22), les taux les plus élevés sont mesurés dans les sols irrigués et fertilisés (Barton et al., 1999). Un produit intermédiaire de la dénitrification est cependant le N_2O , gaz à effet de serre contribuant au changement climatique et à la destruction de la couche d'ozone (Ravishankara et al., 2009). Il est libéré lorsque la dénitrification est incomplète.

1.1.2.3 Migration vers les eaux souterraines et de surface

Les nitrates stockés dans le sol, notamment le surplus, azote non assimilé par les plantes qui reste dans le sol après les récoltes, migrent avec les flux d'eau du fait de leur grande mobilité et solubilité : la charge négative des nitrates s'oppose à la charge négative du complexe argilo-humique du sol. Ils peuvent être entraînés par ruissellement, flux de subsurface ou lixiviation et rejoindre ainsi les nappes (Figure 1.4). La migration vers les nappes est lente. Les nitrates ne sont pas dégradés au cours de cette migration (Viennot et al., 2009).

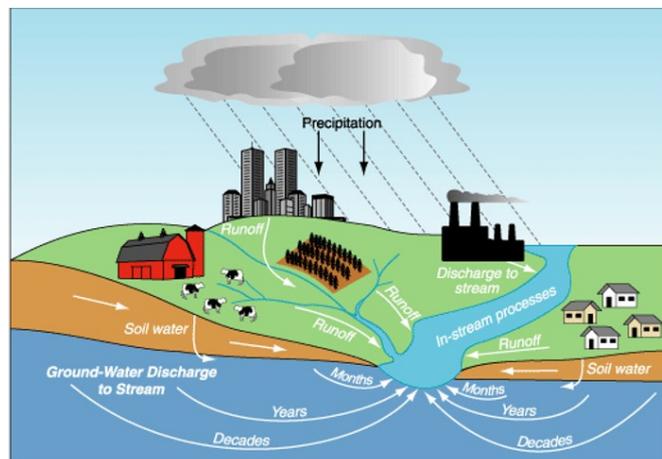


FIGURE 1.4 – Flux d'eau dans un bassin versant entraînant la migration des nitrates (Phillips et al., 1999)

Les nitrates sont la principale forme des flux diffus d'azote (90%, (Carluer, 2021)). L'azote organique attaché aux particules de sol érodées est également transporté aux cours d'eau, avec le ruissellement. De même, l'ammonium peut s'absorber sur les sites d'échange cationiques à

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

la surface des argiles et être transporté aux cours d'eau avec les sédiments.

1.1.3 Cycle de l'azote dans les systèmes aquatiques continentaux

1.1.3.1 Devenir dans les eaux souterraines

Les nitrates sont peu éliminés dans les nappes. La dénitrification hétérotrophe est limitée par la disponibilité en carbone organique, principal facteur limitant, et la présence d'oxygène (Rivett et al., 2008). Elle peut avoir lieu lorsque la nappe est isolée de l'atmosphère par une formation semi-perméable de type argileux ou une couche de limons (Viennot et al., 2009). Dans les aquifères contenant de la pyrite, celle-ci peut être oxydée en absence d'oxygène par les nitrates en sulfates de fer et en azote gazeux (dénitrification autotrophe) (Pauwels et al., 1998; Viennot et al., 2009). Une autre voie d'élimination des nitrates possible est l'absorption par la végétation dans le cas des nappes alluviales (Pinay et al., 1998; Viennot et al., 2009). En l'absence de ces cas de figure, les nitrates s'accumulent donc dans la nappe et peuvent être acheminés aux cours d'eau avec le flux d'eau souterrain lorsqu'il y a des échanges nappes-rivières.

1.1.3.2 Interactions nappes-rivière

Les échanges nappes-rivières ont une place importante dans le cycle de l'eau et des nutriments. Trois types de relation hydrodynamique existent, qui peuvent varier le long d'un cours d'eau ou selon les saisons : la nappe alimente la rivière ; la rivière alimente la nappe ou il n'y a pas d'échange entre la rivière et l'aquifère. Ces interactions dépendent de la position des masses d'eau, des caractéristiques géologiques de leur lit et des conditions climatiques (Winter, 1999). Les échanges concernent principalement les aquifères alluviaux. L'apport des nappes en période estivale permet un maintien du débit des cours d'eau et un tamponnage thermique, et l'apport des cours d'eau aux nappes assure un maintien du niveau de la nappe, qui peut être utilisée pour différents usages. Les rivières peuvent également se perdre complètement dans les aquifères karstiques, ou la nappe émerger au niveau de sources (Paran et al., 2017).

L'interface entre la nappe et le cours d'eau est la zone hyporhéique. C'est la zone des sédiments saturés, en dessous et sur les bords d'une rivière, dans laquelle se mélangent les eaux interstitielle et du cours d'eau (Peyrard, 2008; Sophocleous, 2002). Les conditions physiques, chimiques et biologiques de cette zone (gradients de potentiel d'oxydo-réduction, d'oxygène, de température, communautés d'invertébrés et de bactéries, apports de nutriments et de carbone) en font un lieu où l'activité biogéochimique est importante. C'est ainsi le lieu de réactions chimiques : précipitation / dissolution de minéraux, sorption et échanges d'ions, réactions d'oxydo-réduction, volatilisation, biodégradation (Vernoux et al., 2010; Krause et al., 2011). L'intensité et le sens des échanges dépendent de la perméabilité de la zone hyporhéique et des gradients hydrauliques des écoulements (Sophocleous, 2002).

Concernant le cycle de l'azote, les processus ayant lieu dans la zone hyporhéique, et notamment la dénitrification, ont été grandement étudiés mais diffèrent selon les cours d'eau (Storey et al., 2004). Ces différences proviennent des facteurs de contrôle des processus : quantité d'oxygène, de nitrates et de carbone organique, température, taille des particules de sédiments (Peyrard et al., 2011). Cette zone peut être une source ou un puits de nitrates : en fonction de la disponibilité en oxygène, la nitrification ou la dénitrification prédomine. Selon le modèle conceptuel de Jones and Holmes (1996), la zone hyporhéique est un puits de nitrates dans les cours d'eau riches en nitrates et peut être dans certaines conditions une source dans les cours d'eau avec de faibles concentrations en nitrates.

1.1.3.3 Cycle de l'azote dans les cours d'eau

L'azote est apporté aux cours d'eau par les apports diffus décrits ci-dessus (par le ruissellement, le flux de subsurface et le flux souterrain) et par les rejets ponctuels urbains des stations d'épurations ou des industries. Les bactéries et notamment les cyanobactéries peuvent également fixer l'azote atmosphérique. Les formes prédominantes dans les cours d'eau sont les nitrates, l'ammonium et l'azote organique particulaire.

Dans le cours d'eau, l'azote va être transporté et transformé. Le *Nutrient Spiralling Concept* proposé par Newbold et al. (1981) représente le devenir des nutriments et du carbone sous forme d'une spirale : la molécule dissoute est transportée, puis assimilée par la

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

végétation, puis dans le compartiment invertébrés avant de rejoindre l'eau après décomposition des organismes à leur mort. Selon le concept de continuum fluvial (*River Continuum Concept*) introduit par Vannote et al. (1980) le fonctionnement des cours d'eau dépend d'un gradient amont-aval de conditions physiques essentiellement conditionné par la morphologie et l'hydrologie (Figure 1.5). Dans les têtes de bassin, les cours d'eau sont étroits, la vitesse du courant rapide, la couverture végétale généralement importante limite la pénétration de la lumière au cours d'eau et les apports de matière organique allochtone (provenant du sol, des litières ou des rejets urbains) sont importants. Les cours d'eau s'élargissent ensuite et l'activité autotrophe augmente dans les zones moyennes. A l'aval, les cours d'eau sont plus profonds et turbides, ce sont des zones de stockage. Ce gradient longitudinal conditionne la répartition des communautés autotrophes (algues, macrophytes) et hétérotrophes (organismes décomposeurs). Ce concept n'est cependant pas adapté à tous les bassins versants mais à ceux tempérés avec une géologie simple (Montgomery, 1999). De plus, il ne décrit pas les discontinuités spatiales, telles que les zones stagnantes du cours d'eau et ne prend pas en compte les apports anthropiques le long du continuum.

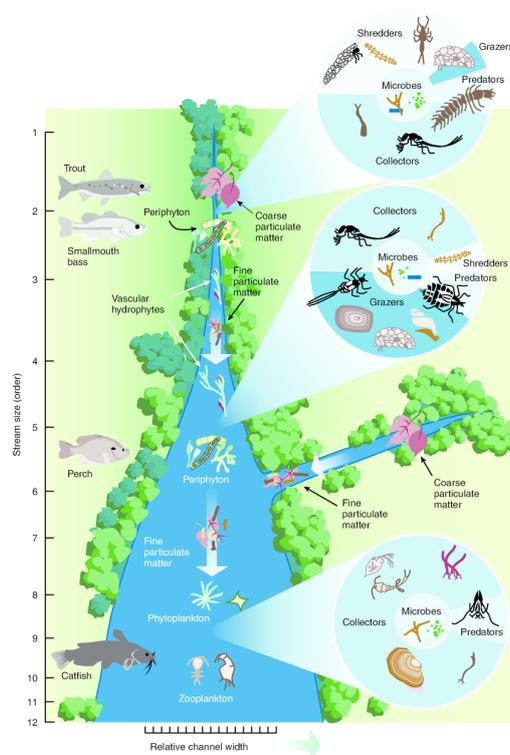


FIGURE 1.5 – Concept du continuum fluvial (Peters et al. (2011), adapté de Vannote et al. (1980))

Chapitre 1. État de l'art, problématique et objectifs de la thèse

Les cours d'eau sont des écosystèmes hétérogènes composés de plusieurs compartiments, en particulier la colonne d'eau et les sédiments. Certains cours d'eau, tel que la Garonne, possèdent d'autres compartiments fonctionnels : la zone hyporhéique, décrite au paragraphe 1.1.3.2 (p. 11) et, pour les cours d'eau à biomasse fixée, le biofilm épilithique (Sauvage et al., 2018) (Figure 1.6). Le développement du phytoplancton est limité dans les cours d'eau à biomasse fixée du fait d'une forte hydrodynamique et d'un court temps de résidence (Reynolds and Descy, 1996). Les macrophytes, ensemble des végétaux aquatiques visibles à l'œil nu, peuvent également être considérés comme un compartiment fonctionnel. Leur présence dépend en particulier de la charge en nutriments et en carbone inorganique, de la lumière et de l'hydrodynamique (Bowden et al., 2007). Ces compartiments peuvent être sources ou puits d'azote. Les cours d'eau peuvent également comporter des retenues de barrages, où le faible mouvement d'eau (systèmes lenticques) impacte les cycles biogéochimiques et biologiques.

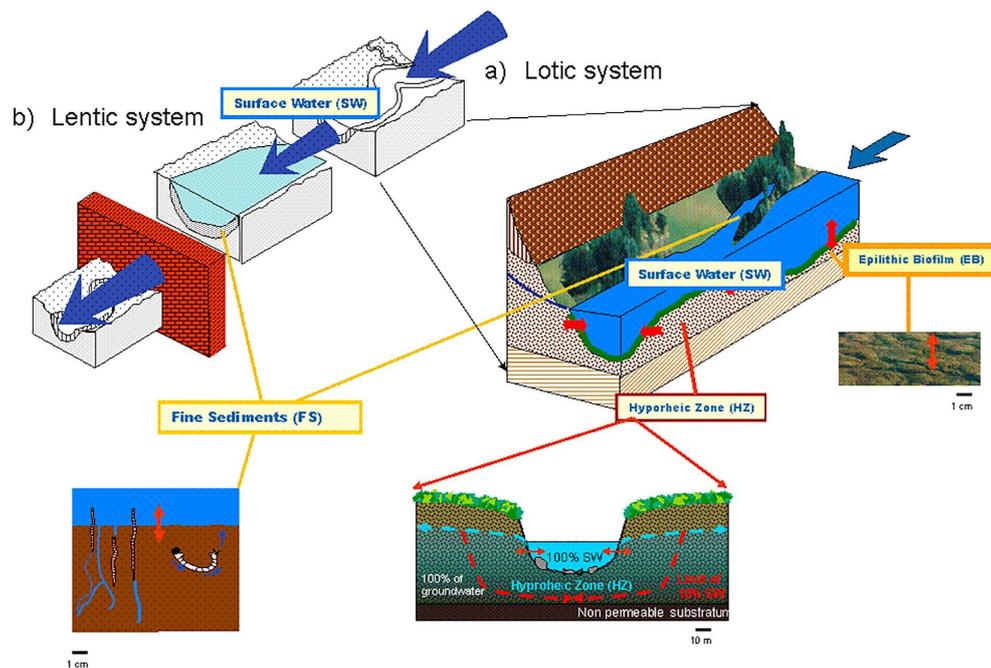


FIGURE 1.6 – Compartiments fonctionnels d'un cours d'eau à biomasse fixée (Sauvage et al., 2018)

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

Devenir dans la colonne d'eau

Dans la colonne d'eau, l'azote peut être transporté avec le courant ou, dans le cas de l'azote particulaire, sédimenter. L'azote minéral peut être assimilé par le phytoplancton, les macrophytes ou les bactéries. Le phytoplancton est l'ensemble des microalgues qui vivent en suspension dans l'eau, ou plus généralement des organismes microscopiques autotrophes photosynthétiques, le phytoplancton comportant les cyanobactéries, organismes procaryotes. Leur présence dans un cours d'eau dépend de la pénétration de la lumière, de la prédation, des virus et des ressources nutritives (azote, phosphore et, pour les diatomées, silice). Les transformations de l'azote minéral (nitrification/dénitrification) et de l'azote organique en azote minéral ont également lieu, ainsi que la production associée d'azote gazeux, qui peut se volatiliser. La dénitrification est très faible dans la colonne d'eau, celle-ci étant rarement appauvrie en oxygène.

Les sédiments

Les sédiments déposés dans le lit des rivières peuvent avoir un rôle important dans la qualité de l'eau, et notamment dans la rétention et l'élimination des nutriments (Seitzinger et al., 2002). Les nutriments, dont l'ammonium et les nitrates, diffusent entre la colonne d'eau et les sédiments. La dégradation de la matière organique benthique produit de l'ammonium et des phosphates et consomme des nitrates et de l'oxygène (Thouvenot et al., 2007). La nitrification a lieu dans la couche où l'oxygène de la colonne d'eau peut pénétrer, et la dénitrification dans la couche anoxique. Les profondeurs de ces couches sont variables (Billen et al., 1988). C'est le lieu principal de dénitrification en rivière, du fait des conditions anoxiques et de la présence de matière organique et de nitrates issus de la nitrification dans la couche aérobie ou de la diffusion depuis la colonne d'eau (Xia et al., 2018).

Le biofilm épilithique

Le biofilm est une communauté microbienne complexe (algues, bactéries, champignons, animaux et détritiques organiques et inorganiques) attachée à un substrat inorganique ou organique, vivant ou mort (Wetzel, 1983). Le substrat peut être de la pierre (biofilm épilithique ou épilithon), du bois (épixylon), des sédiments fins (épipélon), des plantes aquatiques (épiphyton) ou des grains de sable (épisammon). Le terme "périphyton" est également utilisé.

Le biofilm épilithique se développe dans les hydrosystèmes où le temps de résidence ne

permet pas le développement du phytoplancton et où la lumière atteint le lit de la rivière. Le développement du biofilm épilithique est favorisé par des concentrations en nutriments élevées (Biggs, 1996). Des espèces benthiques peuvent être arrachées par le courant ou par détachement autogène et se retrouver en suspension dans la colonne d'eau (Biggs, 1996) (tychoplancton).

Des transformations de l'azote ont lieu au sein du biofilm épilithique ainsi que des échanges avec la colonne d'eau : absorption par les bactéries et algues du biofilm, nitrification et dénitrification (Duff et al., 1984). Teissier et al. (2007) ont élaboré un modèle conceptuel du fonctionnement du biofilm épilithique et ses conséquences sur l'azote de la colonne d'eau des rivières à partir de mesures sur des biofilms prélevés dans la Garonne (Figure 1.7). Les bilans d'azote déterminés sont dépendants de la biomasse du biofilm. Les biofilms fins (biomasse < 23 gMSSC (matières sèches sans cendres) dans cette étude) sont caractérisés par un prélèvement net d'azote de la colonne d'eau, la minéralisation et la nitrification au sein du biofilm sont faibles, de même que la dénitrification. Cette dernière est limitée par les concentrations en oxygène, la diffusion d'oxygène de la colonne d'eau vers le biofilm étant supérieure à la respiration et à la nitrification. Pour des biofilms plus épais, la minéralisation et la nitrification sont plus importantes et le taux de dénitrification permet d'éliminer tout l'azote nitrifié. Pour ces biomasses, une couche anoxique peut se former. Les bilans diffèrent également selon la luminosité, la photosynthèse augmentant les concentrations en oxygène. Les taux de dénitrification des nitrates provenant de la colonne d'eau (D_w) sont significativement supérieurs à l'obscurité ($1,41 \pm 0,45 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) qu'à la lumière ($0,077 \pm 0,039 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$). Le taux de dénitrification maximal mesuré est $8,1 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

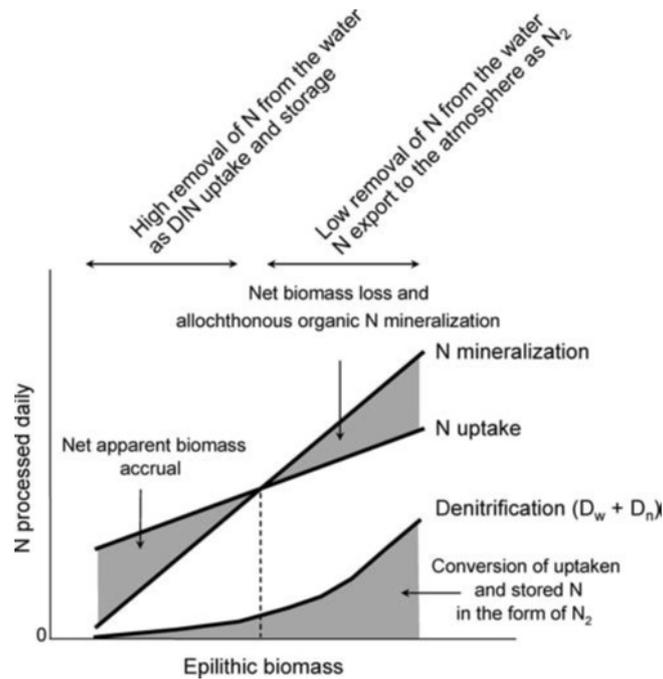


FIGURE 1.7 – Modèle conceptuel du fonctionnement du biofilm épilithique et conséquences sur l'azote de la colonne d'eau des rivières (Teissier et al., 2007). D_w : dénitrification des nitrates diffusant de la colonne d'eau, D_n : dénitrification des nitrates produits par nitrification.

Retenues de barrages et flux d'azote

Les retenues de barrages perturbent les continuités et modifient l'hydrologie des rivières. Elles ont ainsi plusieurs impacts, positifs ou négatifs, sur les flux d'eau et de matière. Elles modifient la turbidité, la turbulence, les relations nappes-rivière, augmentent le temps de séjour et la température. Elles rendent possible des stratifications thermiques favorisant l'anoxie profonde et la dénitrification. Elles peuvent modifier les rapports N/P/Si (azote/phosphore/silice) et favoriser l'eutrophisation. En effet, l'augmentation des temps de séjour, de la température et des concentrations en nutriments favorisent la production primaire (Améziane, 2000). De plus, la faible turbulence augmente la sédimentation des matières en suspension, ce qui diminue la turbidité et augmente ainsi la pénétration de la lumière, autre facteur favorisant le développement du phytoplancton (Friedl and Wüest, 2002). La dénitrification benthique est également favorisée dans les milieux stagnants, jusqu'à $20 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (Billen et al., 2011a). Un changement dans les formes de l'azote peut être observé : des nitrates à l'azote organique particulaire suite à l'absorption par les bactéries et le phytoplancton, l'accumulation d'ammonium avec l'hypoxie limitant la nitrification (Chen et al., 2020).

Chapitre 1. État de l'art, problématique et objectifs de la thèse

L'effet d'une retenue sur le cycle de l'azote est variable. Il dépend notamment de l'âge de la retenue (Figure 1.8) : les nutriments s'accumulent dans la retenue, ce qui peut favoriser les blooms algaux, et l'accumulation de sédiments peut causer la remobilisation des nutriments (Maavara et al., 2020). Des disparités sont également observées suivant la taille des réservoirs (Némery et al., 2016), la profondeur et le temps de séjour.

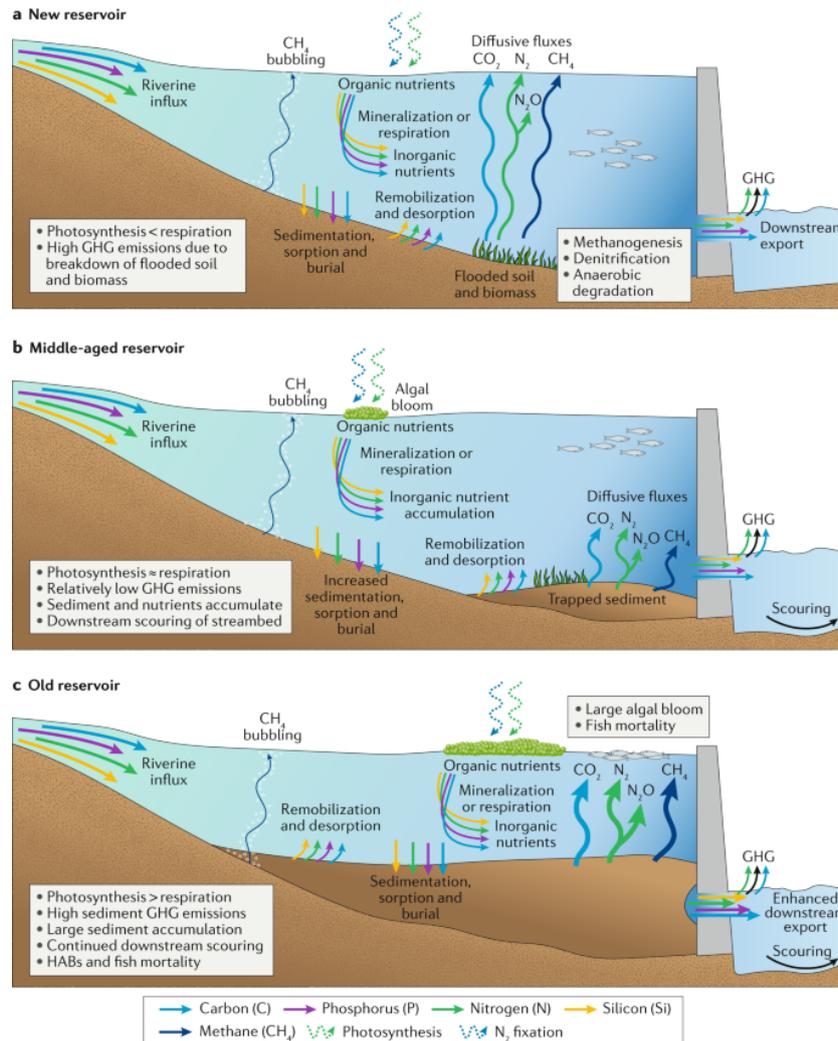


FIGURE 1.8 – Évolution des processus clés du cycle des nutriments dans les réservoirs selon leur âge (Maavara et al., 2020)

Les pourcentages de rétention de l'azote inorganique dissous par les retenues sont ainsi très variables, entre les réservoirs et également en fonction des années. Ainsi, les bilans de Yan et al. (2020) sur 20 ans pour quatre réservoirs du bassin de la Seine donnent des taux de rétention d'azote inorganique dissous (dont 97% étant des nitrates) de 29% à 79%, de -15% à 85%, de

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

-6% à 67% et de -13% à 38% dans les réservoirs de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de Pannecière, respectivement. Les réservoirs sont donc majoritairement des puits de nitrates, mais peuvent être des sources certaines années. Sur ces trois premiers réservoirs, Garnier et al. (1999b) ont calculé des taux de rétention de 40% des flux de nitrates entrants pour la période 1993-1995. Dans la retenue de Malause sur la Garonne, le taux de rétention de l'azote inorganique dissous calculé par Sow et al. (2016) est plus faible, de 1,3%. Ce barrage est au fil de l'eau, avec un temps de séjour plus court. Pour le barrage des Trois-Gorges en Chine, Ran et al. (2017) ont estimé une augmentation de 3% de l'azote inorganique dissous, avec une perte en azote par dénitrification, absorption par le phytoplancton ou les sédiments correspondant à 7% des entrées. Cette perte plus faible que dans d'autres réservoirs est attribuée au court temps de séjour (30 jours). La rétention des nitrates par les réservoirs reste cependant moins importante que celles des zones ripariennes et des zones humides (Garnier et al., 2000a).

1.1.4 Entre écosystèmes terrestres et aquatiques : les zones humides, zones de régulation des flux

1.1.4.1 Définition

Au sens de la loi sur l'eau, une zone est considérée comme humide si elle présente au moins l'un des critères suivants : les sols sont gorgés d'eau de façon permanente ou temporaire ; la végétation, si elle existe, est caractérisée soit par des espèces hygrophiles, soit par des habitats caractéristiques des zones humides (article L211-1 (2006) du code de l'environnement). C'est cette définition qui est considérée dans cette étude. Cela peut concerner des milieux variés : marais, roselières, tourbières, prairies humides ou encore les ripisylves (Figure 1.9).

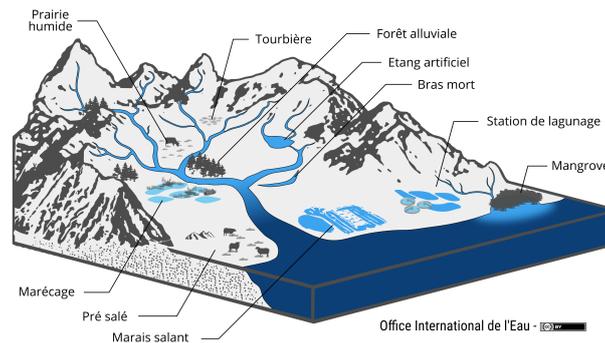


FIGURE 1.9 – Types de zones humides dans un bassin versant (Source : <https://www.oiea.u.fr>)

1.1.4.2 Fonctions rendues par les zones humides

Les zones humides assurent de nombreuses fonctions : hydrologiques (recharge et décharge des eaux souterraines, stockage des crues et désynchronisation, stabilisation des rivages et dissipation des forces érosives), biologiques (soutien des chaînes trophiques, habitat pour les poissons et la faune), biogéochimiques (rétention des sédiments, rétention et élimination des nutriments, stockage, transformation ou élimination des métaux et des pesticides, stockage du carbone, notamment dans les tourbières), et récréatives (Rapin et al., 2021; Dugan, 1990).

Ces fonctions sont variables suivant les types de zones humides, le contexte hydrogéomorphologique, la couverture végétale (Fisher and Acreman, 2004), leur localisation dans le bassin versant (Johnston et al., 1990) et leurs caractéristiques propres. Les fonctions des zones humides sont également impactées par leur dégradation par les activités agricoles intensives et le développement urbain (altérations hydrologiques, salinisation, eutrophisation, sédimentation, comblement (Zedler and Kercher, 2005)). De plus, à l'échelle de la France métropolitaine, Bernard et al. (1994) estimaient en 1994 que les deux-tiers des zones humides avaient disparu depuis le XX^e siècle, et Zedler and Kercher (2005) la moitié à l'échelle mondiale.

1.1.4.3 Cycle de l'azote dans les zones humides

La fonction de rétention et d'élimination des nitrates est fréquente et importante dans les mangroves, les plaines inondables, les tourbières, les forêts marécageuses et les marais d'eau douce ; et est présente dans les estuaires, côtes ouvertes et lacs (Dugan, 1990). La dénitrifi-

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

cation est le principal processus d'abattement des nitrates (Rivett et al., 2008; Ranalli and Macalady, 2010; Korom, 1992), ainsi que l'assimilation par la végétation et l'immobilisation dans les sols (Sánchez-Pérez et al., 1991; Groffman et al., 1992). L'azote peut également être retenu par les sédiments, la DNRA et l'annamox.

Les zones humides ripariennes (situées en bord de cours d'eau) sont très étudiées pour leur rôle dans la régulation des flux d'eau, de sédiments et notamment de nitrates (Haycock et al., 1993; Pinay and Decamps, 1988; Hill, 1996; Peterjohn and Correll, 1984; Sánchez-Pérez et al., 2003). Ces zones sont considérées comme des zones tampons, où les taux de dénitrification peuvent être importants. En effet, les conditions sont favorables à cette réaction : des concentrations importantes en carbone dans le sol et en nitrates dans le ruissellement ou les eaux souterraines et des conditions anaérobies du fait de la nappe élevée qui sature le sol (Van Cleemput et al., 2007). Les zones humides ripariennes peuvent être de plusieurs types : prairies, forêts, tourbières, zones arbustives. Parmi ces zones, se trouvent les plaines d'inondation. De relief plat et fréquemment inondées lors des crues, elles sont le lieu d'une dénitrification importante, du fait de conditions hydrologiques favorables et des quantités de substrat : nitrates provenant des versants et carbone organique dissous des cours d'eau apporté lors des inondations ou par flux latéral de la rivière vers la nappe (Sánchez-Pérez et al., 2003) (Figure 1.10). Les fluctuations du niveau de la nappe peuvent influencer la dénitrification en augmentant la zone de contact entre les eaux souterraines et le carbone organique particulaire (Sun et al., 2017).

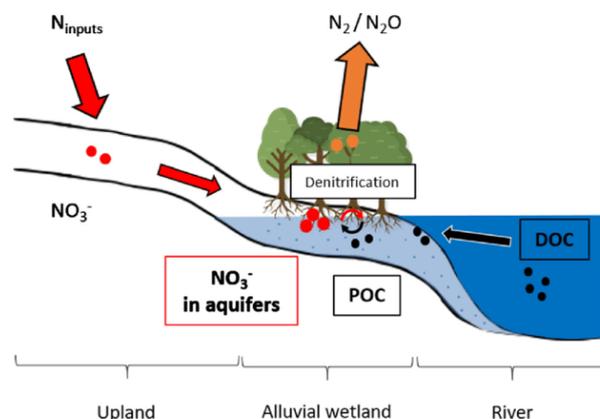


FIGURE 1.10 – Représentation conceptuelle de la dénitrification dans les plaines d'inondation (Fabre et al., 2020a), basée sur les travaux de Sánchez-Pérez et al. (2003); Sauvage et al. (2018); Sun et al. (2018)

1.1.5 La dénitrification : principale voie d'élimination des nitrates dans un bassin versant

Comme mis en évidence dans les paragraphes précédents, la dénitrification est la principale voie d'élimination des nitrates et a lieu dans plusieurs compartiments de l'environnement.

1.1.5.1 Impact de la dénitrification sur les flux d'azote

Howarth et al. (1996) ont évalué par bilan d'azote que la part exportée à l'océan Atlantique Nord représentait en moyenne 25% des apports anthropiques, la majorité étant soit stockée dans la biomasse des forêts en croissance et dans les aquifères, soit éliminée dans les zones humides, les cours d'eau et les systèmes stagnants associés. A l'échelle mondiale, Seitzinger et al. (2006) ont estimé par des modèles spatialement distribués que les sédiments des plateaux continentaux contribuaient à 44% de la dénitrification totale, les sols 22%, les eaux douces (lacs, aquifères, rivières) 20%, les océans 12% et les estuaires 1%. Pour le bassin de la Seine, Billen and Garnier (1999) ont estimé avec le modèle Seneque-Riverstrahler une rétention riparienne de 36% des apports totaux d'azote en année sèche et 41% en année humide, et une rétention dans les cours d'eau de 16% des apports totaux en année sèche (25% des apports effectifs aux cours d'eau) et 9% en année humide (15% des apports effectifs aux cours d'eau). Ces rétentions sont attribuées à la dénitrification.

1.1.5.2 Variabilité des taux de dénitrification

La synthèse bibliographique de Barton et al. (1999) relève des taux dans les sols de 0 à 239 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, avec en moyenne 1,9 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour les forêts et 13 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ pour les sols agricoles. Récemment, Li et al. (2022) ont compilé les taux de dénitrification de 214 publications (4 301 observations), mesurés à travers le monde dans les sols agricoles, forestiers, de prairies et de zones humides. Les taux les plus importants sont observés dans les climats tropicaux, et plus faibles dans les climats secs. Le taux de dénitrification moyen est de $3516,3 \pm 91,1 \mu\text{g N.kg sol}^{-1}.\text{j}^{-1}$. En moyenne, les taux les plus élevés sont observés dans les zones agricoles ; les prairies et les forêts possèdent des taux similaires, et les zones

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

humides plus faibles. Les zones humides de plaines alluviales sont cependant des hot spots de dénitrification (McClain et al., 2003; Billen et al., 2013).

Dans les cours d'eau, la dénitrification est principalement benthique. Parmi les valeurs retrouvées dans la littérature, Seitzinger (1988) reporte des taux entre 0 et $4,8 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, Durand et al. (2011), entre 0 et $45 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ (mesurés dans un ensemble de rivières européennes), Piña-Ochoa and Álvarez Cobelas (2006) recensent une moyenne de $4 \pm 3,5 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ et des taux annuels de 15 à $50 \text{ gN.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (analyse bibliographique sur les rivières mondiales).

Dans la littérature, sont évalués les taux de dénitrification réels mais également potentiels, c'est à dire les taux maximaux en conditions optimales, notamment non limitantes en nitrates et en carbone, permettant de définir des capacités de dénitrification. Les taux de dénitrification sont très variables d'un compartiment à l'autre, au sein d'un compartiment et également dans le temps et l'espace. Ils dépendent de plusieurs facteurs.

1.1.5.3 Facteurs d'influence

Les trois facteurs principaux contrôlant la dénitrification sont la concentration en nitrates, en carbone et en oxygène. Ces facteurs sont eux-mêmes contrôlés par d'autres facteurs comme le contenu en eau, le pH ou la porosité (Knowles, 1996). L'étude des facteurs d'influence dépend de l'échelle spatiale d'étude : l'augmentation de l'échelle nécessite une analyse des relations entre les facteurs proximaux et les facteurs distaux les contrôlant (Groffman, 2012) (Table 1.1). L'échelle temporelle varie également selon l'échelle spatiale d'étude : horaire, événements pluvieux, variations saisonnières ou annuelles. L'influence sur la dénitrification des principaux facteurs cités dans la littérature est décrite ci-dessous.

TABLE 1.1 – Facteurs d'influence de la dénitrification dans les sols à différentes échelles (traduit de Groffman (2012))

Échelle d'étude	Facteurs de contrôle
Organisme	Oxygène, N inorganique, C disponible
Parcelle	Teneur en eau du sol, apport de N inorganique, apport de C disponible, pH, température, salinité, etc.
Paysage	Type de sol, type de plante, nutriments de la canopée, saison
Mondiale	Type de biome, climat

Teneur en nitrates

Les taux de dénitrification augmentent avec l'augmentation de la teneur en nitrates. Dans les sols, la dénitrification est ainsi plus importante dans les sols agricoles recevant des apports d'azote. La concentration en nitrates dans la colonne d'eau est identifiée comme le principal facteur limitant de la dénitrification dans les sédiments des rivières dans de nombreuses études (García-ruiz et al., 1998; Zhong et al., 2010).

Teneur en carbone organique

La présence d'une source d'électrons est indispensable à la dénitrification et la source principale est le carbone organique. De plus, la stimulation de l'activité bactérienne diminue le taux d'oxygène. La dénitrification peut être faite par des bactéries autotrophes, le soufre ou le fer sont alors donneurs d'électrons. Ce processus est cependant mineur (Korom, 1992; Rivett et al., 2008).

Teneur en oxygène dissous

Les bactéries dénitrifiantes sont aérobies facultatives et consomment préférentiellement l'oxygène dissous avant les nitrates, la respiration étant plus rentable énergétiquement que la dénitrification. Des conditions anoxiques ne sont pas nécessaires, des seuils de $0,2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ (Seitzinger et al., 2006) et 1 à $2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ sont reportés dans la littérature (Rivett et al., 2008). En zone hyporhéique, Iribar et al. (2008) ont mesuré une activité dénitrifiante avec des concentrations en oxygène de $4,1 \pm 2,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$.

Présence de micro-organismes dénitrifiants

La microflore dénitrifiante est rarement le facteur limitant, les bactéries dénitrifiantes étant largement répandues dans les sols, les eaux de surface et souterraines (Beauchamp et al., 1989). Dans les sols, les populations décroissent avec la profondeur (Weier and Macrae, 1992). La dénitrification a principalement été étudiée chez les bactéries, mais elle peut être effectuée par une diversité de micro-organismes, le trait de dénitrification est phylogénétiquement très répandu (bactéries, archées, eucaryotes) (Kraft et al., 2011).

Hydrologie

Dans les sols, la teneur en oxygène est liée à l'humidité du sol et à l'espace poral rempli d'eau, impactant la diffusion et la solubilité de l'oxygène. Le seuil en dessous duquel il n'y a pas

1.1. Dynamique des nitrates dans les bassins versants

de dénitrification est variable selon la texture du sol, notamment plus bas dans les sols avec une texture fine (Barton et al., 1999). Il se situe généralement autour de 60% (Neitsch et al., 2011). Un seuil de 60% est optimal pour la nitrification et de 80% pour la dénitrification (Parton et al., 1996). Des conditions anoxiques sont considérées garanties au-dessus de 70% (Martinez Espinosa, 2021; Bateman and Baggs, 2005). La teneur en eau intervient également dans les mouvements des substrats et leur disponibilité. Dans les plaines d'inondation, la dénitrification peut être augmentée lors de crues avec l'apport de carbone organique dissous provenant des cours d'eau et l'augmentation du niveau de la nappe (voir paragraphe 1.1.4.3 p. 22). Dans les cours d'eau, les échanges avec les sédiments, et ainsi la rétention, sont moins importants à fort débit (Royer et al., 2004).

Température

La température influence la diffusion des gaz et la solubilité des substrats ainsi que l'activité des bactéries dénitrifiantes. L'activité bactérienne est ralentie à de faibles température, les taux de dénitrification sont plus faibles (Richardson et al., 2004), et la dénitrification peut être inhibée (en dessous de 5°C selon Stanford et al. (1975)). La dénitrification augmente linéairement jusqu'à un optimal de 25-30°C (Skiba, 2008). De plus, l'augmentation de la respiration microbienne avec la température augmente les sites anaérobies (Butterbach-Bahl et al., 2013)

pH

L'effet du pH sur la dénitrification n'est pas clairement défini. Des auteurs indiquent que la dénitrification est favorisée par un pH proche de la neutralité, pH optimal pour la majorité des bactéries hétérotrophes (Knowles, 1982) et réduite dans un environnement acide. Selon la revue bibliographique de Šimek and Cooper (2002), les émissions gazeuses plus faibles mesurées en milieu acide peuvent être causées par des quantités plus faibles de carbone organique et d'azote minéral disponibles pour la population dénitrifiante dans des conditions acides, et non par un effet direct du pH sur les bactéries, celles-ci s'adaptant au milieu. Une diminution du pH augmente le ratio N_2O/N_2 .

1.2 Modélisation quantitative et qualitative des flux d'eau

1.2.1 Les modèles numériques, outils d'aide à la recherche

Les mesures in-situ de nitrates par mesures des concentrations et des débits dans les cours d'eau ou suivi chimique ou isotopique dans les sols (Sebilo et al., 2006; Wollheim et al., 2008) permettent de quantifier les stocks et les flux de nitrates. Cependant ces mesures sont ponctuelles et ne suffisent pas, même à forte résolution (spatiale et/ou temporelle), pour caractériser l'ensemble du fonctionnement biogéochimique d'un bassin versant. La modélisation, qui consiste à construire une représentation simplifiée d'un système, est alors utile pour estimer les stocks et les flux d'eau et de matières en tout point de l'espace et dans le temps et étudier en détail les processus. Elle permet d'identifier les variables et paramètres clés contrôlant les phénomènes étudiés, d'étudier des phénomènes ponctuels ou difficiles à mesurer. C'est un outil de connaissance qui peut également être utilisé pour la prévision. Il permet d'évaluer l'impact sur la ressource en eau de scénarios de changements climatique ou des pratiques culturales telles que la réduction d'intrants, le travail du sol superficiel ou la présence de bandes enherbées (Arnold et al., 1998). La modélisation peut ainsi être utilisée comme outil d'aide à la gestion.

Il existe un grand nombre de modèles, classés suivant plusieurs typologies. La première classification est la description des processus. Les modèles empiriques sont de type "boîte noire", avec relations mathématiques directes entre variables à expliquer et explicatives. Les modèles mécanistes sont eux basés sur des lois physiques. La description des processus est précise et par conséquent les résultats visent à représenter la réalité des transferts lorsque les valeurs des paramètres sont connues. Cependant certains paramètres peuvent être difficiles à définir, notamment lorsqu'il n'est pas possible de les mesurer directement. Les modèles conceptuels représentent les processus par des relations simples. Ces modèles sont moins précis que les modèles mécanistes, mais ont un temps de calcul réduit et moins de paramètres à définir. Ils sont adaptés pour les grandes échelles. Enfin, les modèles peuvent être hybrides. La Figure 1.11 présente quelques exemples de modèles de qualité d'eau selon cette typologie.

1.2. Modélisation quantitative et qualitative des flux d'eau

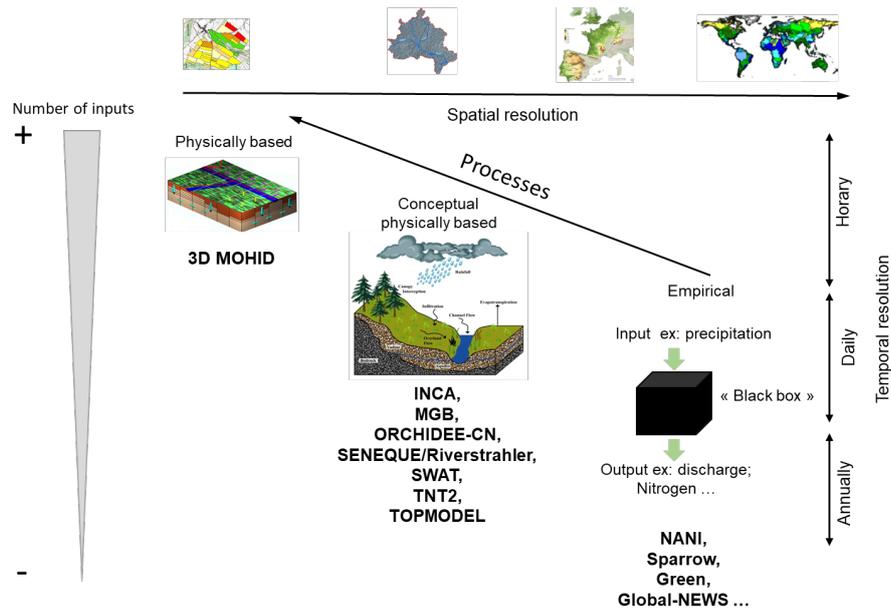


FIGURE 1.11 – Classification de modèles de qualité d'eau (adapté de Billen Gilles (présentation orale))

Les modèles peuvent également être classés suivant :

- La représentation de l'espace : globale (représente l'espace comme une seule entité homogène, les variables d'entrée, les paramètres et les processus sont donc identiques sur l'ensemble du bassin), distribuée (intègre une variabilité spatiale) ou semi-distribuée (discretisé spatialement de manière partielle) ;
- La discrétisation temporelle : statique (à un instant donné) ou dynamique (évolution au cours du temps) ;
- La méthode de résolution des processus : déterministe (relation fixe entre données d'entrée et de sortie), stochastique (tient compte des aléas, intégration de lois de probabilités) ou hybride.

1.2.2 Modéliser les dynamiques des nitrates dans les bassins versants

La description des dynamiques des nitrates dans les bassins versants en première partie a mis en évidence l'importance des cycles de l'eau et de l'azote dans leur devenir. Les nombreux modèles créés pour déterminer les flux de nitrates prennent donc en compte ces cycles. Ces modèles diffèrent selon les typologies décrites ci-dessus : la méthode de description des

processus et la résolution spatiale et temporelle, ainsi que les variables et processus pris en compte. Les modèles se distinguent également par le système représenté. Ainsi, seul le réseau hydrographique est représenté dans certains modèles, tandis que d'autres vont également représenter les versants.

Dans le cas de modèles de réseau hydrographique, les apports diffus sont des données d'entrée du modèle, par exemple un flux annuel moyen d'azote établi par type d'occupation du sol. Le premier modèle de qualité d'eau en rivière est le modèle de STREETER-PHELPS (Streeter, 1925), établi pour évaluer l'impact d'un rejet d'eaux usées sur l'oxygène dissous. Le réseau hydrographique est le plus souvent représenté en 1D, le cours d'eau est supposé homogène verticalement et latéralement (QUAL2E (Brown et al., 1987)). Il existe des modèles 2D (CE-QUAL-W2 (Cole and Wells, 2006)) ou 3D (WASP (Di Toro et al., 1983)). Certains modèles ne représentent que les processus biogéochimiques dans les cours d'eau (RIVE (Billen et al., 1994), AQUATOX (Park, 1990), WASP) et nécessitent des données hydrauliques, renseignées directement en entrées ou obtenues par couplage avec un modèle hydraulique. Ainsi, le modèle biogéochimique RIVE a été couplé à un modèle hydrologique simple basé sur les ordres de Strahler (Strahler, 1957) dans le modèle Riverstrahler (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995) et à un modèle hydraulique et de transport dans le modèle ProSe (Even, 1995). La prise en compte du compartiment benthique ainsi que du périphyton varie suivant les modèles, ainsi que la prise en compte des espèces biologiques (phytoplancton, zooplancton, macroinvertébrés, bactérioplancton, macrophytes, poissons).

Les modèles de bassin versant représentent les processus ayant lieu dans les phases terrestres et aquatiques. Les apports diffus d'azote sont ainsi déterminés par le modèle. Deux approches existent : d'une part les modèles physiques et conceptuels représentent en détail ou de manière simplifiée le transport et les processus du cycle de l'azote (INCA (Whitehead et al., 1998), SWAT (Arnold et al., 1998)), d'autre part les modèles statistiques déterminent les flux des versants à partir de régressions : GREEN (Grizzetti et al., 2012), Polflow (Wit, 2001); SPARROW (Smith et al., 1997). Les premiers modèles permettent une meilleure compréhension des processus mais nécessitent un plus grand nombre de données et de paramètres à calibrer.

Les modèles de bassin versant et de réseau hydrographique ont été plusieurs fois couplés

1.2. Modélisation quantitative et qualitative des flux d'eau

dans la littérature, afin de pallier les faiblesses de l'un et de l'autre : un modèle rivière simplifié dans le cas des modèles de bassin versant et à l'inverse un modèle bassin versant simplifié dans les modèles de réseau hydrographique. De cette manière, les modèles de bassins versants permettent d'apporter des données d'entrées dynamiques aux modèles de qualité d'eau, et les modèles de qualité d'eau d'améliorer la représentation des processus en rivière. Ainsi, une version modifiée du modèle QUAL2E a été implémentée dans SWAT, SWAT a été couplé indirectement avec CE-QUAL-W2 pour la représentation de la qualité des réservoirs (Debele et al., 2008) ou avec WASP (Ekdal et al., 2011)). Pour améliorer la prise en compte des pollutions diffuses dans le modèle ProSe, celui-ci a été couplé aux modèles agronomique STICS, d'hydrologie de surface REPSUR et d'écoulement pseudo-3D en aquifères NEWSAM (plateforme CAWAQS (Flipo, 2005)).

Selon la revue bibliographique de Burigato Costa et al. (2019), les modèles de qualité d'eau les plus utilisés sur la période 1997-2017 sont les modèles de réseau hydrographique AQUATOX, CE-QUAL-W2, EFDC (Hamrick, 1992), QUALs (QUAL2E, QUAL2E-UNCAS, QUAL2K, QUAL2Kw), et WASP, et les modèles de bassins versants SWAT et SPARROW. Le modèle SWAT est le plus appliqué (53% des applications).

1.2.3 Limites de la modélisation et incertitudes

La modélisation apporte de nombreuses informations mais s'accompagne d'incertitudes. Un modèle est une représentation simplifiée d'un système complexe. Il est construit sur des hypothèses, pertinentes à une échelle spatiale et temporelle donnée, et possède un domaine d'application dont il faut tenir compte. Des incertitudes sont également liées à l'estimation des paramètres, ajustés pour reproduire les résultats observés. Les modèles sont confrontés à l'équifinalité (Beven, 1993) : plusieurs combinaisons de paramètres permettent d'aboutir à des résultats similaires. De plus, les performances et la validité d'un modèle dépendent de la précision des données d'entrées et de leur représentativité des hétérogénéités spatio-temporelles du milieu (Halliday et al., 2011).

Pour limiter ces incertitudes, une procédure de discrimination des données est nécessaire pendant la construction du modèle. Cela consiste à identifier le meilleur ensemble de données

et à prendre en compte les processus importants dans le système étudié, par exemple pour l'hydrologie les zones humides, les barrages, l'irrigation ou la fonte de la neige (Abbaspour et al., 2018). Concernant les incertitudes liées à la calibration du modèle et notamment la non-unicité des paramètres, Abbaspour et al. (2018) recommandent d'utiliser un grand nombre de données observées, de calibrer et valider plusieurs variables (débit, évapotranspiration, matières en suspension, nutriments etc.), d'utiliser plusieurs exutoires et plusieurs fonctions objectives (critères d'évaluation utilisés pour quantifier la performance du modèle voir le Chapitre 2 paragraphe 2.7.1 p. 130).

1.2.4 Choix des modèles

Le modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool, Arnold et al. (1998)) est un modèle agro-hydrologique, conceptuel à base physique semi-distribué, développé par le service de recherche du département de l'Agriculture des Etats-Unis (USDA-ARS). Il est composé de plusieurs modules (Figure 1.12) : GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems (Leonard et al., 1987)) pour la gestion des eaux souterraines et CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems (Knisel, 1980)) pour la gestion de l'érosion et du traçage des cycles biogéochimiques. Le module agronomique est le modèle EPIC (Environmental Policy Integrated Climate (Williams et al., 1984)). Dans les cours d'eau, le routage hydrologique est assuré par le modèle ROTO (Routing Outputs to Outlet (Arnold et al., 1995b)) et les processus par QUAL2E (Brown et al., 1987).

SWAT permet d'approcher les processus hydrologiques et biogéochimiques à des échelles spatiales fines (HRU, Unité de Réponse Hydrologique) et à l'échelle d'un bassin versant. Le pas de temps de calcul est journalier et les simulations peuvent être pluriannuelles. Il représente les processus terrestres et fluviaux et leurs interactions, et est notamment capable de représenter les flux d'eau, de sédiments, de nitrates et de carbone (pour la partie versant). Il prend en compte les pressions anthropiques, tels que les systèmes de cultures avec les apports de fertilisants, les prélèvements pour l'irrigation, les rejets des stations d'épurations et les retenues de barrages. Enfin, ce modèle est « Open Source », le code peut donc être directement modifié par l'utilisateur en fonction de ses besoins. Ce modèle a été appliqué

1.2. Modélisation quantitative et qualitative des flux d'eau

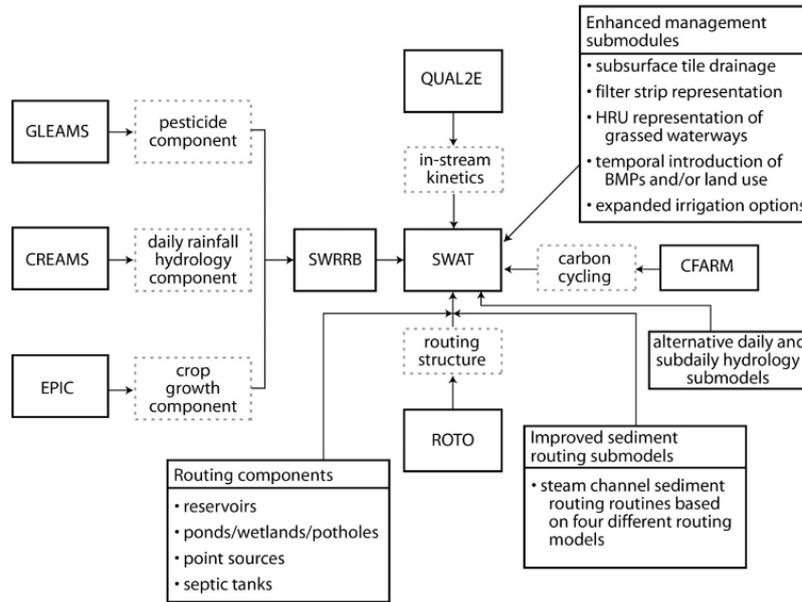


FIGURE 1.12 – Modules inclus dans SWAT (Arnold et al., 2012)

dans le monde entier (Krysanova and Arnold, 2008), sur des bassins versants de faible à grande superficie, et également à l'échelle de la parcelle ou de région. Ce modèle est utilisé pour répondre à des objectifs variés (Gassman et al., 2007, 2014), tels que l'impact sur la ressource en eau de changement de pratiques agricoles (mise en place de "Best Management Practices"), de changement d'occupation du sol, ou de changement climatique.

Ce modèle de bassin versant est adapté à cette étude car il présente des résolutions spatiale et temporelle fines et il représente le cycle de l'azote, ainsi que des éléments liés (eau, sédiments, phosphore et du carbone) et les pressions anthropiques. Cependant, les processus en rivière sont représentés de manière simplifiée, par une version modifiée du modèle QUAL2E, nécessitant d'être affinée (White et al., 2014). Afin d'avoir une représentation cohérente depuis la source des nitrates jusqu'à leur devenir à l'échelle du bassin versant, le modèle de réseau hydrographique RIVE a été choisi pour représenter les processus biogéochimiques dans les cours d'eau.

Le modèle RIVE (Billen et al., 1994) est un modèle mécaniste représentant les processus biogéochimiques et biologiques dans les rivières. Il a été développé sur la Seine pour comprendre la dynamique des nutriments, la chaîne trophique dans le système fluvial et la prolifération des principaux types d'algues dans l'estuaire. Il a été implémenté dans plusieurs

modèles : Riverstrahler (Billen et al., 1994), pyNuts-Riverstrahler (Desmit et al., 2018), ProSe (Even, 1995) et QUAL-NET (Minaudo et al., 2018). Il a été principalement appliqué sur la Seine et ses affluents, mais également sur le Danube (Garnier et al., 2002b), la Loire (Garnier et al., 2018a), la Rivière Rouge (Le et al., 2010), ou encore le Kalix (Sferratore et al., 2008). Ce modèle a été choisi pour sa représentation détaillée des processus biogéochimiques, et notamment du cycle de l'azote, dans les réseaux hydrographiques. Il considère la physiologie des développements algaux, et simule également les cycles biogéochimiques du carbone, du phosphore et de la silice. Les interactions entre la colonne d'eau et la zone benthique sont prises en compte. De plus, le module ne nécessite pas ou peu de calibration car les paramètres de RIVE ont été déterminés à partir directement d'expériences en fonction des paramètres physico-chimiques clés.

Les processus pris en compte dans les modèles SWAT et RIVE sont recensés dans la Table 1.2.

1.2. Modélisation quantitative et qualitative des flux d'eau

TABLE 1.2 – Processus et sources du cycle de l'azote représentés dans les modèles SWAT et RIVE

Modèle	Versants			Cours d'eau		Processus
	Sources	Processus	Calculées	Sources	Données d'entrée	
SWAT	Fertilisation, déposition atmosphérique, fixation	Prélèvement par les plantes, nitrification, dénitrification, immobilisation, minéralisation, volatilisation de l'ammonium, lixiviation	Exportation de nitrate des versants par le ruissellement, le flux latéral et le flux souterrain, exportation d'azote organique par le ruissellement	Exportation de nitrate des versants par le ruissellement et le flux souterrain (données de forçages), rejets des stations d'épuration (nitrate, ammonium, nitrites et oxyde nitreux)	Rejets des stations d'épuration (nitrate, ammonium, nitrites et azote organique)	Minéralisation, nitrification, prélèvement par les algues, flux d'ammonium provenant des sédiments, sédimentation de l'azote organique, conversion de l'azote de la biomasse algale en azote organique
RIVE				Exportation de nitrate, nitrites, ammonium des versants par le ruissellement et le flux souterrain (données de forçages), rejets des stations d'épuration (nitrate, ammonium, nitrites et oxyde nitreux)		Prélèvement par le phytoplancton et les bactéries hétérotrophes, ammonification, nitrification, échanges à l'interface eau-sédiments, dénitrification dans la colonne d'eau et benthique, production et volatilisation d'oxyde nitreux

1.3 Problématique scientifique et objectifs de la thèse

Les flux des nitrates dans les bassins versants dépendent d'un grand nombre de facteurs : anthropiques (occupation du sol, pratiques culturales, rejets, barrages) et naturels (climatiques, pédologiques, biologiques, hydrologiques, etc.). Une part importante des apports anthropiques d'azote est retenue ou éliminée avant de rejoindre l'exutoire. Afin de limiter la pollution des eaux souterraines et de surface et les impacts environnementaux et économiques associés, il est donc essentiel de comprendre les dynamiques des nitrates et d'identifier les zones de rétention. De nombreux modèles numériques ont été créés afin de représenter les dynamiques des nitrates et leurs impacts sur l'environnement. Une représentation spatio-temporelle détaillée des processus biogéochimiques à la fois dans les versants et dans le réseau hydrographique fait cependant défaut.

Cette thèse se situe dans une problématique générale de compréhension et d'anticipation de l'évolution des stocks et des flux d'eau et de matières dans un bassin versant anthropisé, dans le but d'améliorer la gestion de la ressource en eau et des milieux associés. Plus spécifiquement, la problématique de la thèse est de caractériser et quantifier les stocks et les flux d'eau et de nitrates ainsi que les zones d'élimination préférentielle par dénitrification dans le bassin de la Vienne par la modélisation numérique. Les questions de recherche abordées dans cette thèse sont :

- Quelles sont les zones de régulation et de production des nitrates dans les versants et dans les cours d'eau ?
- Quelles sont les facteurs physico-chimiques, anthropiques et environnementaux qui les contrôlent ?
- Quels sont les avantages et les limites d'un couplage entre un modèle agro-hydrologique et un modèle de qualité des eaux de surface ?

Les objectifs de la thèse sont (1) de développer un modèle numérique hydro-agro-environnemental représentant les processus biogéochimiques dans les versants et dans les cours d'eau de manière détaillée (2) de le mettre en place sur le bassin de la Vienne afin d'avoir une cartographie passée et actuelle de la qualité et de la quantité de la ressource en eau (3) d'étudier les transferts de flux de nitrates dans et entre les compartiments terrestre, cours d'eau

1.3. Problématique scientifique et objectifs de la thèse

et nappe et d'identifier les "hot spots" et "hot moments" de dénitrification au sein des cours d'eau et dans les versants, en prenant notamment en compte les zones humides, et de voir leur tendance sur 25 ans.

Matériels et méthodes

Ce chapitre détaille dans un premier temps les modèles utilisés au cours de cette thèse : le modèle de bassin versant SWAT et le modèle de biogéochimie dans le réseau hydrographique RIVE. La méthodologie du couplage des deux modèles est ensuite présentée. Une description du bassin de la Vienne suit, ainsi que des données prises en compte dans la modélisation incluant les protocoles des campagnes de mesures. La procédure de calibration appliquée est détaillée. Enfin, une description est faite du site d'étude, du projet SWAT et des données utilisées pour la validation du modèle couplé SWAT-RIVE sur le tronçon Toulouse-Malause du bassin de la Garonne.

2.1 Méthodologie générale

L'étude et la quantification des flux de nitrates dans le bassin de la Vienne a été faite avec l'outil de modélisation SWAT (Soil and Water Assessment Tool, version SWAT2012 VER 2016/Rev664) auquel des développements ont été apportés en fonction des objectifs. Le modèle RIVE a ainsi été implémenté dans SWAT afin d'améliorer la prise en compte des processus biogéochimiques dans le cours d'eau. La validation de ce modèle couplé a été faite sur un tronçon du bassin de la Garonne, tronçon très étudié (voir paragraphe 2.6.2 p. 123) permettant d'avoir une bonne connaissance du fonctionnement biogéochimique. Le modèle a ensuite été implémenté sur le bassin de la Vienne, calibré et validé avec les données disponibles dans les bases de données publiques, ainsi que des données obtenues lors de deux campagnes de mesures sur l'aval du bassin. Enfin, le modèle a été utilisé afin de déterminer les zones et périodes d'élimination des nitrates dans le bassin de la Vienne (Figure 2.1).

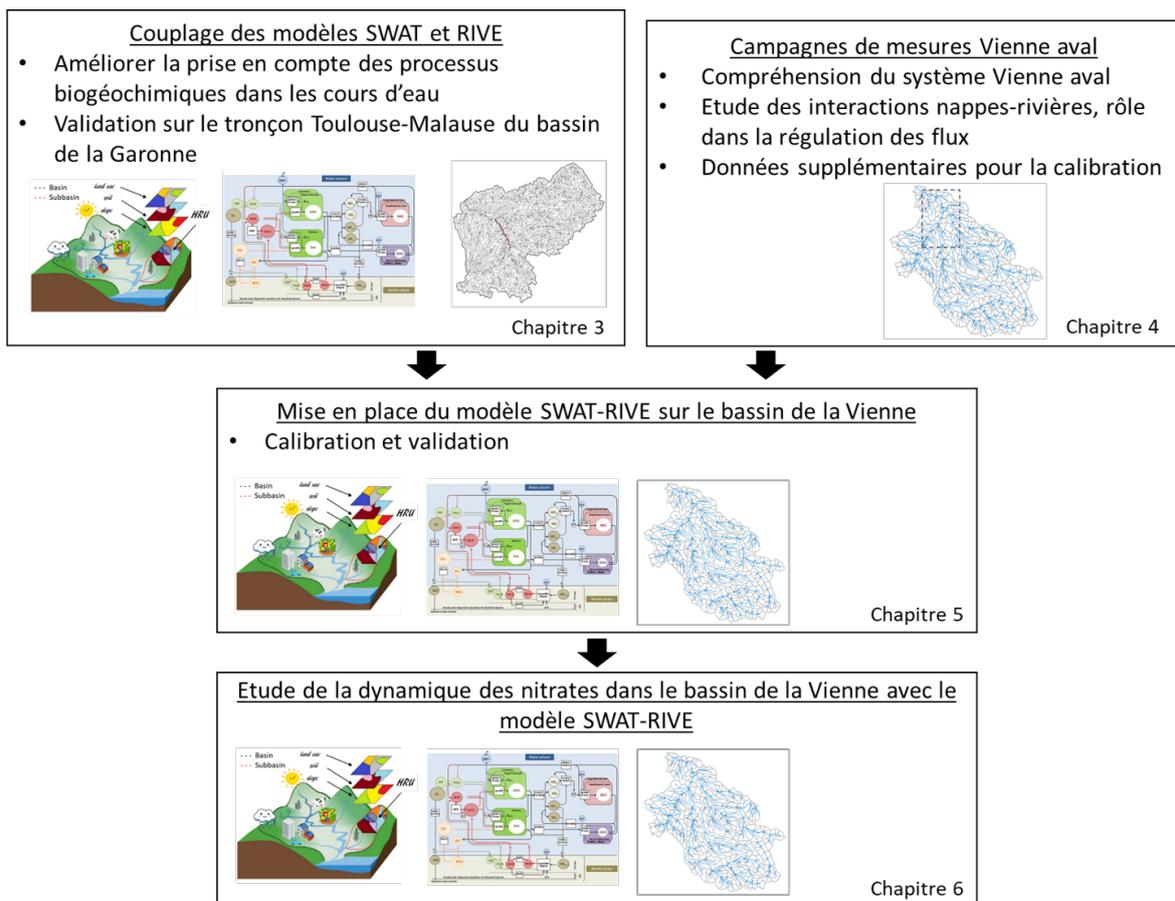


FIGURE 2.1 – Démarche méthodologique générale de la thèse

2.2 Le modèle SWAT

2.2.1 Description du modèle SWAT

Le modèle SWAT est couplé à des systèmes d'information géographique (SIG) dont GRASS (Rosenthal et al., 1995), ArcView (Di Luzio et al., 2002), ArcGIS (Olivera et al., 2006) et QGIS (Dile, 2016). Ces couplages permettent de faciliter la mise en forme des données d'entrée.

Le bassin versant modélisé est subdivisé suivant la topographie en sous-bassins versants, eux même subdivisés en unités de réponse hydrologique (Hydrologic Response Units - HRUs). Les HRUs sont des combinaisons uniques d'occupation du sol, de pente et de type de sol (Figure 2.2).

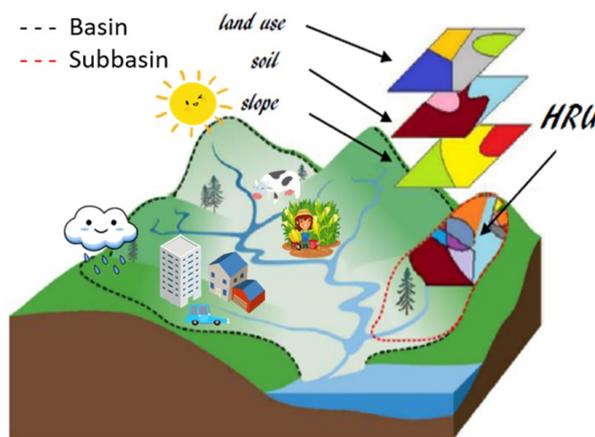


FIGURE 2.2 – Subdivision spatiale dans le modèle SWAT (Grusson, 2016)

Le devenir de chaque composant (eau, sédiments, nutriments, pesticides) est modélisé suivant deux grands compartiments : les versants et les cours d'eau. L'unité de calcul est la HRU dans les versants et le tronçon dans les cours d'eau. Il y a un tronçon de rivière par sous-bassin. Le modèle calcule au sein des HRUs les flux entre les différentes couches de sol et les aquifères (un superficiel et un profond) et les quantités transférées au cours d'eau. Les HRUs ne sont pas spatialisées mais sont caractérisées par la distance qui les séparent du cours d'eau. Les flux sortants des HRUs sont additionnés à l'échelle du sous-bassin et rejoignent le cours d'eau. Le pas de temps de calcul est journalier, les sorties peuvent être agrégées au pas de temps mensuel ou annuel.

2.2.2 Données d'entrée

Les données d'entrée nécessaires au modèle sont une cartographie de la topographie, de l'occupation du sol et des types de sol. SWAT requiert un certain nombre de paramètres pour chaque type d'occupation du sol et de sol utilisés, à renseigner dans la base de données SWAT associée au projet. Les données de précipitations et de température minimale et maximale journalières sont également nécessaires. En fonction de la méthode de calcul de l'ETP choisie, peuvent également être nécessaires les données climatiques journalières d'humidité relative, de vitesse du vent et de rayonnement solaire. Des données facultatives peuvent être ajoutées en entrée afin de prendre en compte l'anthropisation du territoire : les rejets des stations d'épuration, la surface et le débit sortant des retenues de barrages et les pratiques agricoles (fertilisation, irrigation, travail du sol, rotation de culture etc.).

2.2.3 Description des processus

Les processus hydrologiques, sédimentaires et du cycle de l'azote modélisés par SWAT sont présentés ci-dessous. Des détails supplémentaires sur ces processus peuvent être trouvés dans *SWAT theory* (Neitsch et al., 2011).

2.2.3.1 Le cycle hydrologique dans SWAT

La Figure 2.3 présente les flux hydrologiques pris en compte dans SWAT. Ces flux sont détaillés dans les sous-parties suivantes.

a) Dans les versants

Pour chaque HRU, le cycle hydrologique est modélisé selon l'équation suivante :

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (2.1)$$

Avec SW_t la quantité finale d'eau dans le sol (mm), SW_0 la quantité initiale d'eau dans le sol le jour i (mm), t le temps (jours), R_{day} la précipitation du jour i (mm), Q_{surf} la quantité

2.2. Le modèle SWAT

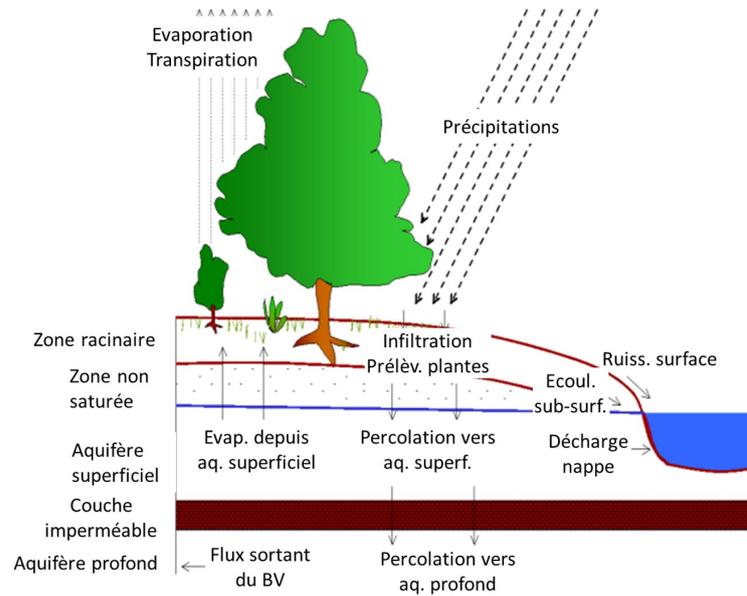


FIGURE 2.3 – Représentation des flux et des différents compartiments du cycle hydrologique intégrés dans le modèle SWAT (Traduit de Neitsch et al. (2011))

d'eau de ruissellement s'écoulant à la surface du sol le jour i (mm), E_a la quantité d'eau évapotranspirée le jour i (mm), w_{seep} la quantité d'eau entrant dans la zone vadose le jour i (mm) et Q_{gw} la quantité d'eau souterraine rejoignant le cours d'eau le jour i (mm). La zone vadose est la zone non saturée entre la dernière couche du profil de sol et l'aquifère superficiel.

Ruissellement et infiltration

La répartition entre ruissellement et infiltration est calculée en premier. Deux méthodes peuvent être utilisées : la méthode du *SCS curve number* (SCS, 1972) et la méthode d'infiltration de Green & Ampt (Green and Ampt, 1911). La méthode *SCS curve number*, la plus utilisée, détermine la quantité d'eau ruisselée en fonction de la teneur en eau des sols :

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)} \quad (2.2)$$

Avec Q_{surf} la quantité d'eau ruisselée (mm), R_{day} les précipitations du jour (mm) et I_a le prélèvement initial, prenant en compte le stockage en surface, l'interception par la canopée et l'infiltration avant le ruissellement (mm) et estimé à 20% du paramètre de rétention S . Le ruissellement est donc généré si les précipitations sont supérieures à I_a . S (mm) est un

paramètre lié à la rétention en eau, il dépend du *curve number* (CN) :

$$S = 25,4 \times \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (2.3)$$

Le *curve number* dépend du type de sol et de l'occupation des sols et il est ajusté quotidiennement en fonction de la teneur en eau des sols du jour précédent.

La méthode de Green & Ampt calcule la quantité d'eau infiltrée en fonction du potentiel matriciel au front d'infiltration et de la conductivité hydraulique. L'interception par la canopée est calculée à partir de l'indice de surface foliaire. Cette méthode nécessite cependant des données infra-journalières de précipitation.

Dans les grands sous-bassins, avec un temps de concentration supérieur à un jour, seule une partie du ruissellement rejoint le cours d'eau dans la journée.

$$Q_{surf} = (Q'_{surf} + Q_{surfstor,i-1}) \times \left(1 - \exp\left[\frac{-surlag}{tc}\right] \right) \quad (2.4)$$

Avec Q_{surf} la quantité de ruissellement atteignant le cours d'eau dans la journée (mm), Q'_{surf} la quantité de ruissellement généré dans la journée (mm), $Q_{surfstor,i-1}$ la quantité de ruissellement stockée lors de la journée précédente (mm), tc le temps de concentration du sous-bassin (heure) calculé en fonction de la longueur de pente, de la pente moyenne et du coefficient de Manning du sous-bassin et $surlag$ le coefficient de délai de ruissellement défini par l'utilisateur.

Evapotranspiration

L'évapotranspiration est le flux d'eau de la surface vers l'atmosphère, soit l'évaporation directe de l'eau du sol, de la canopée et la transpiration par les plantes. Elle est calculée à partir de l'évapotranspiration potentielle (ETP), qui est l'évapotranspiration maximale dans un système donné. Trois méthodes de calcul sont incluses dans SWAT pour calculer l'ETP :

- Penman-Monteith (Monteith, 1965) : méthode par défaut. Les données nécessaires sont la température de l'air, le rayonnement solaire, la vitesse du vent et l'humidité relative.
- Hargreaves (Hargreaves et al., 1985) : seule la température de l'air est requise.
- Priestley-Taylor (Priestley and Taylor, 1972) : simplification de la formule de Penman-

2.2. Le modèle SWAT

Monteith. Les données nécessaires sont la température de l'air, le rayonnement solaire, et l'humidité relative.

Il est également possible d'utiliser des données journalières d'ETP en entrée. Cela permet à l'utilisateur d'utiliser une autre méthode de calcul que celles implémentées ou des données issues d'observations ou de modèles climatiques.

L'équation de Penman-Monteith, utilisée dans ce travail de recherche, est :

$$E = \frac{1}{\lambda} \frac{\Delta(H_{net} - G) + \rho_{air} \times c_p \times [e_z^0 - e_z]/r_a}{\Delta + \gamma(1 + r_c/r_a)} \quad (2.5)$$

Avec E l'évapotranspiration potentielle (mm.j^{-1}), λ la chaleur latente de vaporisation de l'eau (MJ.kg^{-1}), Δ la pente de la courbe de la tension de vapeur à la température de l'air donnée ($\text{kPa.}^\circ\text{C}^{-1}$), H_{net} le rayonnement net ($\text{MJ.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$), G le flux de chaleur transmis au sol ($\text{MJ.m}^{-2}\text{.j}^{-1}$), ρ_{air} la densité de l'air (kg.m^{-3}), c_p la capacité thermique massique de l'air ($\text{MJ.kg}^{-1}\text{.}^\circ\text{C}^{-1}$), e_z la pression de vapeur saturante de l'air ou humidité spécifique (kPa), γ la constante psychométrique ($\text{kPa.}^\circ\text{C}^{-1}$), r_c la résistance stomatique (s.m^{-1}), r_a la résistance aérodynamique (s.m^{-1}).

L'évapotranspiration réelle (ETR, E_a dans l'équation 2.1) est ensuite calculée par addition de l'évaporation du sol et de la canopée et de la transpiration des plantes. Lorsque la méthode du *SCS curve number* est choisie, l'interception par la canopée est incluse dans le prélèvement initial I_a .

Devenir de l'eau dans les sols

Dans les sols, l'eau peut être prélevée par les plantes, être évaporée, rejoindre la rivière par le flux latéral ou l'aquifère par percolation. Le profil de sol comporte plusieurs couches (10 maximales) ainsi qu'une couche de surface de 10 mm de profondeur.

Les plantes prélèvent de l'eau dans la zone racinaire. Le modèle calcule dans un premier temps le prélèvement potentiel à chaque profondeur en fonction de la transpiration maximale de la plante le jour i , de la profondeur et d'un paramètre de distribution de l'utilisation de l'eau la répartissant entre les couches, l'absorption étant plus importante dans les couches supérieures. Un paramètre permet d'autoriser le modèle à compenser le prélèvement par les plantes dans les couches inférieures. Le prélèvement potentiel est modifié si le contenu en eau

du sol passe en dessous d'un seuil (quart de la réserve utile). La quantité prélevée par les plantes est le minimum entre le prélèvement potentiel calculé et l'eau disponible (contenu en eau moins point de flétrissement permanent). Le point de flétrissement permanent, quantité d'eau retenue dans le sol à une tension de 1,5 MPa. est calculé par le modèle à partir du pourcentage d'argile et de la densité apparente de la couche de sol.

La percolation à la couche de sol inférieure ou dans la zone vadose et le flux latéral ont lieu lorsque la teneur en eau de la couche de sol est supérieure à la capacité au champ. La capacité au champ est la quantité d'eau retenue dans le sol à une tension de 0,033 MPa. Elle est calculée par addition de la quantité d'eau au point de flétrissement permanent et de la réserve utile, définie par l'utilisateur.

Le flux latéral est calculé dans chaque couche de sol par le modèle cinématique de Sloan and Moore (1984) :

$$Q_{lat} = 0,024 \times \frac{2 \times SW_{ly,excess} \times K_{sat} \times slp}{\Phi_d \times L_{hill}} \quad (2.6)$$

Avec Q_{lat} le flux latéral (mm.j^{-1}), $SW_{ly,excess}$ le volume d'eau en excès par rapport à la capacité au champ dans la couche de sol ly (mm), K_{sat} la conductivité hydraulique à saturation (mm.h^{-1}), slp la pente, Φ_d la porosité drainable du sol (mm.mm^{-1}) et L_{hill} la longueur de la pente (m).

Dans les grands sous-bassins, seule une partie du flux latéral rejoint le cours d'eau dans la journée :

$$Q_{lat} = (Q'_{lat} + Q_{latstor,i-1}) \times (1 - \exp[\frac{-1}{TT_{lag}}]) \quad (2.7)$$

Avec Q_{lat} la quantité de flux latéral atteignant le cours d'eau le jour i (mm), Q'_{lat} la quantité de flux latéral générée au jour i (mm), $Q_{latstor,i-1}$ la quantité de flux latéral stockée au jour $i-1$ (mm) et TT_{lag} le temps de séjour (jours), calculé par le modèle ou défini par l'utilisateur.

La percolation de la couche ly à la couche inférieure est déterminée par :

$$w_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \times (1 - \exp(\frac{-\Delta t}{TT_{perc}})) \quad (2.8)$$

Avec $w_{perc,ly}$ la quantité d'eau percolant à la couche inférieure (mm), $SW_{ly,excess}$ le volume d'eau en excès par rapport à la capacité au champ (mm), Δt le pas de temps (h) et TT_{perc} le

2.2. Le modèle SWAT

temps de séjour pour la percolation (h).

Si les quantités calculées pour le flux latéral et la percolation sont supérieures à la quantité d'eau en excès, alors le ratio $w_{perc,ly} / (Q_{lat} + w_{perc,ly})$ est utilisé pour répartir la quantité d'eau en excès entre les deux flux.

Le flux souterrain

La quantité d'eau qui entre dans la zone vadose par percolation de la dernière couche de sol (w_{seep} dans l'équation 2.1), rejoint les eaux souterraines après un délai dépendant de la profondeur de la nappe phréatique et des propriétés hydrauliques des formations géologiques. Dans SWAT, ce délai est représenté par une fonction de décroissance exponentielle :

$$w_{rchrg,i} = (1 - \exp\frac{-1}{\delta_{gw}}) \times w_{seep} + \exp\frac{-1}{\delta_{gw}} \times w_{rchrg,i-1} \quad (2.9)$$

Avec $w_{rchrg,i}$ la quantité d'eau entrant dans les aquifères le jour i (mm), δ_{gw} le délai de recharge (jours), w_{seep} la quantité percolant depuis le sol le jour i (mm), et $w_{rchrg,i-1}$ la quantité d'eau entrant dans les aquifères le jour $i-1$ (mm).

SWAT simule deux aquifères dans chaque sous-bassin : un superficiel et un profond. La répartition de la recharge entre les deux aquifères est déterminée par un coefficient, défini par l'utilisateur.

Dans *SWAT Theory* (Neitsch et al., 2011), il est écrit que l'aquifère superficiel est non confiné et contribue au cours d'eau, tandis que l'aquifère profond, confiné, contribue à un cours d'eau en dehors du bassin. Cependant, dans la version de SWAT2012 utilisée dans ce travail, le modèle simule un flux de l'aquifère profond vers la rivière. Les formulations des équations des deux flux souterrains sont identiques, cependant le flux de l'aquifère superficiel n'a lieu que si la quantité d'eau dans l'aquifère est supérieure à un seuil, ce qui n'est pas le cas pour l'aquifère profond. Les paramètres sont également spécifiques à chaque aquifère.

$$Q_{gw,j,i} = Q_{gw,j,i-1} \times \exp[-\alpha_{bf,j} \times \delta t] + w_{rchrg,j} \times (1 - \exp[-\alpha_{bf,j} \times \delta t]) \quad (2.10)$$

Avec $Q_{gw,j,i}$ le flux souterrain de l'aquifère j le jour i (mm), $Q_{gw,j,i-1}$ le flux souterrain de l'aquifère j le jour $i-1$ (mm), $\alpha_{bf,j}$ la constante de récession de l'aquifère j , δt le pas de temps,

$w_{rchrq,j}$ la recharge de l'aquifère j au jour i (mm).

Les aquifères peuvent être utilisés comme sources d'irrigation ($w_{pump,sh}$). L'aquifère superficiel perd également de l'eau par migration vers la zone non saturée (w_{revap}), en fonction de la demande en eau pour l'évapotranspiration.

b) Dans les cours d'eau

Le ruissellement, le flux latéral et le flux souterrain alimentent les cours d'eau. La quantité d'eau circulante peut également être augmentée par l'apport de sources ponctuelles et par les précipitations. Elle peut diminuer du fait des prélèvements pour l'irrigation, de l'évaporation ou des pertes par transmission. Ce dernier flux correspond à l'infiltration dans le lit du cours d'eau et dans les berges lorsque le cours d'eau ne reçoit plus de contributions d'eau souterraine. Par défaut ce flux est nul, le paramètre de conductivité hydraulique des alluvions du cours d'eau dont il dépend étant fixé à 0. Enfin, lorsque le volume d'eau dans le tronçon est supérieur à la capacité du cours d'eau, la quantité en excès déborde dans la plaine d'inondation.

Le débit et la vitesse de l'écoulement sont déterminés par les équations de Manning :

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} \times R_{ch}^{2/3} \times slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad (2.11)$$

$$v_c = \frac{q_{ch}}{A_{ch}} \quad (2.12)$$

Avec q_{ch} le débit ($m^3.s^{-1}$), A_{ch} la surface transversale du cours d'eau (m^2), R_{ch} le rayon hydraulique (m), slp_{ch} la pente ($m.m^{-1}$), n le coefficient de Manning et v_c la vitesse ($m.s^{-1}$).

Deux méthodes peuvent être utilisées pour déterminer le volume stocké : la méthode de Williams (1969) (*variable storage routing*) ou la méthode de Muskingum (Overton, 1966). Dans la méthode par défaut, *variable storage routing*, le volume stocké dans le tronçon est calculé par :

$$\Delta V_{stored} = V_{in} - V_{out} = \left(\frac{q_{in,1} + q_{in,2}}{2} - \frac{q_{out,1} + q_{out,2}}{2} \right) \times \Delta t \quad (2.13)$$

Avec ΔV_{stored} le volume stocké (m^3), V_{in} et V_{out} les volumes entrants et sortant (m^3), $q_{in,1}$ et $q_{in,2}$ les débits entrants en début et fin de pas de temps ($m^3.s^{-1}$), $q_{out,1}$ et $q_{out,2}$ les débits

2.2. Le modèle SWAT

sortants en début et fin de pas de temps ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et Δt le pas de temps (s).

Cette méthode ne comporte pas de paramètres, contrairement à la méthode de Muskingum qui requiert de renseigner un facteur de pondération, déterminant l'importance relative du débit entrant et du débit sortant dans le stockage, et deux coefficients de pondération intervenant dans le calcul d'un coefficient de stockage propre à chaque tronçon.

2.2.3.2 Les sédiments dans SWAT

a) Dans les versants

L'érosion causée par les précipitations et le ruissellement est calculée pour chaque HRU par la formule de MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation, (Williams, 1975), adaptation de l'équation Universal Soil Loss Equation (USLE) développée par Wischmeier and Smith (1978).

$$sed = 11,8 \times (Q_{surf} \times q_{peak} \times area_{hru})^{0,56} \times K_{USLE} \times C_{USLE} \times P_{USLE} \times LS_{USLE} \times CFRG \quad (2.14)$$

avec sed la quantité totale de sédiments ($\text{t} \cdot \text{j}^{-1}$), Q_{surf} le ruissellement de surface ($\text{mm} \cdot \text{ha}^{-1}$), q_{peak} le taux du pic de ruissellement ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), $area_{hru}$ la surface de HRU (ha), K_{USLE} le facteur d'érodibilité du sol ($0,013 \text{ (t m}^2 \text{ h) / (m}^3 \text{ t cm)}$), C_{USLE} le facteur d'aménagement des terres, P_{USLE} le facteur de pratique agricole, LS_{USLE} le facteur topographique et $CFGR$ le facteur de fraction rocheuse.

Le taux du pic de ruissellement est le débit de ruissellement maximal qui se produit avec un événement pluvieux. C'est un indicateur du pouvoir érosif de cet événement pluvieux. SWAT calcule le taux du pic de ruissellement maximal à l'aide d'une méthode rationnelle modifiée (Chow et al., 1988), basée sur l'hypothèse que si une pluie d'intensité i commence au moment $t = 0$ et se poursuit indéfiniment, le taux de ruissellement augmentera jusqu'au moment de concentration $t = t_{conc}$, où toute la superficie du sous-bassin contribue au débit à l'exutoire.

$$q_{peak} = \frac{C \times i \times Area}{3,6} \quad (2.15)$$

Avec C le coefficient de ruissellement, i l'intensité de la pluie ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$), $Area$ l'aire du sous-

bassin (km²) et 3,6 un facteur de conversion.

La concentration en matières en suspension dans le ruissellement de surface est calculée par :

$$conc_{sed,suq} = \frac{sed}{10 \times Area \times Q_{surf}} \quad (2.16)$$

SWAT permet également d'apporter des matières en suspension par le flux latéral et le flux souterrain :

$$sed_{lat_gw} = \frac{(Q_{lat} + Q_{gw}) \times area_{hru} \times LAT_SED}{1000} \quad (2.17)$$

Avec sed_{lat_gw} la quantité de sédiments apportés au cours d'eau (tons), Q_{lat} et Q_{gw} les flux latéral et souterrain (mm), $area_{hru}$ la surface de la HRU (km²) et LAT_SED la concentration en sédiments dans les flux latéral et souterrain (défini par l'utilisateur, fixée à 0 par défaut).

b) Dans les cours d'eau

Le transport des sédiments dans le cours d'eau est déterminé par deux processus ayant lieu simultanément, le dépôt et la remise en suspension. La méthode par défaut est *Simplified Bagnold model* (Bagnold, 1977; Williams, 1980). D'autres méthodes peuvent être utilisées : *Kodatie model* (Kodoatie, 1999) (pour les cours d'eau avec une grandeur du matériau du lit du limon au gravier), *Molinas and Wu model* (Molinas and Wu, 2001) (pour les grandes rivières à lit de sable) et *Yang sand and gravel model* (Yang, 1996).

Dans la méthode simplifiée de Bagnold, utilisée dans cette thèse, la quantité maximale de sédiments transportés est simulée en fonction du débit maximal :

$$conc_{sed,ch, mx} = SPCON \times \left(\frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \right)^{SPEXP} \quad (2.18)$$

Avec $conc_{sed,ch, mx}$ la concentration maximale de sédiments pouvant être transportée (tonnes.m⁻³), $SPCON$ un coefficient de transport défini par l'utilisateur, $q_{ch,pk}$ le taux du débit maximal (m³.s⁻¹), A_{ch} la section transversale d'écoulement dans le canal (m²) et $SPEXP$ un exposant défini par l'utilisateur (variant entre 1 et 2, 1,5 dans l'équation de Bagnold). Le taux du débit maximal est calculé par multiplication du débit par un coefficient défini par l'utilisateur (PRF).

2.2. Le modèle SWAT

Si la concentration de sédiments dans le cours d'eau au temps i $conc_{sed,ch,i}$ est supérieure à la concentration maximale pouvant être transportée $conc_{sed,ch,mx}$, alors la déposition est le processus dominant dans le segment. La quantité déposée est :

$$sed_{dep} = (conc_{sed,ch,i} - conc_{sed,ch,mx}) \times V_{ch} \quad (2.19)$$

avec V_{ch} le volume d'eau dans le segment (m^3). Si la concentration de sédiments dans le cours d'eau est inférieure à la concentration maximale pouvant être transportée, alors la dégradation est le processus dominant :

$$sed_{deg} = (conc_{sed,ch,mx} - conc_{sed,ch,i}) \times V_{ch} \times K_{CH} \times C_{CH} \quad (2.20)$$

Avec K_{CH} le facteur d'érodibilité du cours d'eau, et C_{CH} le facteur de couverture végétale du cours d'eau.

2.2.3.3 Le cycle de l'azote dans SWAT

a) Dans les versants

Le cycle de l'azote est modélisé dans les sols par séparation de l'azote en deux catégories (azote minéral et organique) et en cinq pools (Figure 2.4) : azote organique frais (provenant des résidus de culture et de la biomasse microbienne), actif (provenant de la fertilisation) et stable ; et azote minéral ammonium et nitrate.

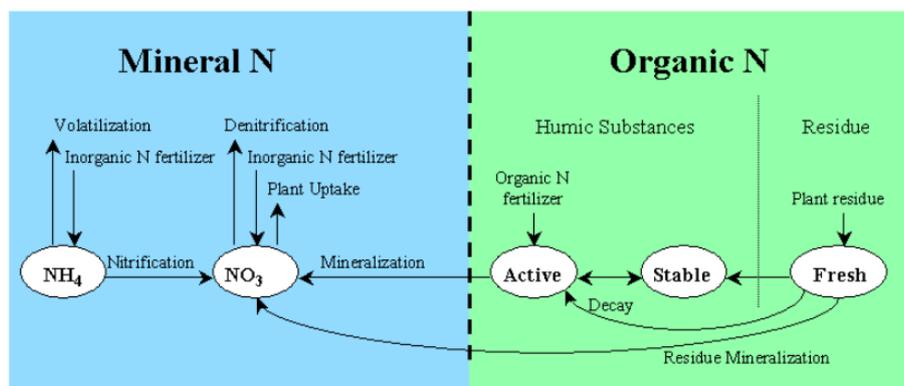


FIGURE 2.4 – Pools et processus du cycle de l'azote dans les sols représentés dans SWAT (Neitsch et al., 2011)

Les processus simulés sont l'assimilation par les plantes, la nitrification et la volatilisation de l'ammonium, la dénitrification, l'immobilisation, la minéralisation et la lixiviation des nitrates jusqu'à l'aquifère superficiel.

Assimilation par les plantes et exportation

Les plantes prélèvent dans les sols de l'azote du pool nitrates. Lors de la récolte, les nutriments contenus dans les plantes sont supposés perdus par le système, ils ne sont pas ajoutés aux résidus et aux pools d'éléments nutritifs organiques dans le sol. Le taux d'azote exporté dépend de la partie récoltée (les graines, les tiges ou les racines), et du contenu en azote dans cette partie de la plante. L'azote contenu dans les résidus rejoint le pool d'azote organique frais.

Minéralisation et immobilisation

Le modèle calcule une minéralisation nette, incorporant l'immobilisation. Deux sources sont considérées pour la minéralisation : les pools d'azote organique frais (résidus de récolte) et actif (humus). La minéralisation à partir de l'humus dépend d'un coefficient défini par l'utilisateur, d'un facteur de température, d'un facteur de contenu en eau du sol et de la quantité d'azote qui se trouve dans le pool d'humus du sol. La minéralisation à partir du pool d'azote organique frais dépend également des facteurs de température et de contenu en eau du sol, d'un coefficient, de la quantité d'azote dans le pool et d'un facteur fonction du rapport C/N. 80% de la quantité minéralisée à partir du pool d'azote organique frais rejoint le pool nitrate et 20% le pool d'azote actif. La totalité de la quantité minéralisée à partir de l'humus rejoint le pool nitrates.

Nitrification et volatilisation

Le modèle calcule la quantité totale d'ammonium nitrifié et volatilisé à partir de la quantité d'ammonium dans la couche de sol, du facteur de régulation de la nitrification (dépendant de la température et du contenu en eau du sol) et du facteur de régulation de la volatilisation (dépendant de la température, de la profondeur et de la capacité cationique). La répartition entre les deux fractions, nitrifiée et volatilisée, est faite suivant les facteurs de régulation respectifs. Ces processus n'ont lieu que si la température du sol est supérieure à 5°C.

Dénitrification

La dénitrification dans les sols a lieu lorsque le facteur du cycle de l'azote lié à la quantité

2.2. Le modèle SWAT

d'eau dans la couche de sol est supérieur à un seuil défini par l'utilisateur ($SDNCO$, fixé à 1,1 par défaut). Le taux de dénitrification dans la couche de sol est alors donné par l'équation :

$$N_{denit,ly} = NO3_{ly} \times (1 - \exp[-CDN \times \gamma_{tmp,ly} \times orgC_{ly}]) \quad (2.21)$$

Avec $N_{denit,ly}$ le taux de dénitrification dans la couche ly ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $NO3_{ly}$ la quantité de nitrates dans la couche ly (kgN^{-1}), CDN un coefficient de dénitrification, $\gamma_{tmp,ly}$ le facteur du cycle de l'azote lié à la température, calculé en fonction de la température de la couche de sol ($T_{soil,ly}$, voir équations 2.22) et $orgC_{ly}$ la quantité de carbone organique dans la couche (%). Le facteur du cycle de l'azote lié à la quantité d'eau ($\gamma_{sw,ly}$), qui détermine si la dénitrification a lieu ou non, est obtenu par le rapport du contenu en eau de la couche de sol (SW_{ly} , mm) sur le contenu de la couche à la capacité au champ (FC_{ly} , mm) (équations 2.22).

$$\begin{aligned} \gamma_{tmp,ly} &= 0,1 + 0,9 \times \frac{T_{soil,ly}}{T_{soil,ly} + \exp[9,93 - 0,312 \times T_{soil,ly}]} \\ \gamma_{sw,ly} &= 0,1 + 0,9 \times \sqrt{\frac{SW_{ly}}{FC_{ly}}} \end{aligned} \quad (2.22)$$

Lixiviation et transformation de l'azote dans les aquifères

Lors de la traversée de la zone vadose, le modèle suppose qu'il n'y a pas de changement dans la concentration en nitrates. Dans l'aquifère superficiel, les nitrates peuvent être transférés à l'aquifère profond, rejoindre la rivière avec le flux souterrain ou migrer vers le sol avec le flux de réévaporation. Une cinétique de premier ordre est également incluse afin de représenter la réduction des nitrates par les processus biologiques et chimiques, tel que la dénitrification.

$$NO3_{sh,t} = NO3_{sh,0} \times \exp[-k_{NO3,sh} \times t] \quad (2.23)$$

Avec $NO3_{sh,t}$ et $NO3_{sh,0}$ les quantités de nitrates dans l'aquifère superficiel au temps t et initiale ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$) et $k_{NO3,sh}$ la constante de vitesse pour l'élimination du nitrate dans l'aquifère superficiel. Cette constante est calculée à partir de la demi-vie des nitrates dans l'aquifère ($HLIFE_NGW$, en jours), définie par l'utilisateur :

$$k_{NO3,sh} = \frac{0,693}{HLIFE_NGW} \quad (2.24)$$

Le paramètre de demi-vie des nitrates dans l'aquifère superficiel peut être renseigné à l'échelle du bassin versant (HLIFE_NGW_BSN, fichier .bsn) ou par sous-bassin (HLIFE_NGW, fichiers .gw). Par défaut, la valeur 0 est attribuée aux paramètres HLIFE_NGW_BSN et HLIFE_NGW dans les fichiers d'entrée. Si cette valeur n'est modifiée par l'utilisateur ni à l'échelle du bassin ni des sous-bassins, alors le modèle fixe ce paramètre à 5 jours (voir le code de SWAT2012 VER 2016/Rev664).

Le devenir des nitrates dans l'aquifère profond et le flux de nitrates associé au flux souterrain de l'aquifère profond vers la rivière ne sont pas simulés.

Transferts vers les cours d'eau

SWAT représente le transport des nitrates vers la rivière par le ruissellement de surface, le flux de subsurface et le flux souterrain de l'aquifère superficiel. Pour le ruissellement et le flux latéral, la concentration en nitrates dans l'eau mobile est calculée (de même que pour la percolation).

$$conc_{NO3, mobile} = \frac{NO3_{ly} \times (1 - \exp[\frac{-w_{mobile}}{(1-\Theta_e) \times SAT_{ly}}])}{w_{mobile}} \quad (2.25)$$

Avec $conc_{NO3, mobile}$ la concentration en nitrates dans l'eau mobile ($kgN.mm^{-1}$), $NO3_{ly}$ la quantité de nitrates dans la couche de sol ly ($kgN.ha^{-1}$), Θ_e la fraction de la porosité de laquelle les anions sont exclus, SAT_{ly} la quantité d'eau à saturation de la couche ly (mm) et w_{mobile} est la quantité d'eau mobile dans la couche ly (mm), c'est à dire la quantité d'eau dans le ruissellement, le flux latéral et le flux percolant pour les 10 premiers millimètres du sol, et la quantité d'eau dans le flux latéral et percolant pour les autres couches de sol.

Un coefficient de percolation des nitrates β_{NO3} permet à l'utilisateur de fixer la concentration de nitrates dans le ruissellement de surface à une fraction de la concentration percolant.

$$\begin{aligned} NO3_{surf} &= \beta_{NO3} \times conc_{NO3, mobile} \times Q_{surf} \\ NO3_{lat,1} &= \beta_{NO3} \times conc_{NO3, mobile} \times Q_{lat,1} \\ NO3_{lat,ly} &= conc_{NO3, mobile} \times Q_{lat,ly} \\ NO3_{perc,ly} &= conc_{NO3, mobile} \times w_{perc,ly} \end{aligned} \quad (2.26)$$

Avec $NO3_{surf}$ la quantité de nitrates dans le ruissellement ($kgN.ha^{-1}$), $NO3_{lat,1}$ et $NO3_{lat,ly}$

2.2. Le modèle SWAT

les quantités de nitrates dans le flux latéral de la couche supérieure (10 premiers millimètres) et de la couche ly respectivement ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$), $NO_3_{perc,ly}$ la quantité de nitrates percolant de la couche ly ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$), Q_{surf} la quantité d'eau ruisselant (mm), $Q_{lat,1}$ et $Q_{lat,ly}$ les quantités d'eau dans le flux latéral de la couche supérieure (10 premiers millimètres) et de la couche ly respectivement (mm) et $w_{perc,ly}$ la quantité d'eau percolant de la couche ly (mm).

La quantité de nitrates rejoignant le cours d'eau avec le flux souterrain est déterminée en multipliant la concentration en nitrates dans l'aquifère superficiel par le flux d'eau souterraine.

L'azote organique est également transporté des versants aux cours d'eau avec les sédiments. La quantité transportée dépend de la concentration en azote organique dans les dix premiers millimètres de sol (dans les trois pools actif, stable et frais), de la quantité de sédiments érodés et d'un ratio d'enrichissement. Ce ratio est appliqué car les particules d'argile, auxquelles l'azote organique est attaché, sont préférentiellement érodées. Il peut être défini par l'utilisateur ou calculé par le modèle pour chaque événement pluvieux.

b) Dans les cours d'eau

Les processus biogéochimiques dans les cours d'eau sont modélisés avec le module à zéro dimension adapté de QUAL2E (Brown et al., 1987). Ce module est optionnel dans SWAT : il est possible de simuler uniquement le transport des nutriments, sans les transformations. Le module QUAL2E simule les principales interactions entre les constituants : nutriments (azote et phosphore), algues, DBOC (demande biologique en oxygène des matières carbonées) et oxygène dissous (Figure 2.5). Les processus du cycle de l'azote intégrés sont : la déposition de l'azote organique, la minéralisation, la nitrification, le flux d'ammonium provenant des sédiments et l'absorption d'ammonium et de nitrates par les algues. Concernant le transport, les nutriments dissous sont directement liés aux flux hydriques.

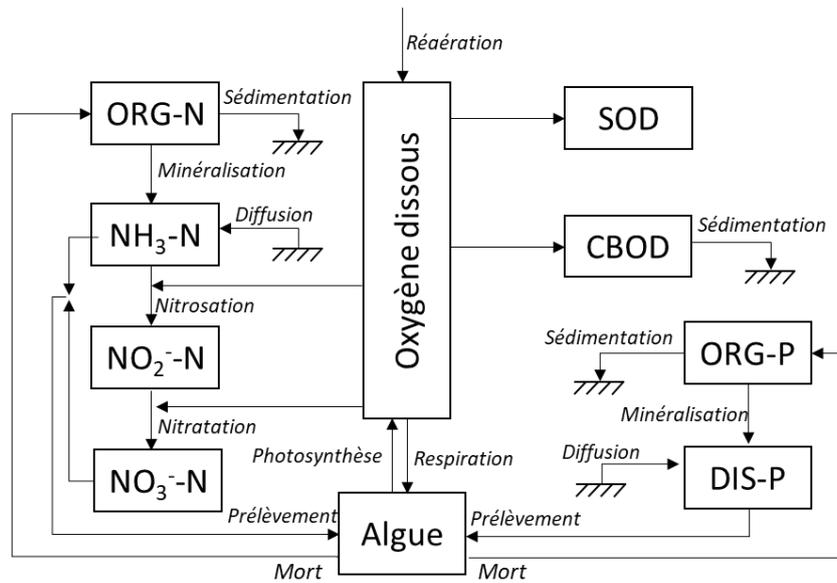


FIGURE 2.5 – Module QUAL2E dans SWAT (adapté de Brown et al. (1987)). SOD : demande en oxygène des sédiments, CBOD : demande biologique en oxygène des matières carbonées, ORG-P : phosphore organique, DIS-P : phosphore dissous, ORG-N : azote organique.

2.2.3.4 Les retenues de barrages dans SWAT

Les réservoirs sont définis dans SWAT comme des masses d'eau situées sur le réseau hydrographique, à l'exutoire du sous-bassin. Il est possible d'implémenter un réservoir par sous-bassin. La structure des réservoirs est représentée dans la Figure 2.6.

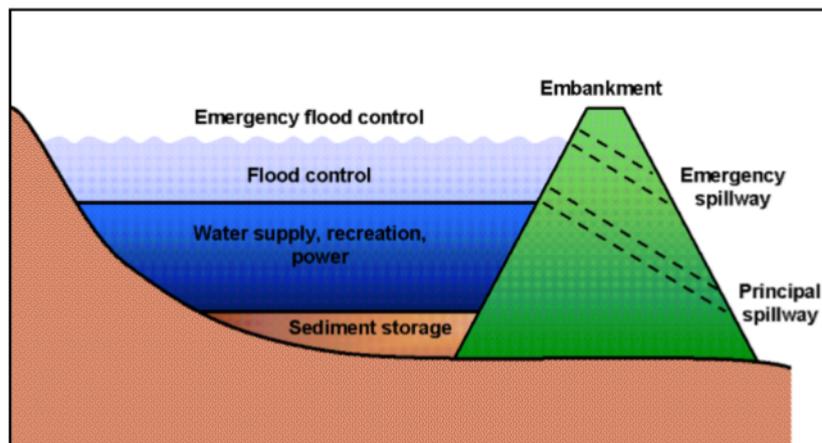


FIGURE 2.6 – Les réservoirs dans SWAT (Neitsch et al., 2011)

2.2. Le modèle SWAT

a) Hydrologie

Le bilan hydrique des barrages est donné par l'équation :

$$V = V_{stored} + V - flowin - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep} \quad (2.27)$$

Avec V le volume d'eau dans la retenue à la fin de la journée (m^3); V_{stored} le volume d'eau stocké dans le barrage au début de la journée (m^3); V_{flowin} le volume d'eau entrant dans le barrage pendant la journée (m^3); $V_{flowout}$ le volume d'eau sortant du barrage pendant la journée (m^3); V_{pcp} le volume de précipitation au niveau barrage d'eau pendant la journée (m^3); V_{evap} : le volume d'eau évaporé pendant la journée (m^3); V_{seep} le volume d'eau perdu du barrage par infiltration pendant la journée (m^3).

Quatre méthodes peuvent être utilisées pour déterminer le débit sortant du barrage (Figure 2.7). La méthode choisie dépend des données d'entrée disponibles.

- *The Measured Monthly Outflow Method* : requiert le débit journalier moyen observé pour chaque mois.
- *The Measured Daily Outflow Method* : requiert le débit journalier moyen observé pour chaque jour.
- *The Average Annual Release Rate Method* : pour un réservoir non contrôlé. Le modèle calcule un débit sortant lorsque le volume du réservoir devient supérieur au volume principal. Un débit journalier moyen du déversoir principal ($m^3.s^{-1}$) doit être renseigné.
- *The Target Release of the Controlled Reservoir Method* : le modèle calcule un débit sortant en fonction d'un volume de stockage ciblé, spécifié par l'utilisateur sur une base mensuelle ou calculé en fonction de la saison des crues et de la teneur en eau du sol. L'utilisateur doit également renseigner le nombre de jours nécessaires pour atteindre le volume ciblé.

Une fois le débit déterminé par l'une des quatre méthodes, il peut être ajusté par des valeurs de débit sortant maximal et minimal par mois définies par l'utilisateur.

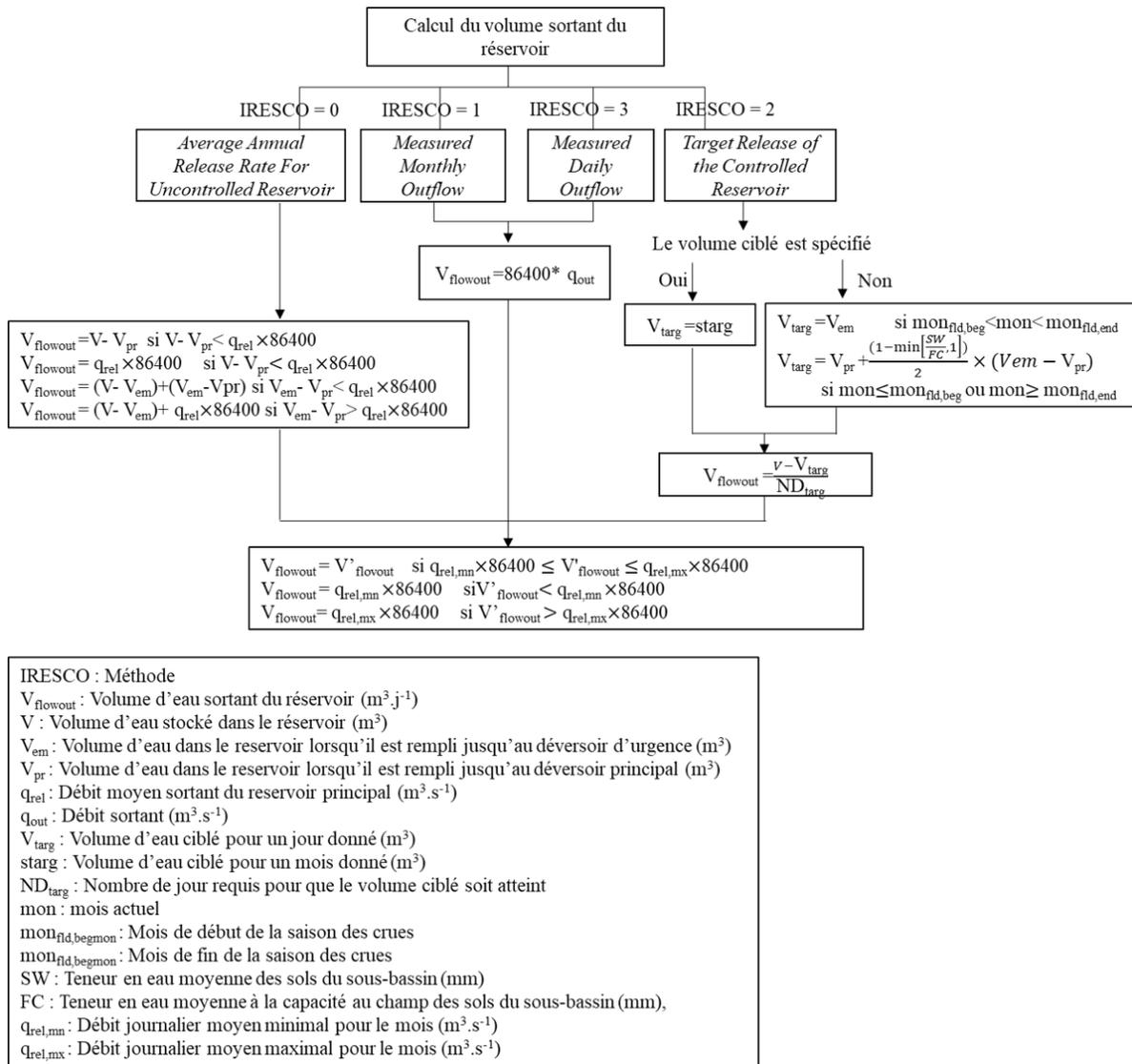


FIGURE 2.7 – Méthodes de calcul des débits sortants dans les réservoirs dans SWAT

Transferts

Il est possible de modéliser les transferts d'eau d'un réservoir ou d'un cours d'eau à un autre réservoir ou cours d'eau. Trois méthodes sont implémentées : renseigner une fraction du volume d'eau dans la source transférée, un volume d'eau laissé dans la source (m^3) ou un volume transféré (m^3).

2.2. Le modèle SWAT

b) Sédiments

Le devenir des sédiments dans les réservoirs est représenté par un modèle de bilan de masse (eq. 2.28). Le système est supposé complètement mélangé, les sédiments entrants sont instantanément mélangés dans le volume.

$$sed_{wb} = sed_{wb,i} + sed_{flowin} - sed_{stl} - sed_{flowout} \quad (2.28)$$

Avec sed_{wb} , $sed_{wb,i}$, sed_{flowin} , $sed_{flowout}$ et sed_{stl} les quantités de sédiment dans le réservoir à la fin de la journée, dans le réservoir au début de la journée, entrante, sortante et déposée dans le réservoir respectivement (tonnes).

La sédimentation a lieu lorsque la concentration dans le réservoir est supérieure à la concentration à l'équilibre, définie par l'utilisateur.

$$sed_{stl} = V \times (conc_{sed,i} - ((conc_{sed,i} - conc_{sed,eq}) \times \exp(-k_s \times t \times d_{50}) + conc_{sed,eq})) \quad (2.29)$$

Avec V le volume du réservoir (m^3), $conc_{sed,i}$ la concentration initiale ($Mg.m^{-3}$), $conc_{sed,eq}$ la concentration à l'équilibre ($Mg.m^{-3}$), k_s la constante de dégradation ($jour^{-1}$), t le pas de temps (jour) et d_{50} la taille médiane des particules des sédiments entrants (μm). $conc_{sed,eq}$ et d_{50} sont définis par l'utilisateur, fixés par défaut à 4000 mg.l^{-1} et $10 \text{ } (\mu m)$ respectivement. k_s est fixé à $0,184$, suivant l'hypothèse que, en 25 jours, 99% des particules de $1 \text{ } \mu m$ se sont déposées.

La remise en suspension n'est pas simulée.

c) Nutriments

De même pour les nutriments, le système est supposé complètement mélangé, il n'y a pas de stratification ou d'intensification du phytoplancton dans l'épilimnion (couche d'eau supérieure d'un lac stratifié). La transformation représentée est la sédimentation, pour laquelle deux taux peuvent être définis en fonction de la période de l'année.

$$M_{settlng} = v \times c \times A_s \times dt \quad (2.30)$$

Avec $M_{settlement}$ la masse de nutriments perdue par déposition (kg.j^{-1}), v la vitesse de déposition apparente (m.j^{-1}), c la concentration initiale en nutriments (kg.m^{-3}), A_s est la surface de l'interface eau-sédiment et dt le pas de temps (jours). Le modèle permet de renseigner deux vitesses de sédimentation par nutriment, en fonction de la période de l'année, afin de prendre en compte l'impact de la température et de d'autres facteurs saisonniers.

2.3 Le modèle RIVE

Le modèle RIVE est un modèle biogéochimique de réseau hydrographique, décrivant les processus dans les cours d'eau de manière fine. Un des objectifs de cette thèse est d'avoir une meilleure représentation des processus biogéochimiques dans les cours d'eau par implémentation du modèle RIVE dans le modèle SWAT.

2.3.1 Description du modèle RIVE

Le modèle RIVE prend en compte, de manière détaillée, la physiologie des développements algaux et simule les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote, du phosphore et de la silice dans l'ensemble d'un réseau hydrographique. Le modèle comporte trente-six variables d'état. Le modèle est utilisé pour représenter les interactions microscopiques dans la colonne d'eau et à l'interface avec les sédiments. Un des principes de base du modèle est l'unicité des cinétiques des processus à travers l'ensemble du continuum fluvial : les différences de fonctionnement proviennent de la diversité des contraintes physiques (hydrologiques, morphologiques). Les cinétiques des processus majeurs de RIVE ont été déterminées par l'expérimentation. La plupart des paramètres caractérisant ces processus ont été définis à partir d'observations ou d'expérimentations de terrain ou de laboratoire, et ne font l'objet de peu ou d'aucune procédure de calage.

2.3. Le modèle RIVE

2.3.2 Données d'entrée

Le modèle RIVE nécessite en entrée des données climatiques, sur la morphologie du réseau et l'hydrologie, les apports ponctuels et les apports diffus des nutriments, des matières en suspension et du carbone (Figure 2.8). Les apports diffus sont estimés en appliquant une concentration moyenne annuelle au flux souterrain et au ruissellement respectivement, en fonction de l'occupation du sol, et de la lithologie pour la silice. Les apports diffus d'azote, de phosphore et de carbone peuvent également être estimés par l'outil GRAFS (Generalized representation of agro-food-systems, (Billen et al., 2014; Le Noë et al., 2017)), qui calcule les flux à partir des données sur la structure et la production agricoles issues des Statistiques Agricoles Annuelles.

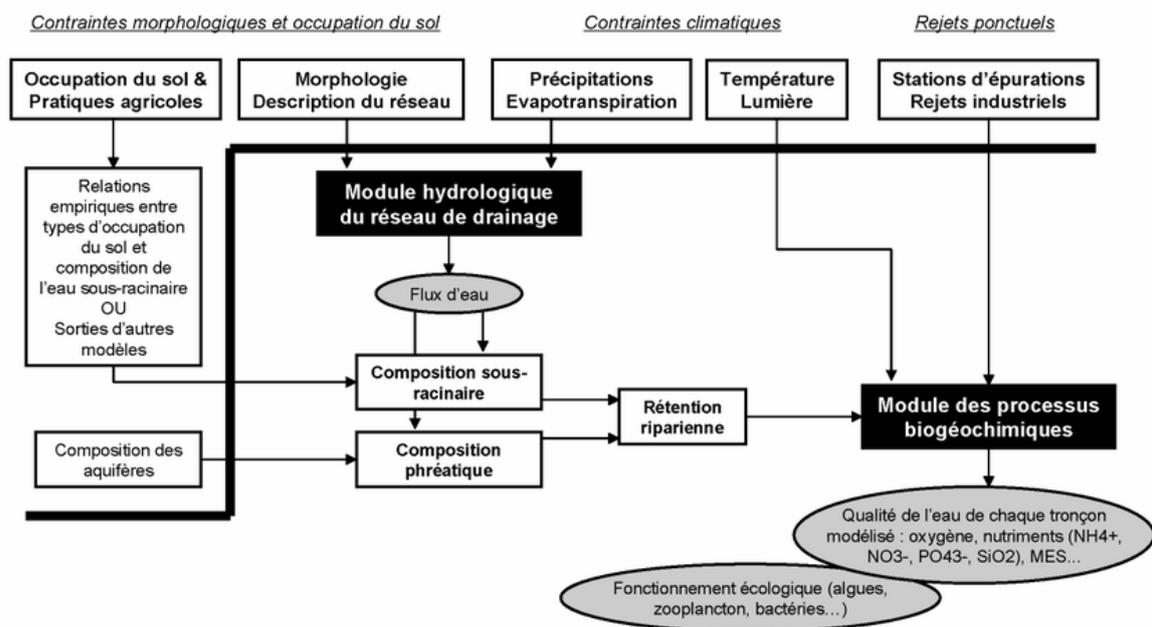


FIGURE 2.8 – Données d'entrées du modèle RIVE dans Riverstrahler (Ruelland et al. (2007a), adapté de Billen and Garnier (1999))

2.3.3 Description des processus

La Figure 2.9 présente les variables et processus représentés dans le modèle RIVE. Le nom des variables et leur définition sont recensés dans l'Annexe A. Le méthane et le N_2O ne sont pas représentés sur le schéma. De plus, la version utilisée dans cette thèse diffère de la

version représentée sur la figure par quelques points : la variable *PIP* (phosphore inorganique particulaire) a été remplacée par la variable *PIT* (phosphore inorganique total) et les variables benthiques et les flux à l'interface eau-sédiment sont représentés par le module Billen et al. (2015), une simplification du module de Thouvenot précédemment utilisé (Thouvenot et al., 2007; Thouvenot-Korppoo et al., 2009).

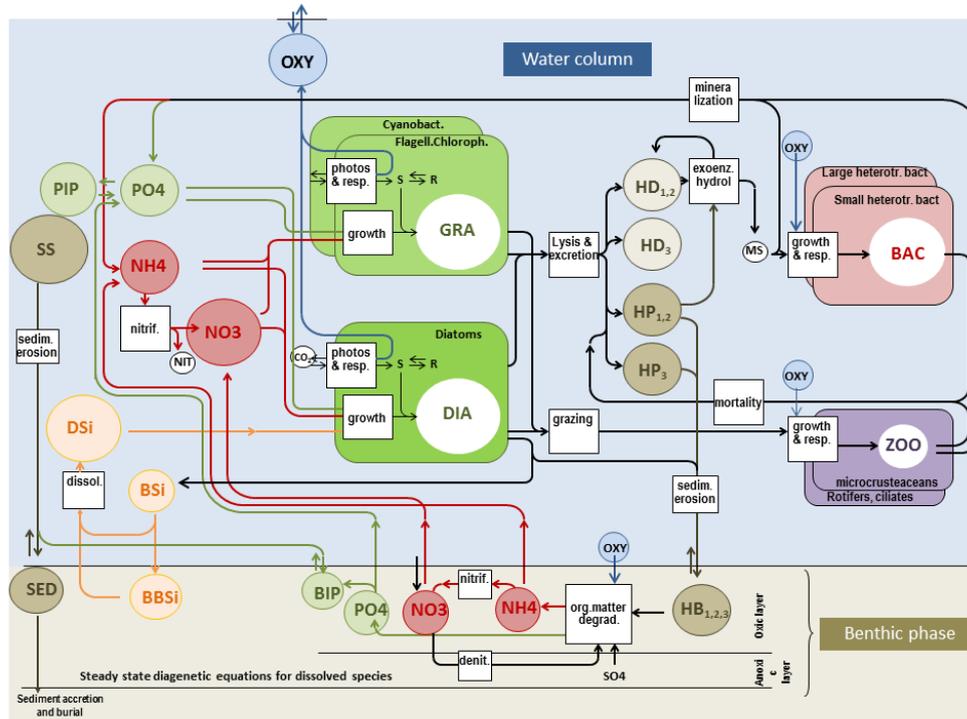


FIGURE 2.9 – Le modèle RIVE (Desmit et al., 2015)

Les prochains paragraphes décrivent les variables et processus modélisés. Seules les dynamiques du méthane et des bactéries fécales ne sont pas présentées, celles-ci n'intervenant pas directement ou indirectement dans le cycle de l'azote.

2.3.3.1 Matières en suspension totales et sédiments déposés

Dans le modèle RIVE, les matières en suspension (MES) sont classées en différents types de variables biogéochimiques : MES totales, matière organique particulaire détritique, phytoplancton (diatomées, chlorophycées et cyanobactéries), bactéries hétérotrophes (petites et grosses), bactéries nitrifiantes (nitrosantes et nitratantes). Les variables et processus pris en

2.3. Le modèle RIVE

compte pour les MES dans RIVE sont représentés dans la Figure 2.10.

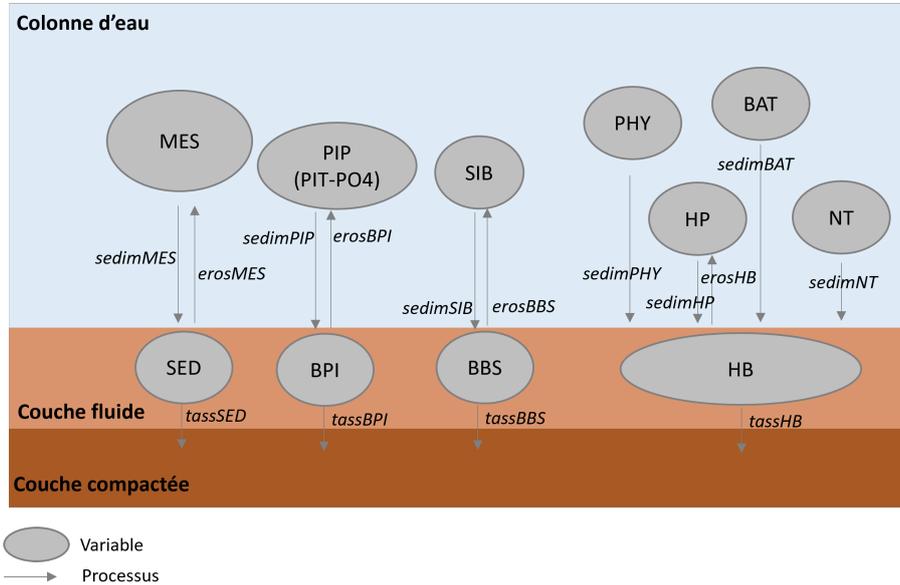


FIGURE 2.10 – Représentation des matières en suspension dans le modèle RIVE (MES : MES totales, SED : couche de sédiments déposés, PIP : phosphore inorganique particulaire, PIT, phosphore inorganique total, PO4 : orthophosphates, BPI : phosphore inorganique benthique, SIB : silice biogénique, BBS : silice biogénique benthique, PHY : phytoplancton, BAT : bactéries hétérotrophes, NT : bactéries nitrifiantes, HP : matière organique particulaire, HB : matière organique benthique)

La sédimentation pour chaque élément est calculée à partir d'une vitesse de sédimentation, paramètre d'entrée, qui reste constante au cours de la simulation.

$$sedim_i = \frac{vs_i}{rchdep} \times C_i \quad (2.31)$$

Avec $sedim_i$ la taux de sédimentation de la variable i ($\text{mg.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$), vs_i la vitesse de sédimentation de la variable i (m.h^{-1}), $rchdep$ la profondeur (m) et C_i la concentration de la variable i dans la colonne d'eau (mg.l^{-1}).

Le modèle RIVE possède une variable représentant le phosphore inorganique total (PIT) et une variable pour la silice biogénique (SIB). La quantité sédimentant pour ces deux variables est calculée suivant le taux de sédimentation de la variable MES (calculé selon l'équa-

tion 2.31) :

$$\begin{aligned} \text{sedimPIT} &= \text{sedimMES} \times \frac{\text{PIT} - \text{PO4}}{\text{MES}} \\ \text{sedimSIB} &= \text{sedimMES} \times \frac{\text{SIB}}{\text{MES}} \end{aligned} \quad (2.32)$$

Avec sedimPIT , sedimSIB , et sedimMES les taux de sédimentation du phosphore inorganique particulaire, de la silice biogénique et des matières en suspension respectivement, PIT , PO4 , SIB et MES les concentrations en phosphore inorganique totale, en orthophosphates, en silice biogénique et en matières en suspension respectivement.

Les sédiments déposés sont représentés par une couche fluide érodable et une couche sous-jacente compactée, à l'état stable. Le tassement a lieu lorsque le stock de sédiments déposés est supérieur à un seuil défini par l'utilisateur (SEDo). Le taux de tassement de la couche fluide est déterminé par :

$$\text{tass} = \text{tassmax} \times \frac{\text{SED} - \text{SEDo}}{\text{SED}} \quad (2.33)$$

Avec tass le taux de tassement (h^{-1}), tassmax le taux de tassement maximal (h^{-1}), SED le stock de sédiments déposés (g.m^{-2}) et SEDo le seuil du stock de sédiments déposés en dessous duquel il n'y a pas de tassement.

La remise en suspension de la matière organique, du phosphore et de la silice benthique a lieu lorsque la concentration en MES dans la colonne d'eau est supérieure à la capacité CapMES et que le stock de sédiments déposés est supérieur à SEDo .

$$\begin{aligned} \text{CapMES} &= \text{veli0} + \text{veli1} \times \text{vc}^3 \\ \text{erosMES} &= \frac{\text{vs}_{\text{MES}}}{\text{rchdep}} \times (\text{CapMES} - \text{MES}) \times \frac{\text{SED} - \text{SEDo}}{\text{SEDo}} \\ \text{eros}_i &= \text{erosMES} \times \text{rchdep} \times \frac{C_i}{\text{SED}} \end{aligned} \quad (2.34)$$

Avec veli0 et veli1 des coefficients, vc la vitesse de l'eau (m.s^{-1}), vs_{MES} la vitesse de sédimentation des MES (m.h^{-1}), rchdep la profondeur (m), CapMES la capacité, MES la concentration en MES totales, SED le stock de sédiments déposés (g.m^{-2}), SEDo le seuil du stock de sédiments en dessous duquel il n'y a pas de remise en suspension, eros_i le taux de remise en suspension de la variable i , C_i la concentration de la variable i .

2.3. Le modèle RIVE

2.3.3.2 Matière organique (non vivante)

La matière organique est représentée par le sous-modèle HSB (Servais and Billen, 1993). Elle est exprimée en unité de carbone, ce qui diffère des unités classiquement utilisées : les demandes chimique et biologique en oxygène (DCO et DBO). Le modèle prend en compte dix variables concernant la matière organique :

- La matière organique particulaire avec trois classes de biodégradabilité (*HP1*, *HP2* et *HP3* pour rapidement, lentement et réfractaire), en mgC.l^{-1} ;
- La matière organique dissoute polymérique non directement assimilable avec trois classes de biodégradabilité (*HD1*, *HD2* et *HD3* pour rapidement, lentement et réfractaire), en mgC.l^{-1} ;
- Le substrat organique directement assimilable par les bactéries (*DSS*), en mgC.l^{-1} . Il provient de l'hydrolyse de la matière organique dissoute (cinétique de type Michaëlis-Menten) et de l'excrétion algale. L'hydrolyse de la matière organique polymérique obéit à une cinétique de type Michaëlis-Menten. l'absorption par les bactéries hétérotrophes obéit à une cinétique de type Michaëlis-Menten.
- Le modèle HSB comprend également les variables biomasses des bactéries hétérotrophes (c'est-à-dire tirant leur énergie de l'oxydation de la matière organique), *BAP*, autochtones (majorité de petites bactéries $<1 \mu\text{m}$) et *BAG*, principalement issues de stations d'épuration (majorité de grosses bactéries $>1 \mu\text{m}$). La croissance des bactéries est proportionnelle au prélèvement de substrats directs. Sont également représentées la mort des bactéries (lyse et broutage du zooplancton) et la sédimentation.
- En dehors du modèle HSB, RIVE comporte aussi trois pools de matière organique benthique, avec trois classes de biodégradabilité (*HB1*, *HB2* et *HB3* pour rapidement, lentement et réfractaire), en gC.m^{-2} .

Les processus pris en compte sont la mort des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes, du phytoplancton et du zooplancton, l'hydrolyse de la matière organique, la solubilisation de la matière particulaire, la sédimentation des bactéries nitrifiantes du phytoplancton et de la matière organique particulaire, la remise en suspension, la dégradation et le tassement de la matière organique benthique, l'absorption par les bactéries hétérotrophes et l'excrétion par le phytoplancton.

2.3.3.3 Les nutriments

a) Cycle de l'azote

Le cycle de l'azote dans le modèle RIVE est représenté dans la Figure 2.11. Le modèle prend en compte les variables NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- et N_2O .

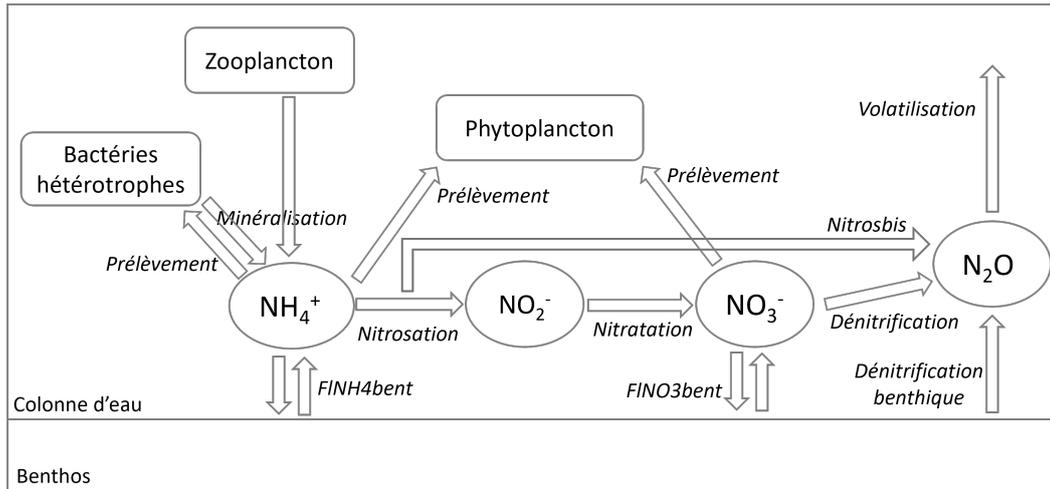


FIGURE 2.11 – Cycle de l'azote dans le modèle RIVE. $FINH4bent$ et $FINO3bent$ sont les flux à l'interface eau-sédiment de NH_4^+ et NO_3^- respectivement, *Nitrosbis* est la production de N_2O par nitrification pour de faibles concentrations en oxygène.

L'absorption par les algues de NH_4^+ et NO_3^- est calculée à partir de la croissance du phytoplancton. La répartition entre l'absorption de NH_4^+ et de NO_3^- est déterminée à partir des concentrations de ces éléments, l'ammonium est prélevé préférentiellement par le phytoplancton. Le modèle prend également en compte le prélèvement de NH_4^+ par les bactéries hétérotrophes pour leur croissance, ainsi que la minéralisation, production d'ammonium par dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes et le zooplancton.

Pour la nitrification, les cinétiques de nitrosation et de nitratisation sont décrites séparément et dépendent de la biomasse des bactéries nitrifiantes (*NIT* et *NAT*), variables d'état du modèle. Lorsque la concentration en oxygène est faible (inférieure à la constante de demi-saturation des bactéries nitrifiantes), les nitrites deviennent les accepteurs d'électrons pour l'oxydation de l'ammonium avec production de N_2O (*Nitrosbis*).

La dénitrification dans la colonne d'eau a lieu lorsque la concentration en oxygène dissous

2.3. Le modèle RIVE

devient inférieure à $60 \mu\text{molO}_2.\text{l}^{-1}$ (soit $1,92 \text{ mgO}_2.\text{l}^{-1}$). Elle est estimée par l'excédent de flux d'électron issu de la dégradation hétérotrophe de la matière organique par rapport à la disponibilité en oxygène :

$$denit = (Actorg - (OXY - 60 + Rea + phot)) \times \frac{4}{5} \quad (2.35)$$

Avec *Actorg* la quantité d'oxygène consommée par l'activité des bactéries et du zooplancton, *OXY* la concentration en oxygène dans la colonne d'eau, *Rea* le taux de réaération et *phot* le taux de photosynthèse.

Les flux de NH_4^+ (*FLNH4bent*) et de NO_3^- (*FLNO3bent*) à l'interface eau-sédiments sont liés à la dégradation de la matière organique benthique (reminéralisation).

Le flux d'ammonium est calculé par différence entre l'ammonification de la matière organique benthique biodégradable et la nitrification endogène (produite par la minéralisation de la matière organique (*fnitendo*)) et exogène (diffusant de la colonne d'eau (*fnitexo*)) :

$$\begin{aligned} FLNH4bent &= -fNH4 \times Ammonr + fnitendo + fnitexo \\ fnitendo &= \frac{15}{14} \times zf \times \frac{OXY}{oxysat(T)} \times ftp(T, topt, dti) \\ fnitexo &= \frac{1,25}{1000} \times NH4 \times \frac{zf}{zf + 0.002} \times \frac{OXY}{oxysat(T)} \times ftp(T, topt, dti) \end{aligned} \quad (2.36)$$

Avec $fNH4 \times Ammonr$ la fraction non compactée de NH_4^+ produite par la minéralisation de la matière organique, *zf* la profondeur de la couche fluide de sédiments (m) (calculée à partir de l'épaisseur de la couche de sédiments), *OXY* la concentration en oxygène dans la colonne d'eau (μmolO_2), *oxysat* la concentration en oxygène à saturation (μmolO_2), *ftp* la fonction de température, suivant une sigmoïde, avec *T* la température (°C), *toptnit* la température optimale pour la nitrification et *dtnit* l'écart-type de la fonction température. Les flux sont en $\text{mmolN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$.

Lorsque *FLNH4bent* est négatif, le benthos est source d'ammonium pour la colonne d'eau.

FLNO3bent est calculé par différence entre la dénitrification benthique (*intdenit*) et la

nitrification endogène ($f_{nitendo}$) et exogène (f_{nitexo}) :

$$\begin{aligned} FlNO3bent &= intdenit - f_{nitendo} - f_{nitexo} \\ intdenit &= \frac{1000}{5} \times fNO3 \times Coxd \end{aligned} \quad (2.37)$$

Avec $fNO3$ fraction de la demande d'oxydant du carbone satisfaite par la dénitrification et $Coxd$ la demande d'oxydation du carbone pour la dégradation de la matière organique ($\text{equ.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) :

$$\begin{aligned} Coxd &= \frac{4}{12} \times (k1b \times HB1 + k2b \times HB2) + tass \times (HB1 + HB2) \\ a &= 2 \times \frac{NO3/OXY}{(NO3/OXY) + 1.8} \\ C &= 0,001 \times NO3 \times (1 - zf/(zf + 0.0005)) \\ fNO3 &= a \times (1 - Coxd^{0,7}/(Coxd^{0,7} + C^{0,7})) \end{aligned} \quad (2.38)$$

Avec $k1b$ le taux de dégradation de la matière organique particulière rapidement biodégradable (dépendent de la température) (h^{-1}), $k2b$ le taux de dégradation de la matière organique particulière lentement biodégradables (h^{-1}), $HB1$ et $HB2$ les quantités de matières organiques benthiques rapidement et lentement biodégradable (gC.m^{-2}), $tass$ le taux de tassement de la couche fluide de sédiment (h^{-1}), $NO3$ la concentration en nitrates dans la colonne d'eau ($\mu\text{molN.l}^{-1}$), OXY la concentration en oxygène dissous dans la colonne d'eau ($\mu\text{molO}_2.\text{l}^{-1}$) et zf l'épaisseur de la couche fluide de sédiment (m). a et C sont des variables de calcul. Le flux $FlNO3bent$ est de signe négatif lorsque la nitrification est supérieure à la dénitrification, cela signifie un apport de nitrates à la colonne d'eau, et un flux positif signifie une diminution des nitrates dans la colonne d'eau.

La production de N_2O est proportionnelle à la dénitrification dans la colonne d'eau et à la dénitrification benthique. Le coefficient de production $pNden$ est considéré comme un paramètre à ajuster (Billen et al., 2020). La volatilisation de N_2O est calculée en fonction de la concentration à saturation par rapport à la concentration dans l'atmosphère.

2.3. Le modèle RIVE

b) Cycle du phosphore

Le phosphore est représenté par trois variables : les orthophosphates (PO_4^{3-}), le phosphore inorganique total (PIT) et phosphore inorganique benthique (BPI). PIT est donc la somme des orthophosphates et du phosphore inorganique adsorbé réversiblement sur la matière particulaire (MES).

- Minéralisation par le zooplancton et les bactéries hétérotrophes ;
- Prélèvement de PO_4^{3-} par les bactéries et le phytoplancton ;
- Sédimentation du phosphore inorganique particulaire ;
- Apports de PIT par érosion de sédiments chargés en phosphore ;
- Flux de PO_4^{3-} entre le benthos et la colonne d'eau.

Les concentrations en orthophosphates sont déterminées par l'adsorption des orthophosphates sur la matière en suspension minérale, sur la base des lois d'équilibre de Langmuir, traduisant une saturation progressive des sites d'adsorption à une concentration en orthophosphates libre croissante :

$$PO_4 = \frac{1}{2}(-RP + \sqrt{RP^2 + 4 \times PIT \times Kpads}) \quad (2.39)$$
$$RP = Kpads - PIT + MES \times Pac$$

Avec MES les matières en suspension ($mg.l^{-1}$), Pac la capacité d'adsorption maximale du phosphore sur les particules en suspension ($\mu P.gMES^{-1}$), $Kpads$ la constante de demi-saturation ($\mu molP.l^{-1}$).

c) Cycle de la silice

Les variables considérées sont la silice dissoute (SIO), la silice particulaire amorphe non vivante biogénique (SIB , provenant de l'érosion des phytolithes) et la silice biogénique benthique (BBS). La silice dissoute et la silice biogénique sont exprimées en $\mu molSi.l^{-1}$, la silice biogénique benthique en $mmolSi.m^{-2}$. La silice dissoute est prélevée par les diatomées et alimentée par la dissolution de la silice particulaire (Figure 2.12). La silice biogénique est enrichie par la mort des diatomées et l'érosion de la silice benthique, et alimente le pool de silice benthique par sédimentation. La silice benthique est également soumise à la dissolution et au tassement.

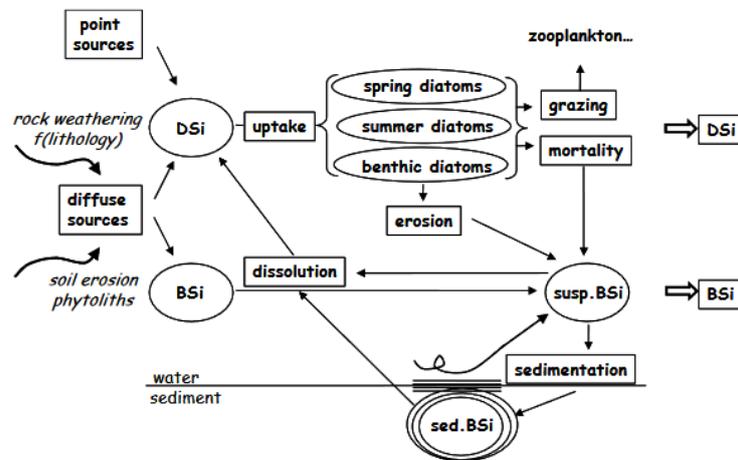


FIGURE 2.12 – Le cycle de la silice dans RIVE (Sferratore, 2006) (DSi : silice dissoute, BSi : silice biogénique, sed.BSi : silice biogénique benthique)

2.3.3.4 Dynamique du phytoplancton

Les équations proviennent du modèle AQUAPHY (Lancelot et al., 1991). Trois espèces sont représentées : les diatomées (algues brunes unicellulaires avec une frustule, enveloppe externe siliceuse transparente et rigide), les chlorophycées (algues vertes, organismes eucaryotes flagellés) et les cyanobactéries (algues bleues, organismes procaryotes photosynthétiques). Les diatomées sont adaptées aux eaux turbulentes et froides et se développent donc plutôt au printemps ou à l'automne. Les chlorophycées ont un optimum de température plus élevé et les cyanobactéries se développent dans les eaux profondes, tièdes, calmes et riches en nutriments (Jerbi, 2015).

Les biomasses des espèces phytoplanctoniques sont exprimées en carbone, avec un facteur de conversion du carbone en chlorophylle a de 1/35. Le modèle représente également un pool de petits métabolites (S) incorporés lors de la photosynthèse et un pool de produits de réserve (R). La croissance est contrôlée par la disponibilité en précurseurs carbonés intracellulaires formés par la photosynthèse et en éléments nutritifs (cinétique de Michaelis-Menten par rapport à la concentration en éléments nutritifs). La photosynthèse est contrôlée par l'éclairement : la réponse de la photosynthèse à la lumière est linéaire pour les plus faibles intensités lumineuses, puis observe un plateau à saturation, et une décroissance pour les fortes intensités (inhibition). Ces deux processus dépendent de la température selon une loi de Gauss

2.3. Le modèle RIVE

(demi-gaussienne) caractérisée par la température optimale et l'écart-type. Les autres processus représentés sont la respiration, l'excrétion, la sédimentation et la mortalité. Le modèle représente également le rôle des virus dans l'effondrement des blooms (efflorescences) algaux : la mortalité est multipliée par 10 lorsque la biomasse est supérieure à 200 $\mu\text{gchl.a.l}^{-1}$ en été (à partir de la quinzième décade). Cette partie est hypothétique et peut être retirée du code, les blooms de cette ampleur n'étant généralement plus observés en rivière (communication personnelle G. Billen).

2.3.3.5 Dynamique du zooplancton

La croissance, le broutage et la mort du zooplancton sont représentés par le sous-modèle Zola (Garnier and Billen, 1994). Deux catégories sont représentées : les rotifères (petite taille) et les microcrustacés.

Le modèle prend également en compte la filtration par les lamellibranches (dreissènes), moules d'eau douce (Garnier et al., 1999a). Leur impact sur les dynamiques du phytoplancton est représenté comme une contrainte, leur cycle de vie, complexe, n'est pas modélisé. L'activité des mollusques n'est pas toujours activée dans les utilisations de Riverstrahler (communication personnelle G. Billen). La filtration, et la diminution de la biomasse du phytoplancton associée, a lieu lorsque la concentration de l'espèce phytoplanctonique est supérieure à $\text{phy}0r/3$:

$$grmoul = \frac{grbenth \times moul}{rchdep} \times \left(PHY - \frac{phy0r}{3} \right) \quad (2.40)$$

Avec $grmoul$ la quantité de phytoplancton filtrée ($\text{mg C.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$), $grbenth$ le taux de filtration pour la température du cours d'eau ($\text{m}^3.\text{g dry weight (DW)}^{-1}.\text{h}^{-1}$), $moul$ la biomasse des filtreurs benthiques (gDW.m^{-2}), $rchdep$ la profondeur de la colonne d'eau (m), PHY la concentration de l'espèce phytoplanctonique (mg C.l^{-1}) et $phy0r$ le seuil de concentration en phytoplancton au-dessus duquel la croissance des rotifères a lieu (fixé à $0,025 \text{ mg C.l}^{-1}$). Le taux de filtration dépend de la température, le taux pour la température optimale est fixé à $0,01 \text{ m}^3.\text{gDW}^{-1}.\text{h}^{-1}$. La biomasse des filtreurs benthiques est constante et fixée à 10 gDW.m^{-2} .

2.3.3.6 L'oxygène

Du fait de son importance dans les dynamiques précédemment citées, le modèle prend en compte les variations en oxygène dissous. Les processus liés sont la photosynthèse, la respiration du phytoplancton, des bactéries hétérotrophes et du zooplancton, la ré-aération, la diffusion à l'interface eau-sédiment, la nitrification et la dénitrification.

2.4 Couplage SWAT-RIVE

Afin d'améliorer la prise en compte des processus biogéochimiques dans les cours d'eau dans le modèle SWAT, j'ai intégré le modèle RIVE dans le code de SWAT. L'intégration du modèle RIVE permet, par rapport à QUAL2E utilisé actuellement dans SWAT, la prise en compte de la matière organique associée à la production autochtone, de trois types d'algues phytoplanctoniques et d'un plus grand nombre de processus liés au devenir des nitrates, comme la dénitrification dans les cours d'eau. De plus, le modèle couplé SWAT-RIVE ne nécessite a priori pas de calage pour les paramètres de qualité de l'eau. J'ai également ajouté un modèle de biofilm épilithique au modèle SWAT-RIVE, afin de prendre en compte les diatomées benthiques fixées et en suspension dans la colonne d'eau.

2.4.1 Intégration du modèle RIVE dans le code du modèle SWAT : structure et échelle spatio-temporelle

Le code de RIVE, initialement en Visual Basic, a été transcrit en langage Fortran 90 dans le cadre de cette thèse pour être intégré au modèle SWAT. Les sous-routines contenant les équations du modèle RIVE ont été ajoutées au modèle SWAT et peuvent être appelées à la place de la sous-routine QUAL2E (Figure 2.13). Cette sous-routine est appelée lorsque le paramètre IWQ (fichier .bsn) est fixé à 3 (IWQ 0 = ne pas utiliser QUAL2E, 1 = utiliser QUAL2E, 2 = utiliser une version modifiée de QUAL2E, 3 = utiliser RIVE). Dans SWAT, la boucle journalière se déroule suivant le fichier de configuration (.fig) qui détermine l'appel des commandes entre les calculs des processus dans les versants, dans les cours d'eau, dans les réservoirs, les apports ponctuels aux cours d'eau etc. Concernant les processus dans le

2.4. Couplage SWAT-RIVE

réseau hydrographique, le modèle calcule en premier les processus hydrologiques, suivis des processus sédimentaires puis les processus liés aux nutriments et aux algues. Les sorties de cette dernière subroutine sont sous forme de concentration, la subroutine *rtout* détermine les flux sortants en multipliant ces concentrations par le débit sortant calculé précédemment.

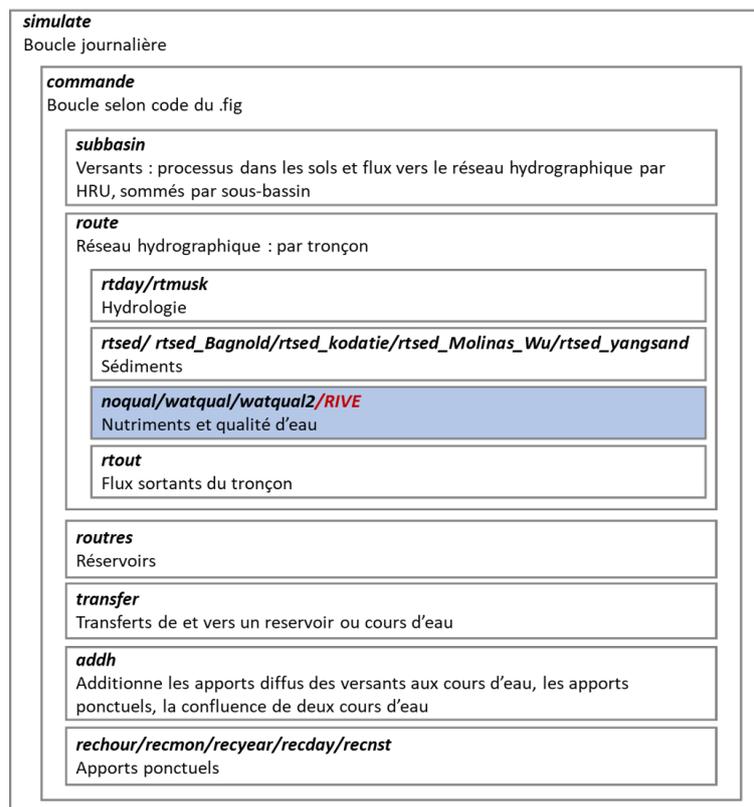


FIGURE 2.13 – Structure de la boucle journalière du code du modèle SWAT (principales subroutines) et insertion de la subroutine RIVE (en gras italique le nom des subroutines, séparée par "/" lorsqu'il y a plusieurs options)

Le pas de temps de calcul du modèle RIVE varie suivant les modèles dans lesquels il est implémenté (Riverstrahler, ProSe, QUAL-NET etc.) et les applications. Des résolutions temporelles de six minutes (Wang et al., 2021) à une heure (Minaudo et al., 2018) sont utilisées. Le code de RIVE utilisé (RIVE en Visual Basic) provient de Riverstrahler et est en formalisme Lagrangien. Le modèle SWAT fonctionne en Eulérien et l'échelle de calcul dans les cours d'eau est journalière et par tronçon, un tronçon correspondant à un sous-bassin. Le module RIVE a été implémenté suivant la structure du module QUAL2E inclus dans SWAT : le module est appelé par tronçon et une fois par jour et les variations calculées sont multipliées

par le temps de séjour dans le tronçon. La structure de la subroutine QUAL2E dans SWAT est :

1. Calcul de la concentration en début de journée pour chaque variable :

$$C_{ini} = \frac{V_{in} \times C_{in} + V_{stock} \times C_{stock}}{V_{tot}} \quad (2.41)$$

Avec C_{ini} la concentration dans le tronçon au début de la journée, V_{in} le volume entrant dans la journée, C_{in} la concentration dans le flux entrant dans la journée, V_{stock} le volume stocké dans le tronçon du jour précédent, C_{stock} la concentration dans le volume stocké dans le tronçon du jour précédent et V_{tot} le volume total d'eau dans la journée.

2. Calcul de la variation de concentration journalière :

$$\Delta = (xx + yy) \times TT \quad (2.42)$$

Avec Δ la variation de concentration journalière dans le tronçon, xx et yy les variations calculées pour chaque processus (en concentrations par jour) et TT le temps de séjour dans le tronçon (en jour).

3. Calcul de la concentration à la fin de la journée dans le tronçon (C_f) :

$$C_f = C_{ini} + \Delta \quad (2.43)$$

Cette structure a été conservée pour l'implémentation de la subroutine RIVE dans SWAT mais quelques modifications ont été apportées. En effet, cette structure s'est avérée non adaptée pour la simulation de l'oxygène sur certains tronçons du bassin de la Vienne lorsque les temps de séjours étaient importants : cela créait des instabilités numériques. La réaération est calculée par différence entre une concentration à saturation et la concentration dans le cours d'eau, et, en journalier, les variations calculées devenaient fortes et se propageaient à l'aval, sans qu'un équilibre soit atteint. Le choix a donc été fait d'actualiser toutes les heures les concentrations dans le tronçon à partir des variations calculées. La structure de la subroutine RIVE dans SWAT est alors :

2.4. Couplage SWAT-RIVE

1. Calcul de la concentration en début de journée pour chaque variable :

$$C_{ini} = \frac{V_{in} \times C_{in} + V_{stock} \times C_{stock}}{V_{tot}} \quad (2.44)$$

Avec C_{ini} la concentration dans le tronçon au début de la journée, V_{in} le volume entrant dans la journée, C_{in} la concentration dans le flux entrant dans la journée, V_{stock} le volume stocké dans le tronçon du jour précédent, C_{stock} la concentration dans le volume stocké dans le tronçon du jour précédent et V_{tot} le volume total d'eau dans la journée.

2. Boucle horaire, de h=1 jusqu'à la partie entière du temps de séjour :

Calcul de la variation de concentration horaire :

$$\Delta = (xx + yy) \quad (2.45)$$

Avec Δ la variation de concentration horaire dans le tronçon pour l'heure h, xx et yy les variations calculées pour chaque processus pour l'heure h (en concentrations par heure).

Calcul de la concentration à la fin de l'heure dans le tronçon (C_h) :

$$C_h = C_{h-1} + \Delta \quad (2.46)$$

3. Pour la partie restante du temps de séjour :

Calcul de la variation de concentration sur le temps restant :

$$\Delta = (xx + yy) \times TT_{dec} \quad (2.47)$$

Avec Δ la variation de concentration dans le tronçon, xx et yy les variations calculées pour chaque processus (en concentrations par heure) et TT_{dec} la partie décimale du temps de séjour (en heure).

4. Calcul de la concentration à la fin de la journée dans le tronçon (C_f) :

$$C_f = C_h + \Delta \quad (2.48)$$

D'autre part, le calcul du volume total journalier dans le tronçon, utilisé dans les équations 2.41 et 2.44, a été modifié par rapport à QUAL2E. Dans QUAL2E, le volume total est déterminé par le volume au début de la journée (volume entrant plus volume stocké de la journée précédente). Utiliser ce volume entraîne indirectement un flux sortant du cours d'eau pour toutes les variables de qualité d'eau, évaporé ou perdu par transmission. Dans la subroutine sédiments (*rtsed*), le volume total utilisé pour les calculs de concentration est le volume final (sortant plus stocké), cela permet de ne pas calculer les pertes en éléments avec les flux évaporés ou perdus par transmission. C'est cette méthode qui a été appliquée pour la subroutine RIVE. Elle est adaptée pour les éléments particuliers. Les éléments dissous peuvent s'infiltrer avec les pertes par transmission, cependant ces pertes sont nulles dans les deux simulations, Vienne et Garonne (défaut). Pour les bassins où ces pertes sont simulées, le code devra être adapté pour représenter les flux des éléments dissous s'infiltrant avec l'eau.

2.4.2 Données d'entrées et apports de SWAT à RIVE

Les données d'entrée du modèle SWAT-RIVE sont tout d'abord les données nécessaires au modèle SWAT : les données climatiques, d'occupation du sol, de type de sol et de pente, ainsi que les données facultatives sur les pratiques agricoles et les rejets des stations d'épuration. Le modèle RIVE intégré dans SWAT prend en entrée les apports du tronçon amont, calculés par RIVE et routés par SWAT, ainsi que les apports des versants calculés par SWAT pour l'hydrologie, les matières en suspension, les nitrates et le phosphore minéral (Figure 2.14). Les apports diffus de carbone organique et de silice sont également nécessaires au modèle RIVE mais ne sont pas calculés par SWAT. Les méthodologies appliquées pour ces éléments sont détaillées ci-dessous. Pour les apports ponctuels, RIVE nécessite les valeurs de rejets d'un plus grand nombre de variables que le modèle SWAT (bactéries hétérotrophes, nitrifiantes et fécales, silice, carbone organique, méthane et N_2O). Les fichiers d'entrée des rejets de STEP et le code de SWAT ont été modifiés pour les prendre en compte.

2.4. Couplage SWAT-RIVE

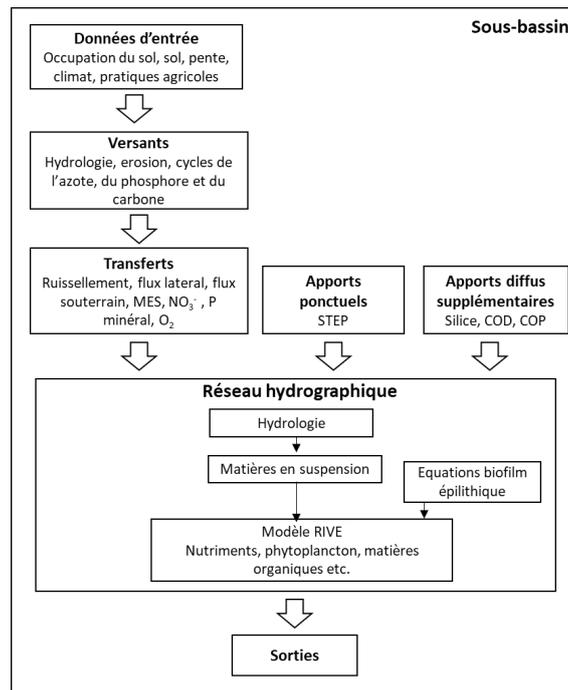


FIGURE 2.14 – Données d'entrée et structure du modèle SWAT-RIVE

2.4.2.1 Apports diffus

a) Phosphore inorganique

SWAT modélise le phosphore dans les sols sous la forme de six pools : trois pools pour l'azote organique (frais, actif et stable) et trois pools d'azote minéral (stable, actif et en solution) (Figure 2.15). Lors du transfert au cours d'eau, il n'y a plus que deux pools :

- un pool nommé "phosphore organique" mais correspondant au phosphore particulaire organique et minéral adsorbé sur les sédiments, provenant des trois pools d'azote organique et des pools stables et actifs d'azote minéral ;
- un pool nommé "phosphore minéral", mais correspondant uniquement au phosphore minéral soluble, transporté dans le ruissellement ou le flux souterrain. Les quantités de phosphore minéral dans les sédiments estimées par SWAT sont déterminées par HRU à partir de la concentration en phosphore dans les dix premiers millimètres de sol, de la quantité de sédiments érodés et d'un ratio d'enrichissement :

$$sedPmin_{surf} = 0,1 \times \frac{minP_{act,surf} + minP_{sta,surf}}{\rho_b \times depth_{surf}} \times \frac{sed}{area_{hru}} \times \varepsilon_{P:sed} \quad (2.49)$$

Avec $sedP_{min,surf}$ la quantité de phosphore minéral transportée avec les sédiments érodés ($kgP \cdot ha^{-1}$), $minP_{act,surf}$ et $minP_{sta,surf}$ les quantités de phosphore dans les pools de phosphore minéral stable et actif dans la couche supérieure du sol ($kgP \cdot ha^{-1}$), ρ_b et $depth_{surf}$ la densité apparente ($Mg \cdot m^{-3}$) et la profondeur (m) de la première couche de sol, sed la quantité de sédiment érodés pour le jour (tons), $area_{hru}$ la surface de la HRU (ha) et $\varepsilon_{P:sed}$ le ratio d'enrichissement pour le phosphore. La quantité de phosphore rejoignant les aquifères n'est pas modélisée par SWAT. Les apports de phosphore avec le flux souterrain sont modélisés par une concentration renseignée par l'utilisateur, par sous-bassin, constante pendant la simulation (paramètre GW_{SOLP}).

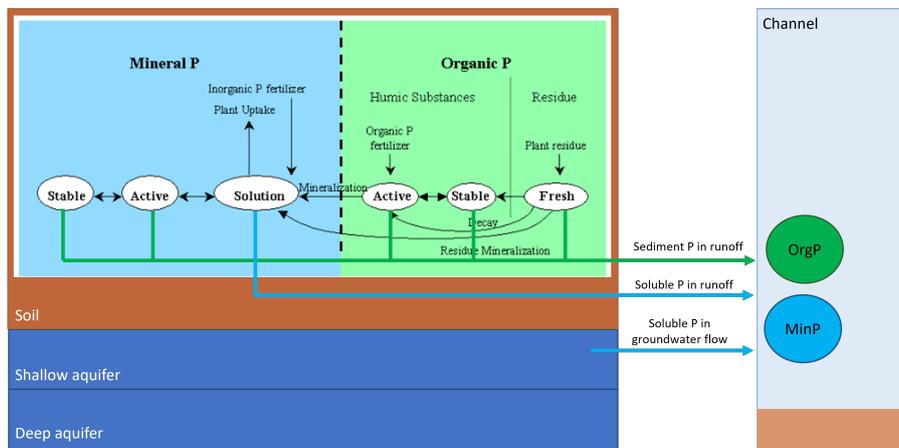


FIGURE 2.15 – Les apports diffus de phosphore dans SWAT (Source de l'image du phosphore dans les sols : Neitsch et al. (2011))

Dans RIVE, le phosphore dans la colonne d'eau est représenté par deux variables, le phosphore inorganique total et les orthophosphates. Le phosphore organique n'est pas explicitement représenté. Les concentrations en orthophosphates sont déterminées en fin de journée à partir des concentrations en phosphore inorganique total et en matières en suspension (lois d'équilibre de Langmuir) (voir paragraphe 2.3.3.3 p. 67).

Les apports diffus de phosphore inorganique total nécessaires pour RIVE sont calculés en sommant les apports journaliers simulés par SWAT de phosphore soluble dans le ruissellement et le flux souterrain et de phosphore minéral dans les sédiments (Figure 2.16). Les apports d'orthophosphates dans le ruissellement et le flux souterrain calculés par SWAT sont additionnés aux quantités d'orthophosphates provenant du tronçon amont en début de journée mais les quantités à la fin du pas de temps de RIVE sont déterminées par l'équilibre de Langmuir

2.4. Couplage SWAT-RIVE

afin de prendre en compte l'adsorption/désorption sur les sédiments.

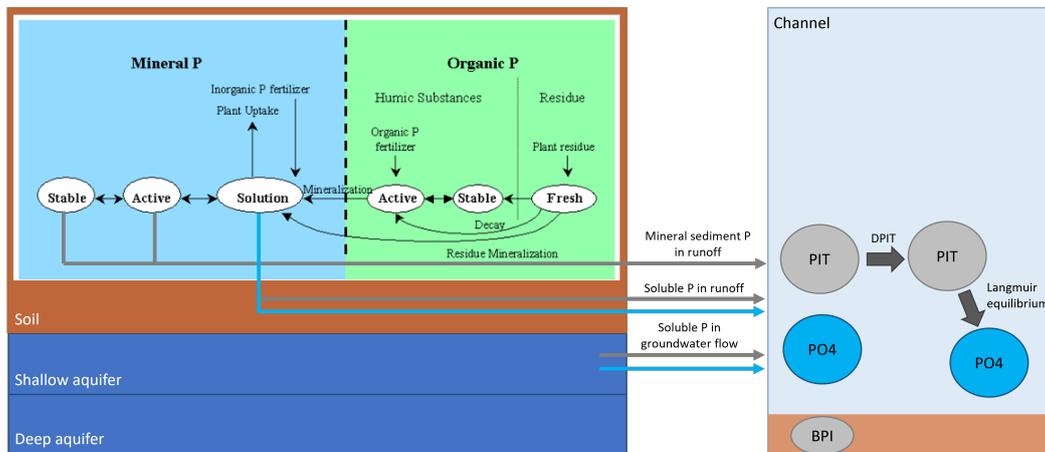


FIGURE 2.16 – Les apports diffus de phosphore dans SWAT-RIVE (PIT : phosphore inorganique total, PO₄ : orthophosphates, BPI : phosphore inorganique benthique, DPIT : variation de PIT journalière calculée par RIVE) (Source de l'image du phosphore dans les sols : Neitsch et al. (2011))

b) Silice

La silice n'étant pas représentée dans SWAT, les apports diffus de silice dissoute et biogénique des versants ont été estimés selon des méthodes utilisées dans des applications de Riverstrahler.

Les apports diffus de silice dissoute ont été estimés en fonction de la lithologie. Pour le bassin de la Garonne, les concentrations moyennes appliquées dans les eaux de ruissellement et les écoulements latéraux et souterrains sont de 3 mg Si.l⁻¹ pour les roches métamorphiques et de 5 mg Si.l⁻¹ pour les roches sédimentaires. Ces valeurs ont été utilisées lors de l'application de Riverstrahler sur le Lot (Garnier et al., 2018b) conformément aux valeurs de Meybeck (1986). Pour le bassin de la Vienne, une concentration moyenne dans le ruissellement, le flux latéral et le flux souterrain de 7 mg Si.l⁻¹ pour les roches métamorphiques (amont) et 3,6 mg Si.l⁻¹ pour les roches sédimentaires a été appliquée ; valeurs utilisées lors de l'application de Riverstrahler sur la Loire (Garnier et al., 2018a) conformément aux valeurs de Meybeck (1986).

Pour la silice biogénique, une teneur moyenne de 4,9 mg Si.g MES⁻¹ a été appliquée pour les deux bassins. Cette valeur a été estimée par Sferratore et al. (2006) dans le bassin de la

Seine à partir des mesures de silice dans les MES en hiver et dans les sols (de 2,5 à 7,3 mg Si.g MES⁻¹ mesuré dans les sols). Cette valeur a également été utilisée par Liu et al. (2020) pour la modélisation sur le Rhin et le Yangtze (modèle IMAGE-DGNM, inspiré de Riverstrahler) et Thieu et al. (2009) pour la Somme et le Scheldt.

c) Carbone organique

RIVE requiert les apports diffus de carbone organique. Or, dans SWAT, le cycle du carbone organique est uniquement représenté dans les sols. Le contenu en carbone organique des dix premiers millimètres du sol est uniquement utilisé pour calculer l'apport en DBOC (demande biochimique en oxygène des matières carbonées) des versants au réseau hydrographique. Le contenu en carbone organique des sols dans le ruissellement est calculé selon :

$$org_c = (sol_{cbn}(1, j)/100) \times enratio \times sedyld(j) \times 1000 \quad (2.50)$$

Avec org_c la teneur en carbone organique du ruissellement de surface pour la HRU j (kg.j⁻¹), $sol_{cbn}(1, j)$ le pourcentage de carbone organique dans la couche de surface de la HRU j (%), $enratio$ le taux d'enrichissement calculé par jour et par HRU et $sedyld(j)$ les pertes en sol causées par l'érosion pour la HRU j (t.j⁻¹).

Ce calcul permet d'estimer la quantité de carbone organique particulaire apportée aux cours d'eau par ruissellement, mais les premières simulations ont donné des apports très surestimés, indiquant la nécessité de calibrer les paramètres. D'autre part, cette méthode ne permettant pas d'estimer les apports diffus de carbone organique dissous, des alternatives ont été appliquées : pour le bassin de la Garonne l'utilisation d'équations déterminant les concentrations dans les cours d'eau à partir du débit et des teneurs en matières en suspension et pour le bassin de la Vienne une concentration moyenne dans le ruissellement et le flux souterrain.

Cas de la Garonne : détermination des concentrations dans les cours d'eau par équations

La concentration en carbone organique dissous dans les cours d'eau a été déterminée en début de chaque tronçon en fonction du débit spécifique. Cette équation a été validée par Fabre et al. (2019, 2020b) sur plusieurs bassins, dont la Garonne. Elle est adaptée de celle de

2.4. Couplage SWAT-RIVE

Michaelis-Menten (Johnson and Goody, 2011). Le COD augmente avec le débit jusqu'à un plateau.

$$COD = \frac{\alpha \times Q}{\beta + Q} \quad (2.51)$$

Avec Q , le débit spécifique (mm). Les deux paramètres α et β représentent respectivement une concentration potentielle maximale qui peut être observée à l'exutoire considéré et le débit pour lequel la concentration en COD est égale à la moitié de α . Fabre (2019) a déterminé les paramètres de cette équation pour 50 stations de mesures réparties sur tout le bassin de la Garonne. La valeur moyenne de chaque paramètre a été utilisée pour le couplage SWAT-RIVE sur la Garonne, soit 3,3 pour α et 0,15 pour β .

La concentration en carbone organique particulaire dans les cours d'eau a été déterminée en début de chaque tronçon en fonction de la concentration en matières en suspension, d'après l'équation de Fabre et al. (2019), adaptée de Boithias et al. (2014a).

$$\%COP = \frac{d}{TSS - a} + b \quad (2.52)$$

Avec $\%COP$ le pourcentage de carbone organique particulaire dans les sédiments, TSS la concentration en sédiments dans le cours d'eau, d un paramètre lié à la courbure de la courbe qui exprime l'état de transition entre pourcentages forts et faibles de COP dans les sédiments et qui pourrait être expliqué par un apport de carbone organique par les horizons superficiels des sols chargés en carbone organique, et a et b deux paramètres liés respectivement aux pourcentages en COP dans la production autochtone du cours d'eau, à savoir le phytoplancton principalement, et aux pourcentages en COP dans les couches de sol les plus profondes retrouvés dans le cours d'eau lors des fortes érosions. Les valeurs des paramètres ont été déterminées sur la Save (affluent de la Garonne), car le peu de données de COP disponibles sur le bassin de la Garonne ne permettait pas d'obtenir des régressions satisfaisantes, contrairement à la Save pour laquelle le COP et les MES ont été mesurés quotidiennement pendant un an et demi. Le paramétrage de Boithias et al. (2014a) est plus proche des observations sur le tronçon Toulouse-Malause que celui de Fabre et al. (2019) (Figure 2.17). Le paramétrage de Boithias et al. (2014a) a donc été utilisé, soit les valeurs 9,40, 5 et 2,1 pour d , a et b respectivement.

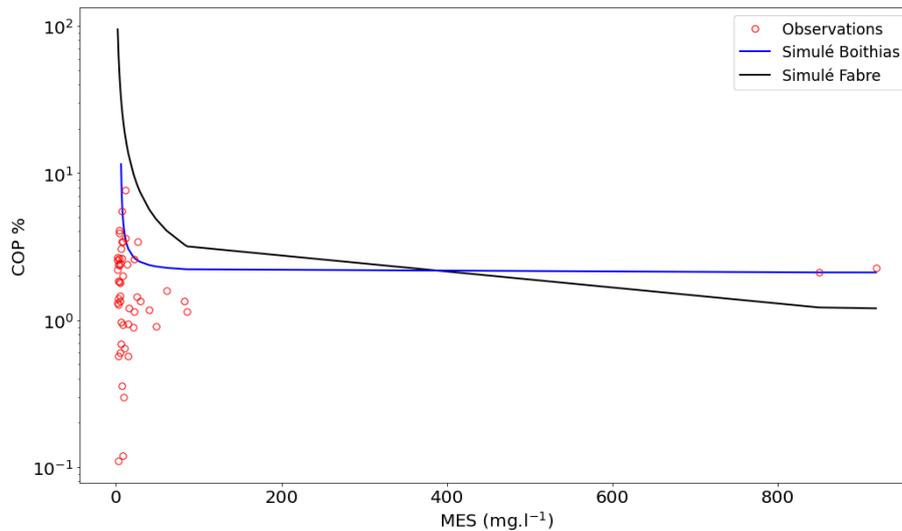


FIGURE 2.17 – Comparaison des valeurs de pourcentage de carbone organique particulaire par concentrations en MES obtenues avec le paramétrage de Boithias et al. (2014a) et de Fabre et al. (2019) avec les données disponibles sur le tronçon Toulouse-Malause (stations de mesures de la Garonne à l’entrée de Toulouse, en aval de Toulouse, à Verdun-sur-Garonne, à Bourret et à Saint-Aignan).

Cas de la Vienne : coefficient constant dans les flux de surface, latéral et souterrain

Pour les apports diffus de carbone organique, nous avons dans un premier temps cherché à utiliser les équations déterminant le COD en fonction du débit et le COP en fonction des MES. Cependant les régressions n’ont pas donné de résultats satisfaisants. Pour le COP, une des raisons étant le peu de données disponibles ne permettant pas de couvrir la totalité du cycle hydrologique. Le choix a donc été fait d’utiliser, comme pour la silice, des concentrations moyennes dans le ruissellement, le flux latéral et le flux souterrain. Pour les deux premiers, les concentrations ont été estimées à partir des concentrations dans les cours d’eau. Pour le flux souterrain, la concentration moyenne mesurée dans les nappes alluviales de l’aval du bassin est $2,4 \text{ mg.l}^{-1}$, avec une homogénéité sur les cours d’eau et les périodes de mesures. A l’amont, une moyenne de $2,2 \text{ mg.l}^{-1}$ a été déterminée à partir de mesures de la base de données ADES (<https://ades.eaufrance.fr/>). La concentration de $2,4 \text{ mg.l}^{-1}$ a donc été utilisée comme concentration de COD dans le flux souterrain.

Répartition dans les classes de biodégradabilité

Une fois la quantité en COD et en COP déterminées, RIVE nécessite de la répartir entre les

2.4. Couplage SWAT-RIVE

classes de biodégradabilité : rapide (5 jours), moyenne à lente (45 jours), réfractaire. Pour le COP, cette répartition a été faite en fonction de la courbe du pourcentage de POC en fonction des MES pour la Garonne (Figure 2.18) : lorsque la concentration en MES est inférieure à 5 mg.l^{-1} , le COP est uniquement du COP rapidement biodégradable, principalement du phytoplancton pour ce cours d'eau ; pour des concentrations en MES entre 5 et 20 mg.l^{-1} , le COP calculé est du COP lentement biodégradable, et pour des concentrations en MES supérieures à 20 mg.l^{-1} du COP réfractaire.

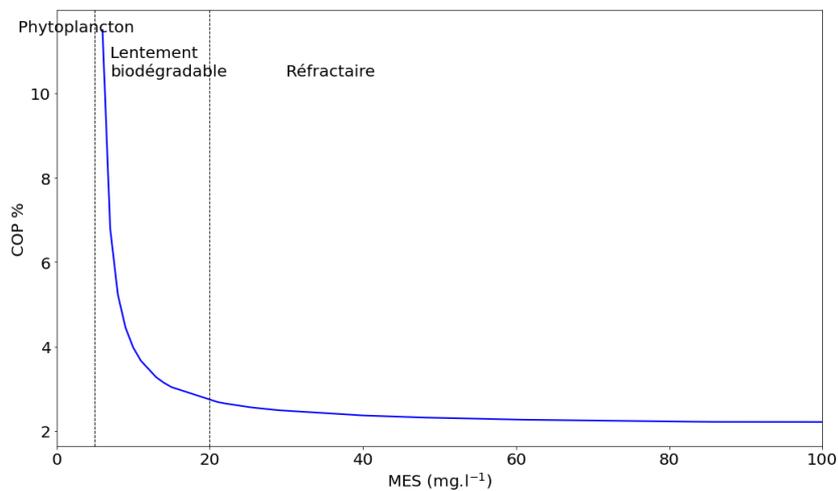


FIGURE 2.18 – Répartition du COP calculé dans les classes de biodégradabilité pour la Garonne

Pour le COD, les valeurs déterminées pour la Seine et utilisées par Vilmin (2014) (modélisation ProSe) ont été prises pour la Garonne : 9, 21 et 70% pour les classes rapidement biodégradable, lentement et réfractaire respectivement. Pour la Vienne, les valeurs utilisées plus récemment par Marescaux et al. (2018) pour la modélisation Riverstrahler sur la Seine ont été appliquées pour le COD et le COP : 7,5, 17,5 et 75% pour les classes rapidement biodégradable, lentement et réfractaire respectivement pour le ruissellement et le flux latéral, et 100% réfractaire pour le flux souterrain (COD). Des mesures pourraient permettre d'adapter ces pourcentages au bassin modélisé.

Les méthodologies appliquées pour le calcul du carbone dans SWAT-RIVE sur la Garonne et sur la Vienne sont résumées dans la Figure 2.19.

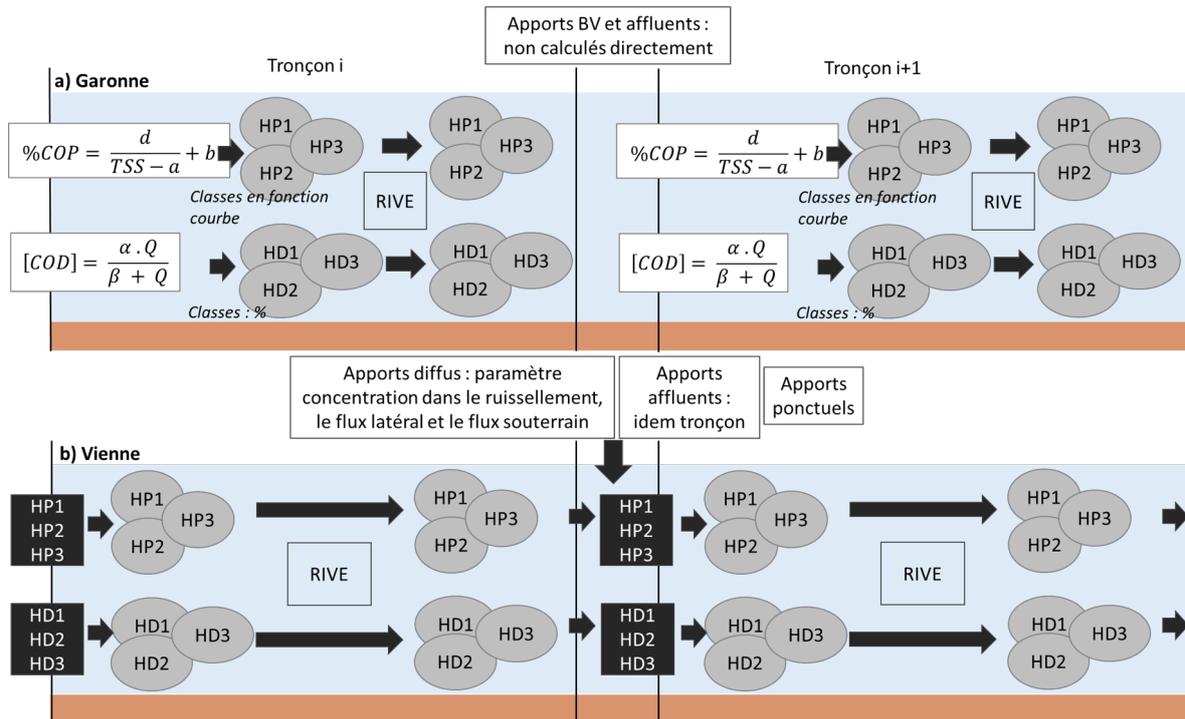


FIGURE 2.19 – Méthodologie appliquées pour représenter les apports diffus de carbone organique dans le modèle couplé SWAT-RIVE sur le bassin de la Garonne (a) et de la Vienne (b)

2.4.2.2 Apports ponctuels

RIVE nécessite les valeurs de rejets d'un plus grand nombre de variables que le modèle SWAT. Les fichiers d'entrée des rejets de STEP et le code de SWAT ont été modifiés pour prendre en compte les rejets pour ces variables supplémentaires : bactéries hétérotrophes, nitrifiantes et fécales, silice, carbone organique, méthane et N_2O . Les quantités rejetées pour ces variables ont été estimées à partir de la capacité de la station d'épuration (en équivalent habitant) et de charges spécifiques par habitant dépendant du type de traitement (coefficients de Seneque 3.6, principe utilisé dans Seneque-Riverstrahler et décrit dans Ruelland et al. (2007b)).

2.4.3 Processus dans le réseau hydrographique

Il est détaillé ici les choix et les adaptations mises en œuvre pour le couplage SWAT-RIVE concernant les processus dans le réseau hydrographique. Cela concerne la sélection des

2.4. Couplage SWAT-RIVE

variables d'état de RIVE, la sédimentation et la remise en suspension des MES, l'ajout d'un modèle de biofilm épilithique au code afin de prendre en compte dans RIVE les diatomées benthiques arrachées et en suspension dans la colonne d'eau, l'initialisation des variables et la modélisation des processus biogéochimiques dans les réservoirs.

2.4.3.1 Variables d'état de RIVE

L'interdépendance des variables étant très forte (Figure 2.20), toutes les variables de RIVE ont été conservées. Seuls les processus liés au méthane et aux bactéries fécales ne sont pas liés au cycle de l'azote et peuvent être enlevés du code.

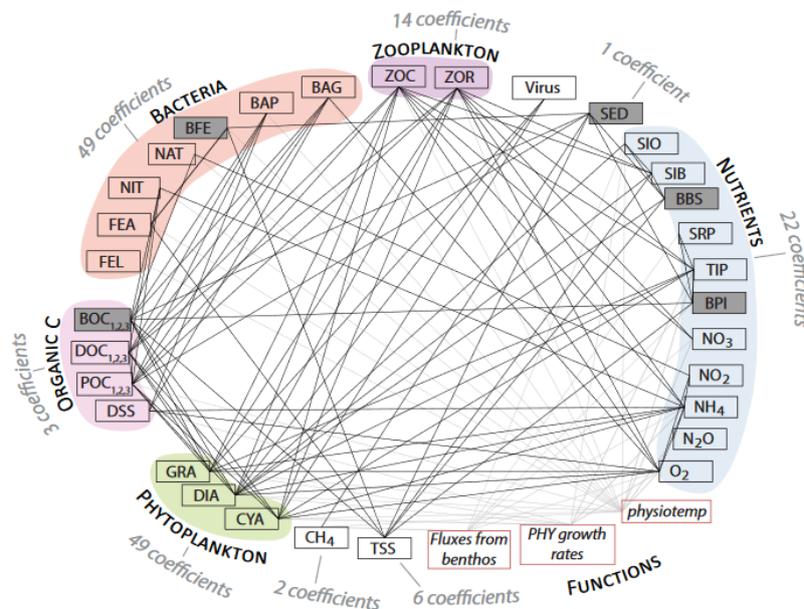


FIGURE 2.20 – Liens de dépendances entre les principales variables du modèle biogéochimique RIVE (Minaudo et al., 2018). Les rectangles gris correspondent aux variables benthiques, les rectangles de contour rouge aux fonctions appelées avec le code.

2.4.3.2 Sédimentation et remise en suspension des MES

Les processus liés aux matières en suspension sont modélisés dans le modèle SWAT dans la subroutine *rtsted*, séparée des processus de QUAL2E (voir paragraphe 2.4.1 p. 70). Ces processus sont la sédimentation et la remise en suspension des matières en suspension totales

(voir paragraphe 2.2.3.2 p. 48). Le modèle RIVE effectue également ces calculs, pour les MES totales et en séparant les matières en suspension minérales et organiques (voir paragraphe 2.3.3.1 p. 60). Afin de ne pas comptabiliser deux fois le processus de sédimentation et de remise en suspension des MES totales, il a été décidé de garder les calculs de SWAT pour ces processus et d'utiliser ces résultats (concentrations en MES, taux de sédimentation et d'érosion) dans RIVE. Pour les variables de MES organiques, les équations et paramètres de RIVE ont été conservés.

2.4.3.3 Biofilm épilithique

Pour la modélisation SWAT-RIVE sur la Garonne, l'ajout d'une équation de biofilm a été nécessaire pour représenter correctement les communautés d'algues de la rivière, dominées par des diatomées benthiques dérivées (Eulin and Le Cohu, 1998; Améziane et al., 2003; Tekwani et al., 2013). Le modèle choisi, de Boulêtreau et al. (2006), a été paramétré sur le tronçon de la Garonne concerné par notre étude par Boulêtreau et al. (2006) à partir de données de biomasses observées. Pour le bassin de la Vienne, l'absence de données sur le biofilm dans le bassin ne permet pas de déterminer son importance dans les communautés algales en suspension. L'équation de biofilm a été testée avec les paramètres de la Garonne puis calibrée, sa validation est discutée dans le Chapitre 5.

a) Modèle de croissance et détachement du biofilm épilithique

Le modèle de biofilm choisi est celui des équations de Boulêtreau et al. (2006), adapté de Uehlinger et al. (1996). Ce modèle a été développé et calibré sur le bassin versant de la Garonne. Pour la Garonne, le modèle à trois paramètres a été choisi, Boulêtreau et al. (2006); Boulêtreau (2007) ayant démontré sa pertinence sur ce cours d'eau. Ce modèle considère une croissance nette de la biomasse limitée par l'épaisseur de la biomasse et un terme de détachement proportionnel au débit moyen journalier. Pour le bassin de la Vienne, les termes de limitation de la croissance par la lumière et par le phosphore ont été ajoutés.

$$\frac{dB}{dt} = \mu_{max} \times B \frac{1}{1 + k_{inv,B} \times B} \times \frac{I}{I + kI} \times \frac{[P]}{[P] + kp} - c_{det} \times Q \times (B - B_0) \quad (2.53)$$

Avec B la biomasse du biofilm (gMSSC.m^{-2}), μ_{max} le taux de croissance spécifique maxi-

2.4. Couplage SWAT-RIVE

mal (j^{-1}), $k_{inv,B}$ la constante de demi-saturation ($\text{gMSSC}^{-1} \text{ m}^2$), I l'intensité de rayonnement journalier (E.m^{-2}), kI la constante de demi-saturation de l'éclairement (E.m^{-2}), $[P]$ la concentration en phosphore (mg.l^{-1}), kp la constante de demi-saturation du phosphore (mg.l^{-1}), $cdet$ le coefficient de détachement ($\text{s.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$), Q le débit moyen journalier ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) et $B0$ la biomasse du biofilm minimale (gMSSC.m^{-2}). Les valeurs des paramètres sont renseignées dans l'Annexe B.

b) Lien avec RIVE

Le module de biofilm épilithique a été implémenté dans SWAT comme un module associé au cours d'eau. La part de biofilm détachée déterminée dans l'équation par $cdet \times Q \times (B - B0)$ rejoint la colonne d'eau et donc alimente le modèle RIVE. Pour convertir la biomasse détachée de gMSSC.m^{-2} en mgC.l^{-1} , la largeur et longueur du tronçon estimées par SWAT ont été utilisées et réajustées par rapport aux mesures bathymétriques existantes (Simeoni-Sauvage, 1999). Un facteur de 0,4 a également été appliqué, correspondant à la surface de radiers dans cette section de la Garonne (Simeoni-Sauvage, 1999), zones de banc de galets ou de molasse sur lesquelles le biofilm se développe. L'indice d'autotrophie (rapport MSSC/chlorophylle a) a été fixé à 100, valeur moyenne calculée sur les données de biofilms épilithiques de la Garonne de Boulêtreau et al. (2006) utilisées pour calibrer le modèle. Le ratio gC/gchla de 35, valeur fixée dans RIVE, a été gardé. Les diatomées benthiques sont l'espèce dominante des algues en suspension dans ce tronçon de la Garonne (Amézière et al., 2003). La biomasse de biofilm détaché est ainsi considérée comme un nouveau pool de phytoplancton dans le modèle et les équations et paramètres des diatomées lui ont été appliqués.

c) Échanges d'azote colonne d'eau-biofilm

Les équations appliquées pour simuler les échanges d'azote avec le biofilm sont issues des mesures de Teissier et al. (2007) sur la Garonne moyenne (sept stations de mesures sur 150 km, à partir de l'amont de Toulouse) et pendant trois étés (1998, 1999, 2001). Les flux mesurés varient selon un seuil de biomasse du biofilm évaluée à 23 gMSSC.m^{-2} . Les flux journaliers sont calculés en multipliant les valeurs mesurées à la lumière et dans l'obscurité par la durée

de la photopériode et de la nuit respectivement.

$$\begin{aligned}
 & \textit{if} (B_{biof} < 23) : \\
 & FNH4_{biof} = (-0,146 \times \lambda + 0,039 \times (24 - \lambda)) \times B_{biof} \\
 & FNO3_{biof} = (-0,153 \times \lambda + 0,065 \times (24 - \lambda)) \times B_{biof} \\
 & FNO2_{biof} = (-0,057 * \lambda - 0,018 \times (24 - \lambda)) \times B_{biof} \\
 & \quad \textit{Sinon} \tag{2.54} \\
 & FNH4_{biof} = (-0,08 \times \lambda + 0,001 \times (24 - \lambda)) \times B_{biof} \\
 & FNO3_{biof} = (0,003 \times \lambda - 0,066 \times (24 - \lambda)) \times B_{biof} \\
 & FNO2_{biof} = (-0,020 \times \lambda + 0,028 \times (24 - \lambda)) \times B_{biof}
 \end{aligned}$$

Avec λ la photopériode (h), B_{biof} la biomasse du biofilm (en gMSSC.m⁻² (matière sèche sans cendres)), $FNH4_{biof}$, $FNO3_{biof}$, $FNO2_{biof}$ les flux de NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- de la colonne d'eau vers le biofilm (en mgN.m⁻².j⁻¹).

Ces flux déterminés pour une période estivale, ont été élargis à l'ensemble de l'année, faute d'autres données disponibles.

2.4.3.4 Initialisation des variables de RIVE

Dans SWAT, la quantité d'eau dans les cours d'eau est nulle au début de la simulation. Les variables de qualité d'eau dans les cours d'eau ne sont donc pas initialisées. Une période d'initialisation, généralement de plusieurs années, est utilisée pour initialiser le modèle et stabiliser les flux. Les quantités d'eau et d'azote et de phosphore les sols sont elles initialisées en début de simulation par des paramètres, de même que les quantités d'eau et de nitrates dans les aquifères.

Les variables benthiques du modèle RIVE sont initialisées dans chaque tronçon selon l'équation (Ruelland et al., 2007b) :

$$C_i = \frac{ctn_i \times SED_0}{1000} \tag{2.55}$$

2.4. Couplage SWAT-RIVE

Avec C_i la teneur initiale de la variable benthique i , SED_0 la concentration initiale de la couche de sédiments inorganiques (g.m^{-2}).

TABLE 2.1 – Initialisation des variables benthiques

Paramètre	Description	Unité	Valeur
SEDo	Couche de sédiments inorganiques initiale	g.m^{-2}	750
ctnHB1	Teneur initiale en carbone organique rapidement biodégradable	gC.kgsed^{-1}	0,3
ctnHB2	Teneur initiale en carbone organique lentement biodégradable	gC.kgsed^{-1}	1,2
ctnHB3	Teneur initiale en carbone organique rapidement biodégradable	gC.kgsed^{-1}	8,5
ctnBBS	Teneur initiale en silice biogénique benthique	mmolSi.kgsed^{-1}	180
ctnBPI	Teneur initiale en phosphore inorganique benthique	mmolP.kgsed^{-1}	15
ctnBFE	Teneur initiale en bactéries fécales benthiques	$1000.\text{kgsed}^{-1}$	5000

Un équilibre est supposé atteint à la fin de la période d'initialisation des variables dans SWAT, fixée à 3 ans.

2.4.3.5 Simulation de RIVE dans les réservoirs

Dans SWAT, les réservoirs sont situés à l'exutoire d'un sous-bassin, sur le réseau hydrographique. Avec l'application de RIVE uniquement dans les cours d'eau, les réservoirs créaient donc des discontinuités. Nous avons cherché à appliquer les processus du modèle RIVE à la simulation de la qualité de l'eau des réservoirs dans SWAT-RIVE, le modèle RIVE ayant été appliqué dans les réservoirs dans le cas de l'applicatif BarMan de Seneque-Riverstrahler (Thieu et al., 2006). Par rapport aux cours d'eau, les différences résident dans le calcul de la vitesse (débit entrant ou sortant/aire du réservoir) et du temps de résidence (volume/débit). Cependant, lorsque le modèle RIVE est utilisé pour simuler les processus biogéochimiques dans les réservoirs du bassin de la Vienne, des instabilités numériques apparaissent après une dizaine d'année de simulation dans un tronçon de la Vienne à l'aval du réservoir de Vassivière. Un travail supplémentaire est nécessaire pour pouvoir activer le module RIVE dans les réservoirs, non entrepris dans cette thèse.

Les variables de RIVE ont été transmises à l'aval des réservoirs dans les projets Garonne et Vienne par conservation des concentrations, sans prise en compte des processus : les flux entrants sont mélangés aux quantités dans la retenue, la concentration issue du mélange est transmise à l'aval. Pour le bassin de la Vienne, des dérivations d'un réservoir à un autre

ayant été prises en compte, le transfert des quantités des variables de RIVE avec les flux d'eau a été ajouté dans le code, en supposant une concentration dans les transferts égale à la concentration dans le réservoir d'origine.

2.5 Le bassin versant de la Vienne

2.5.1 Présentation générale

Le bassin versant étudié est celui de la Vienne, situé dans le centre-ouest de la France (Figure 2.21). La Vienne prend sa source au sommet du Mont Audouze (920 m) sur le plateau de Millevaches (Corrèze) et conflue avec la Loire à Candes-Saint-Martin (Indre-et-Loire). Son linéaire est de 372 km et son bassin versant a une superficie de 21 157 km², ce qui correspond à un cinquième du bassin de la Loire. Son principal affluent est la Creuse (258 km, bassin versant de 9 552 km² soit 45% du bassin de la Vienne) puis le Clain (1 000 km, 3 209 km² soit 15% du bassin de la Vienne). Le bassin de la Vienne s'étend sur huit départements : la Corrèze, la Haute-Vienne, la Vienne, la Charente, La Creuse, l'Indre, l'Indre-et-Loire et les Deux-Sèvres. C'est un bassin rural, avec une densité de population moyenne de 50 habitants.km⁻² (25 habitants.km⁻² pour le bassin de la Creuse). Les principales agglomérations sont Limoges, Poitiers, Châtelleraut et Guéret.

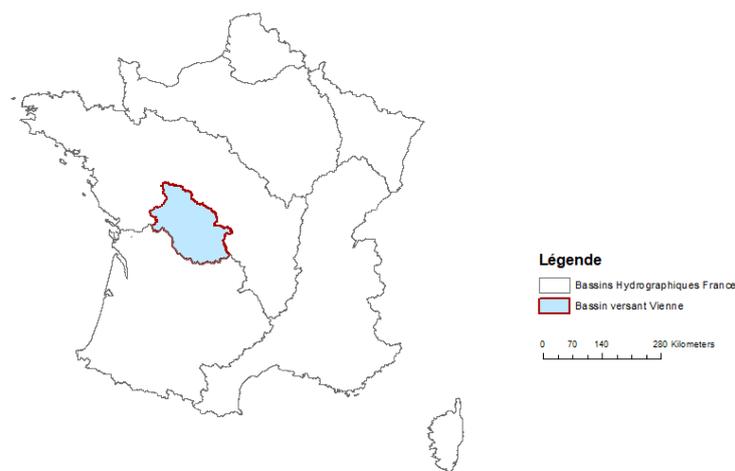


FIGURE 2.21 – Localisation du bassin versant de la Vienne dans le bassin Loire-Bretagne

2.5. Le bassin versant de la Vienne

2.5.2 Description physique

2.5.2.1 Caractéristiques climatiques

Le climat est un climat tempéré océanique. Un gradient pluviométrique est observé entre le plateau des Millevaches avec une moyenne de 1300 mm.an^{-1} et la région de Châtellerault à l'aval avec 650 mm.an^{-1} . Les températures moyennes annuelles varient de 8°C à 11°C . En Limousin, les précipitations sont régulières et abondantes. Il peut néanmoins y avoir des périodes de stress hydrique, impactant les cours d'eau du fait des faibles réserves en eau des sols. En Poitou-Charentes, il y a une alternance de saison sèche et humide : une première saison humide de novembre à janvier, saison sèche en février/mars et deuxième saison pluvieuse en mai, deuxième saison sèche en été (Figure 2.22).

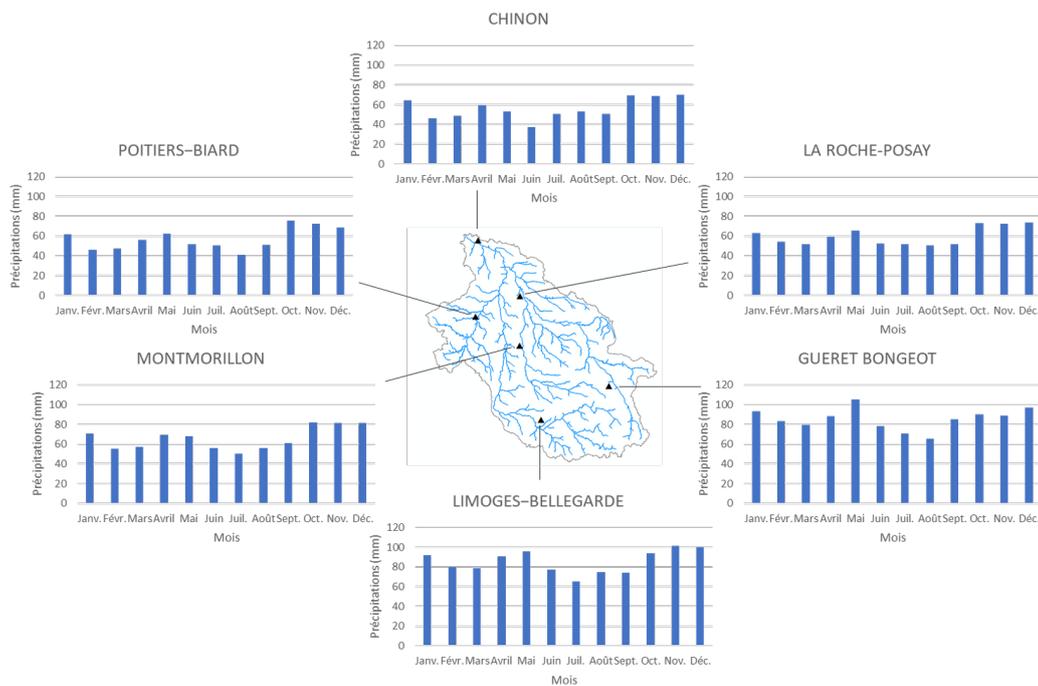


FIGURE 2.22 – Précipitations mensuelles moyennes sur la période 1981-2010 (données issues de Météo-France <https://donneespubliques.meteofrance.fr/>)

Les statistiques sur 1981-2010 donnent sur le bassin une évapotranspiration moyenne à Limoges de $841,6 \text{ mm}$ et de $817,4 \text{ mm}$ à Poitiers. Les évolutions mensuelles sont présentées dans la Table 2.2.

TABLE 2.2 – Evapotranspiration potentielle moyenne 1981-2010 (ETP Penman moyenne en mm, données issues de Météo-France (<https://donneespubliques.meteofrance.fr/>))

Station	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
Limoges	15,0	25,9	57,6	81,8	115,1	134,9	140,4	122,1	78,4	41,2	16,8	12,4
Poitiers	12,1	22,1	53,1	79,5	110,4	132,5	141,9	126,1	76,1	39,3	14,5	9,8

Données d'entrée du modèle

Le modèle SWAT nécessite des données climatiques journalières, l'outil SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie, Durand et al. (1993)), approprié pour les estimations des précipitations des bassins versants français, a été utilisé. Les informations météorologiques disponibles sont interpolées sur une grille de 8 par 8 km. Les données journalières de précipitations (mm), températures minimales et maximales ($^{\circ}\text{C}$), vitesse du vent (m.s^{-1}), humidité relative (%) et rayonnement solaire (MJ.m^{-2}) ont été utilisées. Les données étaient disponibles d'août 1958 à avril 2018.

2.5.2.2 Topographie

La Vienne et la Creuse prennent leur source sur des reliefs modérément élevés (Figure 2.23). Les pentes des têtes de bassins sont assez marquées et les vallées encaissées. En Vienne médiane, les vallées s'élargissent. La Vienne traverse les plateaux intermédiaires puis les bas plateaux du Haut Limousin (altitude de 300-400 m), puis les terres de Brandes à une altitude d'environ 40 m. Une rupture entre les pentes amont et aval est observée à la transition entre le Massif central granitique et les zone sédimentaires.

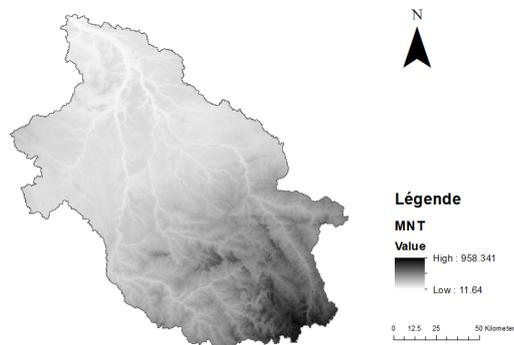


FIGURE 2.23 – Topographie du bassin de la Vienne (Modèle numérique de terrain (MNT) de résolution 25 m)

2.5. Le bassin versant de la Vienne

Données d'entrée du modèle

La topographie est déterminée à partir d'un modèle numérique de terrain avec une résolution de 25 m. Trois classes de pente ont été définies pour la définition des HRUs : 0-3%, 3-5% et >5%. La répartition des classes est présentée (Figure 2.24).

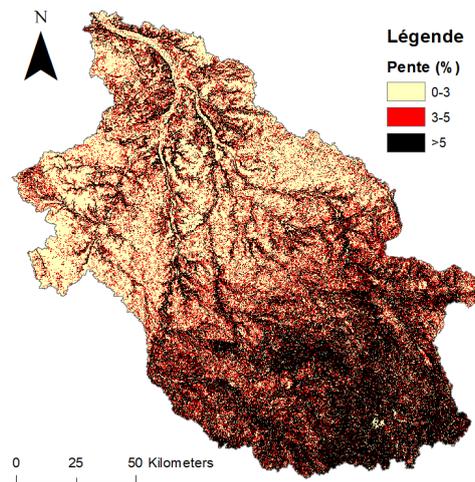


FIGURE 2.24 – Répartition des classes de pente définies avec SWAT, MNT 25 m

2.5.2.3 Hydrologie

a) Hydrologie de surface

Le réseau hydrographique est dense à l'amont du bassin du fait de la présence de terrains primaires imperméables. La densité du réseau diminue dans les terrains sédimentaires à l'aval où l'infiltration augmente. Annuellement, le régime présente deux périodes, liées à la pluviométrie, avec des hautes eaux de novembre à mai et des basses eaux de juin à octobre. Cette différenciation saisonnière est d'autant plus marquée vers l'aval. Le régime hydrologique de la Vienne est influencé par les équipements hydroélectriques. La Figure 2.25 présente les débits mesurés à la station de mesure de la Vienne à Chinon, station la plus proche de l'exutoire.

Données existantes et sélectionnées pour la modélisation

Les données de débits sont issues de l'HydroPortail (<https://hydro.eaufrance.fr/>). Le bassin comporte 112 stations (Figure 2.26). Celles-ci ne sont pas toujours en activité. Les stations sélectionnées pour le calage et la validation du modèle devaient avoir une chronique

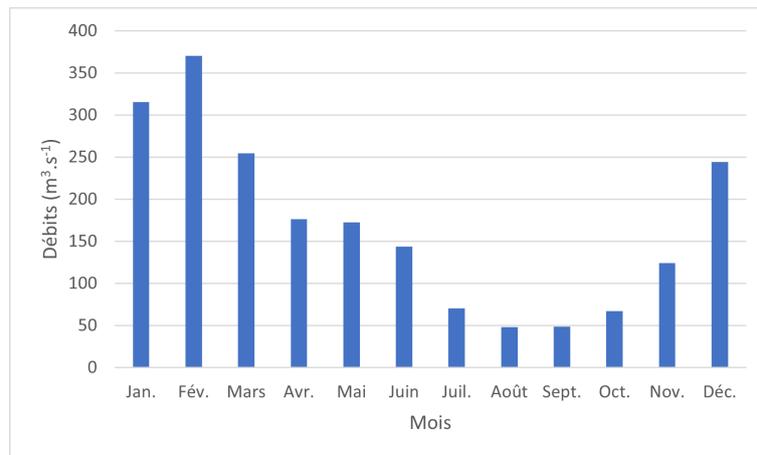


FIGURE 2.25 – Débits moyens mensuels de la Vienne à Chinon (2009-2021) (Données : <https://hydro.eaufrance.fr>)

suffisamment longue (si possible couvrir la période modélisée 1993-2017), être réparties sur tout le bassin et les principaux affluents et être situées près de l'exutoire d'un sous-bassin modélisé afin de pouvoir faire les comparaisons. De plus, les stations proches d'un point de mesure qualité d'eau ont été privilégiées. Les mesures de qualité d'eau de surface proviennent de la base de données Naiades (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>).

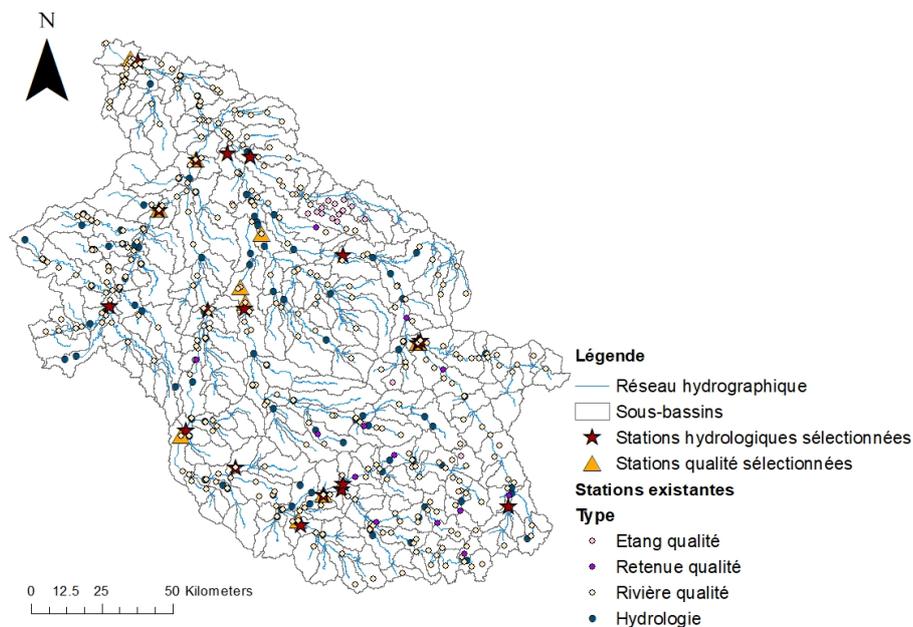


FIGURE 2.26 – Station de mesure quantité et qualité d'eau sur le bassin de la Vienne, existantes et retenues pour la calibration/validation des modèles

2.5. Le bassin versant de la Vienne

b) Géologie et Hydrogéologie

La structure géologique du bassin est composée de deux ensembles distincts, le socle cristallin en amont et des formations sédimentaires à l'aval, conduisant à des disponibilités des eaux souterraines différentes (Figure 2.27).

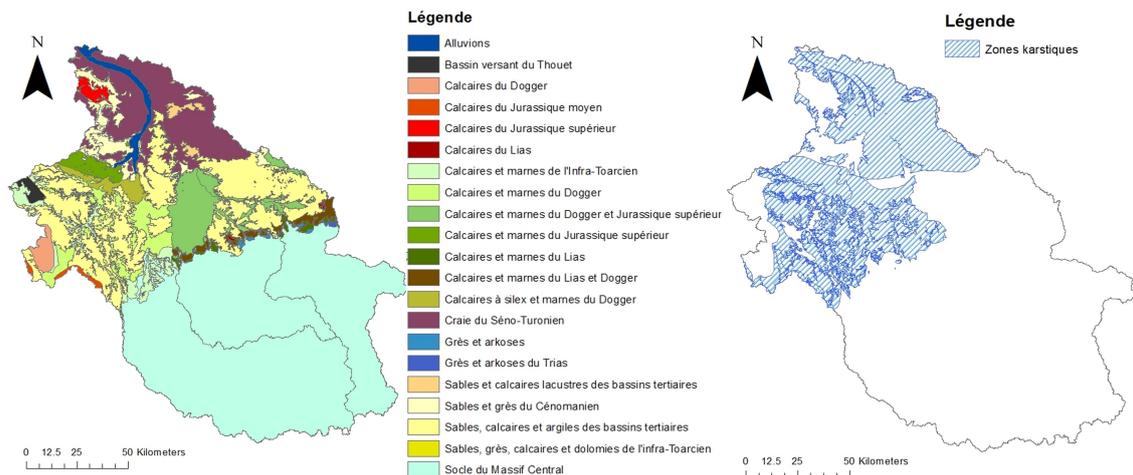


FIGURE 2.27 – Carte géologique du bassin de la Vienne (Source : référentiel des masses d'eau souterraines (<https://www.sandre.eaufrance.fr>)) et zones karstiques (Source : Base de données LISA (Limites des Systèmes Aquifères <https://bdlisa.eaufrance.fr>))

Le socle cristallin, du Massif central, est essentiellement formé de micaschistes, de gneiss et de granites. Les aquifères sont situés dans les formations arénisées de surface. Ils sont de faibles capacités, adaptés aux besoins diffus des zones rurales mais vulnérables aux périodes de sécheresse prolongées (EPTB Vienne, 2006b).

A l'aval, les formations sédimentaires sont sablo-argileuses, marneuses ou calcaires. Le réseau hydrogéologique est composé d'une dizaine d'aquifères de capacités variables. Les principaux sont :

- Dogger karstifié (production bonne) : Calcaires et Marnes. exploité pour l'alimentation en eau potable et l'irrigation ;
- Aquifère du Tertiaire multicouche (production faible et sensible aux fluctuations saisonnières) : substrat formé de calcaires, la partie supérieure est souvent karstifiée ;
- Aquifère du Cénomaniens multicouche (production faible à moyenne) : exploité pour l'alimentation en eau potable et l'irrigation ;

- Aquifère du Jurassique supérieur : calcaires argileux et marnes. exploité pour l'irrigation ;
- Aquifère du Turonien (production faible) ;
- Sables et argiles éocène de la Brenne ;
- Craie du Ceno-Turonien.

Le bassin hydrogéologique du Clain diffère du bassin topographique : plus de 50% du débit de la Dive du sud, affluent du Clain, se perd dans le Dogger karstifié et rejoint la Sèvre Niortaise (100% à l'étiage) (Bichot et al., 2005).

2.5.2.4 Pédologie et réserve utile en eau

Les sols majoritaires sur le bassin sont les cambisols, des sols bruns jeunes et fertiles, propices à l'agriculture, et les luvisols, sols épais caractérisés par l'importance des processus de lessivage vertical de particules d'argile et de fer essentiellement, avec une accumulation en profondeur des particules déplacées (Figure 2.28). Les luvisols présentent une bonne fertilité agricole malgré une saturation possible en eau dans les horizons supérieurs en hiver. L'amont du bassin contient principalement des cambisols, ainsi que des podzols en tête de bassin, (argiles dégradées par des acides organiques, signes d'acidification des sols). A l'aval, les sols majoritaires sont les cambisols et les luvisols.

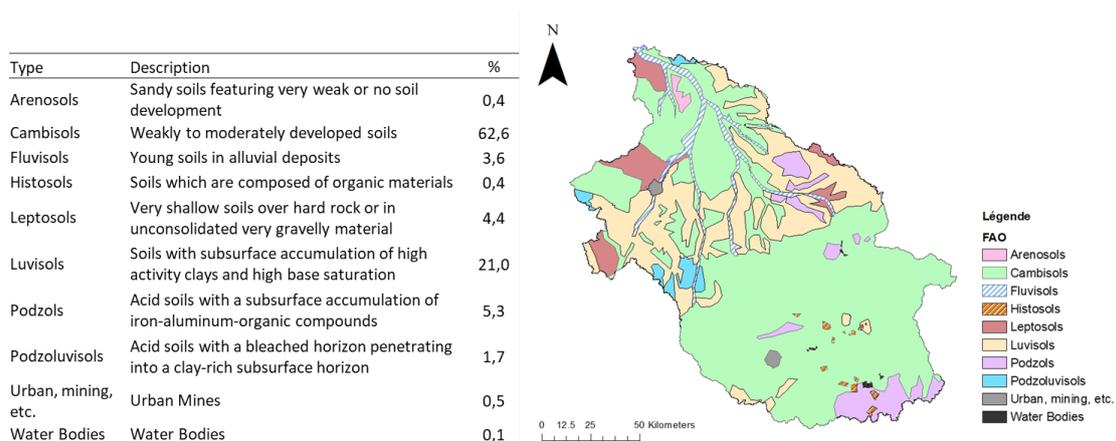


FIGURE 2.28 – Types de sol présents sur le bassin et leur pourcentage, selon la carte de la FAO (Harmonized world soil database, résolution d'environ 1 km (30 secondes d'arc par 30 secondes d'arc) (Nachtergaele et al., 2009; Wieder et al., 2014))

2.5. Le bassin versant de la Vienne

La réserve utile d'un sol est la fraction de la réserve en eau du sol qui est exploitable par la plante. C'est la quantité d'eau comprise entre la capacité au champ (quantité maximale d'eau que peut retenir un sol après ressuyage) et le point de flétrissement permanent (quantité d'eau au-dessous de laquelle la plante n'a plus accès à l'eau, car trop liée au sol). Les sols d'une grande partie de l'amont du bassin ont une réserve utile comprise entre 50 et 100 mm, de même que l'aval de la Vienne et de la Creuse (Figure 2.29). Les réserves utiles de la Vienne et de la Creuse médiane ainsi que du Clain sont plus importantes, entre 100 et 200 mm.

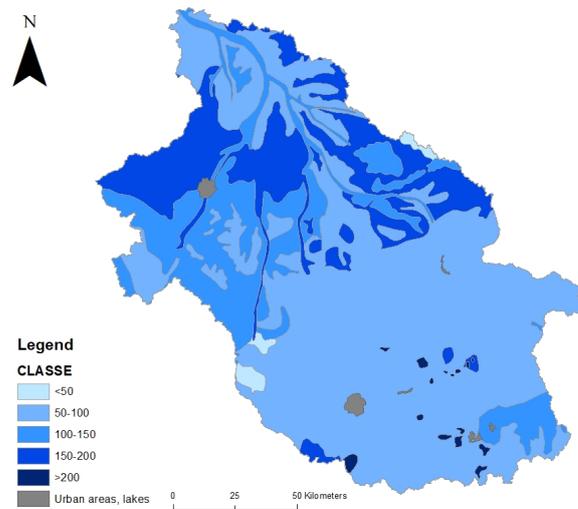


FIGURE 2.29 – Carte de la Réserve Utile en eau des sols du bassin de la Vienne (en mm), issue de la Base de Données Géographique des Sols de France (Le Bas, 2018)

Implémentation dans SWAT

La carte des sols ESDB (European Soil Data Base of Eurasia - <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/>) a été utilisée (Figure 2.30). D'une résolution de 1/1 000 000, les paramètres requis par SWAT ont été déterminés par l'unité de Service INFOSOL de l'INRA par des fonctions de pédotransfert (Grusson, 2016).

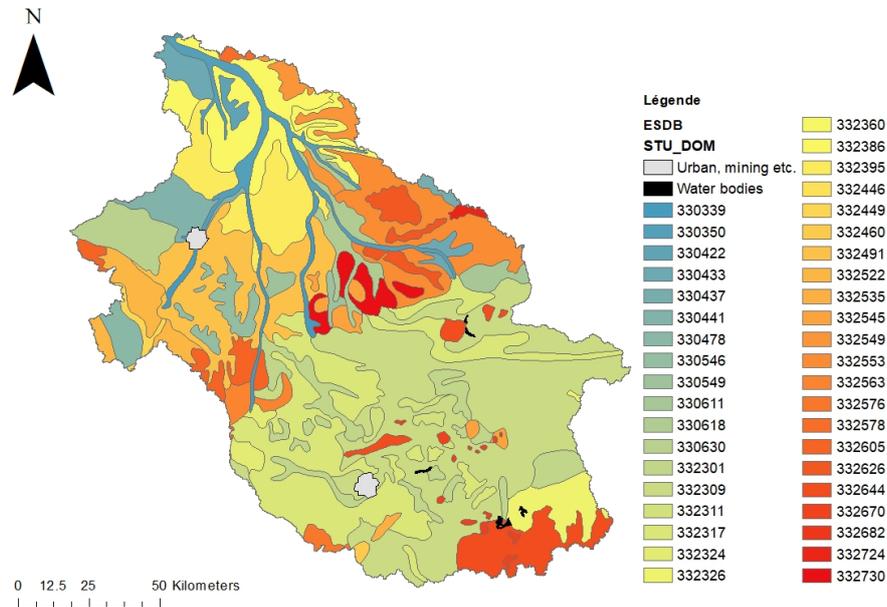


FIGURE 2.30 – Sols du bassin de la Vienne, base de données ESDB, résolution 1/1 000 000 (<http://eussoils.jrc.ec.europa.eu/>). Les nombres dans la légende correspondent à l'Unité Typologique de Sol (STU) dominante au sein de chaque Unité Cartographique de Sol (SMU).

2.5.2.5 Zones humides

Trois inventaires des zones à dominante humide ont été réalisés sur le bassin de la Vienne en 2010, 2012 et 2016, recouvrant l'intégralité du bassin (territoire du SAGE Vienne et départements de la Haute-Vienne et la Creuse, bassin de la Creuse hors région Limousin et de la Vienne Tourangelle et territoire du SAGE Clain) à partir de données (topographie, géologie, pédologie...) et de photo-interprétation d'orthophotoplans. Ces inventaires ont permis une cartographie à l'échelle 1/25 000 des zones à dominante humides supérieures à 1 000 m² (Figure 2.31). La part du bassin occupée par ces zones est évaluée à 7,5% (1 576 km²). Ce sont principalement des prairies à joncs, des formations forestières et des tourbières. Elles sont situées à proximité du réseau hydrographique. Le caractère humide au titre de la loi sur l'eau de ces zones n'est pas certifié à 100%, ces inventaires définissent des secteurs à forte probabilité de présence de zones humides. Pour l'inventaire du SAGE Vienne le caractère humide est confirmé dans 92% des cas ; le critère de « typologie » est en adéquation dans 90% des cas avec d'autres inventaires de terrain réalisés sur le territoire (EPTB Vienne, 2011).

2.5. Le bassin versant de la Vienne

Le bassin comporte deux zones humides d'importance internationale désignée au titre de la Convention de Ramsar : la zone humide de la Brenne avec une superficie de 140 000 ha et dominée par un éco-complexe prairies-étangs ; et depuis octobre 2021 la zone humide du Pinail, 923 ha, ancienne carrière de pierres meulières comportant plus de 7 500 mares et une mosaïque de landes, prairies, tourbières et boisements. Les zones humides de type masse d'eau (étangs, mares etc.) ne sont pas présentes dans la carte des zones à dominante humide.

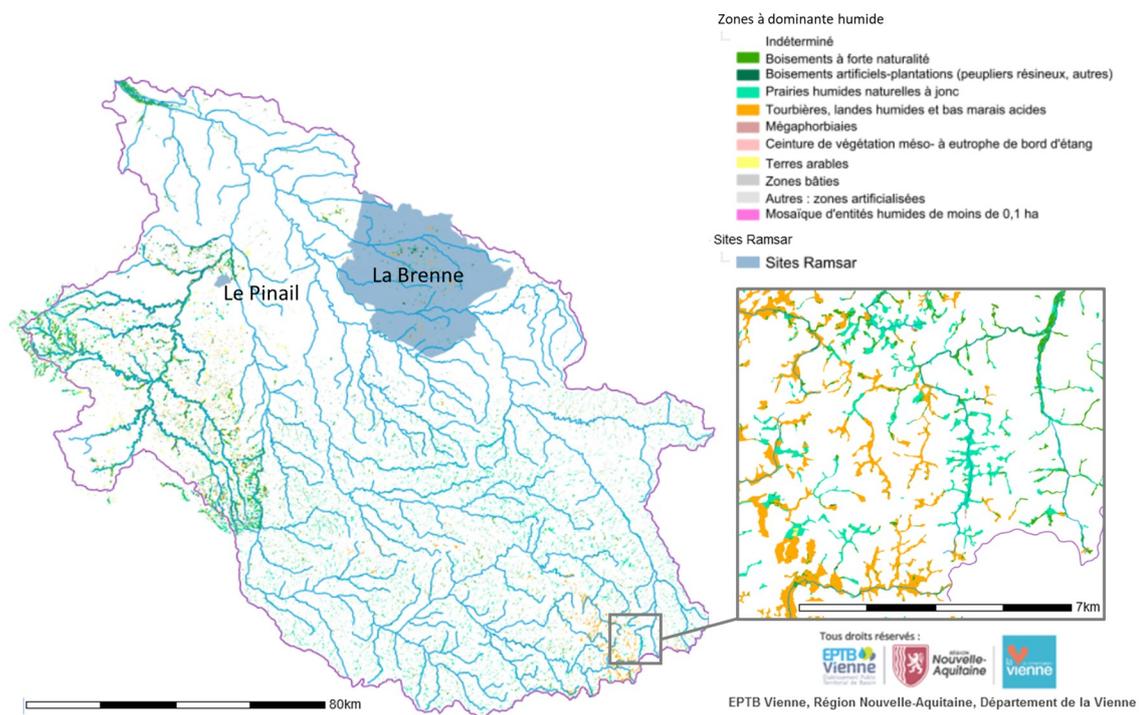


FIGURE 2.31 – Carte des zones à dominante humide du bassin de la Vienne (modifiée de https://carmen.carmencarto.fr/81/ZDH_BassinVienne_2019.map) et sites Ramsar (issus de <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/cartes-et-information-geographique/ep/ramсар>)

Implémentation dans SWAT

Les zones humides non de type masse d'eau ont été prises en compte dans le modèle en croisant la carte d'occupation du sol (base de données Corine Land Cover 2012, Agence européenne de l'environnement <https://www.eea.europa.eu/fr>, d'une résolution de 1/1 000 000) aux cartes de zones à dominante humide du bassin de la Vienne, fournies par l'EPTB Vienne. La typologie utilisée pour ces cartes comporte six grandes catégories : boisements humides ; prairies humides ; tourbières, landes humides et bas marais ; zones humides de bords

de plan d'eau ; terres arables humides et zones artificialisées humides. Seules les trois premières catégories ont été intégrées dans la carte d'occupation du sol, ces catégories étant celles présentant le plus de surface et le plus d'intérêt pour cette étude. Pour la classe « boisements humides », les paramètres de la classe « Wetland-forested » de la base de données SWAT ont été appliqués. Deux nouvelles classes ont été créées pour les prairies humides et les tourbières, non présentes dans la base de données SWAT. Les valeurs des paramètres utilisées pour ces classes ont été fixées identiques à celles de la catégorie prairies utilisée pour le modèle pour les prairies humides et "Range-Grasses" pour les tourbières. Ces paramètres concernent en grande partie la croissance des plantes, mais également le curve number, le paramètre de couverture du sol pour l'équation USLE et le coefficient de décomposition des résidus.

Les premiers tests ont montré que les HRUs définies comme humides dans le modèle n'était pas plus humides que les autres HRUs au cours de la simulation. Nous avons donc cherché à affiner les paramètres des sols, ceux-ci influençant l'humidité des sols. La résolution de la carte des sols (ESDB) est différente de celle de la carte de zones à dominante humides, les sols spécifiques aux HRUs humides ne sont donc pas nécessairement représentés. De plus, le contenu en carbone est identique pour chaque type de sol : 2% dans la première couche et 1% pour les suivantes. L'absence d'inventaires pédologiques ou de données dans la littérature sur ces zones humides ne permet pas de renseigner des valeurs connues. Le programme « Soil Water Characteristics » inclut dans le logiciel SPAW de la USDA (<https://www.ars.usda.gov/>) a été utilisé pour estimer la conductivité hydraulique à saturation, la réserve utile et la densité apparente à partir de la proportion en argile/limon/sable de la base de données ESDB et du contenu en carbone, fixé à 6%. Cela a permis de différencier les HRUs humides.

2.5.3 Influences anthropiques sur la quantité et qualité de l'eau du bassin

2.5.3.1 Occupation du sol et pratiques agricoles

73% du territoire est occupé par des surfaces agricoles et 23% par des forêts et surfaces semi-naturelles (Figure 2.32). Une différenciation amont-aval est observée. Les terrains forestiers et herbagés se trouvent principalement en amont. Les forêts sont en extension et essentiellement d'origine anthropique. Les autres milieux naturels sont des landes sèches, des

2.5. Le bassin versant de la Vienne

tourbières et des prairies humides. A l'aval, les forêts sont entrecoupées d'une majorité de parcelles cultivées. Au niveau agricole (Figure 2.32), la Vienne amont est un territoire d'élevage dominé par les cultures fourragères destinées à l'alimentation du bétail, la Vienne médiane comporte des prairies, qui correspondent aux espaces où domine l'élevage ovin, et la Vienne aval est dominée par les grandes cultures.

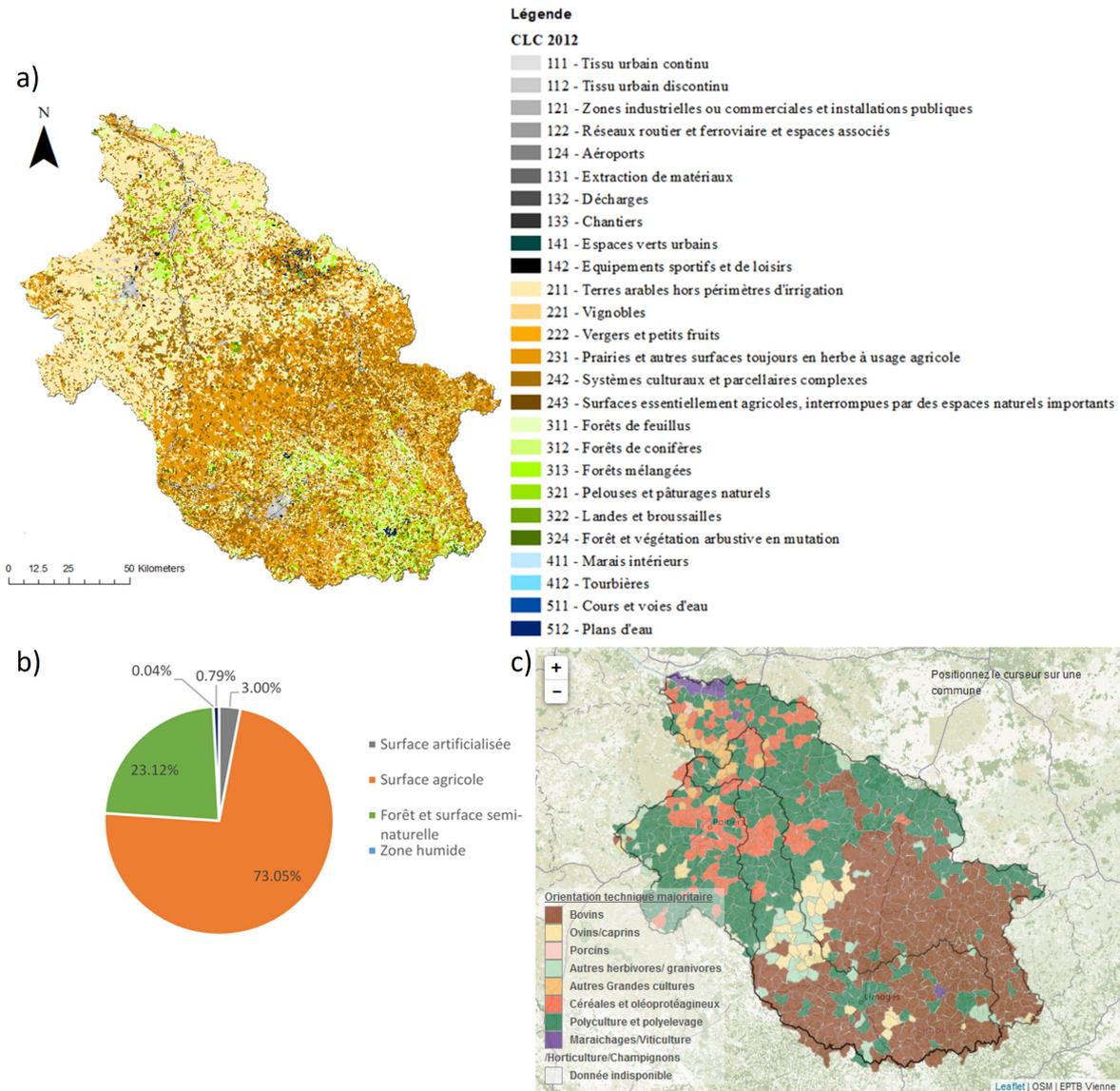


FIGURE 2.32 – a) Carte de l'occupation du sol du bassin de la Vienne (CLC 2012 <https://www.eea.europa.eu/fr>), b) pourcentages d'occupation du sol par grandes catégories (carte CLC) et c) orientation technique majoritaire (Source : RGA 2010, mis en forme par l'EPTB Vienne <http://observatoire-vienne.alwaysdata.net/>)

Implémentation dans SWAT

La base de données Corine Land Cover 2012 a été utilisée pour l'occupation du sol (CLC, Agence européenne de l'environnement <https://www.eea.europa.eu/fr>), d'une résolution de 1/1 000 000 (Figure 2.32). Cette carte a été croisée aux cartes de zones à dominante humide du bassin de la Vienne (voir paragraphe 2.5.2.5 p. 97).

Pratiques agricoles

Le modèle SWAT étant un modèle agronomique (module EPIC (Williams et al., 1984)), il permet de représenter en détail les pratiques agricoles. Il est ainsi possible de renseigner les rotations de cultures, les dates des opérations (semis, récolte, etc.), les quantités et types de fertilisants et de pesticides appliqués, l'irrigation, le pâturage, le labour et les récoltes. La carte d'occupation du sol utilisée, Corine Land Cover, ne permet pas de discriminer les cultures. L'occupation du sol « périmètres irrigués en permanence » permettant de localiser les cultures irriguées n'est notamment pas présente sur le bassin. De plus, l'échelle d'étude rend difficile l'utilisation de données précises comme le RPG (registre parcellaire graphique) et de renseigner en détail les pratiques pour chaque HRU. Il a donc été décidé d'appliquer aux HRUs agricoles la culture majoritaire sur le bassin, c'est-à-dire le blé tendre. En effet, selon les données départementales de la Statistique Agricole Annuelle, les cultures majoritaires sont le blé tendre (40%), le colza (13%), le maïs grain (13%), l'orge (12%), le tournesol (11%) et le maïs fourrage (7%). Les jachères correspondent à 5% (moyenne 2012-2016 des 8 départements du bassin de la Vienne (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste, 2017)).

Concernant l'irrigation, la majorité des cultures irriguées est située sur la partie aval du bassin (Figure 2.34). En effet, seule 0,3% de la SAU (surface agricole utile) limousine a été irriguée en 2010 (Agreste Limousin, 2014). Des cultures irriguées ont été ajoutées sur les sous-bassins où les quantités prélevées pour l'irrigation sont les plus importantes. La principale culture irriguée étant le maïs, cette culture a été choisie au lieu du blé tendre pour les HRUs agricoles de ces sous-bassins. Deux méthodes sont possibles pour l'irrigation : automatique ou manuelle. L'irrigation automatique est déclenchée en fonction de la demande en eau des plantes ou de la teneur en eau du sol, lorsque le seuil de stress défini par l'utilisateur est dépassé. Les autres paramètres à renseigner sont la source utilisée (un cours d'eau, un réservoir, un aquifère superficiel ou profond ou une source en dehors du bassin) et sa localisation ;

2.5. Le bassin versant de la Vienne

l'efficacité de l'irrigation (de 0 à 1), la quantité appliquée à chaque irrigation (de 0 à 100 mm) et le coefficient de ruissellement (0-1).

La gestion des intrants peut être faite de manière automatique ou manuelle. Dans ce dernier cas, l'utilisateur doit renseigner les dates d'apports. La méthode automatique a été choisie. Les applications de fertilisants sont générés en fonction d'un facteur de stress en azote. Les autres paramètres à renseigner sont le type de fertilisant, la quantité maximale apportée par application et annuelle, l'efficacité de l'application et la profondeur de sol impactée par le fertilisant. Les paramètres ont été ajustés afin d'obtenir des quantités appliqués et des rendements similaires à ceux du bassin (données des Statistiques Agricoles Annuelles (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste, 2017; Conseil Général de la Vienne, 2012) et du SAGE Clain (Conseil Général de la Vienne, 2012)). Les valeurs des paramètres attribuées pour les pratiques culturales sont présentées dans le paragraphe détaillant la calibration du modèle (paragraphe 2.5.6.2 p. 116).

2.5.3.2 Ouvrages hydrauliques et dérivations

Le bassin de la Vienne comporte de nombreux barrages. EDF gère notamment 25 centrales hydroélectriques et 28 barrages (<https://www.edf.fr/hydraulique-vienne-creuse>). La Maulde et le Taurion, affluents de la Vienne, comportent des chaînes de barrages (8 barrages sur la Maulde et 5 sur le Taurion), ce qui a pour conséquence des débits artificialisés sur ces rivières. Le barrage de Vassivière sur la Maulde forme l'une des plus grandes retenues artificielles de France : le lac de Vassivière. Avec une surface de 976 ha et un volume de 106 millions de m³, cette retenue est utilisée pour du soutien d'étiage : EDF doit garantir un débit moyen journalier de 13 m³.s⁻¹ à Lussac-les-Châteaux pour le refroidissement de la centrale nucléaire de Civaux. D'autre part, une côte touristique est maintenue l'été. Un réseau de barrages et de dérivations alimente la retenue de Vassivière. La Creuse possède également une chaîne de 7 barrages d'Aubusson à Argenton-sur-Creuse : le groupement d'usines d'Eguzon (Les Combes, Champsanglard, Les Chezelles, l'Age, Eguzon-Chantôme, la Roche au Moine et la Roche-bât-l'Aigue).

Implémentation dans SWAT

Les principales retenues de barrages ont été implémentées dans le projet, ainsi que les retenues dérivant de l'eau à la retenue de Vassivière (Figure 2.33), du fait du rôle de soutien d'étiage de cette retenue et de l'importance des dérivations dans les débits entrants dans la retenue de Vassivière. En effet, les débits transférés constituent 69% des entrées (pourcentage calculé sur 2008-2017 à partir des données mesurées de débits sortants de Vassivière et dérivés des retenues de Lavaud-Gelade (18%) et de Faux-la-Montagne (51%)). Ils sont donc essentiels pour bien représenter les débits en sortie de Vassivière.

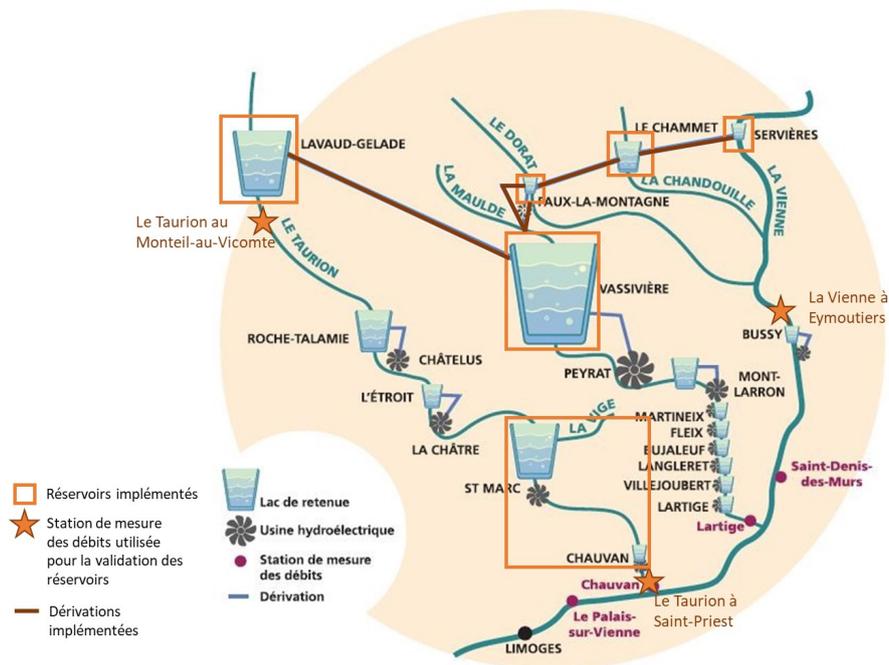


FIGURE 2.33 – Aménagements hydrauliques sur la Vienne amont implémentés dans le modèle (adapté de <https://www.edf.fr>)

Les débits journaliers sortants des retenues ainsi que les débits transférés entre les retenues proviennent de EDF DTG (Division Technique Générale), de même que les débits naturels reconstitués du Taurion à Saint-Priest-Taurion. Les trois méthodes implémentées dans SWAT pour représenter les transferts d'un réservoir ou cours d'eau à un autre réservoir ou cours d'eau (renseigner une fraction du volume d'eau dans la source transférée, un volume d'eau laissé dans la source (m^3) ou un volume transféré (m^3), voir paragraphe 2.2.3.4 p. 54) ne convenant pas aux transferts du bassin, le code a été modifié afin de prendre en compte des valeurs différentes pour chaque mois de l'année. Les transferts renseignés en entrée sont des moyennes mensuelles

2.5. Le bassin versant de la Vienne

et ne correspondent donc pas aux transferts réels effectués, mais permettent de maintenir la retenue de Vassivière à un niveau suffisant pour que les sorties de la retenue soient égales aux sorties fournies par EDF DTG. Il a été considéré que le volume des retenues dérivant de l'eau était constant : la totalité du débit entrant compris entre le débit réservé et le débit de dérivation maximal du mois défini en entrée est dérivé. Lorsque le débit entrant est supérieur au débit dérivé maximal, le surplus est déversé dans le cours d'eau sur lequel se trouve la retenue. Pour simuler cette règle de gestion simplifiée, une méthode supplémentaire de calcul des flux sortants des réservoirs a été ajoutée au code et les fichiers d'entrée des réservoirs ont été modifiés.

Les barrages de Chauvan et de Saint-Marc sur le Taurion ont un rôle de barrage démodulateur, les débits sont lissés et un débit de $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ est assuré en sortie. Ce regroupement de barrage a été implémenté dans le modèle de manière à maintenir le débit minimal en sortie mais l'effet démodulateur n'a pas été pris en compte.

Les caractéristiques des retenues implémentées dans le projet SWAT sur le bassin de la Vienne et les méthodes de sorties appliquées sont répertoriées dans la Table 2.3.

TABLE 2.3 – Caractéristiques des retenues implémentées dans le projet

Nom	Cours d'eau	Volume (10^4 m^3)	Surface (ha)	Méthodologie sorties	Destination transfert
Vassivière	La Maulde	10600	990	Débits mesurés journaliers	
Lavaud- Gelade	Le Taurion	2139	250	Volume constant*	Vassivière
Chauvan + Saint-Marc	Le Taurion	2091	155	Taux annuel moyen + débit minimal imposé	
Servières	La Vienne	15	4	Volume constant*	Le Chammet
Le Chammet	La Chandouille	675	100	Volume constant*	Faux-la- Montagne
Faux-la- Montagne	Le Dorat	135	45	Volume constant*	Vassivière
Eguzon	La Creuse	5730	312	Taux annuel moyen + limites mensuelles (débit réservé)	

*Volume constant, débit réservé garanti, déversement lorsque débit dérivé > seuil

2.5.3.3 Prélèvements des ressources en eau

Le prélèvement principal après le prélèvement par les barrages pour l'hydro-électricité est celui de la centrale de Civaux, pour le refroidissement des réacteurs. Sur les volumes prélevés, environ 39% sont évaporés (2008), le reste est rejeté dans la Vienne (EPTB Vienne, 2006b). Parmi les prélèvements restants, l'eau potable représente 49%, l'irrigation 27% et les industries 24% (Figure 2.34). Concernant l'irrigation, la majorité des cultures irriguées est située sur la partie aval du bassin. Les prélèvements pour l'irrigation sont pour les deux-tiers souterrains.

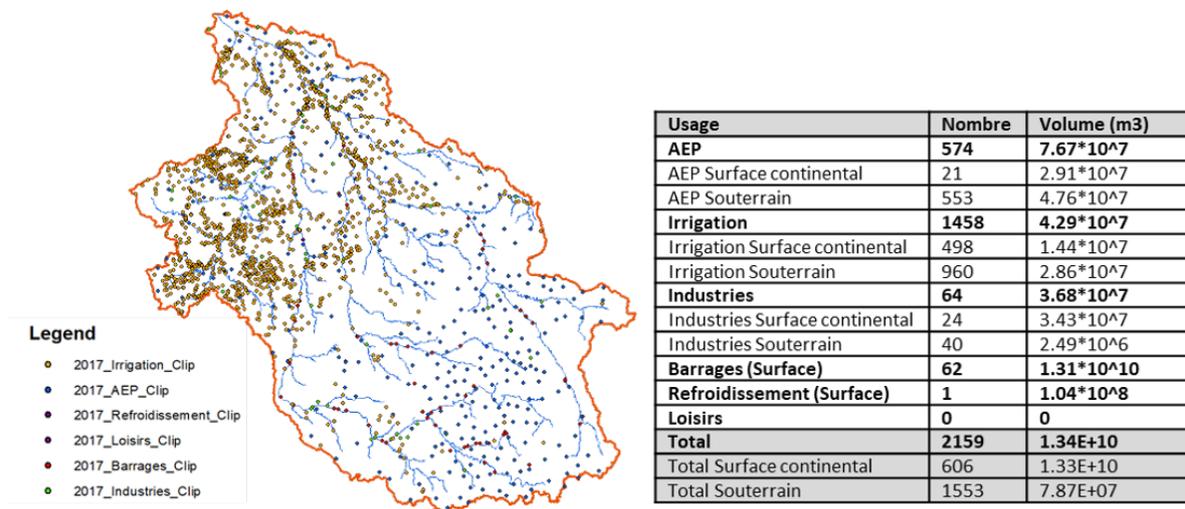


FIGURE 2.34 – Localisation des prélèvements et volumes prélevés par catégories en 2017 (Source des données : Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (<https://bnpe.eaufrance.fr>))

2.5.3.4 Assainissement

La base de données européenne UWWTD (<https://www.eea.europa.eu/>) recense une quarantaine de stations d'épuration sur le bassin (Figure 2.35). Ces stations sont celles rapportées dans le cadre de la Directive 91/271/EEC. Le Tableau de bord du bassin de la Vienne dénombre en 2010 908 stations d'épuration sur le bassin, dont 97% de capacité inférieure à 2 000 EH (équivalent-habitants). La filière de traitement "lagunes" est la plus répandue en nombre (38%), et la filière "boues activées" en équivalent-habitants (83%).

2.5. Le bassin versant de la Vienne

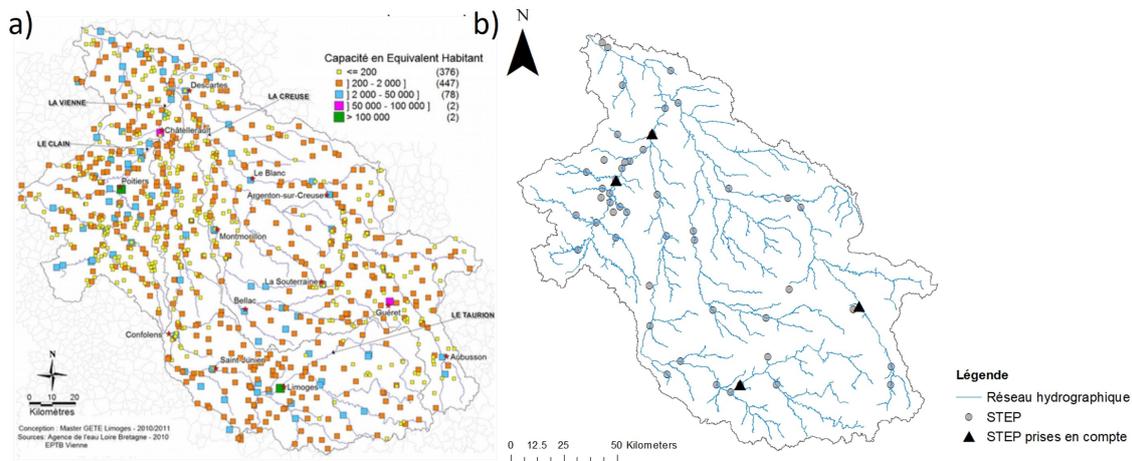


FIGURE 2.35 – Stations d'épuration du bassin de la Vienne en 2010 : a) carte issue du Tableau de bord du bassin de la Vienne (EPTB Vienne, 2011) et b) stations recensées dans la base de données UWWTD (<https://www.eea.europa.eu/>) et celles prises en compte dans le modèle

Seules celles ayant une capacité supérieure à 40 000 EH ont été prises en compte dans la modélisation : cela concerne les stations de Limoges, Poitiers, Châtelleraut et Guéret. Les caractéristiques de ces stations sont répertoriées dans la Table 2.4. Les débits rejetés, la capacité des stations et le type de traitement sont issus des données disponibles sur le site de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (<https://agence.eau-loire-bretagne.fr>). Les quantités rejetées pour les variables de la qualité de l'eau ont été estimées à partir des débits rejetés et de coefficients de rejet spécifiques à chaque variable et dépendant des caractéristiques des stations d'épuration (coefficients de Seneque 3.6, principe utilisé dans Seneque-Riverstrahler et décrit dans Ruelland et al. (2007b)). Les rejets ont été séparés en deux périodes. En effet, l'analyse des données de qualité de l'eau a montré une chute de chlorophylle a sur le bassin dans les années 2000, en même temps qu'une chute de phosphore (voir chapitre 4). Ces chutes correspondent à une amélioration des traitements dans les stations d'épuration du bassin faisant suite à la directive européenne de 1991 (EEC 1991b) imposant le traitement des formes azotées et phosphorées. Afin de représenter ce phénomène, des rejets différents ont été implémentés pour les périodes antérieure et postérieure à la rénovation, en fonction du type de traitement pré et post rénovation de la station d'épuration. Lorsqu'aucune donnée n'a été trouvée sur le type de traitement antérieur à la rénovation, le traitement "boues activées" a été appliqué.

TABLE 2.4 – Caractéristiques des stations d'épuration implémentées dans le projet (Source des données : <http://www.eau-loire-bretagne.fr>)

Nom	Milieu récepteur	Capacité (EH)	Rénovation	Traitement**	
				Ancien	Actuel
Limoges	Vienne	283 300	1998/2000	Aér.	Traitement biologique N et P
Poitiers	Clain	152 500	2003		Aér., prétraitement, nit., dénit. bio., déphos. ph.-ch. / déshy. méc
Châtellerault	Vienne	93 000	2002	Aér.	Aér., prétraitement, nit., dénit. bio., déphos. ph.-ch.
La Désirée					
Guéret	Ruisseau des	49 800	2003*		Aér., nit., dénit. bio., déphos. ph.-ch.
Les Gouttes	Chers (affluent Creuse)				

*Estimé à partir des observations

**Aér. : Aération (boue activées), nit. : nitrification, dénit. bio. : dénitrification biologique, déphos. ph.-ch. : déphosphatation physico-chimique, déshy. méc. : déshydratation mécanique

2.5.4 Quantité, qualité d'eau et problématiques sur le bassin de la Vienne

2.5.4.1 Eaux de surface

Le bassin du Clain est classé en ZRE (Zone de répartition des eaux) depuis 1994. Cela signifie qu'il y a une insuffisance quantitative chronique des ressources disponibles en eau par rapport aux besoins. Les étiages sont très prononcés, particulièrement sur les affluents (la Vonne, l'Auxance, la Clouère, le Miosson ; assecs sur l'amont de ces cours d'eau) et sur le Clain au niveau de Poitiers (EPTB Vienne (2022), communication avec l'EPTB Vienne). Ces phénomènes sont en partie naturels mais amplifiés par les prélèvements d'eaux. L'Ozon et de l'Envigne, deux affluents de la Vienne, sont également classés en ZRE.

Concernant la qualité, le bassin de la Vienne est le plus préservé des territoires Loire-Bretagne avec 30% des cours d'eau en bon état écologique et 44% en état moyen en 2017 (Figure 2.36) (<https://agence.eau-loire-bretagne.fr>). Le mauvais état est principalement dû à l'indice poissons (altération hydrologie, continuité et morphologie des cours d'eau). Quelques masses d'eau sont déclassées sur le Clain pour une concentration en nitrates supérieures à 50 mg.l⁻¹. L'Agence de l'Eau évalue également la qualité des eaux en termes de matières oxydables (oxygène dissous, taux de saturation en oxygène, DBO5 (demande biochimique en oxygène pendant 5 jours), DCO, COD, ammonium, azote Kjeldahl) : en 2013-2014 63% à 69% des stations de mesures de la Creuse sont en état "passable" ou "mauvais" contre

2.5. Le bassin versant de la Vienne

26 à 35% sur le reste du bassin de la Vienne (EPTB Vienne, 2017).

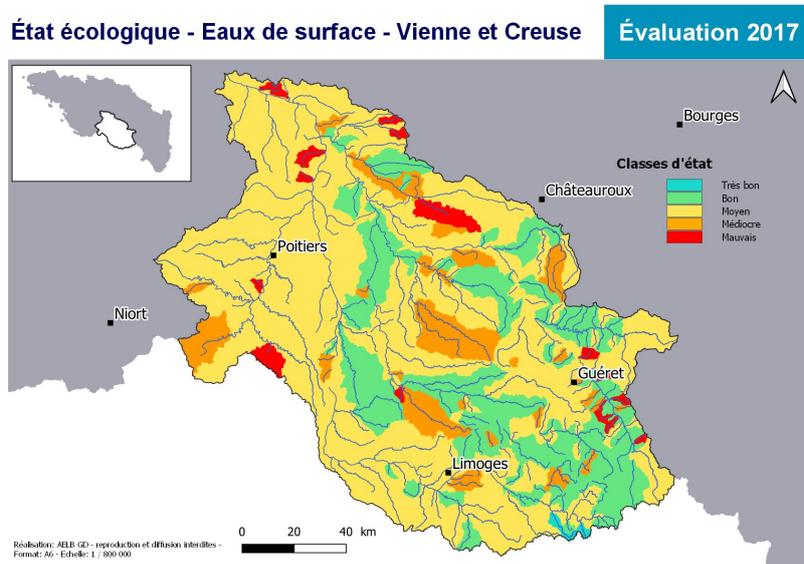


FIGURE 2.36 – État écologique des eaux de surface du bassin de la Vienne (Source : <https://agence.eau-loire-bretagne.fr>)

2.5.4.2 Eaux souterraines

En 2010, 87% des masses d'eau souterraines du bassin de la Vienne étaient classées en bon état quantitatif (EPTB Vienne, 2011). Les masses d'eau en mauvais état subissent une surexploitation de la ressource par rapport à la capacité de recharge de la nappe. Les systèmes aquifères classés en ZRE sont la nappe du Cénomaniens (parties libres et captives) et les nappes souterraines du bassin de la Vienne entre les confluences de la Blourde (affluent de la Vienne) et la Creuse. Les marnes du Dogger du bassin du Clain sont notamment en mauvais état quantitatif.

Concernant l'état qualitatif, les masses d'eau souterraines sont en bon état à l'amont mais pas celles de l'aval (Figure 2.37). La dégradation est causée par les nitrates et/ou les pesticides.

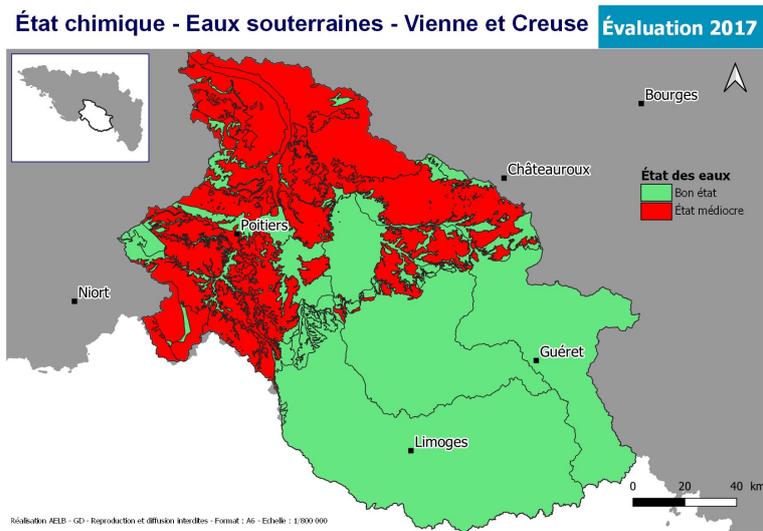


FIGURE 2.37 – État écologique des eaux souterraines du bassin de la Vienne (Source : <https://agence.eau-loire-bretagne.fr>)

Une zone vulnérable aux nitrates s'étend sur le bassin du Clain et sur celui de la Vienne aval (Figure 2.38). Un programme d'actions y est défini, comportant notamment des mesures de réduction des fuites de nitrates à appliquer par les agriculteurs.

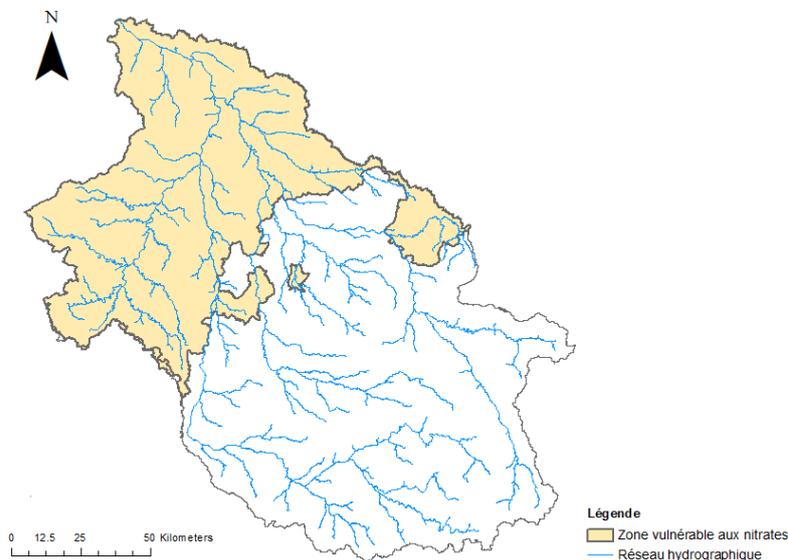


FIGURE 2.38 – Zone vulnérable aux nitrates (Source : <https://geo.data.gouv.fr>)

D'autre part, depuis 2006, l'ensemble du bassin Loire-Bretagne à l'exception du littoral vendéen est classé en zone sensible à l'eutrophisation. Les agglomérations de plus de 10 000

2.5. Le bassin versant de la Vienne

EH situées sur le bassin doivent appliquer un traitement plus rigoureux de l'azote et du phosphore.

2.5.5 Résumé des caractéristiques

Le bassin de la Vienne est caractérisé par deux zones aux caractéristiques distinctes : l'amont et l'aval. La Figure 2.39 résume les caractéristiques pour ces deux zones. L'amont du bassin, du plateau des Millevaches à Lussac-les-Châteaux pour la Vienne et au barrage d'Eguzon pour la Creuse, a un substratum géologique cristallin, le socle du Massif central, les aquifères sont de faibles capacités, le réseau hydrographique est dense et comporte de nombreux barrages. Certains de ces barrages assurent un soutien d'étiage pour le refroidissement de la centrale nucléaire de Civaux. Les occupations du sol majoritaires sont les forêts et les prairies, avec une agriculture principalement d'élevage et de cultures fourragères. A l'aval se trouve des formations sédimentaires avec des aquifères de capacités variables et des zones karstiques. L'agriculture est tournée vers les grandes cultures et une grande partie du territoire est en zone vulnérable aux nitrates. Le bassin comporte également 7,5% de zones à dominante humide et de nombreux étangs (plus de 24 500 (<https://www.eptb-vienne.fr/>)).

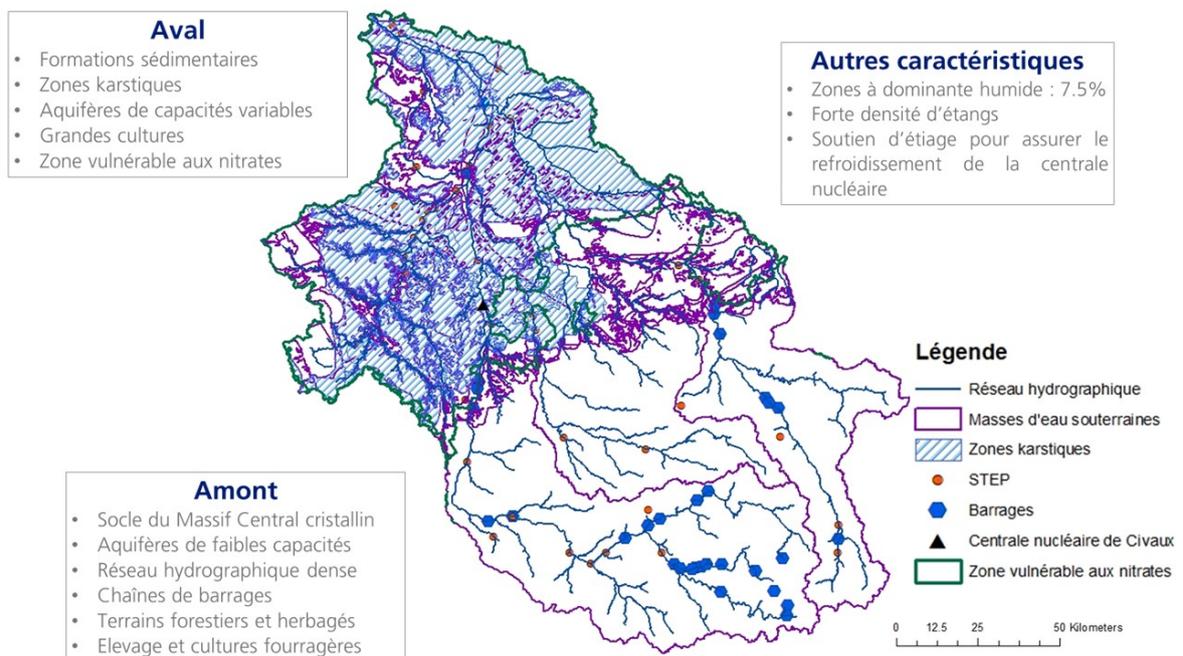


FIGURE 2.39 – Caractéristiques du bassin de la Vienne

2.5.6 Mise en place du modèle, calibration et validation

Les données climatiques sont disponibles d'août 1958 à avril 2018, permettant de mettre en place une modélisation sur toute cette période. Cependant, peu de données nécessaires à la calibration et à la validation des simulations sont disponibles sur cette période. La période de simulation choisie est 1990-2017, avec une période de chauffe de 3 ans, permettant de représenter l'état actuel. La calibration a été faite sur la période 2003-2017, période pour laquelle un plus grand nombre de données étaient disponibles dans les bases de données de quantité (Hydroportail <http://www.hydro.eaufrance.fr/>) et qualité d'eau (Naiades <http://www.naiades.eaufrance.fr/>), et la validation sur la période 1993-2002.

2.5.6.1 Seuils de délimitation des sous-bassins et de définition des HRUs

Le seuil de surface drainé à partir de laquelle il y a création d'un cours d'eau a été fixé à 3 000 ha dans l'interface ArcSWAT, de manière à ce que les sous-bassins correspondent, dans la mesure du possible, aux masses d'eau définies sur le bassin (Figure 2.40). Il est dénombré un total de 253 masses d'eau « cours d'eau » et « très petits cours d'eau » sur le bassin, mais celles-ci ne couvrent pas l'entièreté du territoire. De plus, il est recommandé d'avoir des sous-bassins de taille similaire, c'est pourquoi les sous-bassins de taille trop importante ont été découpés à nouveau. Avec ce découpage, le modèle comporte 361 sous-bassins.



FIGURE 2.40 – Sous-bassins définis avec ArcSWAT (contour gris) et masses d'eau rivière (couleurs) issues de geo.data.gouv.fr

2.5. Le bassin versant de la Vienne

Des seuils d'occupation du sol, de sol et de pente peuvent être définis lors de la définition des HRUs. Cela permet d'améliorer l'efficacité de calcul des simulations tout en conservant les caractéristiques physiques clés du bassin versant. Des seuils de 5% à 15% sont couramment utilisés, cependant, la perte de petites combinaisons d'occupation du sol/sol peut entraîner des sorties moins représentatives du bassin versant dans son ensemble (Her et al., 2015). Plusieurs seuils ont été testés. Sans seuil, le nombre de HRU est de 16 000, et le temps de calcul très important. Avec des seuils de 5%/5%/5% pour l'occupation du sol, le sol et la pente respectivement, le modèle comptabilise plus de 6 000 HRU, ce qui est encore un nombre important au vu de la taille du bassin. Les valeurs 10%/10%/10% ont été choisies car elles permettent un temps de calcul raisonnable. Le nombre de HRU est alors de 4 177. Le nombre de zones humides est par conséquent réduit, mais celles de taille importante sont conservées, ce qui permettra d'étudier leurs fonctions.

2.5.6.2 Calibration

La calibration a été faite manuellement dans un premier temps, sur la base des connaissances du bassin et des paramètres sensibles. Le logiciel SWAT-CUP (*SWAT Calibration and Uncertainty Procedure*, (Abbaspour et al., 2015)) a été utilisé pour étudier la sensibilité des paramètres, avec l'algorithme SUFI-2 (*Sequential Uncertainty Fitting*, Abbaspour et al. (2004)), en analyse "one-at-a-time" (modification des paramètres un par un) puis en modification conjointe, la sensibilité de paramètres pouvant dépendre de la valeur d'autres paramètres. Le logiciel permet d'effectuer un grand nombre de simulations en variant la valeur des paramètres par hypercube latin dans la gamme définie par l'utilisateur. La performance de chaque itération est calculée par rapport à une fonction objective choisie (NSE, KGE, R^2 etc.). La sensibilité de chaque paramètre est donnée par les indicateurs t-Stat et p-value (t-test). SWAT-CUP calcule également l'incertitude de prédiction de 95% (95PPU *Percent Prediction Uncertainty*) et indique le pourcentage d'observations compris dans l'enveloppe 95PPU (P-factor) et l'épaisseur de l'enveloppe 95PPU (R-factor). L'objectif est que la majorité des observations soit comprise dans l'enveloppe 95PPU tout en aillant une bande d'incertitude 95PPU de faible épaisseur.

a) Hydrologie

Le bassin a été découpé par grandes zones (Figure 2.41) selon les affluents principaux (Clain, Gartempe, Anglin, Petite Creuse, Taurion, Claise) et, pour la Vienne et la Creuse, selon les caractéristiques hydrogéologiques et topographiques. Pour la Vienne médiane, des plus petits affluents, la Briance et la Glane, ont également été sélectionnés pour la calibration, ces cours d'eau étant non influencés contrairement à la Vienne dont le régime hydrologique est influencé par les équipements hydroélectriques. La valeur des paramètres calibrés par zones est présentée dans l'Annexe C.

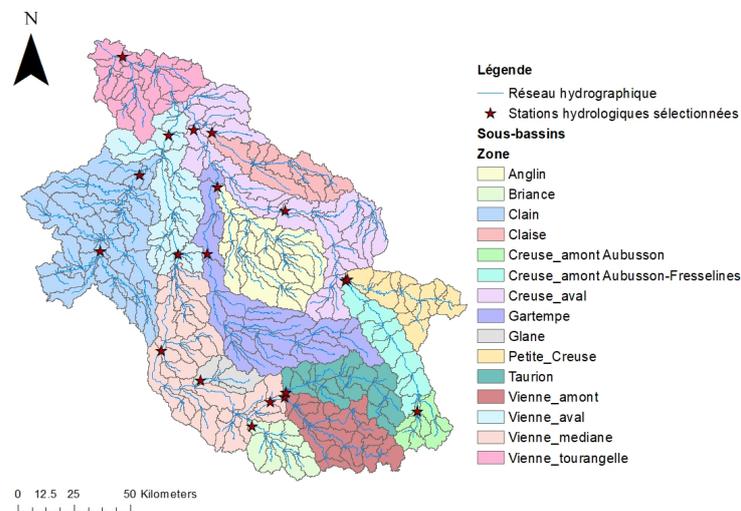


FIGURE 2.41 – Découpage du bassin effectué pour la calibration des flux hydrologiques

La première étape est la calibration du bilan hydrologique. Les lames d'eau observées et simulées sont comparées et l'évapotranspiration (ETP) est ajustée par modification des paramètres ESCO (coefficient de compensation de l'évaporation du sol) et EPCO (facteur de compensation du prélèvement par les plantes). Plus ESCO est réduit, plus le modèle peut extraire de l'eau des couches inférieures pour l'évaporation. A l'inverse, plus EPCO est réduit, moins la demande en eau des plantes peut être satisfaite par les couches inférieures.

Lorsque les volumes simulés sont corrects, le ruissellement est ajusté, sur la base des connaissances de la géologie du bassin. Le paramètre CN2, déterminant la part ruisselant et s'infiltrant, a été diminué par occupation du sol et par groupe hydrologique de sol renseigné dans la base de données sol.

2.5. Le bassin versant de la Vienne

Le flux souterrain est ensuite calibré. Les paramètres à calibrer pour ce flux sont :

- GW_DELAY : Temps de transfert de l'eau percolant du sol vers la nappe phréatique (j) (voir équation 2.9);
- ALPHA_BF : Facteur de réponse de la nappe superficielle (j^{-1}) (voir équation 2.10);
- GWQMN : Niveau de la nappe superficielle nécessaire pour que le flux souterrain contribue au débit du cours d'eau (mm);
- GW_REVAP : Coefficient de "révaporation" de la nappe : contrôle la quantité maximale d'eau de l'aquifère superficiel pouvant rejoindre la zone non saturée pour satisfaire l'ETP (adim);
- REVAPMN : Niveau de la nappe superficielle nécessaire pour qu'il y ait "révaporation" (mm);
- RCHRG_DP : Fraction de l'eau du sol qui percole en profondeur et rejoint la nappe profonde (adim);
- ALPHA_BF_D : Facteur de réponse de la nappe profonde (j^{-1})

Le programme Baseflow Filter (Arnold et al., 1995a; Arnold and Allen, 1999) a été utilisé pour décomposer les hydrogrammes mesurés à plusieurs stations du bassin et calculer la constante de récession (ALPHA_BF), indicateur de la réponse du flux d'eau de nappe à des variations de recharge.

Après une première calibration, les débits à l'étiage simulés restaient très faibles, en particulier dans les zones karstiques. Le choix a été fait de modéliser dans ces zones un aquifère superficiel avec un temps de retour rapide vers le cours d'eau et un aquifère profond avec un temps de retour lent; avec une recharge de l'aquifère profond importante (Figure 2.42), selon une méthode similaire à celle de Luo et al. (2012). Cela permet d'avoir des récessions rapides et un flux tout le long de l'étiage.

La temporalité est contrôlée par les paramètres ALPHA_BF et GW_DELAY pour le flux souterrain et par le paramètre LAT_TTIME pour le flux latéral (voir équation 2.7). Cependant, si l'utilisateur ne renseigne pas la valeur de LAT_TTIME (i.e. LAT_TTIME=0), le modèle la calcule sur la base des propriétés hydrauliques du sol, ce qui est recommandé à part si l'utilisateur est familiarisé avec les caractéristiques du bassin (Arnold et al., 2012). Pour le ruissellement, le délai pour atteindre le cours d'eau est ajusté avec le paramètre SURLAG,

coefficient de retard de l'écoulement de surface (voir équation 2.4). Pour un même temps de concentration, plus SURLAG décroît, plus de l'eau est stockée. Ce paramètre a été fixé à 1 pour l'ensemble du bassin.

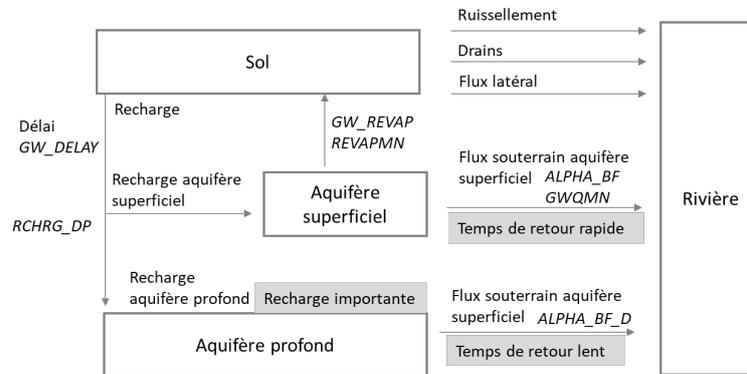


FIGURE 2.42 – Méthode utilisée pour la simulation du flux souterrain dans les zones karstiques

b) Matières en suspension

Production dans les versants

Pour ajuster la production en sédiments des versants, les paramètres à calibrer sont ceux de l'équation MUSLE (équation 2.14). Les paramètres USLE_K (facteur d'érodibilité du sol) et rock (pourcentage de fraction rocheuse) sont renseignés dans la base de données sol utilisée. La précision de ces données sol paraît satisfaisante, ces paramètres n'ont donc pas paru pertinents à calibrer. USLE_P est ajusté lorsque des pratiques agricoles réduisant l'érosion sont présentes, telles que les cultures en terrasses ou le travail du sol en courbes de niveau, ce qui n'est pas le cas dans le bassin, ou tout du moins à l'échelle d'étude. Ce paramètre n'a donc pas été modifié. De même, le paramètre USLE_C, présent dans la base de données SWAT, n'a pas été modifié, faute de données plus spécifiques. Le dernier terme de l'équation MUSLE, USLE_LS, est déterminé à partir des paramètres SLSUBBSN et HRU_SLP, respectivement la longueur de la pente et la pente moyenne. Ces paramètres sont déterminés par l'interface SIG. Selon la documentation SWAT Input/Output (Arnold et al., 2013), ce paramètre est souvent surestimé et une longueur de 90 mètres est considérée comme une très grande longueur de pente. Les valeurs attribuées par ArcSWAT sur le bassin sont : 9,15 m (<1% des HRUs) ; 15,24 m (<1% des HRUs) ; 18,29 m (1% des HRUs) ; 24,39 m (5% des HRUs) ; 60,98 m (27% des HRUs) ; 91,46 m (37% des HRUs) ; 121,95 m (29% des HRUs). Ce paramètre semble donc surestimé, mais ne s'est pas révélé sensible pour la simulation des sédiments dans les tests de

2.5. Le bassin versant de la Vienne

sensibilité effectués avec SWAT-CUP. De même pour le paramètre HRU_SLP.

Le paramètre CN2, déterminant le ruissellement, est également un paramètre très sensible pour la production de sédiments des versants. Le ruissellement intervient directement dans l'équation MUSLE et indirectement dans le calcul du taux du pic de ruissellement. Le taux du pic de ruissellement dépend également des paramètres OV_N et CH_N1 (coefficients de Manning pour les versants et pour les cours d'eau secondaires) intervenant dans le calcul du temps de concentration, et du paramètre ADJ_PKR intervenant dans le calcul de l'intensité de pluie. ADJ_PKR n'est pas sensible dans cette étude car les précipitations maximales tombant en une demi-heure n'ont pas été renseignées, ce qui a pour conséquence de rendre nul le coefficient calculé à partir de ces paramètres. OV_N et CH_N1 n'ont pas non plus été identifiés comme sensibles pour la simulation des sédiments lors des tests de sensibilité effectués avec SWAT-CUP.

Le paramètre BIO_MIN, seuil de biomasse à partir duquel il y a pâturage, ajusté pour éviter le surpâturage, a permis de réduire l'érosion importante simulée dans un premier temps dans les prairies sans seuil minimal pour le pâturage.

Dépôt et remise en suspension dans les cours d'eau

Une fois les paramètres des versants ajustés, les paramètres liés au dépôt et à la remise en suspension dans les cours d'eau sont à calibrer. Le coefficient de Manning des cours d'eau (CH_N2) est un paramètre sensible. Il a été calibré à 0,05, valeur référencée pour les cours d'eau naturels (Arnold et al. (2013), issu de Chow (1959)). Le paramètre PRF, intervenant dans le calcul du taux du débit maximal (équation 2.18), est également sensible et a été calibré à 0,5.

Dépôt dans les réservoirs

Les quantités de matières en suspension dans les réservoirs sont initialisées par défaut à 4000 mg.l⁻¹. Cette valeur est très supérieure aux valeurs mesurées dans les retenues de barrage du bassin de la Vienne. Une concentration initiale de 5 mg.l⁻¹ a été appliquée aux retenues d'Eguzon et de Lavaud-Gelade, sur la base de la moyenne des mesures dans ces retenues, et de 3 mg.l⁻¹ dans la retenue de Vassivière et les autres retenues de l'amont du bassin, sur la base de la moyenne dans la retenue de Vassivière, aucune donnée n'étant disponible pour les

autres retenues. Le paramètre RES_NSED, représentant la concentration à l'équilibre dans le réservoir et au-dessus de laquelle il y a sédimentation (voir paragraphe 2.2.3.4 p. 57) a été fixé égal à la concentration initiale.

c) Nitrates

L'objectif est d'utiliser pour les cours d'eau les processus du modèle RIVE liés au cycle de l'azote, qui ne nécessitent à priori pas de calibration. Seule la production des versants simulée par SWAT est donc calibrée.

Pratiques agricoles

Céréales

Le blé tendre, culture majoritaire sur le bassin a été appliquée aux HRUs "AGRR" du bassin, excepté dans les sous-bassins où les quantités d'eau prélevées pour l'irrigation sont les plus importantes, pour lesquels la culture de maïs a été appliquée. Les valeurs des paramètres renseignés sont présentées dans la Table 2.5. La méthode automatique a été choisie pour les applications de fertilisants et pour l'irrigation. Le paramètre AFRT_EFF simule un lessivage des fertilisants lorsqu'il est supérieur à 1. Le coefficient de percolation des nitrates (NPERCO) est souvent relevé comme sensible dans la littérature. Ce paramètre contrôle la quantité de nitrates percolant ou enlevée par le ruissellement : lorsque NPERCO est égal à 1, les quantités de nitrates ruisselant et percolant sont égales. A l'inverse, plus NPERCO approche de 0,01, le minimum, plus la quantité de nitrates dans le ruissellement est faible. La valeur par défaut, 0,2, a été conservée, des tests de valeurs plus faibles ou plus fortes n'ayant pas amélioré la simulation des nitrates dans les cours d'eau.

Prairies et élevage

Dans le Limousin, la prairie est la surface agricole dominante et le pâturage le mode d'exploitation privilégié, avec 90% des prairies pâturées (Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2022). Une opération de pâturage peut être implémentée dans SWAT. Elle simule l'élimination de la biomasse végétale et le dépôt de fumier. Les options de pâturage sont peu employées dans l'utilisation de SWAT, excepté lors de l'évaluation de cette pratique sur la quantité (Park et al., 2017) ou la qualité de l'eau (Brulebois, 2016; Sheshukov et al., 2016).

2.5. Le bassin versant de la Vienne

TABLE 2.5 – Paramétrisation de la fertilisation

Paramètre	Description	Unité	Défaut	Intervalle	Blé tendre	Maïs grain
AFERT_ID	Type de fertilisant	-	-	-	15-15-15*	15-15-15
AUTO_NSTRS	Facteur de stress en azote déclenchant la fertilisation	-	-	0-1	0,95	0,95
AUTO_NAPP	Quantité maximale apportée par application	kgN.ha ⁻¹	200	0-100	100	100
AUTO_NYR	Quantité maximale annuelle apportée	kgN.ha ⁻¹	300	0-500	200	200
AUTO_EFF	Efficacité de l'application	-	1,3	0-2,0	1,3	1,3
AFRT_SURFACE	Fraction du fertilisant appliquée aux 10 premiers mm du sol	-	0,2	0-1	0,2	0,2

*15-15-15, fertilisant contenant 15% N, 15% P et 15% K

Une opération de pâturage a été ajoutée à l'occupation du sol "PAST" du bassin. Les chargements moyens estimés sont de 1,1 UGB.ha⁻¹ pour la Creuse et la Haute-Vienne et 1,0 UGB.ha⁻¹ pour la Vienne (Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2022). Les besoins alimentaires quotidiens au pâturage sont évalués à 17,2 kg de MS.UGB⁻¹.jour⁻¹ (Programme Structurel Herbe et Fourrages en Limousin, 2013). Le paramètre BIO_EAT, renseignant la consommation moyenne de fourrage par hectare, a donc été fixé à 19 kgMS.ha⁻¹.j⁻¹. Le type de fumier (paramètre MANURE_ID) renseigné est "Beef-Fresh Manure" et le poids sec du fumier déposé quotidiennement (paramètre MANURE_KG) a été fixé à 9 kg MS.ha⁻¹.j⁻¹ sur la base de l'estimation de Brulebois (2016) adaptée à 1,1 UGB.ha⁻¹ (production d'environ 1,25 t.UGB⁻¹.mois⁻¹ de fumier et taux de matière sèche de 20%). Le nombre de jours de pâturage (GRZ_DAYS) a été fixé à 240 jours (Boithias et al., 2014b). Concernant les apports d'azote hors pâturage, plus de la moitié des prairies permanentes ne reçoivent pas d'apport, la dose moyenne épandue est alors faible : 14 kg.ha⁻¹ d'azote minéral et 17 kg.ha⁻¹ d'azote organique (en 2017) (Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2022). Trois-quarts des prairies temporaires reçoivent un apport d'azote minéral et/ou organique et les doses moyennes estimées sont 41 kg.ha⁻¹ d'azote minéral et 39 kg.ha⁻¹ d'azote organique. La distinction entre prairies permanentes et temporaires n'est pas faite dans les données d'entrées utilisées. Un apport moyen de 30 kgN.ha⁻¹ a été appliqué. Cet apport est apporté environ vers 200 degrés-jours cumulés depuis le premier janvier (<https://vienne.chambre-agriculture.fr>). Le modèle permet

de renseigner une pratique par rapport aux degrés-jours mais depuis le semis et non depuis le premier janvier. Une date fixe d'apport a donc été utilisée, le 15 février. Afin de ne pas simuler de surpâturage, le paramètre BIO_MIN (seuil de biomasse à partir duquel il y a pâturage) a été fixé à $1000 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (White et al., 2010).

Flux souterrain

Modification du code

Le modèle SWAT calcule le flux de nitrates rejoignant l'aquifère profond mais ne représente pas leur devenir dans cet aquifère. La calibration de l'hydrologie ayant amené à un flux important de l'aquifère profond vers la rivière dans certaines zones du bassin, le code a été modifié afin de prendre en compte le flux de nitrates vers la rivière associé au flux hydrologique de cet aquifère.

Paramètres calibrés

Le paramètre HLIFE_NGW (.hru ou HLIFE_NGW_BSN .bsn) représentant la demi-vie de l'azote dans l'aquifère superficiel a été fixé à 2 500 jours (défaut : 5 jours), car il y a peu de dénitrification (voir Chapitre 1 paragraphe 1.1.3.1 p. 11). La calibration de ce paramètre est discutée dans le Chapitre 6. La concentration initiale en nitrates dans l'aquifère superficiel (SHALLST_N .gw) a été calibrée par analyse des données mesurées lors des campagnes de mesures et recueillies de la base de données ADES (<https://ades.eaufrance.fr/>) et analyse de l'évolution des concentrations lors de la période d'initialisation du modèle. Elle a été fixée à $12 \text{ mgN}\cdot\text{l}^{-1}$ dans les HRUs avec une culture de maïs, $11 \text{ mgN}\cdot\text{l}^{-1}$ dans les HRUs avec une culture de blé et $1 \text{ mgN}\cdot\text{l}^{-1}$ pour les autres types d'occupation du sol. Une concentration initiale en nitrates a également été appliquée dans l'aquifère profond, de $10 \text{ mgN}\cdot\text{l}^{-1}$ pour les HRUs agricoles et $1 \text{ mgN}\cdot\text{l}^{-1}$ pour les autres HRUs.

d) Phosphore

Les quantités de phosphore minéral dans les sédiments estimées par SWAT étaient très importantes sans calibration. Le ratio d'enrichissement (voir équation 2.49 p. 75) a donc été calibré à 0,010. Les flux de phosphore peuvent également être ajustés en modifiant les données d'entrée, notamment la teneur en phosphore dans les fertilisants appliqués. Des paramètres intervenant dans le cycle du phosphore dans les sols peuvent également être calibrés tels que

2.5. Le bassin versant de la Vienne

PSP, index contrôlant l'équilibre entre les pools de phosphore minéral solution et actif, ou les paramètres intervenant dans la minéralisation des nutriments (*CMM*, *RDSCO*).

Le paramètre *GWSOLP* déterminant la concentration en phosphore soluble dans le flux souterrain a été fixé à $0,11 \text{ mgP.l}^{-1}$, valeur moyenne mesurée pour les orthophosphates dans les nappes alluviales de la Vienne aval lors des campagnes de mesures (voir le Chapitre 4) et moyenne représentative des trois cours d'eau ($0,10 \text{ mgP.l}^{-1}$ sur la Creuse, $0,12 \text{ mgP.l}^{-1}$ sur le Clain et $0,13 \text{ mgP.l}^{-1}$ sur la Vienne).

2.5.7 Campagnes de mesures en Vienne aval : données supplémentaires et compréhension du fonctionnement

Deux campagnes de mesures ont été effectuées au cours de cette thèse sur l'aval du bassin. Les objectifs étaient (1) d'obtenir des données supplémentaires pour la calibration du modèle SWAT-RIVE et (2) d'étudier plus en détail et de comprendre le fonctionnement de cette zone du bassin et notamment les interactions nappes-rivières.

2.5.7.1 Zone et périodes d'étude

La première campagne de mesures a été effectuée en période d'étiage (du 26 au 30 juillet 2021) et la deuxième en moyennes eaux (du 29 novembre au 3 décembre 2021). Des prélèvements ont été faits dans les cours d'eau Vienne, Creuse et Clain, à l'aval du bassin, zones où sont situées les nappes alluviales (Figure 2.43), et dans la nappe d'accompagnement.

Les prélèvements ont été faits de Lussac-les-Châteaux à Chinon pour la Vienne (110 km), de Chasseneuil-du-Poitou à la confluence avec la Vienne pour le Clain (21 km) et de la Roche-Posay à la confluence avec la Vienne pour la Creuse (41 km). Au total, 32 points de mesures d'eau de surface ont été prélevés (dont 3 répliqués) et 14 points de mesures d'eau souterraine (Figure 2.43). Pour les échantillons d'eaux souterraines, les points recherchés sont les puits ou forages situés dans la nappe d'accompagnement. La délimitation entre nappe d'accompagnement et première terrasse est observée par une élévation. Les points identifiés au préalable étant inaccessibles, les prélèvements ont été effectués chez des particuliers, des

points d'irrigation ou des fontaines ou bassins de drainage de la nappe.

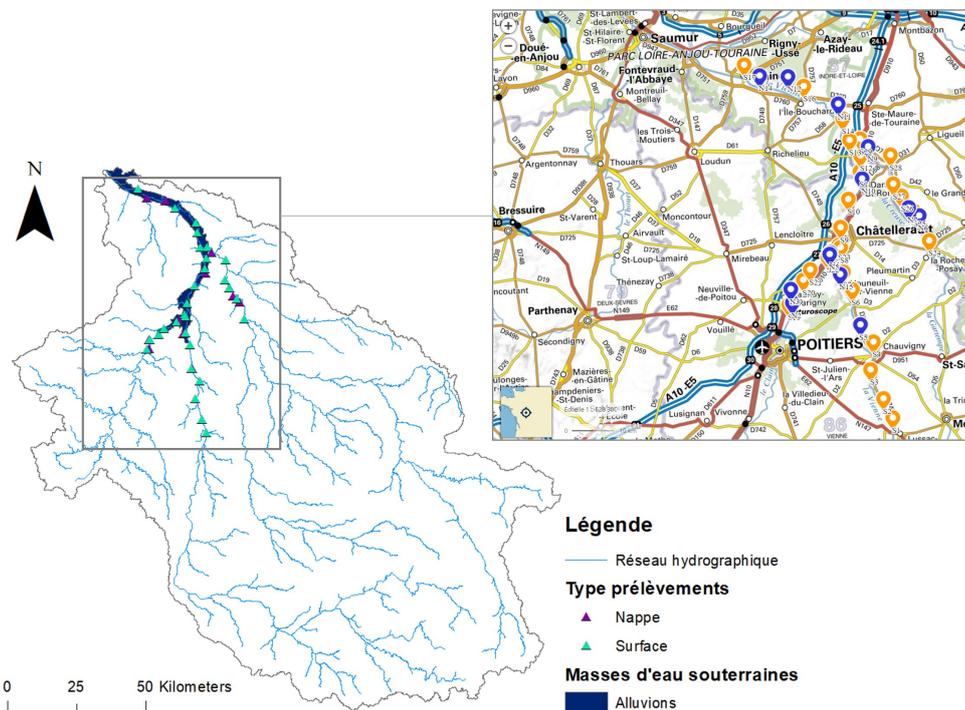


FIGURE 2.43 – Nappe alluviale du bassin de la Vienne (données du référentiel des masses d'eau souterraines <https://www.sandre.eaufrance.fr>) et localisation des points de prélèvements (vert/orange : surface, violet/bleu : nappe)

2.5.7.2 Protocoles

a) Prélèvements et filtrations

Les protocoles d'échantillonnage et de filtrations sont résumés dans la Figure 2.44. Les échantillons d'eau de surface ont été prélevés avec un seau lancé depuis un pont et dans le chenal principal du fleuve. Pour les puits des particuliers, le niveau d'eau est mesuré avec une sonde piézométrique et l'eau est ensuite pompée avec une pompe électrique. Pour les fontaines et bassins de drainage, ou les points d'irrigation avec pompe, l'eau est prélevée directement à la sortie. Les paramètres potentiel red-ox, pH, oxygène, température et conductivité ont été mesurés in-situ avec des sondes multiparamètres, afin d'éviter toute altération liée au transport. Les échantillons sont ensuite filtrés, exceptés ceux pour la mesure d'alcalinité qui est faite sur l'eau brute, et mis en flacons. Les filtres utilisés sont en nitrocellulose (GF/F 0,45 µm), pré-pesés et brûlés pour le COP (carbone organique particulaire) et les MES (dont

2.5. Le bassin versant de la Vienne

le filtrat est récupéré pour la mesure de COD (carbone organique dissous). Les filtres sont brûlés afin d'éliminer toute trace de carbone. Un litre d'eau est filtré pour les filtres servant aux analyses de MES et de chlorophylle a, et 250 ml pour les filtres utilisés pour le COP. De l'acide chlorhydrique est ajouté aux échantillons utilisés pour mesurer le COD. Pour la chlorophylle a, l'extraction ne pouvant être faite dans les 12h suivant le prélèvement, les filtres sont conservés à -20°C, entourés d'aluminium pour ne pas être exposés à la lumière. Les autres échantillons sont conservés dans une glacière puis une chambre froide avant analyse à la Plateforme d'Analyses Physico-Chimiques (PAPC) du Laboratoire d'Écologie Fonctionnelle et Environnement (<https://chemicalanalysis.cnrs.fr/>).

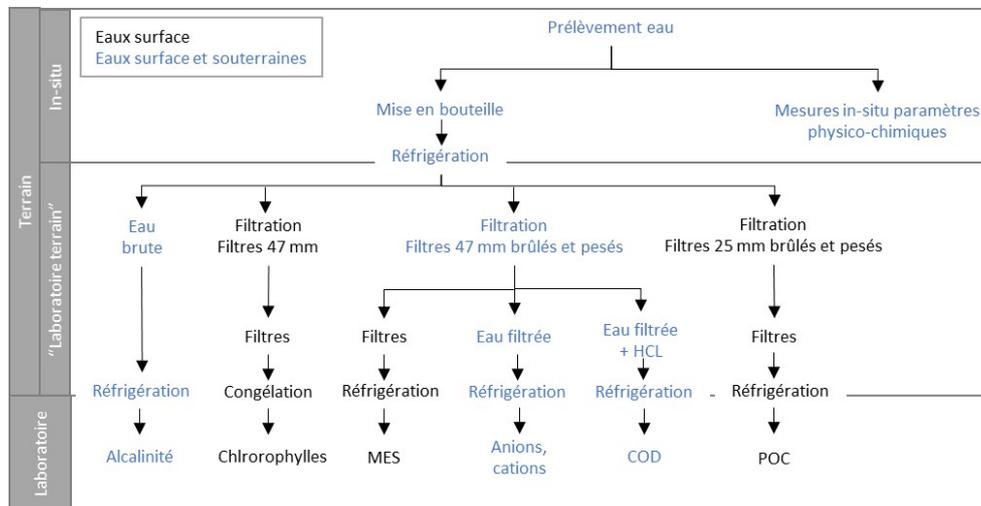


FIGURE 2.44 – Protocole des prélèvements

b) Analyses

Pour obtenir la concentration en MES, les filtres sont séchés à 105 °C pendant 24 heures puis pesés à nouveau.

Les autres analyses sont faites par le PAPC. La silice dissoute est déterminée par colorimétrie en flux continu par l'appareil Flow Solution IV (Alpkem). Les anions et cations majeurs par chromatographie ionique Haute Performance (ISC-5000+ et DX-120 (Dionex)). Les concentrations en chlorophylles sont déterminées par la méthode trichromatique SCOR-UNESCO et un appareil Uvi Light XT5 (SECOMAM). L'échantillon d'eau est homogénéisé avant puis filtré sur une membrane afin d'isoler et de concentrer le plancton végétal. L'ex-

traction des pigments se fait par de l'acétone à 90 % (V/V). Les mesures d'absorbance de l'extrait sont dosées à des longueurs d'ondes spécifiées. La chlorophylle a est quantifiée sur son pic d'absorption à 663 nm, la chlorophylle b sur son pic d'absorption à 645 nm et la chlorophylle c sur son pic d'absorption à 630 nm. Pour l'alcalinité, l'appareil de mesures est un METROHM 716 DMS Titrino et la technique utilisée la méthode potentiométrique. L'alcalinité mesure la concentration totale de carbonates, bicarbonates et hydroxydes. Elle est exprimée par le TAC (Titre Alcalimétrique Complet), en degré français (°f).

2.5.7.3 Bilan ionique

Les sommes des anions et des cations majeurs ont été comparées, en équivalent par litre, afin de vérifier les erreurs d'analyse. Une grande différence signifie qu'une espèce a été mal estimée ou non prise en compte. Les cations majeurs sont le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+), les anions majeurs, les bicarbonates (HCO_3^-), les chlorures (Cl^-) et les sulfates (SO_4^{2-}). Les sommes des anions et des cations sont également proportionnelles à la conductivité. La conductivité est donc indicatrice de pollutions, de zones de mélanges, d'infiltrations.

2.6 La Garonne de Toulouse à la retenue de Malause

Le bassin de la Garonne a été utilisé pour valider le couplage du modèle SWAT-RIVE, les connaissances et les données nécessaires étant disponibles sur ce bassin, contrairement au bassin de la Vienne, peu étudié concernant les processus biogéochimiques. Cette partie décrit la zone du bassin étudiée et les données utilisées.

2.6.1 Description générale

Le bassin versant de la Garonne est situé dans le Sud-Ouest de la France. La Garonne prend sa source dans les Pyrénées espagnoles et rejoint l'océan Atlantique au niveau de l'estuaire de la Gironde. L'aval de la Garonne étant influencé par les marées, l'exutoire du bassin considéré

2.6. La Garonne de Toulouse à la retenue de Malause

pour l'étude est Tonneins (50 414 km², 91% du bassin total). Les affluents principaux sont le Lot et le Tarn.

Le modèle SWAT-RIVE a été implémenté sur tout le bassin de la Garonne, cependant seule une partie a été étudiée pour la validation du modèle couplé : la section de la Garonne entre la ville de Toulouse et la retenue de Malause (Figure 2.45). Cette section d'une longueur de 89 km a été choisie car elle a fait l'objet de nombreuses campagnes de mesures et modélisations numériques.

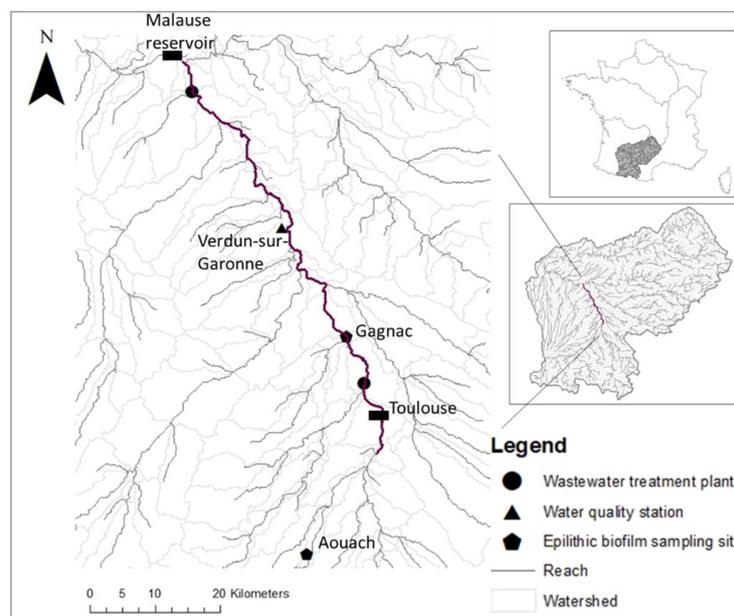


FIGURE 2.45 – Localisation du bassin de la Garonne et du tronçon étudié entre Toulouse et la retenue de Malause (89 km environ)

2.6.2 État des connaissances sur le tronçon Toulouse-Malause

Cette section de la Garonne est nommée la Garonne « débordante » : elle est constituée d'une plaine alluviale dissymétrique, avec des terrasses fluviales en rive droite et une zone hyporhéique importante (Peyrard, 2008; Bernard-Jannin et al., 2017). Il n'y a pas d'affluents majeurs dans cette zone. Le débit annuel moyen est de 200 m³.s⁻¹ à Verdun-sur-Garonne, la pente est de 0,1%, la largeur moyenne 100 m et la profondeur 1 m (Améziane et al., 2003). Le régime de la Garonne dans cette zone est caractérisé par deux périodes de crues (février et mai)

et un étiage d'août à septembre. La Garonne présente dans cette zone de nombreux méandres ainsi qu'une succession de radiers et de mouilles (Simeoni-Sauvage, 1999), zones d'érosion et de sédimentation. A l'étiage, les sédiments sont retenus dans les radiers (Bonvallet Garay et al., 2001).

Le lit de la rivière est composé de galets, sur lesquels se développe le biofilm épilithique, source d'échanges d'azote et de phosphore avec la colonne d'eau (Bonvallet Garay et al., 2001; Teissier et al., 2008). Les faibles turbidité et profondeur sont en effet favorables au développement du biofilm épilithique, qui se détache lors de forts courants ou lorsque sa biomasse devient trop importante (Eulin and Le Cohu, 1998; Améziane et al., 2003; Boulêtreau et al., 2006).

Les eaux usées de la ville de Toulouse (1 million d'habitants) sont rejetées dans cette section de la Garonne, notamment les sorties de la station d'épuration de Toulouse Ginestous, de capacité 570 500 équivalent-habitants (capacité nominale : 950 000). Ces rejets augmentent les quantités moyennes d'azote et de phosphore dans la Garonne : Muylaert et al. (2009) a observé un doublement des concentrations en azote inorganique dissous et en phosphore soluble réactif entre l'amont de Toulouse et l'aval en 1992-1993, selon les mesures de Bonvallet Garay et al. (2001), 59 à 67% des apports de phosphore à l'aval de Toulouse en 1999 proviennent de la station d'épuration.

Cette section de la Garonne a été grandement étudiée notamment dans le cadre du projet GIS ECOBAB (Delmas et al., 1999). Plusieurs études et travaux de thèse ont porté sur le fonctionnement de ce tronçon. Améziane (2000) a étudié les dynamiques du phytoplancton et des algues benthiques par des campagnes de mesures, de même que Tekwani et al. (2013); Eulin (1997) les communautés de diatomées épilithiques; Boulêtreau (2007) la croissance et le détachement du biofilm épilithique, par mesures et modélisation; Lyautey (2005) les communautés bactériennes de biofilm et Majdi (2011) la méiofaune du biofilm épilithique (à l'amont de Toulouse). Concernant les nutriments, Simeoni-Sauvage (1999) a développé un modèle hydrobiogéochimique représentant le transport et le cycle de l'azote à l'étiage estival, Bonvallet Garay et al. (2001) a étudié le devenir du phosphore, Teissier (2001) du nitrate et Muylaert et al. (2009) de la silice. Mamoudou (2008) les transferts le long du continuum fluvial de Toulouse à Malause de matières en suspension, de carbone organique dissous et

2.6. La Garonne de Toulouse à la retenue de Malause

particulaire, de phytoplancton, de phosphore total dissous, d'azote organique dans les MES et d'azote total dissous et de silice dissoute. Cette zone a également été étudiée pour les échanges nappes-rivières au niveau de la plaine alluviale de Monbéqui, par mesures et/ou modélisation (Peyrard, 2008; Sánchez-Pérez et al., 2003; Sun, 2015; Bernard-Jannin, 2016) et Iribar et al. (2008) a étudié les communautés bactériennes dénitrifiantes au sein de cet aquifère alluvial.

2.6.3 Données utilisées

Le projet SWAT utilisé a été implémenté et calibré par Cakir et al. (2020c); Cakir (2020). Les données d'entrées, de calage et de validation utilisées pour ce projet sont récapitulées dans la Table 2.6.

Des données supplémentaires ont été utilisées pour le modèle RIVE. En plus des nitrates, les concentrations disponibles pour les autres variables de qualité d'eau ont été recueillies dans la base de données Naiades (<http://www.naiades.eaufrance.fr>) : matières en suspension, chlorophylle a, nitrites, ammonium, orthophosphates, silice dissoute, oxygène dissous et carbone organique particulaire et dissous. Concernant le carbone organique particulaire et les matières en suspension, les mesures journalières sur la Save, affluent de la Garonne, de janvier 2008 à juin 2009 de Oeurng et al. (2011) ont complété le jeu de données.

Des sources ponctuelles supplémentaires ont été ajoutées au projet. Dans le projet initial, les agglomérations de plus de 50 000 habitants avaient été retenues comme sources ponctuelles (seuil considéré comme ayant un impact significatif sur les flux de nitrates dans la Garonne (Tisseuil et al., 2008; Tockner et al., 2009)). Pour RIVE, les rejets des stations d'épuration ont un rôle important dans l'ensemencement de bactéries nitrifiantes (Brion and Billen, 2000), et celles-ci contrôlent les taux de nitrification. Les plus grandes stations d'épuration dans ou à l'amont du tronçon ont donc été implémentées (Figure 2.46). Les débits et les quantités rejetées de matières en suspension, nitrates, nitrites, ammonium et phosphore total sont disponibles sur le site de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (<http://www.adour-garonne.eaufrance.fr/>). Pour les autres variables de RIVE, les quantités rejetées ont été estimées à partir de la capacité de la station d'épuration (en équivalent habitant) et de charges spécifiques par

habitant dépendant du type de traitement (coefficients de Seneque 3.6, principe utilisé dans Seneque-Riverstrahler et décrit dans Ruelland et al. (2007b)).

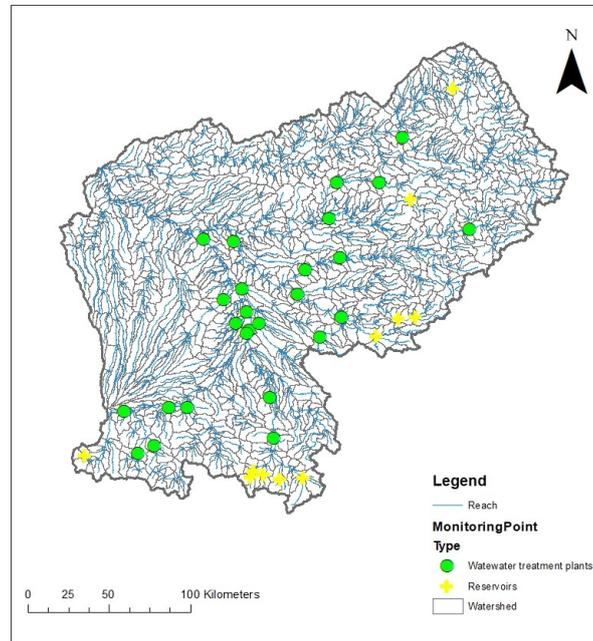


FIGURE 2.46 – Stations d'épuration prises en compte dans le modèle. Les retenues de barrages implémentées par Cakir et al. (2020b) sont également représentées

Les données de biomasses de biofilm épilithique utilisées pour valider l'implémentation dans SWAT-RIVE du modèle de biofilm sont issues de la campagne de mesures de Boulêtreau et al. (2006). Le jeu de données comporte une mesure par semaine de juillet 2001 à février 2002 et des mesures plus dispersées (0, 1 ou 2 mesures par mois) jusqu'en novembre 2002.

2.6. La Garonne de Toulouse à la retenue de Malause

TABLE 2.6 – Données utilisées dans le projet SWAT sur le bassin de la Garonne (traduit et modifié de Cakir et al. (2020c)) et données supplémentaires utilisées pour la validation du modèle couplé SWAT-RIVE

Type	Sources		Résolution		Description
	Spatiale	Temporelle	Spatiale	Temporelle	
<i>Modèle SWAT (Cakir et al., 2020c)</i>					
MNT	Global Digital Elevation Model V2 (NASA, https://1pdaac.usgs.gov/)	90 m	Statique, basée sur 2011	Grille de résolution de 20 m dérivée de la carte des courbes de niveau 1 :10 000	
Occupation du sol	Corine Land Cover 2012 (https://www.eea.europa.eu/fr)	100 m	Statique, basée sur 2012	Carte d'occupation des sols	
Sol	Harmonized world soil database (Nachtergaele et al., 2009; Wieder et al., 2014)	1 km	Statique, basée sur 2012	Base de données matricielle de 30 secondes d'arc comprenant plus de 16 000 unités pédologiques différentes, combinant les mises à jour régionales et nationales existantes d'informations sur les sols, telles que la base de données européenne des sols (ESB) et la carte numérique des sols du monde de la FAO-UNESCO	
Climat	SAFRAN – Météo France (https://donneespubliques.meteofrance.fr/)	8 km	Journalier (2000–2010)	Précipitations, température (min., max.), rayonnement solaire, humidité, vitesse du vent journaliers	
Rejets urbains	UWWTP – EUDB (https://ec.europa.eu/) (91/271/EEC)	Points vectoriels	Annuel (2010)	Volume annuel des rejets des stations d'épuration et quantité de pollution produite par l'agglomération	
Pratiques agricoles	AGRESTE (http://agreste.agriculture.gouv.fr/); projets Life Concert'Eau (2006–2009) et Aguaflash (Jarry, 2009)	Régional	Annuel (2017)	Quantité et calendrier d'application des engrais, informations sur la plantation et la récolte	
Irrigation	CACG (https://www.cacg.fr/fr/)	Régional	Journalier (2016)	Quantités appliquées	
Gestion des barrages	EDF (projet REGARD-RTRA/STAE)	Points vectoriels	Annuel (1923–2017)	Gestion des barrages de onze réservoirs dont le volume varie entre 0,3 km ² et 10,2 km ²	
Débit	Banque Hydro (http://www.hydro.eafrance.fr/)	Points vectoriels	Journalier (1921–2010)	20 stations de mesures	
Nitrate (eaux de surface)	Agence de l'eau (http://adour-garonne.eafrance.fr/)	Points vectoriels	Ponctuel (1990–2010)	N-NO ₃ ⁻ dans les eaux de surface à 15 stations de mesures	

Table 2.6 – suite

Type	Sources	Résolution		Description
		Spatiale	Temporelle	
Rendements	France : Statistiques nationales (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste, 2017)	Régional	Annuel (2017)	Productions annuelles en tonnes par an
<i>Modèle RIVE</i>				
Nutriments, chlorophylle a, oxygène, COD, COP, MES	Base de données Naiades (http://www.naiades.eaufrance.fr)	Verdun-sur-Garonne	Ponctuel (2000-2010)	Concentrations en NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , O_2 , PO_4^{3-} , SiO_2^- , chlorophylle a, COD, COP, MES à une station de mesures, une fois par mois
COP, MES	(Oeurng et al., 2011)	Save	2008-2009	Mesures journalières
Biofilm épithique	(Boulétreau et al., 2006)	Aouach et Gagnac	Ponctuel	2 sites de mesures, 1 campagne (2001-2002) : 1 mesure par semaine de juillet 2001 à février 2002 puis 0, 1 ou 2 mesures par mois jusqu'en novembre 2002

2.6. La Garonne de Toulouse à la retenue de Malause

2.6.4 Calibration et validation

La méthodologie de la calibration du modèle SWAT est détaillée en détail dans Cakir et al. (2020c). Le modèle a été calibré sur la période 2000-2010 et validé sur 1990-1999 avec une période de chauffe de 3 ans, pour l'hydrologie (Figure 2.47), les matières en suspension et les nitrates (Figure 2.48).

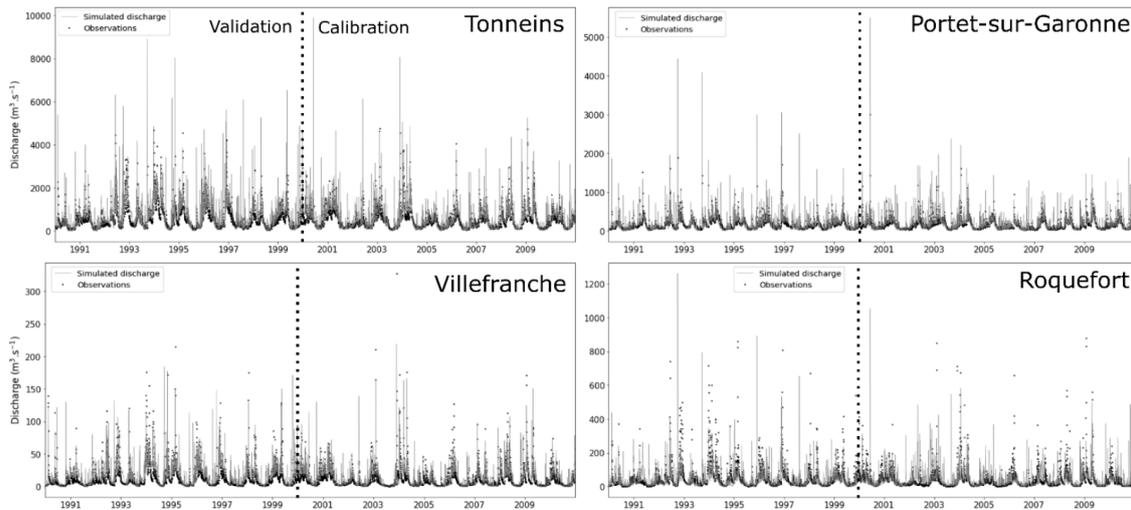


FIGURE 2.47 – Débits simulés avec SWAT et observés de la Garonne à Tonneins, Portet-sur-Garonne et Roquefort, et de l'Aveyron à Villefranche-de-Rouergue (Cakir et al., 2020b)

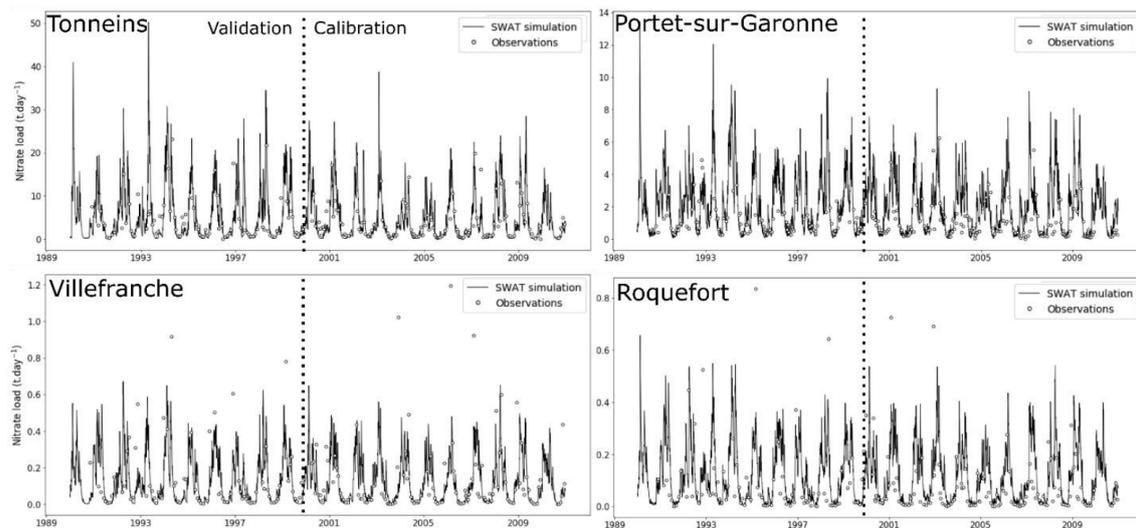


FIGURE 2.48 – Flux de nitrates simulés avec SWAT et observés de la Garonne à Tonneins, Portet-sur-Garonne et Roquefort, et de l'Aveyron à Villefranche-de-Rouergue (Cakir et al., 2020b)

La validation du modèle couplé SWAT-RIVE a été faite sur la période 2000-2010, avec une période de chauffe de 3 ans (1997-1999). Les mesures de la station de la Garonne à Verdun-sur-Garonne ont été utilisées. RIVE ne nécessite à priori pas de calibration. Cependant, le paramètre de vitesse de chute de la matière organique particulaire a été modifié, car il apparaissait élevé par rapport à la composition de la matière organique particulaire de la Garonne. De plus, les apports diffus de phosphore n'avaient pas été calibrés dans le projet SWAT de Cakir et al. (2020c). Nous avons donc calibré les apports diffus de phosphore minéral calculés par SWAT pour la simulation SWAT-RIVE. De même que pour le bassin de la Vienne, les quantités de phosphore minéral dans les sédiments estimées par SWAT étaient très élevées sans calibration. Le ratio d'enrichissement (voir équation 2.49 p. 75) a donc été calibré à 0,1.

2.7 Outils statistiques

2.7.1 Évaluation de la performance des modèles

Afin d'évaluer la performance de la modélisation, les valeurs des simulations sont comparées aux observations. Des critères d'évaluation (ou "fonction objectif") sont utilisés pour quantifier la performance du modèle. L'utilisation de ces critères a été validée (Knoben et al., 2019; Moriasi et al., 2015). Chaque critère présente des avantages et des inconvénients, c'est pourquoi l'utilisation de plusieurs critères est recommandée (Krause et al., 2005), ainsi que l'analyse par représentation graphique. Les critères ci-dessous ont été utilisés dans cette étude, pour calibrer et valider les flux hydrologiques et/ou de qualité d'eau (matières en suspension, nutriments, chlorophylle a, carbone organique et oxygène). Ces critères sont bien adaptés à la validation de l'hydrologie, les simulations et les mesures étant au pas de temps journalier. Pour les variables de qualité d'eau, les mesures sont ponctuelles, généralement mensuelles, tandis que les sorties du modèle sont journalières. Ces critères sont donc moins pertinents, la validation par représentation graphique a été privilégiée.

Les critères utilisés dans cette étude sont :

- Critère d'efficacité de Nash et Sutcliffe (NSE) (Nash and Sutcliffe (1970)) : détermine l'amplitude de la variance résiduelle comparée à la variance des données observées. Le

2.7. Outils statistiques

NSE est compris entre $-\infty$ et 1, 1 étant la valeur optimale. Un NSE négatif indique que la moyenne des observations est un meilleur prédicateur que les simulations, et un NSE nul que les simulations sont aussi précises que la moyenne des observations. Ce critère est utilisé dans de nombreuses études, ce qui permet sa comparaison. Cependant il est sensible aux valeurs extrêmes et amène à favoriser la calibration des périodes de crues (Legates and McCabe, 1999). Pushpalatha et al. (2012) recommande l'utilisation du NSE calculé sur les valeurs de flux inverse pour la calibration des bas débits et Krause et al. (2005) l'utilisation de formes logarithmiques et de dérivées relatives de NSE.

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - \overline{Y^{obs}})^2} \right] \quad (2.56)$$

Avec n le nombre de paires observation/simulation, Y_i^{obs} et Y_i^{sim} les données observées et simulées et $\overline{Y^{obs}}$ la moyenne des données observées.

- Coefficient de détermination (R^2) : décrit le degré de colinéarité entre simulations en observations. R^2 est compris entre 0 et 1 (erreur de variance plus faible). Ce critère est également sensible aux valeurs extrêmes (Krause et al., 2005) et insensible aux différences additives et proportionnelles entre les prédictions du modèle et les données mesurées (Legates and McCabe, 1999; Willmott, 1984).

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - \overline{Y^{obs}})(Y_i^{sim} - \overline{Y^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - \overline{Y^{obs}})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - \overline{Y^{sim}})^2}} \right]^2 \quad (2.57)$$

Avec n le nombre de paires observation/simulation, Y_i^{obs} et Y_i^{sim} les données observées et simulées et $\overline{Y^{obs}}$ et $\overline{Y^{sim}}$ les moyennes des données observées et simulées.

- Pourcentage de biais (PBIAS) : pourcentage de déviation entre simulations et observations. Ce critère varie de $-\infty$ à $+\infty$. Le modèle surestime si la PBIAS est négatif et sous-estime s'il est positif. La valeur optimale est 0. Il donne une indication sur l'efficacité du modèle à simuler les magnitudes moyennes. Cependant, il peut donner une évaluation trompeuse de la performance du modèle si le modèle sur-prévoit autant

qu'il sous-prévoit.

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \times 100 \quad (2.58)$$

Avec n le nombre de paires observation/simulation, Y_i^{sim} et Y_i^{obs} les valeurs simulées et observées.

Moriasi et al. (2015) a défini des limites d'acceptabilité des simulations hydrologiques en fonction des trois critères ci-dessus (Table 2.7).

TABLE 2.7 – Performances des critères d'évaluation (Moriasi et al., 2015)

Measure	Output Response	Temporal Scale ^[a]	Performance Evaluation Criteria			
			Very Good	Good	Satisfactory	Not Satisfactory
Watershed scale						
R ²	Flow ^[b]	D-M-A	R ² > 0.85	0.75 < R ² ≤ 0.85	0.60 < R ² ≤ 0.75	R ² ≤ 0.60
	Sediment/p ^[c]	M	R ² > 0.80	0.65 < R ² ≤ 0.80	0.40 < R ² ≤ 0.65	R ² ≤ 0.40
		N	M	R ² > 0.70	0.60 < R ² ≤ 0.70	0.30 < R ² ≤ 0.60
NSE	Flow	D-M-A	NSE > 0.80	0.70 < NSE ≤ 0.80	0.50 < NSE ≤ 0.70	NSE ≤ 0.50
	Sediment	M	NSE > 0.80	0.70 < NSE ≤ 0.80	0.45 < NSE ≤ 0.70	NSE ≤ 0.45
		N/p ^[c]	M	NSE > 0.65	0.50 < NSE ≤ 0.65	0.35 < NSE ≤ 0.50
PBIAS (%)	Flow	D-M-A	PBIAS < ±5	±5 ≤ PBIAS < ±10	±10 ≤ PBIAS < ±15	PBIAS ≥ ±15
	Sediment	D-M-A	PBIAS < ±10	±10 ≤ PBIAS < ±15	±15 ≤ PBIAS < ±20	PBIAS ≥ ±20
		N/p ^[c]	D-M-A	PBIAS < ±15	±15 ≤ PBIAS < ±20	±20 ≤ PBIAS < ±30
Field scale						
R ²	Flow	M	R ² > 0.85	0.75 < R ² ≤ 0.85	0.70 < R ² < 0.75	R ² ≤ 0.70
d	Flow	M	$d > 0.90$	0.85 < d ≤ 0.90	0.75 < d < 0.85	d ≤ 0.75

^[a] D, M, and A denote daily, monthly, and annual temporal scales, respectively.

^[b] Includes stream flow, surface runoff, base flow, and tile flow, as appropriate, for watershed- and field-scale models.

^[c] Where there were no differences, PEC were grouped for the output responses.

- Critère d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) (Gupta et al., 2009) ou sa version modifiée (Kling et al., 2012) : évalue les performances globales du modèle à produire des valeurs simulées proches de celles de référence Ce critère varie de $-\infty$ à 1, avec 1 la valeur optimale. La version utilisée dans cette thèse est celle de Kling et al. (2012). Les deux versions diffèrent par la formulation du terme γ : rapport des écarts-types des observations et des simulations dans Gupta et al. (2009) et rapport des coefficients de variation dans Kling et al. (2012).

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\beta - 1)^2 + (\gamma - 1)^2}$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - \overline{Y^{obs}})(Y_i^{sim} - \overline{Y^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - \overline{Y^{obs}})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{sim} - \overline{Y^{sim}})^2}} \quad (2.59)$$

$$\beta = \frac{\overline{Y^{sim}}}{\overline{Y^{obs}}}$$

$$\gamma = \frac{\sigma_s / \overline{Y^{sim}}}{\sigma_o / \overline{Y^{obs}}}$$

2.7. Outils statistiques

Avec n le nombre de paires observation/simulation, Y_i^{obs} et Y_i^{sim} les données observées et simulées et $\overline{Y^{obs}}$ et $\overline{Y^{sim}}$ les moyennes des données observées et simulées, σ_o et σ_s les écarts-types des observations et des simulations, et $\overline{Y^{sim}}$ et $\overline{Y^{sim}}$ les moyennes des données observées et simulées. r est le coefficient de corrélation de Pearson.

- Erreur quadratique moyenne (RMSE - *Root Mean Square Error*) : caractérise l'amplitude des écarts entre observations et simulations. Plus la valeur du RMSE est proche de zéro, meilleur est le modèle. Un des avantages de ce critère est qu'il est dans la même unité que les sorties donc facile à interpréter et peuvent permettre d'établir des intervalles de confiance (Harmel et al., 2010).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2} \quad (2.60)$$

Avec Y_i^{obs} et Y_i^{sim} les données observées et simulées.

2.7.2 Analyse de tendance et de rupture des séries temporelles

Plusieurs tests statistiques ont été utilisés pour évaluer d'éventuelles tendances temporelles dans les composantes du cycle hydrologique et du cycle de l'azote liés au devenir des nitrates.

2.7.2.1 Test de Mann-Kendall : détection de tendances

Le test de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975) est un test non-paramétrique permettant de déterminer si une tendance est identifiable dans une série temporelle. L'hypothèse nulle, H_0 , est qu'il n'y a pas de tendance, les observations sont ordonnées aléatoirement. L'hypothèse H_1 est qu'il y a une tendance monotone croissante ou décroissante. Le seuil de significativité $\alpha = 5\%$ ($p\text{-value} < 0,05$), couramment utilisé, a été retenu pour valider une tendance. Ce test étant sensible à la saisonnalité, il a été appliqué aux valeurs annuelles. Pour les valeurs mensuelles, le test de Mann-Kendall avec saisonnalité (Hirsch et al., 1982) a été appliqué. Pour ce test, les tendances sont calculées par comparaison des mois de janvier entre eux, puis des mois de février entre eux etc. Les comparaisons peuvent également être faites

par saison.

2.7.2.2 Pente de Sen : amplitude des tendances

La pente de Sen (Sen, 1968) est estimée pour évaluer l'amplitude de la tendance lorsque l'hypothèse H_0 du test de Mann-Kendall est rejetée. Elle correspond à la médiane de toutes les pentes calculées entre chaque paire de points. Pour le test de Mann-Kendall avec saisonnalité, la pente de Sen est la médiane des pentes calculées entre deux points au sein d'une même période (Hirsch et al., 1982).

2.7.2.3 Test de Pettitt : détection de rupture

Le test de Pettitt (Pettitt, 1979) est un test non-paramétrique utilisé pour détecter des ruptures dans les séries chronologiques. L'hypothèse nulle est l'absence de rupture au seuil fixé. Une date de rupture est estimée lorsque l'hypothèse nulle est rejetée.

Validation du modèle SWAT-RIVE sur la Garonne

Afin d'améliorer la représentation des processus biogéochimiques dans les cours d'eau, le modèle RIVE a été implémenté dans le modèle SWAT. La validation du couplage a été faite sur un tronçon de 89 km de la Garonne moyenne. Une équation pour représenter le biofilm épilithique détaché a également été ajoutée au modèle, les diatomées benthiques étant la principale communauté algale en suspension dans la colonne d'eau pour cette section de la Garonne. Ce chapitre présente les résultats du modèle couplé sur le tronçon Toulouse-Malause de la Garonne. Ce travail a fait l'objet d'un article, soumis au journal *Environmental Modelling and Software*. Ce chapitre est composé de cet article, ainsi que de résultats complémentaires.

3.1 Introduction

Les processus biogéochimiques dans les cours d'eau sont représentés de manière optionnelle dans SWAT par une version modifiée du modèle QUAL2E (Brown et al., 1987). Ce modèle représente les principales transformations de l'azote et du phosphore. Le processus de dénitrification, notamment benthique, voie d'élimination des nitrates dans les cours d'eau, n'est pas représenté. En ce qui concerne le phytoplancton, le module représente une biomasse totale d'algues, sans tenir compte des diverses propriétés biologiques des différents groupes d'algues, ou de l'influence de la silice dans la croissance des diatomées. De plus, le module ne représente pas le biofilm épilithique et n'est donc pas adapté aux systèmes où il est dominant (White et al., 2014). Des auteurs ont également soulevé le besoin d'affiner la représentation des processus dans le cours d'eau dans SWAT (White et al., 2014). Le modèle présente de bonnes performances mais au pas de temps mensuel ou annuel (Gassman et al., 2007). Grunwald and Qi (2006) rapportent des performances médiocres à moyennes pour simuler les charges en nutriments, et Femeena et al. (2020) dans la simulation de l'oxygène dissous, variable influente dans les transformations des cycles de l'azote et du phosphore. Enfin, des auteurs soulignent la difficulté de calibrer les paramètres (Gassman et al., 2007; Houser and Hauck, 2002).

Afin d'améliorer la représentation des processus biogéochimiques dans les cours d'eau dans SWAT, le modèle RIVE (Billen et al., 1994), modèle de réseau hydrographique représentant les processus in-stream de manière détaillée, a été intégré dans le modèle SWAT.

Les objectifs de cette partie sont (1) de modéliser les processus écologiques de manière détaillée dans les cours d'eau en intégrant le modèle RIVE dans SWAT, (2) de tester et valider le modèle couplé sur une section de la Garonne, (3) d'évaluer la dynamique des cycles de nutriments dominants et de la matière organique particulaire dans cette section.

3.2 Matériel et Méthodes

Le modèle couplé a été appliqué sur le bassin de la Garonne, à partir d'un projet SWAT monté, calibré et validé sur 1990-2010 par Cakir et al. (2020c) pour les flux hydrologiques, de matières en suspension et de nitrates. La validation du modèle couplé a été faite sur une

3.3. Résultats et discussion

section de la Garonne d'environ 89 km, de la ville de Toulouse à la retenue de Malause et sur la période 2000-2010.

La méthodologie du couplage est détaillée dans le paragraphe 2.4 (p. 70), les données utilisées et la méthodologie pour la calibration/validation dans le paragraphe 2.6 (p. 122), ainsi que dans la publication.

3.3 Résultats et discussion

Les résultats obtenus sont présentés dans la publication ci-après. Le modèle représente les données observées pour les principales variables (formes minérales de l'azote, orthophosphates, silice dissoute, oxygène dissous et chlorophylle a). La chlorophylle a simulée est largement dominée par les diatomées benthiques dérivées (98%). Des bilans d'azote, de phosphore, de silice et de matière organique en suspension ont été effectués. L'impact des processus in-stream représente des pourcentages faibles par rapport aux flux entrants : rétention de 0,2 % de la silice dissoute, 3 % du phosphore inorganique total et 0,5 % des nitrates. Les principaux processus in-stream ont été mis en évidence. La quantité de nitrates est diminuée par le flux vers le benthos lié à la dénitrification benthique. La quantité d'ammonium augmente, les principaux processus étant le flux provenant du benthos (issu de la minéralisation benthique) est l'ammonification. La silice dissoute diminue très légèrement : l'absorption par les diatomées est légèrement supérieure au flux provenant du benthos. La silice biogénique augmente avec la mort des diatomées. Le processus de sédimentation domine dans les cycles du phosphore et de la matière organique particulaire.

Certains résultats supplémentaires, non développés dans la publication, sont présentés à la suite de la publication.

3.3.1 Publication : Modeling in-stream biogeochemical processes at catchment scale coupling SWAT and RIVE models

Modeling in-stream biogeochemical processes at catchment scale coupling SWAT and RIVE models

Sarah Manteaux¹, Sabine Sauvage², René Samie¹, Céline Monteil¹, Josette Garnier³, Vincent Thieu³, Roxelane Cakir², José-Miguel Sánchez-Pérez²

¹*Electricité de France – Laboratoire National d’Hydraulique et Environnement (LNHE), France (manteaux.sarah@orange.fr; rene.samie@edf.fr; celine-c.monteil@edf.fr)*

²*Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement, Institut national polytechnique de Toulouse (INPT), CNRS, Université de Toulouse (UPS), France. (sabine.sauvage@univ-tlse3.fr; jose-miguel.sanchez-perez@univ-tlse3.fr; cakir.roxelane@gmail.com)*

³*Sorbonne Université CNRS EPHE, UMR Metis 7619, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France (josette.garnier@sorbonne-universite.fr; vincent.thieu@sorbonne-universite.fr)*

Highlights

- SWAT and RIVE models were coupled to improve SWAT in-stream biogeochemical processes modeling.
- An epilithic biofilm model was added to the coupled model.
- The coupled model was validated on an 89 section of the Garonne watershed.
- Nutrients and organic matter annual and seasonal interannual budgets were made.

Abstract

The representation of biogeochemical in-stream processes is complex and needs the use of models to understand the factors controlling the transfer of contaminants at the scale of a watershed. The biogeochemical model RIVE was implemented into SWAT model and used, instead of current QUAL2E subroutine, to calculate biogeochemical in-stream processes. The coupled model was applied on an 89 km section of the Garonne watershed (France) downstream of Toulouse city, for the 2000-2010 period, on a daily time step. An epilithic biofilm equation was added to represent the algae communities in this river, dominated by drifted benthic diatoms. The model well compares with the observed data for the major water-quality variables. Nitrogen, phosphorus, silica, and organic suspended matter dominant processes were assessed. The advantage of coupling RIVE to SWAT model was to improve the biogeochemical representation of the river in-stream ecological processes, including inputs water quality variables in time and space.

Keywords

Water quality, model coupling, nutrient budget

3.3. Résultats et discussion

3.3.1.1 Introduction

SWAT (Soil and Water Assessment Tool (Arnold et al., 1998)) is one of the most applied hydro-agro-ecological models in the world, successfully implemented on a large variety of watersheds (Gassman et al., 2007, 2014; Krysanova and Arnold, 2008; Krysanova and White, 2015; Francesconi et al., 2016). This agro-hydrological model, physically based and semi-distributed, was developed to predict the impact of land use, land management practices and climate change on water quantity and quality. It simulates the transfer of biogenic elements from land to river at the scale of watersheds. The in-stream biogeochemical processes are simulated by a modified version of the QUAL2E model (Brown et al., 1987), which takes into account the main transformations of nitrogen and phosphorus cycles. The activation of this module is optional.

SWAT, with QUAL2E module activated, reported good performances in several studies, but mainly at a monthly or annual scale (Gassman et al., 2007). However, other authors reported poor to moderate performances to simulate nutrient loads (Grunwald and Qi, 2006) or a need to refine the in-stream processes routine (White et al., 2014). Femeena et al. (2020) mentioned high daily fluctuations in dissolved oxygen simulations, whereas the ability to simulate dissolved oxygen concentrations was critical for water quality modeling, due to their influence on nitrogen and phosphorus cycles. Regarding phytoplankton, the module represents a total algae biomass, without considering the diverse physiological properties (growth, mortality, nutrients uptake rates) of different algal groups, nor the influence of silica in algal development. Moreover, the module does not represent epilithic biofilm and is thus not adequate for the systems where it is dominant (White et al., 2014). Finally, it requires calibration, a challenging step for robust water quality simulations (Gassman et al., 2007; Houser and Hauck, 2002).

To address SWAT in-stream biogeochemical processes representation gaps, external couplings were made, principally for better assessing nutrient transformations and algal growth in water bodies (coupling with WASP (Narasimhan et al., 2010) or CE-QUAL-W2 (Debele et al., 2008), or to simulate turbidity propagation in a stream (coupling with CE-Qual-Riv1 (Noh et al., 2013)). Regarding internal couplings, Pyo et al. (2019) modified QUAL2E algal

module with CE-QUAL-W2 equations to simulate in-stream dynamics of three algal groups while (Kim and Shin, 2011) modified QUAL2E module to simulate algal growth kinetics in detail to allow for an increase in internal organic matter and bottle BOD5 simulation. Further, Femeena et al. (2020) incorporated a new solute transport model developed from OTIS (One-dimensional Transport with Inflow and Storage) to include advection, dispersion, transient storage exchange and calculate at sub-daily scale and smaller segments. These mentioned studies focused on one aspect of water quality (algae, organic matter), and none of these refinements addressed the coupling of biogeochemical cycles in relationship with planktonic and bacteria pools.

RIVE model is a mechanistic model, describing in-stream ecological and biogeochemical processes, developed to understand the dynamics of nutrients, the trophic chain in the river system and development of three types of algae in the rivers. It was implemented in several models : Riverstrahler (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995), ProSe (Even et al., 1998), pyNuts-Riverstrahler (Thieu et al., 2022), and QUAL-NET (Minaudo et al., 2018). It was developed and mainly applied on the Seine River, and successfully applied for a variety of watersheds such as Somme, Scheldt (Thieu, 2009), Danube (Garnier et al., 2002a), Loire (Garnier et al., 2018a), Red River (Le et al., 2010), Kalix (Sferratore et al., 2008) and on the Garonne major tributary, the Lot River (Garnier et al., 2018b). RIVE model considers the physiology of algal developments, simulates biogeochemical cycles of carbon, nitrogen, phosphorus and silica along hydrographic networks, with interactions between the water column and the benthic zone. The module does not require calibration as RIVE equations and parameters were determined based on experiments and directly linked to environmental variables easy to measure. RIVE is currently being revised and unified by the Metis Lab developers' team, to be open soon to the scientific community through a collaborative platform (<https://gitlab.in2p3.fr/rive>).

RIVE model was integrated into SWAT and a section of the Garonne watershed in France was chosen to test and validate the model, as numerous studies and measurements were conducted on that well documented section with all necessary data. The section, from Toulouse to Malause reservoir, receives the urban effluents of Toulouse city and is thus an adequate site to evaluate their impact on water quality. As the Garonne River is a system dominated

3.3. Résultats et discussion

by epilithic biofilm (Améziane et al., 2003), an epilithic biofilm module was also added.

The objectives of this study were (i) to model detailed in-stream ecological processes by integrating and validating RIVE model into SWAT, (ii) to assess the dynamic of the dominant nutrient cycles and particulate organic matter on a section of the Garonne River.

3.3.1.2 Material and methods

a) Models overview

SWAT model

SWAT calculations are made at a daily time step and outputs can be daily, monthly, or yearly. The watershed is spatially discretized into sub-basins, divided into hydrological response units (HRU), a unique combination of slope, soil type and land use. Water, sediment, and nutrients are calculated at HRU scale, aggregated at sub-basin levels, and routed through the hydrographic network to the outlet. Variables and processes in SWAT land phase are summarized in Table 3.1. Carbon cycle is only calculated in the land part. In streams, QUAL2E module includes eight variables : algae (as chlorophyll a), dissolved oxygen, carbonaceous oxygen demand, organic nitrogen, ammonium, nitrite, nitrate, and soluble and organic phosphorus. Further details can be found in Neitsch et al. (2011).

TABLE 3.1 – SWAT land processes

Variables	Land processes	Transfers to reach
Water	Evapotranspiration, infiltration, runoff, plant uptake, percolation, lateral flow, groundwater flow	Runoff, lateral flow, groundwater flow
Nitrogen (organic, nitrate, nitrite, ammonia)	Plant uptake, nitrification, denitrification, ammonia volatilization, atmospheric deposition and fixation, mineralization, immobilization, nitrate leaching, nitrate loss in shallow aquifer	Nitrate in runoff, lateral flow and groundwater flow, organic nitrogen in runoff
Phosphorus (organic, mineral)	Mineralization, immobilization, sorption, leaching	Organic and soluble P in runoff, mineral P attached to sediment in runoff, soluble P in groundwater flow
Carbon	Static content or decomposition, humification	
Sediment	Water erosion	Total suspended sediment load

RIVE model

RIVE model calculations are run at six minutes to an hour time step. In the version used, 35 state variables are defined : nutrients (nitrate, ammonium, nitrite, total inorganic phosphorus, orthophosphates, dissolved and biogenic silica), suspended matter, biological compartments (three kind of phytoplankton, two of zooplankton, two of heterotrophic bacteria, two of nitrifying bacteria, two of fecal bacteria), seven compartments of non-living organic matter (particulate and dissolved, with three classes of biodegradability each, and small organic substrate directly assimilable), dissolved oxygen and nitrous oxide for the water column ; and for the benthos, three compartments of organic matter (classes of biodegradability) and deposited matter, silica, inorganic phosphorus and fecal bacteria. The model also takes into account the filtration by lamellibranchs. Their impact on phytoplankton dynamics is represented as a constraint, their complex life cycle is not modeled. The processes represented are summarized in Table 3.2. Benthic nutrient fluxes are calculated according to the new simplified algorithm (Billen et al., 2015).

TABLE 3.2 – Processes represented in RIVE model, based on Garnier et al. (2002a); Ruelland et al. (2007a)

Variables	Processes
Suspended and deposited sediment	Sedimentation, erosion
Phytoplankton	Photosynthesis, growth, respiration, lysis, sedimentation
Zooplankton	Grazing, growth, respiration, mortality
Heterotrophic bacteria	Organic matter degradation, growth, mortality, sedimentation
Non-living organic matter	Hydrolysis, sedimentation, compaction, erosion, phytoplankton excretion
Dissolved oxygen	Photosynthesis, respiration, nitrification, benthic consumption
Nitrogen	Phytoplankton and heterotrophic bacteria uptake, ammonification, nitrification, water column and benthic denitrification and nitrous oxide production, benthic remineralization, nitrous oxide ventilation
Nitrifying bacteria	Growth, mortality, sedimentation
Phosphorus	Phytoplankton uptake, adsorption and desorption, benthic remineralization, zooplankton and heterotrophic bacteria mineralization, erosion, sedimentation, compaction
Silica	Diatoms uptake, dissolution, water-sediment interface flux, sedimentation, erosion, compaction
Fecal bacteria	Mortality, sedimentation

Epilithic biofilm model

The Boulêtreau et al. (2006)'s epilithic biofilm model added was adapted from Uehlinger et al. (1996) and precisely developed on the Garonne watershed. We selected the three-parameters

3.3. Résultats et discussion

model, considering a net biomass growth limited by biomass thickness and a detachment term proportional to the mean daily discharge Q . The detachment coefficient (c_{det}) was set to $0.0016 \text{ s.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, the maximum specific growth rate (μ_{max}) to 7.84 d^{-1} , and the inverse half-saturation constant ($k_{inv,B}$) to $3.8 \text{ g ash-free dry mass [AFDM]}^{-1}.\text{m}^2$. B is the epilithic biomass ($\text{g AFDM}.\text{m}^{-2}$) and B_0 the minimal biomass ($\text{g AFDM}.\text{m}^{-2}$).

$$\frac{dB}{dt} = \mu_{max} \times B \times \frac{1}{1 + k_{inv,B} \times B} - c_{det} \times Q \times (B - B_0) \quad (3.1)$$

The detachment term gives drifted biofilm biomass. To convert the detached biomass from $\text{gAFDM}.\text{m}^{-2}$ to $\text{mgC}.\text{l}^{-1}$, SWAT estimated reach length and width were used, the latter adjusted as overestimated, and a coefficient of 0.4 was applied corresponding to the surface of riffles in this section of the Garonne according to Simeoni-Sauvage (1999), where biofilm develops. The autotrophic index (i.e., ratio AFDM/chlorophyll a) was set to 100, a mean value calculated on Garonne epilithic biofilm data. RIVE model diatoms equations and parameters were applied to drifted biofilm, as epilithic algal communities are dominated by this algal group (Eulin and Le Cohu, 1998).

Nitrate, nitrite, and ammonia exchanges with biofilm were set according to Teissier et al. (2007) daily budgets determined on the Garonne in its middle course, with a threshold of $23 \text{ g AFDM}.\text{m}^{-2}$ between photoautotrophy and heterotrophy.

Coupled SWAT-RIVE model

We used the version SWAT2012 VER 2016/Rev 664. The coupling with RIVE model is internal. It consists in adding a subroutine containing RIVE equations in SWAT, instead of QUAL2E. This subroutine is called when the parameter IWQ (in .bsn file) is set to 3 (IWQ 0 = do not use QUAL2E, 1 = use QUAL2E, 3 = use RIVE). The historical version of the RIVE code (https://gitlab.in2p3.fr/rive/original_vb_code), initially in Visual Basic was used and transcribed into Fortran 90 language to be integrated into SWAT model. Coupled model space scale (river reach) and time scale (daily) are the same as SWAT. RIVE module has been implemented following the structure of the QUAL2E module included in SWAT. The module is thus called by reach (as defined in SWAT, one per sub-basin) and once a day. The hourly variations calculated by RIVE are multiplied by the travel time (in hours) in the reach.

SWAT and RIVE connection

The land phase is simulated by SWAT, calculating the water fluxes, nutrients cycles and suspended sediment erosion, and the resulting loads to the reach (Figure 3.1). In the routing phase, water fluxes are simulated by SWAT subroutine and nutrients transformations by RIVE subroutine. Suspended sediments processes are calculated in both models. SWAT computes total suspended sediments (TSS) deposition and degradation in the channel. RIVE computes total suspended sediments deposition and degradation, and additional processes for organic suspended sediments (see Table 3.2). To avoid TSS deposition and degradation double counting, the choice was made to keep SWAT in-stream sediment subroutine. Organic suspended sediments processes were simulated by RIVE. Silica and organic carbon diffuse inputs are required by RIVE but not calculated by SWAT. Silica diffuse inputs were determined with lithology. Organic carbon diffuse inputs were not directly computed : organic carbon concentrations at the beginning of each day were estimated in every reach from equations linking dissolved organic carbon to discharge and particulate organic carbon to suspended sediments (see Table 3.3).

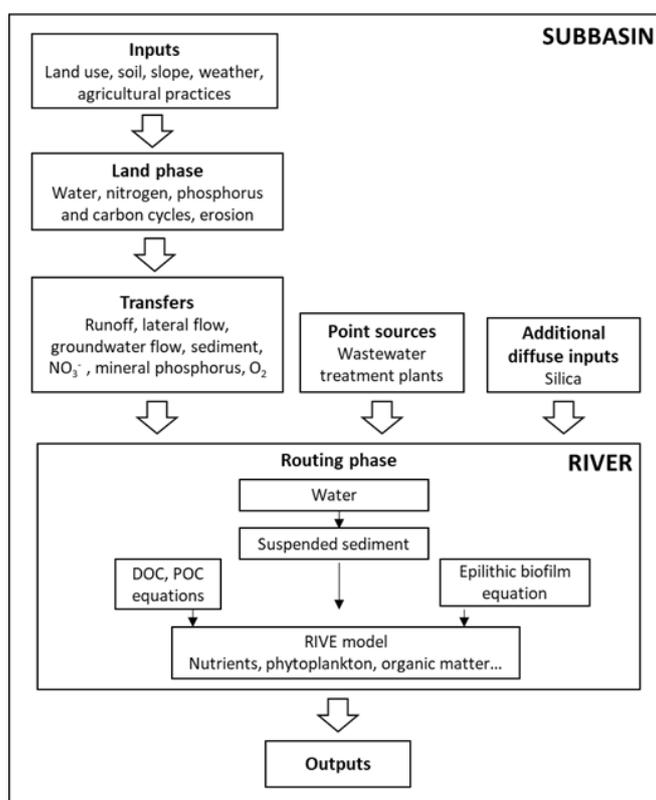


FIGURE 3.1 – Structure of the SWAT-RIVE model

3.3. Résultats et discussion

TABLE 3.3 – Methodology applied for RIVE model inputs

Input type	Variable	Method
Climate and hydrology	Discharge, Flow velocity, Depth, Water temperature	Calculated daily by SWAT
Diffuse emissions	Suspended sediment, Nitrate, Mineral phosphorus, Oxygen	Calculated daily by SWAT
	Dissolved silica	Mean concentrations in surface runoff and groundwater flow according to lithology (3 mgSi.l ⁻¹ for metamorphic rocks, 5 mgSi.l ⁻¹ for sedimentary rocks (Garnier et al., 2018b))
	Biogenic silica	A mean content of 4.9 mgSi.g ⁻¹ of suspended matter (observations from the Seine catchments by Sferatore et al. (2006))
	Dissolved organic carbon (DOC)	$[DOC] = \frac{\alpha \times Q}{\beta + Q}$ (Fabre et al., 2019, 2020b) With [DOC] DOC concentration (mg.l ⁻¹), Q discharge (mm), α and β parameters
	Particulate organic carbon (POC)	$\%POC = \frac{d}{(TSS-a)+b}$ (Boithias et al., 2014a; Fabre et al., 2019) With %POC the percentage of POC in the total suspended sediments (TSS), d, a and b parameters
Point sources	Discharge, Suspended sediment, Nitrate, Ammonium, Nitrite, Mineral phosphorus, Oxygen	Already in SWAT wastewater treatment plants input files. Loads from Agence de l'eau (http://adour-garonne.eaufrance.fr/), except O ₂ : fluxes estimated from capacity and treatment type, according to the methodology described for Senèque-Rivertrahler model in Ruelland et al. (2007b), Senèque 3.6 values
	Nitrifying and heterotrophic bacteria, silica, fecal bacteria, nitrous oxide	Addition to the wastewater treatment plants input files and to SWAT code. Fluxes estimated from capacity and treatment type, according to the methodology described for Senèque-Rivertrahler model in Ruelland et al. (2007b), Senèque 3.6 values

Initialization

Initial water column variables values were not assigned as loads coming from lands and point sources, but warm-up period determined the initial concentrations. The benthos variables were initialized homogeneously in each reach, using default parameters provided with the historical RIVE code (https://gitlab.in2p3.fr/rive/original_vb_code). The model is supposed to have reached an equilibrium at the end of the warm-up period.

b) Study site : the Garonne River in its middle course

Study area

The coupled model was validated on a section of the Garonne River, a large river of 600 km long and a watershed area of 60,000 km², located in southwestern France. The study site is the section from Toulouse (one million inhabitants) to Malause reservoir, halfway between the source and the estuary (Figure 3.2). The section is 89 km long, seventh order, with a mean annual discharge of 200 m³ s⁻¹, a mean water velocity 0.5 m s⁻¹, a shallow (mean 1 m), and a wide bed (100 m) (Améziane et al., 2003). Garonne River middle course is characterized by two high-flow periods, with hydrological maxima in February and May, and a low-flow period in summer.

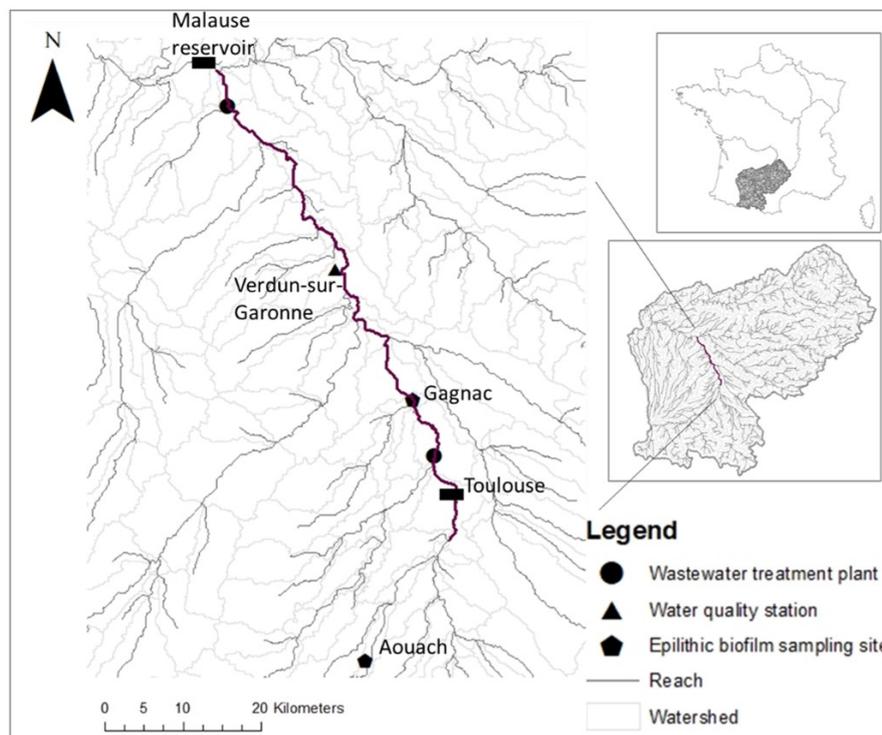


FIGURE 3.2 – The Garonne River section studied (in bold)

Input data and calibration/validation

The SWAT project used in this study has been set up, calibrated (on 2000-2010 period) and validated (on 1990-1999 period) for the study of hydrological and nitrate processes in the whole Garonne watershed by Cakir et al. (2020c), where detailed information on data requirements for this SWAT project can be found. SWAT-RIVE validation was carried out on

3.3. Résultats et discussion

2000-2010, with a warm-up period of three years. No calibration was done, as RIVE model parameters do not require calibration. Parameters of the original model were used, except for particulate organic carbon sedimentation sinking rate, adjusted to 0.006 m.h^{-1} according to Garonne watershed particulate organic matter composition. RIVE subroutine was activated on the whole watershed, giving upstream boundary conditions to the 89 km river section studied. The data used for validation are listed in Table 3.4.

TABLE 3.4 – Observation data sources

Data type	Data sources	Resolution		Description
		Spatial	Temporal	
Discharge	https://hydro.eaufferance.fr/	Verdun-sur-Garonne	Daily (2000–2010)	River daily discharge at 1 sampling site
Nutrients, oxygen, chlorophyll a, DOC, POC, suspended sediments	Agence de l'eau (http://adour-garonne.eaufferance.fr/)	Verdun-sur-Garonne gauging station	Punctual (2000–2010)	Concentrations at 1 sampling site, once a month
POC, suspended sediments	(Oeurng et al., 2011)	Save tributary	Daily (2008-2009)	Concentrations at 1 sampling site, once a day
Epilithic biofilm	(Boulêtreau et al., 2006)	Aouach and Gagnac sites	Punctual	2 sampling sites, 1 campaign (2001-2002)

Additional input data required by RIVE concerned silica and carbon diffuse fluxes and supplementary point sources loads (see Table 3.3). Nineteen additional wastewater treatment plant point sources were added from the original SWAT project, due to their importance in nitrifying bacteria seeding (Brion and Billen, 2000).

Model performance

Indices were calculated to validate the model : the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) index, the coefficient of determination (R^2), and the percent of bias (PBIAS), as described in Moriasi et al. (2015). For water quality modeling, the values considered satisfactory for nitrogen are : $NSE > 0.35$, $R^2 > 0.3$ and $PBIAS < 30$, and good : $NSE > 0.5$, $R^2 > 0.6$ and $PBIAS < 20$ (Moriasi et al., 2015). For phosphorus, the ranges are the same NSE and PBIAS, and a $R^2 > 0.4$ and > 0.65 for satisfactory and good respectively. The root mean square error (RMSE) and the Kling-Gupta efficiency criterion (KGE) (modified version (Kling et al., 2012)) were also computed.

3.3.1.3 Results

a) Model results and validation

Hydrology

The hydrology simulation on the whole watershed showed satisfactory results, the simulation reproducing well the observations tendencies (Figure 3.3, see Cakir et al. (2020c) for details on calibration and validation results).

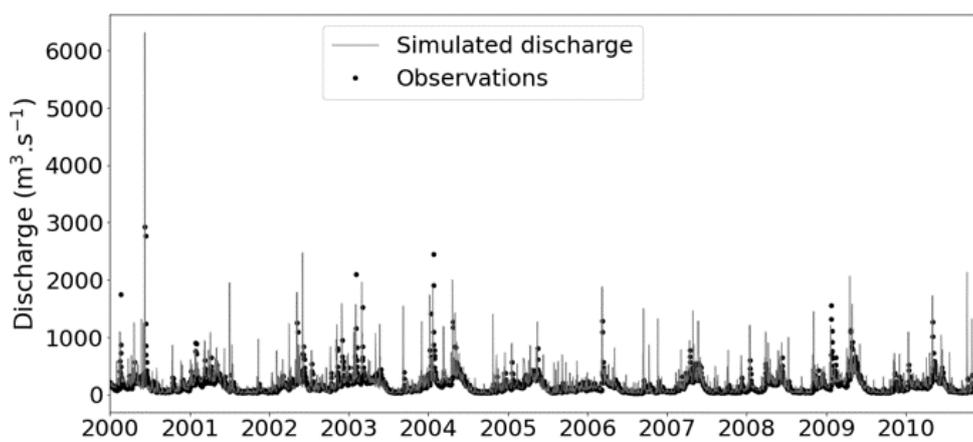


FIGURE 3.3 – Observed and simulated discharges at Verdun-sur-Garonne on a daily time scale for 2000–2010

Nutrients and oxygen

The concentrations obtained with SWAT-RIVE and SWAT-QUAL2E modules were compared to the observations available in Toulouse-Malause section, at Verdun-sur-Garonne station located approximately at the middle of the section (Figure 3.4). Nitrate simulation results using RIVE were close to the concentrations obtained with SWAT with QUAL2E subroutine, but with higher peak concentrations. Nitrite and ammonia were overestimated in both models, especially after 2005. The oxygen simulation with SWAT-RIVE reproduced the seasonal variations observed and was improved compared to SWAT-QUAL2E, the latter simulating dissolved oxygen drops down to $0.1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Dissolved silica concentrations were simulated with SWAT-RIVE in accordance with the observations range, but there were too few observations, only for the period 2007-2010. Orthophosphates concentrations simulation showed similar trend in both models but performance indices are better with SWAT-QUAL2E.

3.3. Résultats et discussion

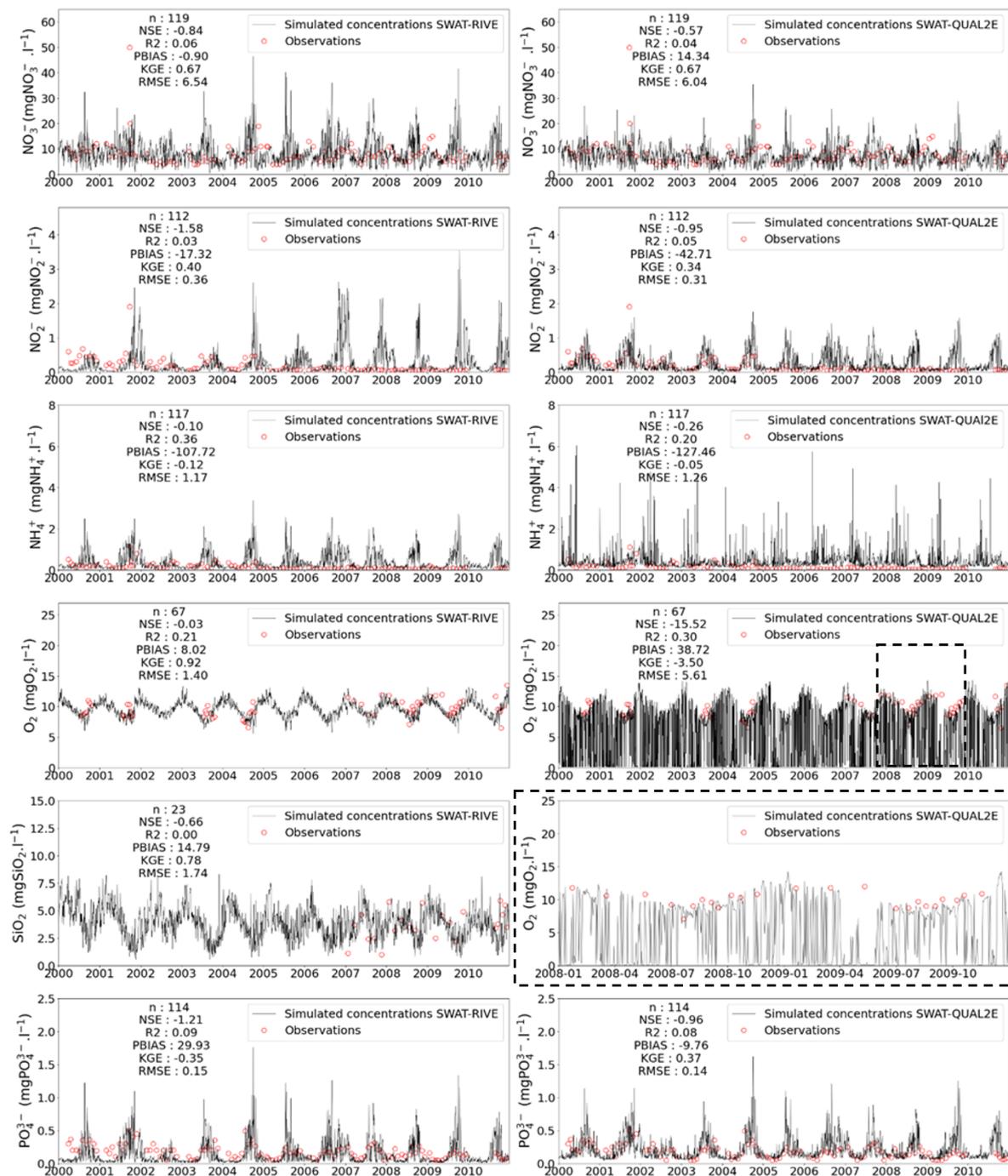


FIGURE 3.4 – Nutrients and oxygen concentrations simulated daily with SWAT-RIVE model (left) and SWAT-QUAL2E model (right) and observed, at Verdun-sur-Garonne for 2000-2010

Epilithic biofilm and chlorophyll a

Epilithic biofilm observations have been limited to two sites, the Aouach site, upstream of Toulouse, and the Gagnac site, downstream of Toulouse. The attached biofilm biomass si-

culated by the model reproduced the trend observed on the two sites during the campaign (2001-2002) (Boulêtreau et al., 2006) (Figure 3.5).

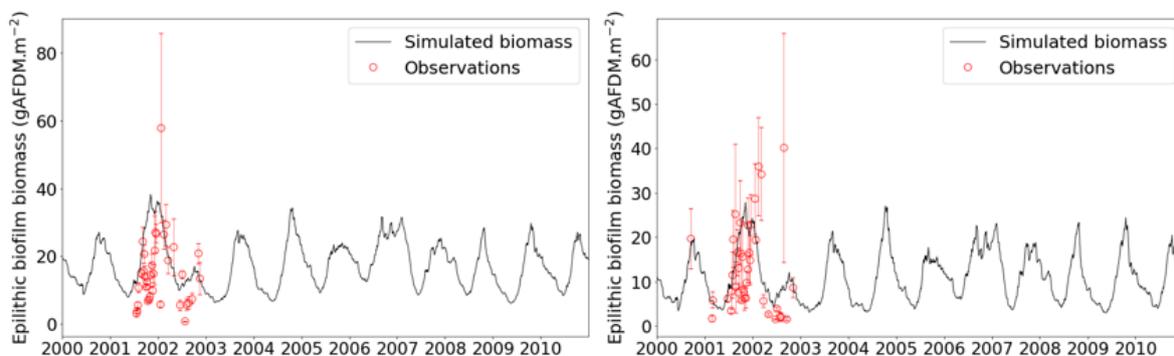


FIGURE 3.5 – Attached epilithic biofilm biomass simulated by the model and measured at Aouach (upstream of Toulouse) (left) and Gagnac (downstream of Toulouse) (right)

Total chlorophyll a simulated and measured were compared (Figure 3.6). Simulated chlorophyll a concentrations varies between 1 to 8 $\mu\text{g chla.l}^{-1}$ and observations mainly between 1 (quantification limit) to 6 $\mu\text{g chla.l}^{-1}$, with 4 values above 10 $\mu\text{g chla.l}^{-1}$.

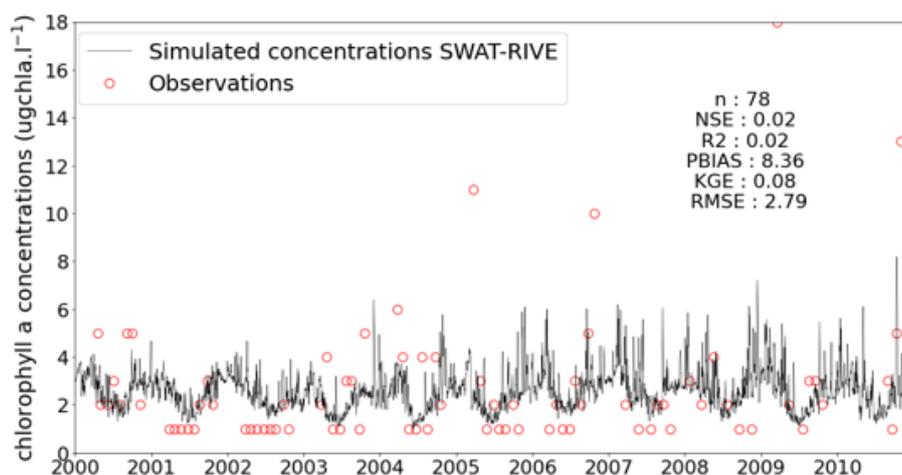


FIGURE 3.6 – Simulated and observed concentrations of chlorophyll a at Verdun-sur-Garonne for 2000-2010

b) Nutrients and organic suspended matter budgets

The coupled model was used to explore the main processes occurring in the drainage network.

3.3. Résultats et discussion

Nitrogen budget

On the studied section of 89 km downstream of Toulouse, nitrate would mainly originate from upstream (64%), point sources along the section (25%), and tributaries (11%); nitrites distributed from upstream (48%) and tributaries (44%) and ammonia from point sources (77%) and upstream (22%) (Figure 3.7). The in-stream processes led to the consumption of 55 tonsN.year⁻¹ of nitrate present in the water column which represented 0.6% of the inputs, mainly lost at the water-benthos interface. In absolute values and percentages of the inputs, nitrate was more removed in autumn (Table 3.5). There was no denitrification in the water column, but benthic denitrification produced 4.4 tonsN.year⁻¹ of nitrous oxide, with 39% produced in autumn. 13 tonsN.year⁻¹ of nitrite was converted to nitrate (9% of the inputs) while only 0.4 tonN.year⁻¹ of ammonia was transformed into nitrites. There was a production of 15 tonsN.year⁻¹ of ammonia (1.9% of the inputs), mainly by ammonification.

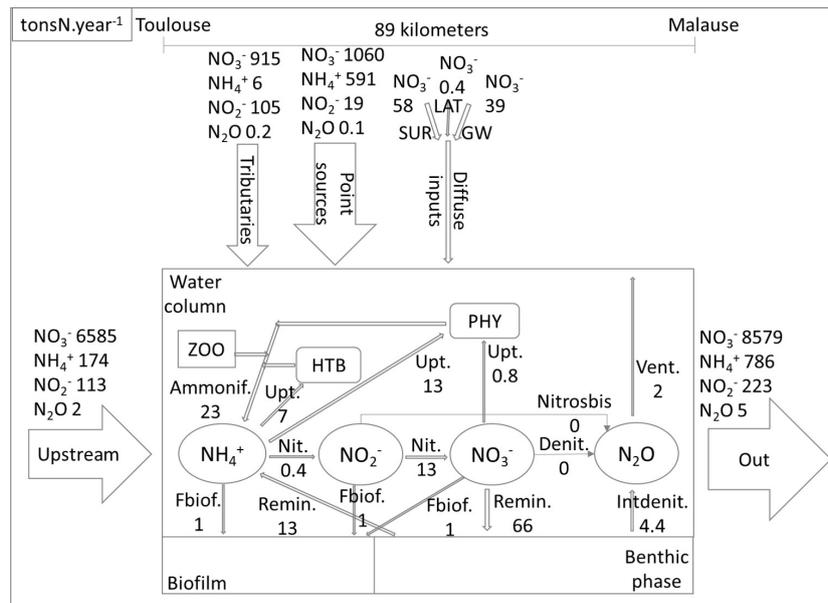


FIGURE 3.7 – N budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of N per year, during the period 2000 to 2010. NH₄⁺ : ammonia, NO₃⁻ : nitrate, NO₂⁻ : nitrite, N₂O : nitrous oxide, PHY : phytoplankton, HTB : heterotrophic bacteria, ZOO : zooplankton, Upt. : phytoplankton or heterotrophic bacteria uptake, Denit. : water column denitrification, Nitrosbis : N₂O production by nitrification, Intdenit. : benthic denitrification, Nit. : nitrification, NO₃bent : nitrate flux across the water-sediment interface, Amonnif : ammonification by heterotrophic bacteria, zooplankton, and lamellibranch, Vent. : ventilation, Fbiof. : exchange with biofilm, SUR : surface runoff inputs, LAT : lateral inputs, GW : groundwater inputs

TABLE 3.5 – Simulated nitrogen in-stream processes on Toulouse-Malause section, interannual averages (years 2000-2010), in tons per season and in percentage of total inputs (upstream, tributaries, point sources, and diffuse inputs), in italics the highest value for each season

Variable	Process	Unit	Winter	Spring	Summer	Autumn	Year
NO ₃ ⁻	Flux across the water sediment interface	tonsN	<i>-15.2</i>	<i>-16.0</i>	<i>-12.7</i>	<i>-22.1</i>	<i>-66.0</i>
	Exchange with biofilm	tonsN	0	-0.1	-0.2	-0.6	-0.9
	Nitrataion	tonsN	2.2	1.4	2.4	7	13
	Phytoplankton uptake	tonsN	-0.1	-0.3	-0.2	-0.2	-0.8
	Water column denitrification	tonsN	0	0	0	0	0
	Total	tonsN	-13.2	-15.1	-10.7	-15.9	-54.9
	%inputs	0.5	0.4	0.9	1.1	0.6	
	Total inputs	tonsN	2350	3691	1183	1410	8634
NO ₂ ⁻	Exchange with biofilm	tonsN	-0.2	-0.1	-0.1	-0.4	-0.8
	Ammonium oxidation	tonsN	<i>-2.2</i>	<i>-1.4</i>	<i>-2.4</i>	<i>-7.0</i>	<i>-13</i>
	Nitrite oxidation	tonsN	0.0	0.0	0.1	0.3	0.4
	Total	tonsN	-2.3	-1.4	-2.4	-7.1	-13.2
		%inputs	2.2	3.9	18.5	8.8	5.6
	Total inputs	tonsN	106	36	13	81	236
NH ₄ ⁺	Ammonification	tonsN	2.3	3.3	<i>6.0</i>	<i>11.8</i>	<i>23.4</i>
	Benthic remineralization	tonsN	<i>6.2</i>	<i>6.3</i>	0.5	-0.5	12.5
	Exchange with biofilm	tonsN	-0.1	-0.1	-0.2	-0.7	-1.1
	Heterotrophic bacteria uptake	tonsN	-0.6	-0.8	-1.7	-3.4	-6.5
	Nitrite oxidation	tonsN	0.0	0.0	-0.1	-0.3	-0.4
	Phytoplankton uptake	tonsN	-2.1	-4.1	-2.5	-4.6	-13.3
	Total	tonsN	5.7	4.6	2	2.3	14.6
		%inputs	2.9	2.3	1.6	0.9	1.9
	Total inputs	tonsN	195	196	126	253	770
N ₂ O	Benthic denitrification	tonsN	<i>0.9</i>	<i>0.9</i>	<i>0.9</i>	<i>1.7</i>	<i>4.4</i>
	Nitrification	tonsN	0	0	0	0	0
	Ventilation	tonsN	-0.2	-0.2	-0.5	-1.1	-2.0
	Total	tonsN	0.7	0.7	0.4	0.6	2.4
		%inputs	100	78	133	120	100
	Total inputs	tonsN	0.7	0.9	0.3	0.5	2.4

Inorganic phosphorus budget

Urban effluents represented 40% of the section inputs, tributaries 11%, upstream 48%, and diffuse inputs only 1% (Figure 3.8). 2.4 tonsP.year⁻¹ (0.4% of the inputs) was removed from the water column along the section, mainly with total inorganic phosphorus (TIP) sedimentation. Retention, and particularly sedimentation, was higher in spring (Table 3.6).

3.3. Résultats et discussion

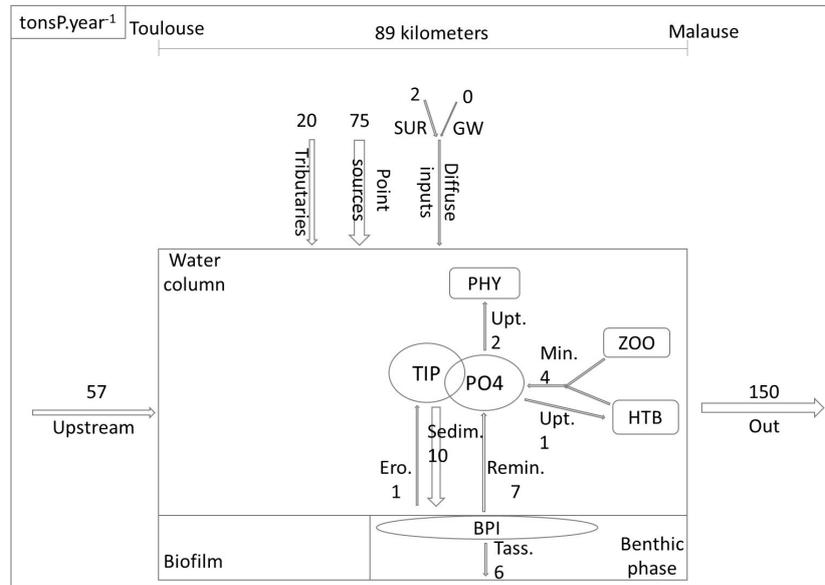


FIGURE 3.8 – Inorganic phosphorus budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of P per year, during the period 2000 to 2010. TIP : total inorganic phosphorus, PO4 : orthophosphates, BPI : benthic inorganic phosphorus, PHY : phytoplankton, HTB : heterotrophic bacteria, ZOO : zooplankton, Upt. : phytoplankton or bacteria uptake, Min. : zooplankton and heterotrophic bacteria mineralization, Ero. : BPI erosion, Sedim. : PIT sedimentation, Remin. : PO4 flux associated with benthic remineralization, Tass. : compaction, SUR : surface runoff inputs, GW : groundwater inputs

TABLE 3.6 – Simulated inorganic phosphorus in-stream processes on Toulouse-Malause section, interannual averages (years 2000-2010), in tons per season and in percentage of total inputs (upstream, tributaries, point sources, and diffuse inputs), in italics the highest value for each season

Variable	Process	Unit	Winter	Spring	Summer	Autumn	Year
	Benthic remineralization	tonsP	1.6	1.7	1.1	2.2	6.6
	Erosion	tonsP	0.1	0.3	0.1	0.1	0.6
TIP	Heterotrophic bacteria uptake	tonsP	-0.1	-0.1	-0.3	-0.6	-1.1
	Phytoplankton uptake	tonsP	-0.4	-0.8	-0.4	-0.8	-2.4
	Sedimentation	tonsP	-2.5	-3.6	-1.5	-2.5	-10.1
	Zooplankton and heterotrophic bacteria mineralization	tonsP	0.4	0.6	1	2	4
	Total	tonsP	-0.9	-1.9	0	0.4	-2.4
		%inputs	2.4	4.7	0	0.8	1.6
	Total inputs	tonsP	37	41	26	49	153

Silica budget

Dissolved silica (DSI) main inputs are upstream (77%) and tributaries (21%), biogenic silica (BSI) are point sources (46%), upstream (29%), and tributaries (24%). DSI was consumed

along the section ($-19 \text{ tonsSi}\cdot\text{year}^{-1}$). The dominant processes for DSI were a consumption by diatoms and drifted benthic diatoms and a production by remineralization of DSI at the water-sediment interface (Figure 3.9). Net removal only represented 0.1% of the inputs. Diatoms uptake was higher in spring and autumn. In summer, dissolved silica was not consumed but slightly produced (Table 3.7). 8 tonsSi $\cdot\text{year}^{-1}$ of biogenic silica (BSI) was formed (3% of the inputs) with the main production process being phytoplankton mortality and retention process biogenic silica sedimentation. In winter, BSI retention was superior to production

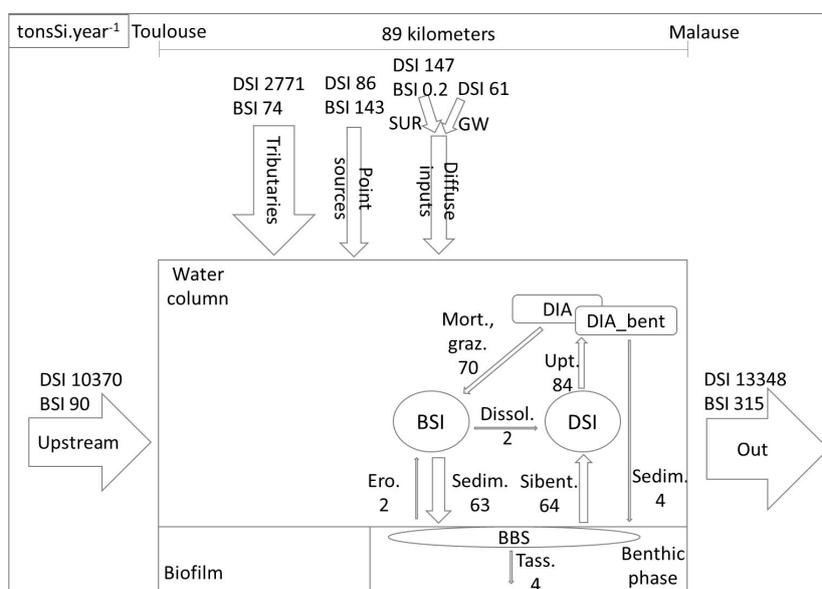


FIGURE 3.9 – Silica budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of Si per year, during the period 2000 to 2010. DSI : dissolved silica, BSI : biogenic silica, BBS : benthic biogenic silica, DIA : diatoms, DIA_bent : drifted benthic diatoms, Upt. : diatoms and benthic diatoms uptake, Mort. Graz : diatoms and benthic diatoms mortality or grazed, Dissol. : BSI dissolution, Sibent. : dissolved silica flux across the water-sediment interface, Sedim. : BSI or diatoms/benthic diatoms sedimentation, Ero. : BBS erosion, Tass : compaction, SUR : surface runoff inputs, GW : groundwater inputs

3.3. Résultats et discussion

TABLE 3.7 – Simulated silica in-stream processes on Toulouse-Malause section, interannual averages (years 2000-2010), in tons per season and in percentage of total inputs (upstream, tributaries, point sources, and diffuse inputs), in italics the highest value for each season

Variable	Process	Unit	Winter	Spring	Summer	Autumn	Year
	Diatoms and drifted benthic diatoms uptake	tonsSi	<i>-12.4</i>	<i>-26.4</i>	-15.9	<i>-29.5</i>	<i>-84.2</i>
DSI	Flux across the water-sediment interface	tonsSi	7.4	13.8	<i>17.8</i>	24.8	63.8
	SIB dissolution	tonsSi	0.2	0.3	0.5	0.8	1.8
	Total	tonsSi	-4.8	-12.3	2.4	-3.9	-18.6
		%inputs	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1
	Total inputs	tonsSi	3636	5877	1995	1858	13365
	Diatoms and drifted benthic diatoms mortality or grazed	tonsSi	10.5	<i>19.5</i>	<i>14.3</i>	<i>26</i>	<i>70.3</i>
BSI	Dissolution	tonsSi	-0.2	-0.3	-0.5	-0.8	-1.8
	Erosion	tonsSi	0.4	1.5	0.3	0.2	2.4
	Sedimentation	tonsSi	<i>-12.8</i>	-17.7	-11.6	-20.6	62.7
	Total	tonsSi	-2.1	3	2.5	4.8	8.2
		%inputs	3.2	3.5	4.2	5.0	2.7
	Total inputs	tonsSi	67	85	60	96	308

Organic suspended matter budget

Organic suspended matter was represented in RIVE by several variables (phytoplankton, nitrifying and heterotrophic bacteria and particulate non-living organic matter), described in mgC.l^{-1} (Figure 3.10). The in-stream processes led to retention of heterotrophic bacteria and particulate non-living organic matter with sedimentation. The input-output budget for the phytoplankton species showed production of biomass, with the drift of benthic diatoms and their growth higher than mortality, sedimentation, and lamellibranchs filtration.

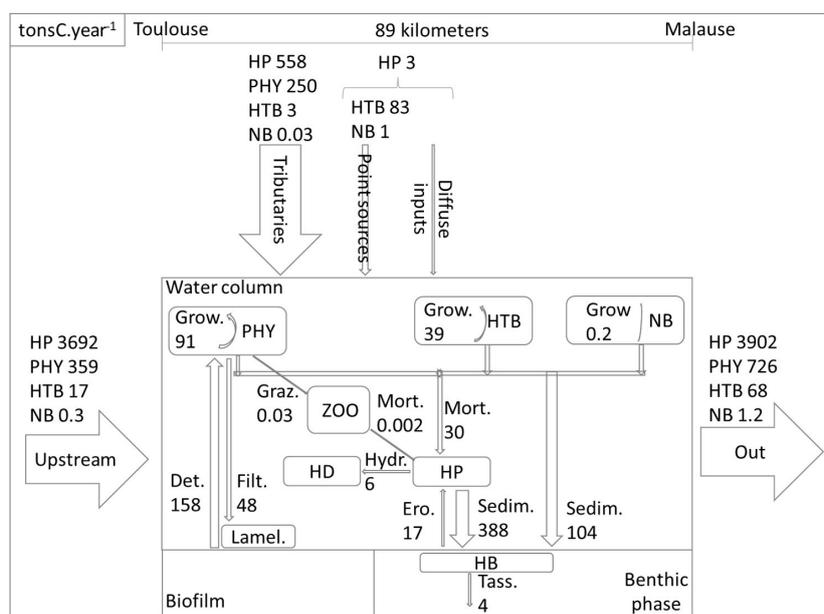


FIGURE 3.10 – Organic suspended matter budget on Toulouse-Malause section estimated with SWAT-RIVE model, interannual averages, in tons of C per year, during the period 2000 to 2010. PHY : phytoplankton, HTB : heterotrophic bacteria, NB : nitrifying bacteria, ZOO : zooplankton, HP : particulate non-living organic matter, HD : dissolved non-living organic matter, Grow. : growth, Mort. : mortality, Hydr. : hydrolysis, Ero. : benthic organic matter erosion, Sedim. : sedimentation, Tass. : compaction, Det. : biofilm algae detachment, Lamel. : lamellibranch, Filt. : lamellibranch filtration, Graz. : grazing

3.3.1.4 Discussion

a) Coupling SWAT and RIVE models : advantages and difficulties

To be in accordance with SWAT structure, RIVE equations replace QUAL2E equations, and thus RIVE is applied on reach sections which have different length and residence time. SWAT can be run in sub-daily time step ; however, it would require sub-daily rainfall data, which were not available.

Calculation time was similar between SWAT-RIVE and SWAT- QUAL2E models.

Whereas SWAT hydrology and diffuse inputs need to be calibrated, an advantage implementing the RIVE model was it does not require calibration. However, some adjustments of the parameters can be made in the range of their experimental determination (e.g., Garnier et al. (2000b, 2002b)) while Minaudo et al. (2018) pointed out the need to calibrate such

3.3. Résultats et discussion

parameters as suspended sediment sedimentation velocity and the two parameters determining phosphorus adsorption. In this study, the particulate organic matter sinking rate was adjusted from 0.05 m.h^{-1} to 0.006 m.h^{-1} , as it appeared high considering the composition of particulate organic matter in the Garonne watershed, particularly for slowly biodegradable matter which is mainly composed of tree leaves reaching the water column.

Regarding validations, there was a lack of data concerning several variables of RIVE model, in particular zooplankton, heterotrophic bacteria, and nitrifying bacteria biomasses so that the simulated concentrations were not compared with observations. However, their correct representation is essential for the validity of the model, as they intervene in the biogeochemical cycles where variables are strongly interdependent (Minaudo et al., 2018).

SWAT model version used in this study did not simulate silica and organic matter diffuse inputs, required by RIVE, so that alternative methods were applied, (discussed below).

b) Diffuse inputs and point sources

Nitrate and ammonia point source inputs were high, 25% and 77% of the entries respectively, as the section included Toulouse wastewater treatment plants discharges. In 1992-1993 Muylaert et al. (2009) measured a doubling in dissolved inorganic nitrogen between upstream and downstream of Toulouse, attributed to intensive agriculture and waste discharges. A decrease in ammonia and nitrite measured concentrations was observed from the year 2005. This coincides with the improvement of nitrogen and phosphorus treatments in Toulouse's main wastewater treatment plant (WWTP Toulouse Ginestous). This decrease was not simulated, as a constant WWTP nutrient discharge was implemented in the model. To account for it, another SWAT point source methodology could be applied, such as yearly records.

On the other hand, nitrification rate calculated (Figure 3.7) can be underestimated. Brion and Billen (2000) showed that wastewater treatment plants discharges can represent an important seeding of nitrifying bacteria, controlling nitrification rates. Additional point sources were added to the project to allow this seeding, but they do not represent all urban effluents, only the 26 biggest wastewater treatment plants were implemented.

Diffuse nitrate inputs were calibrated by Cakir et al. (2020c) based on crop yields. Direct

diffuse inputs from the Garonne surrounding lands were dominated by runoff and groundwater loads. This section of the Garonne River contains a large cultivated alluvial floodplain, where groundwater nitrate concentrations can exceed $50 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ but are much lower in the riparian zone due to plant uptake and denitrification (Pinay et al., 1998; Sánchez-Pérez et al., 2003). In particular, river water recharge dilutes nitrate concentrations and provides dissolved organic carbon promoting denitrification (Sánchez-Pérez et al., 2003). SWAT does not simulate river to aquifer fluxes and denitrification at the surface water-groundwater interface. To model these processes in SWAT, Sun et al. (2016) developed SWAT-LUD and estimated a reduction of 79% of nitrate entering this Garonne floodplain aquifers (Sun et al., 2018). In the SWAT version used in this study, nitrate biological and chemical removal in aquifers is estimated using a half-life parameter. We calibrated this parameter to account for nitrate reduction at surface water-groundwater interface. With the calibration of this parameter to 2 years, determined by fitting simulated and observed data in low flow period, nitrate removal in aquifers is estimated at 65% of incoming flux into the aquifers in this section of the Garonne watershed.

Urban effluents represent 40% of inorganic phosphorus inputs in this study. According to Bonvallet Garay et al. (2001), Toulouse sewage treatment plant represented between 59 and 67% of total phosphorus input in this sector, before WWTPs treatment were upgraded in the 2000's.

Dissolved silica originated mainly from upstream (77%). Pyrenean floods provide the majority of dissolved silica exported by the Garonne (Semhi et al., 2000). Dissolved silica diffuse inputs were estimated from lithology, giving a constant concentration in surface runoff and groundwater flow by rock types, according to values used for the application of Riverstrahler on the Lot River, Garonne tributary (Garnier et al. (2018b), according to Meybeck (1986)). Future development should be made to estimate silica diffuse inputs with SWAT model. Lechuga-Crespo et al. (2021a) developed SWATLitho, which adds a lithology layer and computes the major ion fluxes (excepted silica) reaching streams from chemical weathering of rocks. For biogenic silica, an average content of $4.9 \text{ mgSi.gTSS}^{-1}$ was applied. This value was estimated by Sferratore et al. (2006) in the Seine basin from measurements of silica in winter in TSS and in soils. This average content could be adjusted with measurements in

3.3. Résultats et discussion

the modeled watershed. Nevertheless, this value was also used by Liu et al. (2020) for modeling on the Rhine and Yangtze rivers (IMAGE-DGNM model, inspired by Riverstrahler) and Thieu et al. (2009) for the Riverstrahler modeling of the Somme and Scheldt rivers. Regarding point sources, biogenic silica loads are higher than dissolved silica. Conversely, Sferratore et al. (2006) measured dissolved silica loads almost twice as high as biogenic silica loads for Achères WWTP (Seine watershed). For the Garonne watershed, no silica discharge data were available. Silica loads per inhabitant and treatment types used could be adapted with measurements.

Carbon diffuse inputs to the streams were not calculated by SWAT. Alternatively, DOC and POC concentrations at the beginning of each day were estimated in every reach from previously established relationships between DOC and discharge and POC and TSS (see Table 3.3). DOC equation was validated on 58 watersheds out of 70 around the world (Fabre et al., 2020b) and POC equation on the Save, a Garonne tributary, the Yenisei, the Mississippi, the Murray, the Oubangui and Hwang Ho (Boithias et al., 2014a; Fabre et al., 2019; Fabre, 2019). For DOC parameters, α and β , the mean values of the parameters determined on 50 stations of the Garonne watershed were used, and simulated concentrations were validated with observations at Verdun-sur-Garonne. For POC parameters, a, b, and d, parameters calculated on the Save tributary were used, due to the few data available on the Garonne. The simulated DOC and POC concentrations were in the range of the few observed values at Verdun-sur-Garonne. Despite recent SWAT developments concerned the integration in SWAT of DOC and POC fluxes from land to river reaches (Du et al., 2019; Qi et al., 2020; Zhang et al., 2013), they were not integrated into the SWAT version available. Because RIVE requires the repartition of organic carbon between three biodegradability classes, the values determined for the Seine River were taken for DOC as in Vilmin et al. (2015) i.e., 9, 21, and 70% for rapidly biodegradable, slowly, and refractory respectively.

c) In-stream concentrations simulation

SWAT-RIVE and SWAT-QUAL2E performance indices were mostly below Moriasi et al. (2015) standards, probably because observations were measured only once a month or less. Nevertheless, nitrate simulation KGE was 0.67 for both models, and PBIAS satisfactory for SWAT-QUAL2E (14.3) and very good for SWAT-RIVE (-0.9). Compared to SWAT-QUAL2E,

SWAT-RIVE PBIAS performances were better for the nitrogen forms. For orthophosphates, PBIAS performances were lower for SWAT-RIVE, although the concentrations simulated with the two models were close. Simulated nutrients concentrations were in the range of the observations and the seasonal and interannual variations were reproduced. Oxygen dynamics were particularly well reproduced with the use of RIVE, whereas large variations of the simulations were observed with QUAL2E as a result of SWAT-QUAL2E not calibrated for oxygen in Cakir et al. (2020c), as well as carbonaceous oxygen demand (CBOD). Extreme low oxygen concentrations simulated are here correlated to high CBOD concentrations simulated. Similar extreme low values simulated with SWAT-QUAL2E were reported by Femeena et al. (2020), and dissolved oxygen simulation improved by modifying dissolved oxygen and CBOD equations and solute dynamics. SWAT-RIVE and SWAT-QUAL2E comparisons confirmed the interest in using a biogeochemical model like RIVE, with more processes involved, without calibration or only limited parameter adjustments.

Chlorophyll a would mainly originate from detached benthic diatoms (from 94.9 to 98.9%, see Table 3.8) while phytoplankton production is low, results in accordance with previous studies on the Garonne River. Tekwani et al. (2013) indeed reported that benthic diatoms accounted for 99% of the water column community in a sampling site 36 km upstream of Toulouse. The percentages of benthic diatoms in suspended algae sampled by Améziane et al. (2003) were lower, between 6 to 52% for Toulouse and Verdun sites, but the conclusions were that the drift of benthic diatoms constituted the major part of chlorophyll a in the Garonne, as high turbulence and short residence time were not favorable to phytoplankton development. Phytoplankton development was observed in tributaries (Tarn, Ariège) or in upstream reservoirs. The development of phytoplankton in reservoirs was not considered here in our modelling approach. Therefore, the observed increase in phytoplankton biomasses cannot be represented by this coupled model yet. Modelling reservoirs using SWAT-RIVE could be a prospect of improvement, especially since reservoirs influence biogeochemical cycles and can act as sink of N, P and Si, impacting downstream concentrations (Garnier et al., 2000b; Maavara et al., 2014; Sow et al., 2016; Yan et al., 2021).

3.3. Résultats et discussion

TABLE 3.8 – Phytoplankton species distribution simulated, monthly interannual mean percentage, at Verdun-sur-Garonne for 2000-2010

Phytoplankton species	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Chlorophyceae (%)	0.58	0.58	0.63	0.79	1.00	1.62	4.15	4.02	2.33	1.08	0.65	0.63
Cyanobacteria (%)	0.10	0.09	0.10	0.11	0.13	0.16	0.17	0.15	0.12	0.10	0.10	0.10
Diatoms (%)	0.41	0.44	0.51	0.67	0.85	0.95	0.82	0.67	0.48	0.42	0.45	0.43
Drifted benthic diatoms (%)	98.91	98.89	98.76	98.42	98.02	97.27	94.86	95.17	97.07	98.39	98.80	98.83
Total phytoplankton ($\mu\text{g chla.l}^{-1}$)	3.09	3.17	3.11	2.70	2.32	1.97	1.76	2.01	2.50	2.91	2.95	2.94

d) In-stream production and retention

In this study, nitrate was mainly reduced by flux across the water-sediment interface. Retention in sediments and riparian zones is also a dominant process for nitrogen for studies using Seneque-Riverstrahler (on the Seine, the Somme, and the Scheldt rivers (Thieu et al., 2009), the Red River (Le et al., 2010), the Seine, Haut Loir and Red Rivers (Billen et al., 2018)). Phytoplankton uptook ammonia ($15.5 \text{ tonsN}\cdot\text{year}^{-1}$) preferentially to nitrate ($0.8 \text{ tonsN}\cdot\text{year}^{-1}$). There was no water column denitrification, in accordance with our expectations, as there were no low-oxygen conditions. Benthic denitrification occurred, producing $4.4 \text{ tonsN}\cdot\text{year}^{-1}$ of nitrous oxide. The N exchanges between the water column and the biofilm were low (around $1 \text{ tonN}\cdot\text{year}^{-1}$ per N form consumed (NO_3^- , NO_2^- and NH_4^+)), due to an equilibrium between uptake in the light (photosynthesis) and release in the dark (respiration) (Teissier et al., 2007). The mean benthic denitrification rate estimated here was $0.34 \text{ mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$, which is low compared to the estimations on the Seine watershed ($15 \text{ mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$: Billen et al. (2007), obtained with bell jars).

The model calculated a retention of 3% of inorganic phosphorus inputs. With measurements, P retention was estimated at 22% of total phosphorus and 27% of dissolved reactive phosphorus on the first half of this section in 1997 during low summer flows (Bonvallet Garay et al., 2001). Inorganic phosphorus was also retained using Seneque-Riverstrahler applications on the Seine, Somme, Scheldt rivers (Thieu et al., 2009), and on Red River (Le et al., 2010). In the former study, the dominant processes were phytoplankton uptake, immobilization within the sediment, and deposition (unspecified for the Red River study).

Dissolved silica in-stream processes only retained 32 tonsSi.year⁻¹, i.e., 0.2% of the inputs : dissolved silica uptake by phytoplankton (98 tonsSi.year⁻¹) was compensated by dissolved silica flux from the benthos (64 tonsSi.year⁻¹). Muylaert et al. (2009) highlighted the negative correlation between measurements of dissolved silica and chlorophyll a concentrations downstream of Toulouse, suggesting the consumption of dissolved silica by diatoms. However, uptake and dissolution rates were not measured. Again, using Seneque-Riverstrahler showed dissolved silica flux from benthic biogenic silica dissolution is not mentioned as dominant, unlike diatoms uptake and biogenic silica deposition (Thieu et al., 2009; Le et al., 2010). However, the benthic algorithm used in this study is the new version (Billen et al., 2015). The low silica retention should also be related to the low phytoplankton simulated concentrations, compared to the observed ones, in the absence of upstream reservoirs water quality simulation.

3.3.1.5 Conclusion

Biogeochemical RIVE model was integrated into the river basin SWAT code. The coupled SWAT-RIVE model was successfully applied to a section of the Garonne in its middle course. We added a biofilm equation for correctly representing the algae communities in the river, dominated by drifted benthic diatoms. The nutrients and oxygen fluctuations were correctly reproduced. The coupled model represents various supplementary variables, such as silica or phytoplankton species and it brings more information about the biological processes occurring in the drainage network, than the previous version. Finally, it allows the user to dispense with calibration for in-stream water quality parameters. Improvements can be made by modifying and using SWAT model to calculate organic carbon and silica diffuse inputs and by applying RIVE model not only to streams but also to reservoirs.

Software availability

- The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) is freely available in <https://swat.tamu.edu/software/>. The version used is SWAT2012 VER 2016/Rev 664.
- RIVE is currently being revised and unified by the Metis Lab developers' team, to be open soon to the scientific community through a collaborative platform (<https://gitlab.in2p3.fr/rive>).
- Source code of the modified model presented in this paper (SWAT-RIVE) will be pro-

3.3. Résultats et discussion

vided on the collaborative platform (<https://gitlab.in2p3.fr/rive>).

Acknowledgments

We would like to thank Electricité De France and the ANRT association (Association Nationale de la Recherche et de la Technologie) for their support, and members of Electricité De France (project REGARD-RTRA/STAE), Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne and Banque Hydro that provide us data. Author contributions : S.M. : conceptualization, data curation, formal analysis, investigation, methodology, validation, visualization, software, writing - original draft, review & editing. ; S.S. : conceptualization, methodology, validation, writing - review & editing, investigation, supervision, resources and project administration ; R.S : conceptualization, methodology, validation, writing - review & editing, investigation, supervision, resources, funding acquisition and project administration ; C.M. : conceptualization, methodology, validation, writing - review & editing, supervision, and project administration ; J.G. : software, resources, writing - review & editing ; V.T. : software, resources, writing - review & editing ; R.C. : data curation, resources, writing - review & editing ; J.M.S.P. conceptualization, methodology, validation, writing - review & editing, investigation, supervision, resources and project administration.

3.3.2 Résultats complémentaires

3.3.2.1 Carbone organique

Le carbone organique dissous simulé est dans les ordres de grandeur des observations (Figure 3.11), avec une concentration moyenne à 2,7 mg C.l⁻¹ pour les observations et 2,4 mg C.l⁻¹ pour les simulations (Table 3.9). Le modèle simule des concentrations maximales de 3,3 mg C.l⁻¹, asymptote de la courbe [COD]=f(Q) utilisée. Cela ne permet donc pas de reproduire les concentrations parfois supérieures mesurées en mars-avril ou de septembre à novembre.

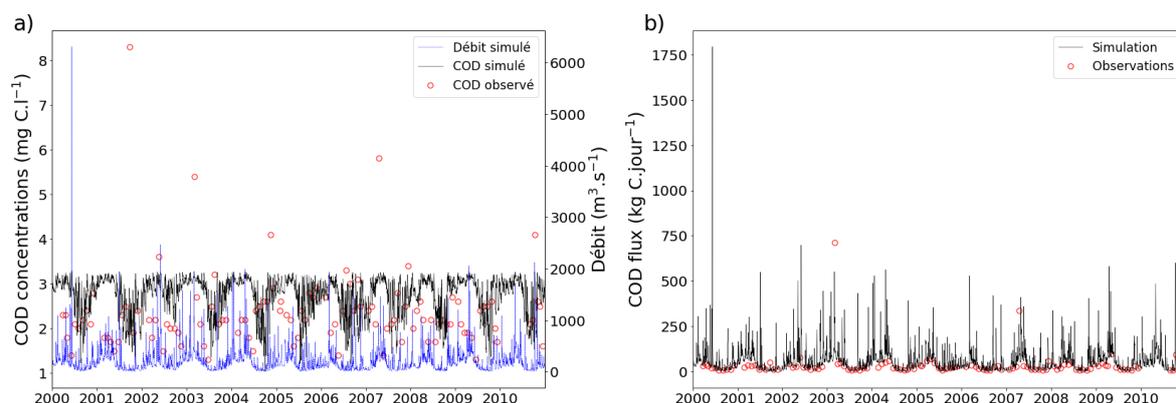


FIGURE 3.11 – a) Concentrations simulées et mesurées en COD et débits simulés et b) Flux de COD simulés et mesurés à Verdun-sur-Garonne

TABLE 3.9 – Statistiques mensuelles et annuelles des débits et concentrations en COD simulées et observées de 2000 à 2010 (Q : débit, sim. : simulé, obs. : observé, Moy. : moyenne, Min. : minimum, Max. : maximum)

Mois	Moy. Q sim.	Moy. Q obs.	Moy. COD sim.	Moy. COD obs.	Min. COD sim.	Min. COD obs.	Max. COD sim.	Max. COD obs.
Janvier	229	212	2,4	2,9	1,9	2	3,3	2,6
Février	230	198	2,3	2,9	2,1	1,8	3,3	2,7
Mars	282	211	2,5	3,0	2,5	1,8	3,3	5,4
Avril	329	264	2,5	3,1	2,7	1,7	3,3	5,8
Mai	350	325	1,8	3,0	2,4	1,4	3,3	3,6
Juin	237	234	1,7	2,9	2,0	1,3	3,3	2,4
Juillet	102	91	2,3	2,5	1,2	1,7	3,3	3,3
Août	79	61	2,4	2,4	1,2	2	3,2	3,2
Septembre	90	66	2,9	2,3	1,2	2	3,3	8,3
Octobre	118	79	2,5	2,4	1,0	1,7	3,3	4,1
Novembre	183	119	2,5	2,7	1,4	1,6	3,3	4,1
Décembre	178	136	2,5	2,8	1,7	1,6	3,3	3,4
Annuel	200	166	2,4	2,7	1,0	1,3	3,3	8,3

Pour cette simulation, les paramètres de la courbe $[COD]=f(Q)$ sont fixés identiques pour tout le bassin de la Garonne. Pour pouvoir obtenir de meilleurs résultats, le code pourrait être modifié pour pouvoir les renseigner par secteurs du bassin, à partir de régressions lorsque des données de COD et de débit sont disponibles, ou à partir de relations avec des variables environnementales. Ainsi, Fabre et al. (2020a) ont relié ces paramètres avec le contenu en carbone du sol et les précipitations annuelles pour α et la température annuelle pour β . L'utilisation de la relation pour β , avec la température annuelle moyenne à Toulouse ($12,7^{\circ}C$) donne la valeur 0,4, valeur proche de celle utilisée pour cette étude : 0,15 (valeur moyenne pour 50 sta-

3.3. Résultats et discussion

tions du bassin de la Garonne). D'autre part, cette équation est adaptée pour des simulations journalières dans les bassins où les concentrations en COD varient nettement en fonction des débits d'étiage et de crue et où le débit est la principale ou seule variable explicative (Fabre et al., 2020a). Cette équation représente une augmentation de la concentration en COD corrélée avec le débit, or sur le tronçon Toulouse-Malause, Mamoudou (2008) a mesuré en 2005 et 2007 des concentrations supérieures en étiage qu'en crue : de 1 à 2 mg.l^{-1} en crue et de 2 à 3 mg.l^{-1} en étiage. Cette augmentation des concentrations à l'étiage est attribuée à la production de COD par minéralisation au niveau de la zone riparienne (Sánchez-Pérez et al., 2003; Iribar, 2007). Enfin, la validité des régressions est limitée par la non représentation de la totalité du cycle hydrologique avec les données disponibles.

Pour le carbone organique particulaire, des chutes de carbone sont simulées ponctuellement lors des étiages (Figure 3.12) : lorsque la concentration en MES est inférieure à 5 mg.l^{-1} , le COP est uniquement représenté par le phytoplancton. Les concentrations en phytoplancton alors simulées entre 1,3 et 2,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$ correspondent à un COP de 0,05 à 0,09 mg C.l^{-1} . Il y a peu de mesures à Verdun-sur-Garonne : seulement 8, entre 2013 et 2020, soit hors de la période de simulation, avec une mesure par an (en février, juillet, octobre ou septembre). De plus, ces données sont exprimées en mg.kg^{-1} et la quantité de MES mesurée à la même date n'est pas toujours renseignée. En utilisant la mesure de MES la plus proche, les concentrations en COP varient entre 0,005 mg C.l^{-1} et 1,1 mg C.l^{-1} . Les concentrations simulées varient entre 0,05 et 1,1 mg C.l^{-1} et sont en moyenne de 0,6 mg C.l^{-1} .

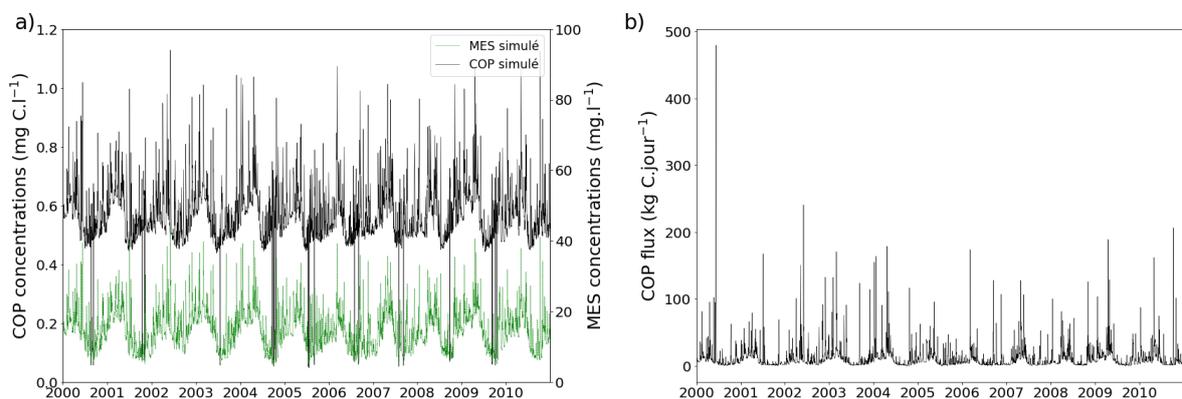


FIGURE 3.12 – a) Concentrations simulées en COP et en MES et b) Flux de COP simulés à Verdun-sur-Garonne

3.3.2.2 Chlorophylle a

Les concentrations en chlorophylle a simulées avec SWAT-RIVE et SWAT avec QUAL2E activé (SWAT-QUAL2E) et SWAT sans QUAL2E (SWAT-NO QUAL2E) sont présentées Figure 3.13. Les concentrations en chlorophylle a simulées avec SWAT-QUAL2E présentent des pics très importants par rapport aux observations, de même que SWAT-NO QUAL2E. Pourtant, SWAT-NO QUAL2E représente seulement le transport des variables de qualité d'eau, il ne devrait donc pas y avoir de chlorophylle a dans le cours d'eau.

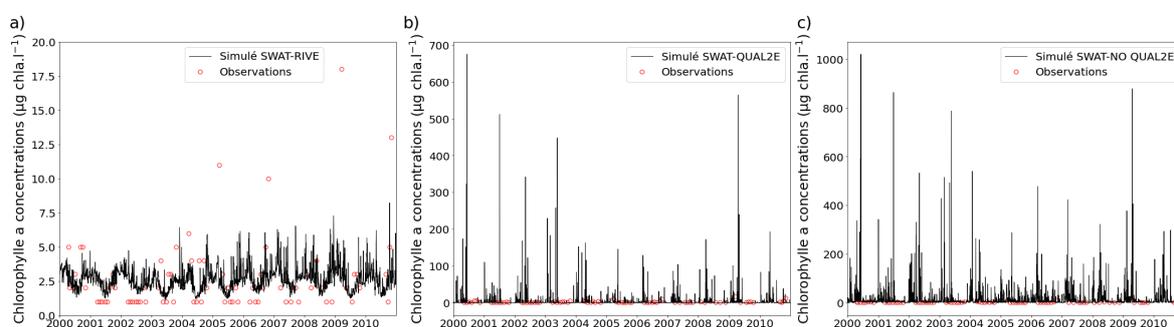


FIGURE 3.13 – Concentrations en chlorophylle a simulées et mesures avec SWAT-RIVE (a), SWAT avec QUAL2E activé (b) et SWAT sans QUAL2E (c) à Verdun-sur-Garonne

Cette chlorophylle a simulée provient des apports diffus (les apports ponctuels étant nuls). En effet, SWAT calcule une concentration de chlorophylle a dans le ruissellement :

$$chl_a(j) = chla_subco \times 100 \times \frac{sedorgn(j) + surqno3(j)}{qdr(j)} \quad (3.2)$$

Avec $chl_a(j)$ la concentration en chlorophylle a dans le ruissellement de la HRU j ($\mu\text{g.l}^{-1}$), $chla_subco$ un paramètre représentant l'ajustement régional pour la charge en chlorophylle a provenant des versants, défini dans le fichier .wwq (40 par défaut), $sedorgn(j)$ la quantité d'azote organique dans le ruissellement de la HRU j (kg N.ha^{-1}), $surqno3(j)$ la quantité de nitrates dans le ruissellement de la HRU j (kg N.ha^{-1}) et qdr la quantité d'eau provenant des versants de la HRU j rejoignant le cours d'eau (mm).

La quantité de chlorophylle a apportée par le ruissellement est la majorité du temps très faible, inférieure en concentration à 10^{-5} mg chla.l⁻¹, mais certaines concentrations aberrantes sont calculées. Par exemple, dans le sous-bassin de la Figure 3.14, des concentrations

3.3. Résultats et discussion

supérieures à $1000 \text{ mg chla.l}^{-1}$ sont simulées ponctuellement, sans QUAL2E, sans apports ponctuels et en entrée du tronçon. Ce sous-bassin étant en tête de bassin, ces concentrations proviennent des apports diffus. Ces apports ont donc besoin d'être calibrés pour représenter correctement la chlorophylle a avec SWAT-QUAL2E. La simulation avec SWAT-RIVE a donc permis d'améliorer les concentrations en chlorophylle a simulées. Dans SWAT-RIVE, les apports diffus de chlorophylle a n'ont pas été considérés.

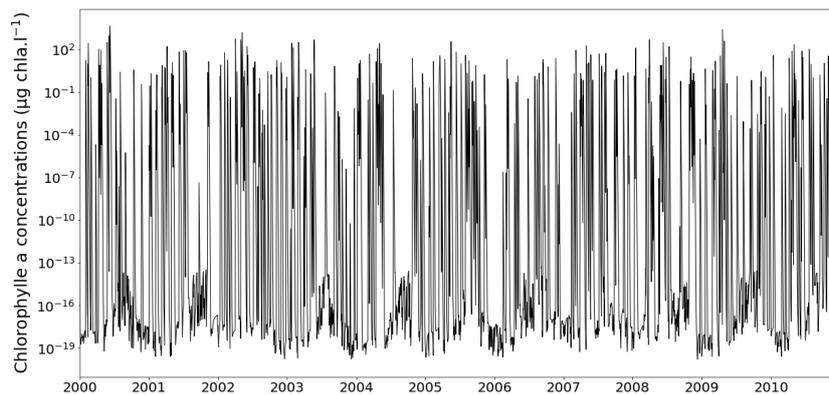


FIGURE 3.14 – Concentrations en chlorophylle a simulées avec SWAT sans QUAL2E en entrée d'un sous-bassin en tête de bassin

3.3.2.3 Lamellibranches

La filtration du phytoplancton par les dreissènes est représentée dans le modèle RIVE comme une contrainte, elle dépend d'une biomasse des filtreurs benthiques constante et d'un taux de filtration ajusté en fonction de la température du cours d'eau (voir paragraphe 2.3.3.5 p. 69). Cette contrainte n'est pas toujours activée dans les utilisations de Riverstrahler (communication personnelle G. Billen).

Dans le bilan, la filtration correspond à 36% de la rétention de la chlorophylle a de la colonne d'eau. La question de la validité de cette contrainte sur la Garonne s'est posée (nombre d'individus par mètre carré et taux de filtration). Selon Frédéric Azemar et Frédéric Julien (Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle et Environnement), les dreissenes sont présentes dans le bassin de la Garonne, elles peuvent recouvrir intégralement les substrats rocheux, mais leur distribution est très hétérogène selon la nature du fond. Cependant d'autres espèces filtrent davantage : les corbicules très nombreuses (présentes en abondance sur les fonds meubles

(graviers, sables...), des stations à 2000-3000 ind.m⁻² sont mentionnées dans la littérature.) ou les anodontes, plus grosses, avec une capacité de filtration plus importante. La contrainte de filtration appliquée ne semble pas aberrante, mais pourrait faire l'objet d'un nouveau paramétrage, plus adapté à l'abondance des espèces et à leur taux de filtration sur la Garonne. Minaudo (2015) a implémenté le broutage par les corbicules dans le modèle T-NET – RIVE selon les équations de Descy et al. (2012), en faisant varier la biomasse des corbicules selon les saisons. Il souligne l'impact de l'ajout du broutage sur les simulations du phytoplancton et des nutriments dans la Loire et ainsi l'importance du paramétrage de la biomasse des corbicules dans le modèle.

3.3.2.4 Initialisation des variables benthiques

Les variables benthiques (sédiments déposés, matière organique benthique rapidement biodégradable, lentement et réfractaire, silice biogénique benthique, phosphore inorganique benthique) sont supposées être à l'équilibre à la fin de la période d'initialisation. La Figure 3.15 présente les concentrations des variables benthiques dans trois sous-bassins de la section Toulouse-Malause.

La quantité de sédiments déposés atteint un pseudo-équilibre autour de 760 g.m⁻² dans le tronçon amont (Blagnac), 750 g.m⁻² dans le tronçon aval (Castelsarrasin) et oscille entre 2 500 et 3 500 g.m⁻² à Verdun-sur-Garonne. La silice biogénique benthique décroît pendant la période d'initialisation pour les sous-bassins Blagnac et Castelsarrasin de 135 mmol Si.m⁻² à 40 et 50 mmolSi.m⁻² respectivement. L'équilibre est atteint quelques années après la période d'initialisation. Pour Verdun-sur-Garonne, l'équilibre se situe autour de 210 mmolSi.m⁻². Pour le phosphore inorganique benthique, l'équilibre est atteint autour de 9,5 mmol P.m⁻² pour Blagnac et proche de la valeur initiale, 11,25 mmolSi.m⁻², pour Castelsarrasin, tandis qu'il se situe autour de 50 mmol P.m⁻² pour Verdun-sur-Garonne. La matière organique benthique rapidement biodégradable diminue de 0,225 g C.m⁻² à 0,05 g C.m⁻² dans les trois tronçons. La matière organique benthique lentement biodégradable est à 4 g C.m⁻² pour les trois tronçons à la fin de la période d'initialisation mais continue de croître pour les tronçons amont et aval pendant toute la période de simulation, atteignant 8 g C.m⁻². La matière organique benthique réfractaire augmente pendant toute la période de simulation

3.3. Résultats et discussion

pour Blagnac et Castelsarrasin, de 6 g C.m⁻² à 15,5 et 11 g C.m⁻² respectivement. Pour Verdun-sur-Garonne, cette concentration diminue jusqu'à un équilibre vers 1,3 g C.m⁻².

Les quantités minérales déposées sont quatre à cinq fois plus importantes dans le sous-bassin de Verdun-sur-Garonne par rapport aux sous-bassin amont et aval, tandis que les matières organiques benthiques lentement biodégradables et réfractaires sont deux et dix fois inférieures. Les dynamiques sont similaires pour les sous-bassins amont et aval. Les dynamiques sur les 11 autres tronçons de la section Toulouse-Malause sont similaires à celles des tronçons Blagnac et Castelsarrasin. Les différences observées sur le tronçon de Verdun-sur-Garonne peuvent provenir d'apports en MES minérales plus importants des affluents ou diffus, associées à un temps de résidence plus long, la longueur du tronçon étant plus grande que dans la majorité des autres tronçons de la section.

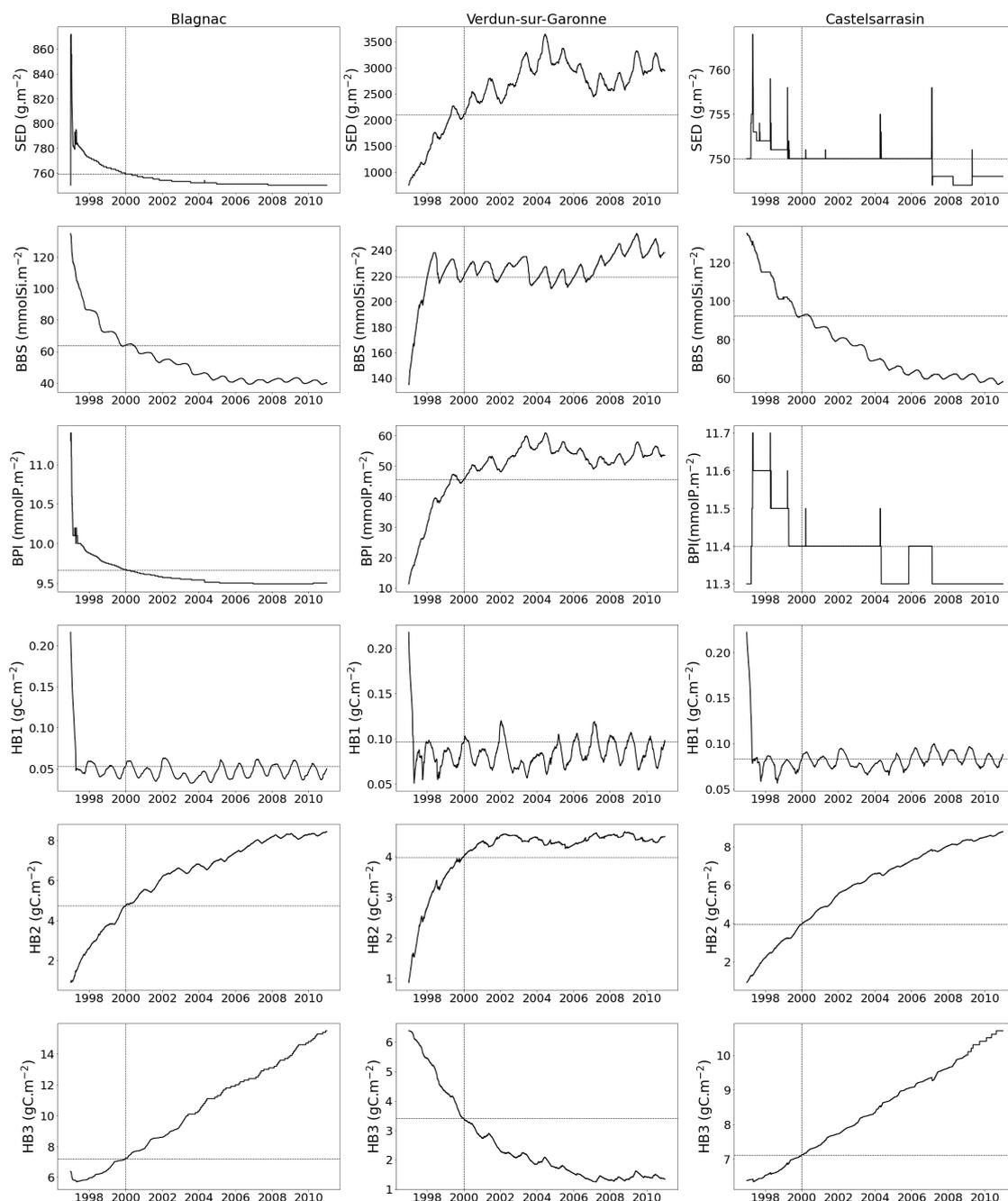


FIGURE 3.15 – Concentrations des variables benthiques simulées dans un sous-bassin à l’amont du tronçon (Blagnac), au milieu (Verdun-sur-Garonne) et à l’aval (Castelsarrasin), sur 1997-2010, avec une période d’initialisation de 3 ans. La ligne pointillée verticale représente la fin de la période d’initialisation et la ligne horizontale la concentration de l’élément à cette date. SED : couche fluide de sédiments déposés, BBS : silice biogénique benthique, BPI : phosphore inorganique benthique, HB1/HB2/HB3 : matière organique benthique rapidement biodégradable/lentement/réfractaire

3.4 Conclusion

Le modèle RIVE a été implémenté dans le modèle SWAT et appliqué au bassin de la Garonne. Une équation de croissance et de détachement du biofilm a également été ajoutée afin de représenter la chlorophylle *a* observée dans la Garonne. La validation a porté sur une section de la Garonne, de Toulouse à Malause. Les concentrations simulées sont satisfaisantes et le modèle RIVE a permis de mettre en évidence les processus biogéochimiques majoritaires dans le tronçon : le nitrate est réduit par la consommation du benthos (dénitrification benthique) et l'ammoniac est produit par la minéralisation benthique et l'ammonification. Pour la silice dissoute, l'absorption par les diatomées est légèrement supérieure au flux provenant du benthos. Pour le phosphore et la matière organique particulaire, la sédimentation est le processus dominant. L'avantage de ce modèle couplé est d'améliorer, avec peu de calibration, la modélisation holistique des processus fluviaux incluant des apports des versants variables dans le temps et l'espace. Le couplage a cependant posé plusieurs questions méthodologiques, en particulier concernant les apports diffus de carbone organique dissous et particulaire, non directement calculés par SWAT. L'application à d'autres bassins devrait permettre d'affiner la méthodologie.

Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

Cette partie présente l'analyse des données physico-chimiques obtenues à l'aval du bassin de la Vienne, sur la Vienne, la Creuse et le Clain, lors de deux campagnes de mesures en juillet et novembre 2021 qui avaient pour objectif initial d'étudier les relations nappes alluviales - rivières et leur impact sur les flux de nitrates, ainsi que d'identifier d'éventuelles zones actives dans les cours d'eau. Cette étude est complétée par une analyse de l'évolution amont-aval et historique sur les trois cours d'eau des concentrations des principaux éléments étudiés, afin d'améliorer notre compréhension des flux sur le bassin, d'évaluer l'impact des principaux éléments anthropiques et de confronter les données des campagnes de mesures à celles disponibles sur le bassin. Cette analyse est faite à partir des données des campagnes de mesures et de celles disponibles dans la base de données Naiades.

4.1 Introduction

Un des facteurs influençant les concentrations de nitrates dans les cours d'eau est les échanges nappes-rivières. Le flux souterrain peut augmenter les concentrations dans les cours d'eau lorsque les aquifères sont chargés en nitrates, ou à l'inverse les diluer lorsque les concentrations en nitrates dans les aquifères sont faibles. De plus, l'activité biogéochimique peut être importante dans la zone hyporhéique, interface où les eaux souterraines et de surface, de composition chimique différente, se mélangent (voir paragraphe 1.1.3.2 p. 11).

Les échanges nappes-rivières concernent principalement les aquifères alluviaux, nappes d'accompagnement du cours d'eau. Dans le bassin de la Vienne, les nappes alluviales sont situées dans la partie aval (voir paragraphe 2.5.7.1 p. 119). C'est donc cette zone qui a été échantillonnée au cours de deux campagnes de mesures effectuées dans le cadre de cette thèse en juillet et novembre 2021 autour de la problématique des échanges nappes-rivières.

Ces campagnes de mesures avaient également pour objectif d'établir des profils longitudinaux des principaux paramètres physico-chimiques sur la Vienne et ses deux principaux affluents, la Creuse et le Clain, afin d'identifier d'éventuelles zones actives, dans la rétention des nitrates notamment. Ces campagnes apportent d'autre part des données supplémentaires pour la calibration du modèle SWAT-RIVE sur le bassin de la Vienne.

En complément des campagnes de mesures, des profils longitudinaux ont été établis à partir des données disponibles sur le bassin afin d'étudier (1) la représentativité des mesures des campagnes et (2) l'évolution amont-aval et historique des flux sur l'ensemble du bassin, et notamment l'impact potentiel des retenues de barrage et des stations d'épuration. Ce dernier point vise à apporter des indications sur les éléments à prendre en compte dans la modélisation du bassin de la Vienne.

4.2 Matériel et Méthodes

Les prélèvements ont été faits dans le secteur aval du bassin, dans le cours d'eau et la nappe alluviale de la Vienne, de la Creuse et du Clain, sur 29 points de mesures d'eau de surface et

4.2. Matériel et Méthodes

14 d'eau souterraine (Figure 4.1). Le point kilométrique (pkm) 0 pour la Vienne est Lussac-les-Châteaux et le pkm 110 Chinon. Pour le Clain, les prélèvements vont de Chasseneuil-du-Poitou (pkm 0) à la confluence avec la Vienne, le pkm 21 est Cenon-sur-Vienne, 600 m en amont de la confluence. Pour la Creuse, le pkm 0 est la Roche-Posay et le pkm 38,5 est la Celle-Saint-Avant, 2,5 km en amont de la confluence avec la Vienne. Les protocoles d'échantillonnage et d'analyse sont décrits dans le Chapitre 2, paragraphe 2.5.7 (p. 119). Les paramètres mesurés sont le potentiel d'oxydo-réduction (redox), le pH, l'oxygène dissous, la température, la conductivité, l'alcalinité, le carbone organique dissous et particulaire, les matières en suspension, les chlorophylles et les ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , F^- , Cl^- , NO_2^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}).

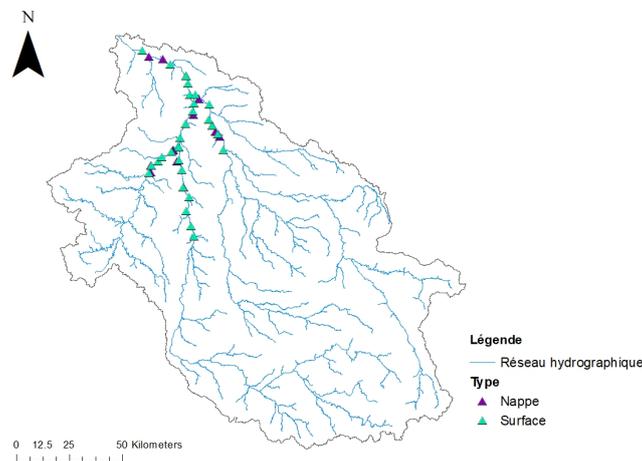


FIGURE 4.1 – Localisation des points échantillonnés lors des campagnes de mesures en juillet et novembre 2021

Les deux campagnes de mesures ont eu lieu du 26 au 30 juillet 2021 et du 29 novembre au 3 décembre 2021, période d'étiage pour la première et de moyennes eaux pour la deuxième. Cependant, les débits mesurés lors de la première période de mesures (juillet 2021) sont supérieurs aux débits médians (Figure 4.2). Il y a en effet eu une crue dix jours avant la période de mesures, le 15 juillet, observée sur les trois cours d'eau. Le pic représenté pendant la période de mesures pour le Clain à Dissay sur la figure est cependant une mesure non valide, la valeur validée dans l'Hydroportail (<https://hydro.eaufrance.fr/>) est $8,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et non de $37,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Lors de la deuxième campagne de mesures (novembre-décembre 2021), les débits sont à l'inverse inférieurs aux débits médians, l'automne ayant été sec. Une troisième

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

campagne était envisagée en février pour effectuer les mesures en période de hautes eaux, cependant les débits étaient faibles en début d'année 2022 (inférieurs aux débits médians, voir au QMM5 pour le Clain), cette campagne n'a pas eu lieu.

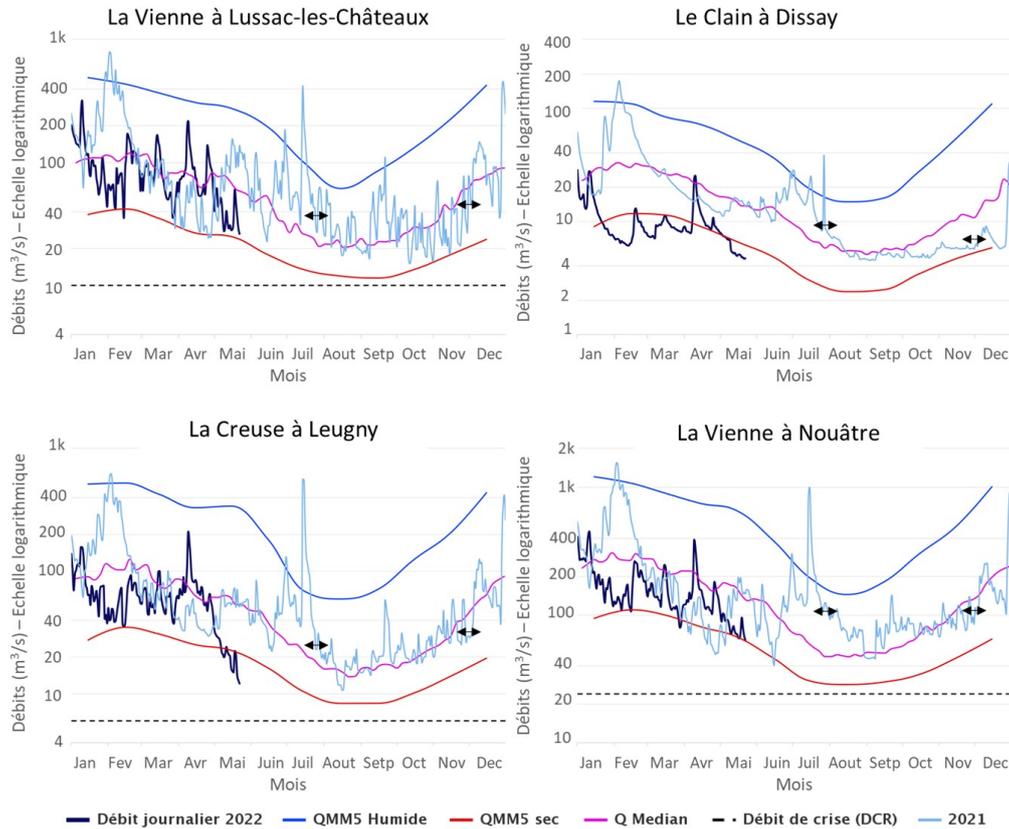


FIGURE 4.2 – Débits observés pendant les périodes de mesures (flèches horizontales, du 26 au 30 juillet et du 29 novembre au 3 décembre 2021), comparaison aux débits médians et mensuels interannuels quinquennaux humide et sec (Source : <http://www.eau-poitou-charentes.org>). Le débit mensuel interannuel quinquennal (QMM5) humide pour un mois considéré est le débit mensuel qui a une probabilité de 1/5 d'être dépassé chaque année, et le débit mensuel interannuel quinquennal sec une probabilité de 4/5

Afin d'évaluer la représentativité de nos mesures et d'analyser l'évolution amont-aval et historique des concentrations, toutes les données disponibles dans la base de données Naiades (<https://naiades.eaufrance.fr/>) ont été recueillies pour la Vienne, la Creuse et le Clain pour les principaux éléments étudiés : les formes de l'azote minéral, les orthophosphates et la silice, le phytoplancton, le carbone organique et les matières en suspension (Figure 4.3). La période de mesure est variable suivant les stations, les dates de mesures vont de janvier 1971 à juillet 2021. Les données de la base de données Naiades ont été regroupées pour cette analyse

4.3. Résultats et discussion

suisant six périodes de mesures : avant 1995, 1995-1999, 2000-2004, 2005-2009, 2010-2014 et 2015-2021 afin d'évaluer l'évolution historique des concentrations. Le point kilométrique 0 dans cette étude correspond pour chaque cours d'eau à la station de mesures la plus amont, soit la Vienne à Saint-Sétiers, la Creuse à Clairavaux et le Clain à Payroux.

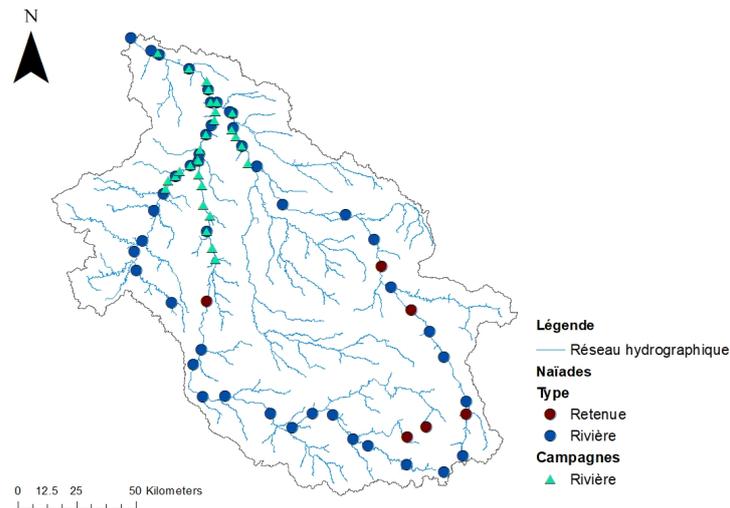


FIGURE 4.3 – Localisation des stations de mesures de qualité de l'eau sur la Vienne, la Creuse et le Clain échantillonnées lors des campagnes de mesures et centralisées dans la base de données Naïades (<https://naiades.eaufrance.fr/>)

4.3 Résultats et discussion

Les mesures obtenues sont présentées par cours d'eau, par campagne et par type (surface ou souterrain). Les résultats sont synthétisés dans la Table 4.1 puis détaillés par éléments. Les mesures de la base de données Naïades ont été regroupées en moyennes interannuelles par station et par période de 5 ans (7 ans pour la période la plus récente et variable pour la période la plus ancienne) dans un objectif d'analyse de l'évolution amont-aval et historique des concentrations. Les mesures des campagnes ont été comparées à ces moyennes dans les graphiques présentés ci-dessous, et, pour étudier la représentativité de nos mesures, aux valeurs ponctuelles mesurées de 2015 à 2021, regroupées par saison. Ces derniers résultats se trouvent en Annexe D. Le regroupement a été fait suivant les saisons météorologiques : l'hiver correspond aux mois de décembre à février, le printemps de mars à mai, l'été de juin à août et l'automne de septembre à novembre. Les mesures de la deuxième campagne (du 29/11 au 3/12) ont été associées à l'automne.

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

TABLE 4.1 – Moyenne et erreur standard des mesures obtenues lors des deux campagnes de mesures, par cours d'eau, par campagne et par type (S : surface, N : souterrain, Pa : indice phéopigments)

Élément (unité)	Type	Vienne		Clain		Creuse	
		Juillet	Novembre	Juillet	Novembre	Juillet	Novembre
Conductivité (μS)	S	229 \pm 13	225 \pm 12	591 \pm 4	716 \pm 2	239 \pm 4	269 \pm 6
	N	745 \pm 27	770 \pm 39	684 \pm 19	740 \pm 68	729 \pm 26	727 \pm 23
Potentiel redox	S		260 \pm 7		268 \pm 3		287 \pm 6
	N		294 \pm 16		231 \pm 77		289 \pm 7
O_2 (mg.l^{-1})	S	8,4 \pm 0,1	12,3 \pm 0,1	7,9 \pm 0,2	11,6 \pm 0,2	8,9 \pm 0,2	11,9 \pm 0,1
	N	7,1 \pm 0,7	6,7 \pm 1,1	1,6 \pm 0,3	4,2 \pm 1,3	5,7 \pm 1,8	6,2 \pm 1,5
O_2 (%)	S	96,5 \pm 1,6	99,6 \pm 0,5	90,0 \pm 2,3	93,4 \pm 1,7	98,2 \pm 1,1	99,1 \pm 0,5
	N	68,7 \pm 5,9	63,2 \pm 9,7	16,1 \pm 3,1	38,7 \pm 12,1	56,6 \pm 19,1	60,6 \pm 14,5
Température ($^{\circ}\text{C}$)	S	22,9 \pm 0,2	6,1 \pm 0,1	20,7 \pm 0,1	6,4 \pm 0,1	20,9 \pm 0,2	6,6 \pm 0,1
	N	15,2 \pm 0,4	12,2 \pm 0,8	15,9 \pm 0,8	11,3 \pm 1,4	14,1 \pm 0,4	13,0 \pm 0,8
pH	S	7,7 \pm 0,1	7,6 \pm 0,0	7,9 \pm 0,0	7,8 \pm 0,2	7,9 \pm 0,1	7,8 \pm 0,1
	N	7,2 \pm 0,1	7,1 \pm 0,1	7,4 \pm 0,2	7,2 \pm 0,1	7,0 \pm 0,1	7,0 \pm 0,2
NO_3^- (mgN.l^{-1})	S	2,0 \pm 0,1	1,9 \pm 0,1	6,8 \pm 0,0	7,8 \pm 0,1	1,8 \pm 0,0	2,0 \pm 0,1
	N	12,5 \pm 1,7	9,2 \pm 2,0	5,8 \pm 2,0	7,0 \pm 2,3	10,5 \pm 4,0	10,4 \pm 3,4
NH_4^+ (mgN.l^{-1})	S	0,02 \pm 0,00		0,18 \pm 0,08	0,02 \pm 0,00		
	N	0,02 \pm 0,01		0,76 \pm 0,18	2,21 \pm 0,00	0,03 \pm 0,02	
NO_2^- (mgN.l^{-1})	S	0,01 \pm 0,00	0,03 \pm 0,00	0,07 \pm 0,02	0,09 \pm 0,01	0,01 \pm 0,00	0,03 \pm 0,00
	N		0,03 \pm 0,00	0,12 \pm 0,04	0,03 \pm 0,00	0,02	0,03 \pm 0,00
PO_4^{3-} (mgP.l^{-1})	S	0,10 \pm 0,00	0,06 \pm 0,00	0,11 \pm 0,00	0,06 \pm 0,00	0,10 \pm NA	0,06 \pm 0,00
	N	0,16 \pm 0,01	0,12 \pm 0,02	0,14 \pm 0,01	0,10 \pm 0,02	0,12 \pm 0,01	0,10 \pm 0,02
SiO_2^- ($\text{mgSiO}_2^-.\text{l}^{-1}$)	S	12,6 \pm 0,1	12,6 \pm 0,2	10,9 \pm 0,1	10,8 \pm 0,5	13,0 \pm 0,1	15,7 \pm 0,2
	N	17,7 \pm 2,7	25,6 \pm 3,5	9,1 \pm 1,1	17,3 \pm 3,1	17,0 \pm 1,4	31,5 \pm 0,8
COD (mgC.l^{-1})	S	6,0 \pm 0,1	4,9 \pm 0,3	3,4 \pm 0,2	2,2 \pm 0,1	7,1 \pm 0,2	5,0 \pm 0,1
	N	1,5 \pm 0,2	3,5 \pm 1,4	1,7 \pm 0,4	2,9 \pm 2,0	1,8 \pm 0,2	2,5 \pm 0,4
HCO_3^- (mg.l^{-1})	S	85,0 \pm 6,1	77,9 \pm 6,5	274 \pm 4	324 \pm 1	101 \pm 2	109 \pm 3
	N	314 \pm 11	311 \pm 41	359 \pm 18	362 \pm 55	353 \pm 16	344 \pm 18
Cl^- (mg.l^{-1})	S	15,0 \pm 2,6	15,5 \pm 0,8	25,2 \pm 0,6	35,3 \pm 0,4	10,1 \pm 0,2	13,0 \pm 0,2
	N	29,0 \pm 3,0	24,6 \pm 2,6	22,3 \pm 1,7	24,9 \pm 3,0	18,0 \pm 3,6	16,5 \pm 3,0

4.3. Résultats et discussion

Table 4.1 – suite

Élément (unité)	Type	Vienne		Clain		Creuse	
		Juillet	Novembre	Juillet	Novembre	Juillet	Novembre
F ⁻ (mg.l ⁻¹)	S	0,09 ± 0,00	0,09 ± 0,00	0,11 ± 0,00	0,10 ± 0,00	0,11 ± 0,00	0,12 ± 0,00
	N	0,09 ± 0,02	0,24 ± 0,14	0,13 ± 0,02	0,14 ± 0,02	0,11 ± 0,01	0,13 ± 0,01
Br ⁻ (mg.l ⁻¹)	S	0,08 ± 0,00	0,13 ± 0,01	0,07 ± 0,00	0,10 ± 0,00	0,04 ± 0,00	0,07 ± 0,00
	N	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,09 ± 0,01
SO ₄ ²⁻ (mg.l ⁻¹)	S	2,8 ± 0,1	3,6 ± 0,1	4,4 ± 0,1	6,3 ± 0,1	2,1 ± 0,1	2,9 ± 0,1
	N	10,7 ± 1,8	13,5 ± 3,2	6,4 ± 1,4	6,6 ± 2,4	8,2 ± 2,5	9,0 ± 2,7
Na ⁺ (mg.l ⁻¹)	S	13,1 ± 1,6	14,3 ± 0,5	16,1 ± 0,4	21,6 ± 0,2	8,5 ± 0,1	10,3 ± 0,1
	N	15,5 ± 2,5	40,4 ± 21,7	11,6 ± 1,4	12,2 ± 2,0	10,6 ± 1,4	10,4 ± 1,2
K ⁺ (mg.l ⁻¹)	S	3,0 ± 0,3	3,7 ± 1,0	3,3 ± 0,1	3,8 ± 0,1	3,2 ± 0,0	3,1 ± 0,0
	N	2,8 ± 0,5	6,9 ± 4,3	3,7 ± 1,4	6,7 ± 4,3	3,0 ± 0,5	3,2 ± 0,4
Mg ²⁺ (mg.l ⁻¹)	S	4,7 ± 0,1	4,5 ± 0,2	9,9 ± 0,2	11,6 ± 0,1	4,9 ± 0,1	6,2 ± 0,0
	N	6,2 ± 1,2	7,3 ± 1,9	6,7 ± 0,8	7,2 ± 1,3	4,2 ± 0,4	4,4 ± 0,5
Ca ²⁺ (mg.l ⁻¹)	S	30,7 ± 2,5	24,9 ± 2,3	100,5 ± 0,3	115,8 ± 0,3	35,9 ± 0,7	35,6 ± 1,3
	N	139,6 ± 5,2	109 ± 15	136 ± 7	137 ± 11	147,8 ± 3,7	140,8 ± 4,6
COP (mgC.l ⁻¹)	S	0,4 ± 0,0		0,4 ± 0,1		0,3 ± 0,0	
MES (mg.l ⁻¹)	S	8,8 ± 1,0	3,5 ± 0,4	6,4 ± 0,8	1,9 ± 0,5	4,9 ± 0,7	1,5 ± 0,3
Chlorophylle (µg.l ⁻¹)							
a brute	S	1,6 ± 0,1	1,3 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1	1,3 ± 0,4	0,8 ± 0,1
a corrigée	S	0,8 ± 0,0	0,6 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,3 ± 0,0	0,6 ± 0,2	0,4 ± 0,1
b	S	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,3 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,0
c	S	2,4 ± 0,3	0,8 ± 0,1	2,8 ± 0,3	1,1 ± 0,2	3,7 ± 1,1	0,7 ± 0,1
Pa	S	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,2	0,4 ± 0,0

4.3.1 Éléments dissous

4.3.1.1 Azote

Les concentrations en nitrates sont cinq fois plus élevées dans les nappes alluviales de la Vienne et de la Creuse (en moyenne $10,8$ et $10,4$ $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ respectivement) que dans les cours d'eau ($2,0$ et $1,9$ $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ respectivement) (Figure 4.4). Sur le Clain, les concentrations dans la rivière sont plus élevées ($7,3$ $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$) et similaires aux concentrations dans les nappes ($6,4$ $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$). Un gradient amont-aval est observé sur la Vienne : les concentrations sont plus élevées à l'aval dans les nappes, et dans le cours d'eau elles augmentent avec l'arrivée du Clain. Les concentrations dans les eaux de surface sont similaires en juillet et novembre pour la Vienne et la Creuse, et supérieures d'environ 1 $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en novembre pour le Clain, de même que pour les nappes de ce bassin (en moyenne). Pour les nappes de la Vienne, les concentrations sont à l'inverse plus élevées en juillet (de 3 $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en moyenne). Concernant l'ammonium, seules trois mesures en novembre sont supérieures au seuil de quantification. En juillet, un plus grand nombre de mesures sont supérieures au seuil de quantification mais les concentrations restent faibles, inférieures à $0,07$ $\text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{l}^{-1}$ sur la Vienne et la Creuse. Le maximum observé en rivière est $0,5$ $\text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{l}^{-1}$, sur le Clain, et en nappe $2,2$ $\text{mgN-NH}_4^+ \cdot \text{l}^{-1}$, sur le bassin du Clain également. Les concentrations en nitrites sont plus faibles en juillet, deux-tiers des mesures sont inférieures au seuil de quantification (de $0,001$ $\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{l}^{-1}$). Les concentrations sont d'autre part deux fois plus élevées sur le Clain, et augmentent sur ce cours d'eau vers l'aval.

Comparé à la Vienne et à la Creuse, le Clain présente des concentrations plus élevées en nitrates, nitrites et ammonium. Le bassin du Clain est dominé par les grandes cultures, les pollutions diffuses agricoles sont plus importantes sur ce territoire. Les concentrations plus élevées sur le Clain pourraient provenir des nappes, pour lesquelles les concentrations sont plus élevées que dans les cours d'eau. De plus, les mesures sur ce cours d'eau ont été faites à l'aval des rejets des stations d'épuration de l'agglomération de Poitiers, seconde agglomération du bassin de la Vienne, sources de nitrates mais également de nitrites et d'ammonium. La référence de qualité pour les nitrates est de 50 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$, soit $11,3$ $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$. Cette valeur est dépassée dans quelques mesures de nappes de l'aval de la Vienne et de la Creuse.

4.3. Résultats et discussion

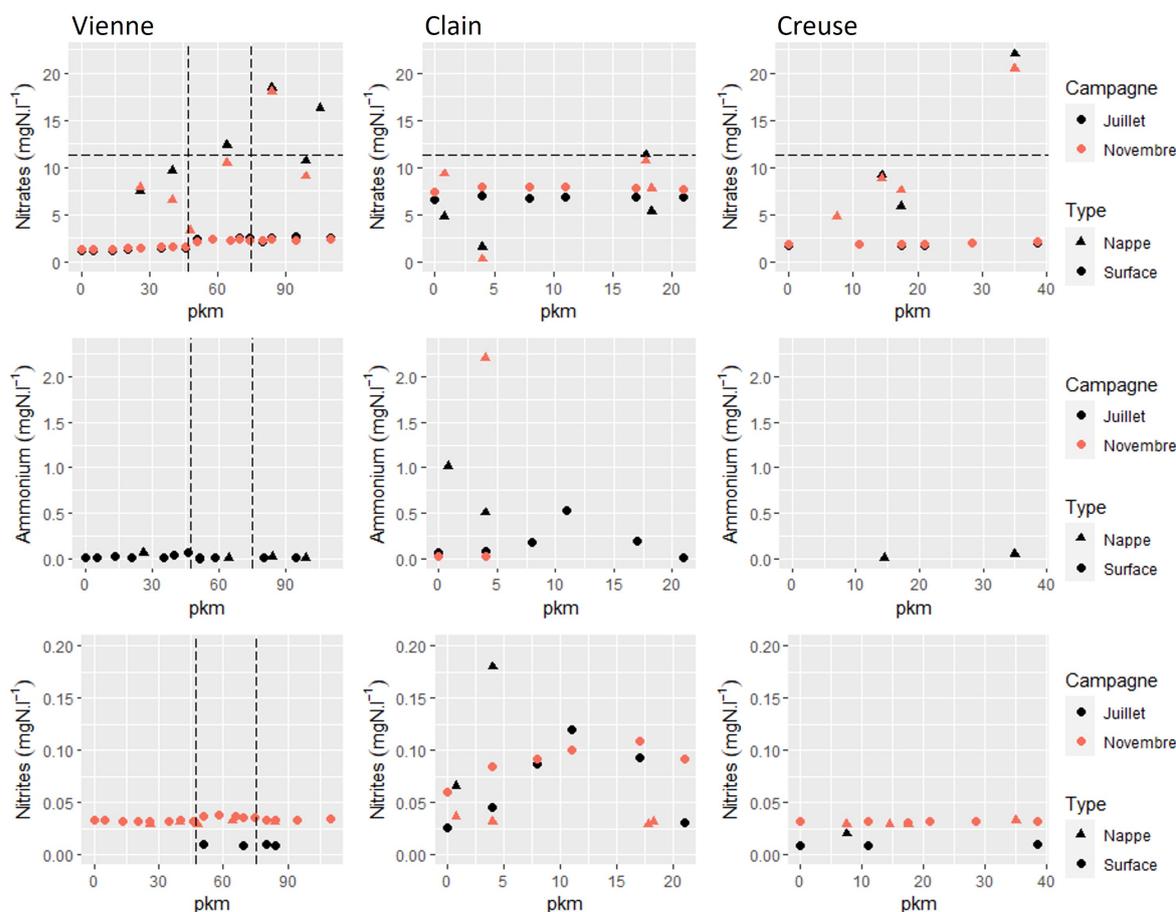


FIGURE 4.4 – Concentrations en nitrates, ammonium et nitrites mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés verticaux marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement, les pointillés horizontaux la limite de qualité d'eau pour les nitrates de $11,3 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$

Les concentrations mesurées en nitrates pendant les campagnes sont similaires aux moyennes de 2010-2021 sur la Creuse et le Clain, mais sont légèrement plus basses pour la Vienne (Figure 4.5). Comparées aux valeurs ponctuelles de la période 2015-2021, les concentrations des campagnes sont dans l'intervalle des mesures (Annexe D.1). Les valeurs les plus hautes sont mesurées en hiver et au printemps, périodes non échantillonnées. Comme observé pour les mesures des campagnes, les concentrations en nitrates augmentent de l'amont à l'aval sur la Vienne, de $2 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en moyenne à la Vienne à Saint-Sétiers à $12 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ à la Vienne à Candes-Saint-Martin. Les concentrations augmentent notamment avec l'arrivée du Clain, cours d'eau pour lequel les concentrations sont en moyenne de $32 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ au niveau de la confluence avec la Vienne. Un gradient amont-aval est également observé sur

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

la Creuse. Ces gradients suivent le changement d'occupation du sol entre l'amont du bassin dominé par les forêts et l'élevage et l'aval où se trouvent la majorité des grandes cultures. Les concentrations restent cependant inférieures à $10 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ sur la Creuse, et l'arrivée de la Creuse a tendance à diminuer les concentrations en nitrates de la Vienne. Concernant l'évolution temporelle, les moyennes les plus basses sont observées pour la période antérieure à 1995. Il n'y a pas de diminution ou d'augmentation nette pour les autres périodes.

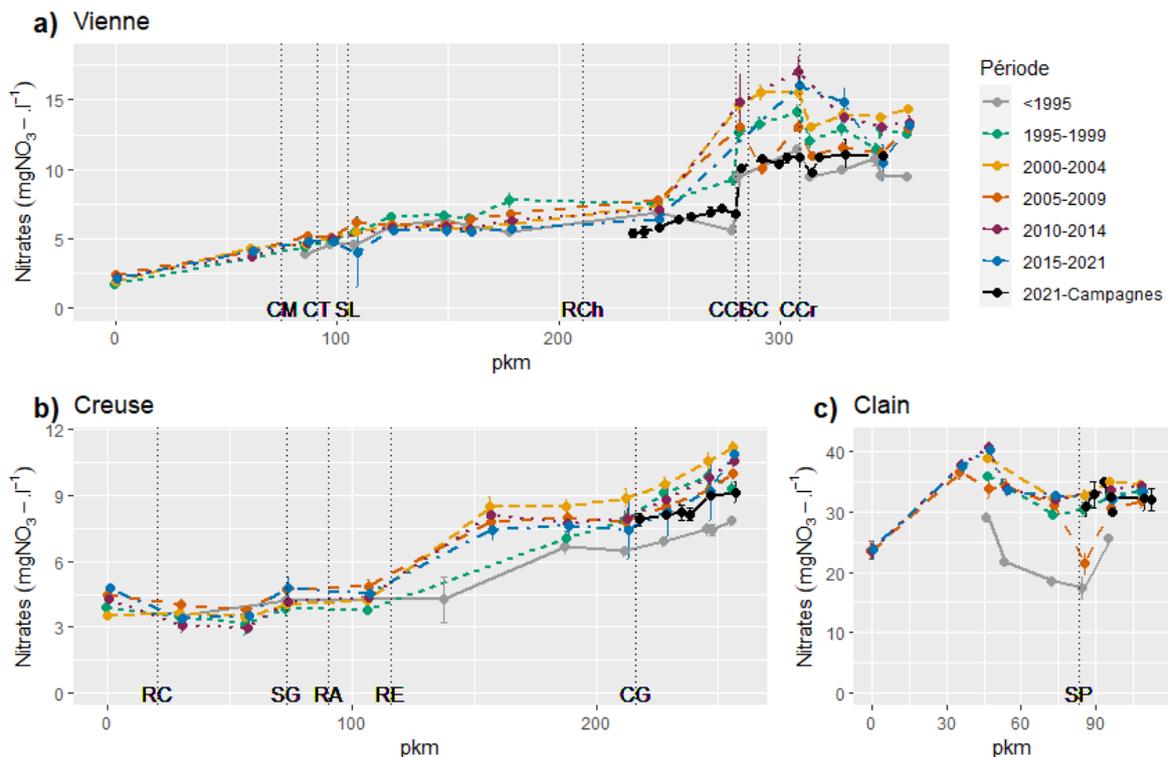


FIGURE 4.5 – Concentrations moyennes en nitrates mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtellerault, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

4.3. Résultats et discussion

Les concentrations en ammonium sont basses sur la Vienne pour les mesures des campagnes et celles de la base de données Naïades (Figure 4.6). Sur la Creuse, aucune mesure sur ce cours d'eau n'était supérieure au seuil de quantification lors des campagnes de mesures, et les concentrations de la base de données Naïades restent basses. Sur le Clain, un pic est observé au niveau de la station d'épuration de Poitiers pour la base de données Naïades, et quelques kilomètres plus à l'aval pour nos mesures. Les concentrations en ammonium ont diminué dans les années 2000. Cela est corrélé avec la mise en place de traitements de nitrification dans les stations d'épuration.

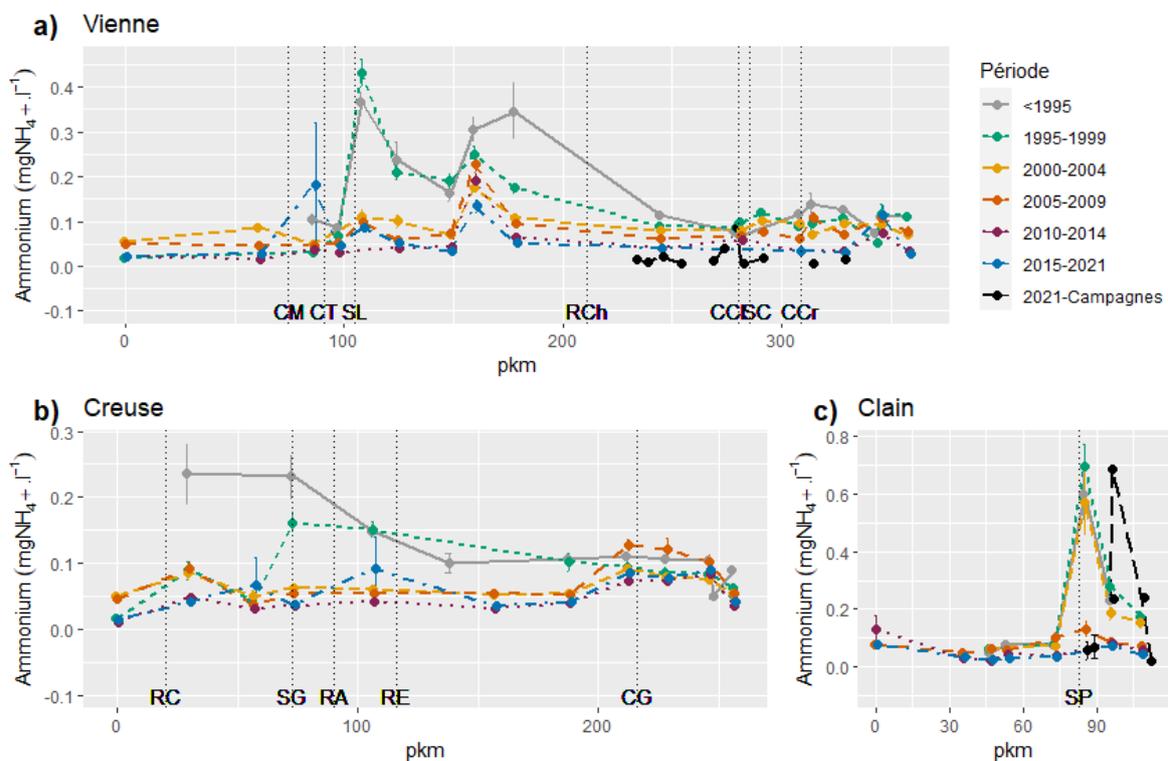


FIGURE 4.6 – Concentrations moyennes en ammonium mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naïades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

Les concentrations en nitrites des campagnes de mesures sont du même ordre de grandeur que les mesures de la base de données Naiades mais supérieures aux moyennes des périodes les plus récentes (Figure 4.7). Les concentrations ont diminué à l'aval des stations d'épuration de Limoges et de Poitiers dans les années 2000.

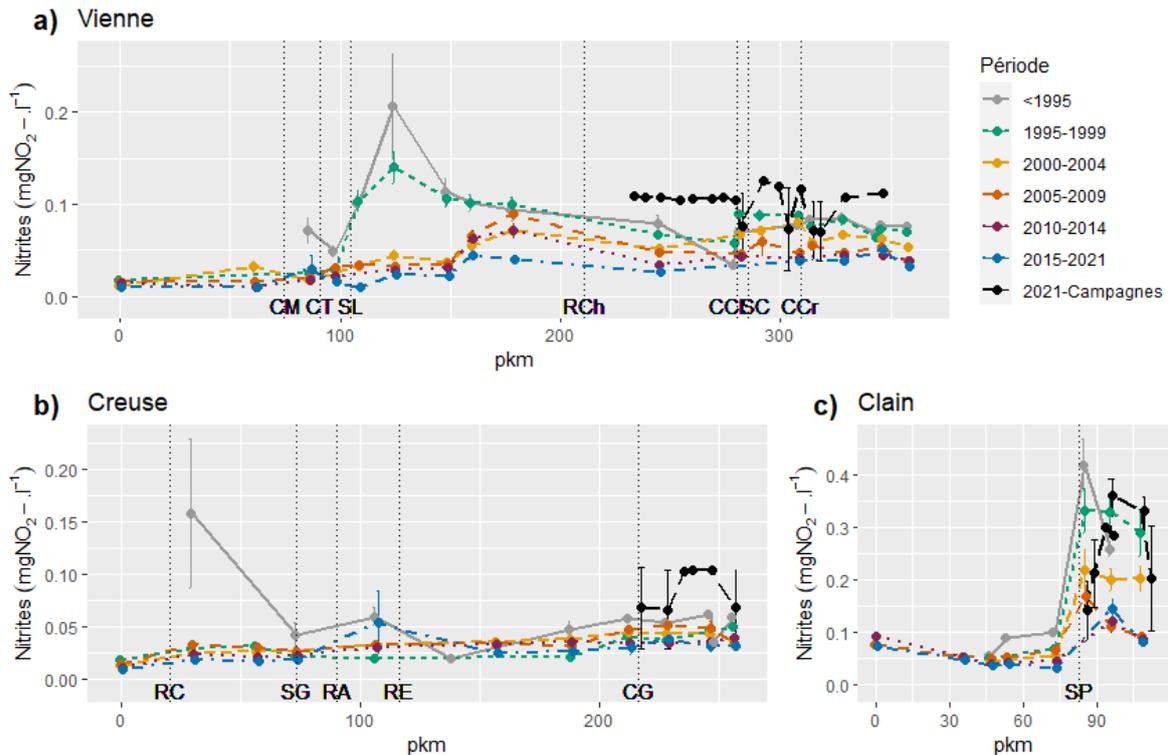


FIGURE 4.7 – Concentrations moyennes en nitrites mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

4.3. Résultats et discussion

4.3.1.2 Phosphore

Les concentrations en orthophosphates sont proches sur les trois cours d'eau et plus élevées en juillet ($0,11 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ en moyenne en juillet et $0,06 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ en novembre) (Figure 4.8). Il y a cependant plus de données en dessous du seuil de quantification en juillet (de $0,001 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$), en particulier sur la Creuse. Les concentrations les plus élevées se trouvent dans les nappes, le maximum mesuré est $0,18 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. Les concentrations en orthophosphates sont faibles sur l'ensemble des mesures. Les concentrations plus élevées à l'étiage peuvent provenir d'une dilution moins importante des flux avec la baisse des débits (Breard, 1990).

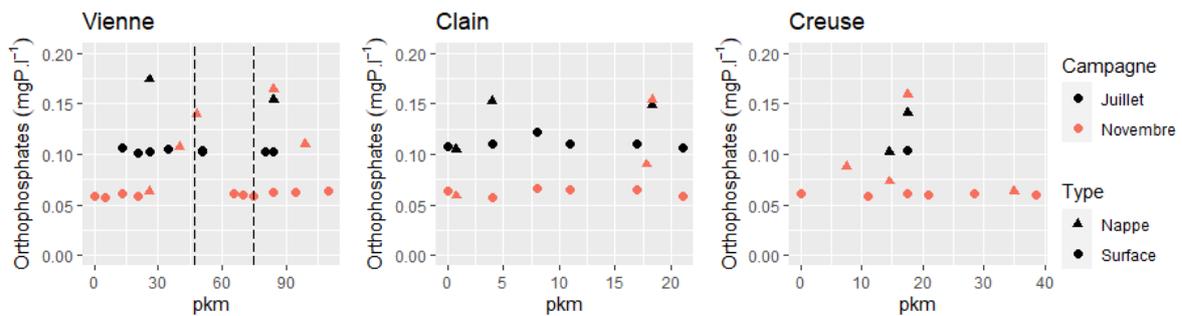


FIGURE 4.8 – Concentrations en orthophosphates mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés verticaux marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

Dans l'analyse de l'eutrophisation de la Loire, Minaudo et al. (2015) observe une diminution des concentrations en chlorophylle a entre 1980 et 2012 sur le bassin de la Loire corrélée à une diminution des concentrations en orthophosphates suite à la mise en place de traitements de déphosphatation dans les stations d'épuration et à l'interdiction des phosphates dans les lessives (2007). La diminution des concentrations en orthophosphates s'observe nettement sur le bassin de la Vienne, dans les années 2000 (Figure 4.9). Des dynamiques similaires à celles de la chlorophylle a sont retrouvées sur les trois cours d'eau (voir paragraphe 4.3.2.3 p. 198).

Les valeurs de concentrations en orthophosphates mesurées lors des campagnes de mesures sont plus proches des moyennes de 1995-1999 et 2000-2004 que de celles de 2015-2021. Les concentrations mesurées sont dans l'intervalle des mesures de 2015-2021, mais dans les valeurs les plus hautes (Annexe D.4). Les mesures des campagnes ne représentent d'autre part pas la

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

totalité du cycle hydrologique. L'étiage a été échantillonné pendant les campagnes, période où les concentrations en orthophosphates sont plus importantes. Ainsi, des valeurs deux fois plus élevées ont été mesurées en juillet par rapport à novembre.

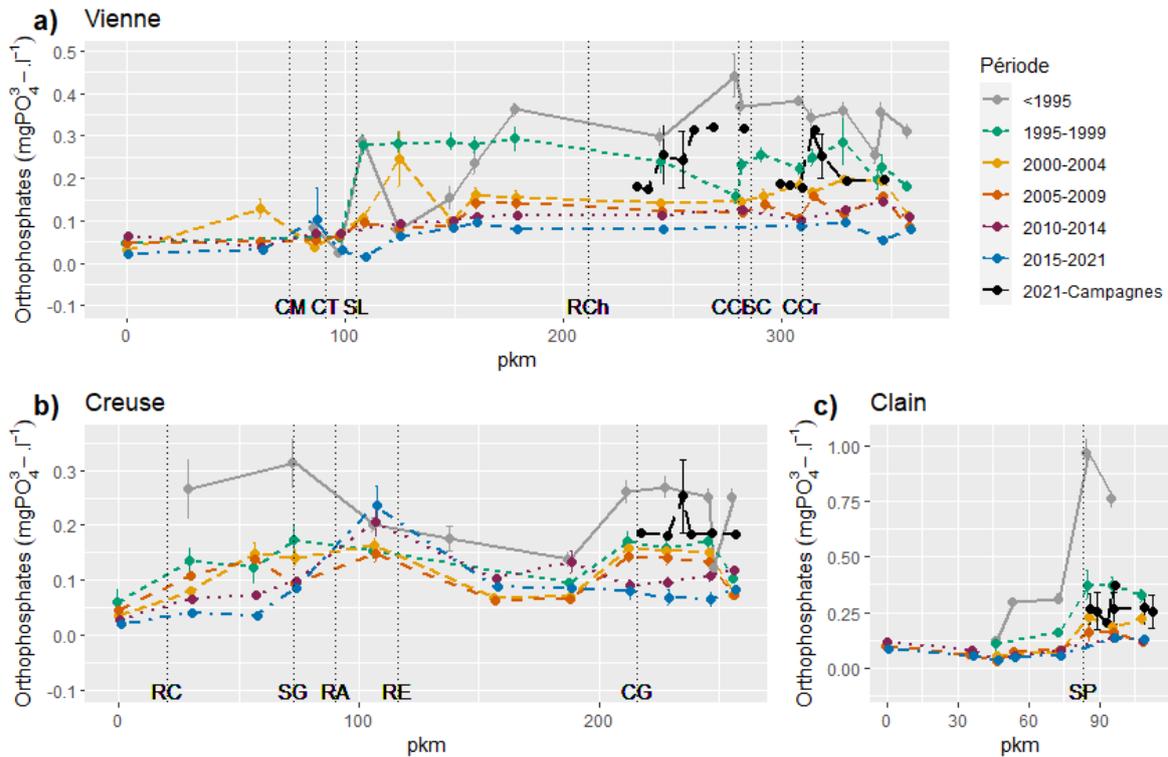


FIGURE 4.9 – Concentrations moyennes en orthophosphates mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Nâïades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

4.3. Résultats et discussion

4.3.1.3 Silice

Les concentrations en silice dissoute dans les eaux de surface sont légèrement inférieures sur le Clain, avec une moyenne pour les deux campagnes de $10,9 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ pour $12,6 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ sur la Vienne et $14,3 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ sur la Creuse (Figure 4.10). Les concentrations sont constantes en juillet et novembre pour la Vienne et le Clain, mais supérieures en novembre pour la Creuse ($12,9 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ en juillet et $15,7 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ en novembre). Contrairement aux autres éléments pour lesquels les concentrations dans les nappes sont proches en juillet et en novembre, les concentrations en silice ne sont pas stables dans les nappes. Elles sont supérieures en novembre. Les concentrations en juillet sont plus proches des concentrations observées dans les eaux de surface, en particulier sur le Clain où elles sont en moyenne de $9 \text{ mg SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Les concentrations dans les nappes des deux autres cours d'eau sont plus élevées. Sur la Vienne, les concentrations dans les nappes augmentent de l'amont au point kilométrique 80 puis diminuent.

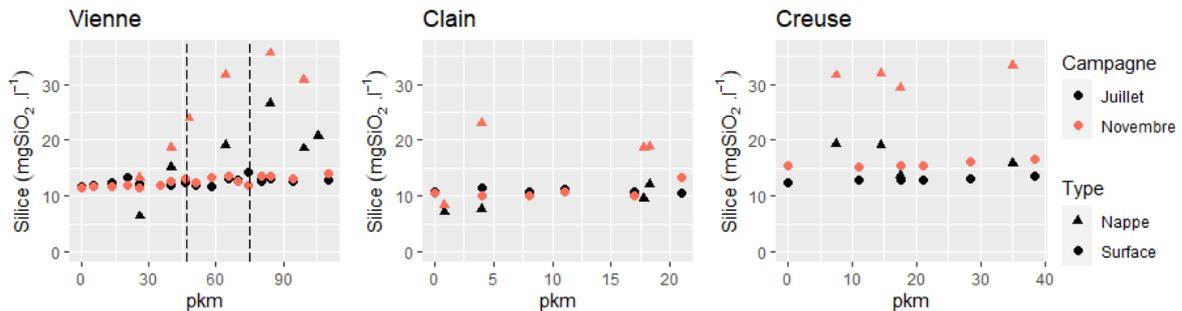


FIGURE 4.10 – Concentrations en silice dissoute mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés verticaux marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

Les concentrations en silice sont liées à la géologie du bassin ainsi qu'à l'absorption par les diatomées. Les concentrations peuvent diminuer au printemps avec le développement des diatomées, mais cette période n'a pas été échantillonnée. Dans des bassins fortement anthropisés la silice peut devenir limitante par rapport aux quantités d'azote et de phosphore importantes (Garnier et al., 1995). Les concentrations élevées suggèrent que ce n'est pas le cas pour l'aval du bassin de la Vienne.

Les moyennes des campagnes de mesures sont plus élevées que celles de la base de don-

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

nées Naiades : $14 \text{ mgSiO}_2.\text{l}^{-1}$ et $11 \text{ mgSiO}_2.\text{l}^{-1}$ respectivement pour la Creuse, $13 \text{ mgSiO}_2.\text{l}^{-1}$ et $9 \text{ mgSiO}_2.\text{l}^{-1}$ respectivement pour la Vienne et $11 \text{ mgSiO}_2.\text{l}^{-1}$ et $9 \text{ mgSiO}_2.\text{l}^{-1}$ respectivement pour le Clain (Figure 4.11). Les mesures des campagnes sont cependant dans l'intervalle des mesures de la base de données Naiades mais correspondent aux valeurs hautes mesurées (Annexe D.5). Le printemps, période où les concentrations en silice sont les plus basses en moyenne, n'a pas été échantillonné. Les concentrations sont en moyenne globalement constantes de l'amont à l'aval pour la Creuse, diminuent sur le Clain et sur la Vienne augmentent jusqu'au pkm 150, diminuent puis augmentent à nouveau à l'aval. Les mesures de silice dissoute sur le bassin concernent uniquement la période 2010-2014, ce qui ne permet pas d'analyser l'évolution temporelle.

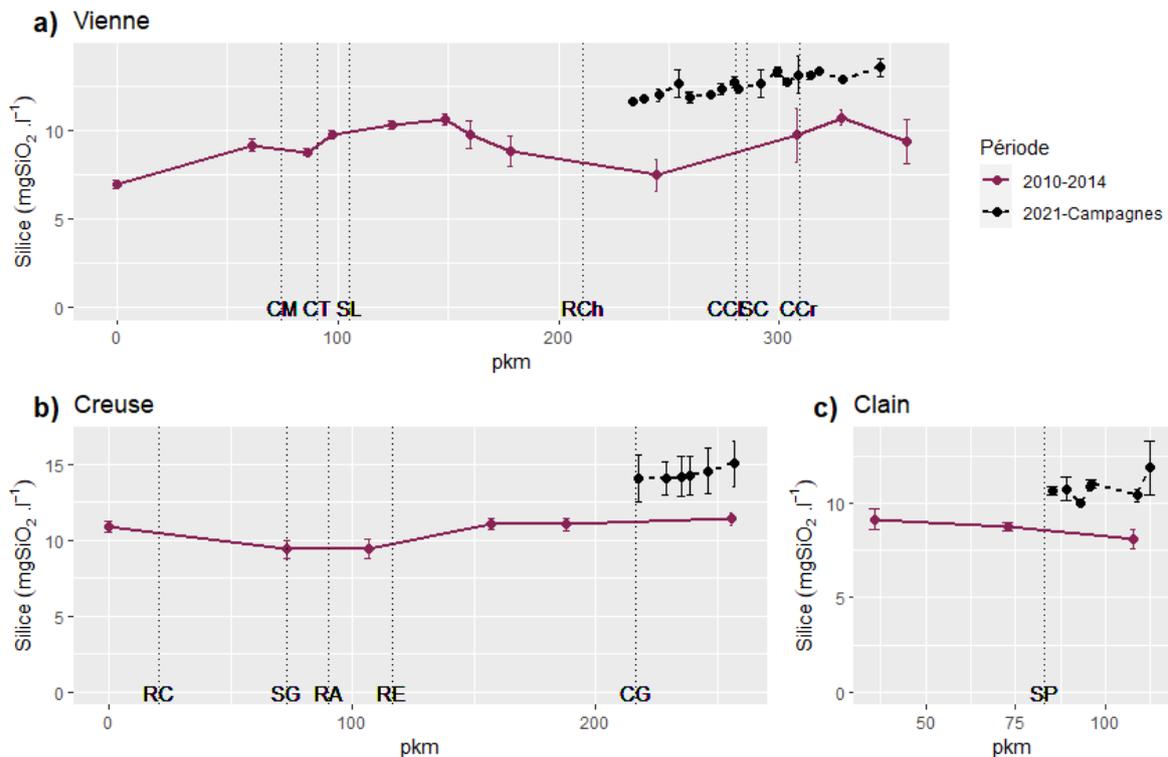


FIGURE 4.11 – Concentrations moyennes en silice mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

4.3. Résultats et discussion

4.3.1.4 Carbone organique dissous

Les concentrations en carbone organique dissous dans les eaux de surface sont en moyenne de $5,5 \text{ mg C.l}^{-1}$ sur la Vienne et de $6,0 \text{ mg C.l}^{-1}$ sur la Creuse (Figure 4.12). Elles sont deux fois inférieures dans les eaux de surface du Clain ($2,8 \text{ mg C.l}^{-1}$ en moyenne). Les concentrations dans les nappes sont similaires pour les trois cours d'eau, avec des moyennes de $2,2 \text{ mg C.l}^{-1}$ pour la Creuse, $2,3 \text{ mg C.l}^{-1}$ pour le Clain et $2,5 \text{ mg C.l}^{-1}$ pour la Vienne. Concernant la période de mesure, les concentrations en juillet sont supérieures dans les eaux de surface aux concentrations mesurées en novembre, de 1 mg C.l^{-1} environ pour la Vienne et le Clain et de 2 mg C.l^{-1} pour la Creuse. Les concentrations dans les nappes sont stables, exceptés deux points de mesure en novembre avec des concentrations à 9 mg C.l^{-1} .

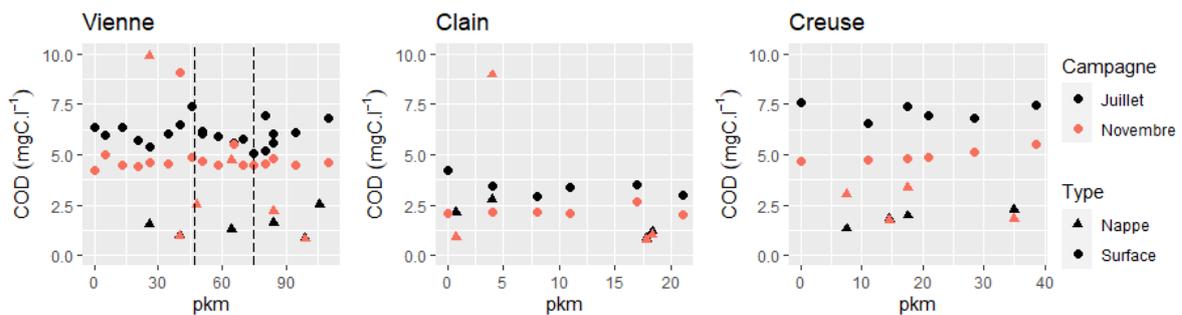


FIGURE 4.12 – Concentrations en carbone organique dissous mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés verticaux marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

Les concentrations en carbone organique dissous sont élevées sur la Vienne et la Creuse. Sur la Vienne, Coularis (2016) a mesuré en 2013 et 2014 des concentrations similaires avec une valeur moyenne $6,3 \pm 1,6 \text{ mg C.l}^{-1}$, valeurs 1,5 fois plus élevées que sur la Loire et ses autres affluents. Coularis (2016) avance deux hypothèses : le COD serait issu d'une décomposition des débris végétaux importante avec le débit faible, ce qui serait à l'origine de la couleur brune observée, ou le COD serait apporté par les eaux souterraines. Les valeurs mesurées lors de nos campagnes de mesures dans les nappes alluviales de la Vienne et de la Creuse sont 2 fois inférieures à celles des cours d'eau (exceptés deux points à 9 mg C.l^{-1}), cette dernière hypothèse ne semble donc pas être le cas. De même pour l'amont du bassin, la moyenne calculée sur 12 stations de la base de données ADES donne un carbone organique moyen

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

similaire aux moyennes mesurées lors des campagnes : $2,1 \text{ mgC.l}^{-1}$. Le COD peut également provenir des stations d'épuration et des rejets agricoles tels que les fumiers et lisiers. La Creuse et la Vienne amont sont notamment des territoires où l'élevage est dominant. D'autre part, les eaux de tourbières sont également riches en COD, les nombreuses zones tourbeuses sur le plateau des Millevaches peuvent également expliquer ces concentrations élevées (Conseil Départemental de la Creuse, 2017).

Les concentrations mesurées au cours des campagnes de mesures sont du même ordre de grandeur que celles de la base de données Naiades (Figure 4.13). Sur la Vienne, une augmentation des concentrations moyennes en COD est observée après le point kilométrique 150 (la Vienne à Chaillac-sur-Vienne) et le point kilométrique 160 (la Vienne à Chabanais). Entre ces deux stations se trouve un complexe papetier. Les documents du SAGE Vienne (Commission Locale de l'Eau du SAGE du Bassin de la Vienne, 2002) soulignent l'impact de ces rejets industriels, insuffisamment épurés en matières organiques peu biodégradables. Les rejets en matières organiques de cette entreprise ont cependant diminué de 35% depuis 2015 avec l'évolution du procédé de fabrication (<https://agence.eau-loire-bretagne.fr>). Cette évolution est visible sur la Figure 4.13 : les concentrations mesurées sur la période 2015-2021 sont en moyenne plus faibles que pour les périodes antérieures, en particulier la période 2010-2014. Sur la Creuse, les concentrations en carbone organique dissous augmentent entre les deux premières stations, puis sont en moyennes constantes. Sur le Clain, les concentrations sont plus élevées à la station la plus amont, puis sont en moyenne constantes sur les stations suivantes, même si les écarts-types montrent une variabilité dans les mesures. Il n'y a pas d'autres différences marquées entre les différentes périodes pour les concentrations moyennes de carbone organique dissous, à part pour la période antérieure à 1995, pour laquelle les concentrations mesurées sont dans l'ensemble supérieures.

4.3. Résultats et discussion

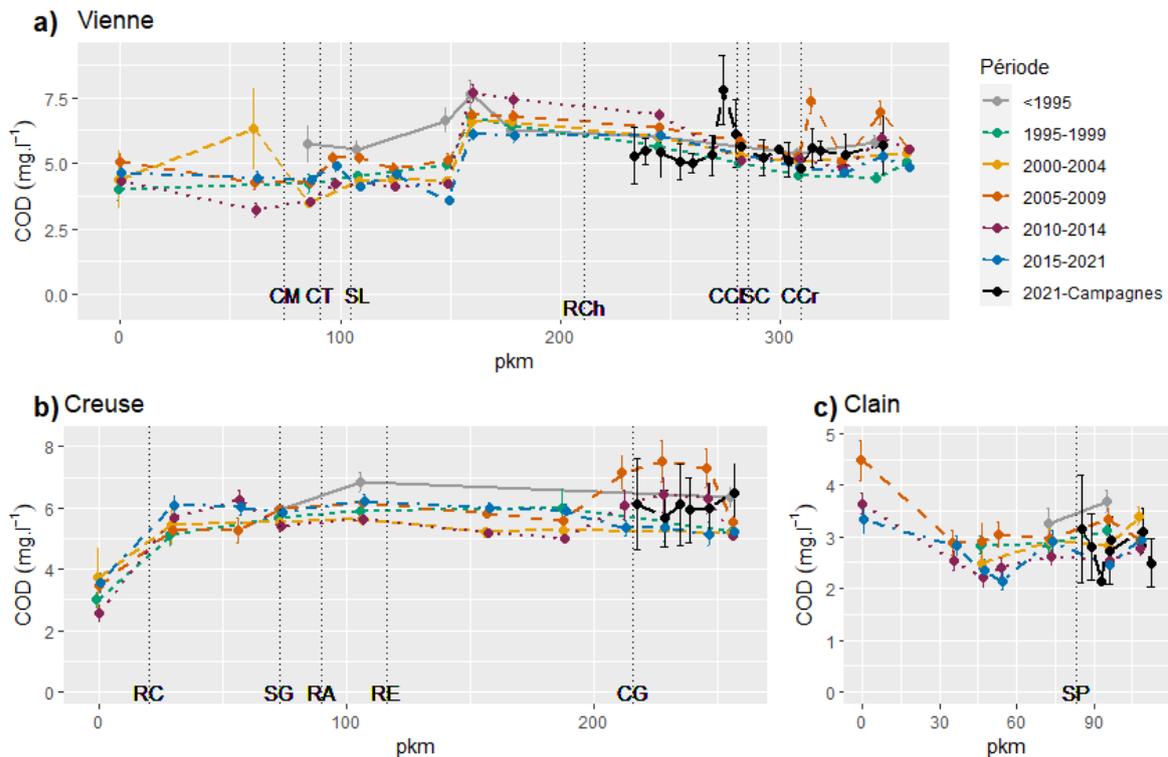


FIGURE 4.13 – Concentrations moyennes en carbone organique dissous mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Charde, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

4.3.1.5 Autres anions majeurs

La Figure 4.14 présente les concentrations mesurées pour les principaux anions (hors ceux présentés ci-dessus). Des résultats similaires à ceux des nitrates sont obtenus pour les bicarbonates, les ions chlorures et les sulfates : des concentrations plus élevées sur le Clain et du même ordre de grandeur que dans les nappes, tandis que les concentrations dans les eaux de surface de la Vienne et de la Creuse sont très inférieures à celles mesurées dans leur nappe d'accompagnement. Les ions bromures présentent des résultats différents : en novembre, les concentrations augmentent de l'amont à l'aval sur la Vienne jusqu'à la confluence avec la Creuse, tandis qu'elles diminuent en juillet.

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

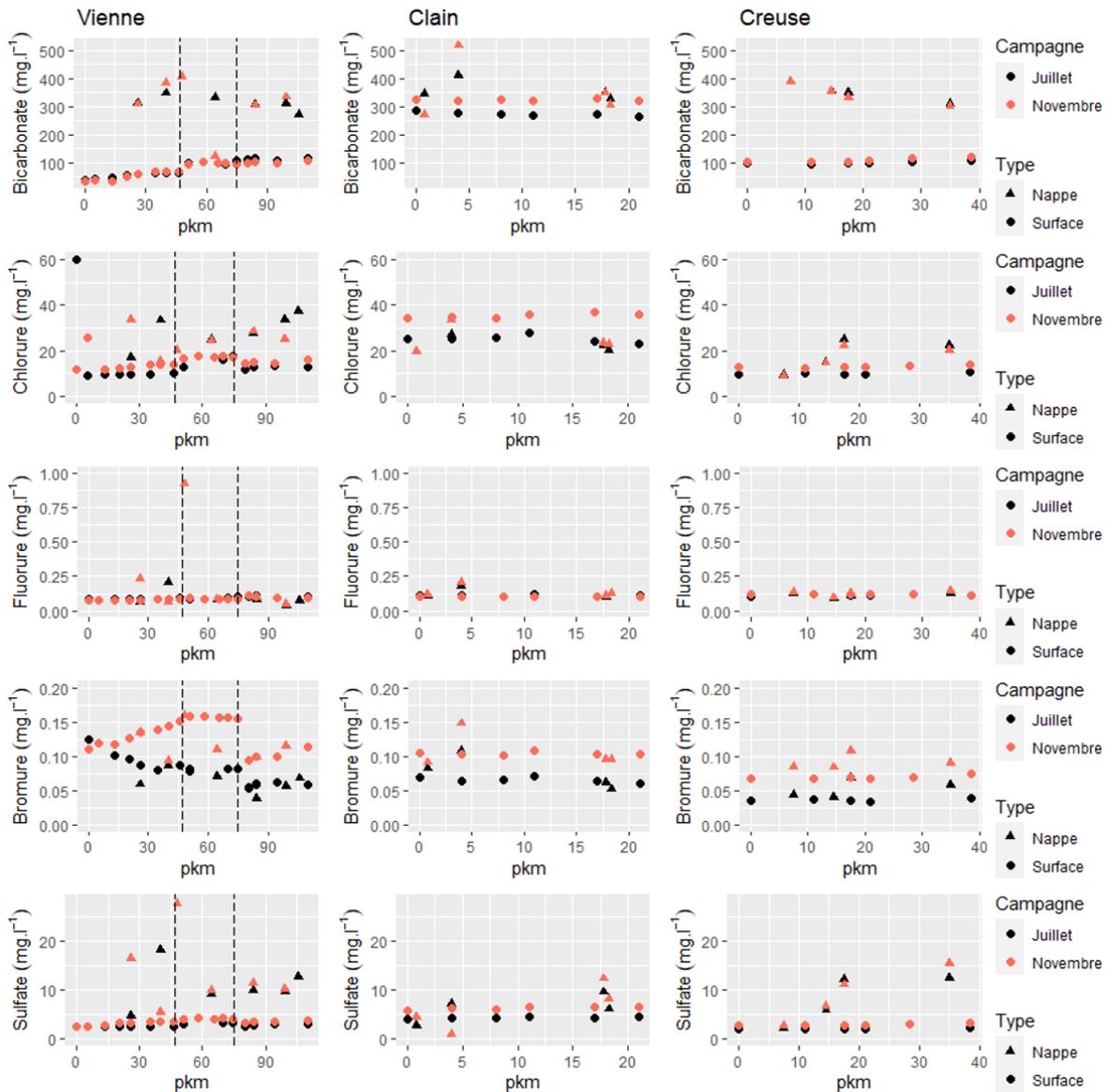


FIGURE 4.14 – Concentrations en anions mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés verticaux marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

4.3.1.6 Autres cations majeurs

La Figure 4.15 présente les concentrations mesurées pour les principaux cations (hors ceux présentés ci-dessus). Les ions calcium présentent également des résultats similaires aux nitrates, ions chlorures, sulfates et bicarbonates : des concentrations plus élevées sur le Clain et du même ordre de grandeur que dans les nappes, tandis que les concentrations dans les

4.3. Résultats et discussion

eaux de surface de la Vienne et de la Creuse sont très inférieures à celles mesurées dans leur nappe d'accompagnement. Pour les ions magnésium, les concentrations sont plus élevées dans les eaux de surface du Clain que dans les autres cours d'eau mais les concentrations dans les nappes sont plus variables : elles sont du même ordre de grandeur que dans les cours d'eau sur l'aval de la Vienne et la Creuse.

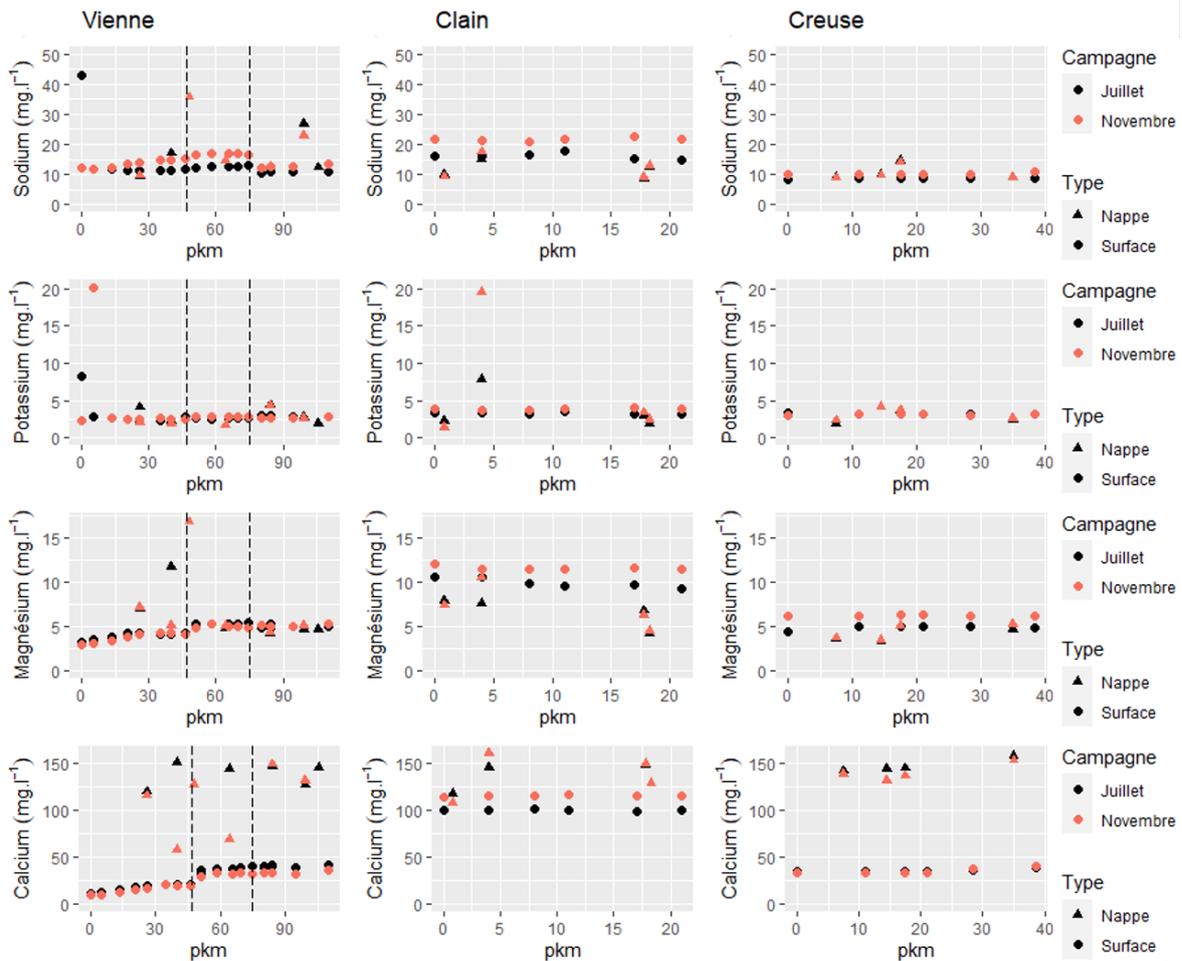


FIGURE 4.15 – Concentrations en cations mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés verticaux marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement. Deux points nappes sur la Vienne sont hors échelle : Na^+ pkm 40 à 147 mg.l^{-1} et K^+ pkm 48 à 28 mg.l^{-1} .

4.3.1.7 Oxygène

Les concentrations en oxygène dissous mesurées sur les trois cours d'eau sont en moyenne de 12 mg.l⁻¹ en novembre et 8 mg.l⁻¹ en juillet, la solubilité de l'oxygène diminuant lorsque la température de l'eau augmente (Figure 4.16). Les concentrations mesurées dans les nappes alluviales du Clain sont faibles en juillet (2 mg.l⁻¹), de même que le taux de saturation. Le taux de saturation est plus faible dans les nappes que dans les cours d'eau, où l'eau est à saturation ou proche de la saturation. Un gradient amont-aval est observé dans les eaux de surface du Clain, à la fois au niveau des concentrations et du taux de saturation.

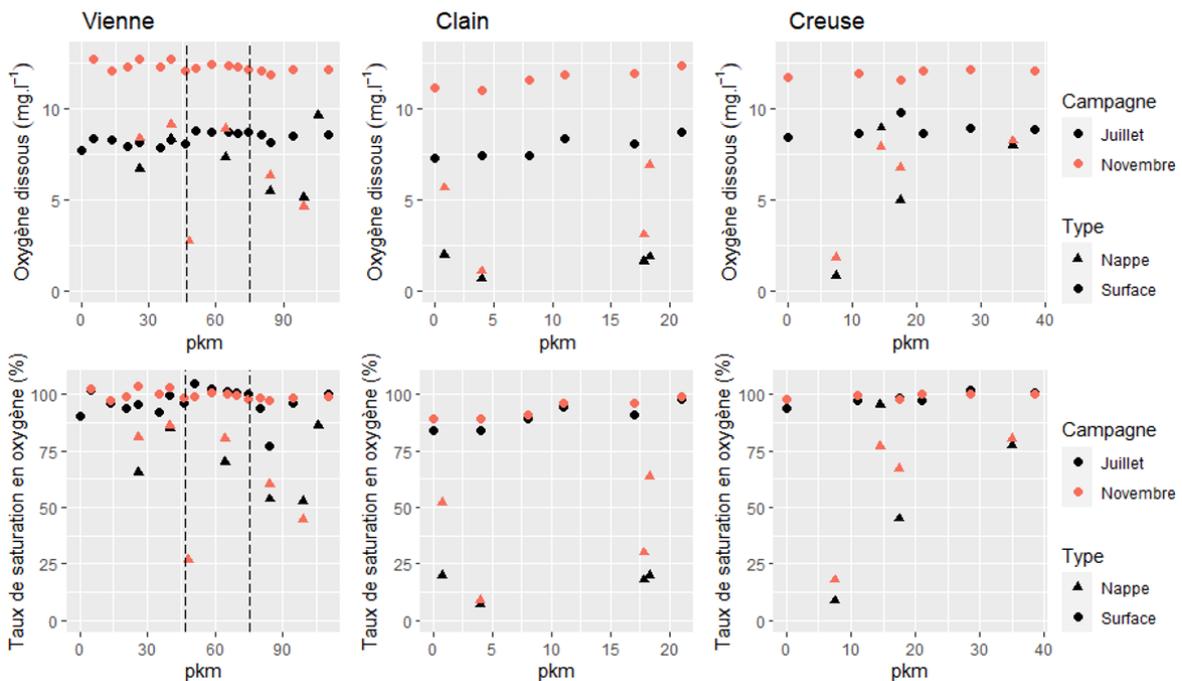


FIGURE 4.16 – Pourcentage de saturation et concentrations en oxygène mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

4.3. Résultats et discussion

4.3.2 Éléments particulaires

4.3.2.1 Carbone organique particulaire

Les concentrations en carbone organique particulaire sont constantes sur la Creuse, diminuent vers l'aval sur le Clain (excepté le dernier point) et sont variables sur la Vienne (Figure 4.17). Elles sont en moyennes de $0,27 \text{ mg.l}^{-1}$ sur la Creuse est de $0,43 \text{ mg.l}^{-1}$ sur la Vienne et le Clain. Le maximum mesuré est $0,8 \text{ mg.l}^{-1}$ et le minimum $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$. Coularis (2016) a mesuré des valeurs similaires sur la Vienne, entre $0,3$ et $1,3 \text{ mg.l}^{-1}$, le maximum étant mesuré en mars, période non échantillonnée dans cette thèse. Dans la base de données Naiades, les moyennes des quelques concentrations disponibles sont plus basses : $0,19 \text{ mg.l}^{-1}$ ($0,18 \text{ mg.l}^{-1}$ pour la Vienne, $0,28 \text{ mg.l}^{-1}$ le Clain, $0,14 \text{ mg.l}^{-1}$ pour la Creuse).

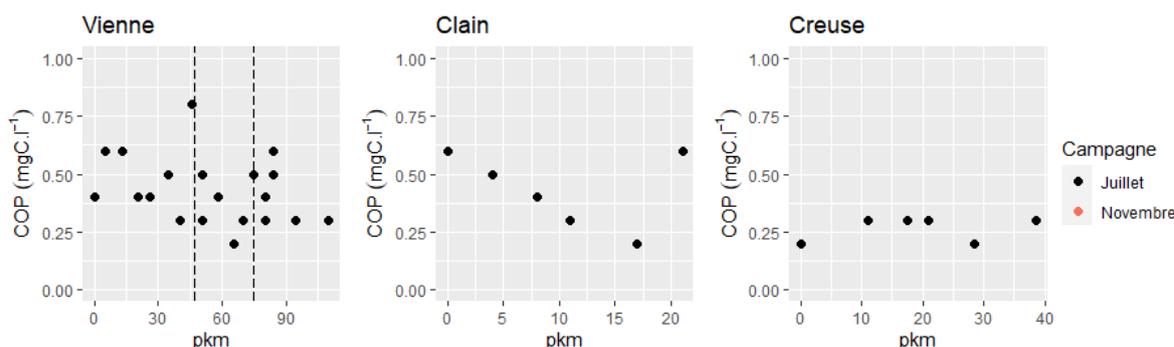


FIGURE 4.17 – Concentrations en carbone organique particulaire mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkms) et avec la Creuse (75 pkms) respectivement.

4.3.2.2 Matières en suspension

Les concentrations mesurées sur la Vienne sont plus élevées que celles mesurées sur le Clain et la Creuse, et plus variables (Figure 4.18). Les concentrations sont plus élevées pour les trois cours d'eau en juillet qu'en novembre mais restent faibles, avec une moyenne de $2,7 \text{ mg.l}^{-1}$ en novembre et $7,5 \text{ mg.l}^{-1}$ en juillet, une concentration maximale mesurée de 18 mg.l^{-1} et minimale de $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$. Ces valeurs concordent avec celles mesurées par Coularis (2016) : sur les affluents rive gauche de la Loire (Vienne, Allier et Cher) les concentrations restent

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

inférieures à 14 mg.l^{-1} . La Vienne et la Creuse possèdent de nombreux barrages, susceptibles de retenir les matières en suspension. Une autre hypothèse est une faible production dans les versants.

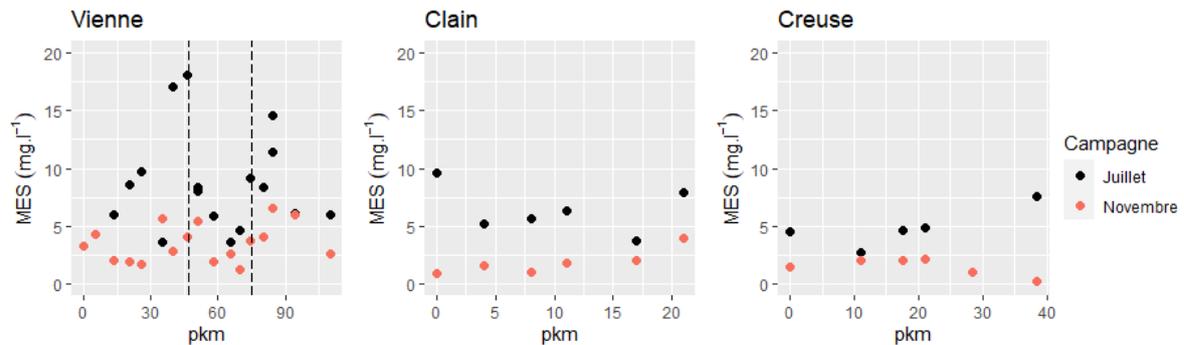


FIGURE 4.18 – Concentrations en matières en suspension mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

Les concentrations en matières en suspension sont en moyenne constantes sur les trois cours d'eau de l'amont à l'aval (Figure 4.19). Les stations les plus à l'amont sur le Clain et la Creuse présentent une concentration moyenne plus élevée : 15 et 13 mg.l^{-1} respectivement, pour une moyenne sur l'ensemble du cours d'eau de 9 et 10 mg.l^{-1} respectivement. Les trois cours d'eau présentent des concentrations du même ordre de grandeur (la moyenne sur la Vienne est de 11 mg.l^{-1}). Il n'y a pas de différences marquées entre les périodes, même si en moyenne les concentrations mesurées de 2010 à 2021 sont plus basses. Cette diminution peut être reliée à la diminution du phytoplancton dans les années 2000 (voir paragraphe suivant). Les données issues de nos campagnes de mesures sont similaires à celles de la période 2015-2021 de la base de données Naïades. Les moyennes mesurées à l'amont et à l'aval des retenues de barrages du bassin ne montrent pas de différences notables. Les faibles concentrations en MES observées sur le bassin ne semblent donc pas être dues à une rétention dans les retenues de barrages. Pour le complexe de l'Age sur la Creuse, Rapin (2017) avait conclu qu'il n'y avait pas d'accumulation de sédiments sur la base de l'analyse des relevés bathymétriques de EDF de 2009 et 2016, même si cette conclusion était à prendre avec précaution car la méthode de mesure différait entre les deux relevés. Quelques mesures dans les retenues sont disponibles dans la base de données Naïades (Tableau 4.2). Les moyennes mesurées sont similaires à celles mesurées dans les cours d'eau. Les concentrations basses en MES mesurées proviennent donc

4.3. Résultats et discussion

probablement d'une faible érosion des sols et/ou d'une rétention dans les versants.

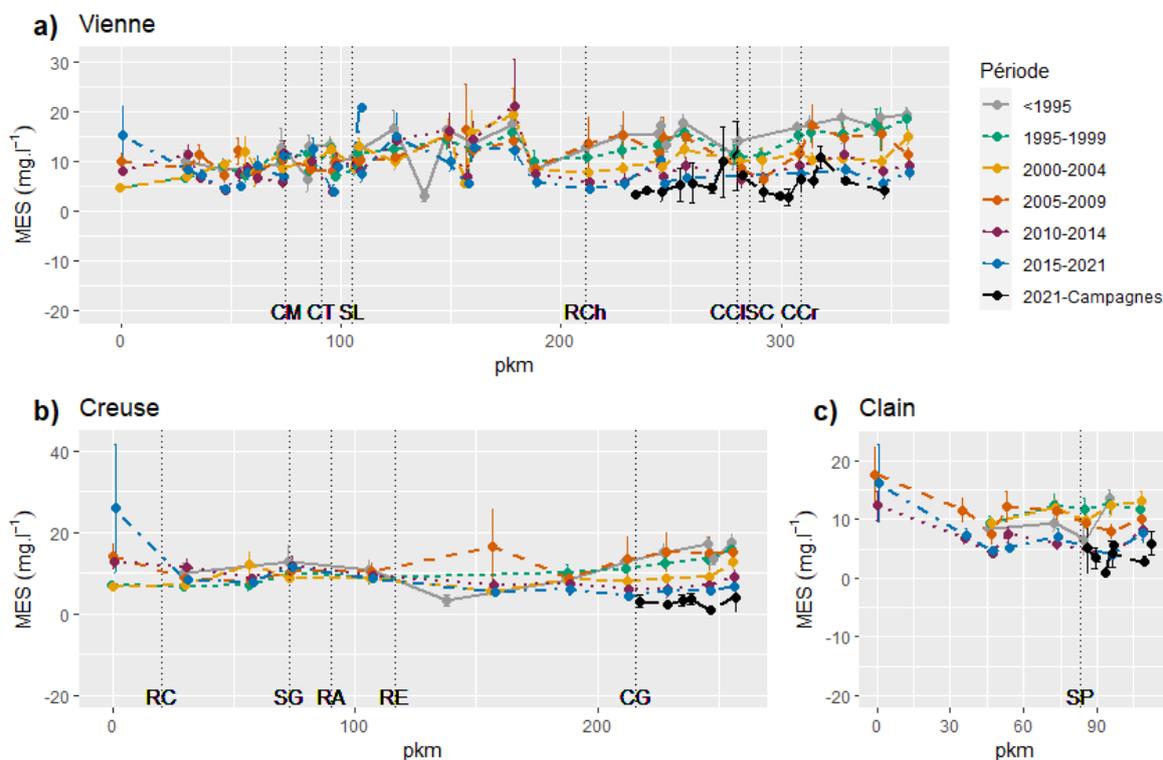


FIGURE 4.19 – Concentrations moyennes en MES mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naiades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

TABLE 4.2 – Concentrations moyennes en MES mesurées dans les retenues de barrages du bassin de la Vienne (en mg.l⁻¹, issues de la base de données Naiades)

Station de mesure	Cours d'eau	Nombre	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane
Retenue de Vassivière	Maulde	23	0,2	12,0	3,4	2,5
Retenue de Lavaud-Gelade	Taurion	23	1,0	31,0	5,2	2,0
Complexe de Chardes	Vienne	24	6,2	63,0	14,8	11,5
Retenue des Combes	Creuse	26	2,0	110,0	12,7	4,5
Complexe de l'Age	Creuse	27	2,2	22,0	8,2	6,0
Complexe d'Eguzon	Creuse	38	1,0	29,0	5,8	4,3

4.3.2.3 Chlorophylle

La chlorophylle dominante est la chlorophylle c, ou la chlorophylle a brute pour la Vienne amont en juillet et la Vienne en novembre. L'ensemble des concentrations en chlorophylle et indice phéopigments mesurées ne dépassent pas $5 \mu\text{g.l}^{-1}$, excepté une mesure de chlorophylle c sur la Creuse (Figure 4.20). En juillet, les concentrations en chlorophylle c augmentent sur la Vienne avec l'arrivée du Clain et de la Creuse. A partir de ces confluences et sur les deux affluents, ces concentrations sont supérieures aux autres chlorophylles mesurées. En novembre, les concentrations sont plus faibles pour l'ensemble des éléments, inférieures à $2,5 \mu\text{g.l}^{-1}$, et une diminution en chlorophylle a brute est observée sur la Vienne de l'amont à l'aval.

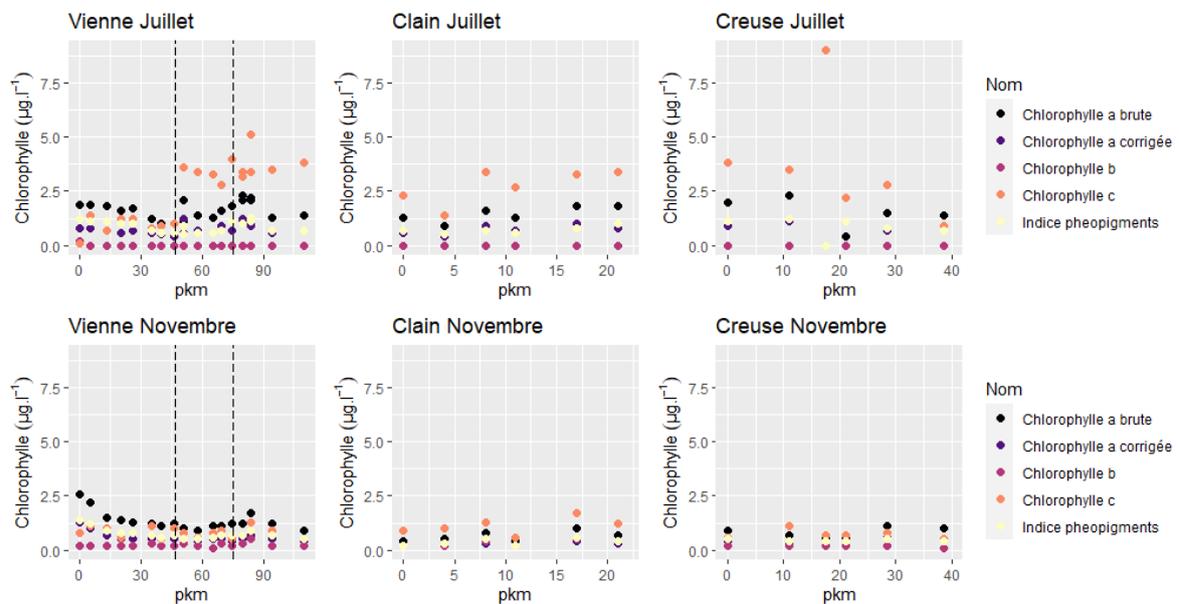


FIGURE 4.20 – Concentrations en chlorophylle a, b, c et indice phéopigments mesurées lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

Les concentrations en chlorophylle a permettent d'estimer la biomasse phytoplanctonique totale, faible lors des deux campagnes de mesures. La chlorophylle b est présente dans les chlorophycées et la chlorophylle c dans les algues brunes telles que les diatomées (Rolland, 2009). Les concentrations mesurées montrent la prédominance d'algues brunes par rapport aux algues vertes. Un indice phéopigments élevé indique la dégénérescence du peuplement algal. Cet indice reste faible sur les trois cours d'eau en juillet et en novembre.

4.3. Résultats et discussion

Les mesures des campagnes sont similaires à celles de la période 2015-2021 de la base de données Naïades (Figure 4.21). Les concentrations en chlorophylle a ont diminué dans les années 2000. Sur la Vienne, les concentrations sont nettement inférieures sur les périodes de 2000 à 2021. Avant 2000, les concentrations augmentaient à partir de la station d'épuration de Limoges. La rénovation de cette station en 1998-2000 avec l'amélioration des traitements azotés et phosphorés (<https://www.step-lm.fr/hier-et-aujourd'hui/>) semble donc concorder avec la diminution des concentrations de chlorophylle a sur la Vienne. Il ne semble pas y avoir d'influence des retenues de l'amont du bassin sur le développement du phytoplancton (peu de différences entre l'amont et l'aval des confluences de la Maulde et du Taurion). Le complexe de Chardes pourrait avoir une influence, mais il n'y a pas de différences entre l'amont et l'aval de cette retenue (pour ce qui est des concentrations moyennes). Pour la Creuse, la diminution des concentrations est postérieure, entre 2005 et 2009. Sur ce cours d'eau, les blooms de chlorophylle a commencent avant la station d'épuration de Guéret, principale STEP sur ce cours d'eau. L'amélioration des traitements de cette STEP n'explique donc pas entièrement la diminution des blooms de chlorophylle a. A l'amont se trouvent la STEP d'Aubusson et la retenue des Combes à Felletin. Les mesures dans les réservoirs (Table 4.3) ne sont disponibles qu'à partir de 2007, ce qui ne permet pas d'évaluer l'impact de cette retenue sur le développement du phytoplancton. Sur le Clain, la différence entre les périodes de mesures est moins marquée, avec des concentrations encore élevées après Poitiers en 2005-2009. La STEP de Poitiers se situe à l'aval de l'augmentation des concentrations en chlorophylle a avant 2004. Il y a plusieurs stations d'épuration entre Vivonne (pkm 35) et la STEP de Poitiers sur le Clain et sur les affluents. Des dynamiques similaires à celles de la des orthophosphates (Figure 4.9) sont retrouvées sur les trois cours d'eau.

TABLE 4.3 – Concentrations moyennes en chlorophylle a mesurées dans les retenues de barrages du bassin de la Vienne (en $\mu\text{g.l}^{-1}$, issues de la base de données Naïades)

Station de mesure	Cours d'eau	Nombre	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane
Retenue de Vassivière	Maulde	16	0,4	17,4	4,4	3,6
Retenue de Lavaud-Gelade	Taurion	16	1,0	18,4	6,1	3,8
Complexe de Chardes	Vienne	20	0,5	18,0	3,0	2,1
Retenue des Combes	Creuse	14	1,0	37,0	8,9	5,1
Complexe de l'Age	Creuse	20	1,0	39,5	9,4	3,1
Complexe d'Eguzon	Creuse	24	0,5	55,0	11,9	4,8

Chapitre 4. Caractérisation des transferts de matières dans l'hydrosystème du bassin de la Vienne

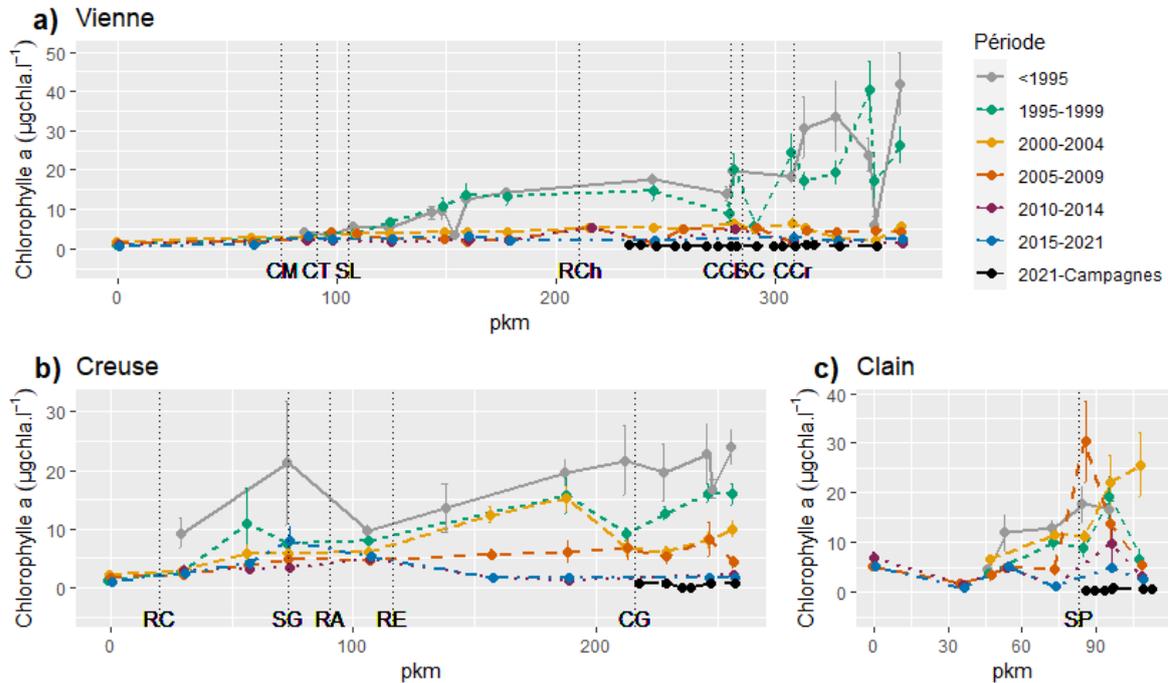


FIGURE 4.21 – Concentrations moyennes en chlorophylle a mesurées sur a) la Vienne, b) la Creuse et c) le Clain, de 1971 à juillet 2021 (base de données Naïades) et lors de nos campagnes de mesures en juillet et novembre 2021. Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. CM : confluence Vienne-Maulde, CT : confluence Vienne-Taurion, SL : station d'épuration de Limoges, RCh : complexe de Chardes, CCl : confluence Vienne-Clain, SC : station d'épuration de Châtelleraut, CCr : confluence Vienne-Creuse, RC : retenue des Combes à Felletin, SG : station d'épuration de Guéret, RA : complexe de l'Age, RE : complexe d'Eguzon, CG : confluence Creuse-Gartempe, SP : station d'épuration de Poitiers

4.3.3 Autres paramètres physico-chimiques

La conductivité électrique est plus élevée sur le Clain (Figure 4.22), où les valeurs mesurées dans les eaux de surface et dans les nappes sont proches (653 et 712 µS en moyenne respectivement). Sur la Vienne et la Creuse, la moyenne dans les eaux de surface est de 227 et de 254 µS respectivement, et dans les nappes de 757 et de 728 µS respectivement. Sur la Vienne, la conductivité électrique augmente avec l'arrivée du Clain. Les valeurs mesurées en juillet et en novembre sont similaires, excepté pour le Clain pour lequel les conductivités sont supérieures en novembre.

La température de l'eau dans les eaux de surface est en moyenne de 22°C en juillet et de 6 °C en novembre. Les températures mesurées dans les nappes sont intermédiaires et stables,

4.3. Résultats et discussion

en moyenne de 15 °C.

Le pH est neutre. Il est stable sur le Clain et la Creuse, de l'amont à l'aval et entre les deux campagnes. Il est plus variable sur la Vienne, où il augmente en juillet avec l'arrivée du Clain. Le pH dans les nappes est légèrement inférieur à celui des eaux de surface 7,1 contre 7,7.

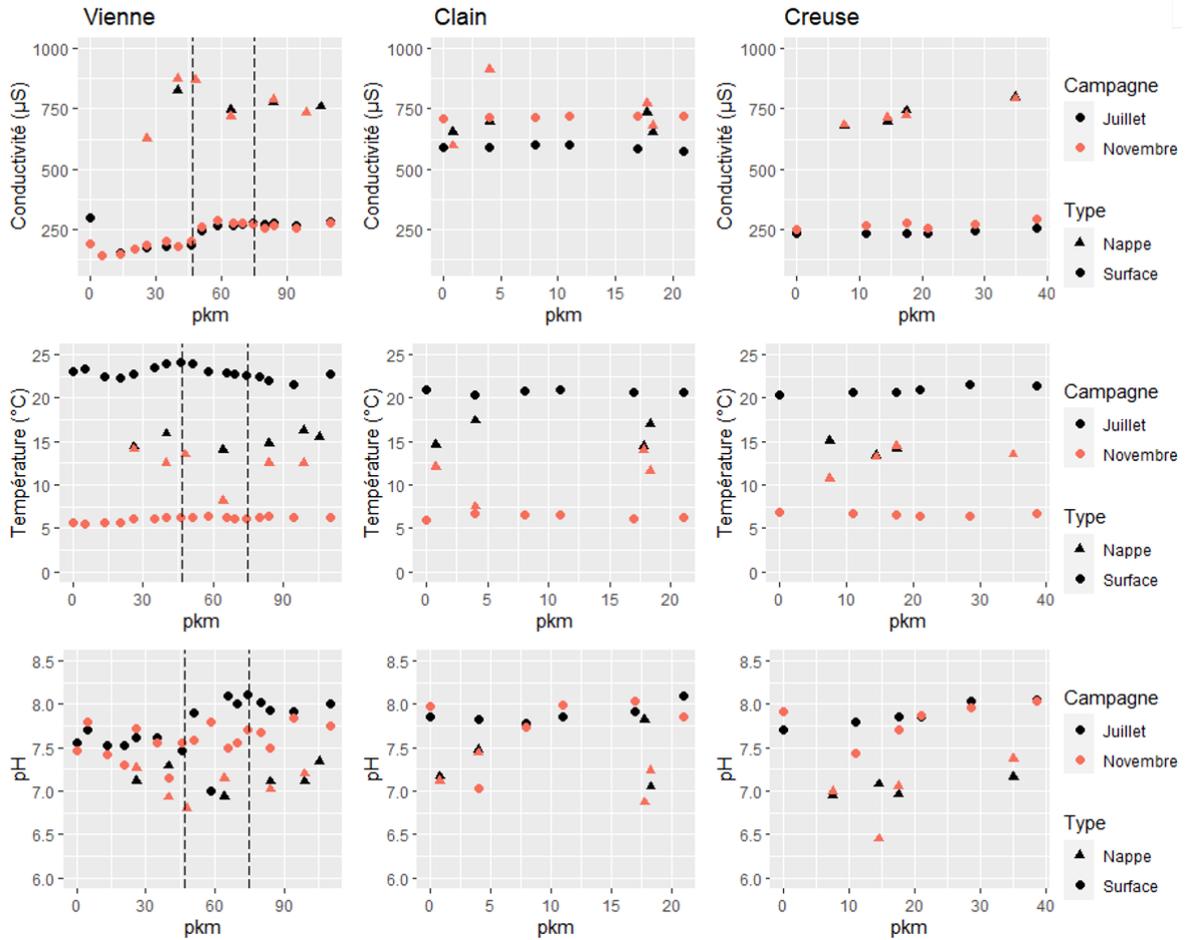


FIGURE 4.22 – Conductivité électrique, température de l'eau et pH mesurés lors des campagnes de mesures de juillet et novembre 2021. Les pointillés marquent la confluence de la Vienne avec le Clain (47 pkm) et avec la Creuse (75 pkm) respectivement.

4.3.4 Interactions nappes-rivières

Pour l'étude des interactions nappes-rivières par la géochimie, le guide méthodologique de caractérisation des échanges nappes rivières en milieu alluvionnaires de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (Paran et al., 2017) préconise l'analyse des contrastes au niveau de la conductivité, de la température, des nitrates et du pH. Le pH est analysé pour mettre en évidence des pics de productivité primaire qui pourraient expliquer les autres paramètres. Les fortes valeurs de conductivité dans la rivière, ici mesurées sur le Clain, peuvent être associées à une alimentation phréatique alcaline. De plus, les concentrations en nitrates sont du même ordre de grandeur sur le Clain dans les nappes et dans les cours d'eau, ce qui n'est pas le cas sur la Vienne et la Creuse. Cela peut être indicateur d'échanges nappe-rivière. Le chlorure est un bon traceur des flux d'eau : grande mobilité, faible interaction eau-roche et faibles implications dans les réactions d'oxydoréduction (Petelet-Giraud and Negrel, 2007). Dans les cours d'eau, il peut cependant également avoir une origine anthropique. La silice peut également être utilisée comme traceur. En juillet, les concentrations en silice dans les nappes sont proches de celles dans la rivière sur le Clain. De faibles températures estivales, qui pourraient signifier une alimentation de la rivière par la nappe où la température est constante (peu ou pas d'influence des variations thermiques de l'air), n'ont pas été relevées sur les trois cours d'eau.

Ces analyses montrent peu de connexion entre les nappes et les rivières pour la Vienne et la Creuse aval, mais semblent indiquer des échanges sur le Clain aval. Cependant, les conditions hydrologiques lors des deux campagnes de mesures n'étaient pas celles attendues : un étiage peu marqué avec une crue dix jours avant la période de mesures et des moyennes eaux basses. Les hautes eaux n'ont également pas été échantillonnées, le cycle hydrologique n'est donc pas représenté. Ces campagnes nous permettent de faire des hypothèses sur les relations nappes-rivières. Pour pouvoir conclure, des éléments supplémentaires sont nécessaires sur les caractéristiques des nappes alluviales et la nature des relations (équilibre dynamique ou échanges) au moment des mesures. Ces conclusions pourraient de plus être approfondies avec une analyse d'un jeu de données plus important, couvrant notamment la totalité du cycle hydrologique, ou combinée avec d'autres mesures (isotopes stables, éléments radioactifs) ou outils, tels que l'imagerie thermique infrarouge, l'analyse des végétaux aquatiques, des

4.3. Résultats et discussion

invertébrés souterrains ou la modélisation numérique (Paran et al., 2017).

Plusieurs études ont été menées sur le bassin afin d'évaluer les échanges nappes-rivières. Le BRGM a rédigé des synthèses sur les relations nappes/rivières en Poitou-Charentes (Bichot et al., 2005) à partir de l'étude des données piézomètres et de débits. Cette étude concerne donc plusieurs bassins de la Vienne, dont le Clain, la Vienne jusqu'à la confluence avec le Clain et la rive gauche de la Creuse aval. Concernant la Creuse aval, la nappe du Cénomancien semble déconnectée des eaux de surface. Pour le Clain, l'aquifère du Dogger, karstique, soutient les étiages du Clain et de ses affluents. Pour la Vienne jusqu'à la confluence avec le Clain, ils supposent un flux de la rivière vers les nappes, mais soulignent une absence d'indicateurs de référence.

Deux études « Hydrologie Milieux Usages Climat » (H.M.U.C) de l'EPTB Vienne mises en œuvre dans le cadre des SAGE Clain et Creuse étudient également les échanges nappes-rivières sur le bassin, dans la mise en œuvre des SAGE Clain et Creuse. L'étude H.M.U.C sur le bassin Clain conclut, par décomposition des hydrogrammes, que la grande majorité des stations montre une participation des eaux souterraines à l'apport débitmétrique global compris entre 40% et 60% pour le cycle hydrologique analysé (01/04/2020 au 31/03/2021), et 100% à l'étiage (EPTB Vienne (2022), communication avec l'EPTB Vienne). Pour le cours d'eau du Clain, les apports de nappe sont entre 47 et 54% de l'amont vers l'aval. L'étude H.M.U.C sur la Creuse est en cours : les échanges nappes-rivières semblent concerner la Gartempe, il y a peu d'échanges dans la zone que nous avons prospectée (EPTB Vienne (2021), communication avec l'EPTB Vienne).

Les résultats obtenus par analyse des paramètres physico-chimiques issus des campagnes de mesures concordent avec les conclusions de ces études : des échanges nappes-rivières sur le Clain, mais peu sur la Creuse. Le flux supposé de la Vienne vers les nappes n'a pas été mis en évidence. Il est à noter que ces études concernent toutes les nappes, pas seulement les nappes alluviales contrairement aux campagnes de mesures effectuées.

4.4 Conclusion

L'objectif initial de ces campagnes de mesures sur l'aval du bassin de la Vienne était d'étudier les interactions nappes-rivières par l'analyse des données physico-chimiques mesurées dans les nappes d'accompagnement et dans les cours d'eau à trois périodes distinctes du cycle hydrologique : l'étiage, les moyennes eaux et les hautes eaux. Cependant, les conditions hydrologiques n'étaient pas celles attendues : les débits étaient similaires entre les deux campagnes, du fait d'une crue une dizaine de jours avant la période de mesures estivale et d'un automne sec. De plus, les hautes eaux n'ont finalement pas été échantillonnées. L'analyse est donc limitée par la non représentation du cycle hydrologique. Les interactions nappes-rivières semblent concerner principalement le bassin du Clain, en accord avec les études de l'EPTB et du BRGM. Pour valider ces hypothèses, des mesures supplémentaires pourraient être faites, ainsi qu'une analyse de données sur la totalité du cycle hydrologique.

Le deuxième objectif était d'établir des profils longitudinaux pour les principaux éléments physico-chimiques sur 110 km pour la Vienne, 41 km pour la Creuse et 21 km pour le Clain à des périodes différenciées afin d'identifier d'éventuelles zones actives. Concernant les nitrates, élément central de cette thèse, les concentrations sont plus élevées dans les nappes que dans les cours d'eau sur la Vienne et la Creuse. Sur le Clain, les concentrations dans les nappes et la rivière sont proches. Ce territoire est dominé par les grandes cultures, sources de pollutions diffuses, et les échanges nappes-rivières semblent plus marqués, ce qui pourrait supposer un apport de nitrates au cours d'eau par la nappe. Ces concentrations plus élevées sur le Clain entraînent une augmentation des concentrations dans la Vienne de $3 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ après la confluence. Excepté cette augmentation, les concentrations sont globalement constantes de l'amont à l'aval, ce qui suppose peu de processus dans la rivière à ces périodes.

Les mesures des deux campagnes pour les principaux éléments étudiés dans cette thèse (nitrates, ammonium, nitrites, orthophosphates, chlorophylle a, matières en suspension et carbone organique dissous) ont été confrontées aux mesures disponibles dans la base de données Naiades. Les mesures des campagnes sont dans l'intervalle des concentrations mesurées pour la période 2015-2021, mais correspondent aux concentrations les plus basses mesurées pour les nitrates (sur la Vienne), et plus hautes pour les nitrites, les orthophosphates et la

4.4. Conclusion

silice. Cela s'explique par le fait que les campagnes n'ont concerné que deux périodes du cycle hydrologique, l'hiver, le printemps et le début de l'automne n'ont pas été échantillonnés, et par la situation hydrologique particulière des périodes des campagnes de mesures.

D'autre part, des profils longitudinaux ont été établis à partir de toutes les données disponibles sur les trois cours d'eau afin d'étudier l'évolution amont-aval et historique des concentrations. Ces profils ont permis d'améliorer notre compréhension des flux et d'évaluer l'influence des éléments anthropiques (retenues de barrage, stations d'épuration) sur les flux de matières étudiés, afin de déterminer les éléments à prendre en compte dans la modélisation de la qualité d'eau du bassin de la Vienne. Les concentrations en matières en suspension restent faibles sur tout le bassin et ne semblent pas être en particulier retenues par des barrages. Les hypothèses avancées sont donc une faible érosion des sols ou une rétention dans les versants. Les améliorations des traitements de l'azote et du phosphore dans les stations d'épuration dans les années 2000 ont un impact significatif sur la qualité de l'eau concernant les flux d'orthophosphates, d'ammonium et de nitrites. De plus, la dynamique de la chlorophylle a sur le bassin est similaire à la dynamique des orthophosphates. La diminution des blooms de chlorophylle a semble être liée à la diminution des orthophosphates faisant suite à l'amélioration des traitements des eaux usées et à l'arrêt de l'utilisation des phosphates dans les lessives. Cette conclusion est également celle de Minaudo et al. (2015), même s'ils avancent également une autre hypothèse concernant la cause de la décroissance du phytoplancton sur la Loire : l'invasion par les corbicules depuis les années 1990 (Brancotte and Vincent, 2002). En 1999, l'espèce *Corbicula fluminea* est découverte dans la Vienne au niveau de Civaux (Brancotte and Vincent, 2002). Les corbicules pourraient donc également être une autre cause de la décroissance de la chlorophylle a.

Modélisation du bassin de la Vienne

L'objectif de ce chapitre est d'appliquer le modèle SWAT-RIVE sur le bassin de la Vienne dans le but de reproduire les flux hydrologiques et de matières étudiés au Chapitre 4. Ce chapitre détaille les résultats obtenus pour la simulation de l'hydrologie, des matières en suspension et des principales variables de qualité d'eau étudiées (azote, phosphore, silice, carbone organique, phytoplancton et oxygène dissous) ainsi que les limites de la modélisation appliquée au bassin de la Vienne.

5.1 Introduction

Ce chapitre présente l'application du modèle SWAT-RIVE, précédemment validé sur la Garonne (Chapitre 3), au bassin de la Vienne afin (1) d'étudier la validation de l'application de SWAT-RIVE sur un autre bassin, (2) de reproduire les flux hydrologiques et de qualité d'eau passés et (3) d'améliorer notre compréhension du fonctionnement hydro-biogéochimique du bassin.

5.2 Matériel et méthodes

La simulation a été faite sur la période 1990-2017, avec une période d'initialisation de trois ans (1990-1992). La calibration a été faite sur la période 2003-2017, période pour laquelle un plus grand nombre de données étaient disponibles dans les bases de données de quantité (Hydroportail <http://www.hydro.eaufrance.fr/>) et qualité d'eau (Naiades <http://www.naiades.eaufrance.fr/>), et la validation sur la période 1993-2002.

La modélisation a dans un premier temps été faite avec le modèle SWAT, sans le module RIVE. Une fois l'hydrologie, les sédiments et la partie production des versants des nitrates calibrés, le module RIVE a été activé. Ce module n'est activé que dans un second temps car il requiert des flux hydrologiques et des apports diffus calibrés et ne nécessite en théorie pas ou peu de calibration (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995; Thouvenot et al., 2007).

Le détail des données d'entrées et de la méthodologie appliquée pour la calibration se trouve dans le Chapitre 2 (paragraphe 2.5 p. 88). La localisation des retenues de barrage modélisées et des stations de mesures de quantité et qualité d'eau utilisées pour la calibration et la validation est rappelée dans la Figure 5.1.

5.3. Résultats et discussion

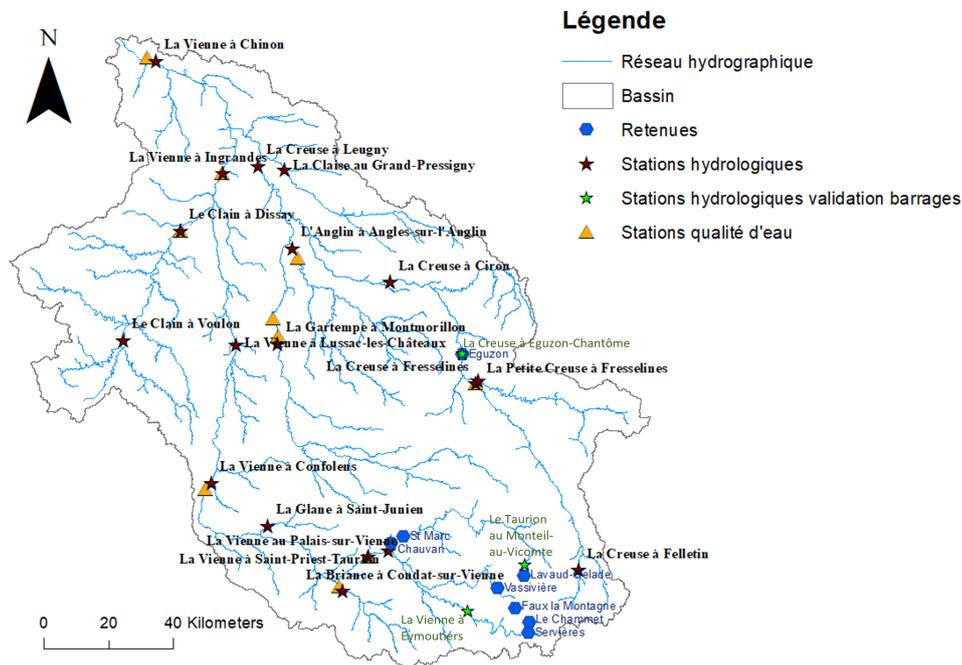


FIGURE 5.1 – Stations de mesure quantité et qualité d’eau sur le bassin de la Vienne choisies pour la calibration/validation des modèles (Hydroportail <http://www.hydro.eaufrance.fr/> et base de données Naiades <http://www.naiades.eaufrance.fr/>) et retenues de barrage modélisées

5.3 Résultats et discussion

5.3.1 Modélisation SWAT

5.3.1.1 Hydrologie

a) Bilan hydrique

L'évapotranspiration est légèrement sous-estimée, malgré le fait que les paramètres la contrôlant ont été calibrés de manière à l'augmenter (Table 5.1). La lame d'eau simulée est supérieure de 7% à la lame d'eau observée, calculée à partir du débit moyen à l'exutoire. Le flux souterrain (superficiel et profond) contribue dans cette étude à 86% de la lame d'eau sur le bassin, le ruissellement à 12% et le flux latéral à 2%. Cette proportion de flux souterrain paraît importante, étant donné que les aquifères sont de faibles capacités pour la partie amont

du bassin. Ce résultat s’explique par les méthodologies mises en place pour simuler les débits d’été, décrites ci-après (paragraphe 5.3.1.1 d).

TABLE 5.1 – Valeurs simulées des composantes du bilan hydrique sur le bassin pour la totalité de la période de simulation (1993-2017) et valeurs de référence (précipitations et ETP : statistiques sur 1981-201, données issues de Météo-France <https://donneespubliques.meteofrance.fr/>, lame d’eau calculée sur la base du débit moyen à Candes-Saint-Martin)

Flux	Quantité simulée (mm)	Valeurs de référence (mm)
Précipitations	902,2	1023,5 (Limoges) 685,6 (Poitiers)
Evapotranspiration potentielle	765,5	841,6 (Limoges) 817,4 (Poitiers)
Evapotranspiration réelle	530,3	
Ruissellement	40,01	
Flux latéral	5,25	
Flux souterrain aquifère superficiel	219,22	
Flux souterrain aquifère profond	70,50	
Lame d’eau	334,98	313

b) Simulation de l’hydrologie des retenues de barrages

Le bassin possède de nombreux barrages. La majorité sont au fil de l’eau, mais certains assurent un soutien d’été, influençant le débit du cours d’eau. Les résultats du paramétrage des barrages dans le modèle et les différences avec les valeurs mesurées sont présentés dans les paragraphes suivants.

Le soutien d’été sur la Vienne

L’objectif recherché pour le paramétrage était de simuler des flux corrects sortants de la retenue de Vassivière afin de représenter le soutien d’été sur la Vienne. Pour les retenues transférant de l’eau vers Vassivière, l’hypothèse faite est celle d’un volume constant et de la dérivation de la totalité du débit entrant compris entre le débit réservé et le débit d’entonnement, ce qui n’est pas nécessairement la règle de gestion appliquée par les gestionnaires. Cette simplification surestime les débits dérivés entre les retenues de l’amont du bassin, de 36, 38 et 11% pour les retenues de Servières, Faux-la-Montagne et Lavaud-Gelade respectivement (Figure 5.2). Pour la retenue du Chammet, la chronique de mesures n’était disponible que sur la période 1969-1983. La comparaison des moyennes journalières interannuelles observées de 1969 à 1983 et simulées de 1993 à 2017 donne un écart faible : une surestimation par la simulation de 1%. Les débits sont en particulier surestimés à l’été.

5.3. Résultats et discussion

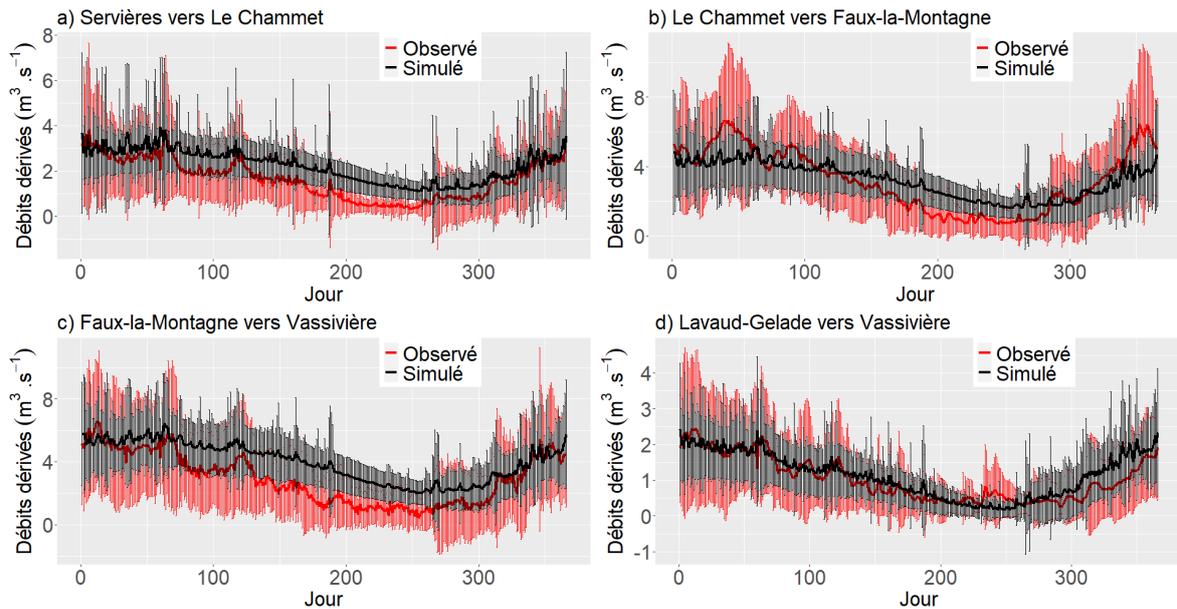


FIGURE 5.2 – Moyennes journalières inter-annuelles et écarts-types des débits dérivés vers la retenue de Vassivière simulés et mesurés sur la période 1993-2017, excepté pour Le Chammet (b), pour laquelle les débits dérivés mesurés sont ceux de 1969 à 1983, les chroniques plus récentes n'étant pas disponibles

Cette simplification de la gestion des dérivations permet cependant de remplir l'objectif fixé : simuler un transfert d'eau vers Vassivière suffisant pour que le modèle puisse reproduire les flux sortants mesurés de la retenue de Vassivière, utilisés comme données d'entrée (le volume d'eau stocké dans la retenue doit être suffisant pour que le débit sortant simulé soit égal au débit renseigné en entrée, *Measured Daily Outflow Method*, paragraphe 2.2.3.4 p. 54). Les débits sortants de la retenues de Vassivière simulés sont ainsi égaux aux débits mesurés, excepté dans le cas où le volume maximal est dépassé (volume d'urgence dans SWAT) (Figure 5.3). Le modèle simule alors un déversement, les débits sortants sont alors supérieurs aux débits mesurés. Il y a une surestimation de 22%. Les autres critères sont bons, avec un KGE de 0,69, un NSE de 0,77 et un R^2 de 0,81 sur toute la période de simulation.

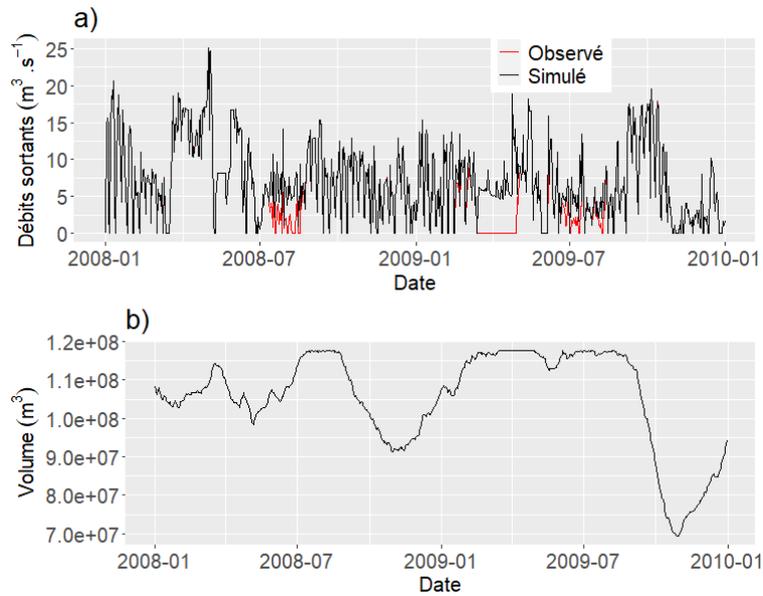


FIGURE 5.3 – Comparaison des débits journaliers simulés et mesurés (turbines+déversés+réservés) en sortie de la retenue de Vassivière (a) et volume simulé dans la retenue (b), sur 2008-2009

Les débits dérivés simulés sont surestimés, de même qu’une part des débits sortants de la retenue de Vassivière. Cela a donc des conséquences sur la modélisation de l’hydrologie à l’aval de ces retenues. Ainsi, à la Vienne à Eymoutiers, station de mesure située sur la Vienne après les confluences avec la Chandouille et le Dorat, affluents sur lesquels se trouvent les retenues du Chammet et de Faux-la-Montagne respectivement, les débits simulés sont inférieurs aux débits mesurés (PBIAS de 46% et 43% pour la calibration et la validation respectivement (Figure 5.4). Après la confluence avec la Maulde comprenant la retenue de Vassivière, les biais ne sont plus que de -2% pour les deux périodes (station la Vienne à Saint-Priest-Taurion). Sur le Taurion, la station du Taurion au Monteil-au-Vicomte est située à l’aval de la retenue de Lavaud-Gelade. Les PBIAS sont de -20% et -13% pour la calibration et la validation respectivement. Les débits sont en moyenne surestimés pour les hautes-eaux et sous-estimés en fin d’été. Néanmoins, les débits simulés à l’aval du Taurion sont bons, avec un PBIAS de -0,20, un KGE de 0,72, un NSE de 0,52 et un R^2 0,55. Une deuxième retenue a été implémentée dans le modèle sur le Taurion. Les débits de ce cours d’eau sont influencés par la chaîne de barrages, comme le montre la comparaison des chroniques mesurée et naturalisée reconstituée du Taurion à Saint-Priest-Taurion (Figure 5.5 a). Le volume d’eau stocké dans la retenue de Chauvan+Saint-Marc simulé diminue lorsque le débit entrant dans la retenue

5.3. Résultats et discussion

(plus les précipitations dans la retenue moins l'évaporation et les pertes par infiltration) est inférieur au débit minimal sortant imposé à $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figure 5.5 b). Les deux influences principales sur le Taurion ont été prises en compte dans le modèle : les débits dérivés de la retenue de Lavaud-Gelade à Vassivière et le débit objectif maintenu à la sortie de la retenue de Chauvan.

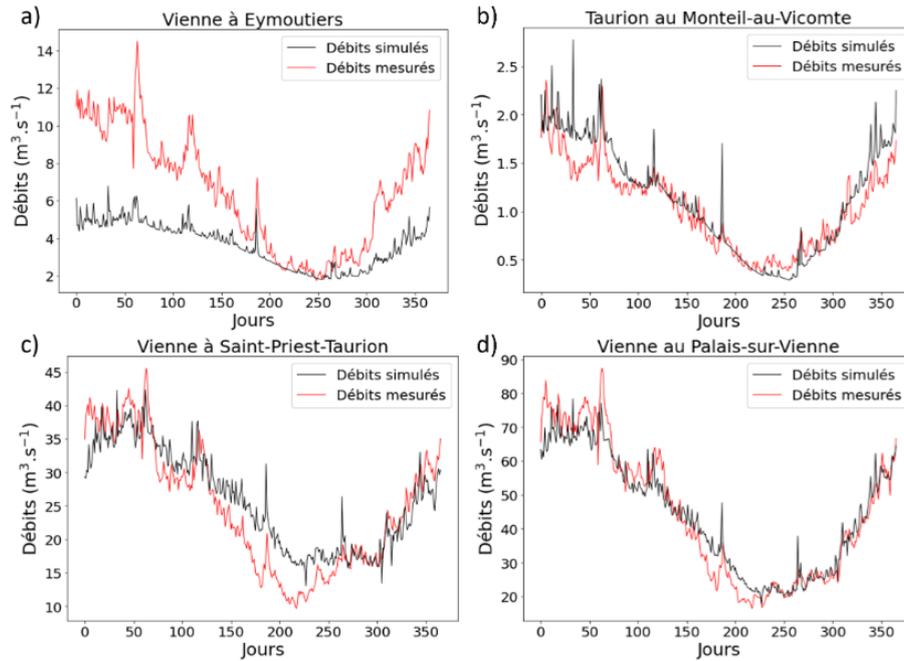


FIGURE 5.4 – Moyennes journalières inter-annuelles des débits simulés et mesurés à l'aval des retenues dérivant de l'eau vers Vassivière et de la retenue de Vassivière, sur la période 1993-2017 (a, c et d), et 1993-2009 pour le Taurion au Monteil-au-Vicomte (b)

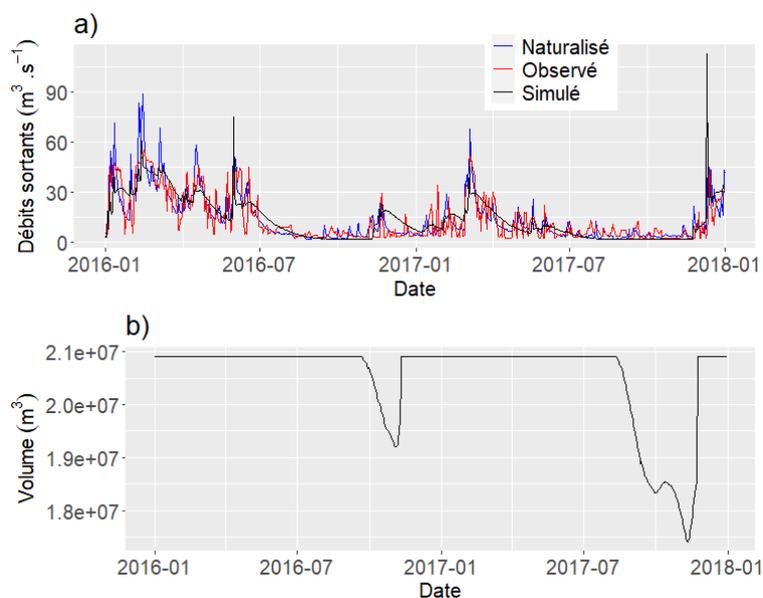


FIGURE 5.5 – Débits journaliers naturalisés (données EDF DTG), simulés et mesurés du Taurion à Saint-Priest-Taurion, à l’aval de la retenue de Chauvan (a) et volume simulé dans la retenue de Chauvan + Saint-Marc en 2016 et 2017 (b)

La retenue d’Eguzon sur la Creuse

La retenue d’Eguzon, principale retenue sur la Creuse, a été implémentée dans le modèle comme une retenue au fil de l’eau, avec au minimum le débit réservé sortant. Le volume est donc constant, excepté lorsque le débit entrant (plus les précipitations dans la retenue moins l’évaporation et les pertes par infiltration) est inférieur au débit réservé (Figure 5.6). Dans ce cas, le volume stocké simulé diminue. Les débits simulés sont légèrement surestimés (PBIAS de -24% et -26% pour la calibration et la validation respectivement), ce qui est dû aux débits surestimés à l’amont de la retenue.

5.3. Résultats et discussion

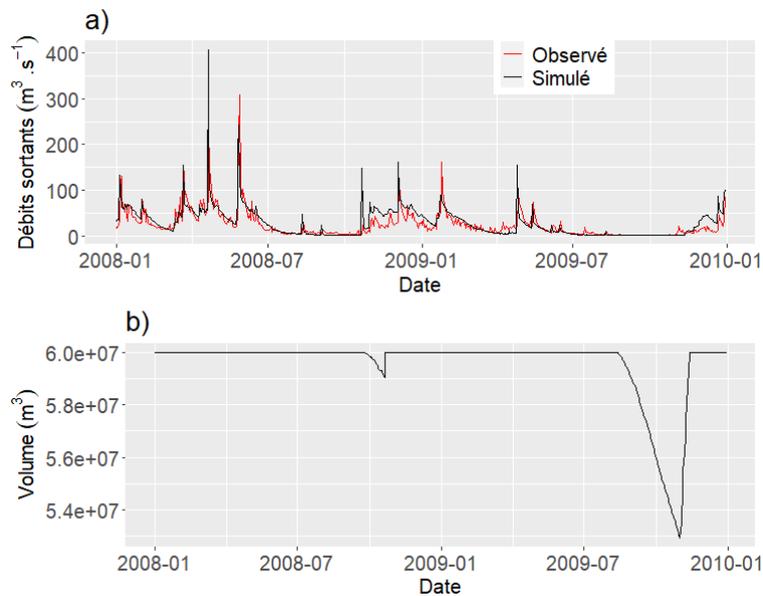


FIGURE 5.6 – Débits journaliers simulés et mesurés en sortie de la retenue d’Eguzon (a) et volume de la retenue simulé (b) en 2008 et 2009

c) Performances de la simulation

Le critère du pourcentage de biais (PBIAS) quantifie la tendance moyenne des débits simulés à être plus grands ou plus petits que leurs homologues observés. La modélisation des flux hydrologiques est estimée satisfaisante pour un PBIAS compris entre ± 10 et 15% , bonne pour un PBIAS entre ± 5 et 10% et très bonne pour un PBIAS inférieur à $\pm 5\%$ (Moriassi et al., 2015). Ce critère pouvant donner une évaluation trompeuse de la performance du modèle si le modèle surestime autant qu’il sous-estime, il a également été calculé sur les périodes de hautes eaux et de basses eaux séparément (Table 5.2). Pour le cours d’eau de la Vienne, les écarts annuels entre simulation et observation sont faibles à l’amont. Ils sont plus importants pour les basses eaux, les débits sont sous-estimés ou surestimés, variables suivant les stations et la période (calibration ou validation). Les écarts augmentent à l’aval, autour de 8% à Lussac-les-Châteaux, avant la confluence avec le Clain, et 10 et 12% à Ingrandes pour la calibration et la validation respectivement, jusqu’à à 15% à Chinon (calibration), station la plus proche de l’exutoire. L’augmentation des écarts est causée par l’arrivée des affluents Creuse et Clain, pour lesquels les débits sont surestimés. Sur la Creuse, les écarts simulés sont satisfaisants pour l’amont du bassin et augmentent vers l’aval, notamment avec les apports des affluents, dans l’ensemble surestimés. Les plus grandes différences sont sur la Claise et

pour le Clain amont. L'hydrologie de la Claise est difficile à représenter, en particulier du fait des nombreux étangs présents sur son bassin situé intégralement sur le territoire du Parc Naturel Régional de la Brenne, en grande partie classée au titre de la convention Ramsar. Concernant le Clain à Voulon, une part des écarts peut provenir de la différence existante entre les bassins hydrogéologique et topographique de ce cours d'eau : plus de 50% du débit de la Dive du sud, affluent de l'amont du Clain, se perd dans le Dogger karstifié et rejoint la Sèvre Niortaise (100% à l'étiage) (Bichot et al., 2005). Les écarts sont ensuite plus faibles dans la partie aval du Clain, en particulier à l'étiage.

TABLE 5.2 – Pourcentage de déviation (PBIAS) entre les débits simulés et observés pour les périodes de validation et de calibration sur la Vienne, la Creuse et les principaux affluents, sur la période 1993-2017, ou 2009-2017 pour la Vienne à Chinon. En rouge les PBIAS inférieurs à -15% (surestimation) et en bleu les PBIAS supérieurs à 15% (sous-estimation)

Numéro (cf Figure 5.7)	Station de mesure	Période	Calibration 2003-2017	Validation 1993-2002
Vienne amont				
1	La Vienne à Saint-Priest-Taurion 1 155 km ²	Hautes-eaux	-2,45	-2,04
		Basses-eaux	-11,79	-4,04
2	Le Taurion à Saint-Priest-Taurion 1 030 km ²	Hautes-eaux	38	5,66
		Basses-eaux	0,42	0,78
3	La Vienne au Palais-sur-Vienne 2 317 km ²	Hautes-eaux	-4,42	1,39
		Basses-eaux	19,16	-1,45
4	La Briance à Condat- sur-Vienne 603 km ²	Hautes-eaux	0,87	-1,26
		Basses-eaux	2,48	3,9
5	La Glane à Saint-Junien 297 km ²	Hautes-eaux	-4,19	-18,66
		Basses-eaux	-2,45	-2,04
6	La Vienne à Confolens 4 395 km ²	Hautes-eaux	-11,79	-4,04
		Basses-eaux	38	5,66
7	La Vienne à Lussac- les-Châteaux 5 539 km ²	Hautes-eaux	-6,79	-6,49
		Basses-eaux	-9,34	-4,61
8	Le Clain à Voulon 949 km ²	Hautes-eaux	9,76	-16,86
		Basses-eaux	0,47	
9	Le Clain à Dissay 2 833 km ²	Hautes-eaux	-2,08	
		Basses-eaux	9,84	
Vienne aval				
10	La Vienne à Ingrandes 10 051 km ²	Hautes-eaux	-7,52	-7,79
		Basses-eaux	-10,17	-4,55
11	Le Clain à Voulon 949 km ²	Hautes-eaux	3,08	-21,18
		Basses-eaux	-35,58	-40,49
12	Le Clain à Dissay 2 833 km ²	Hautes-eaux	-35,95	-32,38
		Basses-eaux	-33,76	-91,24
13	Le Clain à Dissay 2 833 km ²	Hautes-eaux	-23,87	
		Basses-eaux	-26,57	
14	La Vienne à Ingrandes 10 051 km ²	Hautes-eaux	-12,61	
		Basses-eaux	10,35	12,03
15	La Vienne à Ingrandes 10 051 km ²	Hautes-eaux	-12,52	-9,94
		Basses-eaux		

5.3. Résultats et discussion

Table 5.2 – suite

Numéro (cf Figure 5.7)	Station de mesure	Période	Calibration 2003-2017	Validation 1993-2002
		Basses-eaux	-1,22	-20,85
Creuse amont				
11	La Creuse à Felletin 194 km ²	Hautes-eaux	9,39	16,53
		Basses-eaux	11,36	20,73
12	La Creuse à Fresselines 1 234 km ²	Basses-eaux	0,3	0,01
		Hautes-eaux	-10,53	-11,35
13	La Petite Creuse à Fresselines 853 km ²	Hautes-eaux	-10,95	-6,08
		Basses-eaux	-8,21	-35,94
Creuse aval				
14	La Creuse à Ciron 3 334 km ²	Hautes-eaux	-10,23	-6,14
		Basses-eaux	-11,88	-2,54
15	La Gartempe à Montmorillon 1 867 km ²	Basses-eaux	0,08	-26,89
		Hautes-eaux	-11,03	-3,32
16	L'Anglin à Angles- sur-Anglin 1 683 km ²	Basses-eaux	-17,69	-1,75
		Hautes-eaux	19,23	-10,77
17	La Creuse à Leugny 7 996 km ²	Basses-eaux	-24,34	-23,3
		Hautes-eaux	-21,03	-15,17
18	La Claise au Grand Pressigny 1 054 km ²	Basses-eaux	-39,69	-59,18
		Hautes-eaux	-28,97	-14,07
19	La Vienne à Chinon 20 822 km ²	Basses-eaux	-25,70	-40,96
		Hautes-eaux	-48,10	-44,12
Exutoire				
19	La Vienne à Chinon 20 822 km ²	Basses-eaux	-37,71	-40,96
		Hautes-eaux	-53,15	-44,12
		Basses-eaux	16,41	-24,33
		Basses-eaux	-15,10	-15,10
		Basses-eaux	-20,4	-20,4
		Basses-eaux	-6,2	-6,2

Les critères d'efficacité de Nash et Sutcliffe (NSE) et de Kling-Gupta (KGE) calculés pour la calibration et la validation de la simulation hydrologique sont répertoriés sur la carte Figure 5.7. Contrairement au NSE pour lequel les seuils définis par Moriasi et al. (2015) sont couramment employés dans les validations du modèle SWAT, il n'y a pas de consensus pour le KGE (Hawtree, 2017). De même que Franco et al. (2020), nous avons appliqué les mêmes seuils que pour le NSE, bien que les valeurs de NSE et de KGE ne soient pas directement comparables (Knoben et al., 2019). Le seuil d'acceptabilité de 0,5 est néanmoins retrouvé dans plusieurs études SWAT (Kouchi et al., 2017). D'autres études emploient l'intervalle d'acceptabilité plus large de Knoben et al. (2019) : de -0,41 à 1 (Cakir et al., 2020a). Les KGE indiquent que la simulation de l'hydrologie est satisfaisante, bien ou très bien sur l'ensemble

du bassin pour la calibration et la validation. Les NSE sont satisfaisants sur la Vienne mais pas sur ses affluents, à part la Glane. Ces résultats s'expliquent par les différences de lames d'eau simulées et observées, par la présence de zones karstiques à l'aval et la difficulté de représenter les flux à l'étiage, détaillée dans le paragraphe suivant.

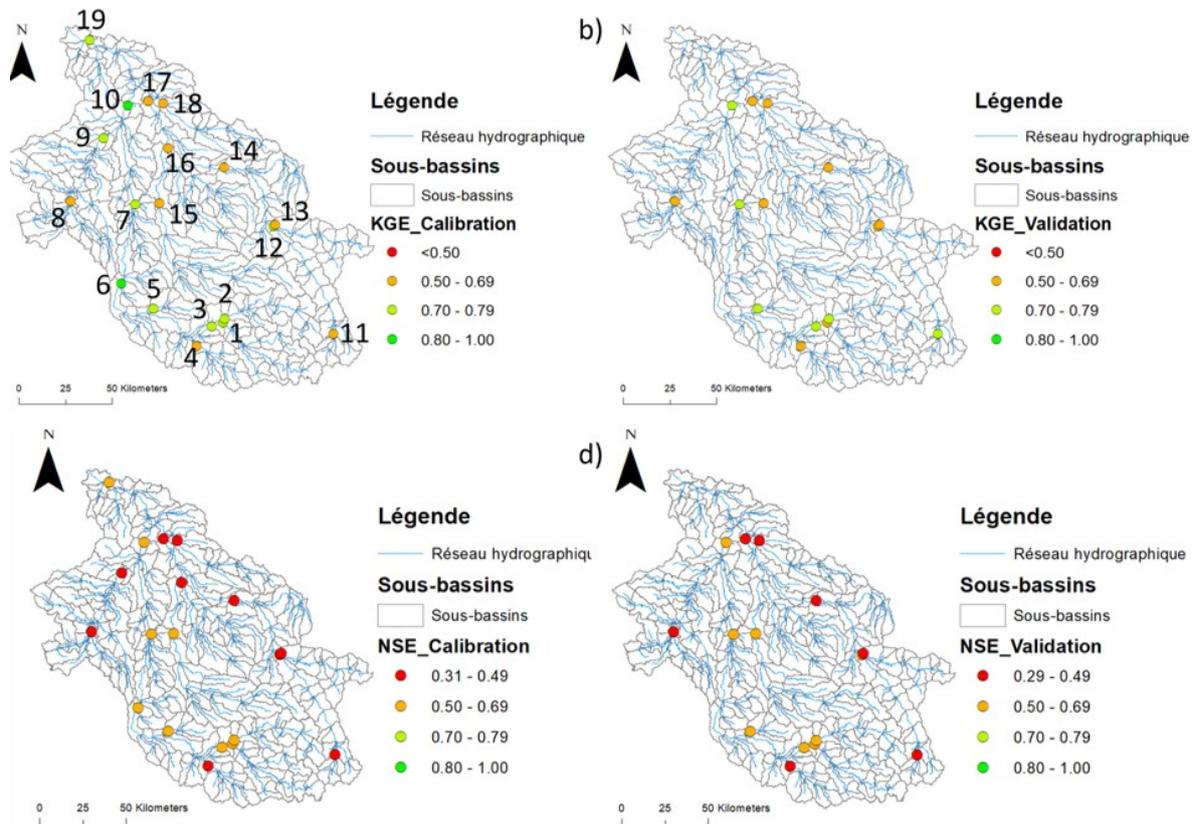


FIGURE 5.7 – Critères de performances de la simulation hydrologique, pour la calibration (2003-2017, a) KGE et c) NSE), et la validation (1993-2002, b) KGE et d) NSE) (Vert foncé : très bien, vert clair : bien, orange : satisfaisant, rouge : non satisfaisant, selon les valeurs préconisées par Moriasi et al. (2015) pour le NSE. 1-Vienne à Saint-Priest-Taurion, 2-Taurion à Saint-Priest-Taurion, 3-Vienne au Palais-sur-Vienne, 4-Briance à Condat-sur-Vienne, 5-Glane à Saint-Junien, 6-Vienne à Confolens, 7-Vienne à Lussac-les-Châteaux, 8-Clain à Voulon, 9-Clain à Dissay, 10-Vienne à Ingrandes, 11-Creuse à Felletin, 12-Creuse à Fresselines, 13-Petite Creuse à Fresselines, 14-Creuse à Ciron, 15-Gartempe à Montmorillon, 16-Anglin à Angles-sur-Anglin, 17-Creuse à Leugny, 18-Claise au Grand Pressigny, 19-Vienne à Chinon)

5.3. Résultats et discussion

A Chinon, station la plus proche de l'exutoire du bassin, la simulation est satisfaisante pour la période 2009-2017 (pas de mesures antérieures à 2009) (Figure 5.8) et les critères d'efficacité sont de 0,5 pour le NSE et 0,76 pour le KGE.

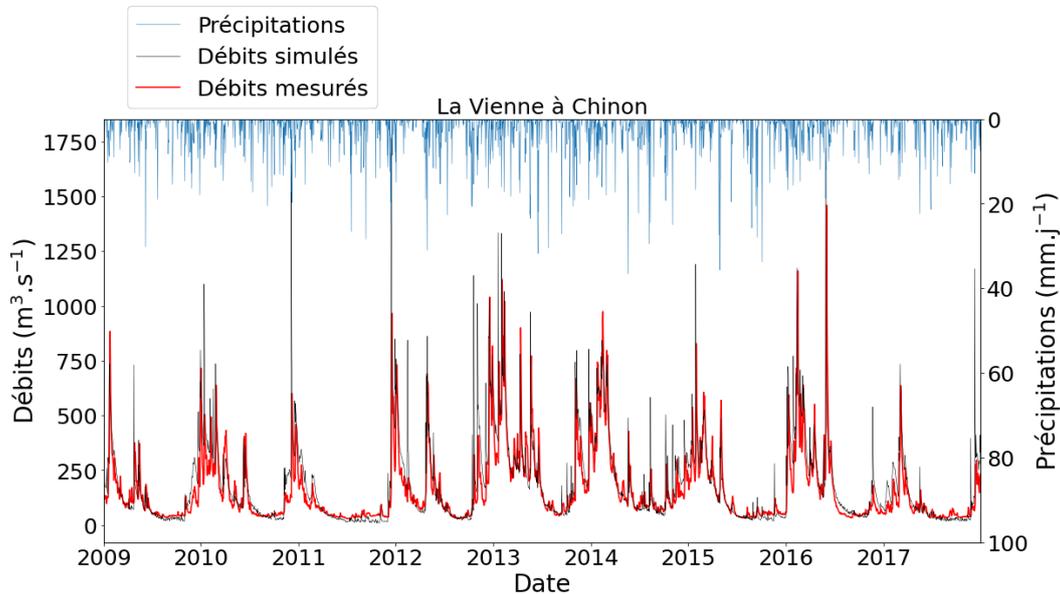


FIGURE 5.8 – Flux hydrologiques journaliers simulés et observés de la Vienne à Chinon sur la période 2009-2017

Les débits simulés et observés sur toute la période de calibration/validation pour les stations du bassin sélectionnées se trouvent en Annexe E.

d) Modélisation des flux à l'étiage

Les flux à l'étiage se sont avérés difficiles à reproduire. A l'amont, des récessions rapides permettaient de reproduire la descente après les crues mais le flux souterrain décroissait trop en fin d'étiage. La meilleure estimation donnée par SWAT-CUP sur les paramètres régissant le flux souterrain à l'amont de la Creuse à Fresselines (Figure 5.9) présente de bons critères de performance (NSE de 0,53, R² de 0,62, PBIAS de 3,1 et KGE de 0,77), cependant le flux à l'étiage est faible, dès le début de l'étiage. Un compromis a été fait entre la représentation des récessions et des débits en fin d'étiage, notamment en calibrant les paramètres ALPHA_BF (facteur de réponse de l'aquifère superficiel) et GW_DELAY (temps de transfert du sol vers les aquifères). Ce compromis est visible par la bande d'incertitude de 95 % simulée avec SWAT-CUP sur une sélection de paramètres influençant les flux souterrains. Les récessions

ont donc été ralenties afin de simuler assez d'eau en fin d'étiage. Les débits en début d'étiage sont alors surestimés. Les critères de performance restent tout de même acceptables (NSE de 0,49 et 0,50; R^2 de 0,56 et 0,55; PBIAS de -10,5 et -11,4 et KGE de 0,70 et 0,69 pour la calibration et la validation respectivement, pour la Creuse à Fresselines).

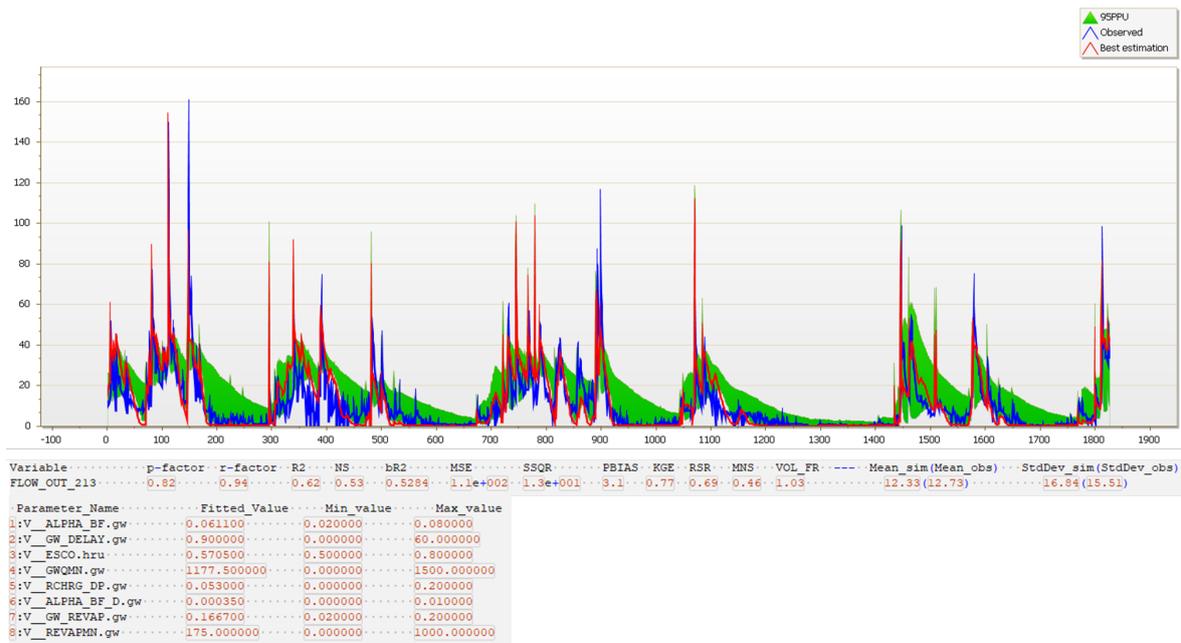


FIGURE 5.9 – Bande d'incertitude de 95% (95PPU) calculée avec SWAT-CUP pour la Creuse à Fresselines sur une sélection de paramètres pour la période 2009-2012

La méthode appliquée pour l'amont du bassin ne donnait pas des résultats satisfaisants pour la simulation des débits d'étiage à l'aval. Dans cette partie du bassin se trouvent des zones karstiques, dont le fonctionnement est difficile à représenter par modélisation. La relation entre stockage dans l'aquifère et flux vers le cours d'eau est non linéaire (Eris and Wittenberg, 2015; Jukić and Denić-Jukić, 2006). Les systèmes karstiques sont caractérisés par une forte percolation et par la présence de dépressions fermées et de cavités souterraines formées par la dissolution des roches carbonatées. L'eau souterraine circule verticalement dans des réseaux de fissures (circulation lente) ou dans des cheminées karstiques (circulation rapide) jusqu'à une zone d'écoulement horizontal, la zone noyée, constituée de galeries et de drains souterrains. L'extrémité aval d'un système karstique est généralement une source où le conduit souterrain atteint la surface. La simulation de l'hydrologie à l'aval du bassin a été améliorée en utilisant la méthode de Luo et al. (2012), consistant à simuler une recharge de l'aquifère profond plus

5.3. Résultats et discussion

importante et une dynamique rapide pour l'aquifère superficiel et lente pour le profond. Les débits en début de hautes eaux simulés sont cependant surestimés, dû à une contribution trop importante du flux souterrain (Figure 5.10). Le flux à l'étiage est apporté par l'aquifère profond. Cet aquifère est à l'origine considéré dans SWAT comme contribuant peu au débit du cours d'eau. La surestimation des débits peut provenir de la modification de l'utilisation de cet aquifère par l'utilisation de la méthode de Luo et al. (2012).

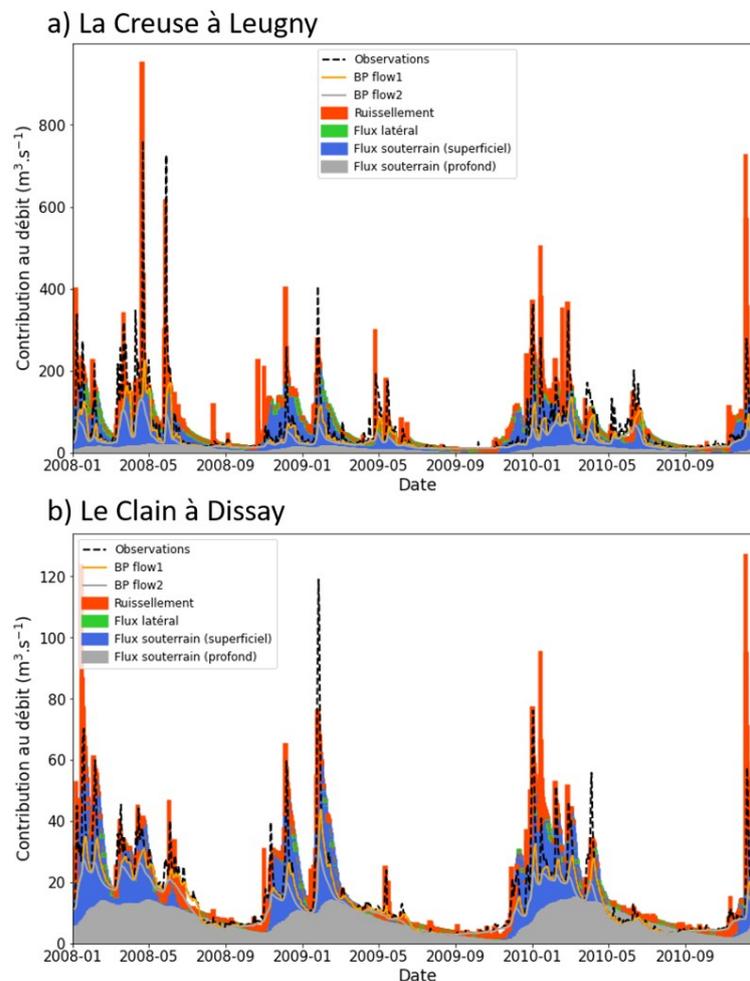


FIGURE 5.10 – Séparation des flux journaliers simulés et observés à a) la Creuse à Leugny et b) le Clain à Dissay. BP Flow1 et 2 correspondent à la séparation des flux calculés sur les observations par le programme Baseflow filter (Arnold et al., 1995a; Arnold and Allen, 1999) : le flux souterrain est supposé se situer entre les deux valeurs.

Un modèle à deux réservoirs est également utilisé dans le modèle SWAT modifié pour les zones karstiques de Malagò et al. (2016), KSWAT, afin de représenter l'écoulement lent dans les fissures et l'écoulement rapide dans les conduits karstiques. Wang et al. (2019) représentent le système karstique par trois réservoirs, ajoutant la régulation et le stockage dans l'épikarst. La représentation des zones karstiques dans SWAT peut également être faite en utilisant un algorithme non linéaire pour le flux souterrain (Wang and Brubaker, 2014).

En dehors de la représentation des écoulements dans les zones karstiques, plusieurs études ont mis en évidence des limites du modèle SWAT à simuler les flux hydrologiques en périodes de basses eaux (Kalin and Hantush, 2006; Srivastava et al., 2006; Bosch et al., 2010; Eckhardt, 2008; Eckhardt et al., 2002; Guse et al., 2014; Luo et al., 2012; Lv et al., 2014; Pfannerstill et al., 2014; Watson et al., 2003) ou plus particulièrement en années sèches, période pendant laquelle le flux souterrain est sous-estimé (Chu and Shirmohammadi, 2004; Wu and Johnston, 2007). Ces limites sont dues à la non prise en compte des flux entre les HRUs et à la représentation simplifiée du système aquifère et du flux de retour des eaux souterraines (Nguyen and Dietrich, 2018). La relation linéaire entre stockage dans l'aquifère et flux vers le cours d'eau est notamment débattue. Jugée adéquate par certains auteurs (Chapman, 1999; Fencia et al., 2006), Wittenberg (1999) a à l'inverse soutenu qu'un aquifère superficiel peut être divisé en zones de stockage indépendantes et suggéré qu'une fonction de réservoir non linéaire était plus réaliste que les modèles linéaires. Ses conclusions sont basées sur l'analyse d'une variété de courbes de récession.

Pour le Clain, en plus des difficultés à représenter les zones karstiques, les différences entre simulations et observations peuvent également provenir de la non prise en compte de la totalité des prélèvements en eau, importants dans ce bassin en particulier pour l'irrigation, majoritairement d'eau souterraine (deux tiers des prélèvements) (voir Chapitre 2 paragraphe 2.5.3.3 p. 104).

5.3. Résultats et discussion

5.3.1.2 Matières en suspension

Les MES ont été calibrées d'une part pour valider la simulation du ruissellement et d'autre part car ce sont des variables d'état du modèle RIVE. Nous avons conservé la simulation par SWAT des processus de sédimentation et d'érosion des MES totales, mais les variables de concentration en MES, de quantités déposées et érodées sont ensuite utilisées dans le modèle RIVE (voir le Chapitre 2, paragraphe 2.4.3.2 p. 83).

a) Simulation des flux et concentrations

Les concentrations et flux simulés sont présentés ci-dessous à cinq stations : la Vienne à Chinon (station la plus proche de l'exutoire), la Vienne au Palais-sur-Vienne (Vienne amont), la Creuse à Fresselines (Creuse amont), la Creuse à la Celle-Saint-Avant (Creuse aval) et le Clain à Dissay (Clain aval) (Figure 5.11). Les données des deux campagnes de mesures ont été ajoutées aux graphiques pour les stations situées à l'aval du bassin. Ces campagnes ont été faites en juillet et novembre 2021. Puisque la simulation n'a été faite que jusqu'en décembre 2017, une date différente de celle de la mesure a été appliquée en abscisse : les mesures ont été transposées à l'année 2016, année pour laquelle les conditions hydrologiques sont similaires à l'année 2021 pour les deux périodes de mesures. D'autre part, la Vienne à Chinon et le Clain à Dissay ne possèdent pas de chronique de débits sur toute la période de simulation et il n'y a pas de mesures de débit pour la station de la Creuse à la Celle-Saint-Avant. Afin de représenter les flux observés pour ces stations sur toute la période, les valeurs mesurées ont été multipliées par les débits simulés. Les indices de performance sont cependant uniquement calculés par rapport aux données observées.

Les concentrations et flux simulés à la station de mesure de la Vienne à Chinon sont dans les ordres de grandeur des concentrations mesurées et les dynamiques sont reproduites (Figure 5.11). Le modèle reproduit bien les concentrations basses simulées sur ce bassin, à part sur la Vienne amont où les concentrations basses sont surestimées. Sur l'ensemble des stations, les pics les plus élevés de concentrations ne sont pas simulés. Les flux de sédiments sont difficiles à calibrer, en particulier pendant les crues (Cakir et al., 2020a; Wei et al., 2019; Oeurng et al., 2011). Les critères de performances pour la Vienne à Chinon sont, en concentration : PBIAS -31% et -34%, NSE 0,16 et 0,10 R^2 0,39 et 0,45, KGE 0,14 et 0,17

pour la calibration et la validation respectivement ; et en flux : PBIAS -30%, NSE 0,23, R^2 0,29, KGE 0,21 (calibration uniquement, sur 2009-2017). La simulation est cependant faite à un pas de temps journalier, et seule une mesure par mois est effectuée. Ces critères sont donc calculés sur des mesures ponctuelles. Selon Moriasi et al. (2015), la simulation des matières en suspension est satisfaisante pour un PBIAS $\leq \pm 20$. Néanmoins, le seuil de ± 55 défini antérieurement par Moriasi et al. (2007) est également utilisé dans des publications récentes pour valider la simulation des matières en suspension (Wei et al., 2019; Brighenti et al., 2019; Koycegiz et al., 2021).

Les concentrations et flux simulés et observés sur toute la période de calibration/validation pour les autres stations du bassin sélectionnées se trouvent en Annexe F. Les mêmes conclusions sont retrouvées sur ces stations : les ordres de grandeur et les dynamiques mesurées sont reproduits, mais les pics de crues les plus importants sont non représentés.

5.3. Résultats et discussion

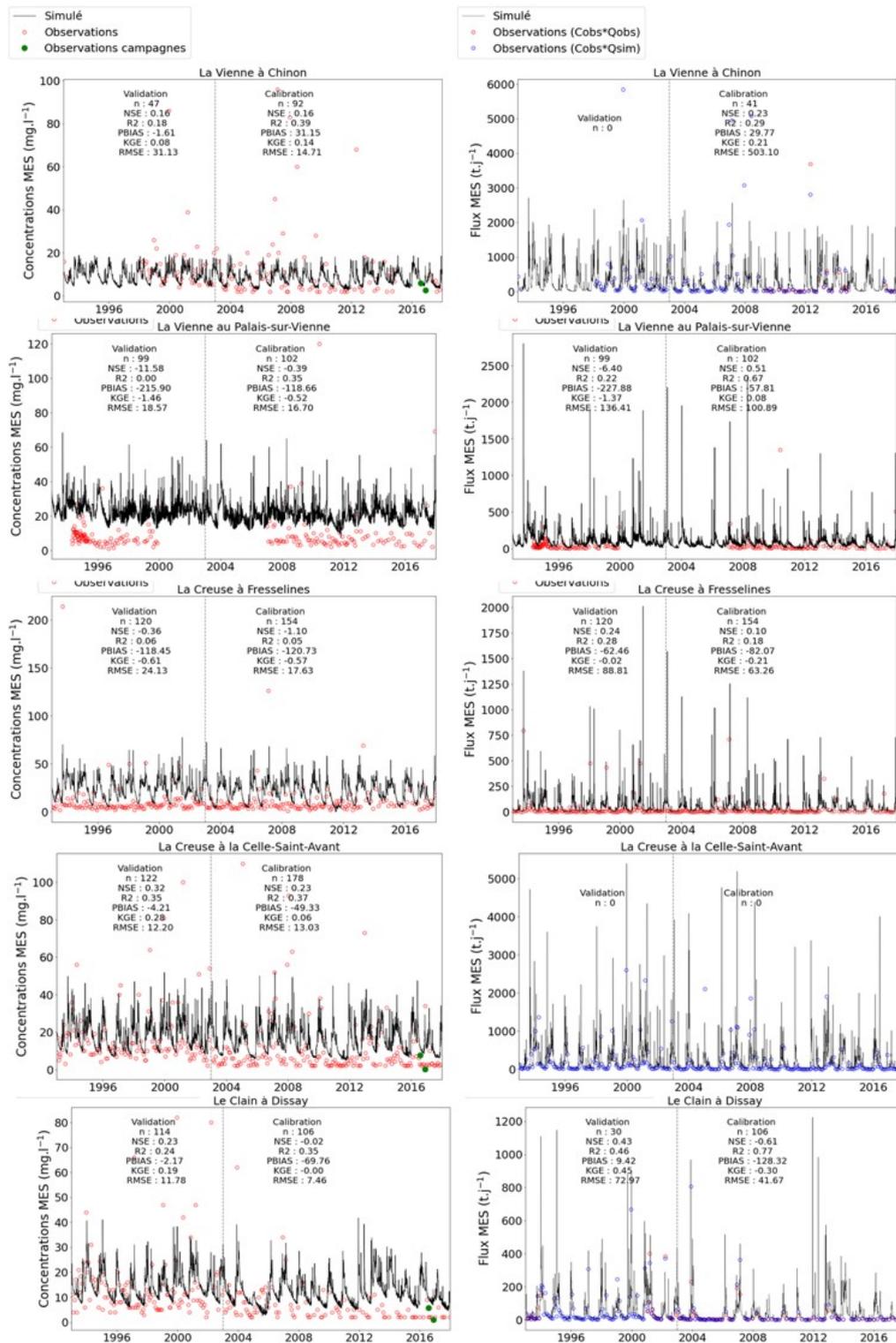


FIGURE 5.11 – Concentrations et flux journaliers de matières en suspension simulés et mesurés de la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et du Clain à Dissay sur la période de 1993-2017 (le trait pointillé vertical marque la limite entre les périodes de validation et de calibration)

b) Production dans les versants

La valeur moyenne de l'érosion annuelle simulée sur le bassin est de $0,39 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, avec des moyennes interannuelles par sous-bassin de 0 à $2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Figure 5.12). L'érosion annuelle maximale simulée est de $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. En France, la moyenne des pertes en terre par érosion hydrique des sols est estimée à $1,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Commissariat général au développement durable, 2015). Pour la Nouvelle-Aquitaine et le Centre Val de Loire, régions dans lesquelles se situe le bassin de la Vienne, plus de la moitié des surfaces présentent une érosion hydrique moyenne estimée entre 0 et $0,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (environ 65% et 55% des surfaces respectivement) (<http://www.donnees.statistiques.developpement-durable.gouv.fr>). Le modèle simule une érosion annuelle plus importante à l'amont du bassin, dans les zones de plus fortes pentes du plateau des Millevaches. Ces taux sont également corrélés aux zones où le ruissellement est le plus important, l'équation MUSLE étant sensible au ruissellement et au pic de ruissellement.

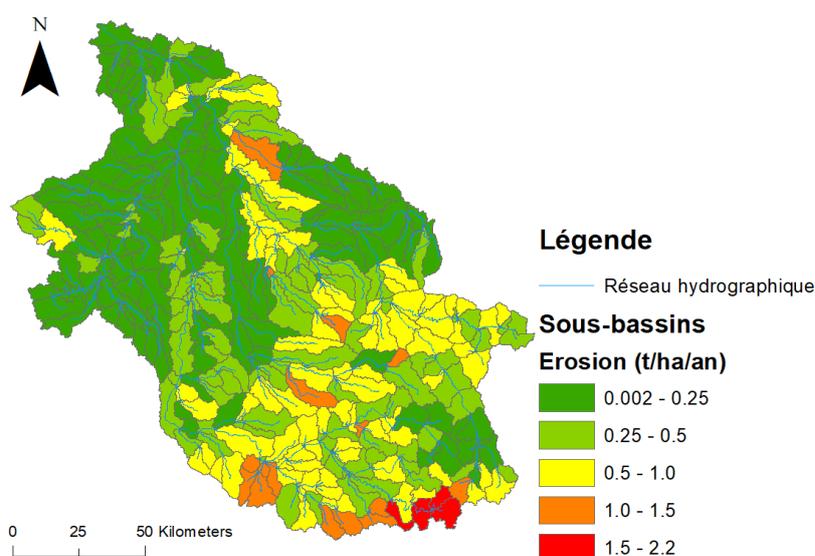


FIGURE 5.12 – Érosion annuelle moyenne simulée par sous-bassin sur la période 1993-2017 ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$)

Dépôt dans les cours d'eau

La carte de dépôt dans les cours d'eau, calculée par bilan des sédiments entrants dans le tronçon annuellement moins les sédiments sortants et divisé par la surface du fond, est présentée dans la Figure 5.13. SWAT ne calcule pas la sédimentation et la remise en suspension des

5.3. Résultats et discussion

sédiments dans les tronçons des têtes de bassin. Ceux-ci sont donc déposés dans le sous-bassin suivant, ce qui peut générer des dépôts plus importants (tronçons en orange sur la carte). Les quantités déposées les plus importantes par surface sont dans des tronçons de très petites tailles (en noir sur la carte). Dans certains cours d'eau, la valeur calculée est négative, ce qui signifie une remise en suspension des sédiments déposés.

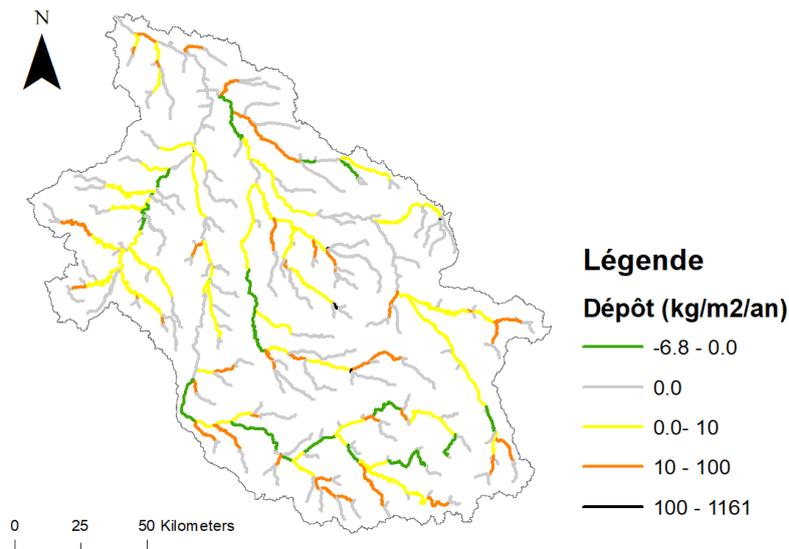


FIGURE 5.13 – Quantité déposée (signe positif) ou érodée (signe négatif) annuelle moyenne dans les tronçons de rivière ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{an}^{-1}$)

La sédimentation dans les plaines alluviales, et plus généralement dans les versants, n'est pas représentée dans SWAT. Les sédiments produits par érosion sont transportés en totalité aux cours d'eau par le ruissellement. La sédimentation dans les cours d'eau compense la non représentation du dépôt dans les versants. Le concept de capacité de transport des sédiments par le ruissellement, souvent utilisé dans les modèles (Merritt et al., 2003), a été implémenté dans une version modifiée de SWAT par Bonumá et al. (2014). Les sédiments érodés sont déposés lorsque la quantité dans le ruissellement dépasse la capacité de transport. Ce concept pourrait être adapté pour les zones de fortes pentes, où la production des sédiments peut être importante mais les quantités érodées peuvent être déposées en bas de pente. Néanmoins, Bonumá et al. (2014) soulignent la nécessité de recherches supplémentaires concernant l'impact de la variabilité du paysage sur le transport des sédiments et les incertitudes liées à la calibration du coefficient de transport.

5.3.1.3 Apports diffus de nitrates : validation des itinéraires techniques agricoles

Les rendements, les quantités de fertilisants et d'irrigation simulés ont été comparés aux données des Statistiques Agricoles Annuelles (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste, 2017) et de l'état des lieux des pratiques agricoles du bassin du Clain dans le cadre de l'élaboration du SAGE Clain (Conseil Général de la Vienne, 2012). Les rendements simulés sont légèrement inférieurs aux rendements moyens pour les deux cultures (blé tendre et maïs grain) et proches des rendements minimaux observés (Table 5.3). Les quantités de fertilisants appliquées correspondent cependant aux données de la littérature. Elles sont même légèrement supérieures à la moyenne pour le blé tendre et proches des quantités maximales appliquées sur le bassin du Clain. Pour l'irrigation, les quantités moyennes apportées par l'auto-irrigation dans le modèle sont de l'ordre de grandeur des quantités moyennes appliquées sur le bassin du Clain (Table 5.3).

TABLE 5.3 – Comparaison des rendements, des quantités de fertilisants et d'irrigation simulés avec SWAT et recensés dans la littérature

Culture	Rendement (q.ha ⁻¹)		Fertilisation (kgN.ha ⁻¹)		Irrigation (mm)	
	SWAT	Littérature	SWAT	Littérature	SWAT	Littérature
Blé tendre	43	69 (40-85)* / 60**	193	176 (140-190)*		
Maïs grain	96	113 (100-125) (irrigué)* / 77**	199	197 (160-210) (irrigué)	123	160*

*Etat des lieux des pratiques et pressions agricoles, SAGE Clain, itinéraires techniques de l'année 2006 (Conseil Général de la Vienne, 2012)

**Statistiques Agricoles Annuelles, moyenne 2012-2016 sur les huit départements du bassin de la Vienne (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste, 2017)

5.3.2 Modélisation SWAT-RIVE

Les concentrations et flux simulés avec le modèle couplé SWAT-RIVE sont présentés ci-dessous pour les principales variables étudiées. De même que pour les MES, sont présentés ici les résultats aux stations de la Vienne à Chinon (station la plus proche de l'exutoire), la Vienne au Palais-sur-Vienne (Vienne amont), la Creuse à Fresselines (Creuse amont), la Creuse à la Celle-Saint-Avant (Creuse aval) et le Clain à Dissay (Clain aval), avec les données des campagnes transposées à l'année 2016 pour les stations aval, et des flux calculés à partir des débits simulés lorsque les débits mesurés étaient manquants (voir paragraphe 5.3.1.2 p.

5.3. Résultats et discussion

223). Les flux et concentrations pour les autres stations étudiées se trouvent en Annexe G.

5.3.2.1 Nitrates

Les flux mesurés en nitrates sont bien reproduits, en dynamique et en ordre de grandeur (Figure 5.14). En concentration, les simulations surestiment légèrement les observations à l'exutoire. Les concentrations sont en particulier surestimées à l'amont du bassin, à la Vienne au Palais-sur-Vienne et à la Creuse à Fresselines. Dans ces zones, les concentrations en nitrates sont plus faibles qu'à l'aval du bassin et la principale source est l'élevage. Les itinéraires techniques simplifiés appliqués pour le pâturage surestiment les apports et pourraient être améliorés. De plus, pour la Creuse à Fresselines, de très grands pics de concentrations sont simulés pour les étiages de 2003, 2005 et 2011. La sous-estimation des débits lors de ces étiages sévères associée aux rejets de la STEP de Guéret à l'amont de cette station de mesure causent ces très grands pics de concentrations.

Plus à l'aval sur la Creuse, à la station de la Celle-Saint-Avant, les écarts entre concentrations simulées et observées sont plus faibles. Les concentrations en nitrates sont plus élevées, associées à une occupation du sol de grandes cultures. Les itinéraires techniques renseignés pour les grandes cultures semblent donc valides.

En effet, sur le Clain, bassin pour lequel les surfaces agricoles représentent 90% de la superficie totale du bassin (Conseil Général de la Vienne, 2012), la simulation des flux de nitrates est très bonne au Clain à Dissay (selon Moriasi et al. (2015)), avec un NSE de 0,82 et 0,77, un R^2 de 0,88 et 0,77, un PBIAS de -7,83 et 5,29 et un KGE de 0,86 et 0,83 pour la calibration et la validation respectivement. En concentrations, les critères de performance sont moins bons, excepté le PBIAS, de 4,86 et 14,88 pour la calibration et la validation respectivement. Les concentrations sont légèrement sous-estimées. Les nitrates proviennent principalement des grandes cultures sur le bassin du Clain et notamment des nappes. Les concentrations simulées dans les nappes et leur évolution sur la période de simulation sont étudiées dans le Chapitre 6, paragraphe 6.3.2.2 (p. 278). Un pic de concentration est simulé en 2005. Ce pic correspond à une longue période de basses eaux. Les débits observés descendent en dessous de $1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et les débits simulés en dessous de $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Les flux de la STEP

de Poitiers en amont, plus chargés en nutriments, sont estimés à $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et correspondent donc à une part importante des flux hydrologiques simulés. La difficulté à simuler les débits en étiage prolongé rend difficile la simulation de la qualité de l'eau pour ces périodes.

Selon Moriasi et al. (2015), la simulation est satisfaisante pour un PBIAS $\leq \pm 30$. Les concentrations simulées sont alors satisfaisantes pour la Vienne à Chinon et le Clain à Dissay. Le seuil de ± 70 de Moriasi et al. (2007) est également utilisé dans la littérature pour évaluer les performances de la modélisation. Excepté pour la Creuse à Fresselines, toutes les stations présentent des PBIAS inférieurs à ce deuxième seuil, en concentration et en flux. Les performances évaluées selon les critères du NSE, du R^2 et du KGE sont très variables, selon les stations, le calcul sur les concentrations ou sur les flux et selon les critères. Globalement, la simulation n'est pas satisfaisante à la Creuse à Fresselines mais plus satisfaisante sur l'aval du bassin.

5.3. Résultats et discussion

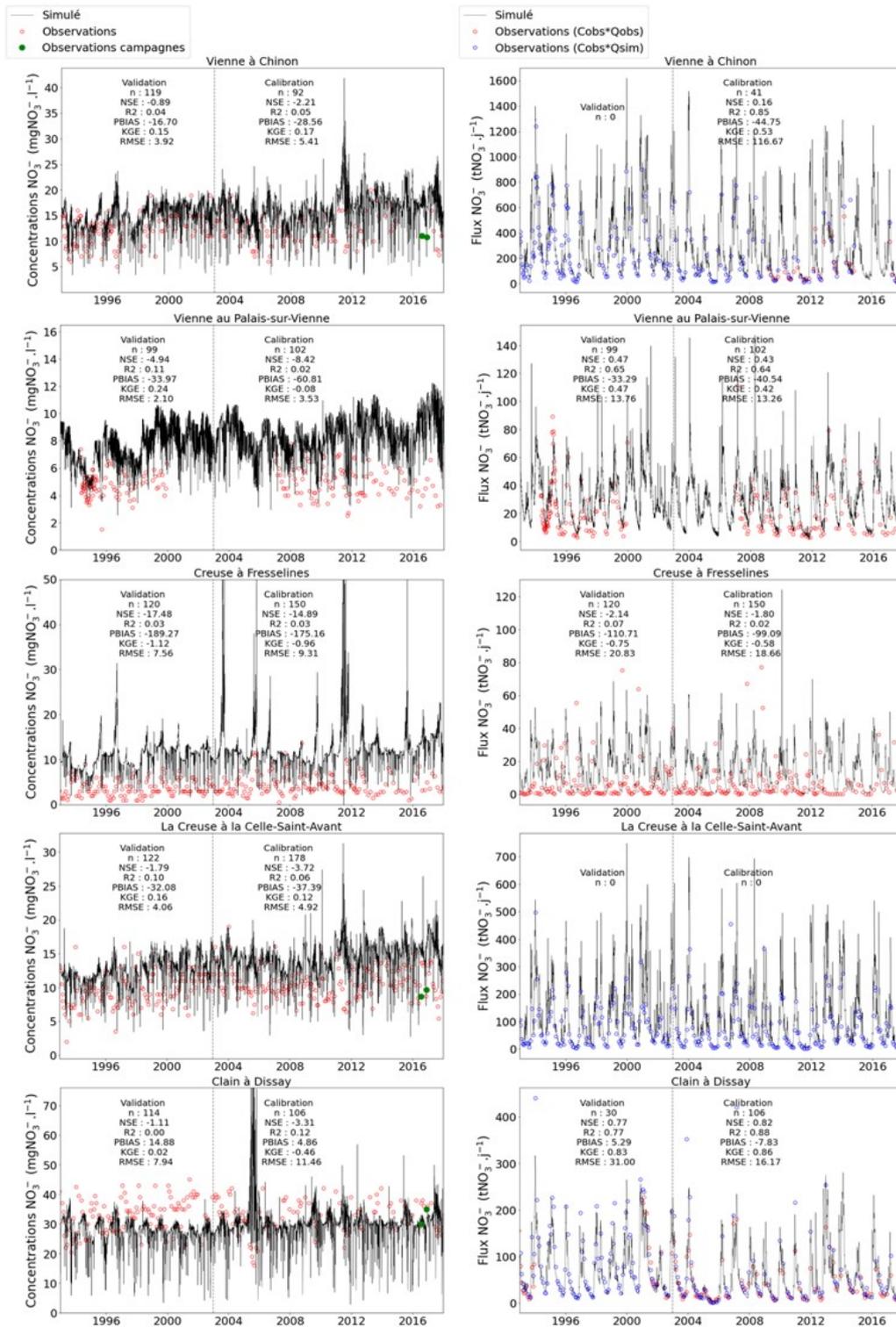


FIGURE 5.14 – Concentrations et flux journaliers de nitrates simulés et observés (base de données Naïades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay (Cobs : concentration observée, Qobs : débit observé, Qsim : débit simulé)

5.3.2.2 Ammonium

A la Vienne à Chinon, les concentrations en ammonium sont du même ordre de grandeur que les observations (Figure 5.15). Les pics de flux ne sont cependant pas reproduits. Aux stations de la Creuse à Fresselines et du Clain à Dissay, les flux sont stables sur les deux périodes pré et post-rénovation des STEP. Ces stations sont situées l'une et l'autre peu après une STEP, les flux simulés sont ainsi égaux aux quantités rejetées renseignées en entrée dans le modèle, peu de transformations ayant lieu sur cette faible distance. En concentration, des pics non mesurés sont simulés pour la période post-rénovation notamment, liés au débit simulé à l'étiage plus faible que les mesures.

Pour la Vienne au Palais-sur-Vienne, les concentrations simulées sont nulles ou très faibles. Les différences avec les observations peuvent provenir des rejets des stations d'épuration, des apports diffus ou des processus in-stream. Cette station se situe en amont des principales stations d'épuration du bassin et donc des rejets implémentés dans le modèle. L'ammonium observé peut provenir de stations de plus petite capacité non renseignées en entrée. D'autre part, SWAT ne calcule pas d'apport diffus d'ammonium. Dans les utilisations de RIVE, au sein de Riverstrahler et QUAL-NET par exemple, des apports diffus d'ammonium sont renseignés en données de forçage (Thieu et al., 2009; Minaudo et al., 2018). Ces apports sont faibles, l'ammonium étant adsorbé ou oxydé rapidement en nitrates dans les sols, excepté dans les zones urbaines ou dans les sols avec une faible capacité d'échange, tels que les sols organiques ou sablonneux (Thieu et al., 2009). Les concentrations d'ammonium dans les apports diffus renseignés pour la Seine, la Somme et l'Escault vont de 0,01 à 0,9 $\text{mgNH}_4^+ \cdot \text{l}^{-1}$ (Thieu et al., 2009). Les concentrations en ammonium observées sur le bassin de la Vienne sont pour la majorité dans cet intervalle. L'ammonium dans les cours d'eau pourrait donc provenir en partie des apports diffus. A notre connaissance, il n'y a pas eu de développements pour simuler les apports diffus d'ammonium dans le modèle SWAT. Ce développement pourrait être envisagé, ou de même que pour la silice et le carbone organique, des concentrations en ammonium dans le ruissellement, le flux latéral et le flux souterrain pourraient être appliquées dans SWAT-RIVE. Concernant les processus in-stream, les concentrations nulles simulées indiquent que les processus producteurs d'ammonium (minéralisation) sont, en amont de cette station, nuls ou inférieurs aux processus consommateurs d'ammonium (prélèvement par

5.3. Résultats et discussion

le phytoplancton, nitrosation, nitrification benthique). Des mesures permettraient de vérifier la simulation des processus in-stream. Les limites de la simulation de l'ammonium à l'échelle du bassin proviennent néanmoins probablement des simplifications effectuées pour les apports diffus et ponctuels.

5.3.2.3 Orthophosphates

Les concentrations en orthophosphates simulées sont dans l'ensemble supérieures aux observations (PBIAS négatif) (Figure 5.16). Elles sont en particulier surestimées à la Vienne au-Palais-sur-Vienne, station à l'amont de toutes les stations d'épuration implémentées dans le modèle. Les apports diffus sont donc surestimés, tout du moins pour cette zone du bassin. Un calage de paramètres supplémentaires de SWAT pourrait être envisagé afin d'améliorer la simulation de cet élément (voir les paramètres cités dans le Chapitre 2 paragraphe 2.5.6.2 p. 118). La simulation est cependant satisfaisante pour notre étude, les valeurs minimales et maximales observées sont dans l'ensemble reproduites, en concentration et en flux. La diminution des concentrations et des flux suite à l'amélioration des traitements dans les stations d'épuration est visible sur les simulations du Clain à Dissay et de la Vienne à Chinon en concentrations.

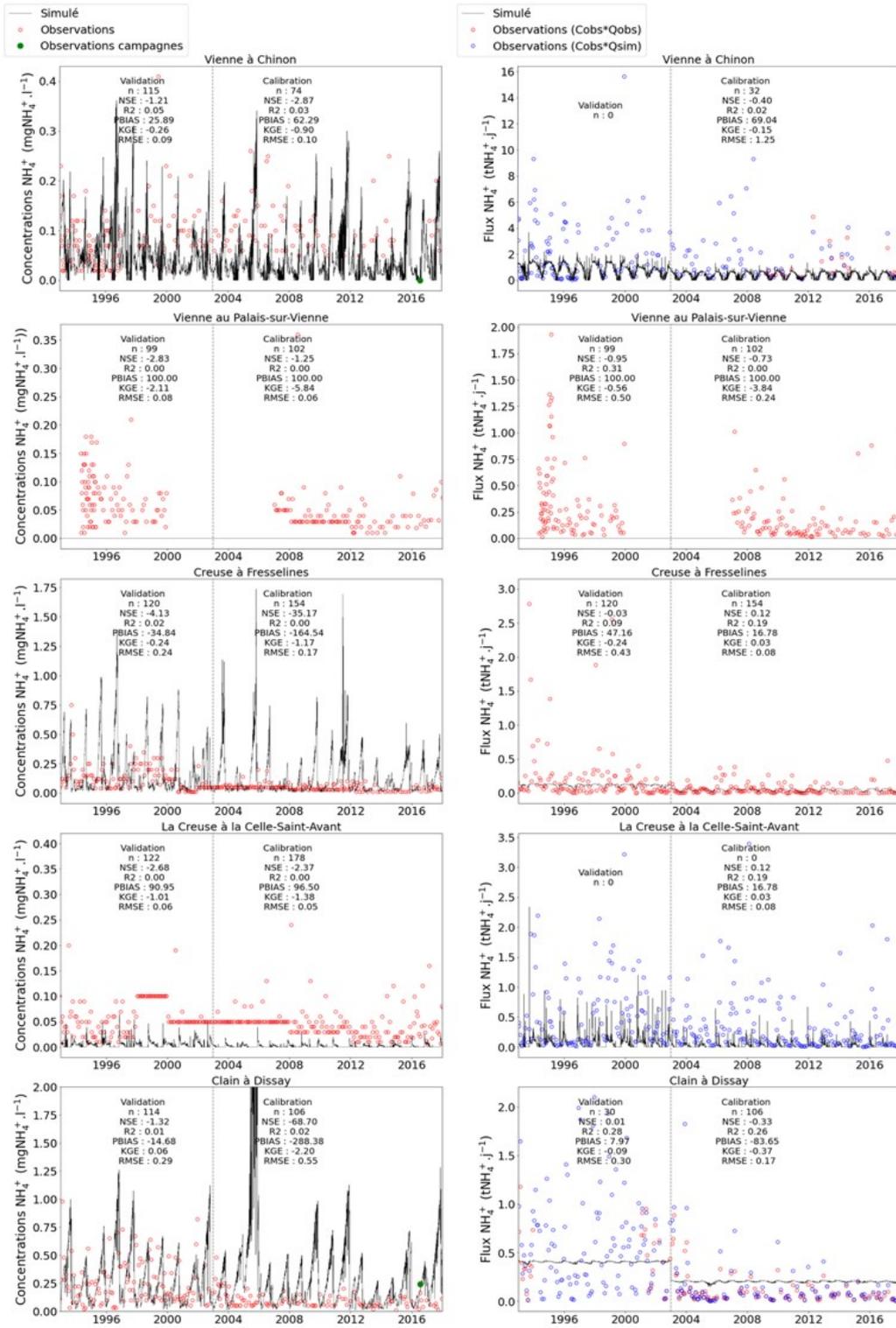


FIGURE 5.15 – Concentrations et flux journaliers d’ammonium simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au la Vienne au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay (Cobs : concentration observée, Qobs : débit observé, Qsim : débit simulé)

5.3. Résultats et discussion

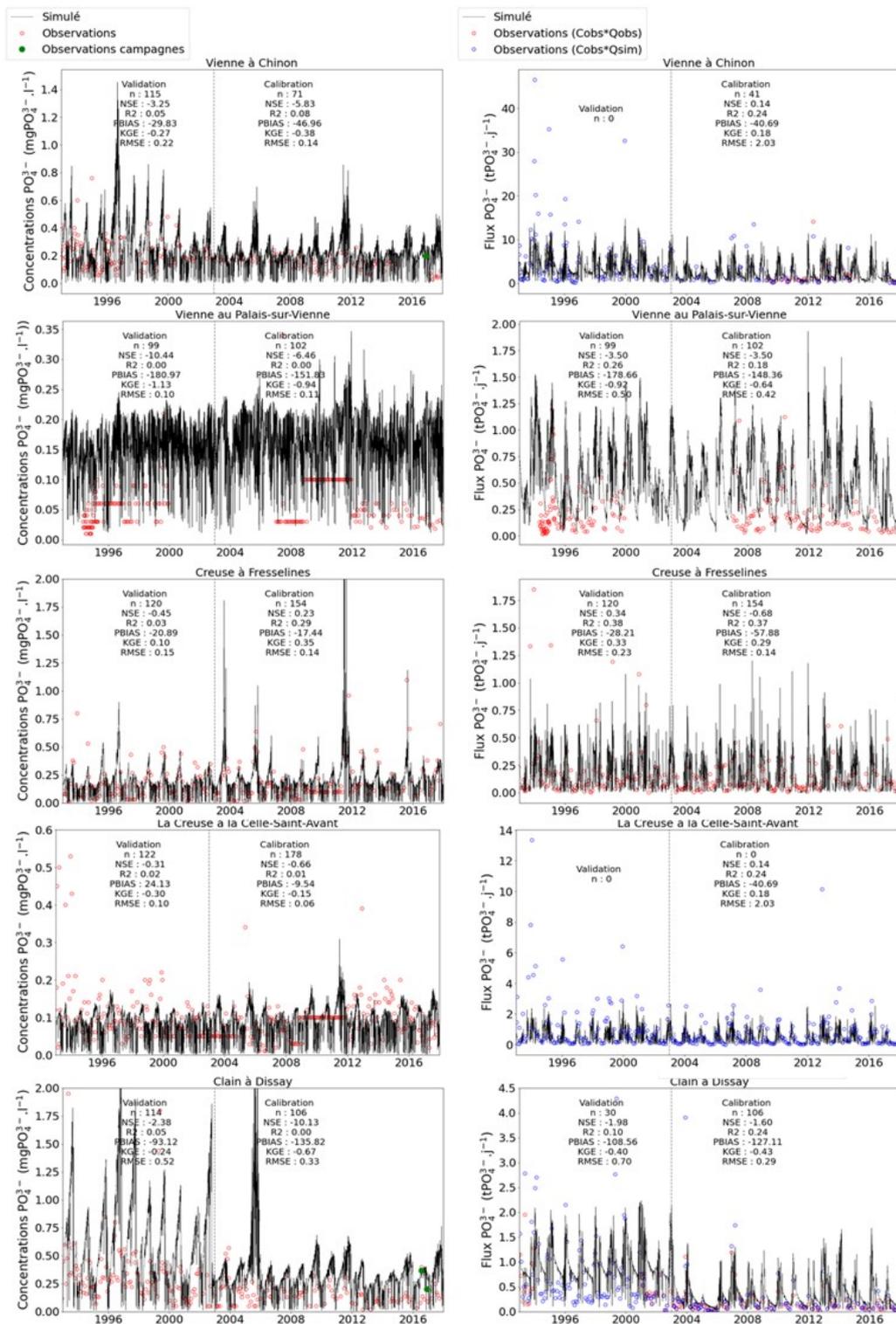


FIGURE 5.16 – Concentrations et flux journaliers d’orthophosphates simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay (Cobs : concentration observée, Qobs : débit observé, Qsim : débit simulé)

5.3.2.4 Silice dissoute

A l'amont, les concentrations simulées sont proches des valeurs hautes mesurées (Figure 5.17). Les concentrations les plus basses mesurées ne sont pas reproduites. La valeur utilisée pour les apports diffus des roches métamorphiques est donc légèrement surestimée. Les flux simulés sont cependant satisfaisants (NSE de 0,78 et 0,47, R^2 de 0,84 et 0,67, PBIAS de -17,91 et -38,46 et KGE de 0,77 et 0,54 pour la Vienne au-Palais-sur-Vienne et la Creuse à Fresselines respectivement). Pour l'aval du bassin, les concentrations simulées sont dans l'ordre de grandeur des mesures des campagnes pour la Vienne à Chinon et la Creuse à la Celle-Saint-Avant. Pour le Clain à Dissay, les concentrations simulées sont plus faibles que les mesures. Cependant les mesures des campagnes proviennent de l'année 2021 et non de l'année 2016, et comparées à une autre année comme 2017, les mesures des campagnes correspondent aux valeurs simulées. Néanmoins, les apports diffus ont été implémentés en entrée de manière simplifiée, en fonction de la lithologie (voir paragraphe 2.4.2.1 p. 77). Comme discuté au Chapitre 3 pour l'application SWAT-RIVE sur la Garonne, l'estimation de ces apports diffus ainsi que ceux de silice biogénique pourrait être améliorée. Les mesures de silice dissoute des campagnes de mesures dans les nappes alluviales du bassin ont montré des concentrations variables suivant la période de l'année, en moyenne 1,5 à 2 fois plus élevées en novembre qu'en juillet, et des moyennes supérieures à la valeur implémentée en entrée pour les roches sédimentaires de l'aval du bassin. Les données mesurées sont en moyenne, en juillet et novembre respectivement, de 8 et 12 mgSi.l^{-1} pour la Vienne, 8 et 15 mgSi.l^{-1} pour la Creuse et 4 et 8 mgSi.l^{-1} pour le Clain (voir paragraphe 4.3 p. 177). La concentration de 3,6 mgSi.l^{-1} appliquée en donnée de forçage pour le flux souterrain est donc uniquement proche de la concentration mesurée dans les nappes alluviales du Clain en juillet. Enfin, des pics de concentrations sont simulés sur l'ensemble du bassin lors des forts étiages. Même s'il n'y a pas de mesures à ces périodes, ces pics semblent surestimés. Cela est dû à la simulation de l'hydrologie pour ces périodes, non représentative des débits d'étiage.

5.3. Résultats et discussion

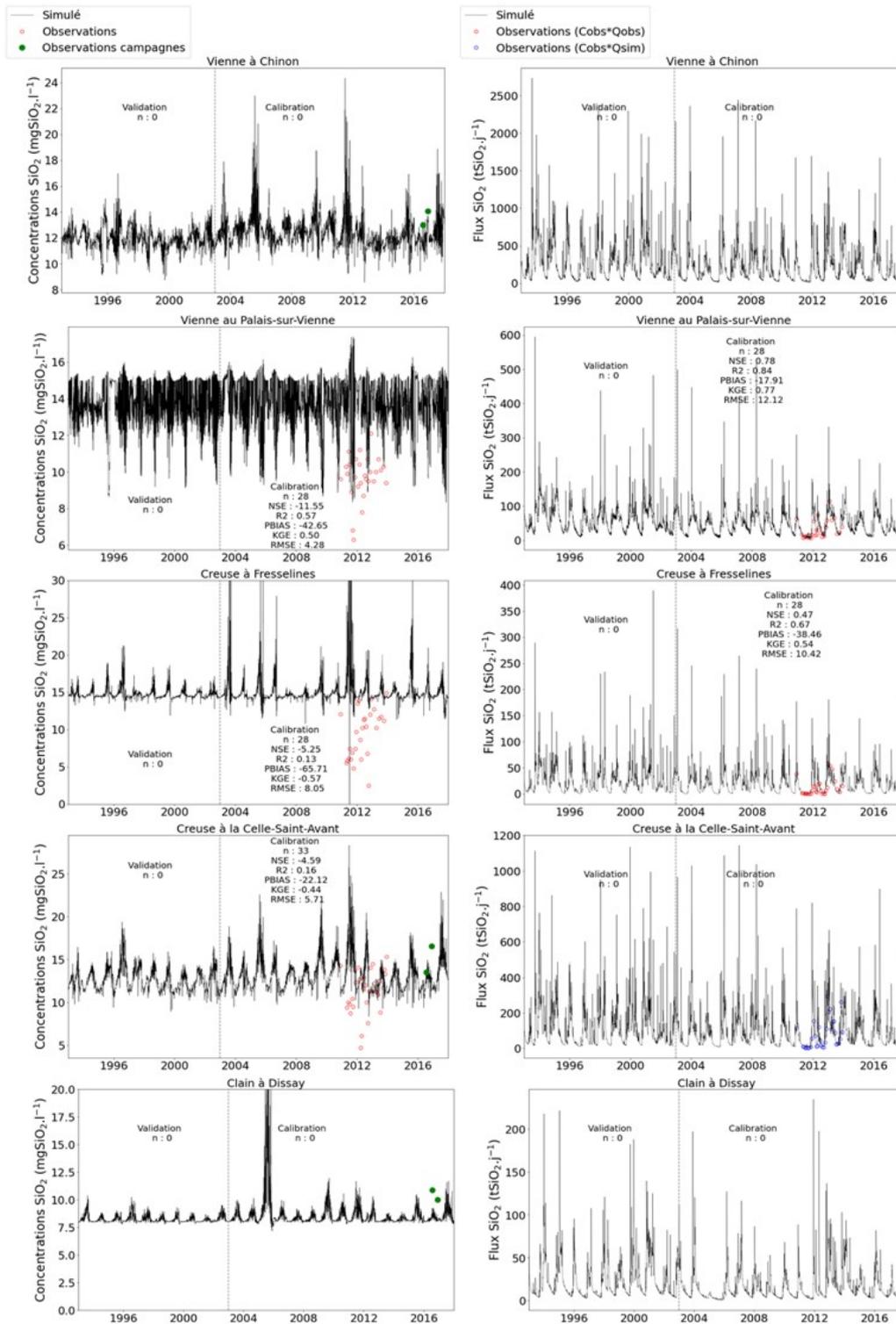


FIGURE 5.17 – Concentrations et flux journaliers de silice dissoute simulés et observés (base de données Naïades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et du Clain à Dissay (Cobs : concentration observée, Qobs : débit observé, Qsim : débit simulé)

5.3.2.5 Carbone organique

Les concentrations en carbone organique dissous simulées sont de l'ordre de grandeur des observations, mais légèrement sous-estimées sur l'ensemble du bassin, excepté pour le Clain à Dissay pour la période de calibration (Figure 5.18). Le COD sur le bassin peut provenir des papeteries (Commission Locale de l'Eau du SAGE du Bassin de la Vienne, 2002), des rejets des STEP, de l'élevage ou des tourbières (Conseil Départemental de la Creuse, 2017), de la dégradation importante des débris végétaux ou des nappes (Coularis, 2016) (cette dernière hypothèse ne semblant cependant pas dominer, voir le Chapitre 4, paragraphe 4.3.1.4 p. 189). Les apports des versants ont été renseignés par une concentration dans le flux souterrain homogène sur l'ensemble du bassin, et une concentration dans le ruissellement et le flux latéral différente suivant l'amont et l'aval. Pour améliorer la représentation du carbone organique dissous, des valeurs par type d'occupation du sol pourraient être renseignées, ce qui est le cas dans des utilisations du modèle Riverstrahler. Cela permettrait notamment de prendre en compte l'impact de l'élevage et des tourbières. D'autre part, une concentration identique dans le flux latéral et le ruissellement a été appliquée, or les concentrations en carbone organique dans les sols diminuent avec la profondeur dans les sols du bassin selon les paramètres des sols renseignés en entrée. Des concentrations variables suivant le ruissellement et le flux latéral, et également suivant les couches de sol pour le flux latéral, pourraient être appliquées, estimées par exemple sur le contenu en carbone dans chaque couche de sol, donnée d'entrée du modèle SWAT. Le modèle SWAT a d'autre part été modifié par Du et al. (2019); Qi et al. (2020) pour prendre en compte les apports diffus de COD de la même manière que les nitrates. La simulation du carbone organique dissous dans notre étude est néanmoins satisfaisante au niveau des PBIAS : ceux-ci vont de ± 4 à $\pm 46\%$.

Il y a peu de données de carbone organique particulaire sur le bassin. Les valeurs de COP simulées semblent être dans l'ordre de grandeur des concentrations mesurées : les valeurs basses sont reproduites à la Creuse à Fresselines, tandis que les mesures des campagnes à Chinon et à Dissay correspondent aux valeurs des pics de concentration (Figure 5.19). De même que pour le COD, la prise en compte des apports diffus de COP pourrait être améliorée. Dans SWAT, le contenu en carbone organique des dix premiers millimètres du sol est utilisé pour calculer l'apport en DBOC des versants au réseau hydrographique, en déterminant

5.3. Résultats et discussion

la part de carbone organique associée aux sédiments (voir Chapitre 2, paragraphe 2.4.2.1 p. 78). Une tentative a été effectuée pour utiliser la quantité de carbone organique dans les sédiments érodés calculée par cette équation (2.50), cependant les quantités simulées de COP étaient grandement surestimées. Zhang et al. (2013) ont reporté que SWAT donnait des valeurs de facteur d'enrichissement surestimées par rapport à la littérature. Nous avons donc cherché à calibrer ce facteur. Cependant, même en retirant ce terme de l'équation (2.50), les concentrations de COP simulées dans les cours d'eau sont toujours surestimées (Figure 5.20). Ce résultat est donc attribué à une surestimation des apports de MES aux cours d'eau, dû à la non prise en compte de la sédimentation dans les plaines alluviales, simulant une quantité plus importante de sédiments atteignant les cours d'eau, ensuite déposée.

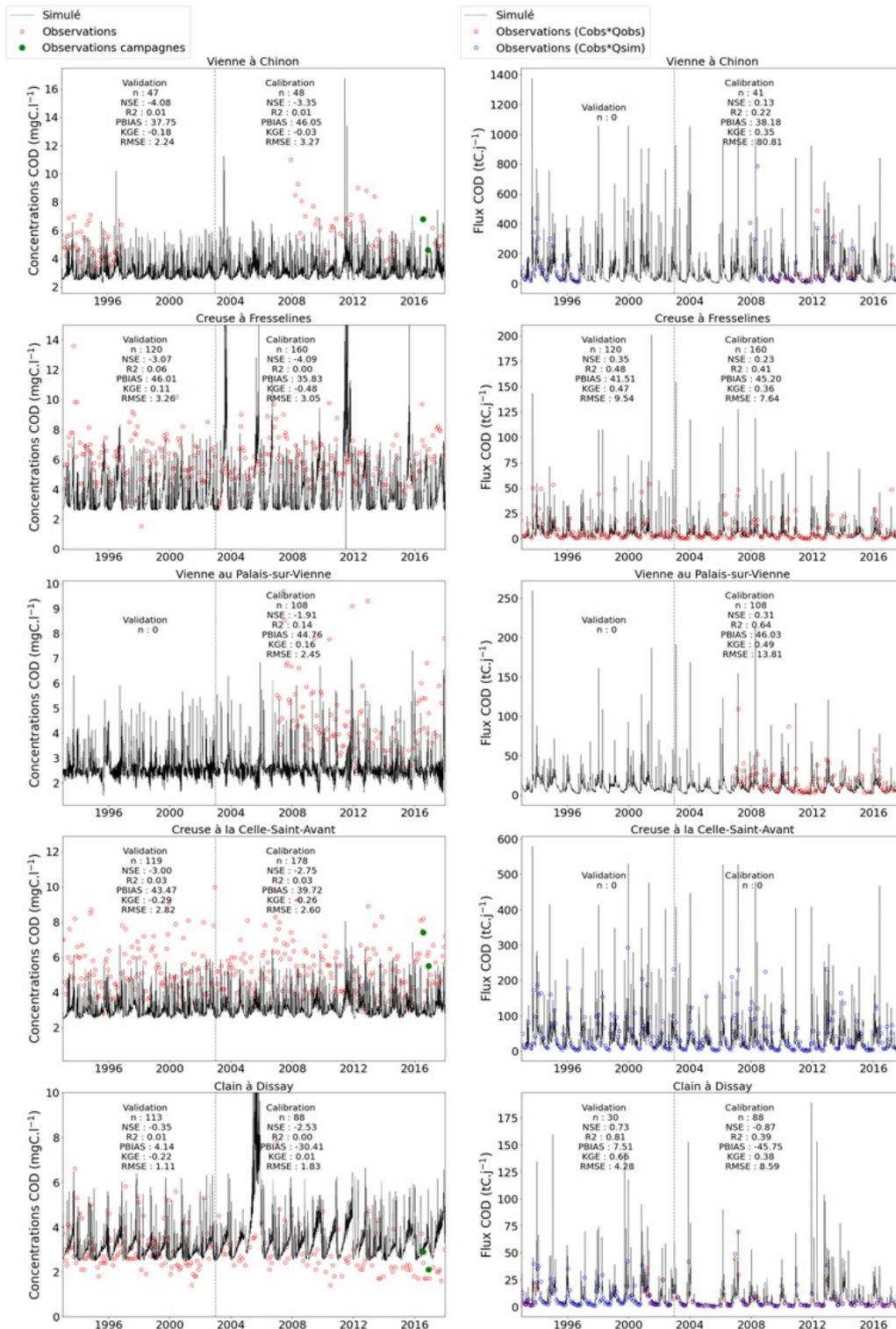


FIGURE 5.18 – Concentrations et flux journaliers de carbone organique dissous simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay (Cobs : concentration observée, Qobs : débit observé, Qsim : débit simulé)

5.3. Résultats et discussion

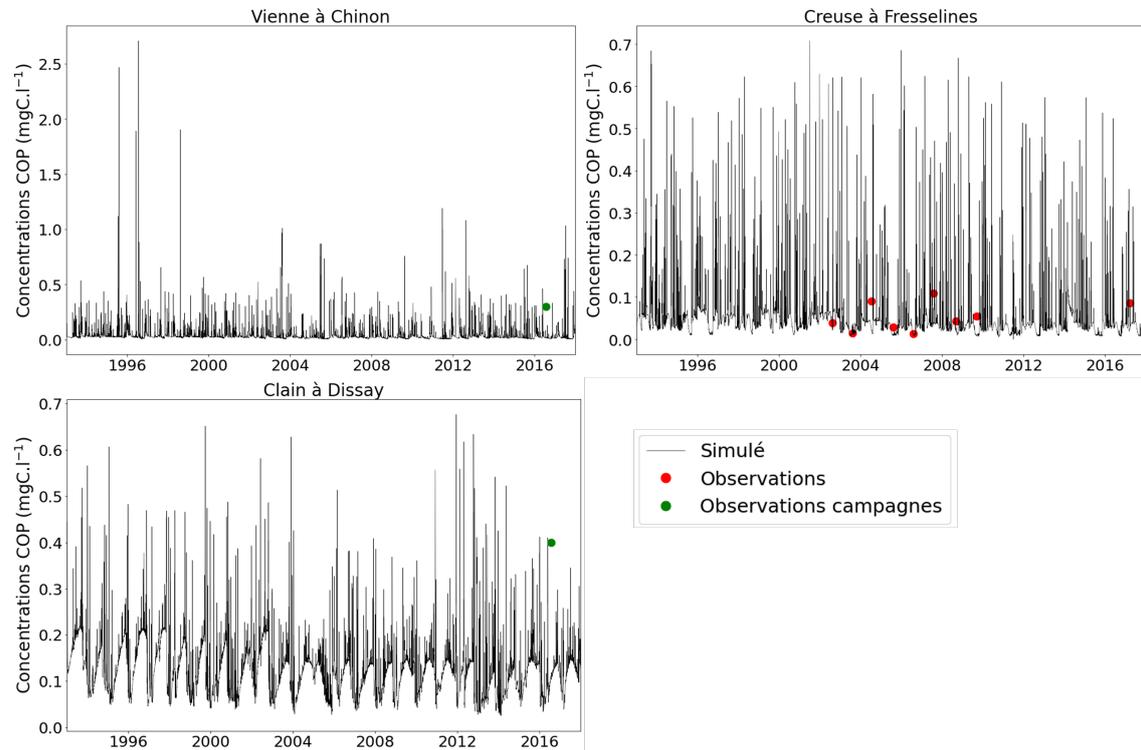


FIGURE 5.19 – Concentrations journalières simulées de COP avec SWAT-RIVE et mesurées de 1993 à 2017 a) de la Vienne à Chinon (mesures des campagnes), de la Creuse à Fresselines (mesures issues de la base de données Naïades) et c) du Clain à Dissay (mesures des campagnes)

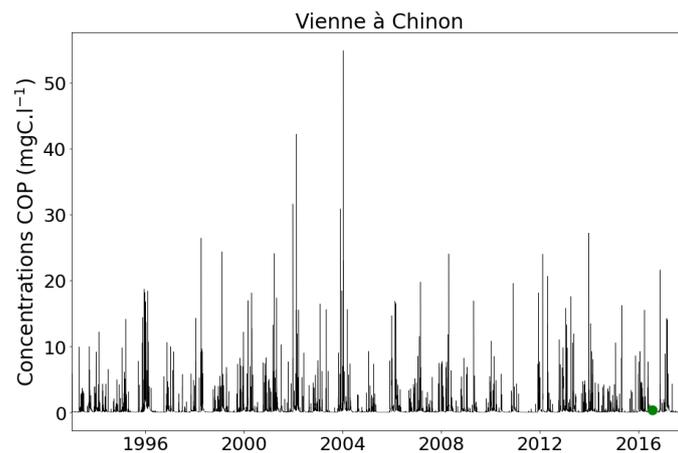


FIGURE 5.20 – Concentrations journalières mesurées (mesures des campagnes) et simulées de COP avec SWAT-RIVE et les apports diffus issus de l'équation (2.50) sans facteur d'enrichissement, à la Vienne à Chinon de 1993 à 2017

5.3.2.6 Phytoplancton

a) Sensibilité des paramètres

Le modèle ne reproduisant pas avec le paramétrage initial les dynamiques et concentrations en chlorophylle a mesurées (Figure 5.21 a), plusieurs tests de sensibilité ont été effectués, sur :

- Les paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton : le modèle RIVE ne nécessite en théorie pas ou peu de calibration, toutefois certains paramètres peuvent être ajustés dans la gamme de leur détermination expérimentale (Garnier et al., 2000b, 2002b). Nous avons ainsi relevé dans des publications de modélisation Riverstrahler ou Seneque sur la Seine des valeurs différentes pour les paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton (Table 5.4).
- Le broutage du phytoplancton par les lamellibranches : ce processus est représenté comme une contrainte dans le modèle, avec une biomasse des lamellibranches fixée et constante, mais il n'est pas toujours activé (communication personnelle G. Billen). Nous avons testé l'activation ou non de cette contrainte (la biomasse des filtreurs benthiques est fixée à 10 gDW.m^{-2} lorsque la contrainte est activée et est fixée nulle lorsqu'elle est désactivée).
- L'activation du module de croissance et de détachement du biofilm épilithique, avec les paramètres déterminés sur la Garonne.

La Table 5.5 récapitule les différents tests effectués. Les concentrations en phytoplancton simulées pour chaque test sont présentées dans la Figure 5.21.

TABLE 5.4 – Valeurs des paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton utilisées dans des modélisations Riverstrahler ou Seneque sur la Seine et testées sur la Vienne (Figure 5.21)

Nom	Initiaux	Seneque*	Marescaux et al. (2018)
Taux de croissance maximal chlorophycées (h^{-1})	0,09	0,05	0,05
Taux de mortalité maximal diatomées (h^{-1})	0,004	0,0075	0,032
Taux de mortalité maximal chlorophycées (h^{-1})	0,004	0,015	0,064

*Fichier seneq5.prm de Seneque 3.7, conçu à partir du seneq3.prm du bassin de la Seine hors Basse-Normandie (A. Ramarson 07/2015), communication personnelle G. Billen

5.3. Résultats et discussion

TABLE 5.5 – Paramètres utilisés pour les simulations de la Figure 5.21

Simulation	Paramètres phytoplancton (voir Table 5.4)	Contrainte lamellibranches	Module biofilm épilithique
a)	Initiaux	activée	désactivé
b)	Seneque	activée	désactivé
c)	Marescaux et al. (2018)	activée	désactivé
d)	Seneque	désactivée	désactivé
e)	Seneque	activée	activé

Les concentrations en chlorophylle a sont très variables selon les taux de croissance et de mortalité utilisés (Figure 5.21 a, b et c). Le premier jeu de paramètres surestime les blooms, avec des concentrations à la Vienne à Chinon jusqu'à $200 \mu\text{g chla.l}^{-1}$ pour la première période puis $100 \mu\text{g chla.l}^{-1}$. Les concentrations sont au contraire sous-estimées avec le deuxième jeu de paramètres (taux de croissance des chlorophycées plus faible et taux de mortalité des diatomées et des chlorophycées plus élevés), en particulier pour la première période. Les concentrations maximales simulées sont de $5 \mu\text{g chla.l}^{-1}$. Avec le troisième jeu de paramètres (taux de mortalité plus élevés), il n'y a pas de développement de phytoplancton sur le bassin.

L'impact de la contrainte de broutage du phytoplancton par les mollusques est également non négligeable : des blooms sont simulés lorsque cette contrainte est désactivée (Figure 5.21 d), tandis qu'avec son activation, pour les mêmes paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton, la chlorophylle a restait inférieure à $5 \mu\text{g chla.l}^{-1}$ (Figure 5.21 b).

L'activation du module de croissance et de détachement du biofilm épilithique simule une concentration en chlorophylle a variable de 3 à $52 \mu\text{g chla.l}^{-1}$ (Figure 5.21 e), tandis que, pour les mêmes paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton, la chlorophylle a simulée restait inférieure à $5 \mu\text{g chla.l}^{-1}$ (Figure 5.21 b). La diminution des blooms et les faibles concentrations observées à partir des années 2000, en majorité inférieures à $6 \mu\text{g chla.l}^{-1}$, ne sont cependant pas reproduites avec ce paramétrage.

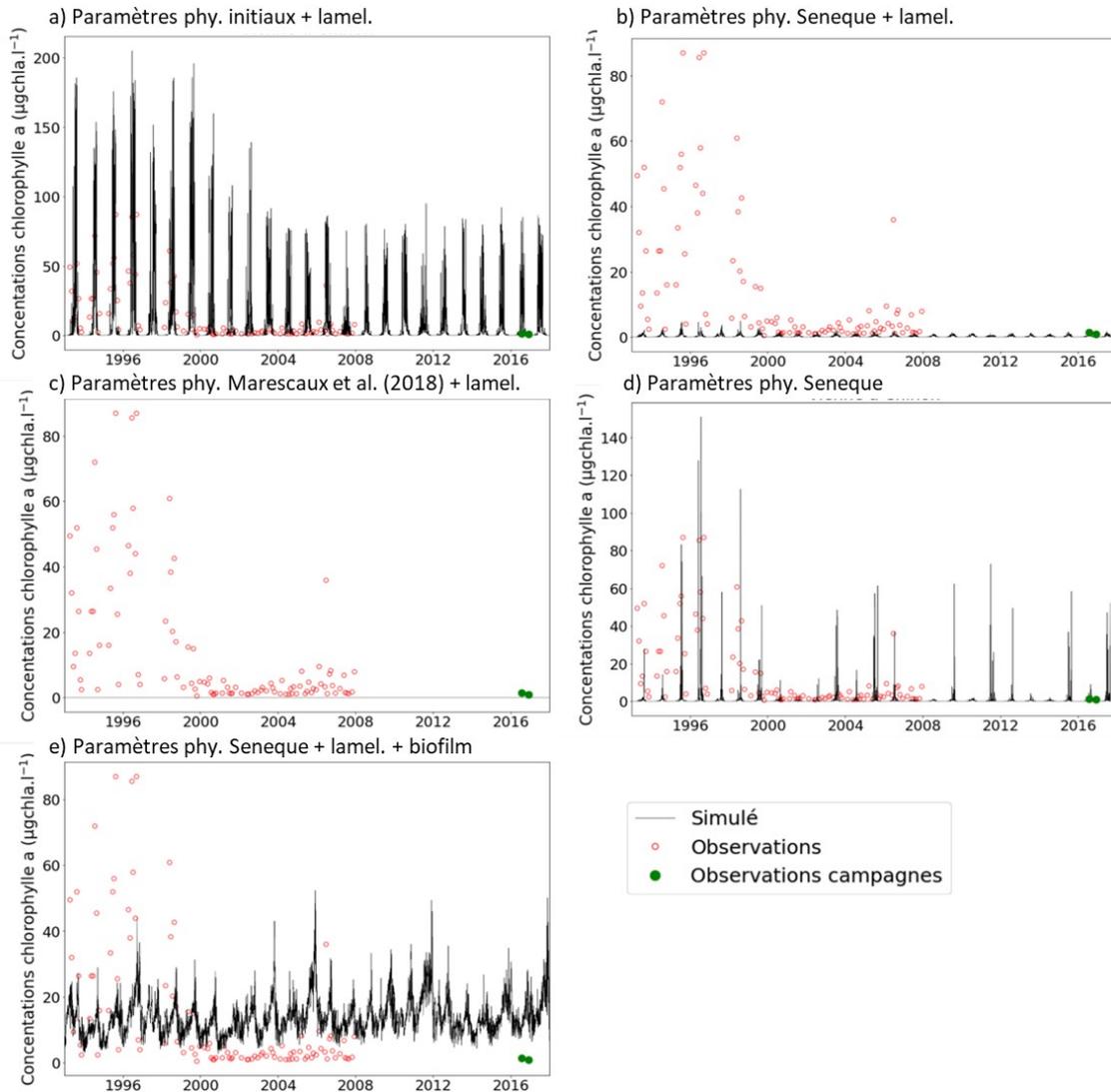


FIGURE 5.21 – Concentrations journalières en chlorophylle a simulées suivant différentes valeurs de paramètres (Table 5.5) et observées à la Vienne à Chinon sur 1993-2017 (phy. : phytoplancton, lamel. : lamellibranches)

Conclusion des tests et valeurs choisies

La meilleure simulation du phytoplancton sur le bassin semble être la simulation d (Figure 5.21), c'est-à-dire un taux de croissance des chlorophycées plus faible, un taux de mortalité médian pour les diatomées et les chlorophycées, la contrainte de broutage par les mollusques désactivée, de même que le module de biofilm épilithique. Nous avons donc choisi de conserver ces paramètres de croissance et de mortalité et de désactiver la contrainte de broutage par les mollusques. Néanmoins, nous pensons qu'il serait intéressant de quantifier la biomasse

5.3. Résultats et discussion

des mollusques sur le bassin et leur impact sur le phytoplancton. L'invasion des mollusques est un phénomène récent (Brancotte and Vincent, 2002; Minaudo, 2015), leur impact sur le développement du phytoplancton dans le bassin de la Vienne pourrait ne pas être à négliger, notamment pour la deuxième période. La contrainte du modèle pourrait également être adaptée par zones et par périodes. Concernant les paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton, le modèle est très sensible à leur valeur. Leur détermination par l'expérimentation permettrait d'améliorer la validité des simulations effectuées.

Le module de croissance et détachement du biofilm épilithique ne donne pas de résultats satisfaisants avec les valeurs des paramètres déterminés sur la Garonne. Deux hypothèses ont fait suite à ce constat :

- Il n'y a pas de biofilm épilithique arraché et en suspension dans la colonne d'eau dans le bassin de la Vienne ;
- Les paramètres déterminés sur la Garonne ne sont pas adaptés au bassin de la Vienne.

La première hypothèse pourrait être validée par la mesure des biomasses des espèces phytoplanctoniques en suspension dans la colonne d'eau. En l'absence de données, nous avons cherché à valider la deuxième hypothèse par calibration du module. Cette calibration a également été encouragée par les simulations de l'oxygène dissous avec et sans ce module. En effet, lors des blooms algaux, les concentrations en oxygène simulées sont fortement surestimées (Figure 5.22). En dehors des blooms algaux, le modèle simule des concentrations variant entre 8 et 14 $\text{mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$, reproduisant les variations saisonnières. Les concentrations plus basses mesurées, jusqu'à 5 $\text{mgO}_2\cdot\text{l}^{-1}$, ne sont pas simulées. Ces concentrations basses sont cependant simulées lorsque le module biofilm est activé.

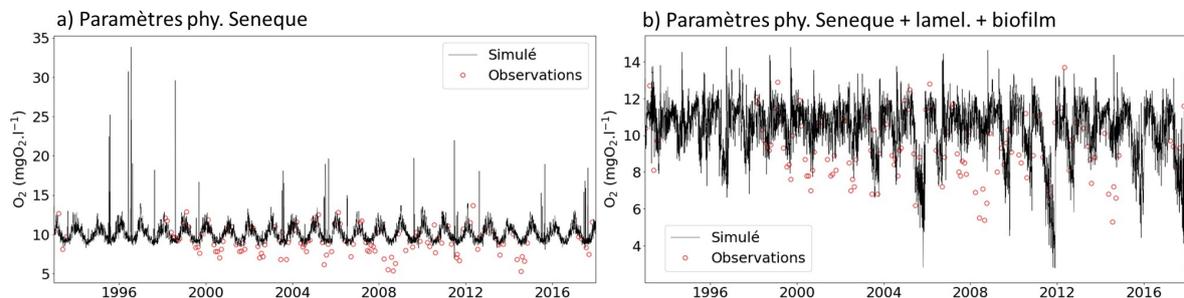


FIGURE 5.22 – Concentrations journalières en oxygène dissous simulées et observées à la Vienne à Chinon sur 1993-2017, a) paramètres de la simulation d et b) paramètres de la simulation e (Table 5.5) (phy. : phytoplancton, lamel. : lamellibranches)

b) Calibration du module de croissance et détachement du biofilm épilithique

Nous avons cherché à adapter par calibration les paramètres du module de biofilm épilithique et ajouté les facteurs de limitation par la lumière et le phosphore, présents dans une version du modèle de Boulétreau et al. (2006). La Figure 5.23 présente les résultats obtenus avec les paramètres calibrés. Les valeurs des paramètres sont recensées dans l'Annexe B. La chlorophylle a simulée est très faible sur l'amont du bassin, le modèle ne reproduit pas les concentrations observées. Pour le Clain à Dissay, les concentrations mesurées avant la diminution des concentrations en phosphore ne sont pas non plus reproduites. Pour la période après rénovation des STEP, les faibles concentrations mesurées lors des campagnes sont simulées. Néanmoins, le modèle simule pour cette station une augmentation des concentrations en chlorophylle a pour la deuxième période au lieu d'une diminution. Ce résultat peut provenir d'une mauvaise estimation du paramètre de limitation de la croissance par le phosphore, d'une surestimation du détachement du biofilm ou de la croissance du biofilm fixé ou en suspension dans la colonne d'eau. Pour la Vienne à Chinon, la diminution des concentrations en chlorophylle a dans les années 2000 est bien représentée, principalement due à une diminution des chlorophycées. Le manque de mesures récentes ne permet pas d'évaluer la validité des blooms simulés depuis 2008. Pour la Creuse à la Celle-Saint-Avant, les concentrations en chlorophylle a simulées depuis 2008, principalement des diatomées benthiques en suspension, sont dans l'ordre de grandeur des observations.

Ce paramétrage est celui que nous avons choisi de conserver pour la simulation SWAT-RIVE sur le bassin de la Vienne. Les choix effectués sont récapitulés dans la Table 5.6.

TABLE 5.6 – Paramètres utilisés pour la simulation finale sur la bassin de la Vienne

Paramètres (voir Table 5.4)	phytoplancton	Contrainte lamellibranches	Module biofilm épilithique
Seneque		désactivée	activé + calibré

5.3. Résultats et discussion

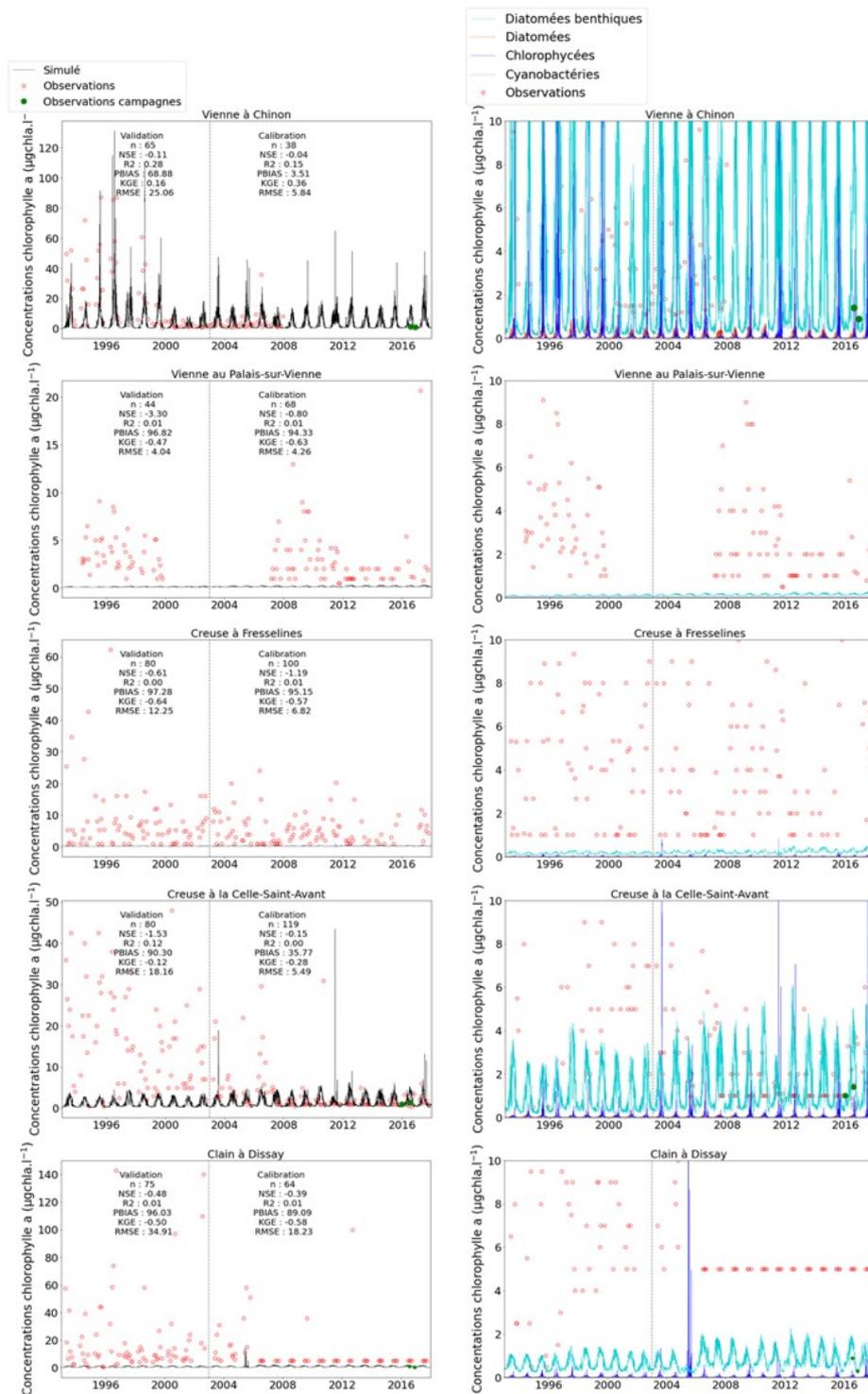


FIGURE 5.23 – Concentrations journalières en chlorophylle a simulées avec les paramètres de l'équation de biofilm épilithique calibrés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et du Clain à Dissay. A droite une représentation par espèces phytoplanctoniques et zoomée sur les concentrations basses simulées

c) Espèces phytoplanctoniques et nutriment limitant

Les blooms phytoplanctoniques sont ici attribués aux chlorophycées (Figure 5.23). La chlorophylle c mesurée sur le bassin (voir le Chapitre 4 paragraphe 4.3.2.3 p. 198) indique la présence d’algues brunes telles que les diatomées. Plusieurs hypothèses sont possibles : les diatomées présentes actuellement dans la Vienne sont des diatomées benthiques, les paramètres utilisés dans le modèle ne sont pas adaptés aux diatomées du bassin ou le modèle ne reproduit pas les conditions nécessaires pour la croissance des diatomées (nutriments, temps de séjour, température par exemple). Les concentrations mesurées en chlorophylle a et c lors des campagnes de mesure sont cependant faibles, le développement du phytoplancton à ces périodes est limité. La croissance des diatomées peut être limitée par la silice, même si celle-ci est plutôt abondante sur le bassin, des chutes de silice dissoute sont ponctuellement observées (Figure 5.17). Le principal nutriment limitant au cours de la simulation est le phosphore pour les trois espèces phytoplanctoniques (Table 5.7 et Figure 5.24). La silice est ponctuellement limitante pour les diatomées, dans les mois de juin à novembre, notamment sur le Clain après la station d’épuration de Poitiers et dans une moindre mesure sur la Vienne. L’azote est ponctuellement limitant sur la Vienne pour les diatomées, ou sur la Briance et la Petite Creuse pour les trois espèces, dans les mois d’août à novembre. La limitation de la croissance des diatomées par la silice est plus importante avant 2003, tandis que la limitation par l’azote est légèrement plus fréquente à partir de 2005 (Figure 5.25). Ces changements font suite à la diminution des concentrations en phosphore et en ammonium avec l’amélioration des traitements dans les stations d’épuration dans les années 2000.

TABLE 5.7 – Nutriment limitant par espèce phytoplanctonique et par mois (en pourcentage de jours sur la totalité de la simulation (1993-2017) tous tronçons confondus. NL : nutriment limitant, Dia. : diatomées, Chlor. : chlorophycées, Cya. : cyanobactéries)

Espèce	NL	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
Dia.	P	100	100	100	100	99,99	99,90	99,73	99,49	99,26	99,52	99,75	99,98
	Si	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,10	0,25	0,44	0,61	0,35	0,17	0,01
	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,07	0,12	0,13	0,07	0,01
Chlor.	P	100	100	100	100	100	100	100	99,98	99,95	99,94	99,97	99,99
	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,05	0,06	0,03	0,01
Cya.	P	100	100	100	100	100	100	100	99,98	99,95	99,94	99,97	99,99
	N	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,05	0,06	0,03	0,01

5.3. Résultats et discussion

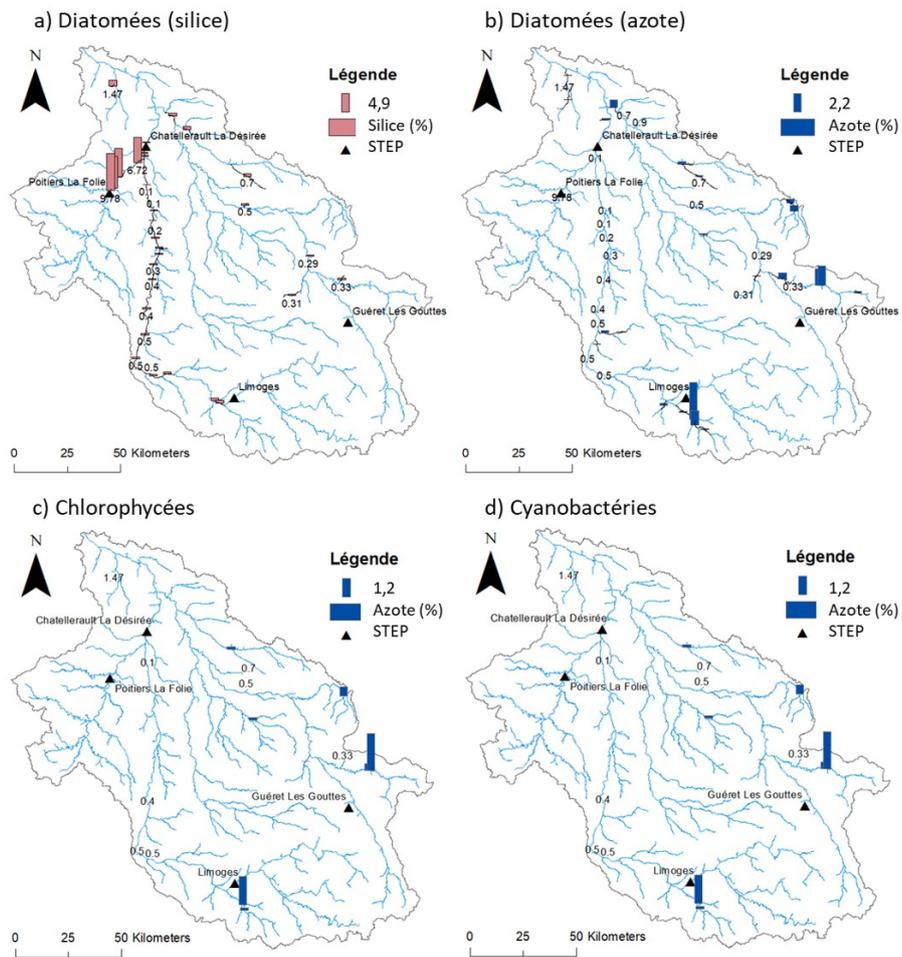


FIGURE 5.24 – Nutriments limitants autres que le phosphore par espèce phytoplanctonique et par tronçon (en pourcentage de jours sur la totalité de la simulation (1993-2017))

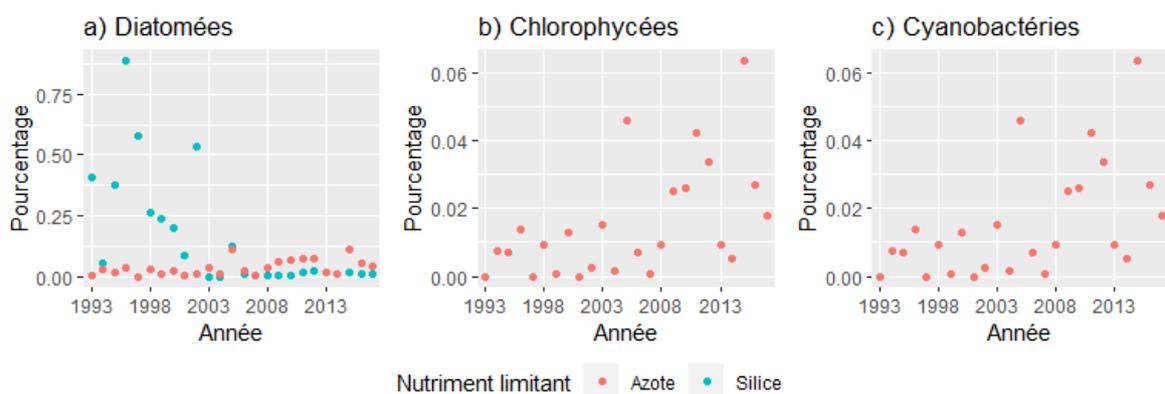


FIGURE 5.25 – Nutriments limitants autres que le phosphore par espèce phytoplanctonique et par année (en pourcentage de jours par an de 1993 à 2017 tous tronçons confondus)

Une caractérisation sur le bassin de la biomasse des espèces d'algales en suspension dans la colonne d'eau permettrait de calibrer et de valider la simulation avec SWAT-RIVE du phytoplancton et du biofilm épilithique. D'autre part, de même que pour les mollusques, le biofilm épilithique peut avoir changé au cours de la période de simulation dans le bassin, les paramètres pourraient être adaptés par périodes.

5.3.2.7 Oxygène dissous

Avec le paramétrage choisi pour le phytoplancton, la simulation de l'oxygène dissous est similaire à celle obtenue avec ces paramètres sans l'équation de biofilm. Les concentrations basses ne sont pas mieux simulées (Figure 5.26). L'ajout du module de biofilm épilithique n'a pas amélioré les simulations de l'oxygène dissous contrairement à ce que nous avons supposé au paragraphe 5.3.2.6 p. 245. L'intérêt de complexifier le modèle par l'ajout du module de biofilm épilithique n'est donc pas confirmé par les simulations de l'oxygène dissous.

La surestimation des concentrations en oxygène dissous simulées lors des périodes de sécheresse, de faibles débits ou de blooms algaux a été relevée lors de plusieurs utilisations du modèle ProSe (Vilmin et al., 2018; Wang, 2019; Wang et al., 2022). Plusieurs hypothèses sont avancées dans ces études concernant l'origine de ces écarts : une mauvaise estimation des flux de substrat ou de la composition de la matière organique, une mauvaise représentation dans RIVE de l'activité bactérienne (incertitudes sur les taux de dégradation et de nitrification), de la réaération ou de l'activité du phytoplancton (respiration de maintenance et photosynthèse). A partir d'assimilation de données en continu, Wang et al. (2022) préconisent notamment un paramétrage variable au cours de l'année pour reproduire la dynamique du phytoplancton (Mao et al., 2009; Huang et al., 2013) et améliorer la simulation de l'oxygène dissous.

5.3. Résultats et discussion

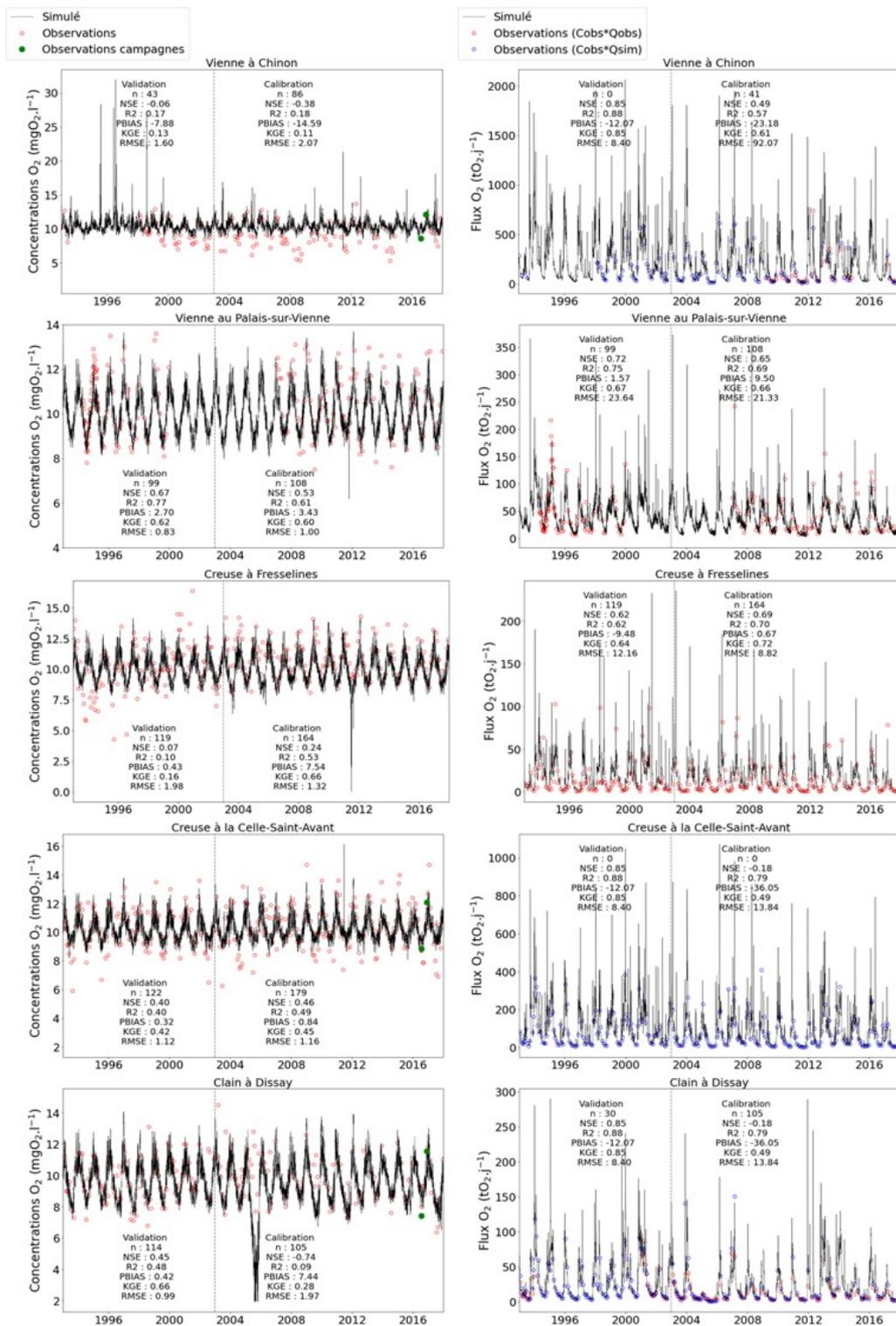


FIGURE 5.26 – Concentrations et flux journaliers en oxygène dissous simulés et observés (base de données Naiades + campagnes) à la Vienne à Chinon (exutoire) et au-Palais-sur-Vienne (amont), de la Creuse à Fresselines (amont) et à la Celle-Saint-Avant (aval) et au Clain à Dissay (Cobs : concentration observée, Qobs : débit observé, Qsim : débit simulé)

5.4 Conclusion

Le modèle SWAT a reproduit les flux hydrologiques journaliers observés de 1993 à 2017 de manière satisfaisante sur le bassin de la Vienne. Les faibles débits d'étiage ont été difficiles à simuler avec SWAT, constatation retrouvée dans plusieurs publications. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce résultat : la présence de zones karstiques, dont l'hydrologie est difficile à reproduire par modélisation, mais également le formalisme de SWAT avec la non prise en compte des flux entre les HRUs et la représentation linéaire simplifiée du système aquifère et du flux souterrain. La présence de nombreux barrages influence également l'hydrologie de la Vienne et de la Creuse. Le soutien d'étiage existant sur la Vienne a cependant été implémenté en données de forçage du modèle et a permis d'obtenir de bons résultats sur ce cours d'eau.

L'érosion simulée par SWAT a donné des valeurs cohérentes avec la littérature, et une simulation satisfaisante des concentrations et flux de matières en suspension dans les cours d'eau. Le modèle ne simule cependant pas le dépôt dans les plaines alluviales ainsi que dans les cours d'eau des têtes de bassin, compensés par le dépôt dans les cours d'eau.

Le modèle SWAT-RIVE reproduit les flux et concentrations journaliers en nitrates observés sur la période 1993-2017 de manière satisfaisante. Les simulations pourraient être améliorées ponctuellement sur le bassin en renseignant plus précisément les données d'occupation du sol et de pratiques agricoles ainsi que de rejet des stations d'épuration. La simulation de l'ammonium est en particulier limitée par la non prise en compte des apports diffus d'ammonium dans SWAT et l'implémentation uniquement des principales stations d'épuration dans le modèle. Les apports diffus d'orthophosphates sont légèrement surestimés, un calage de paramètres supplémentaires de SWAT pourrait être envisagé dans un objectif d'étude des flux de phosphore et/ou de l'eutrophisation. La simulation des orthophosphates est cependant satisfaisante, les différences de concentration entre les deux périodes observées (avant et après rénovation des STEP) sont reproduites. Les concentrations et flux simulés en silice dissoute et carbone organique sont dans l'ordre de grandeur des mesures disponibles. Les apports diffus renseignés en entrée sont cependant simplifiés et pourraient être améliorés.

La simulation du phytoplancton dépend fortement des paramètres de croissance et de mortalité du modèle RIVE, de la contrainte relative aux mollusques appliquée ainsi que de

5.4. Conclusion

l'activation ou non du module de croissance et de détachement du biofilm épilithique. La caractérisation de la biomasse des espèces d'algues en suspension dans la colonne d'eau permettrait d'affiner le paramétrage du module de biofilm épilithique. De même, la détermination de la biomasse des filtreurs benthiques et de leur impact sur les espèces phytoplanctoniques permettrait de valider la non-activation de cette contrainte ou d'en améliorer le paramétrage. Enfin, la mesure de paramètres clés tels que les taux de croissance et de mortalité apparaît également essentiel pour l'utilisation du modèle SWAT-RIVE.

La simulation de l'oxygène dissous est satisfaisante, les dynamiques saisonnières observées sont reproduites. Néanmoins, des pics de concentrations sont simulés lors des blooms algaux et les concentrations les plus basses ne sont pas simulées par le modèle. Cette dernière observation a été relevée dans plusieurs applications du modèle ProSe avec comme hypothèse d'amélioration un paramétrage variable dans le temps, notamment concernant la dynamique du phytoplancton.

D'autre part, les performances de la simulation des variables de qualité d'eau dépendent des performances de la simulation de l'hydrologie. La difficulté à reproduire les flux à l'étiage impacte les concentrations simulées en journalier, avec notamment des concentrations surestimées lors des périodes d'étiage sévères et dans les zones à l'aval des stations d'épuration.

Enfin, le modèle SWAT-RIVE ne simule actuellement pas les processus biogéochimiques dans les retenues de barrage. Or, ces zones de stockage d'eau peuvent impacter le cycle des nutriments, le devenir des matières en suspension et le développement du phytoplancton (voir Chapitre 1 paragraphe 1.1.3.3 p. 17). La validation du modèle RIVE dans les retenues de barrage pourrait améliorer la représentation de la qualité de l'eau sur le bassin de la Vienne, celui-ci comportant de nombreux barrages, dont le barrage d'Eguzon pour lequel la retenue présente une stratification thermique et physico-chimique en été.

Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

Ce chapitre a pour objectifs (1) d'étudier les dynamiques spatio-temporelles des nitrates et les hot spots et hot moments associés dans le bassin de la Vienne avec le modèle SWAT-RIVE mis en place sur ce bassin au Chapitre 5 et (2) d'analyser les grandes tendances pour la période étudiée, 1993-2017, des flux de nitrates en lien avec les composantes du cycle hydrologique. Les résultats et la discussion sont présentés en quatre parties. La première partie analyse le bilan des flux de nitrates à l'échelle du bassin versant en moyenne interannuelle sur toute la période de simulation, afin de mettre en évidence les principaux flux et processus sur l'ensemble du bassin. La seconde partie étudie la variabilité spatio-temporelle des flux au sein des versants. Le choix a été fait d'étudier la variabilité spatiale des flux et les hot spots par HRU, plus petite échelle spatiale pour les versants dans SWAT, et en fonction du type d'occupation du sol; et les hot moments et la variabilité temporelle en terme de saisons et de tendances évolutives. La troisième partie analyse les flux de nitrates au sein des cours d'eau, leur variation spatiale, saisonnière et leur évolution temporelle. Dans ces deux dernières parties, une attention particulière est portée à la dénitrification, celle-ci étant le principal processus d'élimination des nitrates. Enfin, est discutée l'utilisation du modèle SWAT-RIVE pour étudier les dynamiques des nitrates dans un bassin versant et notamment mettre en évidence les hot spots et hot moments.

6.1 Introduction

Le devenir des nitrates dans l'environnement dépend de nombreux facteurs, hydrologiques et biogéochimiques, influençant leur migration et les transformations du cycle de l'azote. A l'échelle d'un bassin versant, les stocks et flux de nitrates sont très hétérogènes, spatialement et temporellement. Des processus clés peuvent avoir lieu sur de courtes périodes et de manière localisée et impacter significativement le devenir des nitrates. Les zones pour lesquelles des taux d'activité biogéochimiques sont élevés par rapport à la zone environnante sont appelés hot spots, et les périodes courtes avec des taux plus élevés hot moments (McClain et al., 2003). Les hot spots et hot moments (HSHMs) peuvent également désigner des zones ou périodes avec des flux de solutés significativement plus élevés que les zones environnantes ou qu'une période plus longue (HSHM de transport, Vidon et al. (2010)). L'hétérogénéité spatio-temporelle de la dénitrification, contrôlée par les concentrations en nitrates, en carbone et en oxygène (Knowles, 1996), en fait un sujet majeur des études de hot spot et hot moments (McClain et al., 2003; Groffman et al., 2009; Duncan et al., 2013; Palta et al., 2014; Pinay et al., 2015; Bernard-Jannin et al., 2017; Fabre et al., 2020a).

L'étude des HSHMs dépend de l'échelle spatiale et temporelle choisie. Ces études sont faites à des échelles variables, le plus fréquemment à l'échelle de la zone riparienne (Vidon et al., 2010; Gu et al., 2012; Bernard-Jannin et al., 2017) ou de la zone hyporhéique (Briggs et al., 2014), mais également à l'échelle du bassin versant (Duncan, 2014; Epelde et al., 2016) ou mondiale (Martínez-Espinosa et al., 2022).

Les approches employées sont également diverses : des approches de cartographie (Cakir et al., 2021), de mesures (Bernard-Jannin et al., 2017), de bilan de masse, de statistiques, de modélisation ou combinées. Les modèles sont des outils adéquats pour l'étude de ces processus hétérogènes dans l'espace et dans le temps. Ils permettent de prendre en compte les facteurs influençant les processus, d'étudier de manière dynamique et à l'échelle d'un bassin versant.

Le modèle SWAT a été utilisé dans plusieurs études de hot spots et hot moments relatives aux nitrates. Shrestha and Wang (2018) ont étudié les HSHMs des émissions de N_2O dans les sols, en modifiant les équations de nitrification et dénitrification. Hoang et al. (2017) ont modifié le modèle SWAT (SWAT_LS) pour étudier l'élimination des nitrates dans les zones

6.2. Matériel et méthodes

ripariennes, par l'ajout du transport des versants dans les zones ripariennes et d'un module de dénitrification, *Riparian Nitrogen Model* (Rassam et al., 2008). SWAT a également été utilisé pour déterminer les hot spots de rétention des nitrates dans le réseau hydrographique (Cakir et al., 2020c), ou indirectement pour alimenter un modèle de dénitrification dans les zones alluviales avec les flux hydrologiques et de nitrates simulés par SWAT (Fabre et al., 2020a).

Dans cette étude, le modèle SWAT-RIVE est utilisé dans le but de comprendre les dynamiques de production et de rétention/d'élimination des nitrates dans le bassin versant de la Vienne, en étudiant les processus modélisés par SWAT dans les versants, et dans les cours d'eau avec le modèle RIVE, qui permet de simuler les échanges avec le benthos et en particulier la dénitrification benthique. L'accent est porté sur les processus de dénitrification, celui-ci étant le principal processus d'élimination des nitrates.

Cette étude vise à répondre aux questions de recherche suivantes :

- Quelle est l'importance de chaque processus modélisé dans le bilan des nitrates dans le bassin ?
- Quelle est la répartition spatio-temporelle des processus, en particulier des hot spots et hot moments d'élimination des nitrates dans les versants et dans les cours d'eau et quels sont les facteurs les influençant ?
- Ces processus présentent-ils une tendance évolutive sur la période 1993-2017 ?
- Quelles sont les limites du modèle SWAT-RIVE pour l'identification des HSHMs d'élimination des nitrates ?

6.2 Matériel et méthodes

6.2.1 Le modèle SWAT-RIVE

La dynamique des nitrates dans le bassin de la Vienne est étudiée à partir du modèle SWAT-RIVE calibré et validé pour le bassin de la Vienne au Chapitre 5 sur la période 1993-2017. Le fonctionnement du modèle couplé a été décrit en parties 2.2 (p. 39), 2.3 (p. 58) et 2.4 (p. 70). Sont rappelés ci-dessous les éléments principaux servant à l'analyse des hot spots et hot moments.

Le cycle de l'azote dans les versants

Dans SWAT sont simulés les principaux processus du cycle de l'azote dans les sols : l'assimilation par les plantes, la nitrification et la volatilisation de l'ammonium, la dénitrification, l'immobilisation, la minéralisation et la lixiviation des nitrates jusqu'à l'aquifère superficiel. La dénitrification a lieu dans une couche de sols lorsque le rapport contenu en eau de la couche de sol/contenu de la couche à la capacité au champ est supérieur à un seuil défini par l'utilisateur (*SDNCO*). Le taux de dénitrification est ensuite calculé en fonction d'un coefficient défini par l'utilisateur (*CDN*) et du contenu en nitrates et en carbone organique de la couche de sol (voir paragraphe 2.2.3.3 p. 50). Les paramètres *CDN* et *SDNCO* sont renseignés de manière homogène pour tout le bassin. Les valeurs par défaut sont 1,4 pour *CDN* et 1,1 pour *SDNCO*, calibrées à 0,25 (*CDN*) et 1,0 (*SDNCO*) (valeurs utilisées par Ferrant (2009)). Le contenu en carbone organique dans les couches de sol est modélisé par la méthode par défaut : un contenu constant, défini en entrée par type de sol et par couche par l'utilisateur. Plus de détails sur la formulation des processus dans SWAT peuvent être retrouvés dans le Chapitre 2 paragraphe 2.2.3 (p. 40).

Le cycle de l'azote dans les cours d'eau

Le modèle de réseau hydrographique RIVE prend en compte la majorité des processus du cycle de l'azote : l'assimilation de nitrates et d'ammonium par le phytoplancton, d'ammonium par les bactéries, la nitrification, la dénitrification dans la colonne d'eau (en majorité nulle), l'ammonification et les échanges colonne d'eau-sédiments, considérant la nitrification et la dénitrification benthique. Les échanges colonne d'eau-benthos sont modélisés par le modèle de Billen et al. (2015), simplification du modèle de Thouvenot et al. (2007). Le flux de NO_3^- à travers l'interface colonne d'eau-benthos est lié à la dégradation de la matière organique benthique. Il est calculé par différence entre la dénitrification benthique et la nitrification endogène (produite par la minéralisation de la matière organique) et exogène (diffusant de la colonne d'eau). La dénitrification benthique est déterminée à partir de la demande d'oxydation du carbone pour la dégradation de la matière organique et de la fraction satisfaite par la dénitrification (voir paragraphe 2.3.3.3 p. 64). Le flux de nitrates à l'interface eau-sédiments est de signe négatif lorsque la nitrification est supérieure à la dénitrification, cela signifie un apport de nitrates à la colonne d'eau. Un flux positif signifie une diminution de la quantité de nitrates dans la colonne d'eau. Plus de détails sur la formulation des processus dans RIVE

6.2. Matériel et méthodes

peuvent être retrouvés dans le Chapitre 2 paragraphe 2.3.3 (p. 59).

6.2.2 Mise en évidence des hot spots et hot moments

Dans la littérature, les termes hot spots et hot moments sont employés pour désigner différentes situations Bernhardt et al. (2017), ce peut être des taux de réactions ou des flux qui :

- diffèrent statistiquement d'une moyenne, d'un antécédent ou d'une matrice ;
- représentent un pourcentage "substantiel" du flux total ;
- diffèrent statistiquement parmi ou entre des catégories définies à priori, telles que des éléments du paysage ;
- sont identifiés comme des aberrations statistiques dans la distribution des données ;
- contribuent à une proportion importante au flux ou au taux de réaction par rapport à leur étendue spatiale ou temporelle.

Dans cette étude, sont désignés comme HSHMs les taux d'activités différant de la moyenne du bassin. L'unité spatiale est la HRU pour les versants et le tronçon associé à un sous-bassin pour les cours d'eau. Le bassin modélisé comporte 361 sous-bassins, définis de manière à correspondre aux masses d'eau du bassin. Le nombre de HRU est de 4 177, des seuils d'occupation du sol, de sol et de pente de 10%/10%/10% ont été choisis pour la définition des HRUs afin de permettre un temps de calcul raisonnable tout en conservant les plus grandes zones humides (voir paragraphe 2.5.6.1 p. 110). Les variations temporelles ont été étudiées par saisons météorologiques : l'hiver correspond aux mois de décembre à février, le printemps de mars à mai, l'été de juin à août et l'automne aux mois de septembre à novembre.

6.2.2.1 Calcul des pourcentages de rétention

a) Dans les versants

Le pourcentage d'élimination des nitrates par dénitrification dans les sols est calculé par rapport de la quantité dénitrifiée sur les quantités rejoignant le pool nitrates pendant le pas de temps étudié (journalier, mensuel ou annuel), c'est-à-dire les nitrates apportés par les

fertilisants, les précipitations, la nitrification et la minéralisation nette.

$$\%denit = \frac{NO3_{denit}}{NO3_{ferti} + NO3_{pcp} + NO3_{min} + NO3_{nit}} \times 100 \quad (6.1)$$

Avec $\%denit$ le pourcentage de nitrates dans les sols éliminés par dénitrification pendant le pas de temps, $NO3_{denit}$ la quantité dénitrifiée ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $NO3_{ferti}$ la quantité de nitrates apportées par fertilisation ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $NO3_{pcp}$ la quantité de nitrates apportées par les précipitations ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$), $NO3_{min}$ la quantité de nitrates issue de la minéralisation nette ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$) et $NO3_{nit}$ la quantité de nitrates provenant de la nitrification ($\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$).

b) Dans les cours d'eau

Le pourcentage d'élimination des nitrates par dénitrification benthique calculé est la quantité dénitrifiée dans le tronçon pendant le pas de temps étudié (journalier, mensuel ou annuel) sur la quantité de nitrates entrants dans le tronçon pendant le pas de temps.

$$\%denit_{bent} = \frac{NO3_{denit,bent}}{NO3_{in}} \times 100 \quad (6.2)$$

Avec $\%denit_{bent}$ le pourcentage de nitrates éliminés par dénitrification benthique dans le tronçon pendant le pas de temps, $NO3_{denit,bent}$ la quantité de nitrates éliminée par dénitrification benthique (kgN) et $NO3_{in}$ la quantité de nitrates entrant dans le tronçon pendant le pas de temps, ici annuel (kgN).

6.2.2.2 Longueur d'absorption (*Uptake length*)

Afin de comparer la rétention dans les tronçons du bassin, l'*uptake length* (Sánchez-Pérez et al., 2009; Workshop, 1990) a été calculée. L'*uptake length* représente la distance moyenne nécessaire pour que le flux entrant soit totalement éliminé.

$$S_w = \frac{F_{in}}{\tau \times l} \quad (6.3)$$

Avec S_w la longueur de cours d'eau nécessaire pour éliminer les nitrates entrants dans un tronçon (m), F_{in} le flux de nitrates entrant pendant le pas de temps étudié (mgN), τ le taux

6.3. Résultats et discussion

de dénitrification pendant le pas de temps étudié (quantité dénitrifiée par unité de surface, en $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}$) et l la largeur du tronçon (m).

6.3 Résultats et discussion

6.3.1 Bilan à l'échelle du bassin versant

Le bilan annuel des flux et processus à l'échelle du bassin versant est présenté dans la Table 6.1 et dans la Figure 6.1.

TABLE 6.1 – Bilan annuel des sources et transferts de nitrates dans le bassin de la Vienne calculé avec le modèle SWAT-RIVE, moyenne interannuelle et écart-type sur 1993-2017

Processus	Moyenne interannuelle ($\text{kgN-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)	Écart-type
Versants		
Fertilisation	68,18	2,62
Apports atmosphériques	8,98	1,11
Nitrification	6,30	1,70
Minéralisation nette	51,52	5,61
Prélèvement par les plantes	95,51	12,19
Exportation par les récoltes	37,84	3,12
Dénitrification	19,77	4,02
Lixiviation	19,17	5,78
Recharge aquifère superficiel	14,76	4,88
Recharge aquifère profond	4,33	1,39
Pertes biologiques et chimiques aquifère superficiel	5,73	0,65
Révaporation	0,60	0,07
Ruissellement	0,25	0,10
Flux latéral	0,05	0,01
Flux souterrain superficiel	7,98	2,44
Flux souterrain profond	3,22	1,06
Variation stock sol	+0,24	4,30
Variation stock aquifère superficiel	+1,05	4,11
Variation stock aquifère profond	+1,11	0,91
Cours d'eau		
Apports diffus	11,50	3,42
Apports ponctuels	0,27	0,00
Nitrification	0,001	0,000
Nitrification benthique	0,05	0,01
Prélèvement par le phytoplancton	0,02	0,004
Dénitrification colonne d'eau	0,00	0,00
Dénitrification benthique	0,15	0,02
Prélèvement par le biofilm épilithique	0,08	0,03
Exportation à l'exutoire	11,47	3,39

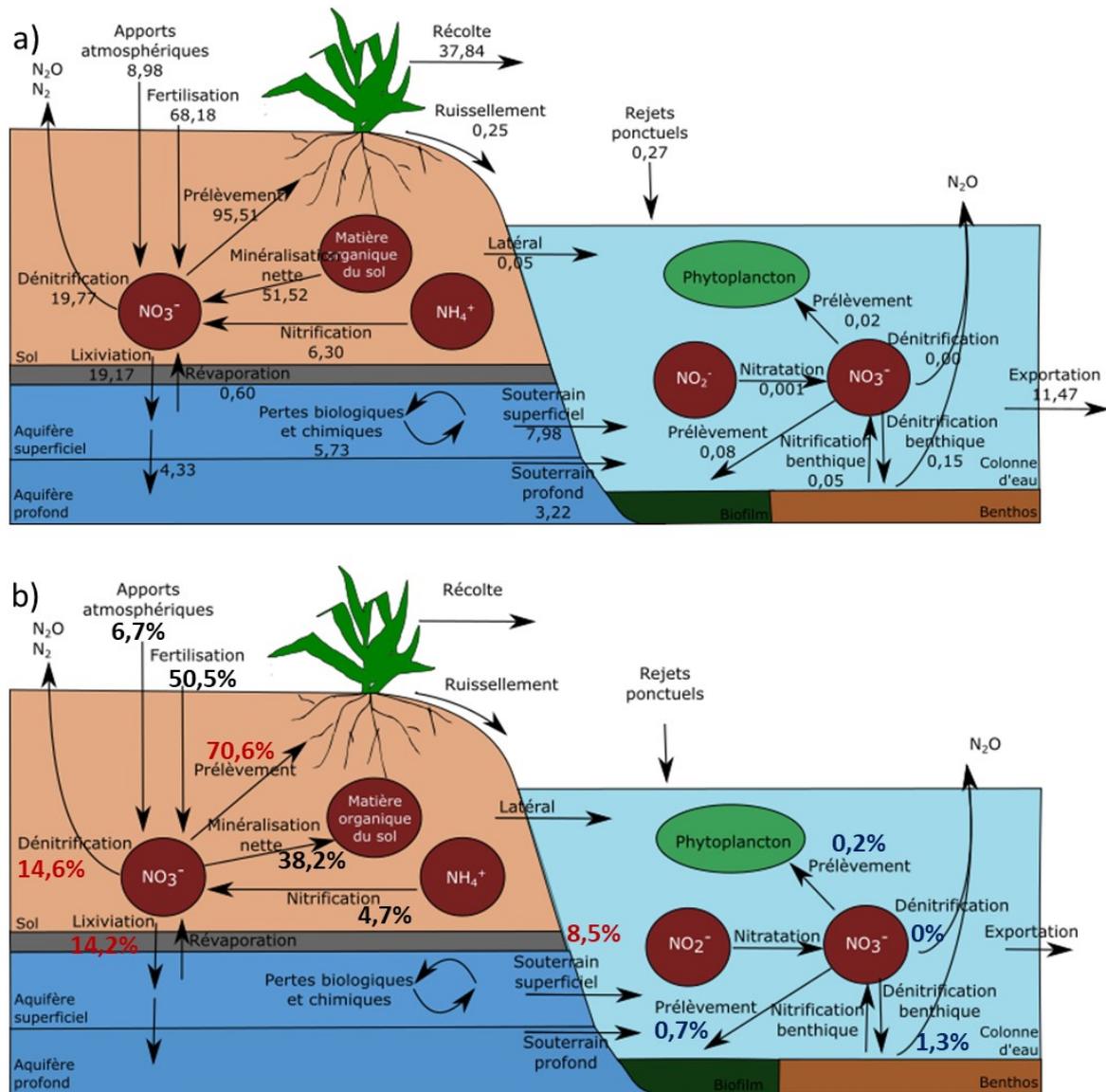


FIGURE 6.1 – Bilan annuel des sources et transferts de nitrates dans le bassin de la Vienne calculé avec le modèle SWAT-RIVE, moyenne interannuelle sur 1993-2017 en kgN-NO₃⁻.ha⁻¹.an⁻¹ (a) et principaux pourcentages (b) (noir : flux entrants dans le pool nitrates du sol, rouge : flux sortants du pool nitrates du sol par rapport aux flux entrants, bleu : flux sortants du pool nitrates des cours d'eau par rapport aux flux entrants dans les cours d'eau)

6.3. Résultats et discussion

Les principaux apports de nitrates dans les sols sont les apports directs de nitrates par la fertilisation et ceux provenant de la minéralisation de l'azote organique. La majorité (71%) est prélevée par les plantes, et 40% des quantités prélevées est exportée par les récoltes. La dénitrification et la lixiviation sont équivalentes et éliminent respectivement 14,6 et 14,2% des quantités apportées au pool nitrates du sol.

La différence entre le flux percolant et les flux de recharge des aquifères indique la quantité de nitrates en transition dans la zone vadose. Cette quantité est de $0,08 \text{ kgN-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$.

Les nitrates ont un comportement conservatif dans la majorité des aquifères, les exceptions étant les nappes où la dénitrification peut avoir lieu : les nappes alluviales (où les nitrates peuvent également être prélevés par la végétation), celles possédant de la pyrite ou celles isolées par une formation semi-perméable de type argileux (Pinay et al., 1998; Sánchez Pérez and Trémolieres, 2003; Viennot et al., 2009). SWAT représente néanmoins une élimination dans l'aquifère superficiel par pertes biologiques ou chimiques, gouvernée par le paramètre de demi-vie des nitrates dans l'aquifère superficiel. Cela signifie que la réduction des nitrates est avant tout limitée par la quantité de nitrates, or le facteur limitant dans les aquifères est principalement le carbone (Rivett et al., 2008). Le paramètre de demi-vie est supposé être calibré entre 0 et 200 jours. Cependant, en le fixant à 200 jours, le modèle élimine 80% des nitrates entrants dans l'aquifère superficiel. Des valeurs de demi-vie de quelques jours à plusieurs années (de 1 à 10 ans) sont recensées dans la littérature (Clay et al., 1996; Pauwels et al., 2000; Schilling, 2006). Pour l'application de SWAT sur un bassin versant en Espagne Epelde et al. (2015) a calibré ce paramètre à 2 500 jours (6,8 ans). Sur le bassin de la Garonne, nous avons calibré ce paramètre à 2 ans, la zone étudiée comportant une importante plaine alluviale où les nitrates sont fortement réduits à l'interface nappe-rivière (voir le Chapitre 3). Pour le bassin de la Vienne, l'élimination des nitrates dans les nappes est supposée nulle, excepté éventuellement dans les nappes alluviales. Nous avons fixé, de même que Epelde et al. (2015), ce paramètre à 6,8 ans, en fonction des concentrations dans la rivière en basses eaux et des concentrations simulées dans les aquifères. Une même valeur a été renseignée pour tout le bassin. 30% des nitrates rejoignant l'aquifère superficiel est ainsi éliminé. Cette élimination peut correspondre en partie à la rétention riparienne, non prise en compte dans SWAT de manière directe, et évaluée entre 10 et 50% dans les bassins européens (Billen et al., 2018).

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

Dans la version originale de SWAT, le cycle de l'azote dans l'aquifère profond n'était pas modélisé. Cet aquifère ayant été utilisé pour simuler les flux hydrologiques à l'aval du bassin, le code a été modifié afin de représenter les flux de nitrates rejoignant cet aquifère puis le cours d'eau. L'équation de réduction des nitrates par processus biologique et chimique n'a cependant pas été ajoutée, étant donné que les nitrates sont considérés comme conservatifs et les concentrations simulées dans l'aquifère profond cohérentes. En fonction du bassin versant modélisé, cet ajout pourrait être envisagé. Par exemple, Haas et al. (2016) ont, comme dans notre étude pour l'aval du bassin, modélisé un aquifère rapide et un aquifère lent et appliqué un paramètre de demi-vie des nitrates différents dans les deux aquifères : entre 5 et 250 jours pour le superficiel et entre 350 et 800 jours pour le profond.

Les stocks dans les sols et dans les aquifères augmentent, légèrement pour les sols ($+0,24 \text{ kgN-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) et plus fortement pour les aquifères ($+1,05$ et $+1,11 \text{ kgN-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ l'aquifère superficiel et l'aquifère profond respectivement). L'évolution temporelle des quantités de nitrates dans les sols et dans les aquifères est analysée et discutée dans le paragraphe 6.3.2.2 (p. 278).

8,5% des quantités d'azote apportées au pool nitrates des sols par fertilisation, minéralisation nette, apports atmosphériques et nitrification rejoignent les cours d'eau. La majorité est exportée par le flux souterrain, en lien avec les flux hydrologiques simulés au chapitre précédent et aux fortes concentrations en nitrates dans certains aquifères du bassin, en particulier à l'aval, où les flux hydrologiques souterrains sont majoritaires. Les apports diffus représentent la majorité des apports de nitrates aux cours d'eau. Seuls les principaux rejets des stations d'épuration ont été implémentés dans le projet de modélisation, les quantités de nitrates provenant des apports ponctuels sont donc a priori sous-estimés. Un pourcentage de 98% des apports de nitrates d'origine diffuse est toutefois similaire aux valeurs citées pour les bassins versants agricoles français peu urbanisés (Dupas et al., 2015; Aquilina et al., 2012).

Les processus dominants dans les cours d'eau sont la dénitrification benthique, le flux vers le biofilm épilithique et la nitrification benthique. Les quantités de nitrates prélevées par le phytoplancton et par le biofilm présentent cependant une incertitude, la simulation des concentrations du phytoplancton, et des diatomées benthiques en suspension dans la colonne d'eau ainsi que de la biomasse du biofilm épilithique présentant plusieurs limites (incertitudes

6.3. Résultats et discussion

sur les paramètres et chlorophylle a observée non reproduite, voir le Chapitre 5 paragraphe 5.3.2.6 et 242). Le terme "prélèvement par le phytoplancton" comprend, dans ce chapitre, l'absorption par toutes les espèces phytoplanctoniques en suspension dans la colonne d'eau (chlorophycées, diatomées, cyanobactéries et diatomées benthiques en suspension).

La part de nitrates exportée à l'exutoire de la Vienne par rapport aux apports diffus et ponctuels est de 98,2 %, 1,8% est retenu dans le réseau hydrographique. La rétention annuelle minimale est de 0,86% en 1994 (année humide) et la rétention maximale est de 3,52% en 2011 (année sèche). En comparaison avec la littérature, la moyenne obtenue de $1,8 \pm 0,74$ % est dans l'ordre de grandeur de la rétention estimée par mesure par Birgand (2000) pour un cours d'eau d'un petit bassin agricole (1 200 m de long) : 3% de l'azote entrant. Avec le modèle Riverstrahler, des pourcentages de rétention plus élevés ont cependant été estimés pour la Seine en année humide (3%) et surtout en année sèche (10%) (rétention de l'azote total, Thouvenot-Korppoo et al. (2009)).

La quantité exportée à l'exutoire du bassin de la Vienne est en moyenne de 11,5 kgN-NO₃⁻.ha⁻¹.an⁻¹. Selon la synthèse de Billen et al. (2011b), les quantités exportées par les bassins européens varient entre 2 et 120 kgN.ha⁻¹.an⁻¹. Les quantités exportées sont très variables selon la taille du bassin et le pourcentage de surfaces agricoles. Pour des bassins petits à moyens présentant une surface agricole similaire au bassin de la Vienne (SAU de 61%), les quantités exportées peuvent atteindre 60 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ mais peuvent également être autour de 5 kgN.ha⁻¹.an⁻¹.

6.3.2 Hot spots et hot moments dans les versants

6.3.2.1 Variabilité spatiale

a) Apports et production de nitrates

Les apports de nitrates proviennent principalement de la fertilisation pour les HRUs agricoles de culture (Figure 6.2). La minéralisation nette produit une quantité importante des nitrates dans les HRUs agricoles et dans les zones humides, celle-ci dépendant notamment du contenu en eau du sol et de la quantité d'azote dans les pools humus et frais.

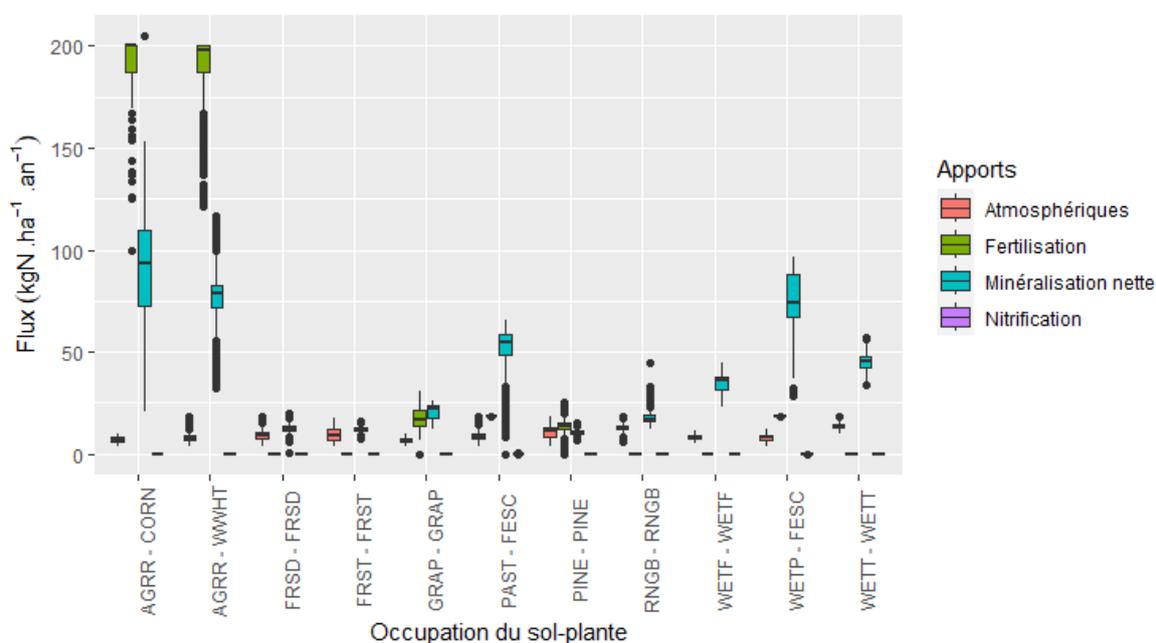


FIGURE 6.2 – Apports et production annuels de nitrates dans les sols par type d'occupation du sol. AGRR-CORN : maïs, AGRR-WWHT : blé, GRAP-GRAP : vigne, PAST-FESC : prairies, FRSD-FRSD : forêt feuillus, FRST-FRST : forêt mixte, PINE-PINE : pins, RNGB-RNGB : broussailles, WETF-WETF : forêts humides, WETP-FESC : prairies humides WETT-WETT : tourbières

b) Prélèvement par les plantes, dénitrification et lixiviation

La principale sortie de nitrates dans les sols est le prélèvement par les plantes, pour tous les types de HRUs, excepté les forêts humides pour lesquelles la dénitrification est en moyenne plus importante (Figure 6.3). La dénitrification correspond à 50% des apports au

6.3. Résultats et discussion

pool nitrates du sol pour les forêts humides (Table 6.2). Pour les sols agricoles, 12 à 15% des apports sont dénitrifiés. Cela correspond à 17% des apports totaux de N en fertilisant pour le maïs et 22% pour le blé. Selon *SWAT theory 2005* (Neitsch et al., 2005), la dénitrification dans les sols agricoles peut représenter de 10 à 20% des quantités d'azote apportées par fertilisation. Le pourcentage moyen obtenu pour le maïs est donc dans cet ordre de grandeur et légèrement supérieur pour le blé. Panagopoulos et al. (2011) ont ainsi calibré les paramètres de dénitrification de SWAT de manière à obtenir des taux de dénitrification dans les surfaces agricoles entre 10 et 20% des quantités de fertilisants apportées. La dénitrification est plus élevée dans les sols agricoles, suivis des sols des zones humides, celle-ci dépendant des quantités de nitrates, de carbone et de la saturation des sols.

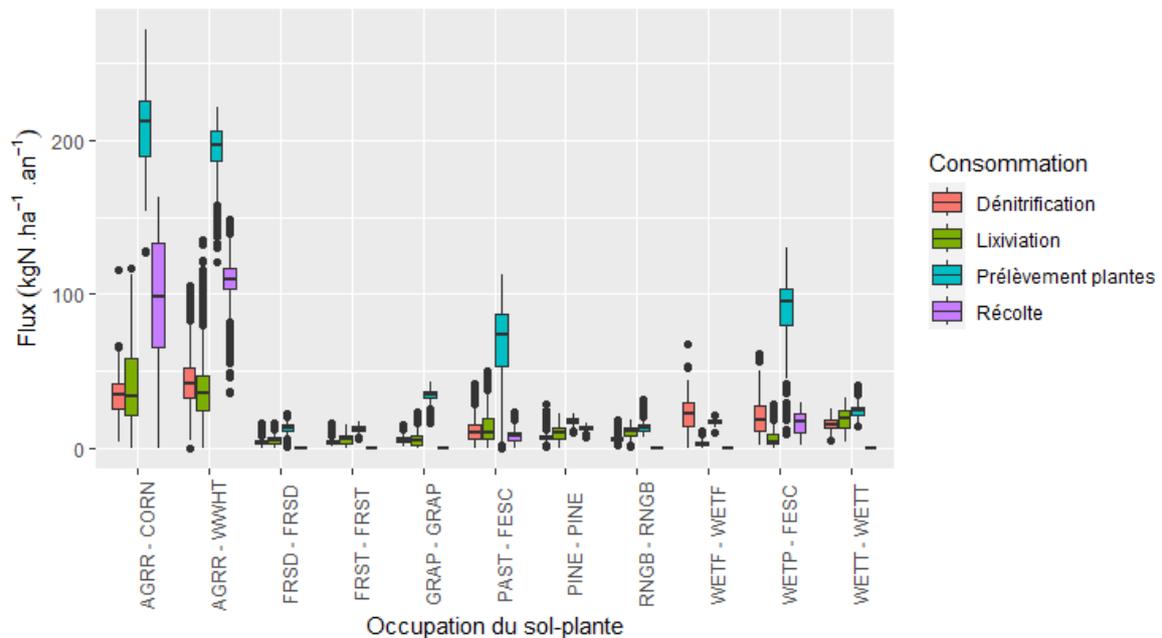


FIGURE 6.3 – Flux annuels sortants du pool nitrates dans les sols par type d'occupation du sol (hors transferts aux cours d'eau). AGRR-CORN : maïs, AGRR-WWHT : blé, GRAP-GRAP : vigne, PAST-FESC : prairies, FRSD-FRSD : forêt feuillus, FRST-FRST : forêt mixte, PINE-PINE : pins, RNGB-RNGB : broussailles, WETF-WETF : forêts humides, WETP-FESC : prairies humides WETT-WETT : tourbières

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

TABLE 6.2 – Moyennes interannuelles et écarts-types du taux de dénitrification dans les sols par type d’occupation du sol (en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) et pourcentage par rapport aux entrées dans le pool nitrates du sol

Type	Occupation du sol		Entrées $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$	Dénitrification	
	Nom	Code		$\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$	% des entrées
Agricole	Maïs grain	AGRR-CORN	$286,3 \pm 37,4$	$34,8 \pm 14,8$	$12,0 \pm 4,6$
	Blé tendre	AGRR-WWHT	$276,8 \pm 16,6$	$42,7 \pm 15,8$	$15,3 \pm 5,4$
	Vigne	GRAP-GRAP	$44,7 \pm 6,7$	$5,4 \pm 2,9$	$11,7 \pm 5,2$
	Prairies	PAST-FESC	$78,4 \pm 11,0$	$10,9 \pm 6,2$	$14,8 \pm 10,0$
Forêt	Feuillus	FRSD-FRSD	$22,0 \pm 3,1$	$4,0 \pm 1,7$	$17,8 \pm 6,2$
	Mixte	FRST-FRST	$21,6 \pm 3,1$	$3,8 \pm 2,0$	$17,2 \pm 7,8$
	Pins	PINE-PINE	$35,0 \pm 5,3$	$7,5 \pm 3,5$	$21,6 \pm 9,9$
	Broussailles	RNGB-RNGB	$30,6 \pm 3,3$	$6,3 \pm 2,5$	$20,1 \pm 6,3$
Zone humide	Forêts humides	WETF-WETF	$42,4 \pm 6,1$	$21,8 \pm 11,8$	$50,2 \pm 23,7$
	Prairies humides	WETP-FESC	$102,3 \pm 12,7$	$19,9 \pm 10,5$	$19,8 \pm 11,3$
	Tourbières	WETT-WETT	$59,1 \pm 4,9$	$15,3 \pm 4,4$	$26,1 \pm 8,2$

Les taux de dénitrification annuels varient entre 0 et $116 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (Table 6.2). Ces valeurs sont dans l’ordre de grandeur de la synthèse bibliographique de Barton et al. (1999) sur les taux de dénitrification annuels estimés par mesures in situ (inhibition à l’acétylène) à différentes périodes de l’année dans les sols agricoles et forestiers : les taux varient de 0 à $239 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. La synthèse reporte des valeurs pour les sols agricoles fertilisés non-irrigués (prairies et pâturages de légumineuses, cultures de blé et de légumes) entre 0,5 et $110 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, avec une moyenne de $13 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. La quantité moyenne simulée pour les prairies pâturées est $11 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, proche de cette moyenne. Pour le blé, la moyenne simulée est plus haute : $43 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Pour les sols irrigués fertilisés, Barton et al. (1999) reportent à l’inverse une moyenne beaucoup plus élevée : $113 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ (valeurs de 49 à $239 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) tandis que la moyenne simulée pour le maïs est de $35 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Les quantités d’azote appliquées par fertilisation pour ces taux de dénitrification sont cependant plus élevées pour la synthèse (de 246 à $802 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$) que pour la simulation (de 160 à $210 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, voir paragraphe 5.3.1.3 p. 228). Pour les forêts, la dénitrification moyenne simulée est de $5 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, supérieure à la moyenne de la synthèse ($2,2 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). Les valeurs simulées sont cependant dans la gamme des mesures ($0,1\text{-}28 \text{ kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ pour les forêts non perturbées anthropiquement).

Les taux de dénitrification simulés sont en moyenne plus élevés pour la culture de blé que pour le maïs, bien que le maïs reçoive des apports d’irrigation. Avec le modèle STICS

6.3. Résultats et discussion

(Brisson et al., 1998), Jégo et al. (2008) ont estimé des taux de dénitrification constants ($29 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) pour la culture de pomme de terre quelle que soit la quantité d'eau apportée par irrigation (35, 128, 206 et 287 mm). La quantité lixiviée augmente en revanche avec les apports par irrigation, de 78 à $143 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Dans notre étude, la lixiviation est en moyenne plus élevée pour le maïs ($41 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) que pour le blé ($37 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) mais les quantités lixiviées sont plus variables pour le maïs, celles-ci dépendant des apports d'irrigation en plus des apports pluviaux. Les taux de lixiviation simulés sont inférieurs aux taux cités ci-dessus pour la culture de la pomme de terre, mais supérieurs et plus proches des taux simulés par STICS pour la betterave (de 18 à $23 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) (Jégo et al., 2008), et dans l'ordre de grandeur des quantités lixiviées relevées par Benoit (2014) par bougies poreuses pendant 3 ans sur un réseau de parcelles en agriculture conventionnelle dans le bassin de l'Orgeval : $27 \pm 24,7 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$.

Moyennés par sous-bassin, les taux de dénitrification les plus importants sont retrouvés à l'aval du bassin, dans les zones de grandes cultures (Figure 6.4).

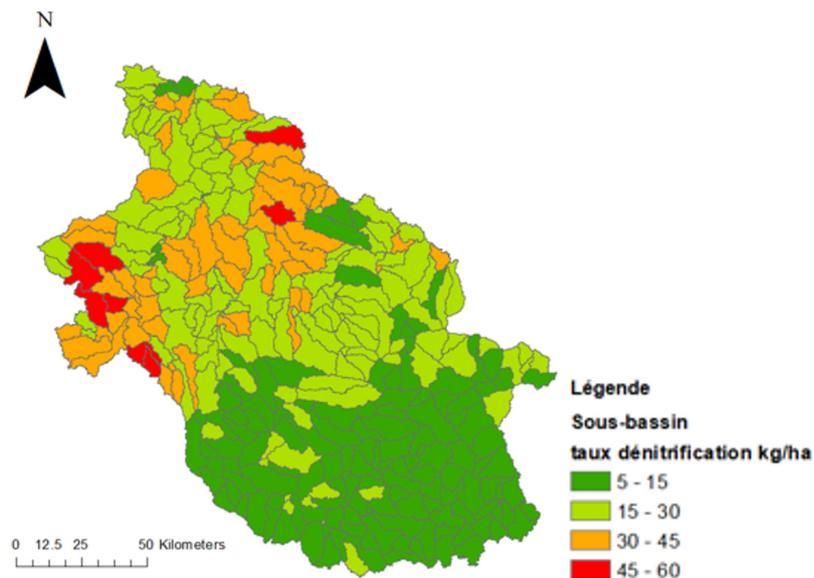


FIGURE 6.4 – Taux de dénitrification annuels moyens dans les sols par sous-bassin (en $\text{kg.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$)

c) Transferts de nitrates aux cours d'eau

Comme déterminé pour le bilan à l'échelle du bassin, les nitrates sont principalement apportés aux cours d'eau par les flux souterrains (Figure 6.5), en lien avec la prédominance des flux hydrologiques souterrains, notamment à l'aval du bassin, zone de grandes cultures où les concentrations en nitrates dans les nappes sont élevées.

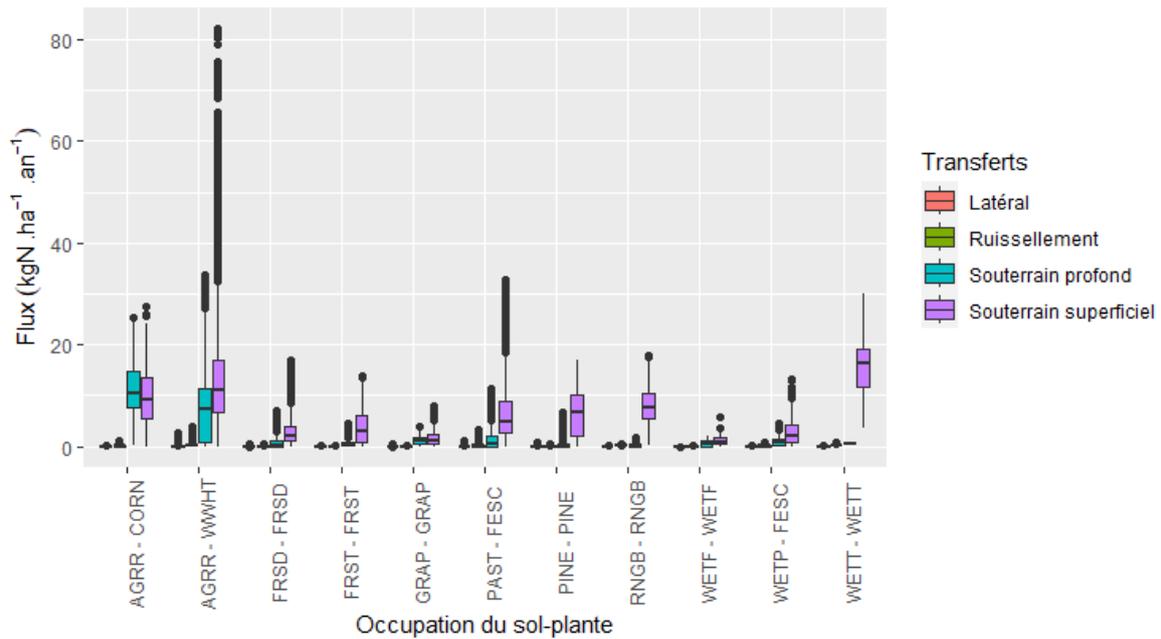


FIGURE 6.5 – Flux annuels transférés aux cours d'eau par type d'occupation du sol. AGRR-CORN : maïs, AGRR-WWHT : blé, GRAP-GRAP : vigne, PAST-FESC : prairies, FRSD-FRSD : forêt feuillus, FRST-FRST : forêt mixte, PINE-PINE : pins, RNGB-RNGB : broussailles, WETF-WETF : forêts humides, WETP-FESC : prairies humides WETT-WETT : tourbières

6.3.2.2 Variabilité temporelle

a) Variabilité saisonnière

La minéralisation nette est plus élevée en été et à l'automne : au moment des récoltes, les résidus de culture sont minéralisés (Figure 6.6). La nitrification a lieu uniquement en hiver et au printemps. La dénitrification est plus élevée en hiver, au moment où le prélèvement par les plantes est le plus faible. La lixiviation est également plus élevée en hiver, période où

6.3. Résultats et discussion

les précipitations sont les plus importantes et l'azote est disponible. Les quantités transférées aux cours d'eau sont plus élevées en hiver pour le transfert par le ruissellement et par le flux souterrain superficiel, en lien avec les précipitations. Le paramètre de recharge des nappes a été calibré à quelques jours, le temps de transfert est donc rapide.

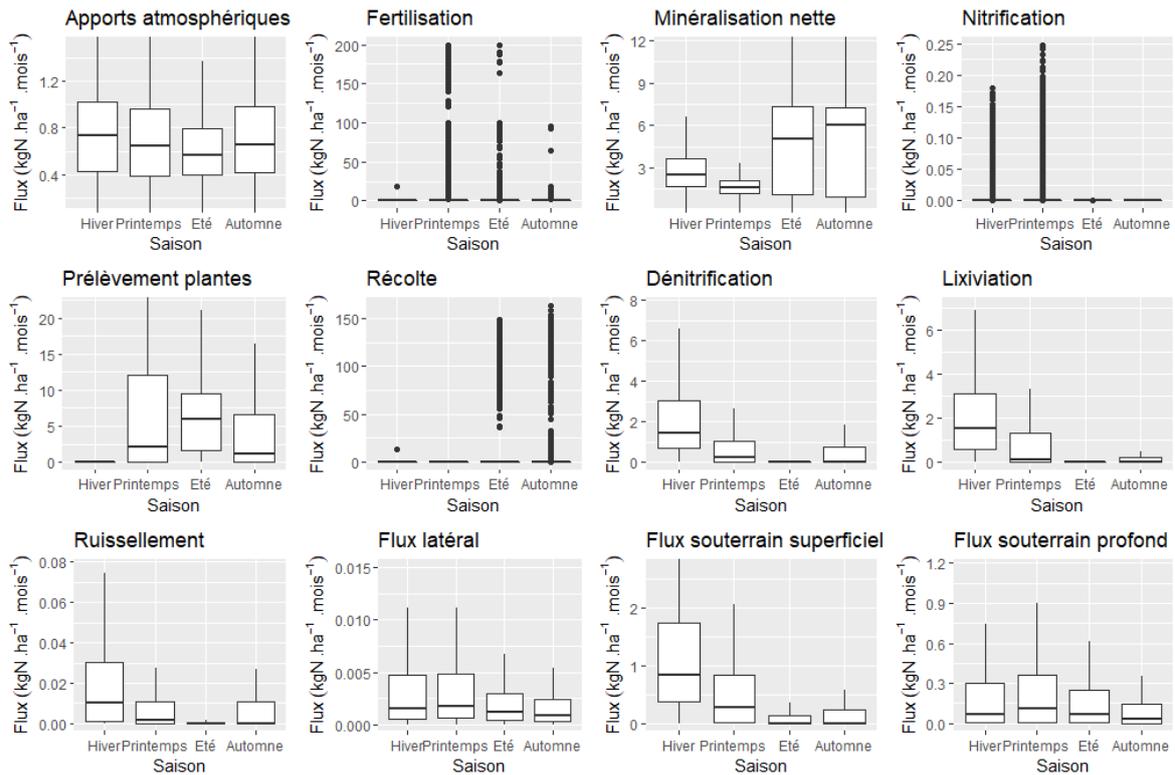


FIGURE 6.6 – Variabilité saisonnière des processus du cycle des nitrates dans les versants, en $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$ par HRU, sur la période 1993-2017. Les valeurs extrêmes (en dehors des quantiles 0,05 et 0,95) ont été retirées, excepté pour les variables présentant une moyenne nulle (fertilisation, nitrification et récolte)

Facteurs d'influence de la dénitrification

La dénitrification est plus faible en été pour tous les types d'occupation du sol et plus élevée en hiver (Figures 6.7 à 6.9). C'est à cette saison que le facteur en eau d'une couche de sol est le plus souvent supérieur au seuil de dénitrification. Ce seuil ayant été fixé à 1, c'est donc lorsque le contenu en eau de la couche de sol est supérieur à la capacité au champ. Pour le blé tendre, la dénitrification est également importante à l'automne, saison où les concentrations en nitrates dans les sols sont les plus importantes, liées à la minéralisation des résidus de culture. Les concentrations en carbone sont fixes dans le modèle avec la méthode

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

par défaut et n'influencent donc pas la variabilité saisonnière. La quantité de carbone dans les sols varie cependant entre les types de sol et nous l'avons augmentée pour les HRUs des zones humides. Elle influence donc la variabilité spatiale du taux de dénitrification. Selon la littérature, la température optimale pour la dénitrification est évaluée autour de 25-30°C (Skiba, 2008; Rivett et al., 2008). La température du sol est plus élevée en été mais les taux de dénitrification simulés sont les plus faibles à cette saison. Les facteurs de température calculés par le modèle varient entre 0,10 et 0,71, pour des températures en moyenne mensuelle entre -3 et 24°C. Une température plus élevée augmente donc bien le taux dénitrification calculé, néanmoins le facteur en eau des couches de sol est rarement supérieur au seuil de dénitrification en été, inhibant la dénitrification. Le seuil de 0°C est fixé dans le modèle comme limite pour que la dénitrification ait lieu. L'activité des bactéries dénitrifiantes est généralement très lente en dessous de 5°C (Skiba, 2008), un seuil plus élevé pourrait être fixé dans SWAT. Un seuil de 4°C est par exemple utilisé dans le modèle de dénitrification dans les zones humides de Martínez-Espinosa et al. (2022).

Ferrant et al. (2011) ont également relevé une simulation en hiver de la dénitrification dans les sols par SWAT sur le bassin versant agricole du Montoussé (bassin de la Garonne), liée à la période de disponibilité de l'azote dans les couches de sol. Sur le même bassin, le modèle distribué TNT2 (Beaujouan et al., 2002) simulait une dénitrification majoritaire à l'automne, fonction également de la disponibilité de l'azote dans le sol et des conditions hydro-climatiques. Ferrant et al. (2011) soulignent les différences spatio-temporelles dans les résultats obtenus avec les deux modèles et la nécessité de mesures pour pouvoir déterminer l'approche la plus réaliste.

6.3. Résultats et discussion

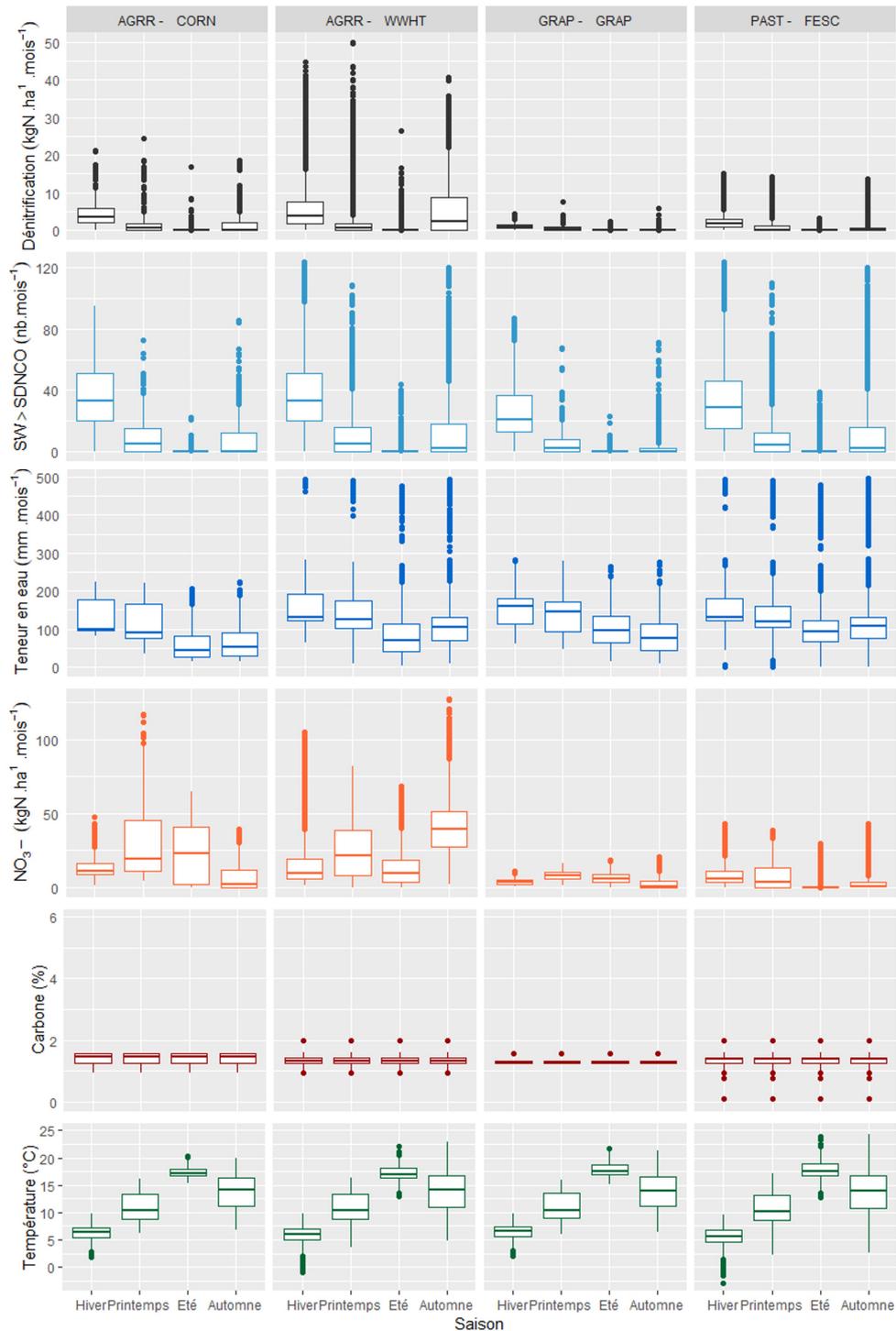


FIGURE 6.7 – Taux de dénitrification dans les sols mensuels et facteurs d’influence, par saison et par type d’occupation du sol, HRUs de type agricole. AGRR-CORN : maïs, AGRR-WWHT : blé, GRAP-GRAP : vigne, PAST-FESC : prairies, SW>SDNCO nombre de fois dans le mois où le facteur du cycle de l’azote lié à la quantité d’eau est supérieur à SDNCO (seuil au-dessus duquel il y a dénitrification, fixé à 1) dans une couche de sol

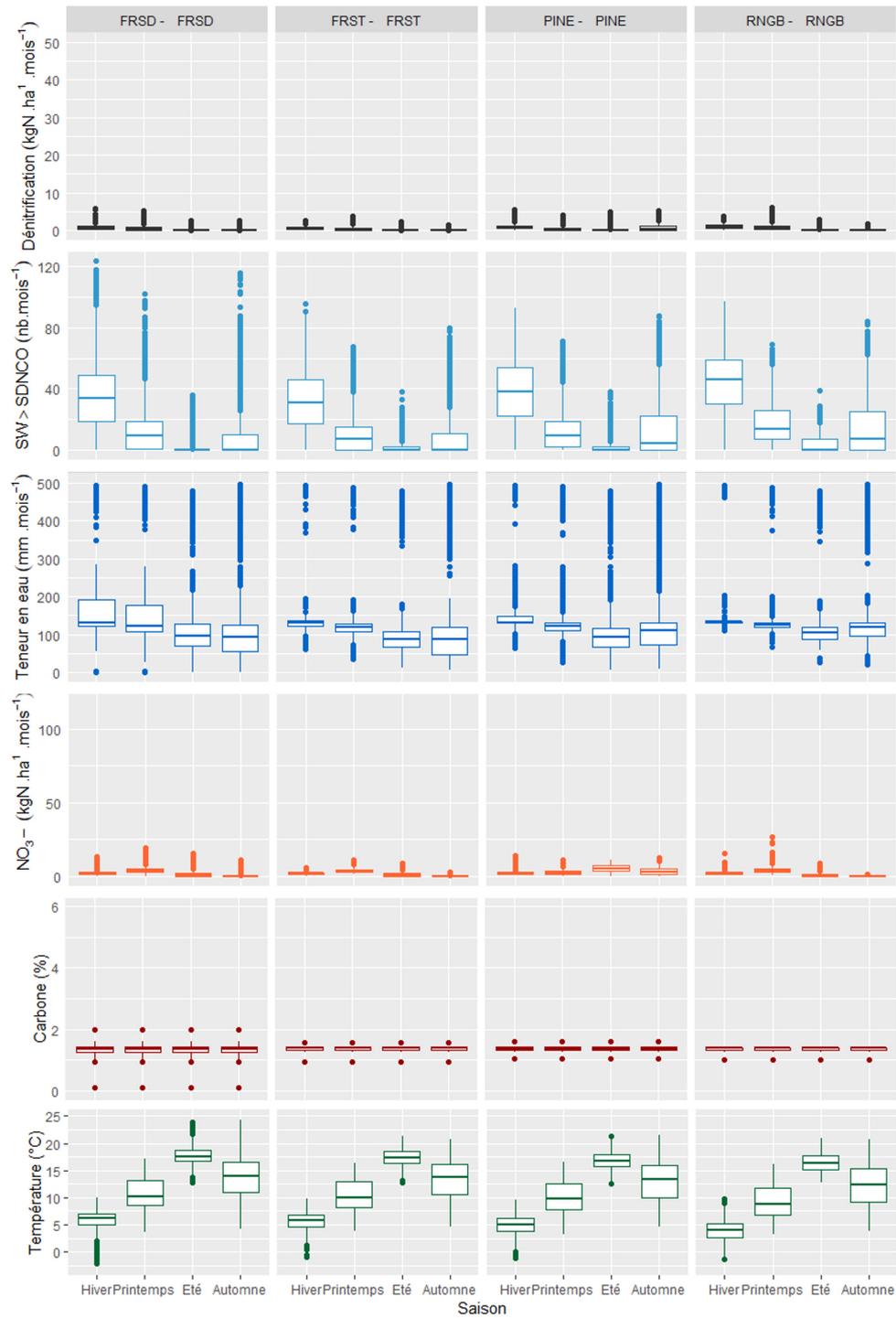


FIGURE 6.8 – Taux de dénitrification dans les sols mensuels et facteurs d’influence, par saison et par type d’occupation du sol, HRUs de type forêt et broussailles. FRSD-FRSD : forêt feuillus, FRST-FRST : forêt mixte, PINE-PINE : pins, RNGB-RNGB : broussailles, SW>SDNCO nombre de fois dans le mois où le facteur du cycle de l’azote lié à la quantité d’eau est supérieur à SDNCO (seuil au-dessus duquel il y a dénitrification, fixé à 1) dans une couche de sol

6.3. Résultats et discussion

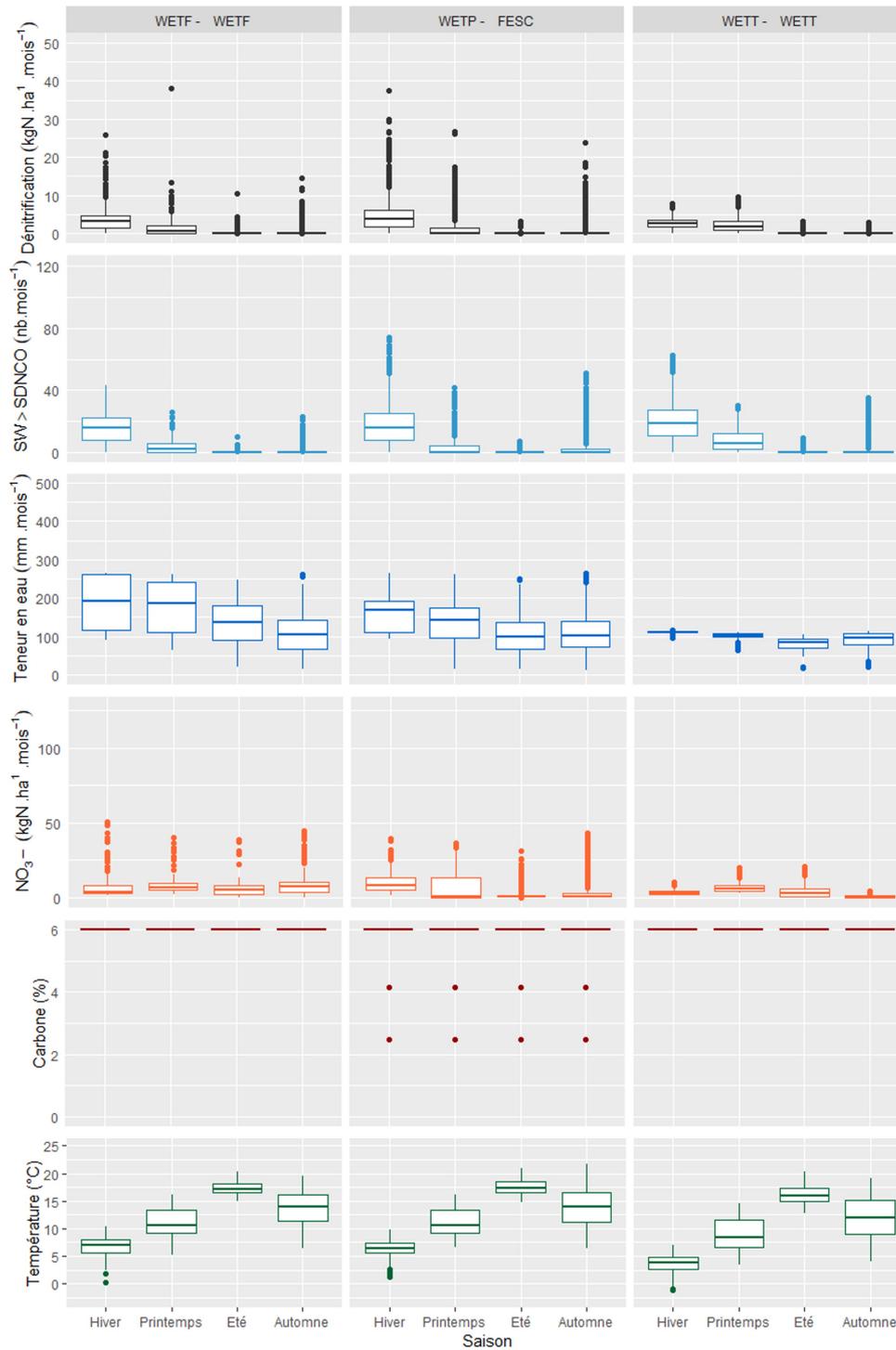


FIGURE 6.9 – Taux de dénitrification dans les sols mensuels et facteurs d'influence, par saison et par type d'occupation du sol, HRUs de type zone humide. WETF-WETF : forêts humides, WETP-FESC : prairies humides WETT-WETT : tourbières, SW>SDNCO nombre de fois dans le mois où le facteur du cycle de l'azote lié à la quantité d'eau est supérieur à SDNCO (seuil au-dessus duquel il y a dénitrification, fixé à 1) dans une couche de sol

b) Évolution temporelle

Flux hydrologiques

Les flux et processus de transformation des nitrates étant étroitement liés aux flux hydrologiques, les tendances évolutives des composantes du cycle hydrologique sur la période 1993-2017 ont été évaluées, en annuel et en mensuel (Table 6.3). Le test de Mann-Kendall annuel indique s'il y a une tendance globale sur la série et le test avec saisonnalité tient compte du caractère saisonnier de la série et indique une tendance d'un mois de janvier à l'autre, d'un mois de février à l'autre, etc.

Il n'y a pas de tendance d'évolution des précipitations sur le bassin versant de la Vienne pour la période 1993-2017 (25 ans). Les évapotranspirations potentielle et réelle augmentent significativement, de 3,4 et 1,6 mm.an⁻¹ environ respectivement. Ces évolutions climatiques sont en accord avec l'étude prospective sur le changement climatique du projet européen LIFE Eau & Climat : une augmentation moyenne de l'ETP à l'échelle du bassin de la Vienne de 20 à 40 mm par décennie est calculée sur les données SAFRAN de 1958 à 2020 (<https://www.eptb-vienne.fr/>). L'évolution de l'ETP impacte les flux hydrologiques dans les sols : la percolation diminue de 6,5 mm.an⁻¹, et par conséquent les flux souterrains vers les cours d'eau diminuent. Le flux latéral diminue en comparaison mensuelle. Le ruissellement ne présente pas de tendance significative à la baisse. Le débit à l'exutoire diminue significativement en mensuel, la tendance n'est pas significative en annuel. L'étude prospective du projet LIFE Eau & Climat indique cependant une tendance à la baisse des débits moyens annuels sur la majorité des stations du bassin.

Les stocks d'eau dans les sols ne varient pas en moyenne annuelle. Sur le bassin de la Garonne, Grusson (2016) a observé avec SWAT une faible tendance significative à la baisse de la teneur en eau des sols de -0,25 mm.an⁻¹, supposée liée à l'augmentation de l'ETP. Bien que l'ETP augmente sur le bassin de la Vienne, cette tendance n'est pas retrouvée. Néanmoins la période de simulation est deux fois moins longue, sur une période de simulation plus longue une tendance pourrait être significative. Les statistiques ont été faites sur la moyenne des teneurs en eau de l'ensemble du bassin, des tendances par type de sol, d'occupation du sol ou localisation dans le bassin pourraient être possibles. Une tendance à la diminution de -0,14 mm est cependant retrouvée sur les moyennes journalières mensuelles. Le stock

6.3. Résultats et discussion

d'eau dans l'aquifère superficiel diminue de $2,2 \text{ mm.an}^{-1}$ tandis que le stock dans l'aquifère profond augmente de $23,3 \text{ mm.an}^{-1}$. L'augmentation de l'ETP peut être à l'origine de la légère diminution dans l'aquifère superficiel. Les deux aquifères ne sont pas modélisés de la même façon : l'aquifère profond n'est pas soumis à la "révaporation" (flux d'eau de l'aquifère superficiel vers la zone non saturée pour satisfaire l'ETP) et à l'amont du bassin, cet aquifère ne contribue pas ou peu au débit des cours d'eau.

TABLE 6.3 – Tendances des flux et stocks hydrologiques simulés annuels et mensuels du bassin de la Vienne sur la période 1993-2017. Les stocks sont en moyenne journalière sur la période étudiée

	Test de Mann-Kendall annuel		Pente de Sen (mm.an^{-1})	Test de Mann-Kendall saisonnalisé		Pente de Sen saisonnalisée (mm.mois^{-1})
	tau	p-value		tau	p-value	
Flux						
Précipitations	-0,21	0,15		-0,69	0,49	
ETP	0,35	0,014*	3,36	3,43	0,0006*	0,21
ET	0,29	0,042*	1,55	2,72	0,007*	0,13
Percolation	-0,31	0,034*	-6,48	-2,57	0,01*	-0,03
Ruissellement	-0,25	0,097		-1,02	0,31	
Flux latéral	-0,28	0,053		-4,27	0,00002*	0,005
Flux souterrain superficiel	-0,29	0,038*	-4,04	-3,76	0,0002*	-0,17
Flux souterrain profond	-0,31	0,038*	-1,31	-5,67	$1,42.10^{-8}$ *	-0,10
Débit	-0,25	0,080		-4,20	0,00003*	-0,34
Stock			(mm)			(mm)
Teneur en eau des sols	-0,25	0,088		-2,89	0,004*	-0,14
Teneur en eau de l'aquifère superficiel	-0,79	$4,1.10^{-8}$ *	-2,20	-17,09	$2,2.10^{-16}$ *	-2,10
Teneur en eau de l'aquifère profond	1,0	$2,2.10^{-16}$ *	23,28	24,09	$2,2.10^{-16}$ *	23,37

* : p-value < 0,05

Flux de nitrates

La fertilisation présente une légère tendance à la hausse en annuel, mais non en mensuel. Les quantités apportées par fertilisation sont déterminées de manière automatique dans le projet SWAT utilisé, de manière à répondre aux besoins des plantes. Selon le test de Pettitt il n'y a pas une date de rupture (p-value 0,08). La minéralisation nette présente une tendance à la hausse en mensuel.

La lixiviation et le flux latéral de nitrates ne présentent pas de tendance significative, bien que la percolation et le flux hydrologique latéral diminuent, de même pour le transfert de nitrates aux cours d'eau par le flux souterrain superficiel (Table 6.4). Le flux souterrain de

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

nitrates en provenance de l'aquifère profond présente une tendance à la baisse en mensuel, bien que la quantité de nitrates dans cet aquifère augmente. Cette diminution est liée à la diminution du flux hydrologique de l'aquifère profond.

TABLE 6.4 – Tendances des flux et stocks de nitrates simulés annuels et mensuels dans les versants du bassin de la Vienne sur la période 1993-2017. Les stocks sont en moyenne journalière sur la période étudiée

	Test de Mann-Kendall annuel		Pente de Sen (kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Test de Mann-Kendall saisonnalisé		Pente de Sen saisonnalisée (kgN.ha ⁻¹ .mois ⁻¹)
	tau	p-value		tau	p-value	
Flux			(kgN.ha ⁻¹ .an ⁻¹)			(kgN.ha ⁻¹ .mois ⁻¹)
Fertilisation	0,36	0,01*	0,15	1,03	0,31	
Apports atmosphériques	-0,21	0,15		-0,67	0,50	
Nitrification	-0,10	0,48		-1,07	0,28	
Minéralisation nette	0,19	0,18		2,65	0,008*	0,007
Prélèvement par les plantes	0,06	0,71		-0,69	0,49	
Dénitrification	0,15	0,31		0,93	0,35	
Lixiviation	0,03,	0,87		-0,33	0,74	
Ruissellement	-0,11	0,47		-0,34	0,73	
Flux latéral	0,02	0,96		0,55	0,59	
Flux souterrain superficiel	-0,03	0,83		-1,79	0,07	
Flux souterrain profond	-0,20	0,17		-3,88	1,1.10 ⁻⁴ *	-0,003
Stock			(kgN.ha ⁻¹)			(kgN.ha ⁻¹)
Teneur en nitrates des sols	0,41	0,004*	0,0003	5,25	1,5.10 ⁻⁷ *	0,0003
Teneur en nitrates de l'aquifère superficiel	0,72	4,8.10 ⁻⁷ *	0,63	19,66	2,2.10 ⁻¹⁶ *	0,67
Teneur en nitrates de l'aquifère profond	1,0	2,2.10 ⁻¹⁶ *	1,29	23,90	2,2.10 ⁻¹⁶ *	1,27

* : p-value < 0,05

Les quantités de nitrates dans les aquifères et dans les sols augmentent (Table 6.4). Le test de Pettitt détermine une rupture des quantités moyennes de nitrates dans l'aquifère profond en 2004 (p-value 0,0003), dans l'aquifère superficiel en 2005 (p-value 0,0002) et dans les sols en 2002 (p-value 0,01). Les quantités de nitrates dans les sols augmentent principalement pour les HRUs de blé (Figure 6.10). Les moyennes annuelles sont cependant fortement variables d'une année sur l'autre, des stocks moyens équivalents à la moyenne en 1993 sont ainsi retrouvés en 2013 et 2014 pour ces HRUs. Dans les HRUs de blé et de maïs, les concentrations moyennes dans l'aquifère superficiel varient de 35 et 45 mgNO₃⁻.l⁻¹ respectivement en 1993, à 45 et 82 mgNO₃⁻.l⁻¹ respectivement en 2017 (Figure 6.10). Pour les autres HRUs, des quantités initiales plus faibles ont été fixées en entrée, et les concentrations restent inférieures à 16 mgNO₃⁻.l⁻¹. Dans l'aquifère profond, les concentrations moyennes sont stables pour les HRUs

6.3. Résultats et discussion

de blé, de forêts et de broussailles, augmentent de 1 à 2 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ pour les HRUs de vigne, de tourbières et de prairies humides, de 4 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ pour les prairies non humides et de 7 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ pour les HRUs de maïs.

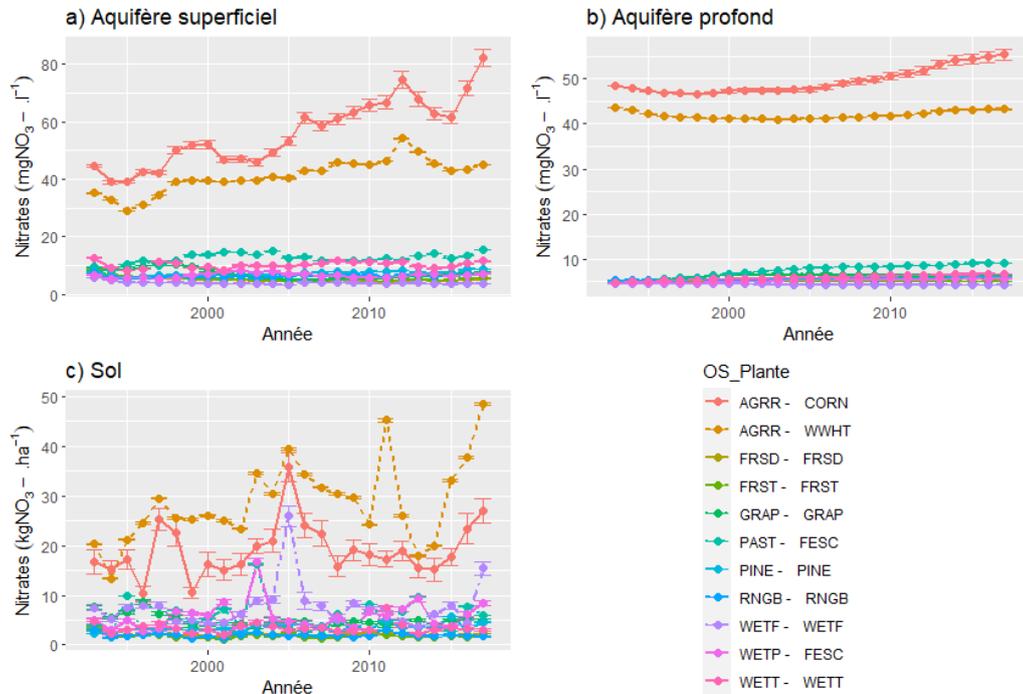


FIGURE 6.10 – Évolution des concentrations en nitrates dans l'aquifère superficiel (a), profond (b) et quantité dans les sols (c) simulées avec SWAT-RIVE en fonction du type d'occupation du sol, en moyennes journalières annuelles et erreurs standards (AGRR-CORN : maïs, AGRR-WWHT : blé, GRAP-GRAP : vigne, PAST-FESC : prairies, FRSD-FRSD : forêt feuillus, FRST-FRST : forêt mixte, PINE-PINE : pins, RNGB-RNGB : broussailles, WETF-WETF : forêts humides, WETP-FESC : prairies humides WETT-WETT : tourbières)

Le Tableau de bord du bassin de la Vienne (EPTB Vienne, 2011) analyse l'évolution des concentrations sur une sélection de stations de mesures. Les concentrations sont en moyenne stables sur la période 1995-2009. Sur le bassin du Clain, les concentrations mesurées dans la nappe du Dogger ont augmenté de 1984 à 2008 sur les 7 des 8 captages présentés dans l'Etat initial du SAGE Clain, avec des moyennes entre 25 et 39 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en 1984, et 32 à 59 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en 2008 (Conseil Général de la Vienne, 2011). Cependant, sur la période 1998-2008, aucune évolution n'est observée à travers l'outil SEQ-Eau. Sur le bassin de la Vienne Tourangelle, les sept captages prioritaires présentent une tendance à la hausse entre 1985 et 2014. Les concentrations annuelles moyennes de ces captages varient entre 10 et 90 $\text{mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

6.3.3 Hot spots et hot moments dans le réseau hydrographique

6.3.3.1 Variabilité spatiale

a) Taux annuels des processus in-stream

La Figure 6.11 présente les taux annuels moyens des processus in-stream par tronçon.

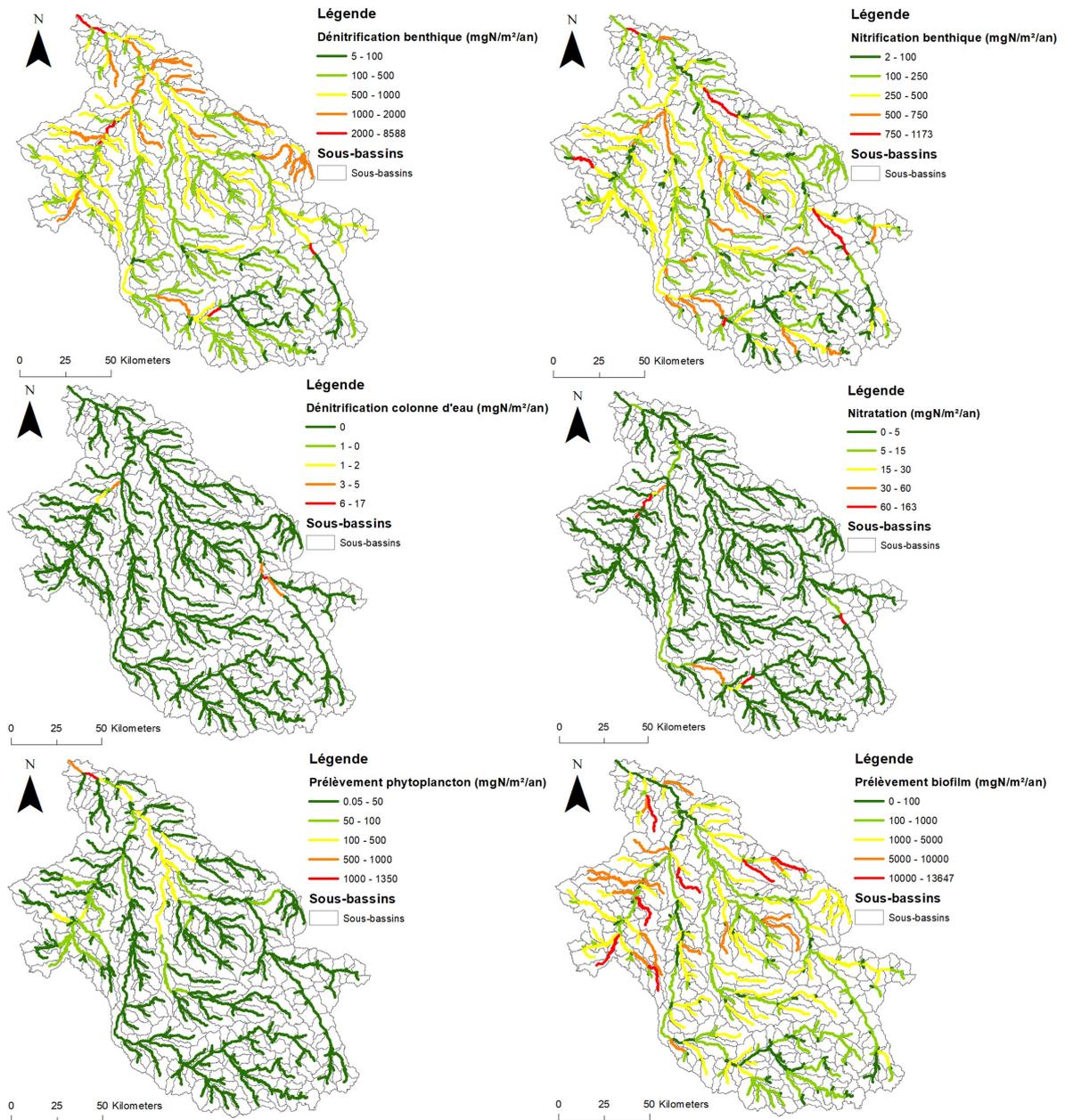


FIGURE 6.11 – Taux moyens interannuels des processus in-stream (mgN.m⁻².an⁻¹)

6.3. Résultats et discussion

Les processus benthiques (dénitrification et nitrification) et le prélèvement par le biofilm présentent des taux plus élevés que les processus dans la colonne d'eau. La nitrification dans la colonne d'eau a lieu uniquement à l'aval des quatre STEP implémentées dans le projet. La nitrification est calculée dans RIVE en fonction des concentrations en nitrites, en bactéries nitrifiantes et en oxygène. Les nitrites proviennent des rejets des stations d'épuration et de la nitrification de l'ammonium, elle-même dépendantes des concentrations en bactéries nitrifiantes, en ammonium et en oxygène. Quelques pertes par dénitrification dans la colonne d'eau sont simulées, à l'aval de la station d'épuration de Guéret et de Poitiers. La dénitrification a lieu très ponctuellement, lorsque le débit simulé est très faible, les rejets des STEP représentent alors un pourcentage important du débit, ce qui crée des conditions anaérobies permettant la dénitrification. La simulation sous-estime ces débits (voir le Chapitre 5), ce qui cause ce résultat non attendu. L'absorption par le phytoplancton a lieu à l'aval du bassin et dans les cours d'eau d'ordre 6 et 7 (Figure 6.12) zone dans laquelle le modèle simule un développement de ces espèces.

La nitrification benthique est plus élevée dans les cours d'eau d'ordre 4 à 7 (Figure 6.12), néanmoins les différences entre ordres de Strahler sont faibles. Le prélèvement par le biofilm épilithique est à l'inverse des autres processus plus important dans les cours d'eau d'ordre 2 à 5. Le prélèvement implémenté dans le modèle dépend de la biomasse du biofilm et de la photopériode. Les biofilms fins sont caractérisés par un prélèvement net d'azote de la colonne d'eau tandis que dans les biofilms épais, les processus de nitrification, minéralisation et dénitrification sont plus importants (Teissier et al., 2007). La biomasse du biofilm fixé modélisée dépend du temps de résidence, de la lumière, de la concentration en phosphore et du débit (conditionnant l'arrachage).

Les taux de dénitrification benthique les plus importants se trouvent sur la Vienne après la confluence avec la Creuse, sur la Bouzanne, affluent de la Creuse et à l'aval des stations d'épuration de Guéret et de Poitiers. Les taux les plus faibles en moyenne sont à l'amont de la Vienne, de la Creuse et de la Gartempe, zones où les apports de nitrates sont plus faibles et les vitesses de courant les plus fortes. Le bassin du Clain et l'aval de la Creuse et de la Vienne, zones de grandes cultures où les surplus agricoles sont plus importants, présentent des taux plus élevés. Les taux sont plus importants dans les cours d'eau d'ordre 5 à

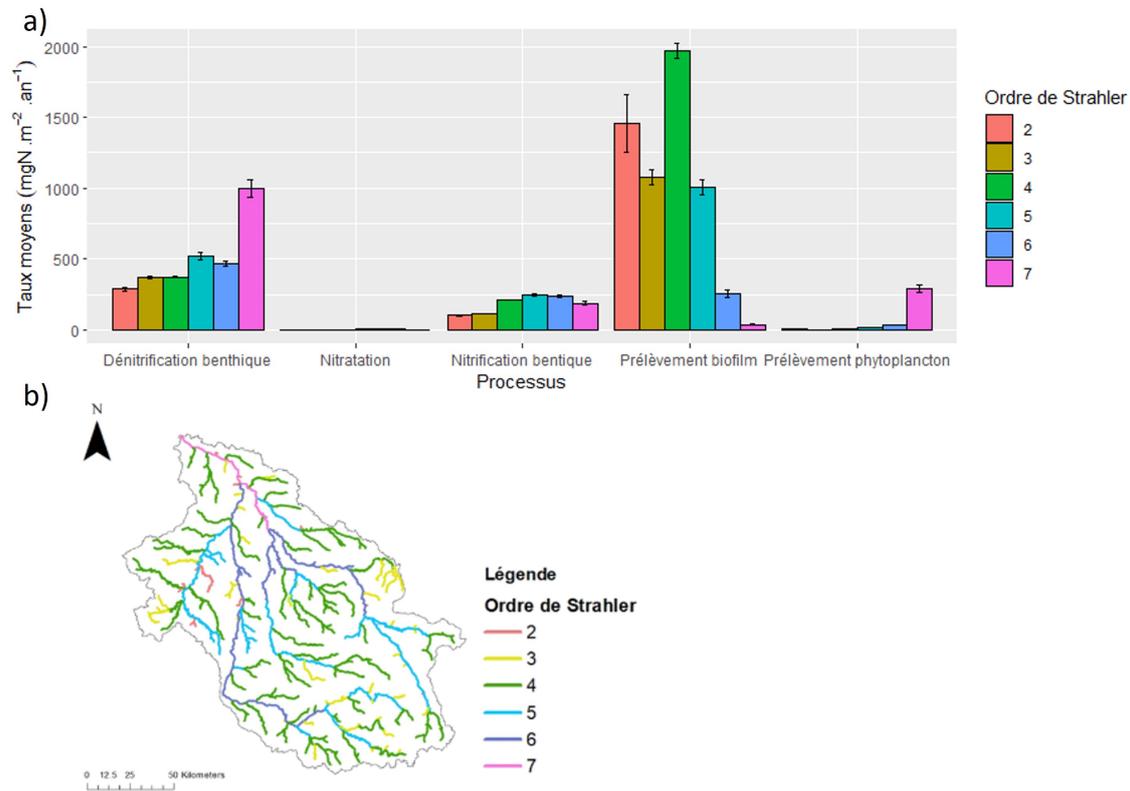


FIGURE 6.12 – a) Moyennes et erreurs standards des taux annuels des processus in-stream ($\text{mgN.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$) simulés par ordre de Strahler (sauf dénitrification dans la colonne d'eau) et b) ordre de Strahler des cours d'eau du bassin (Strahler maximal de la masse d'eau, référentiel des masses d'eau cours d'eau (geo.data.gouv.fr)).

7 (Figure 6.12). Ce résultat est cohérent avec ceux obtenus par utilisation du modèle Riverstrahler : la dénitrification benthique est calculée dans RIVE comme le résultat de processus diagénétiques se produisant dans des couches anoxiques formées par une sédimentation importante de matière organique particulaire. Une forte contamination organique et une faible vitesse d'écoulement favorisent donc la dénitrification, conditions principalement retrouvées dans les ordres supérieurs (Sferratore, 2006). Sur la Seine, les résultats obtenus par le modèle Riverstrahler (Thouvenot-Korppoo et al., 2009) et par mesures directes (Billen et al., 2007) montrent une dénitrification benthique plus importante à l'aval, dans les cours d'eau d'ordre supérieur à 5. En particulier, elle est plus élevée à l'aval de l'agglomération parisienne, du fait de la nitrification des rejets d'ammonium. Cependant, Thouvenot-Korppoo et al. (2009) indiquent que le modèle sous-estime les processus benthiques dans les cours d'eau d'ordre 3 à 5 par rapport aux observations de Billen et al. (2007). De même, la comparaison des résultats

6.3. Résultats et discussion

du modèle Seneque sur le bassin versant agricole de l'Orgeval (cours d'eau d'ordre 1 à 3) avec les valeurs estimées par bilans d'azote montre une rétention benthique modélisée plus faible, surtout pendant la période estivale, néanmoins les bilans étaient basés sur une seule mesure et en condition favorable (Billy et al., 2008).

Les taux de dénitrification calculés dans cette étude varient de 0 à 309 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ avec une moyenne de 4,3 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ (Table 6.5). Ces valeurs sont supérieures à celles estimées par Billy et al. (2008) sur le bassin de l'Orgeval avec Seneque où les maximums simulés étaient de 0,06; 0,1 et 0,2 kgN.ha⁻¹.an⁻¹ à l'ordre 1, 2 et 3 respectivement. Les taux journaliers sont cependant inférieurs à ceux de la littérature, avec une moyenne de 1,18 mgN.m⁻².j⁻¹ et 307 mgN.m⁻².j⁻¹ au maximum. Flipo (2005) simule avec CAWAQS un taux de 520 mgN.m⁻².j⁻¹ sur le Grand Morin. La synthèse bibliographique de Birgand et al. (2007) indique que les taux devraient se situer entre 350 et 1 250 mgN.m⁻².j⁻¹ pour les cours d'eau des bassins agricoles, avec une gamme étendue de 120 - 3 000 mgN.m⁻².j⁻¹. Ces valeurs sont estimées en multipliant les valeurs de coefficient de transfert de masse (m.j⁻¹) rencontrées dans la littérature par la concentration en nitrates (moyenne estimée à 5 mgN.l⁻¹). Des taux inférieurs sont néanmoins recensés dans la synthèse, avec des valeurs 0 à 2 900 mgN.m⁻².j⁻¹ (mesurés in-situ ou en laboratoire, ou estimés par modélisation ou bilan de masse).

TABLE 6.5 – Moyennes annuelles interannuelles, écarts-types, erreurs standards, minimums et maximums des taux de dénitrification benthique simulés, par ordre de Strahler maximal du tronçon sur le bassin de la Vienne sur la période 1993-2017 (en kgN.ha⁻¹.an⁻¹)

Ordre de Strahler	Moyenne	Écart-type	Erreur standard	Minimum	Maximum
2	2,90	2,21	0,12	0,35	15,54
3	3,69	3,64	0,10	0,21	21,70
4	3,75	3,74	0,06	0,03	29,26
5	5,21	13,09	0,30	0,06	309,40
6	4,69	4,83	0,15	0,15	55,30
7	9,98	10,74	0,62	0,30	60,06

b) Capacité d'élimination des nitrates par dénitrification benthique

La Figure 6.13 représente la répartition spatiale des moyennes interannuelles des longueurs de cours d'eau nécessaires à l'élimination des flux de nitrates entrants en début de tronçon (*uptake length*) et du pourcentage du flux entrant éliminé par dénitrification benthique. L'*uptake length* est plus importante en moyenne sur les cours d'eau principaux, cours

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

d'eau où les flux entrants sont les plus élevés. Les *uptake length* les plus fortes sont cependant à l'amont du bassin, zone où les concentrations en nitrates dans les cours d'eau sont faibles. Les vitesses de courant sont plus élevées dans cette zone, le temps de séjour est donc faible, limitant les échanges entre la colonne d'eau et le benthos. En pourcentage d'élimination du flux entrant, les zones d'élimination sont similaires, mais la disparité entre ordre de Strahler est cependant moins marquée (Figure 6.14). Les valeurs de rétention sont faibles : la moyenne interannuelle maximale de rétention benthique par un tronçon est 0,82% du flux de nitrates entrant. L'*uptake length* est ainsi très élevée. Mulholland et al. (2009) ont mesuré des *uptake length* pour la dénitrification entre 89 m et 184 km, avec une médiane de 9 km, par ajout de traceur $^{15}\text{N-NO}_3^-$ sur 72 cours d'eau d'ordre 1 et 2 des États-Unis. Sur un km, 10% du flux de nitrates est éliminé par dénitrification (médiane, premier et troisième quartile de 4 et 22%). La dénitrification benthique représente de 0,5 à 100% (médiane 16%) de la rétention in-stream. Ces mesures ont cependant été faites en période de basses eaux (printemps ou été) et sur un jour par cours d'eau. Elles ne reflètent donc pas les taux annuels moyens.

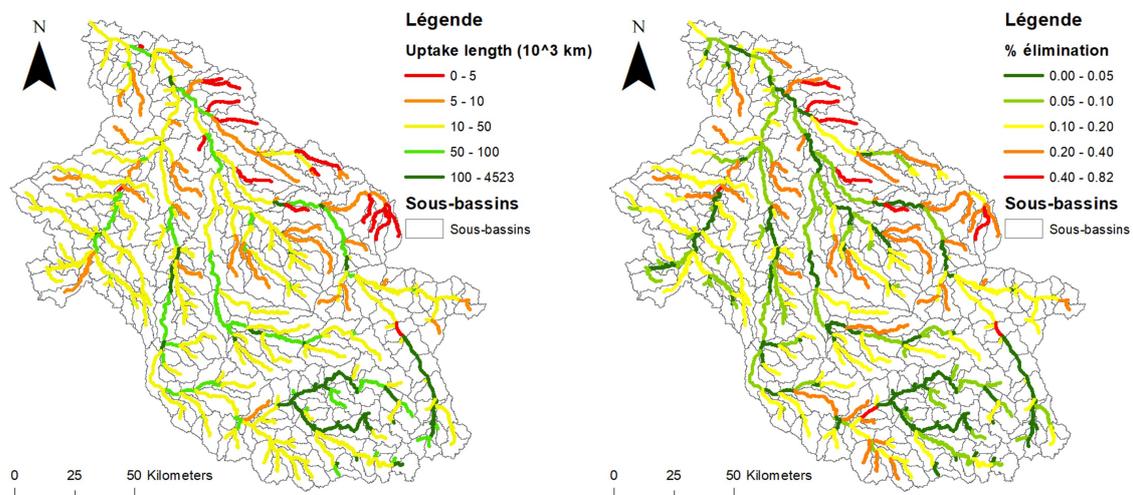


FIGURE 6.13 – Dénitrification benthique : *uptake length* et pourcentage d'élimination par rapport au flux de nitrates entrants dans le cours d'eau (moyennes interannuelles)

6.3. Résultats et discussion

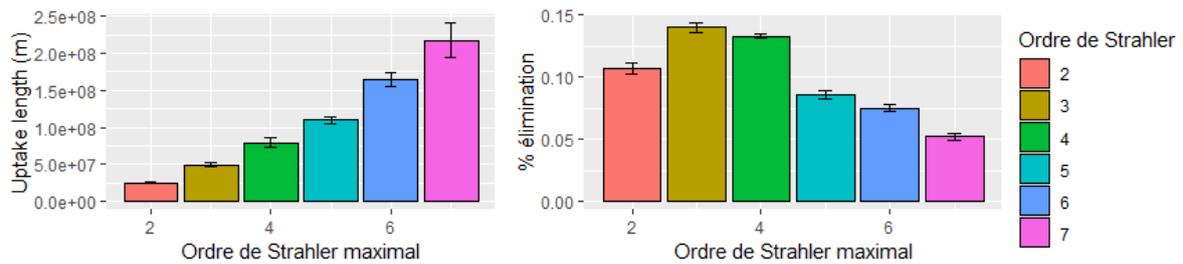


FIGURE 6.14 – Dénitrification benthique : moyennes et erreur standard *uptake length* annuel et pourcentage d'élimination annuel par rapport au flux de nitrates entrants dans le cours d'eau par ordre de Strahler (Strahler maximal de la masse d'eau, référentiel des masses d'eau cours d'eau (geo.data.gouv.fr))

6.3.3.2 Variabilité temporelle

a) Variabilité saisonnière

La nitrification et la dénitrification benthique présentent une saisonnalité similaire avec des taux plus importants en été et à l'automne : les taux augmentent en été, avec un maximum en fin d'été et une décroissance en automne (Figure 6.15). Les processus benthiques sont favorisés à l'étiage par la faible profondeur de la colonne d'eau (Böhlke et al., 2009) et le temps de résidence plus long.

Les taux sont plus importants en automne pour la nitrification. Ce processus dépend de la biomasse des bactéries nitrifiantes et des concentrations en nitrites, et est inhibé par de faibles concentrations en oxygène. Les bactéries nitrifiantes sont apportées dans SWAT-RIVE par les stations d'épuration, avec des rejets journaliers constants. Ces bactéries se développent à une température optimale de 23°C, plutôt observée en période estivale. Les nitrites proviennent des rejets des stations d'épuration, constants, et de la nitrosation de l'ammonium. A première vue, ces facteurs ne semblent pas expliquer les taux plus importants simulés à l'automne. Le temps de résidence est plus important en fin d'été, ce qui pourrait expliquer l'augmentation de la nitrification au cours de l'été, favorisant les processus dans les cours d'eau et permettant le développement des bactéries. Des analyses plus approfondies sur les facteurs d'influence sont nécessaires pour expliquer l'augmentation des taux de nitrification à l'automne.

La dénitrification dans la colonne d'eau a lieu uniquement en été, période où les eaux sont les plus basses et où les rejets des stations d'épuration peuvent correspondre à une fraction

importante des débits et entraîner une anoxie ponctuelle.

Le prélèvement par le phytoplancton et les diatomées benthiques en suspension présente des valeurs plus importantes en été également, lié au pic de croissance des algues. Les chlorophycées se développent entre juin et septembre, en lien avec leur température optimale de croissance (37°C). Les diatomées benthiques en suspension sont plus importantes dans la colonne d'eau entre mai et octobre. Leur abondance dépend de l'arrachage du biofilm fixé lors de forts débits et de leur développement dans la colonne d'eau (température optimale de croissance de 21°C, luminosité, nutriments).

Le prélèvement de nitrates par le biofilm épilithique dépend dans le modèle de la photopériode et de la biomasse du biofilm (voir équations 2.54 p. 86). Ce processus est en particulier sensible à la photopériode pour les biofilms fins, avec des flux de nitrates plus importants vers le biofilm lorsque la photopériode augmente. Pour les biofilms épais, la sensibilité à la photopériode est plus faible. La photopériode est maximale en été, tandis que le prélèvement par le biofilm épilithique est maximal à l'automne. La biomasse du biofilm fixé semble donc être le facteur le plus influent.

6.3. Résultats et discussion

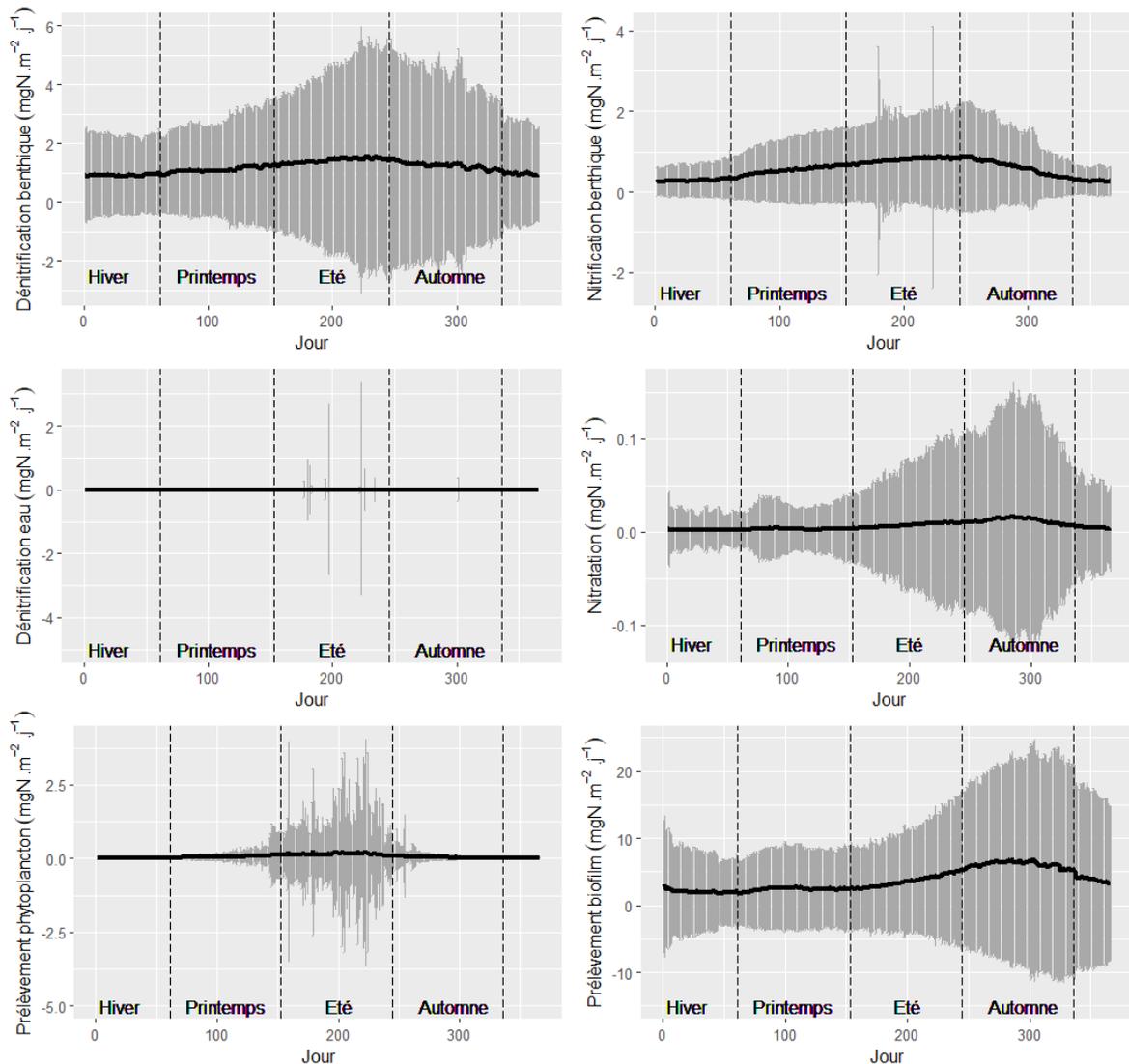


FIGURE 6.15 – Moyenne (trait noir) et écart-type (trait gris) des taux journaliers interannuels des processus in-stream ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$)

Facteurs d'influence de la dénitrification

La dénitrification benthique est estimée à partir du calcul de la demande en oxydant du carbone pour la dégradation de la matière organique benthique et du calcul de la fraction de cette demande satisfaite par la dénitrification. Elle est également dépendante de la durée de contact entre la masse d'eau d'eau et les sédiments, c'est-à-dire du temps de résidence de la masse d'eau dans le tronçon. Les taux de dénitrification les plus importants sont en fin d'été et au début de l'automne. Ce sont à ces périodes que les temps de résidence dans les

tronçons sont les plus élevés (Figures 6.16 et 6.17). La différence principale entre ordres de Strahler semble cependant être la demande en oxydant du carbone. Elle est calculée à partir des quantités de carbone rapidement et lentement biodégradable déposées : elle correspond à la dégradation et au tassement de ces stocks. Cette variable semble expliquer la différence entre ordres de Strahler. La fraction $fNO3$ est également plus importante en été. Celle-ci alloue la demande en oxydant du carbone à la respiration aérobie ou à la dénitrification en fonction du rapport molaire entre les concentrations en nitrates et en oxygène dans la colonne d'eau (Billen et al., 2015). Les concentrations en oxygène dissous sont plus faibles en été, augmentant ce rapport.

Les hypothèses émises dans le paragraphe 6.3.3.1 (p. 281) concernant les conditions favorables à la dénitrification benthique étaient une forte contamination organique et une faible vitesse d'écoulement, ainsi que des concentrations élevées en nitrates, par apports diffus ou nitrification des rejets d'ammonium des stations d'épuration. L'analyse des variations saisonnières confirme l'importance des deux premières conditions. Une autre explication aux taux de dénitrification plus importants à l'aval des stations d'épuration pourrait également être les rejets de matière organique.

6.3. Résultats et discussion

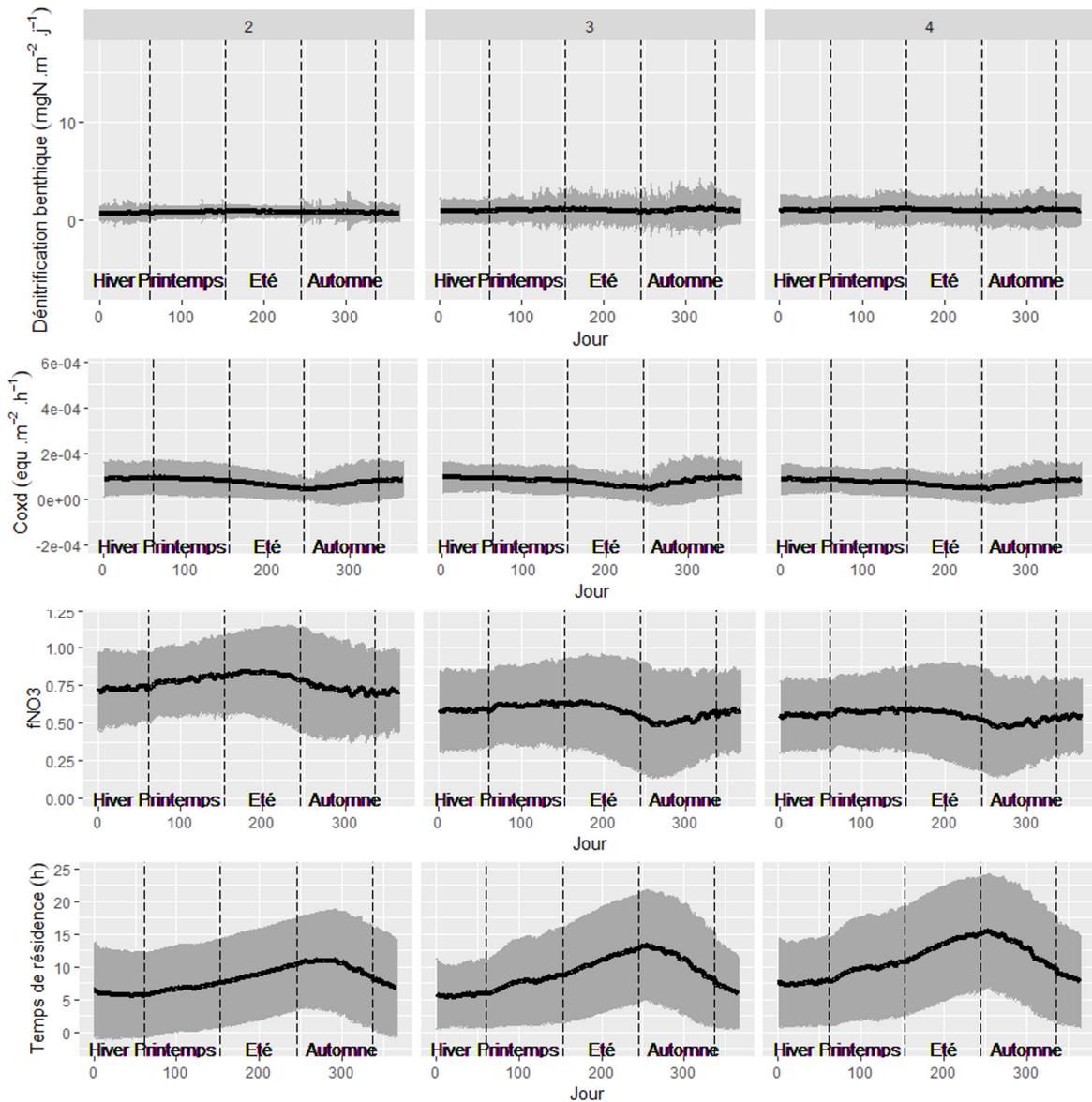


FIGURE 6.16 – Moyenne (trait noir) et écart-type (trait gris) des taux journaliers interannuels de la dénitrification benthique et variables de calcul pour les ordres 2 à 4 (coxd : demande en oxydant du carbone, fNO3 : fraction de coxd satisfaite par la dénitrification)

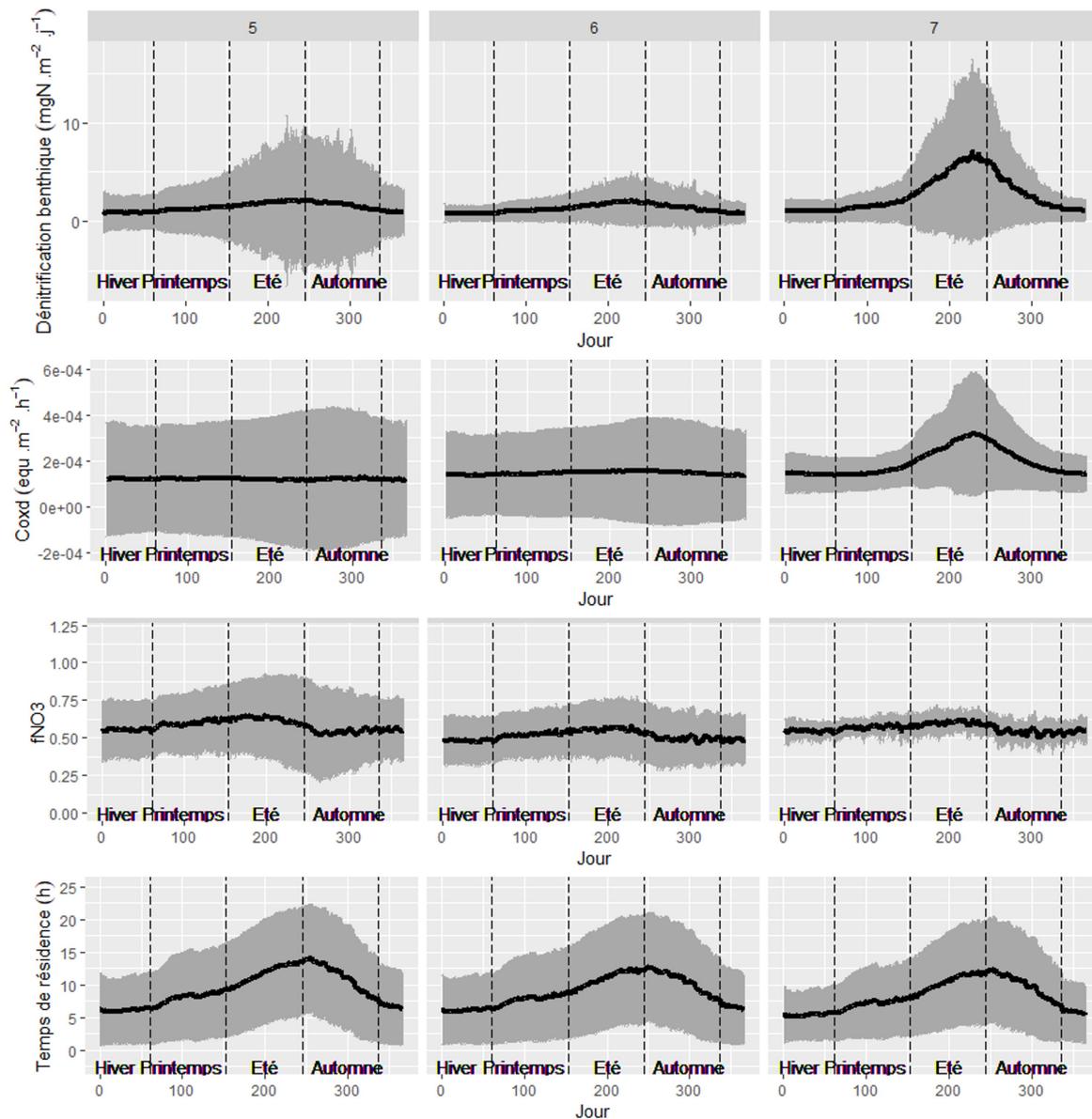


FIGURE 6.17 – Moyenne (trait noir) et écart-type (trait gris) des taux journaliers interannuels de la dénitrification benthique et variables de calcul pour les ordres 5 à 7 (coxd : demande en oxydant du carbone, $f\text{NO}_3$: fraction de coxd satisfaite par la dénitrification)

6.3. Résultats et discussion

b) Évolution temporelle

Pour les flux annuels, les tests statistiques révèlent une tendance à la baisse pour la nitrification benthique (Table 6.6). Le test de Pettit indique une rupture probable en 2005 (p-value de 0,002). Une autre tendance significative est le prélèvement par le biofilm fixé, à la hausse, avec également une date de rupture probable en 2004 (p-value test de Pettit de 0,0003). Cette rupture peut être liée aux changements dans les rejets des stations d'épuration. Les autres processus ne présentent pas de tendance significative sur les flux annuels. Néanmoins sur les flux mensuels, les processus majoritaires présentent une tendance significative : les processus benthiques à la baisse et les prélèvements par le phytoplancton, les diatomées benthiques en suspension et le biofilm épilithique fixé à la hausse. La quantité exportée à l'exutoire présente une tendance à la baisse.

TABLE 6.6 – Tendance en $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ des flux de nitrates dans les cours d'eau simulés annuels et mensuels du bassin de la Vienne sur la période 1993-2017

	Test de Mann-Kendall annuel		Pente de Sen ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$)	Test de Mann-Kendall saisonnalisé		Pente de Sen saisonnalisée ($\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{mois}^{-1}$)
	tau	p-value		tau	p-value	
Nitrification	-0,06	0,69		-1,65	0,10	
Nitrification benthique	-0,47	0,001*	-0,0005	-8,17	$3,2\cdot 10^{-16}$ *	$-4,3\cdot 10^{-5}$
Prélèvement par le phyto- plancton	0,10	0,48		5,63	$1,8\cdot 10^{-8}$ *	$7,2\cdot 10^{-6}$
Dénitrification colonne d'eau	0,08	0,68		0,69	0,49	
Dénitrification benthique	-0,27	0,06		-4,38	$1,2\cdot 10^{-5}$ *	$-7,2\cdot 10^{-5}$
Prélèvement par le biofilm épilithique	0,80	$2,2\cdot 10^{-16}$ *	0,004	18,24	$2,2\cdot 10^{-16}$ *	0,0003
Exportation	-0,08	0,59		-2,66	0,008*	-0,14

6.3.4 Limites du modèle SWAT-RIVE pour l'identification des HSHMs

6.3.4.1 Prise en compte des zones de rétention des nitrates

A l'échelle du bassin versant, les lieux et processus de rétention des nitrates sont : le stockage dans la biomasse, le stockage ou la dénitrification dans les sols, dans les eaux souterraines et dans les zones ripariennes, notamment à l'interface entre les eaux souterraines et de surface, et la dénitrification benthique, le stockage dans les sédiments, et le prélèvement par

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

les producteurs primaires dans les cours d'eau et dans les réservoirs (Howarth et al., 1996). Les processus dans les sols, dans les eaux souterraines et dans les cours d'eau sont représentés dans le modèle SWAT-RIVE, mais ce n'est pas le cas de ceux dans les zones ripariennes et les retenues d'eau.

La rétention riparienne peut représenter un pourcentage important de la rétention des nitrates à l'échelle d'un bassin versant. Billen et al. (2018) évaluent ainsi une élimination de 10% à 50% des apports diffus d'azote par les zones ripariennes. La non-spatialisation des HRUs dans SWAT ne permet pas d'évaluer les capacités de rétention des zones humides par rapport aux flux provenant de HRUs amonts. Pour prendre en compte cet aspect, plusieurs méthodes pourraient être appliquées. Ces méthodes n'ont pas été utilisées dans cette thèse car non présentes dans la version de SWAT utilisée, mais pourraient faire l'objet de développements futures. Tout d'abord, une méthode basée sur celle utilisée pour les modules de masses d'eau wetlands ou pothole de SWAT pourrait être développée pour les zones humides. Les masses d'eau du module wetland reçoivent une fraction du ruissellement des HRUs du sous-bassin dans laquelle elles se situent (une zone humide de type *mass e* d'eau maximale par sous-bassin) et celles du module pothole une partie du ruissellement de la HRU dans laquelle elles se trouvent. Plusieurs développements ont également été apportés à ces modules, notamment concernant les flux de subsurface ou souterrain provenant de l'aire de drainage (Liu et al., 2008; Lee et al., 2018, 2019; Martinez-Martinez et al., 2014; Evenson et al., 2015, 2016). Hoang et al. (2017) ont également développé SWAT_LS, représentant le transport des terres amont aux zones ripariennes. Les HRUs ripariennes sont créées à partir de la carte de distribution des sols organiques et une zone tampon de 50 m le long de l'hydrosystème. La dénitrification dans les zones ripariennes est calculée par le *Riparian Nitrogen Model* (Rassam et al., 2008). Pour les zones humides alluviales, Sun et al. (2016) ont développé SWAT-LUD. Les flux d'eau entre le cours d'eau et l'aquifère sont calculés par l'équation de Darcy. Le modèle simule également la recharge de l'aquifère lors d'inondation et la dénitrification dans l'aquifère superficiel (Sun et al., 2017). Cependant, ce modèle est calibré pour la plaine alluviale à l'aval de Toulouse et Fabre (2019) a rencontré des difficultés à le généraliser à l'échelle du bassin versant. Enfin, le nouveau modèle SWAT+ (Bieger et al., 2017) spatialise les HRUs et les divise également en plaine inondable ou "terres hautes" (upland areas), à partir du MNT et d'un seuil de pente (Rathjens et al., 2015).

6.3. Résultats et discussion

Les retenues d'eau sont des zones de stockage qui peuvent modifier significativement la qualité de l'eau du cours d'eau et impacter les flux de nitrates (voir Chapitre 1 paragraphe 1.1.3.3 p. 17). Cependant, la version de SWAT-RIVE utilisée ne modélise pas les processus biogéochimiques et biologiques dans les réservoirs (voir Chapitre 2 paragraphe 2.4.3.5 p. 87). Des premiers tests ont été effectués afin d'utiliser le modèle RIVE dans les réservoirs au sein de SWAT-RIVE. Néanmoins cela créait des instabilités numériques. Un travail plus approfondi est nécessaire pour pouvoir utiliser ce module dans SWAT-RIVE.

Le bassin de la Vienne comporte une forte densité d'étangs, en particulier dans le Parc Naturel Régional de la Brenne (EPTB Vienne, 2017). Ce sont des obstacles à l'écoulement des eaux et ils peuvent avoir un impact, positif ou négatif, sur la qualité de l'eau, en perturbant les continuités thermique, sédimentaire et biologique, en fonction notamment de leur typologie et de leur emplacement sur le réseau hydrographique (EPTB Vienne, 2006a). Passy et al. (2012) ont estimé la réduction des nitrates dans un étang agricole 30% des flux entrants par mesures et modélisation Seneque/Riverstrahler. Les étangs peuvent être représentés dans le modèle SWAT, néanmoins le module "pond" nécessite de renseigner la surface et le volume de chaque étang, données non disponibles. L'effet des étangs sur la rétention des nitrates peut être importante à l'échelle locale, l'impact à l'échelle du bassin versant est à évaluer.

6.3.4.2 Représentation des processus

a) Dans les versants

Le modèle SWAT représente les principaux processus du cycle de l'azote dans les sols. A notre connaissance, les limites et les développements relatifs à la représentation du cycle de l'azote dans les sols cités dans la littérature concernent principalement la dénitrification et les émissions de N_2O associées (voir le paragraphe suivant). Nous pouvons également citer le développement de SWAT-N (Pohlert et al., 2007), à partir des équations de DNDC (Li et al., 1992) et du modèle CropSyst (Stöckle et al., 2003), visant à représenter un plus grand nombre de processus liés à l'ammonium (prélèvement par les plantes, intermédiaire dans la minéralisation). Ces modifications n'ont cependant pas été implémentées dans la version officielle de SWAT.

Prise en compte des facteurs d'influence de la dénitrification

La dénitrification dans les sols est calculée dans SWAT en fonction de la teneur en eau, de la quantité de nitrates et de carbone et de la température. La dynamique de l'oxygène dans les sols est difficile à simuler, c'est pourquoi la teneur en eau est utilisée pour représenter la diffusion de l'oxygène dans la plupart des modèles de dénitrification (Heinen, 2006). Les limites de la modélisation du carbone dans SWAT et l'influence de la température sur la dénitrification ont été présentées au paragraphe 6.3.2.2 (p. 271). D'autres facteurs influencent la dénitrification, notamment la présence de bactéries nitrifiantes et le pH (voir paragraphe 1.1.5.3 p. 23) et ne sont pas pris en compte par SWAT. Le modèle SWAT-N (Pohlert et al., 2007), comportant des équations de DNDC, simule la croissance des bactéries nitrifiantes mais ne prend pas en compte les communautés bactériennes dans le calcul de la dénitrification. Le pH est une variable d'entrée de SWAT, renseignées par type et par couche de sol, constante et inactive. Wagena et al. (2017) a ajouté un facteur de limitation de la dénitrification par le pH issu de Šimek and Cooper (2002), associé à la formulation de la dénitrification selon Parton et al. (1996) et Mosier et al. (2002). Le modèle DAYCENT (Parton et al., 1996) ou les équations semi-empiriques de ce modèle ont été ajoutées à SWAT dans plusieurs publications (Yang et al., 2017; Wagena et al., 2017; Shrestha and Wang, 2018), dans le but de modéliser les émissions de N_2O (Ghimire et al., 2020).

Pour la dénitrification dans les zones ripariennes, Hoang et al. (2017) ont implémenté la formulation du modèle RNM (Rassam et al., 2008), prenant en compte la dénitrification due au flux souterrain passant dans la zone racinaire saturée. Le taux de dénitrification diminue avec la profondeur (selon Hill (1996); Pinay et al. (1993)). SWAT-LUD a été développé pour également représenter la dénitrification dans les plaines alluviales (Sun et al., 2017). L'équation de dénitrification utilisée dans SWAT-LUD est adaptée de Peyrard et al. (2011), utilisée pour les zones hyporhéique, également reprise et adaptée par la suite par Fabre et al. (2020a) pour les plaines alluviales et Martínez-Espinosa et al. (2022) pour les sols des zones humides naturelles.

Les flux d'eau de la rivière vers la nappe ne sont pas modélisés dans SWAT. Ceux-ci peuvent être source de carbone organique dissous, favorisant la dénitrification dans les plaines alluviales (Sánchez-Pérez et al., 2003). Ce flux de carbone organique dissous a été modélisé

6.3. Résultats et discussion

dans SWAT-LUD (Sun et al., 2017).

D'autre part, le contenu en carbone organique des sols est constant tout au long de la simulation selon la méthode par défaut. Deux autres méthodes sont implémentées dans le modèle, représentant le contenu en carbone organique de manière dynamique : la matière organique du sol est représentée par un pool, alimenté par l'humification des pools "Residue" et "Manure" (C-FARM (Kemanian et al., 2011)), et le module SWAT-C (Zhang et al., 2013; Zhang, 2018) basé sur le modèle CENTURY (Parton et al., 1994). La sensibilité des ces méthodes sur le contenu en carbone et les valeurs de dénitrification estimées est à évaluer.

b) Dans les cours d'eau

Nous avons appliqué l'équation de croissance et de détachement du biofilm épilithique et les échanges d'azote établis sur la Garonne par Boulêtreau et al. (2006) et Teissier et al. (2007), et implémentés dans SWAT-RIVE pour le bassin de la Garonne. L'absence de données sur le bassin de la Vienne limite la validation de l'utilisation de ce modèle. Une version du modèle RIVE comporte un compartiment périphyton (Flipo et al., 2004). Actuellement implémenté dans ProSe, ce compartiment reprend les variables du modèle RIVE avec un comportement spécifique pour les espèces phytoplanctoniques et les bactéries. Les échanges dissous et particulaires entre la colonne d'eau et le périphyton sont modélisés, la description des processus est donc plus détaillée que dans le module de biofilm que nous avons implémenté, qui ne prend en compte que les échanges d'azote avec le biofilm épilithique. A l'avenir, ce module pourrait être implémenté dans SWAT-RIVE et les résultats des deux modules comparés.

Au cours de nos campagnes de mesures, nous avons observé la présence de macrophytes à l'aval du bassin, dans la Vienne et ses affluents, à proximité des ponts. L'élargissement de la rivière, la diminution de l'ombrage par la végétation des berges et de la profondeur en font des conditions favorables au développement des macrophytes, de même que les confluences (Dufay et al., 2000). Selon Pinheiro (2016), les macrophytes constituent la principale végétation aquatique de la Vienne. Les macrophytes peuvent impacter le cycle de l'azote par plusieurs points : le prélèvement pour leur croissance, la modification des concentrations en oxygène, de l'hydraulique, et possiblement de la dénitrification benthique avec l'accumulation de sédiments (Riis et al., 2012). Le compartiment macrophyte a été intégré dans une version

spécifique de RIVE (Garnier et al., 2002a; Dufay et al., 2000). Le module simule la croissance des macrophytes en fonction des facteurs de contrôle : lumière (ombrage par la végétation des berges et auto-ombrage), température et teneur en nutriments, ainsi que l'arrachage en fonction du débit. Cependant depuis son développement et son application sur la Marne, nous n'avons pas trouvé de retour d'expérience sur l'utilisation de ce module.

Prise en compte des facteurs d'influence de la dénitrification

Dans RIVE, la dénitrification benthique est calculée à partir d'une formule empirique. Ce processus est considéré comme déterminé par la demande en oxydant du carbone et dépend du rapport molaire entre les concentrations en oxygène et en nitrates dans la colonne d'eau. La dénitrification benthique simulée dépend donc des concentrations en nitrates et en oxygène dans la colonne d'eau et des quantités de carbone rapidement et lentement biodégradable déposées. La profondeur de la couche de sédiment fluide intervient également dans le calcul. Dans les cours d'eau, la dénitrification benthique dépend de nombreuses variables, notamment la concentration et la réactivité de la matière organique dans les sédiments de fond, l'étendue et le taux de l'écoulement hyporhéique, la température et les concentrations en nitrates et en oxygène dans le cours d'eau et les eaux interstitielles des sédiments (Böhlke et al., 2009). Après analyse des méthodes décrivant la dénitrification dans les sédiments aquatiques, des modèles diagénétiques mécanistes aux paramétrisations empiriques, Fennel et al. (2009) recommandent une combinaison de modèles diagénétiques mécanistes et de mesures lorsque les eaux de fond sont temporairement hypoxiques ou anoxiques, et des corrélations simples entre la dénitrification et la consommation d'oxygène des sédiments pour les eaux de fond oxiques. Le modèle générique utilisé dans RIVE est en accord avec cette recommandation.

6.3.4.3 Simplification des données d'entrée

Les hot spots peuvent occuper une très faible part du bassin, la discrétisation spatiale choisie peut en avoir écarté un grand nombre. Un seuil de 10% a été appliqué pour la définition des HRUs, car le temps de calcul était trop important, donc seules les plus grandes HRUs ont été gardées et le nombre de "HRUs humides" est notamment très inférieur au nombre initial. De plus, une des limites de ce travail concerne les paramètres d'occupation du sol et de sol appliqués aux zones humides. Il y a un manque de données concernant ces caractéristiques. Des

6.3. Résultats et discussion

classes supplémentaires de végétation, telles que les sphaignes, caractéristiques des tourbières, pourraient être ajoutées à la base de données SWAT. Les caractéristiques du sol pourraient être déterminées par des mesures pédologiques dans les sites de zones humides visées, ce qui améliorerait leur représentation et réduirait l'incertitude sur les résultats de la modélisation. Des pourcentages très variables de carbone organique dans les sols des zones humides sont rencontrés dans la littérature. Billen et al. (2018) recensent par exemple des pourcentages de 0,6 à 34 % et Uhan et al. (2021) de 0 à 58%. Ce pourcentage varie également avec la profondeur (Clément et al., 2002), tandis que des valeurs identiques (6%) ont été appliquées dans ce projet pour les deux premières couches de sol (plus faible pour la troisième). D'autre part, le contenu en carbone des types de sol du bassin renseignés par la base de données ESDB sont identiques : 2% pour la première couche, 1% pour la deuxième et 0,5 % pour la troisième. Ces données pourraient être affinées par type de sol, notamment à partir de cartes de carbone organique des sols (disponibles par exemple sur <https://www.gissol.fr/>).

Le modèle SWAT permet de renseigner des itinéraires techniques détaillés. Néanmoins, à cette échelle d'étude, renseigner de manière précise les itinéraires techniques agricoles nécessite un grand nombre de données et un temps conséquent. Pour ce projet, seules deux cultures ont été appliquées et les rotations n'ont pas été représentées. Les quantités de nitrates rejoignant les cours d'eau dépendent des pratiques culturales. Des cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) peuvent notamment réduire le stock d'azote dans les sols et limiter la lixiviation et les flux vers les cours d'eau. Les légumineuses, fixatrices d'azote, n'ont également pas été prises en compte. Ces cultures pourraient être introduites dans les données d'entrée. D'autre part, la gestion des forêts n'a pas été prise en compte dans le modèle. Or l'exploitation forestière est une activité importante dans le Limousin (Commission Locale de l'Eau du SAGE du Bassin de la Vienne, 2002) et la gestion des forêts peut impacter les flux de nitrates et notamment la dénitrification (Barton et al., 1999).

Seules les principales STEP ont été ajoutées en entrée du modèle. L'importance de la dénitrification à l'aval des STEP montrent l'intérêt de renseigner ces rejets. Pour une étude plus approfondie, il pourrait être essentiel d'ajouter les rejets de manière plus exhaustive.

6.3.4.4 Incertitudes sur les paramètres et sensibilité du modèle

a) Paramètres du cycle de l'azote dans SWAT

Avec les valeurs par défaut des paramètres de dénitrification, la dénitrification dans les versants calculée par SWAT est nulle excepté certaines années dans les HRUs agricoles avec du blé (quelques valeurs à $20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), les prairies (jusqu'à $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) et les forêts ($1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) (Figure 6.18).

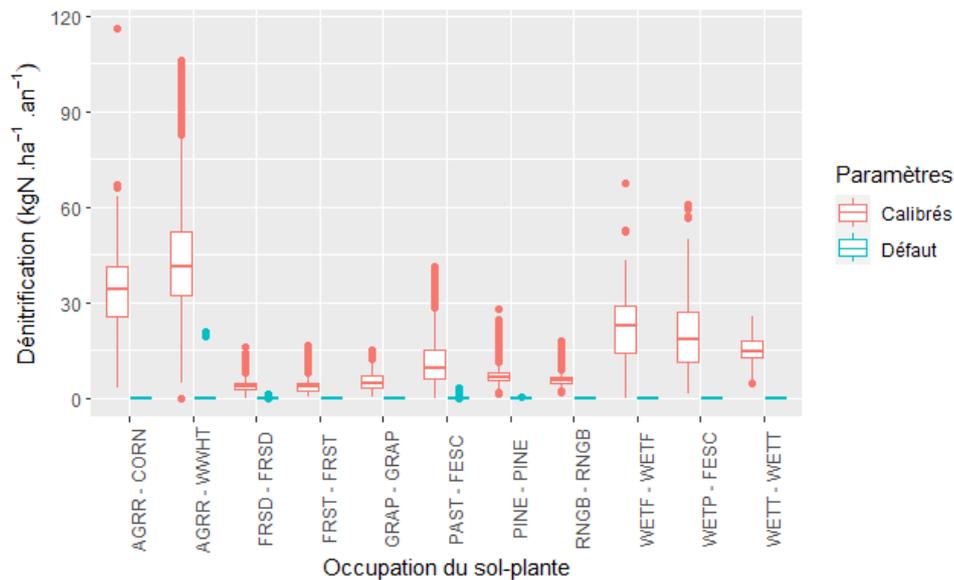


FIGURE 6.18 – Dénitrification annuelle par type d'occupation du sol calculée avec les paramètres par défaut et calibrés

Le paramètre *SDNCO* a été calibré à 1, signifiant qu'il y a dénitrification lorsque la teneur en eau est supérieure ou égale à la capacité au champ. Ce seuil est reporté par De Klein and Van Logtestijn (1996). La capacité au champ est environ équivalente à 60% WFPS (*water-filled pore space*) dans de nombreux sol (Davidson, 1993), et le seuil de 60% WFPS est couramment cité dans la littérature comme limite pour que la dénitrification est lieu (Neitsch et al., 2011). Un seuil plus haut peut cependant être renseigné pour garantir la dénitrification. Martínez-Espinosa et al. (2022) utilise ainsi pour un modèle de dénitrification dans les zones humides un seuil de 70% WFPS (selon Bateman and Baggs (2005)). D'autre part, les paramètres *CDN* et *SDNCO* sont fixés à l'échelle du bassin. Lors de la calibration de ces paramètres pour le Danube, Malagò et al. (2017) a mis en évidence des jeux de paramètres adéquats différents

6.3. Résultats et discussion

selon les sous-bassins. Certains taux de dénitrification sont élevés dans notre étude dans des HRUs de blé tendre. Ces taux pourraient être validés par des mesures, ou si la surestimation est avérée, ces paramètres adaptés.

Le modèle SWAT est également très sensible au paramètre de demi-vie des nitrates (voir paragraphe 6.3.1 p. 261). Les valeurs par défaut simulent une forte élimination des nitrates dans les nappes. Ce paramètre est donc essentiel à calibrer.

La mise en oeuvre des modèles physiques est rendue difficile par leur très grand nombre de paramètres. La sensibilité de tous les paramètres gouvernant les processus du cycle de l'azote dans les sols n'a pas été testée. Parmi ces paramètres, sont notamment répertoriés dans la littérature la concentration en azote dans la pluie (RCN), le facteur du taux de minéralisation de l'humus (CMN) et le paramètre de distribution de l'absorption d'azote (N_UPDIS). La validation des quantités appliquées et des rendements, ainsi que l'ajustement des concentrations initiales dans les nappes et du paramètre de demi-vie ont donné des résultats satisfaisants, sans besoin d'ajuster ces paramètres pour lesquels nous n'avons pas de données précises pour le bassin.

b) Paramètres de RIVE

Le modèle RIVE ne nécessitant à priori pas de calibration, nous n'avons pas fait d'analyse de sensibilité sur ses paramètres. Nous avons cependant testé les différentes valeurs des paramètres de croissance et de mortalité du phytoplancton rencontrées dans la littérature pour le modèle RIVE, du fait de la diversité de ces valeurs et de la simulation non satisfaisante du phytoplancton (voir Chapitre 5). La cinétique des processus biogéochimiques dans les cours d'eau est considérée comme universelle et uniquement influencée par des forçages externes, tels que la température, le débit et les apports de nutriments. Les paramètres ont été déterminés par l'expérimentation sur la Seine et sont supposés adaptés aux autres bassins. Des mesures dans la Vienne permettraient cependant de valider les valeurs définies.

c) Incertitudes sur la modélisation

Les flux de nitrates sont fortement liés aux flux hydrologiques. Les incertitudes liées à la simulation de ces flux présentées dans le Chapitre 5 se répercutent sur les dynamiques des

nitrates étudiées ici. De même, la simulation des algues en suspension n'est pas satisfaisante avec SWAT-RIVE sur ce bassin et nécessite des mesures supplémentaires sur les taux de croissance et de mortalité du phytoplancton, l'impact éventuel de mollusques et l'importance du biofilm épilithique. Les valeurs obtenues pour le prélèvement des nitrates par le phytoplancton sont donc à prendre avec précaution.

6.4 Conclusion

La mise en place du modèle SWAT-RIVE sur le bassin de la Vienne sur la période 1993-2017 a permis de mettre en évidence les flux et stocks de nitrates dans les versants et dans les cours d'eau. Sur les flux d'azote rejoignant le pool nitrates des sols, 15% sont éliminés par dénitrification dans les sols et 8,5% sont transférés aux cours d'eau. La rétention dans les cours d'eau est seulement de 1,6%, la majorité de la rétention a lieu dans les versants. La dénitrification benthique est le processus in-stream majoritaire, représentant 54% de la part éliminée in-stream. Le prélèvement par le biofilm représente 38%.

Dans les versants, les taux de dénitrification les plus importants sont modélisés dans les zones agricoles, en lien avec les quantités de nitrates apportées les plus élevées. Les taux modélisés dans les zones humides sont ensuite les plus élevés, du fait de teneurs en carbone et en eau supérieures dans ces sols. Dans les cours d'eau, les taux de dénitrification benthique les plus élevés sont retrouvés dans les secteurs où les flux de nitrates sont les plus importants (ordre 5 à 7, zone agricole ou rejets des stations d'épuration). Les facteurs paraissant avoir le plus d'influence sont cependant la quantité de matière organique sédimentée et le temps de résidence. Il serait intéressant d'analyser plus en détail les facteurs proximaux mais également distaux, leur évolution spatio-temporelle et leur influence sur la dénitrification, par exemple avec des tests statistiques. Les cours d'eau présentant l'élimination la plus efficace par rapport au flux de nitrates entrant sont les affluents, notamment ceux en rive droite de la Creuse. L'élimination la moins efficace se situe à l'amont du bassin, sur le Massif Central, où les vitesses de courant sont les plus fortes.

L'analyse des tendances des flux hydrologiques montre une réduction de la percolation, du flux latéral et des flux souterrains associés à une augmentation de l'évapotranspiration. Les

6.4. Conclusion

flux de nitrates vers les cours d'eau ne présentent cependant pas d'évolution nette, excepté le flux souterrain profond qui présente une tendance à la baisse pour le test avec saisonnalité. Dans les sols, la minéralisation nette présente une tendance à la hausse pour le test avec saisonnalité. Une augmentation des quantités de nitrates dans les aquifères est simulée par le modèle, ainsi qu'une faible augmentation des quantités dans les sols. Cette analyse a été faite sur l'ensemble du bassin, une analyse par HRU ou par secteur pourrait donner d'autres tendances. Dans les cours d'eau, une diminution des débits est observée ainsi qu'une diminution de l'exportation des nitrates pour le test sur les flux mensuels. Pour ce test, la nitrification et la dénitrification benthiques diminuent et les prélèvements par le phytoplancton, les diatomées benthiques en suspension et le biofilm épilithique fixé augmentent.

L'analyse des tendances n'a été faite que sur la période de modélisation, de 25 ans. Les données SAFRAN utilisées dans ce projet sont disponibles à partir de 1958. Une analyse sur une plus longue période pourrait être envisagée. Néanmoins, il faudrait pour cela étudier la validité des données d'entrées, telle que l'occupation du sol, et adapter les transferts et sorties pour l'hydrologie des réservoirs. Le modèle pourrait également être utilisé dans le cadre de projections climatiques. Pour cela, en plus des données météorologiques requises, les méthodes appliquées pour l'hydrologie des réservoirs sont à adapter, notamment le soutien d'étiage de la retenue de Vassivière, celui-ci étant modélisé à partir de données observées.

Le modèle SWAT-RIVE présente plusieurs avantages pour l'étude de la dynamique des nitrates dans un bassin versant : il prend en compte le cycle de l'eau et de l'azote dans les sols et dans les cours d'eau, ainsi que les transferts des versants aux cours d'eau et les facteurs qui peuvent influencer sur le cycle. Il permet d'approcher les processus à l'échelle d'un bassin versant et à des échelles spatiales fines suivant la définition des HRUs et en dynamique. Au niveau temporel, le pas de temps de calcul est journalier et les simulations pluriannuelles permettent de mettre en évidence des tendances éventuelles, par exemple sur 25 ans dans cette étude. Le module agronomique est très complet et le modèle permet de renseigner les itinéraires techniques agricoles de manière détaillée, donnant la possibilité d'étudier avec précision les flux et surplus de nitrates dans le bassin versant. Ce point est cependant limité à notre échelle d'étude, des simplifications sont nécessaires en fonction des données disponibles et du temps de calcul.

Chapitre 6. Dynamiques spatio-temporelles des nitrates dans le bassin de la Vienne

Le modèle présente d'autres limites pour une étude exhaustive de la dynamique des nitrates, en particulier la prise en compte des zones ripariennes et la simplification des interactions nappes-rivières. Le modèle SWAT est cependant l'un des modèles les plus utilisés dans le monde et de nombreux développements sont apportés chaque année par les utilisateurs afin d'améliorer la représentation des processus. La nouvelle version de SWAT, SWAT+, vise notamment à répondre à la limite de spatialisation des HRUs.

Conclusion générale et perspectives

Conclusions

Les objectifs de cette thèse étaient de caractériser et quantifier les stocks et les flux d'eau et de nitrates dans le bassin de la Vienne en développant un modèle numérique hydro-agro-environnemental représentant les processus biogéochimiques dans les versants et dans les cours d'eau de manière détaillée, et d'identifier les zones d'élimination préférentielle des nitrates par dénitrification.

Pour répondre à ces objectifs, le premier travail a consisté à coupler deux modèles : le modèle de bassin versant SWAT et le modèle de réseau hydrographique RIVE. Le modèle RIVE a été implémenté dans le modèle SWAT afin d'améliorer la représentation des processus biogéochimiques dans les cours d'eau. Le modèle SWAT simule les flux hydrologiques et de matières (MES, nitrate et phosphore) dans les versants ainsi que les transferts aux cours d'eau. Dans le réseau hydrographique, l'hydrologie est simulée par SWAT et les processus biogéochimiques par RIVE.

Afin de valider le couplage des deux modèles, SWAT-RIVE a été appliqué dans un premier temps au bassin de la Garonne, et l'analyse des résultats a porté plus précisément sur une section de la Garonne, de la ville de Toulouse à la retenue de Malause. Ce choix de site d'étude pour la validation du couplage a été fait pour plusieurs raisons : les connaissances et données nécessaires pour la validation étaient disponibles sur cette section, contrairement au bassin de la Vienne, peu étudié concernant les processus biogéochimiques, et un projet SWAT était déjà implémenté et calibré sur ce bassin par Cakir et al. (2020c), ce qui n'était pas le cas pour le bassin de la Vienne lors du développement du modèle couplé.

Une équation de croissance et de détachement du biofilm épilithique a été implémentée dans le modèle SWAT-RIVE afin de représenter les communautés algales dans la Garonne, cours d'eau où les diatomées benthiques arrachées sont l'espèce dominante dans la colonne d'eau (Améziane et al., 2003). Le modèle à trois paramètres calibré par Boulêtreau et al.

(2006) a été appliqué pour la Garonne, considérant une croissance nette de la biomasse limitée par l'épaisseur de la biomasse et un terme de détachement proportionnel au débit moyen journalier. Pour le bassin de la Vienne, les résultats de ce paramétrage n'étant pas satisfaisants, les paramètres de limitation par le phosphore et par la lumière ont été ajoutés Boulêtreau et al. (2006). La biomasse de diatomées benthiques détachées calculée par cette équation est considérée comme un nouveau pool de phytoplancton dans le modèle RIVE.

Les concentrations en nutriments, carbone organique, chlorophylle a et oxygène simulées avec le modèle SWAT-RIVE sur cette section de la Garonne sont satisfaisantes. Le modèle RIVE a en particulier permis d'améliorer, sans calibration, la simulation avec SWAT des concentrations en oxygène dissous et en chlorophylle a dans les cours d'eau. Les résultats du modèle RIVE ont été exploités sous forme de bilans afin de mettre en évidence les processus biogéochimiques majoritaires dans le tronçon étudié. Le nitrate est réduit par dénitrification benthique et l'ammonium est produit par la minéralisation benthique et l'ammonification. La silice dissoute est consommée, l'absorption par les diatomées étant légèrement supérieure au flux provenant du benthos. La sédimentation est le processus dominant pour le phosphore inorganique et la matière organique particulaire.

Le modèle SWAT-RIVE a ensuite été mis en place sur le bassin de la Vienne. Dans un premier temps, le modèle SWAT a été calibré : les flux hydrologiques, puis les flux sédimentaires et enfin les apports des versants pour les nitrates et le phosphore inorganique. La calibration des apports de nutriments aux cours d'eau est tout d'abord faite sans RIVE, par validation des itinéraires techniques agricoles et comparaison aux observations dans les nappes et dans les cours d'eau. Après activation du modèle RIVE, ces apports peuvent éventuellement être ajustés. Les faibles flux hydrologiques à l'étiage ont été difficiles à reproduire mais la calibration et validation finales donnent des résultats satisfaisants. L'aval du bassin comporte notamment des aquifères karstiques, dont le fonctionnement est difficile à représenter par modélisation. L'érosion simulée par SWAT est cohérente avec la littérature, et la simulation des concentrations et flux de matières en suspension dans les cours d'eau satisfaisante. La calibration des sédiments permet de vérifier la calibration de la composante ruissellement des flux hydrologiques et la calibration des nitrates celle du flux souterrain.

Le modèle RIVE a ensuite été appliqué, ce modèle ne nécessitant en théorie pas de calibra-

Conclusion générale et perspectives

tion. Néanmoins, la simulation du phytoplancton n'était pas satisfaisante, nous avons donc cherché à calibrer les paramètres de croissance et de mortalité selon les différentes valeurs rencontrées dans la littérature dans les applications du modèle RIVE. Les blooms phytoplanctoniques simulés correspondent à un développement de chlorophycées. Les diatomées se développent peu malgré les concentrations élevées en silice sur le bassin. Le modèle simule principalement des diatomées benthiques en suspension dans la colonne d'eau. Une grande incertitude concerne cependant les paramètres du modèle de biofilm épilithique. Ces paramètres ont été calibrés pour la Vienne, mais le manque de données sur la biomasse fixée et la proportion de diatomées benthiques en suspension dans la colonne d'eau ne nous permet pas de valider ce module. Les concentrations en oxygène simulées reproduisent les dynamiques saisonnières, néanmoins des pics d'oxygène sont simulés au moment des blooms phytoplanctoniques, et des diminutions des concentrations ne sont pas reproduites. Les concentrations en oxygène sont fortement liées à la simulation du phytoplancton, l'amélioration de cette dernière devrait améliorer la simulation de l'oxygène dissous. Les concentrations en nutriments et carbone organique dissous simulées sont satisfaisantes.

En parallèle de la modélisation, deux campagnes de mesures ont été effectuées sur l'aval de la Vienne et de ses deux principaux affluents, la Creuse et le Clain, afin d'étudier les interactions nappes-rivières et d'identifier d'éventuelles zones actives, dans la rétention des nitrates notamment. Ce travail a cependant été limité par les conditions hydrologiques lors de ces campagnes et par l'absence d'échantillonnage en période de hautes eaux. L'analyse de ces mesures a néanmoins apporté plusieurs éléments sur les caractéristiques du bassin et amené à une étude spatio-temporelle des données disponibles dans les eaux de surface sur la totalité de ces trois cours d'eau. Les principales conclusions sont des concentrations faibles en MES sur l'ensemble du bassin et une diminution nette de la chlorophylle a dans les années 2000, en lien avec une diminution des rejets d'orthophosphates du fait de l'amélioration des traitements des stations d'épuration et l'interdiction des phosphates dans les lessives.

Enfin, le modèle SWAT-RIVE a été utilisé afin d'étudier les processus dominants impactant le devenir des nitrates dans le bassin, à la fois dans les versants et dans les cours d'eau, et leur évolution temporelle sur la période de simulation (1993-2017). La dénitrification est en moyenne de $20 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ et élimine 15% du flux rejoignant le pool de nitrates des

sols. Les taux les plus importants sont dans les sols agricoles, associés aux apports de nitrates par fertilisation et par minéralisation des résidus de récolte. Les pourcentages de rétention les plus importants sont dans les zones humides, en lien avec une teneur en eau et une concentration en carbone plus importantes. 8,5 % de l'azote ayant rejoint le pool nitrates des sols est transféré aux cours d'eau, principalement par flux souterrains. La majorité de la rétention a lieu dans les versants, la rétention dans les cours d'eau est estimée à 1,6%. Le processus in-stream majoritaire est la dénitrification benthique, représentant 54% de la part éliminée, suivie du prélèvement par le biofilm (38%). Les zones de dénitrification benthique les plus importantes sont à l'aval des stations d'épuration et dans les cours d'eau d'ordre 5 à 7, où la contamination organique importante et une faible vitesse d'écoulement favorisent la dénitrification benthique. En pourcentage de rétention des flux de nitrates entrants, la moyenne la plus élevée concerne cependant les ordres 3, et en longueur de cours d'eau nécessaires à l'élimination des flux de nitrates entrants en début de tronçon (*uptake length*) les cours d'eau d'ordre 2. L'amont du bassin est une zone de faible dénitrification benthique, en quantité et en pourcentage de rétention des nitrates entrants, dû à la vitesse de courant plus importante que dans le reste du bassin. L'analyse des tendances des flux hydrologiques montre, en accord avec la littérature, une réduction de la percolation, des flux latéral et souterrains associés à une augmentation de l'évapotranspiration. La teneur en eau des sols diminue, mais la dénitrification ne présente pas de tendance nette. Concernant les transferts de nitrates au réseau hydrographique, seul le flux souterrain de l'aquifère profond présente une tendance à la baisse à l'échelle du bassin. Le modèle simule d'autre part une augmentation des quantités de nitrates dans les aquifères. Dans les cours d'eau, la dénitrification benthique présente une faible tendance à la baisse en mensuel. Les quantités exportées à l'exutoire présentent également une tendance à la baisse.

Le couplage entre un modèle agro-hydrologique et un modèle de qualité des eaux de surface présente plusieurs avantages. Tout d'abord, le modèle couplé permet d'étudier les flux à l'échelle d'un bassin versant, unité fonctionnelle d'étude en hydrologie et échelle où interfèrent les pollutions diffuses et la pollution des eaux. Le couplage des modèles permet d'avoir une représentation détaillée des cycles de l'eau et des nutriments, à la fois dans les sols et dans les cours d'eau, ainsi que des facteurs qui peuvent influencer sur ces cycles, et de déterminer dynamiquement les transferts des versants aux cours d'eau. Le modèle agro-hydrologique

Conclusion générale et perspectives

possède un module agronomique très complet et permet de renseigner les itinéraires techniques agricoles de manière détaillée, donnant la possibilité d'étudier avec précision les flux et surplus de nitrates dans le bassin versant.

Le modèle couplé présente cependant plusieurs limites. La première concerne le calcul des apports diffus : le modèle de bassin versant SWAT utilisé ne simule pas les apports diffus de silice, de carbone organique et d'ammonium requis par RIVE. Les apports diffus d'ammonium ont été négligés. Ceux de silice dissoute ont été estimés suivant la lithologie et ceux de silice biogénique suivant un coefficient dans les matières en suspension déterminé sur la Seine selon les méthodologies utilisées dans les applications de Riverstrahler. Deux méthodes ont été utilisées pour l'estimation des apports diffus de carbone organique : des équations reliant les concentrations en carbone organique dissous avec le débit spécifique et le carbone organique particulaire avec la concentration en matières en suspension (pour le bassin de la Garonne) et des concentrations moyennes dans le ruissellement, le flux latéral et le flux souterrain (pour le bassin de la Vienne). Cette dernière méthode a été choisie pour le bassin de la Vienne car les régressions n'ont pas donné de résultats satisfaisants, notamment du fait du peu de données disponibles ne permettant pas de couvrir la totalité du cycle hydrologique. D'autre part, à cette échelle d'étude (21 000 km² pour le bassin versant de la Vienne), des simplifications sont nécessaires pour les données d'entrée, en particulier pour les pratiques agricoles, la définition des HRUs et les apports ponctuels. L'ajout des rejets des stations d'épuration dans SWAT se fait notamment manuellement, ce qui n'est pas optimal pour implémenter un grand nombre de station d'épuration. De plus, les données de rejets ne sont souvent pas disponibles, ce qui implique des simplifications. Enfin, les deux modèles couplés représentant de manière détaillée les processus, le nombre de paramètres est conséquent. Dans notre étude, bien que la plupart des paramètres de RIVE ne nécessite en théorie pas de calibration, nous avons mis en évidence la nécessité de calibrer certains paramètres.

Les résultats obtenus présentent de nombreuses incertitudes, liées à la calibration des paramètres, la précision des données d'entrée et la simplification des processus dans le modèle. Plusieurs perspectives d'amélioration ont été identifiées.

Perspectives

Les perspectives d'amélioration du modèle SWAT-RIVE et de la modélisation du fonctionnement du bassin versant de la Vienne sont multiples.

Tout d'abord, des développements pourraient être apportés au modèle SWAT pour estimer les apports diffus de silice et de carbone organique. Concernant les apports diffus de silice, Lechuga-Crespo et al. (2021b) ont développé SWATLitho, qui calcule les flux d'ions majeurs atteignant les cours d'eau à partir de l'altération chimique des roches. Les flux de silice ne sont pas calculés, mais ce modèle comporte une couche lithologique qui pourrait permettre d'affiner les apports diffus de silice. Des développements récents ont eu pour but d'améliorer la représentation du carbone organique dans les sols dans SWAT et de calculer les apports diffus aux cours d'eau. Deux nouvelles sous-routines sont ainsi disponibles pour simuler le cycle du carbone et pourraient être testées (Kemanian and Stöckle, 2010; Zhang et al., 2013). Les transferts de COD aux cours d'eau (Du et al., 2019; Qi et al., 2020) n'ont pas encore été implémentés dans la version officielle de SWAT. Une tentative d'utilisation de l'équation calculant le COP érodé (utilisée dans SWAT pour estimer les apports de DBOC pour QUAL2E) a été faite dans cette thèse mais a donné des apports de carbone surestimés. Nous avons attribué ce résultat à une surestimation des apports de MES aux cours d'eau. Le modèle ne simule en effet pas le dépôt dans les plaines alluviales ainsi que dans les cours d'eau des têtes de bassin. Les concentrations simulées dans la rivière sont cependant satisfaisantes, ce qui suppose un dépôt surestimé dans certains cours d'eau pour compenser la non prise en compte de ces phénomènes. D'autre part, des mesures de biodégradabilité du carbone organique spécifiques au territoire étudié permettraient d'affiner la répartition dans les classes de biodégradabilité du modèle RIVE.

La représentation des plaines alluviales, et plus généralement des zones ripariennes, et de leur rôle dans un bassin versant est une des limites importantes du modèle SWAT pour représenter la qualité de l'eau. A l'interface entre écosystèmes terrestres et aquatiques, ces zones régulent les flux venant des terres amont et peuvent modifier les concentrations dans les cours d'eau lors d'échanges entre la nappe et la rivière et de dénitrification dans la zone hyporhéique. Plusieurs développements ont été effectués pour améliorer leur représentation

Conclusion générale et perspectives

dans SWAT concernant les connections entre HRUs et les flux transitant dans les zones ripariennes, ainsi que la rétention dans ces zones, en particulier des nitrates par dénitrification (Sun et al., 2016; Hoang et al., 2017). Sun et al. (2016) ont également modélisé les flux de la rivière vers la nappe alluviale, non pris en compte dans la version actuelle de SWAT. Ces méthodes n'ont pas été utilisées dans cette thèse car non présentes dans la version de SWAT utilisée, mais pourraient faire l'objet de développements futures. Le nouveau modèle SWAT+ (Bieger et al., 2017) spatialise les HRUs et les divise également en plaine inondable ou "terres hautes".

Les zones humides non ripariennes et non de type masse d'eau ne sont également pas prises en compte dans le modèle. Afin d'étudier plus en détail leur rôle, notamment concernant les flux d'azote, la spatialisation des HRUs est nécessaire ainsi que des données d'entrée plus précises. Une cartographie des zones effectivement humides, des mesures de leur caractéristiques pédologiques et l'ajout des plantes spécifiques de ces zones dans la base de données SWAT améliorerait leur représentation dans le modèle.

Afin d'étudier le rôle des barrages dans le cycle des nitrates et l'impact sur la qualité d'eau de manière générale, un premier travail a été initié afin d'utiliser le modèle RIVE dans les retenues de barrages dans la modélisation SWAT-RIVE. Les résultats obtenus étaient aberrants après plusieurs années de simulation. Un travail supplémentaire de validation est donc nécessaire. Le module RIVE a cependant été appliqué avec succès dans les retenues de barrage avec l'appliquatif BarMan de Seneque-Riverstrahler (Thieu et al., 2006). En parallèle de cette thèse, deux stagiaires du LNHE (EDF R&D) ont travaillé sur le couplage du modèle RIVE avec le modèle hydrodynamique et thermique EOLE (Salençon, 1994) afin de représenter les processus biogéochimiques dans les retenues stratifiées. Une fois validé, le modèle EOLE/RIVE pourra être intégré à SWAT et améliorer la représentation des processus biogéochimiques dans les retenues, actuellement très simplifiée.

La modélisation sur le bassin de la Vienne pourrait également être améliorée par une caractérisation des producteurs primaires dans les différents secteurs et des mesures des taux de croissance et de mortalité. Il serait également intéressant de quantifier la présence et l'impact des mollusques sur le phytoplancton. En fonction de cet impact, la modélisation des mollusques, actuellement sous forme d'une contrainte, pourrait être développée. Enfin, étant

donné l'importance des macrophytes dans ce bassin, l'ajout d'un compartiment dédié pourrait être envisagée.

Enfin, les conditions hydrologiques lors des campagnes de mesures n'étaient pas celles attendues et les hautes eaux n'ont pas été échantillonnées. Des mesures supplémentaires couvrant la totalité du cycle hydrologique permettraient d'améliorer la compréhension du fonctionnement de l'aval du bassin et des échanges nappes-rivières. Les études Hydrologie Milieux Usages Climat en cours de l'EPTB Vienne apportent d'autre part des connaissances sur ces échanges.

Cette thèse a été centrée sur le devenir des nitrates dans un bassin versant, néanmoins l'approche holistique du modèle SWAT-RIVE permet également d'étudier le transfert d'autres éléments nutritifs, tels que le phosphore et le carbone, éléments non étudiés ici mais pris en compte dans les processus.

Ce projet de modélisation pourra servir de base pour estimer l'impact sur la quantité et la qualité de l'eau d'évolutions futures, tels que des changements d'occupation du sol ou des changements climatiques. Néanmoins pour ces deux applications, il sera nécessaire de redéfinir les données d'entrées et notamment les règles de gestion des barrages.

Bibliographie

- Abbaspour, K.C., Johnson, C.A., Genuchten, M.T.v., 2004. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. *Vadose Zone Journal* 3, 1340–1352. URL : <https://pubs.geoscienceworld.org/vzj/article-abstract/3/4/1340/111784/Estimating-Uncertain-Flow-and-Transport-Parameters>, doi :10.2113/3.4.1340.
- Abbaspour, K.C., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., Kløve, B., 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe : Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology* 524, 733–752. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415001985>, doi :10.1016/j.jhydrol.2015.03.027.
- Abbaspour, K.C., Vaghefi, S.A., Srinivasan, R., 2018. A Guideline for Successful Calibration and Uncertainty Analysis for Soil and Water Assessment : A Review of Papers from the 2016 International SWAT Conference. *Water* 10, 6. URL : <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/1/6>, doi :10.3390/w10010006. number : 1 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Agreste Limousin, ., 2014. Atlas agricole. Technical Report. URL : https://draaf.nouvelle-aquitaine.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/atlascomplet_cle054eac.pdf.
- Agreste Nouvelle-Aquitaine, ., 2022. Etudes. Technical Report 32. URL : https://draaf.nouvelle-aquitaine.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/AgresteNA_Etudes_32_Avril2022_Prairies_cle8e5151.pdf.
- Améziane, T., 2000. Développement des micro-organismes phytoplanctoniques et périphtiques en période d'étiage estival dans le fleuve Garonne. PhD Thesis. Toulouse 3.
- Améziane, T., Dauta, A., Le Cohu, R., 2003. Origin and transport of phytoplankton in a large river : The Garonne, France. *Archiv für Hydrobiologie* 156, 385–404. doi :10.1127/0003-9136/2003/0156-0385.
- Aquilina, L., Vergnaud-Ayraud, V., Labasque, T., Bour, O., Molénat, J., Ruiz, L., de Montety, V., De Ridder, J., Roques, C., Longuevergne, L., 2012. Nitrate dynamics in agricultural catchments deduced from groundwater dating and long-term nitrate monitoring in surface- and groundwaters. *Science of The Total Environment* 435-436, 167–178. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712008431>, doi :10.1016/j.scitotenv.2012.06.028.
- Arnold, J., Kiniry, J., Srinivasan, R., Williams, J., Haney, E., Neitsch, S., 2013. SWAT 2012 input/output documentation. Technical Report. Texas Water Resources Institute.
- Arnold, J.G., Allen, P.M., 1999. Automated Methods for Estimating Baseflow and Ground Water Recharge from Streamflow Records1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 35, 411–424. URL : <https://www.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x>, doi :<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x>. _eprint : <https://www.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x>.
- Arnold, J.G., Allen, P.M., Muttiah, R., Bernhardt, G., 1995a. Automated Base Flow Separation and Recession Analysis Techniques. *Ground Water* 33, 1010–1018. URL : <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00046.x>, doi :10.1111/j.1745-6584.1995.tb00046.x.

- Arnold, J.G., Moriasi, D.N., Gassman, P.W., Abbaspour, K.C., White, M.J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R., Van Griensven, A., Van Liew, M.W., others, 2012. SWAT : Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE* 55, 1491–1508. Publisher : American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I : Model Development1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34, 73–89. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>, doi : <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- Arnold, J.G., Williams, J.R., Maidment, D.R., 1995b. Continuous-Time Water and Sediment-Routing Model for Large Basins. *Journal of Hydraulic Engineering* 121, 171–183. URL : <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%290733-9429%281995%29121%3A2%28171%29>, doi : 10.1061/(ASCE)0733-9429(1995)121:2(171).
- Bagnold, R.A., 1977. Bed load transport by natural rivers. *Water Resources Research* 13, 303–312. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/WR013i002p00303>, doi : <https://doi.org/10.1029/WR013i002p00303>. _eprint : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/WR013i002p00303>.
- Barton, L., McLay, C.D.A., Schipper, L.A., Smith, C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils : a review. *Soil Research* 37, 1073. URL : <http://www.publish.csiro.au/?paper=SR99009>, doi : 10.1071/SR99009.
- Bateman, E.J., Baggs, E.M., 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils* 41, 379–388. URL : <http://link.springer.com/10.1007/s00374-005-0858-3>, doi : 10.1007/s00374-005-0858-3.
- Beauchamp, E.G., Trevors, J.T., Paul, J.W., 1989. Carbon Sources for Bacterial Denitrification, in : Stewart, B.A. (Ed.), *Advances in Soil Science : Volume 10*. Springer, New York, NY. *Advances in Soil Science*, pp. 113–142. URL : https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8847-0_3, doi : 10.1007/978-1-4613-8847-0_3.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Arousseau, P., Cotteret, G., 2002. A hydrological model dedicated to topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation : rationale and application to the geomorphology– denitrification relationship. *Hydrological Processes* 16, 493–507. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.327>, doi : 10.1002/hyp.327. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.327>.
- Benoit, M., 2014. Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières : Lixiviation et émissions atmosphériques dans des systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France). *Theses*. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. URL : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01165033>.
- Bernard, P., interministériel de l'évaluation des politiques, C., général du Plan, C., 1994. Les zones humides - Rapport d'évaluation. Paris : La Documentation française. URL : <https://side.developpement-durable.gouv.fr/PAE/doc/SYRACUSE/31278/les-zones-humides-rapport-d-evaluation>.
- Bernard-Jannin, L., 2016. Modélisation du processus de dénitrification dans les eaux souterraines des plaines alluviales. PhD Thesis. Toulouse, INPT.
- Bernard-Jannin, L., Sun, X., Teissier, S., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2017. Spatio-temporal analysis of factors controlling nitrate dynamics and potential denitrification hot spots and hot moments in groundwater of an alluvial floodplain. *Ecological Engineering* 103, 372–384. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857415303438>, doi : 10.1016/j.ecoleng.2015.12.031.

Bibliographie

- Bernhardt, E.S., Blaszczak, J.R., Ficken, C.D., Fork, M.L., Kaiser, K.E., Seybold, E.C., 2017. Control Points in Ecosystems : Moving Beyond the Hot Spot Hot Moment Concept. *Ecosystems* 20, 665–682. URL : <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0103-y>, doi :10.1007/s10021-016-0103-y.
- Beven, K.J., 1993. Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in Water Resources* 16, 41–51. doi :10.1016/0309-1708(93)90028-E.
- Bichot, F., Thinon-Laminach, M., Touchard, F., Bailly, D., 2005. Synthèse hydrogéologique par bassins versants de la Région Poitou-Charentes - Relation nappes-rivières. BRGM.
- Bieger, K., Arnold, J.G., Rathjens, H., White, M.J., Bosch, D.D., Allen, P.M., Volk, M., Srinivasan, R., 2017. Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 53, 115–130. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/1752-1688.12482>, doi :10.1111/1752-1688.12482. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/1752-1688.12482>.
- Biggs, B.J., 1996. Patterns in benthic algae of streams. *Algal ecology : freshwater benthic ecosystems* , 31–56.
- Billen, G., Garnier, J., 1999. Nitrogen transfers through the Seine drainage network : a budget based on the application of the ‘Riverstrahler’ model. *Hydrobiologia* 410, 139–150. URL : <https://doi.org/10.1023/A:1003838116725>, doi :10.1023/A:1003838116725.
- Billen, G., Garnier, J., Gossel, A., Thieu, V., Théry, S., Hénault, C., 2020. Modeling indirect N₂O emissions along the N cascade from cropland soils to rivers. *Biogeochemistry* 148, 207–221. URL : <http://link.springer.com/10.1007/s10533-020-00654-x>, doi :10.1007/s10533-020-00654-x.
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., 1994. Modeling Phytoplankton Development in Whole Drainage Networks - the Riverstrahler Model Applied to the Seine River System. *Hydrobiologia* 289, 119–137. doi :10.1007/BF00007414. wOS :A1994PK72300012.
- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L., 2013. The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea : modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences* 368, 20130123. URL : <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2013.0123>, doi :10.1098/rstb.2013.0123. publisher : Royal Society.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., Benoit, M., 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of The Total Environment* 375, 80–97. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969706009302>, doi :10.1016/j.scitotenv.2006.12.005.
- Billen, G., Garnier, J., Silvestre, M., 2015. A simplified algorithm for calculating benthic nutrient fluxes in river systems. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 51, 37–47. URL : <https://www.limnology-journal.org/articles/limn/abs/2015/01/limn130084/limn130084.html>, doi :10.1051/limn/2014030.
- Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Passy, P., Rioussset, P., de l'eau Seine Normandie, A., 2011a. Programme PIREN-SEINE - La cascade de l'azote dans le bassin de la Seine : comprendre les processus pour inverser les tendances. Programme PIREN-SEINE. URL : <https://side.developpement-durable.gouv.fr/Default/doc/SYRACUSE/223594/programme-piren-seine-la-cascade-de-l-azote-dans-le-bassin-de-la-seine-comprendre-les-processus-pour>. iSSN : 19685734.
- Billen, G., Lancelot, C., Blackburn, T., Sorensen, J., 1988. Modelling benthic nitrogen cycling in temperate coastal ecosystems, in : *Nitrogen Cycling in Coastal Marine*, John Wiley & Sons. pp. 341–378.

- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system : Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security* 3, 209–219. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211912414000315>, doi :10.1016/j.gfs.2014.08.003.
- Billen, G., Ramarson, A., Thieu, V., Théry, S., Silvestre, M., Pasquier, C., Hénault, C., Garnier, J., 2018. Nitrate retention at the river–watershed interface : a new conceptual modeling approach. *Biogeochemistry* 139, 31–51. URL : <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0455-9>, doi :10.1007/s10533-018-0455-9.
- Billen, G., Silvestre, M., Grizzetti, B., Leip, A., Garnier, J., Voss, M., Howarth, R., Bouraoui, F., Lepistö, A., Kortelainen, P., Johnes, P., Curtis, C., Humborg, C., Smedberg, E., Kaste, Ø., Ganeshram, R., Beusen, A., Lancelot, C., 2011b. Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters, in : Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., Van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment : Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 271–297. URL : <https://www.cambridge.org/core/books/european-nitrogen-assessment/nitrogen-flows-from-european-regional-watersheds-to-coastal-marine-waters/D90A89569A26F2D11CBA2DA0449EB6CA>, doi :10.1017/CB09780511976988.016.
- Billy, C., Billen, G., Sebilo, M., Birgand, F., Tournebize, J., Kao, C., 2008. Transfert et rétention d'azote à l'échelle d'un bassin versant agricole artificiellement drainé. Technical Report. irstea.
- Birgand, F., 2000. Quantification and Modeling of In-Stream Processes in Agricultural canals of the lower coastal plain. Theses. North Carolina State University. URL : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00086471>.
- Birgand, F., Skaggs, R.W., Chescheir, G.M., Gilliam, J.W., 2007. Nitrogen Removal in Streams of Agricultural Catchments—A Literature Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 37, 381–487. URL : <https://doi.org/10.1080/10643380600966426>, doi :10.1080/10643380600966426.
- Boithias, L., Sauvage, S., Merlina, G., Jean, S., Probst, J.L., Sánchez Pérez, J.M., 2014a. New insight into pesticide partition coefficient Kd for modelling pesticide fluvial transport : Application to an agricultural catchment in south-western France. *Chemosphere* 99, 134–142. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513014847>, doi :10.1016/j.chemosphere.2013.10.050.
- Boithias, L., Sauvage, S., Srinivasan, R., Leccia, O., Sánchez-Pérez, J.M., 2014b. Application date as a controlling factor of pesticide transfers to surface water during runoff events. *CATENA* 119, 97–103. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816214000915>, doi :10.1016/j.catena.2014.03.013.
- Bonumá, N.B., Rossi, C.G., Arnold, J.G., Reichert, J.M., Minella, J.P., Allen, P.M., Volk, M., 2014. Simulating Landscape Sediment Transport Capacity by Using a Modified SWAT Model. *Journal of Environmental Quality* 43, 55–66. doi :10.2134/jeq2012.0217.
- Bonvallet Garay, S., Sauvage, S., Vervier, P., 2001. Hydromorphological control of phosphorus in a large free-flowing gravel bed river : the Garonne River (France). *Regulated Rivers : Research & Management* 17, 461–472. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rrr.662>, doi :10.1002/rrr.662.
- Bosch, D., Arnold, J., Volk, M., Allen, P., 2010. Simulation of a Low-Gradient Coastal Plain Watershed Using the SWAT Landscape Model. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* 53, 1445–1456. doi :10.13031/2013.34899.

Bibliographie

- Boulêtreau, S., 2007. Déterminisme des fonctions d'accrétion et de détachement du biofilm phototrophe en milieu naturel : études expérimentale et numérique des facteurs de contrôle de la biomasse en rivière. *undefined URL : /paper/D%C3%A9terminisme-des-fonctions-d%27accr%C3%A9tion-et-de-du-en-Boul%C3%AAtreau/7f4faf6fcb32af9c73781aaadf1c6fab0b2c93b5.*
- Boulêtreau, S., Garabétian, F., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2006. Assessing the importance of a self-generated detachment process in river biofilm models. *Freshwater Biology* 51, 901–912. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2006.01541.x>, doi :<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01541.x>.
_eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2427.2006.01541.x>.
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., 2011. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Science of The Total Environment* 409, 4899–4916. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711008394>, doi :<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.015>.
- Bowden, W.B., Glime, J.M., Riis, T., 2007. CHAPTER 18 - Macrophytes and Bryophytes, in : Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (Eds.), *Methods in Stream Ecology (Second Edition)*. Academic Press, San Diego, pp. 381–406. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123329080500255>, doi :[10.1016/B978-012332908-0.50025-5](https://doi.org/10.1016/B978-012332908-0.50025-5).
- Brancotte, V., Vincent, T., 2002. L'INVASION DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE FRANÇAIS PAR LES MOLLUSQUES CORBICULA SPP. MODALITÉ DE COLONISATION ET RÔLE PRÉPONDÉRANT DES CANAUX DE NAVIGATION. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* , 325–337.
- Breard, G., 1990. La Vienne dans la région de Civaux. *Perspectives qualitatives. Norois* 148, 413–430. URL : https://www.persee.fr/doc/noroi_0029-182x_1990_num_148_1_4484, doi :[10.3406/noroi.1990.4484](https://doi.org/10.3406/noroi.1990.4484).
- van Breemen, N., Boyer, E., Goodale, C., Jaworski, N., Paustian, K., Seitzinger, S., Lajtha, K., Mayer, B., van Dam, D., Howarth, R., Nadelhoffer, K., Eve, M., Billen, G., 2002. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57, 267–293. URL : <https://doi.org/10.1023/A:1015775225913>, doi :[10.1023/A:1015775225913](https://doi.org/10.1023/A:1015775225913).
- Briggs, M.A., Lautz, L.K., Hare, D.K., 2014. Residence time control on hot moments of net nitrate production and uptake in the hyporheic zone. *Hydrological Processes* 28, 3741–3751.
- Brighenti, T., Bonuma, N., Grison, F., Mota, A., Kobiyama, M., Chaffe, P., 2019. Two calibration methods for modeling streamflow and suspended sediment with the swat model. *Ecological Engineering* 127, 103–113. doi :[10.1016/j.ecoleng.2018.11.007](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.007).
- Brion, N., Billen, G., 2000. Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems : the case of the River Seine downstream from Paris. *Water Research* 34, 3213–3221. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400000750>, doi :[10.1016/S0043-1354\(00\)00075-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00075-0).
- Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M., Delécolle, R., 1998. STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346. URL : <http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980501>, doi :[10.1051/agro:19980501](https://doi.org/10.1051/agro:19980501). publisher : EDP Sciences.
- Brown, L.C., Barnwell, T.O., Corvallis Environmental Research Laboratory, Estats Units d'Amèrica, Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 1987. *The Enhanced stream water quality models Qual2E and Qual2E-uncas : documentation and user manual*. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory, Athens, Georgia. OCLC : 803309921.

- Brulebois, E., 2016. Impacts du changement climatique sur la disponibilité de la ressource en eau en Bourgogne : aspects quantitatifs et qualitatifs. These de doctorat. Dijon. URL : <http://www.theses.fr/2016DIJ0S027>.
- Burigato Costa, C.M.d.S., da Silva Marques, L., Almeida, A.K., Leite, I.R., de Almeida, I.K., 2019. Applicability of water quality models around the world—a review. *Environmental Science and Pollution Research* URL : <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06637-2>, doi :10.1007/s11356-019-06637-2.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils : how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences* 368, 20130122. URL : <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2013.0122>, doi :10.1098/rstb.2013.0122.
- Böhlke, J.K., Antweiler, R.C., Harvey, J.W., Laursen, A.E., Smith, L.K., Smith, R.L., Voytek, M.A., 2009. Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. *Biogeochemistry* 93, 117–141. URL : <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9282-8>, doi :10.1007/s10533-008-9282-8.
- Cakir, R., 2020. Les fonctions écologiques de régulation des nitrates au sein des bassins versants : des cours d'eau aux territoires. phd. Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier. URL : <http://thesesups.ups-tlse.fr/4729/>.
- Cakir, R., Raimonet, M., Sauvage, S., Paredes-Arquiola, J., Grusson, Y., Roset, L., Meaurio, M., Navarro, E., Sevilla-Callejo, M., Lechuga-Crespo, J.L., Gomiz Pascual, J.J., Bodoque, J.M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020a. Hydrological Alteration Index as an Indicator of the Calibration Complexity of Water Quantity and Quality Modeling in the Context of Global Change. *Water* 12, 115. URL : <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/1/115>, doi :10.3390/w12010115. number : 1 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Cakir, R., Sauvage, S., Gerino, M., Volk, M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020b. Assessment of ecological function indicators related to nitrate under multiple human stressors in a large watershed. *Ecological Indicators* 111, 106016. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X1931012X>, doi :10.1016/j.ecolind.2019.106016.
- Cakir, R., Sauvage, S., Gerino, M., Volk, M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020c. Assessment of ecological function indicators related to nitrate under multiple human stressors in a large watershed. *Ecological Indicators* 111, 106016. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X1931012X>, doi :10.1016/j.ecolind.2019.106016.
- Cakir, R., Sauvage, S., Walcker, R., Gerino, M., Rabot, E., Guirese, M., Sánchez Pérez, J., 2021. Evolution of N-balance with qualitative expert evaluation approach. *Journal of Environmental Management* 291, 112713. doi :10.1016/j.jenvman.2021.112713.
- Carluer, N., 2021. Principaux types de contaminants d'origine agricole entraînés vers les eaux de surface et impacts sur la qualité des milieux. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03620168>.
- Carmichael, W.W., Azevedo, S.M., An, J.S., Molica, R.J., Jochimsen, E.M., Lau, S., Rinehart, K.L., Shaw, G.R., Eaglesham, G.K., 2001. Human fatalities from cyanobacteria : chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives* 109, 663–668. URL : <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.01109663>, doi :10.1289/ehp.01109663.
- Chapman, T., 1999. A comparison of algorithms for stream flow recession and baseflow separation. *Hydrological Processes* 13, 701–714. URL : [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990415\)13:5<701::AID-HYP774>3.0.CO;2-2](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<701::AID-HYP774>3.0.CO;2-2), doi :10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<701::AID-HYP774>3.0.CO;2-2.

Bibliographie

- Chen, Q., Shi, W., Huisman, J., Maberly, S.C., Zhang, J., Yu, J., Chen, Y., Tonina, D., Yi, Q., 2020. Hydropower reservoirs on the upper Mekong River modify nutrient bioavailability downstream. *National Science Review* 7, 1449–1457. URL : <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa026>, doi :10.1093/nsr/nwaa026.
- Chow, V., 1959. *Open-Channel Hydraulics*. MCGraw Hiu .
- Chow, V.T., Maidment, D.R., Larry, W., 1988. *Mays. Applied Hydrology*. International edition, MacGraw-Hill, Inc 149.
- Chu, T., Shirmohammadi, A., 2004. Evaluation of the SWAT Model's Hydrology Component in the Piedmont Physiographic Region of Maryland. *Transactions of the ASAE* 47, 1057–1073. doi :10.13031/2013.16579.
- Clay, D.E., Clay, S.A., Moorman, T.B., Brix-Davis, K., Scholes, K.A., Bender, A.R., 1996. Temporal variability of organic C and nitrate in a shallow aquifer. *Water Research* 30, 559–568. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135495001980>, doi :10.1016/0043-1354(95)00198-0.
- Clément, J.C., Pinay, G., Marmonier, P., 2002. Seasonal Dynamics of Denitrification along Topohydrosequences in Three Different Riparian Wetlands. *Journal of Environmental Quality* 31, 1025–1037. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2002.1025>, doi :10.2134/jeq2002.1025. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2134/jeq2002.1025>.
- Cole, T., Wells, S., 2006. CE-QUAL-W2 : A Two-dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.5. Civil and Environmental Engineering Faculty Publications and Presentations URL : https://pdxscholar.library.pdx.edu/cengin_fac/130.
- Commissariat général au développement durable, 2015. *Sols et environnement Chiffres clés Édition 2015* , 108.
- Coularis, C., 2016. *Dynamique et transfert du carbone dans le bassin versant de la Loire : Traçage par les isotopes du carbone*. thesis. Université Paris-Saclay (ComUE). URL : <http://www.theses.fr/2016SACLS132>.
- Conseil Départemental de la Creuse, ., 2017. *La qualite des cours d'eau de la Creuse*. URL : https://www.creuse.fr/IMG/pdf/la_qualite_des_cours_d_eau_de_la_creuse_2016.pdf.
- Dausse, A., Mérot, P., 2014. *Cycle et abattement de l'azote dans les zones humides*. URL : http://www.zoneshumides29.fr/telechargement/FMA_Formation_N_dans_ZH.pdf.
- Davidson, E.A., 1993. Soil Water Content and the Ratio of Nitrous Oxide to Nitric Oxide Emitted from Soil, in : Oremland, R.S. (Ed.), *Biogeochemistry of Global Change : Radiatively Active Trace Gases Selected Papers from the Tenth International Symposium on Environmental Biogeochemistry*, San Francisco, August 19–24, 1991. Springer US, Boston, MA, pp. 369–386. URL : https://doi.org/10.1007/978-1-4615-2812-8_20, doi :10.1007/978-1-4615-2812-8_20.
- De Klein, C.A.M., Van Logtestijn, R.S.P., 1996. Denitrification in grassland soils in The Netherlands in relation to irrigation, N-application rate, soil water content and soil temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 231–237. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003807179500131X>, doi :10.1016/0038-0717(95)00131-X.
- Debele, B., Srinivasan, R., Parlange, J.Y., 2008. Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environmental Modeling & Assessment* 13, 135–153. URL : <https://doi.org/10.1007/s10666-006-9075-1>, doi :10.1007/s10666-006-9075-1.

- Delmas, F., Ameziane, T., Beuffe, H., Dalger, D., Dauta, A., Garabetian, F., Sauvage, S., Teissier, S., Torre, M., Vervier, P., 1999. GIS ECOBAG : Programme P1 Hydro-écologie du fleuve Garonne à l'étiage : évaluation de la capacité d'assimilation de l'hydrosystème Garonne à l'étiage, contribution à sa modélisation hydro-écologique. Technical Report. Cemagref.
- Descy, J.P., Leitao, M., Everbecq, E., Smitz, J.S., Delière, J.F., 2012. Phytoplankton of the River Loire, France : a biodiversity and modelling study. *Journal of Plankton Research* 34, 120–135. URL : <https://academic.oup.com/plankt/article/34/2/120/1390035>, doi :10.1093/plankt/fbr085. publisher : Oxford Academic.
- Desmit, X., Lacroix, G., Thieu, V., Menesguen, A., Dulière, V., Campuzano, F., Billen, G., Neves, R., Lancelot, C., Gypens, N., Dussauze, M., Garnier, J., Silvestre, M., Passy, P., Lassaletta, L., Guittard, G., Théry, S., Thouvenin, B., Garcia, C., Pinto, L., Sobrinho, J., Mateus, M., Ascione Kenov, I., 2015. EMOSEM Final Report - Ecosystem Models as Support to Eutrophication Management In the North Atlantic Ocean URL : <https://archimer.ifremer.fr/doc/00292/40301/>.
- Desmit, X., Thieu, V., Billen, G., Campuzano, F., Dulière, V., Garnier, J., Lassaletta, L., Ménesguen, A., Neves, R., Pinto, L., Silvestre, M., Sobrinho, J.L., Lacroix, G., 2018. Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Science of The Total Environment* 635, 1444–1466. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718313603>, doi :10.1016/j.scitotenv.2018.04.181.
- Di Luzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J.G., Neitsch, S.L., 2002. ArcView Interface for SWAT 2000. Technical Report. Texas Water Resources Institute. URL : <https://oaktrust.library.tamu.edu/handle/1969.1/191017>. accepted : 2020-10-28T14 :35 :14Z.
- Di Toro, D., Fitzpatrick, J., Thomann, R., 1983. Documentation for Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) .
- Dile, Y.T., 2016. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. *Environmental Modelling* , 10.
- Du, X., Zhang, X., Mukundan, R., Hoang, L., Owens, E.M., 2019. Integrating terrestrial and aquatic processes toward watershed scale modeling of dissolved organic carbon fluxes. *Environmental Pollution* 249, 125–135. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118344865>, doi :10.1016/j.envpol.2019.03.014.
- Dufay, O., Garnier, J., Billen, G., 2000. Les macrophytes dans les petits cours d'eau (ordres 1 à 5) du bassin de la Seine. Rapport technique, PIREN Seine .
- Duff, J.H., Triska, F.J., Oremland, R.S., 1984. Denitrification Associated with Stream Periphyton : Chamber Estimates from Undisrupted Communities. *Journal of Environmental Quality* 13, 514–518. URL : <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1984.00472425001300040002x>, doi :<https://doi.org/10.2134/jeq1984.00472425001300040002x>.
- Dugan, P., 1990. Wetland conservation : a review of current issues and required action. IUCN, Gland, Switzerland. URL : <https://portals.iucn.org/library/node/6048>.
- Duncan, J.M., 2014. Spatial and temporal scaling of nitrogen cycling and export : Resolving three paradoxes for a forested Piedmont watershed. PhD Thesis. The University of North Carolina at Chapel Hill.
- Duncan, J.M., Groffman, P.M., Band, L.E., 2013. Towards closing the watershed nitrogen budget : Spatial and temporal scaling of denitrification. *Journal of Geophysical Research : Biogeosciences* 118, 1105–1119. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/jgrg.20090>, doi :<https://doi.org/10.1002/jgrg.20090>.

Bibliographie

- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J.M., Garnier, J., Moatar, F., Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 48, 396–407. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X14003628>, doi :10.1016/j.ecolind.2014.08.007.
- Durand, P., Breuer, L., Johnes, P.J., Billen, G., Butturini, A., Pinay, G., van Grinsven, H., Garnier, J., Rivett, M., Reay, D.S., Curtis, C., Siemens, J., Maberly, S., Kaste, Ø., Humborg, C., Loeb, R., de Klein, J., Hejzlar, J., Skoulikidis, N., Kortelainen, P., Lepistö, A., Wright, R., 2011. Nitrogen processes in aquatic ecosystems, in : Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 126–146. URL : https://www.cambridge.org/core/product/identififier/CB09780511976988A024/type/book_part, doi :10.1017/CB09780511976988.010.
- Durand, Y., Brun, E., Merindol, L., Guyomarc'h, G., Lesaffre, B., Martin, E., 1993. A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciology* 18, 65–71. doi :10.3189/S0260305500011277.
- Eckhardt, K., 2008. A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology* 352, 168–173. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169408000310>, doi :10.1016/j.jhydrol.2008.01.005.
- Eckhardt, K., Haverkamp, S., Fohrer, N., Frede, H.G., 2002. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27, 641–644. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1474706502000487>, doi :10.1016/S1474-7065(02)00048-7.
- Ekdal, A., Gürel, M., Guzel, C., Erturk, A., Tanik, A., Gonenc, I.E., 2011. Application of WASP and SWAT models for a Mediterranean Coastal Lagoon with Limited Seawater Exchange. *Journal of Coastal Research* , 1023–1027 URL : <http://www.jstor.org/stable/26482328>.
- Epelde, A.M., Antiguada, I., Brito, D., Jauch, E., Neves, R., Garneau, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2016. Different modelling approaches to evaluate nitrogen transport and turnover at the watershed scale. *Journal of Hydrology* 539, 478–494. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169416303432>, doi :10.1016/j.jhydrol.2016.05.066.
- Epelde, A.M., Cerro, I., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., Srinivasan, R., Antiguada, I., 2015. Application of the SWAT model to assess the impact of changes in agricultural management practices on water quality. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* 60, 825–843. doi :10.1080/02626667.2014.967692. wOS :000354624000004.
- EPTB Vienne, ., 2006a. Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin de la Vienne - Diagnostic et objectifs. Technical Report. URL : https://www.gesteau.fr/sites/default/files/gesteau/content_files/document/doc_SAGE04016-1227023340.pdf.
- EPTB Vienne, ., 2006b. Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin de la Vienne – Plan d'aménagement et de gestion durable de la ressource en eau et des milieux aquatiques. Technical Report. URL : http://www.eptb-vienne.fr/IMG/pdf/SAGE-Vienne_PAGD.pdf.
- EPTB Vienne, ., 2011. Le Tableau de Bord du Bassin de la Vienne. Technical Report. URL : http://www.eptb-vienne.fr/IMG/pdf/TB_Bassin_Vienne_2011_web.pdf.
- EPTB Vienne, ., 2017. Diagnostic des pollutions organiques du bassin de la Creuse - Phase 1A : Etude documentaire. Technical Report. URL : <http://www.eptb-vienne.fr/IMG/pdf/PHASE1Aweb.pdf>.

- EPTB Vienne, ., 2021. Etude quantité globale sur la partie aval du bassin de la Creuse et proposition de répartition de volumes d'eau par usage Phase 1 | Etat des lieux – Sectorisation du territoire d'étude en unités de gestion. Technical Report.
- EPTB Vienne, ., 2022. Etude « Hydrologie Milieux Usages Climat » (H.M.U.C.) pour la mise en oeuvre du SAGE Clain Phase 1 – Analyse du fonctionnement hydro(géo)logique du bassin en régimes influencé et désinfluencé des usages anthropiques. Technical Report.
- Eris, E., Wittenberg, H., 2015. Estimation of baseflow and water transfer in karst catchments in Mediterranean Turkey by nonlinear recession analysis. *Journal of Hydrology* 530, 500–507. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415007763>, doi :10.1016/j.jhydrol.2015.10.017.
- Eulin, A., 1997. Eulin (1997)-Thèse-Les communautés de diatomées épilithiques de la Garonne – Répartition naturelle et étude expérimentale in situ de la dynamique de colonisation sur substrat artificiel. Ph.D. thesis. Université Toulouse III Paul Sabatier.
- Eulin, A., Le Cohu, R., 1998. Epilithic diatom communities during the colonization of artificial substrates in the River Garonne (France). Comparison with the natural communities. *Archiv für Hydrobiologie* , 79–106 URL : https://www.schweizerbart.de/papers/archiv_hydrobiologie/detail/143/86221/Epilithic_diatom_communities_during_the_colonization_of_artificial_substrates_in_the_River_Garonne_France_Comparis_on_with_the_natural_communities, doi :10.1127/archiv-hydrobiol/143/1998/79. publisher : Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Even, S., 1995. Modelisation du fonctionnement d'un ecosysteme fluvial : la seine le modele prose. Thèse de doctorat. Paris, ENMP. URL : <http://www.theses.fr/1995ENMP0602>.
- Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikoff, A., Coste, M., 1998. River ecosystem modelling : Application of the PROSE model to the Seine river (France), in : Amiard, J.C., Le Rouzic, B., Berthet, B., Bertru, G. (Eds.), *Oceans, Rivers and Lakes : Energy and Substance Transfers at Interfaces*, Springer Netherlands, Dordrecht. pp. 27–45. doi :10.1007/978-94-011-5266-2_3.
- Evenson, G.R., Golden, H.E., Lane, C.R., D'Amico, E., 2016. An improved representation of geographically isolated wetlands in a watershed-scale hydrologic model. *Hydrological Processes* 30, 4168–4184. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.10930>, doi :10.1002/hyp.10930. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.10930>.
- Evenson, G.R., Golden, H.E., Lane, C.R., D'Amico, E., 2015. Geographically isolated wetlands and watershed hydrology : A modified model analysis. *Journal of Hydrology* 529, 240–256. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415005454>, doi :10.1016/j.jhydrol.2015.07.039.
- Fabre, C., 2019. Rôle des zones humides alluviales dans la régulation des flux de nitrates et de carbone organique vers les eaux de surface à l'échelle des bassins versants. PhD Thesis. Toulouse, INPT. URL : <http://www.theses.fr/2019INPT0145/document>.
- Fabre, C., Sauvage, S., Guilhen, J., Cakir, R., Gerino, M., Sánchez-Pérez, J.M., 2020a. Daily denitrification rates in floodplains under contrasting pedo-climatic and anthropogenic contexts : modelling at the watershed scale. *Biogeochemistry* URL : <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00677-4>, doi :10.1007/s10533-020-00677-4.
- Fabre, C., Sauvage, S., Probst, J.L., Sánchez-Pérez, J.M., 2020b. Global-scale daily riverine DOC fluxes from lands to the oceans with a generic model. *Global and Planetary Change* 194, 103294. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921818120301855>, doi :10.1016/j.gloplacha.2020.103294.

Bibliographie

- Fabre, C., Sauvage, S., Tananaev, N., Noel, G.E., Teisserenc, R., Probst, J.L., Perez, J.M.S., 2019. Assessment of sediment and organic carbon exports into the Arctic ocean : The case of the Yenisei River basin. *Water Research* 158, 118–135. doi :10.1016/j.watres.2019.04.018. wOS :000470047700011.
- Femeena, P.V., Chaubey, I., Aubeneau, A., McMillan, S.K., Wagner, P.D., Fohrer, N., 2020. An improved process-based representation of stream solute transport in the soil and water assessment tools. *Hydrological Processes* 34, 2599–2611. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.13751>, doi :<https://doi.org/10.1002/hyp.13751>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.13751>.
- Fenicia, F., Savenije, H.H.G., Matgen, P., Pfister, L., 2006. Is the groundwater reservoir linear ? Learning from data in hydrological modelling. *Hydrology and Earth System Sciences* 10, 139–150. URL : <https://hess.copernicus.org/articles/10/139/2006/>, doi :10.5194/hess-10-139-2006.
- Fennel, K., Brady, D., DiToro, D., Fulweiler, R.W., Gardner, W.S., Giblin, A., McCarthy, M.J., Rao, A., Seitzinger, S., Thouvenot-Korppoo, M., Tobias, C., 2009. Modeling denitrification in aquatic sediments. *Biogeochemistry* 93, 159–178. URL : <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9270-z>, doi :10.1007/s10533-008-9270-z.
- Ferrant, S., 2009. Modélisation agro-hydrologique des transferts de nitrates à l'échelle des bassins versants agricoles gascons. phd. Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier. URL : <http://thesesups.ups-tlse.fr/779/>.
- Ferrant, S., Oehler, F., Durand, P., Ruiz, L., Salmon-Monviola, J., Justes, E., Dugast, P., Probst, A., Probst, J.L., Sanchez-Perez, J.M., 2011. Understanding nitrogen transfer dynamics in a small agricultural catchment : Comparison of a distributed (TNT2) and a semi distributed (SWAT) modeling approaches. *Journal of Hydrology* 406, 1–15. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411003441>, doi :10.1016/j.jhydrol.2011.05.026.
- Fisher, J., Acreman, M.C., 2004. Wetland nutrient removal : a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* 8, 673–685. URL : <https://hess.copernicus.org/articles/8/673/2004/>, doi :<https://doi.org/10.5194/hess-8-673-2004>. publisher : Copernicus GmbH.
- Flipo, N., 2005. Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières : Application au bassin du Grand Morin. phdthesis. École Nationale Supérieure des Mines de Paris. URL : <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00001432>.
- Flipo, N., Even, S., Poulin, M., Tusseau-Vuillemin, M.H., Ameziane, T., Dauta, A., 2004. Biogeochemical modelling at the river scale : plankton and periphyton dynamics : Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling* 176, 333–347. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380004000973>, doi :10.1016/j.ecolmodel.2004.01.012.
- Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M.A., Cape, J.N., Reis, S., Sheppard, L.J., Jenkins, A., Grizzetti, B., Galloway, J.N., Vitousek, P., Leach, A., Bouwman, A.F., Butterbach-Bahl, K., Dentener, F., Stevenson, D., Amann, M., Voss, M., 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences* 368, 20130164. URL : <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2013.0164>, doi :10.1098/rstb.2013.0164. publisher : Royal Society.
- Francesconi, W., Srinivasan, R., Pérez-Miñana, E., Willcock, S.P., Quintero, M., 2016. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to model ecosystem services : A systematic review. *Journal of Hydrology* 535, 625–636. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169416000524>, doi :10.1016/j.jhydrol.2016.01.034.

- Franco, A.C.L., Oliveira, D.Y.d., Bonumá, N.B., 2020. Comparison of single-site, multi-site and multi-variable SWAT calibration strategies. *Hydrological Sciences Journal* 65, 2376–2389. URL : <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1810252>, doi :10.1080/02626667.2020.1810252. publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1810252>.
- Friedl, G., Wüest, A., 2002. Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64, 55–65. URL : <https://doi.org/10.1007/s00027-002-8054-0>, doi :10.1007/s00027-002-8054-0.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53, 341–356. URL : <https://academic.oup.com/bioscience/article/53/4/341/250178>, doi :10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2.
- García-ruiz, Pattinson, Whitton, 1998. Denitrification in river sediments : relationship between process rate and properties of water and sediment. *Freshwater Biology* 39, 467–476. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.1998.00295.x>, doi :10.1046/j.1365-2427.1998.00295.x.
- Garnier, J., Billen, G., 1994. Ecological interactions in a shallow sand-pit lake (Lake Créteil, Parisian Basin, France) : a modelling approach. *Hydrobiologia* 275, 97–114. URL : <https://doi.org/10.1007/BF00026703>, doi :10.1007/BF00026703.
- Garnier, J., Billen, G., Akopian, M., Némery, J., Pinault, S., Desruelle, M., Dufayt, O., Flipo, N., Even, S., Poulin, M., 2002a. Développement des peuplements végétaux dans le Bassin de la Marne : Dynamique des nutriments et eutrophisation. Contrôle par les organismes filtreurs. Rapport synthèse Piren-Seine. 1998-2001 .
- Garnier, J., Billen, G., Coste, M., 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River : Observation and modeling. *Limnology and Oceanography* 40, 750–765. URL : <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.1995.40.4.0750>, doi :10.4319/lo.1995.40.4.0750.
- Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y., Soulie, M., 2002b. Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 285–308. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771400906486>, doi :10.1006/ecss.2000.0648.
- Garnier, J., Billen, G., Palfner, L., 1999a. Understanding the oxygen budget and related ecological processes in the river Mosel : the RIVERSTRAHLER approach, in : Garnier, J., Mouchel, J.M. (Eds.), *Man and River Systems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 151–166. URL : http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-2163-9_17, doi :10.1007/978-94-017-2163-9_17.
- Garnier, J., Billen, G., Sanchez, N., Leporcq, B., 2000a. Ecological functioning of the Marne reservoir (upper Seine basin, France). *Regulated Rivers : Research & Management* 16, 51–71. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/%28SICI%291099-1646%2820001/02%2916%3A1%3C51%3A%3AAID-RRR571%3E3.0.CO%3B2-I>, doi :10.1002/(SICI)1099-1646(20001/02)16:1<51::AID-RRR571>3.0.CO;2-I.
- Garnier, J., Billen, G., Sanchez, N., Leporcq, B., 2000b. Ecological functioning of the Marne reservoir (upper Seine basin, France) , 21.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, 1999b. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine basin (France). *Biogeochemistry* 47, 119–146. URL : <https://doi.org/10.1007/BF00994919>, doi :10.1007/BF00994919.

Bibliographie

- Garnier, J., Ramarson, A., Billen, G., They, S., Thiery, D., Thieu, V., Minaudo, C., Moatar, F., 2018a. Nutrient inputs and hydrology together determine biogeochemical status of the Loire River (France) : Current situation and possible future scenarios. *Science of the Total Environment* 637, 609–624. doi :10.1016/j.scitotenv.2018.05.045. place : Amsterdam Publisher : Elsevier Science Bv WOS :000436605400059.
- Garnier, J., Ramarson, A., Thieu, V., Némery, J., Théry, S., Billen, G., Coynel, A., 2018b. How can water quality be improved when the urban waste water directive has been fulfilled? A case study of the Lot river (France). *Environmental Science and Pollution Research* 25. doi :10.1007/s11356-018-1428-1.
- Gassman, P., Reyes, M., Green, C., Arnold, J., 2007. The Soil and Water Assessment Tool : Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the ASABE* 50, 1211–1250. URL : https://lib.dr.iastate.edu/econ_las_pubs/28, doi :10.13031/2013.23637.
- Gassman, P.W., Sadeghi, A.M., Srinivasan, R., 2014. Applications of the SWAT Model Special Section : Overview and Insights. *Journal of Environmental Quality* 43, 1–8. doi :10.2134/jeq2013.11.0466. wOS :000330463600001.
- Ghimire, U., Shrestha, N.K., Biswas, A., Wagner-Riddle, C., Yang, W., Prasher, S., Rudra, R., Daggupati, P., 2020. A Review of Ongoing Advancements in Soil and Water Assessment Tool (SWAT) for Nitrous Oxide (N₂o) Modeling. *Atmosphere* 11, 450. URL : <https://www.mdpi.com/2073-4433/11/5/450>, doi :10.3390/atmos11050450.
- Green, W.H., Ampt, G.A., 1911. Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science* 4, 1–24. URL : <https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-agricultural-science/article/studies-on-soil-physics/6EE03D61E70FCEFD6EAE4D59BFCC1FF9>, doi :10.1017/S0021859600001441. publisher : Cambridge University Press.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Aloe, A., 2012. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18, 769–782. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2011.02576.x>, doi :10.1111/j.1365-2486.2011.02576.x. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1365-2486.2011.02576.x>.
- Groffman, P.M., 2012. Terrestrial denitrification : challenges and opportunities. *Ecological Processes* 1, 1–11. Publisher : SpringerOpen.
- Groffman, P.M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R.W., Gold, A.J., Morse, J.L., Stander, E.K., Tague, C., Tonitto, C., Vidon, P., 2009. Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry* 93, 49–77.
- Groffman, P.M., Gold, A.J., Simmons, R.C., 1992. Nitrate Dynamics in Riparian Forests : Microbial Studies. *Journal of Environmental Quality* 21, 666–671. URL : <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1992.00472425002100040022x>, doi :<https://doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100040022x>.
- Grunwald, S., Qi, C., 2006. Gis-Based Water Quality Modeling in the Sandusky Watershed, Ohio, Usa1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42, 957–973. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.2006.tb04507.x>, doi :10.1111/j.1752-1688.2006.tb04507.x.
- Grusson, Y., 2016. Modélisation de l'évolution hydroclimatique des flux et stocks d'eau verte et d'eau bleue du bassin versant de la Garonne. thesis. Toulouse, INPT. URL : <http://www.theses.fr/2016INPT0035>.
- Gu, C., Anderson, W., Maggi, F., 2012. Riparian biogeochemical hot moments induced by stream fluctuations. *Water Resources Research* 48. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2011WR011720>, doi :<https://doi.org/10.1029/2011WR011720>.

- Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria : Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 377, 80–91. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169409004843>, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.08.003.
- Guse, B., Reusser, D.E., Fohrer, N., 2014. How to improve the representation of hydrological processes in SWAT for a lowland catchment – temporal analysis of parameter sensitivity and model performance. *Hydrological Processes* 28, 2651–2670. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.9777>, doi :10.1002/hyp.9777. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.9777>.
- Haas, M.B., Guse, B., Pfannerstill, M., Fohrer, N., 2016. A joined multi-metric calibration of river discharge and nitrate loads with different performance measures. *Journal of Hydrology* 536, 534–545. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169416301068>, doi :10.1016/j.jhydrol.2016.03.001.
- Halliday, S., Wade, A., Skeffington, R., Neal, C., Reynolds, B., Rowland, P., Neal, M., Norris, D., 2011. An analysis of long-term trends, seasonality and short-term dynamics in water quality data for Plynlimon, Wales. *The Science of the total environment* 434, 186–200. doi :10.1016/j.scitotenv.2011.10.052.
- Hamrick, J., 1992. A Three-Dimensional Environmental Fluid Dynamics Computer Code : Theoretical and computational aspects. Reports URL : <https://scholarworks.wm.edu/reports/715>, doi :<https://doi.org/10.21220/V5TT6C>.
- Hargreaves, G.L., Hargreaves, G.H., Riley, J.P., 1985. Agricultural benefits for Senegal River basin. *Journal of irrigation and Drainage Engineering* 111, 113–124. Publisher : American Society of Civil Engineers.
- Harmel, R., Smith, P., Migliaccio, K., 2010. Modifying Goodness-of-Fit Indicators to Incorporate Both Measurement and Model Uncertainty in Model Calibration and Validation. *Transactions of the ASABE* 53. doi :10.13031/2013.29502.
- Hawtree, D., 2017. Using Multi-Criteria Calibration Methods to Estimate Nitrate Pollution in a Large Basin with Limited Data .
- Haycock, N.E.S.C.U.K.C.I.o.T., Pinay, G., Walker, C., 1993. Nitrogen retention in river corridors : European perspective. *Ambio (Sweden)* URL : <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=SE9410065>.
- Heinen, M., 2006. Simplified denitrification models : Overview and properties. *Geoderma* 133, 444–463. doi :10.1016/j.geoderma.2005.06.010. wOS :000238981300024.
- Her, Y., Frankenberger, J., Chaubey, I., Srinivasan, R., 2015. Threshold Effects in HRU Definition of the Soil and Water Assessment Tool. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* 58, 367–378. doi :10.13031/trans.58.10805.
- Hill, A.R., 1996. Nitrate Removal in Stream Riparian Zones. *Journal of Environmental Quality* 25, 743–755. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1996.00472425002500040014x>, doi :10.2134/jeq1996.00472425002500040014x.
- Hirsch, R.M., Slack, J.R., Smith, R.A., 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research* 18, 107–121. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/WR018i001p00107>, doi :<https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107>. _eprint : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/WR018i001p00107>.
- Hoang, L., van Griensven, A., Mynett, A., 2017. Enhancing the SWAT model for simulating denitrification in riparian zones at the river basin scale. *Environmental Modelling & Software* 93, 163–179. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815217303183>, doi :10.1016/j.envsoft.2017.03.017.

Bibliographie

- Houser, J., Hauck, L., 2002. Analysis of the In-stream Water Quality Component of SWAT (Soil Water Assessment Tool), in : Total Maximum Daily Load (TMDL) : Environmental Regulations, Proceedings of 2002 Conference, American Society of Agricultural and Biological Engineers. p. 52.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., others, 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean : Natural and human influences, in : Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its watersheds. Springer, pp. 75–139.
- Huang, J., Gao, J., Liu, J., Zhang, Y., 2013. State and parameter update of a hydrodynamic-phytoplankton model using ensemble Kalman filter. *Ecological Modelling* 263, 81–91. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380013002469>, doi :10.1016/j.ecolmodel.2013.04.022.
- Iribar, A., 2007. Composition des communautés bactériennes dénitrifiantes au sein d'un aquifère alluvial et facteurs contrôlant leur structuration : relation entre structure des communautés et dénitrification. PhD Thesis. Toulouse 3.
- Iribar, A., Sánchez-Pérez, J.M., Lyautey, E., Garabétian, F., 2008. Differentiated free-living and sediment-attached bacterial community structure inside and outside denitrification hotspots in the river-groundwater interface. *Hydrobiologia* 598, 109–121. URL : <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9143-9>, doi :10.1007/s10750-007-9143-9.
- Jerbi, N.A.G., 2015. Eutrophisation et dynamique du phosphore et de l'azote en Seine : un nouveau contexte suite à l'amélioration du traitement des eaux usées. phdthesis. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. URL : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01241278>.
- Johnson, K.A., Goody, R.S., 2011. The Original Michaelis Constant : Translation of the 1913 Michaelis-Menten Paper. *Biochemistry* 50, 8264–8269. URL : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3381512/>, doi :10.1021/bi201284u.
- Johnston, C., Detenbeck, N., Niemi, G., 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry* 10. URL : <http://link.springer.com/10.1007/BF00002226>, doi :10.1007/BF00002226.
- Jones, J.B., Holmes, R.M., 1996. Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 11, 239–242. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0169534796100136>, doi :10.1016/0169-5347(96)10013-6.
- Jukić, D., Denić-Jukić, V., 2006. Nonlinear kernel functions for karst aquifers. *Journal of Hydrology* 328, 360–374. doi :10.1016/j.jhydrol.2005.12.030.
- Jégo, G., Martínez, M., Antigüedad, I., Launay, M., Sanchez-Pérez, J.M., Justes, E., 2008. Evaluation of the impact of various agricultural practices on nitrate leaching under the root zone of potato and sugar beet using the STICS soil-crop model. *Science of The Total Environment* 394, 207–221. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708000478>, doi :<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.021>.
- Kalin, L., Hantush, M., 2006. Hydrologic Modeling of an Eastern Pennsylvania Watershed with NEXRAD and Rain Gauge Data. *Journal of Hydrologic Engineering - J HYDROL ENG* 11. doi :10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:6(555).
- Kemanian, A.R., Julich, S., Manoranjan, V.S., Arnold, J.R., 2011. Integrating soil carbon cycling with that of nitrogen and phosphorus in the watershed model SWAT : Theory and model testing. *Ecological Modelling* 222, 1913–1921. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380011001402>, doi :10.1016/j.ecolmodel.2011.03.017.

- Kemanian, A.R., Stöckle, C.O., 2010. C-Farm : A simple model to evaluate the carbon balance of soil profiles. *European Journal of Agronomy* 32, 22–29. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1161030109000768>, doi :10.1016/j.eja.2009.08.003.
- Kendall, M.G., 1975. Rank correlation methods. 4th ed., 2d impression ed., Griffin, London. OCLC : 3827024.
- Kim, N., Shin, A., 2011. Modification of the Channel BOD Simulation Scheme in SWAT for Korean TMDL Application. *Transactions of the ASABE* 54, 1739–1747. doi :10.13031/2013.39839.
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424–425, 264–277. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169412000431>, doi :10.1016/j.jhydrol.2012.01.011.
- Knisel, W.G., 1980. CREAMS : A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. 26, Department of Agriculture, Science and Education Administration.
- Knoben, W.J.M., Freer, J.E., Woods, R.A., 2019. Technical note : Inherent benchmark or not ? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences* 23, 4323–4331. URL : <https://hess.copernicus.org/articles/23/4323/2019/>, doi :10.5194/hess-23-4323-2019.
- Knowles, R., 1982. Denitrification. *Microbiological reviews* 46, 43–70.
- Knowles, R., 1996. Denitrification : microbiology and ecology. *Life Support & Biosphere Science* 3, 31–34.
- Kodoatie, R.J., 1999. Sediment transport relations in alluvial channels. Colorado State University.
- Korom, S.F., 1992. Natural denitrification in the saturated zone : A review. *Water Resources Research* 28, 1657–1668. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/92WR00252>, doi :10.1029/92WR00252.
- Kouchi, D.H., Esmaili, K., Faridhosseini, A., Sanaeinejad, S.H., Khalili, D., Abbaspour, K.C., 2017. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. *Water* 9, 384. URL : <http://www.mdpi.com/2073-4441/9/6/384>, doi :10.3390/w9060384.
- Koycegiz, C., Buyukyildiz, M., Kumcu, S.Y., 2021. Spatio-temporal analysis of sediment yield with a physically based model for a data-scarce headwater in Konya Closed Basin, Turkey. *Water Supply* 21, 1752–1763. URL : <https://doi.org/10.2166/ws.2021.016>, doi :10.2166/ws.2021.016.
- Kraft, B., Strous, M., Tegetmeyer, H.E., 2011. Microbial nitrate respiration–genes, enzymes and environmental distribution. *Journal of Biotechnology* 155, 104–117. doi :10.1016/j.jbiotec.2010.12.025.
- Krause, P., Boyle, D., Bäse, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in geosciences* 5, 89–97. Publisher : Copernicus GmbH.
- Krause, S., Hannah, D.M., Fleckenstein, J.H., Heppell, C.M., Kaeser, D., Pickup, R., Pinay, G., Robertson, A.L., Wood, P.J., 2011. Inter-disciplinary perspectives on processes in the hyporheic zone. *Ecohydrology* 4, 481–499. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eco.176>, doi :10.1002/eco.176.
- Krysanova, V., Arnold, J.G., 2008. Advances in ecohydrological modelling with SWAT—a review. *Hydrological Sciences Journal* 53, 939–947. URL : <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1623/hysj.53.5.939>, doi :10.1623/hysj.53.5.939.

Bibliographie

- Krysanova, V., White, M., 2015. Advances in water resources assessment with SWAT—an overview. *Hydrological Sciences Journal* 60, 771–783. URL : <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1029482>, doi :10.1080/02626667.2015.1029482. publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1029482>.
- L211-1, A., 2006. Article L211-1 - Code de l'environnement. URL : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006832982/2006-12-31.
- Lancelot, C., Veth, C., Mathot, S., 1991. Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddell sea sector of the Southern Ocean during spring 1988. *Journal of Marine Systems* 2, 333–346. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0924796391900402>, doi :10.1016/0924-7963(91)90040-2.
- Le, T.P.Q., Billen, G., Garnier, J., Théry, S., Ruelland, D., Anh, N., Minh, C., 2010. Nutrient (N, P, Si) transfers in the subtropical Red River system (China and Vietnam) : Modelling and budget of nutrient sources and sinks. *Journal of Asian Earth Sciences* 37. doi :10.1016/j.jseas.2009.08.010.
- Le Bas, C., 2018. Carte de la Réserve Utile en eau issue de la Base de Données Géographique des Sols de France. URL : <https://data.inrae.fr/citation?persistentId=doi:10.15454/JPB9RB>, doi :10.15454/JPB9RB. type : dataset.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Etrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A., Pinay, G., 2019. Eutrophication : A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment* 651, 1–11. doi :10.1016/j.scitotenv.2018.09.139. patent Number : 1 Place : Amsterdam Publisher : Elsevier WOS :000447915400001.
- Le Noë, J., Billen, G., Garnier, J., 2017. How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes : The generalized representation of agro-food system applied at the regional scale in France. *Science of The Total Environment* 586, 42–55. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717302814>, doi :10.1016/j.scitotenv.2017.02.040.
- Lechuga-Crespo, J.L., Sauvage, S., Ruiz-Romera, E., George, C., Sánchez-Pérez, J.M., 2021a. SWATLitho : A hydrogeochemical model to estimate daily geochemical loads at the catchment scale. *Environmental Modelling & Software* 135, 104893. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815220309506>, doi :10.1016/j.envsoft.2020.104893.
- Lechuga-Crespo, J.L., Sauvage, S., Ruiz-Romera, E., van Vliet, M.T.H., Probst, J.L., Fabre, C., Sánchez-Pérez, J.M., 2021b. Global carbon sequestration through continental chemical weathering in a climatic change context. *Scientific Reports* 11, 23588. URL : <https://www.nature.com/articles/s41598-021-02891-y>, doi :10.1038/s41598-021-02891-y. bandiera_abtest : a Cc_license_type : cc_by Cg_type : Nature Research Journals Number : 1 Primary_atype : Research Publisher : Nature Publishing Group Subject_term : Biogeochemistry ;Element cycles Subject_term_id : biogeochemistry ;element-cycles.
- Lee, S., Yeo, I.Y., Lang, M.W., McCarty, G.W., Sadeghi, A.M., Sharifi, A., Jin, H., Liu, Y., 2019. Improving the catchment scale wetland modeling using remotely sensed data. *Environmental Modelling & Software* 122, 104069. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815216307125>, doi :10.1016/j.envsoft.2017.11.001.
- Lee, S., Yeo, I.Y., Lang, M.W., Sadeghi, A.M., McCarty, G.W., Moglen, G.E., Evenson, G.R., 2018. Assessing the cumulative impacts of geographically isolated wetlands on watershed hydrology using the SWAT model coupled with improved wetland modules. *Journal of Environmental Management* 223, 37–48. doi :10.1016/j.jenvman.2018.06.006.
- Legates, D.R., McCabe, G.J., 1999. Evaluating the use of “goodness-of-fit” Measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research* 35, 233–241. URL : <http://doi.wiley.com/10.1029/1998WR900018>, doi :10.1029/1998WR900018.

- Leonard, R., Knisel, W., Still, D., 1987. GLEAMS : Groundwater loading effects of agricultural management systems. Transactions of the ASAE 30, 1403–1418. Publisher : American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A., 1992. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events : 1. Model structure and sensitivity. Journal of Geophysical Research : Atmospheres 97, 9759–9776. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/92JD00509>, doi :10.1029/92JD00509. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/92JD00509>.
- Li, Z., Tang, Z., Song, Z., Chen, W., Tian, D., Tang, S., Wang, X., Wang, J., Liu, W., Wang, Y., Li, J., Jiang, L., Luo, Y., Niu, S., 2022. Variations and controlling factors of soil denitrification rate. Global Change Biology 28, 2133–2145. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.16066>, doi :<https://doi.org/10.1111/gcb.16066>.
- Programme Structurel Herbe et Fourrages en Limousin, ., 2013. Guide du pâturage. Technical Report 2e édition. URL : https://haute-vienne.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Nouvelle-Aquitaine/105_Inst-Haute-Vienne/_FILIERES_INNOVATIONS/_Agronomie_et_Productions_Vegeales/Documents/2013_Guide_paturage.pdf.
- Liu, X., Joost van Hoek, W., Vilmin, L., Beusen, A., Mogollón, J.M., Middelburg, J.J., Bouwman, A.F., 2020. Exploring Long-Term Changes in Silicon Biogeochemistry Along the River Continuum of the Rhine and Yangtze (Changjiang). Environmental Science & Technology 54, 11940–11950. URL : <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c01465>, doi :10.1021/acs.est.0c01465.
- Liu, Y., Yang, W., Wang, X., 2008. Development of a SWAT extension module to simulate riparian wetland hydrologic processes at a watershed scale. Hydrological Processes 22, 2901–2915. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.6874>, doi :10.1002/hyp.6874. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.6874>.
- Luo, Y., Arnold, J., Allen, P., Chen, X., 2012. Baseflow simulation using SWAT model in an inland river basin in Tianshan Mountains, Northwest China. Hydrology and Earth System Sciences 16. doi :10.5194/hess-16-1259-2012.
- Lv, M., Hu, T., Dan, L., 2014. Daily streamflow simulation in a small-scale farmland catchment using modified swat model. Transactions of the ASABE 57, 31–41. doi :10.13031/trans.57.10134.
- Lyautey, E., 2005. Caractérisation, dynamique et facteurs de contrôle des communautés bactériennes de biofilms de rivière. These de doctorat. Toulouse 3. URL : <http://www.theses.fr/2005TOU30288>.
- Maavara, T., Chen, Q., Van Meter, K., Brown, L.E., Zhang, J., Ni, J., Zarfl, C., 2020. River dam impacts on biogeochemical cycling. Nature Reviews Earth & Environment 1, 103–116. URL : <http://www.nature.com/articles/s43017-019-0019-0>, doi :10.1038/s43017-019-0019-0.
- Maavara, T., Dürr, H.H., Van Cappellen, P., 2014. Worldwide retention of nutrient silicon by river damming : From sparse data set to global estimate. Global Biogeochemical Cycles 28, 842–855. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/2014GB004875>, doi :<https://doi.org/10.1002/2014GB004875>.
- Majdi, N., 2011. La méiofaune du biofilm épilithique de rivière : dynamique et interactions trophiques. phd. Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier. URL : <http://thesesups.ups-tlse.fr/1505/>.
- Malagò, A., Bouraoui, F., Grizzetti, B., Pastori, M., Vigiak, O., 2017. Modelling water and nutrient fluxes in the Danube River Basin with SWAT. Science of the Total Environment 603-604, 196–218. doi :10.1016/j.scitotenv.2017.05.242.

Bibliographie

- Malagò, A., Efstathiou, D., Bouraoui, F., Nikolaidis, N., Franchini, M., Bidoglio, G., Kritsotakis, M., 2016. Regional scale hydrologic modeling of a karst-dominant geomorphology : The case study of the Island of Crete. *Journal of Hydrology* 540. doi :10.1016/j.jhydro.2016.05.061.
- Mamoudou, M., 2008. Dynamique de transfert des matières organiques et inorganiques le long du continuum fluvial de la Garonne : impact de la retenue de malausse. Thèse de doctorat. Toulouse, INPT.
- Mann, H.B., 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica : Journal of the econometric society* , 245–259 Publisher : JSTOR.
- Mao, J.Q., Lee, J.H.W., Choi, K.W., 2009. The extended Kalman filter for forecast of algal bloom dynamics. *Water Research* 43, 4214–4224. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135409003819>, doi :10.1016/j.watres.2009.06.012.
- Marescaux, A., Thieu, V., Gypens, N., Silvestre, M., Garnier, J., 2018. Modélisation de la dynamique du carbone inorganique et organique dans les rivières de la Seine , 15.
- Martinez Espinosa, C., 2021. Modèle dynamique de dénitrification dans les zones humides naturelles à l'échelle mondiale. PhD Thesis. Toulouse 3.
- Martinez-Martinez, E., Nejadhashemi, A.P., Woznicki, S.A., Love, B.J., 2014. Modeling the hydrological significance of wetland restoration scenarios. *Journal of Environmental Management* 133, 121–134. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479713007421>, doi :10.1016/j.jenvman.2013.11.046.
- Martínez-Espinosa, C., Sauvage, S., Al Bitar, A., Sánchez Pérez, J., 2022. A dynamic model for assessing soil denitrification in large-scale natural wetlands driven by Earth Observations. *Environmental Modelling and Software* 158, 105557. doi :10.1016/j.envsoft.2022.105557.
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H., Pinay, G., 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems* 6, 301–312. doi :10.1007/s10021-003-0161-9. wOS :000183634600001.
- Megonigal, P., Hines, M., Visscher, P., 2003. Anaerobic Metabolism : Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes. *Treatise on Geochemistry* 8, 317–424. doi :10.1016/B0-08-043751-6/08132-9.
- Merritt, W.S., Letcher, R.A., Jakeman, A.J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software* 18, 761–799. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815203000781>, doi :10.1016/S1364-8152(03)00078-1.
- Meybeck, M., 1986. Composition chimique des ruisseaux non pollués en France. Chemical composition of headwater streams in France. *Sciences Géologiques, bulletins et mémoires* 39, 3–77. URL : https://www.persee.fr/doc/sgeol_0302-2692_1986_num_39_1_1719, doi :10.3406/sgeol.1986.1719. publisher : Persée - Portail des revues scientifiques en SHS.
- Minaudo, C., 2015. Analyzing and Modelling eutrophication in the Loire River. Theses. Université de Tours. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01391620>.
- Minaudo, C., Curie, F., Jullian, Y., Gassama, N., Moatar, F., 2018. QUAL-NET, a high temporal-resolution eutrophication model for large hydrographic networks. *Biogeosciences* 15, 2251–2269. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02377285>, doi :10.5194/bg-15-2251-2018. publisher : European Geosciences Union.
- Minaudo, C., Meybeck, M., Moatar, F., Gassama, N., Curie, F., 2015. Eutrophication mitigation in rivers : 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980-2012). *Biogeosciences* 12, 2549–2563. doi :10.5194/bg-12-2549-2015. place : Gottingen Publisher : Copernicus Gesellschaft Mbh WOS :000353840500018.

- Ministère de l'agriculture et de l'alimentation - agreste, 2017. La statistique, l'évaluation et la prospective agricole - Statistique agricole annuelle (SAA) -Productions végétales. agreste.
- Molinas, A., Wu, B., 2001. Transport of sediment in large sand-bed rivers. *Journal of hydraulic research* 39, 135–146. Publisher : Taylor & Francis.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19, 205–234. URL : <https://repository.rothamsted.ac.uk/item/8v5v7/evaporation-and-environment>. publisher : Cambridge University Press (CUP) Cambridge.
- Montgomery, D.R., 1999. PROCESS DOMAINS AND THE RIVER CONTINUUM1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 35, 397–410. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03598.x>, doi :<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03598.x>.
- Moriasi, D., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R., Harmel, R., Veith, T., 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* 50. doi :10.13031/2013.23153.
- Moriasi, D., Gitau, M., Pai, N., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models : Performance Measures and Evaluation Criteria. *Transactions of the ASABE (American Society of Agricultural and Biological Engineers)* 58, 1763–1785. doi :10.13031/trans.58.10715.
- Mosier, A., Doran, J., Freney, J., 2002. Managing soil denitrification. *Journal of soil and water conservation* 57, 505–512. Publisher : Soil and Water Conservation Society.
- Mulholland, P.J., Hall Jr., R.O., Sobota, D.J., Dodds, W.K., Findlay, S.E.G., Grimm, N.B., Hamilton, S.K., McDowell, W.H., O'Brien, J.M., Tank, J.L., Ashkenas, L.R., Cooper, L.W., Dahm, C.N., Gregory, S.V., Johnson, S.L., Meyer, J.L., Peterson, B.J., Poole, G.C., Valett, H.M., Webster, J.R., Arango, C.P., Beaulieu, J.J., Bernot, M.J., Burgin, A.J., Crenshaw, C.L., Helton, A.M., Johnson, L.T., Niederlehner, B.R., Potter, J.D., Sheibley, R.W., Thomasn, S.M., 2009. Nitrate removal in stream ecosystems measured by ^{15}N addition experiments : Denitrification. *Limnology and Oceanography* 54, 666–680. URL : <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.2009.54.3.0666>, doi :<https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.3.0666>.
- Muylaert, K., Sanchez-Pérez, J.M., Teissier, S., Sauvage, S., Dauta, A., Vervier, P., 2009. Eutrophication and its effect on dissolved Si concentrations in the Garonne River (France). *Journal of Limnology* 68, 368. URL : <http://jlimnol.it/index.php/jlimnol/article/view/jlimnol.2009.368>, doi :10.4081/jlimnol.2009.368.
- Nachtergaele, F., Velthuisen, H., Verelst, L., Wiberg, D., 2009. Harmonized World Soil Database (HWSD). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome .
- Narasimhan, B., Srinivasan, R., Bednarz, S., Ernst, M., Allen, P., 2010. A Comprehensive Modeling Approach for Reservoir Water Quality Assessment and Management Due to Point and Nonpoint Source Pollution. *Transactions of the ASABE* 53. doi :10.13031/2013.34908.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* URL : <https://www.scienceopen.com/document?vid=65b13f64-111a-4e41-8d85-d57da2547726>, doi :10.1016/0022-1694(70)90255-6. publisher : Elsevier BV.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2005. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation (Version 2005) .
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation (Version 2009) .

Bibliographie

- Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'Neill, R.V., Winkle, W.V., 1981. Measuring Nutrient Spiralling in Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38, 860–863. URL : <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/f81-114>, doi :10.1139/f81-114.
- Nguyen, V.T., Dietrich, J., 2018. Modification of the SWAT model to simulate regional groundwater flow using a multicell aquifer. *Hydrological Processes* 32, 939–953. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.11466>, doi :10.1002/hyp.11466. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.11466>.
- Noh, J., Kim, J.C., Park, J., 2013. Turbidity control in downstream of the reservoir : The Nakdong River in Korea. *Environmental Earth Sciences* 71. doi :10.1007/s12665-013-2589-3.
- Némery, J., Gratiot, N., Doan, P.T.K., Duvert, C., Alvarado-Villanueva, R., Duwig, C., 2016. Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquatic Sciences* 78, 171–189. URL : <http://link.springer.com/10.1007/s00027-015-0416-5>, doi :10.1007/s00027-015-0416-5.
- Oeurng, C., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2011. Assessment of hydrology, sediment and particulate organic carbon yield in a large agricultural catchment using the SWAT model. *Journal of Hydrology* 401, 145–153. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411001247>, doi :10.1016/j.jhydrol.2011.02.017.
- Olivera, F., Valenzuela, M., Srinivasan, R., Choi, J., Cho, H., Koka, S., Agrawal, A., 2006. ArcGIS-SWAT : A Geodata Model and GIS Interface for SWAT. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 42, 295–309. doi :10.1111/j.1752-1688.2006.tb03839.x.
- Overton, D., 1966. Muskingum flood routing of upland streamflow. *Journal of Hydrology* 4, 185–200. Publisher : Elsevier.
- Palta, M.M., Ehrenfeld, J.G., Groffman, P.M., 2014. “Hotspots” and “Hot Moments” of Denitrification in Urban Brownfield Wetlands. *Ecosystems* 17, 1121–1137. URL : <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9778-0>, doi :10.1007/s10021-014-9778-0.
- Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., Baltas, E., Mimikou, M., 2011. SWAT Parameterization for the Identification of Critical Diffuse Pollution Source Areas under Data Limitations. *Ecological Modelling - ECOL MODEL* 222, 3500–3512. doi :10.1016/j.ecolmodel.2011.08.008.
- Paran, F., Graillet, D., Arthaud, F., Bornette, G., Chatelier, M., Douez, O., Flipo, N., Habets, F., Lavastre, V., Marmonier, P., others, 2017. Guide technique Interactions nappe/rivière.
- Park, J., Ale, S., Teague, W., Dowhower, S., 2017. Simulating hydrologic responses to alternate grazing management practices at the ranch and watershed scales. *Journal of Soil and Water Conservation* 72, 102–121. URL : <https://www.jswconline.org/content/72/2/102>, doi :10.2489/jswc.72.2.102.
- Park, R., 1990. AQUATOX, a modular toxic effects model for aquatic ecosystems. US environmental protection agency, Corvallis, Oregon .
- Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Valentine, D.W., Schimel, D.S., Weier, K., Kulmala, A.E., 1996. Generalized model for N₂ and N₂O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 10, 401–412. URL : <http://doi.wiley.com/10.1029/96GB01455>, doi :10.1029/96GB01455.
- Parton, W.J., Ojima, D.S., Cole, C.V., Schimel, D.S., 1994. A General Model for Soil Organic Matter Dynamics : Sensitivity to Litter Chemistry, Texture and Management, in : *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 147–167. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaspecpub39.c9>, doi :10.2136/sssaspecpub39.c9. section : 9 _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2136/sssaspecpub39.c9>.

- Passy, P., Garnier, J., Billen, G., Fesneau, C., Tournebize, J., 2012. Restoration of ponds in rural landscapes : Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of The Total Environment* 430, 280–290. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712005670>, doi :10.1016/j.scitotenv.2012.04.035.
- Pauwels, H., Foucher, J.C., Kloppmann, W., 2000. Denitrification and mixing in a schist aquifer : influence on water chemistry and isotopes. *Chemical Geology* 168, 307–324. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009254100002011>, doi :10.1016/S0009-2541(00)00201-1.
- Pauwels, H., Kloppmann, W., Foucher, J.C., Martelat, A., Fritsche, V., 1998. Field tracer test for denitrification in a pyrite-bearing schist aquifer. *Applied Geochemistry* 13, 767–778. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292798000031>, doi :10.1016/S0883-2927(98)00003-1.
- Petelet-Giraud, E., Negrel, P., 2007. Geochemical flood deconvolution in a Mediterranean catchment (Hérault, France) by Sr isotopes, major and trace elements. *Journal of Hydrology* 337, 224–241. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169407000650>, doi :10.1016/j.jhydrol.2007.01.037.
- Peterjohn, W.T., Correll, D.L., 1984. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed : Observations on the Role of A Riparian Forest. *Ecology* 65, 1466–1475. URL : <http://doi.wiley.com/10.2307/1939127>, doi :10.2307/1939127.
- Peters, N., Bohlke, J., Brooks, P., Burt, T., Gooseff, M., Hamilton, D., Mulholland, P., Roulet, N., Turner, J., 2011. Hydrology and Biogeochemistry Linkages, in : *Treatise on Water Science*, pp. 271–304. doi :10.1016/B978-0-444-53199-5.00038-5.
- Pettitt, A.N., 1979. A Non-Parametric Approach to the Change-Point Problem. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 28, 126–135. URL : <https://www.jstor.org/stable/2346729>, doi :10.2307/2346729. publisher : [Wiley, Royal Statistical Society].
- Peyrard, D., 2008. Un modèle hydrobiogéochimique pour décrire les échanges entre l'eau de surface et la zone hyporhéique de grandes plaines alluviales. Thèse de doctorat. Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier. URL : <http://thesesups.ups-tlse.fr/549/>.
- Peyrard, D., Delmotte, S., Sauvage, S., Namour, P., Gerino, M., Vervier, P., Sanchez-Perez, J.M., 2011. Longitudinal transformation of nitrogen and carbon in the hyporheic zone of an N-rich stream : A combined modelling and field study. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 36, 599–611. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1474706511000805>, doi :10.1016/j.pce.2011.05.003.
- Pfannerstill, M., Guse, B., Fohrer, N., 2014. A multi-storage groundwater concept for the SWAT model to emphasize nonlinear groundwater dynamics in lowland catchments. *Hydrological Processes* 28, 5599–5612. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.10062>, doi :10.1002/hyp.10062. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.10062>.
- Phillips, S.W., Focazio, M.J., Bachman, L.J., 1999. Discharge, nitrate load, and residence time of ground water in the Chesapeake Bay watershed. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Pinay, G., Decamps, H., 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water : A conceptual model. *Regulated Rivers : Research & Management* 2, 507–516. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/rrr.3450020404>, doi :10.1002/rrr.3450020404.

Bibliographie

- Pinay, G., Gascuel, C., Menesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Aissani, L., Anschutz, P., Barthélemy, C., Béline, F., Bornette, G., Bourblanc, M., Boutin, C., Chapelle, A., Chauvin, C., Claquin, P., Crave, A., Denoroy, P., Dorioz, J.M., Douguet, J.M., Doussan, I., Durand, P., Etrillard, C., Euzen, A., Gascuel, D.D., Gross, E., Hoepffner, N., Humbert, J.F., Lacroix, G., Le Pape, O., Lefebvre, A., Lescot, J.M., Levain, A., Miossec, L., Moatar, F., Mostajir, B., Pannard, A., Rimet, F., Rossi, N., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., Souchu, P., Terreaux, J.P., Usseglio-Polatera, P., Vinçon-Leite, B., 2017. Eutrophisation. Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport de l'Expertise scientifique collective. Other. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) ; Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) ; Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA) ; Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). URL : <https://hal.inrae.fr/hal-02791790>, doi :10.15454/tzr1-6m97.
- Pinay, G., Peiffer, S., De Dreuzy, J.R., Krause, S., Hannah, D.M., Fleckenstein, J.H., Sebilo, M., Bishop, K., Hubert-Moy, L., 2015. Upscaling Nitrogen Removal Capacity from Local Hotspots to Low Stream Orders' Drainage Basins. *Ecosystems* 18, 1101–1120. URL : <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9878-5>, doi :10.1007/s10021-015-9878-5.
- Pinay, G., Roques, L., Fabre, A., 1993. Spatial and Temporal Patterns of Denitrification in a Riparian Forest. *Journal of Applied Ecology* 30, 581–591. URL : <https://www.jstor.org/stable/2404238>, doi :10.2307/2404238. publisher : [British Ecological Society, Wiley].
- Pinay, G., Ruffinoni, C., Wondzell, S., Gazelle, F., 1998. Change in Groundwater Nitrate Concentration in a Large River Floodplain : Denitrification, Uptake, or Mixing? *Journal of the North American Benthological Society* 17, 179–189. URL : <https://doi.org/10.2307/1467961>, doi :10.2307/1467961. _eprint : <https://doi.org/10.2307/1467961>.
- Pinheiro, A., 2016. Modélisation du carbone 14 et du tritium en Vienne. Technical Report.
- Piña-Ochoa, E., Álvarez Cobelas, M., 2006. Denitrification in Aquatic Environments : A Cross-system Analysis. *Biogeochemistry* 81, 111–130. URL : <https://doi.org/10.1007/s10533-006-9033-7>, doi :10.1007/s10533-006-9033-7.
- Pohlert, T., Huisman, J.A., Breuer, L., Frede, H.G., 2007. Integration of a detailed biogeochemical model into SWAT for improved nitrogen predictions—Model development, sensitivity, and GLUE analysis. *Ecological Modelling* 203, 215–228. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380006005746>, doi :<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.11.019>.
- Priestley, C.H.B., Taylor, R.J., 1972. On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review* 100, 81–92. URL : https://journals.ametsoc.org/view/journals/mwre/100/2/1520-0493_1972_100_0081_otaosh_2_3_co_2.xml, doi :10.1175/1520-0493(1972)100<0081:OTAOSH>2.3.CO;2. publisher : American Meteorological Society Section : Monthly Weather Review.
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N.L., Andréassian, V., 2012. A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *Journal of Hydrology* 420-421, 171–182. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169411008407>, doi :10.1016/j.jhydrol.2011.11.055.
- Pyo, J., Pachepsky, Y.A., Kim, M., Baek, S.S., Lee, H., Cha, Y., Park, Y., Cho, K.H., 2019. Simulating seasonal variability of phytoplankton in stream water using the modified SWAT model. *Environmental Modelling & Software* 122, 104073. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815216307381>, doi :10.1016/j.envsoft.2017.11.005.
- Qi, J., Du, X., Zhang, X., Lee, S., Wu, Y., Deng, J., Moglen, G.E., Sadeghi, A.M., McCarty, G.W., 2020. Modeling riverine dissolved and particulate organic carbon fluxes from two small watersheds in the northeastern United States. *Environmental Modelling & Software*

- 124, 104601. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815219309685>, doi :10.1016/j.envsoft.2019.104601.
- Ran, X., Bouwman, L., Yu, Z., Beusen, A., Chen, H., Yao, Q., 2017. Nitrogen transport, transformation, and retention in the Three Gorges Reservoir : A mass balance approach. *Limnology and Oceanography* 62, 2323–2337. URL : <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/lno.10568>, doi :<https://doi.org/10.1002/lno.10568>.
- Ranalli, A., Macalady, D., 2010. The Importance of the Riparian Zone and In-Stream Processes in Nitrate Attenuation in Undisturbed and Agricultural Watersheds – A Review of the Scientific Literature. *Journal of Hydrology* 389, 406–415. doi :10.1016/j.jhydrol.2010.05.045.
- Rapin, A., 2017. Mobilité du phosphore sédimentaire en contexte de retenues de barrage hydroélectrique. These de doctorat. Limoges. URL : <http://www.theses.fr/2017LIM00097>.
- Rapin, A., Fontanel, F., Chambaud, F., 2021. Les fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques des zones humides : éléments de connaissance. Collection « eau & connaissances », Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Google-Books-ID : smaxzgEACAAJ.
- Rassam, D.W., Pagendam, D.E., Hunter, H., 2008. Conceptualisation and application of models for groundwater–surface water interactions and nitrate attenuation potential in riparian zones. *Environmental Modelling & Software* 23, 859–875.
- Rathjens, H., Oppelt, N., Bosch, D.D., Arnold, J.G., Volk, M., 2015. Development of a grid-based version of the SWAT landscape model. *Hydrological Processes* 29, 900–914. doi :10.1002/hyp.10197. wOS :000350548100007.
- Ravishankara, A., Daniel, J., Portmann, R., 2009. Nitrous Oxide (N₂O) : The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. *Science (New York, N.Y.)* 326, 123–5. doi :10.1126/science.1176985.
- Reynolds, C.S., Descy, J.P., 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Large Rivers* , 161–187 URL : https://www.schweizerbart.de/papers/large_rivers/detail/10/80138/The_production_biomass_and_structure_of_phytoplankton_in_large_rivers, doi :10.1127/lr/10/1996/161. publisher : Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Richardson, W., Strauss, E., Bartsch, L., Monroe, E., Cavanaugh, J., Vingum, L., Soballe, D., 2004. Denitrification in the Upper Mississippi River : Rates, Controls, and Contribution to Nitrate Flux. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 1102–1112. doi :10.1139/F04-062.
- Riis, T., Dodds, W., Kristensen, P., Baisner, A., 2012. Nitrogen cycling and dynamics in a macrophyte-rich stream as determined by a release. *Freshwater Biology* 57, 1579–1591. Publisher : Wiley Online Library.
- Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D., 2008. Nitrate attenuation in groundwater : A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research* 42, 4215–4232. doi :10.1016/j.watres.2008.07.020. wOS :000260757300001.
- Rolland, A., 2009. Dynamique et diversité du phytoplancton dans le réservoir Marne (Bassin versant de la Seine). Theses. Université de Savoie. URL : <https://hal.inrae.fr/tel-02823324>.
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Le Gendre, R., Riou, P., Cugier, P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe : seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry* 113, 481–505. URL : <http://link.springer.com/10.1007/s10533-012-9778-0>, doi :10.1007/s10533-012-9778-0.

Bibliographie

- Rosenthal, W.D., Srinivasan, R., Arnold, J.G., 1995. Alternative river management using a linked GIS-hydrology model. *Transactions of the ASAE* 38, 783–790. Publisher : American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Royer, T.V., Tank, J.L., David, M.B., 2004. Transport and Fate of Nitrate in Headwater Agricultural Streams in Illinois. *Journal of Environmental Quality* 33, 1296–1304. URL : <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2004.1296>, doi : <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1296>.
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D., Garnier, J., 2007a. SENEQUE : A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of The Total Environment* 375, 257–273. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706009405>, doi : [10.1016/j.scitotenv.2006.12.014](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.014).
- Ruelland, D., Silvestre, M., Thieu, V., Billen, G., 2007b. Applicatif SENEQUE 3.4 : notice d'utilisation. PIREN-Seine : Paris, France .
- Salençon, M.J., 1994. Etude du régime thermique du lac de Pareloup avec le modèle EOLE. *Hydroécologie Appliquée* 6, 329–368. URL : <https://www.hydroecologie.org/articles/hydro/abs/1994/01/hydro94116/hydro94116.html>, doi : [10.1051/hydro:1994016](https://doi.org/10.1051/hydro:1994016).
- Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Vervier, P., Naiman, R.J., Alexandre, H., Bernard-Jannin, L., Boulêtreau, S., Delmotte, S., Julien, F., Peyrard, D., Sun, X., Gerino, M., 2018. Modeling the role of riverbed compartments in the regulation of water quality as an ecological service. *Ecological Engineering* 118, 19–30. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857418300569>, doi : [10.1016/j.ecoleng.2018.02.018](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.018).
- Schilling, C., 2006. Assessing denitrification in groundwater. PhD Thesis. Technischen Universität Wien.
- SCS, U., 1972. National engineering handbook. Hydrology Section 4.
- Sebilo, M., Billen, G., Mayer, B., Billiou, D., Grably, M., Garnier, J., Mariotti, A., 2006. Assessing Nitrification and Denitrification in the Seine River and Estuary Using Chemical and Isotopic Techniques. *Ecosystems* 9, 564–577. doi : [10.1007/s10021-006-0151-9](https://doi.org/10.1007/s10021-006-0151-9).
- Seitzinger, S., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., Drecht, G.V., 2006. DENITRIFICATION ACROSS LANDSCAPES AND WATERSCAPES : A SYNTHESIS. *Ecological Applications* 16, 2064–2090. URL : <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282006%29016%5B2064%3ADALAWA%5D2.0.CO%3B2>, doi : [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2064:DALAWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2).
- Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems : Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography* 33, 702–724. URL : <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.4319/lo.1988.33.4part2.0702>, doi : <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0702>. _eprint : <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.1988.33.4part2.0702>.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., Alexander, R.B., Billen, G., Howarth, R.W., Mayer, B., Van Breemen, N., 2002. Nitrogen retention in rivers : model development and application to watersheds in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57, 199–237. doi : [10.1023/A:1015745629794](https://doi.org/10.1023/A:1015745629794). wOS : 000176001500007.
- Semhi, K., Amiotte Suchet, P., Clauer, N., Probst, J.L., 2000. Dissolved silica in the Garonne River waters : changes in the weathering dynamics. *Environmental Geology* 40, 19–26. URL : <https://doi.org/10.1007/s002540000119>, doi : [10.1007/s002540000119](https://doi.org/10.1007/s002540000119).
- Sen, P.K., 1968. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association* 63, 1379–1389. URL : <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1968.10480934>, doi : [10.1080/01621459.1968.10480934](https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934). publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/01621459.1968.10480934>.

- Servais, P., Billen, G., 1993. Dynamics of heterotrophic bacteria in aquatic ecosystems : the HSB model. *Trends in Microbiat Ecology*, p. 397–400 URL : <http://hdl.handle.net/2013/>.
- Sferratore, A., 2006. Modelling the transfer, transformation and retention of silica along aquatic continuums : an upgraded deterministic approach. These de doctorat. Paris 6. URL : <https://www.theses.fr/2006PA066518>.
- Sferratore, A., Billen, G., Garnier, J., Smedberg, E., Humborg, C., Rahm, L., 2008. Modelling nutrient fluxes from sub-arctic basins : Comparison of pristine vs. dammed rivers. *Journal of Marine Systems* 73, 236–249. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924796307002746>, doi :10.1016/j.jmarsys.2007.10.012.
- Sferratore, A., Garnier, J., Billen, G., Conley, D.J., Pinault, S., 2006. Diffuse and Point Sources of Silica in the Seine River Watershed. *Environmental Science & Technology* 40, 6630–6635. URL : <https://doi.org/10.1021/es060710q>, doi :10.1021/es060710q. publisher : American Chemical Society.
- Sheshukov, A.Y., Douglas-Mankin, K.R., Sinnathamby, S., Daggupati, P., 2016. Pasture BMP effectiveness using an HRU-based subarea approach in SWAT. *Journal of environmental management* 166, 276–284.
- Shrestha, N.K., Wang, J., 2018. Current and future hot-spots and hot-moments of nitrous oxide emission in a cold climate river basin. *Environmental Pollution* 239, 648–660. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118306365>, doi :<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.068>.
- Simeoni-Sauvage, S., 1999. Modélisation hydrobiogéochimique de la Garonne à l'étiage estival : cas de l'azote entre Toulouse et Agen (120 kilomètres). These de doctorat. Toulouse, INPT. URL : <http://www.theses.fr/1999INPT042H>.
- Skiba, U., 2008. Denitrification, in : Jørgensen, S.E., Fath, B.D. (Eds.), *Encyclopedia of Ecology*. Academic Press, Oxford, pp. 866–871. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080454054002640>, doi :10.1016/B978-008045405-4.00264-0.
- Sloan, P.G., Moore, I.D., 1984. Modeling subsurface stormflow on steeply sloping forested watersheds. *Water Resources Research* 20, 1815–1822. Publisher : Wiley Online Library.
- Smith, R.A., Schwarz, G.E., Alexander, R.B., 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water resources research* 33, 2781–2798. Publisher : Wiley Online Library.
- Smith, V., Tilman, G., Nekola, J., 1999. Eutrophication : impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100, 179–196. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749199000913>, doi :10.1016/S0269-7491(99)00091-3.
- Sophocleous, M., 2002. Interactions between groundwater and surface water : the state of the science. *Hydrogeology Journal* 10, 52–67. URL : <http://link.springer.com/10.1007/s10040-001-0170-8>, doi :10.1007/s10040-001-0170-8.
- Sow, M.M., Majdi, N., Muylaert, K., Tackx, M., Julien, F., Probst, J.L., Mialet, B., Sutra, C., Probst, A., Thébault, J.M., Kenarlikdjian, M., Gérino, M., 2016. Retention of nutrients, suspended particulate matter and phytoplankton in a pondage associated with a run-of-the-river type hydroelectric power plant. *Ecohydrology* 9, 229–237. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eco.1626>, doi :<https://doi.org/10.1002/eco.1626>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/eco.1626>.
- Srivastava, P., McNair, J.N., Johnson, T.E., 2006. COMPARISON OF PROCESS-BASED AND ARTIFICIAL NEURAL NETWORK APPROACHES FOR STREAMFLOW MODELING IN AN AGRICULTURAL WATERSHED. *Journal of the American Water Resources Association* 42, 545–563. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.2006.tb04475.x>, doi :10.1111/j.1752-1688.2006.tb04475.x.

Bibliographie

- Stanford, G., Dzienia, S., Vander Pol, R.A., 1975. Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America Journal* 39, 867–870.
- Storey, R.G., Williams, D.D., Fulthorpe, R.R., 2004. Nitrogen processing in the hyporheic zone of a pastoral stream. *Biogeochemistry* 69, 285–313. URL : <http://link.springer.com/10.1023/B:BI0G.0000031049.95805.ec>, doi :10.1023/B:BI0G.0000031049.95805.ec.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 38, 913–920. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/TR038i006p00913>, doi :10.1029/TR038i006p00913.
- Streeter, H.W., 1925. Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River, Part III, Factors concerned in the phenomena of oxidation and reareation. *Public health bulletin* .
- Stöckle, C.O., Donatelli, M., Nelson, R., 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. *European journal of agronomy* 18, 289–307. Publisher : Elsevier.
- Sun, X., 2015. Modélisation des échanges nappe-rivière et du processus de dénitrification dans les plaines alluviales à l'échelle du bassin versant. Thèse de doctorat. Toulouse 3. URL : <http://www.theses.fr/2015T0U30140>.
- Sun, X., Bernard-Jannin, L., Grusson, Y., Sauvage, S., Arnold, J., Srinivasan, R., Perez, J.M.S., 2018. Using SWAT-LUD Model to Estimate the Influence of Water Exchange and Shallow Aquifer Denitrification on Water and Nitrate Flux. *Water* 10, 528. doi :10.3390/w10040528. wOS :000434954900182.
- Sun, X., Bernard-Jannin, L., Sauvage, S., Garneau, C., Arnold, J.G., Srinivasan, R., Sánchez-Pérez, J.M., 2017. Assessment of the denitrification process in alluvial wetlands at floodplain scale using the SWAT model. *Ecological Engineering* 103, 344–358. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857416304232>, doi :10.1016/j.ecoleng.2016.06.098.
- Sun, X., Bernard-Jannin, L., Garneau, C., Volk, M., Arnold, J.G., Srinivasan, R., Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., 2016. Improved simulation of river water and groundwater exchange in an alluvial plain using the SWAT model. *Hydrological Processes* 30, 187–202. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.10575>, doi :10.1002/hyp.10575.
- Sánchez Pérez, J., Trémolieres, M., 2003. Change in groundwater chemistry as a consequence of suppression of floods : the case of the Rhine floodplain. *Journal of Hydrology* 270. doi :10.1016/S0022-1694(02)00293-7.
- Sánchez-Pérez, J., Trémolieres, M., Carbiener, R., 1991. Une station d'épuration naturelle des phosphates et nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et orme. *Comptes rendus de l'Académie des sciences. Série 3, Sciences de la vie* 312, 395–402.
- Sánchez-Pérez, J.M., Gerino, M., Sauvage, S., Dumas, P., Maneux, E., Julien, F., Winterton, P., Vervier, P., 2009. Effects of wastewater treatment plant pollution on in-stream ecosystems functions in an agricultural watershed, in : *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, EDP Sciences. pp. 79–92.
- Sánchez-Pérez, J.M., Vervier, P., Garabetian, F., Sauvage, S., Loubet, M., Rols, J.L., Bariac, T., Weng, P., 2003. Nitrogen dynamics in the shallow groundwater of a riparian wetland zone of the Garonne, SW France : nitrate inputs, bacterial densities, organic matter supply and denitrification measurements. *Hydrology and Earth System Sciences* 7, 97–107. doi :10.5194/hess-7-97-2003. wOS :000188934800011.
- Teissier, S., 2001. Bilan des transformations de l'azote en rivière : développements méthodologiques de la mesure des flux d'interface et applications (sédiments, biofilms épilithiques de la Garonne). phdthesis. Doctorat Ecologie microbienne, Université de Toulouse III. URL : <https://hal.inrae.fr/tel-02580432>. pages : 192.

- Teissier, S., Sauvage, S., Vervier, P., Garabétian, F., Sánchez Pérez, J., 2008. A mass-balance approach to estimate in-stream processes in a large river. *Hydrological Processes* 22. doi :10.1002/hyp.6614.
- Teissier, S., Torre, M., Delmas, F., Garabétian, F., 2007. Detailing biogeochemical N budgets in riverine epilithic biofilms. *Journal of the North American Benthological Society* 26, 178–190. URL : [https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1899/0887-3593\(2007\)26\[178:DBNBIR\]2.0.CO;2](https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1899/0887-3593(2007)26[178:DBNBIR]2.0.CO;2), doi :10.1899/0887-3593(2007)26[178:DBNBIR]2.0.CO;2. publisher : The University of Chicago Press.
- Tekwani, N., Majdi, N., Mialet, B., Tornès, E., Urrea-Clos, G., Buffan-Dubau, E., Sabater, S., Tackx, M., 2013. Contribution of epilithic diatoms to benthic–pelagic coupling in a temperate river. *Aquatic Microbial Ecology* vol. 69, pp. 47–57. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00858334>, doi :10.3354/ame01616.
- Thieu, V., 2009. Modélisation spatialisée des flux de nutriments (N, P, Si) des bassins de la Seine, de la Somme et de l’Escaut : impact sur l’eutrophisation de la Manche et de la Mer du Nord. phdthesis. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI. URL : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00446589>.
- Thieu, V., Billen, G., Garnier, J., 2009. Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds : The Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler model. *Water Research* 43, 1740–1754. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135409000372>, doi :10.1016/j.watres.2009.01.014.
- Thieu, V., Gillon, T., Billen, G., Garnier, J., Thouvenot, M., 2006. Applicatif BARMAN. Notice d’utilisation–Juillet .
- Thieu, V., Silvestre, M., Casquin, A., Garnier, J., Billen, G., 2022. Modelling of carbon and nutrient transfers in French rivers : First step of a national generic land to sea modelling chain to fight against coastal eutrophication.
- Thouvenot, M., Billen, G., Garnier, J., 2007. Modelling nutrient exchange at the sediment–water interface of river systems. *Journal of Hydrology* 341, 55–78. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169407002703>, doi :10.1016/j.jhydrol.2007.05.001.
- Thouvenot-Korppoo, M., Billen, G., Garnier, J., 2009. Modelling benthic denitrification processes over a whole drainage network. *Journal of Hydrology* 379, 239–250. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169409006428>, doi :10.1016/j.jhydrol.2009.10.005.
- Tisseuil, C., Wade, A.J., Tudesque, L., Lek, S., 2008. Modeling the Stream Water Nitrate Dynamics in a 60,000-km² European Catchment, the Garonne, Southwest France. *Journal of Environmental Quality* 37, 2155–2169. URL : <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2007.0507>, doi :10.2134/jeq2007.0507.
- Tockner, K., Uehlinger, U., Robinson, C.T., 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press.
- Uehlinger, U., Bühner, H., Reichert, P., 1996. Periphyton dynamics in a floodprone prealpine river : evaluation of significant processes by modelling. *Freshwater Biology* 36, 249–263. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.1996.00082.x>, doi :<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.00082.x>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1046/j.1365-2427.1996.00082.x>.
- Uhran, B., Windham-Myers, L., Bliss, N., Nahlik, A.M., Sundquist, E.T., Stagg, C.L., 2021. Improved Wetland Soil Organic Carbon Stocks of the Conterminous U.S. Through Data Harmonization. *Frontiers in Soil Science* 1. URL : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsoil.2021.706701>.

Bibliographie

- Van Cleemput, O., Boeckx, P., Lindgren, P.E., Tonderski, K., 2007. Denitrification in Wetlands, in : *Biology of the Nitrogen Cycle*. Elsevier, pp. 359–367. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444528575500242>, doi :10.1016/B978-044452857-5.50024-2.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Gushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–137.
- Vernoux, J., Lions, J., Petelet-Giraud, E., Seguin, J., Stollsteiner, P., Lalot, E., 2010. Contribution à la caractérisation des relations entre eau souterraine, eau de surface et écosystèmes terrestres associés en lien avec la DCE. Rapport final, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Orléans, France .
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T.P., Gurwick, N., Inamdar, S., Lowrance, R., Okay, J., Scott, D., Sebestyen, S., 2010. Hot Spots and Hot Moments in Riparian Zones : Potential for Improved Water Quality Management1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 46, 278–298. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x>, doi :<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x>.
- Commission Locale de l'Eau du SAGE du Bassin de la Vienne, ., 2002. Forces et faiblesses du bassin de la Vienne - Approche cartographique. URL : https://www.gesteau.fr/sites/default/files/gesteau/content_files/document/doc_SAGE04016-1227022852.pdf.
- Conseil Général de la Vienne, ., 2011. Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Clain - Etat initial. Technical Report.
- Conseil Général de la Vienne, ., 2012. Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du bassin du Clain - Etat des lieux des pratiques et pressions agricoles - Approche sociologique du monde agricole. Technical Report. URL : https://www.gesteau.fr/sites/default/files/web_chemin_4628_1354887948.pdf.
- Viennot, P., Ledoux, E., Monget, J.M., Schott, C., Garnier, C., Beaudoin, N., 2009. La pollution du bassin de la Seine par les nitrates : Comprendre l'origine et la migration des nitrates dans l'écosystème pour mieux protéger les aquifères.
- Vilmin, L., 2014. Modélisation du fonctionnement biogéochimique de la Seine de l'agglomération parisienne à l'estuaire à différentes échelles temporelles. phdthesis. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. URL : <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01142418>.
- Vilmin, L., Aissa-Grouz, N., Garnier, J., Billen, G., Mouchel, J.M., Poulin, M., Flipo, N., 2015. Impact of hydro-sedimentary processes on the dynamics of soluble reactive phosphorus in the Seine River. *Biogeochemistry* 122, 229–251. URL : <http://link.springer.com/10.1007/s10533-014-0038-3>, doi :10.1007/s10533-014-0038-3.
- Vilmin, L., Flipo, N., Escoffier, N., Groleau, A., 2018. Estimation of the water quality of a large urbanized river as defined by the European WFD : what is the optimal sampling frequency ? *Environmental Science and Pollution Research* 25, 23485–23501. URL : <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7109-z>, doi :10.1007/s11356-016-7109-z.
- Von Blottnitz, H., Rabl, A., Boiadjev, D., Taylor, T., Arnold, S., 2006. Damage costs of nitrogen fertilizer in Europe and their internalization. *Journal of environmental planning and management* 49, 413–433. Publisher : Taylor & Francis.
- Wagena, M.B., Bock, E.M., Sommerlot, A.R., Fuka, D.R., Easton, Z.M., 2017. Development of a nitrous oxide routine for the SWAT model to assess greenhouse gas emissions from agroecosystems. *Environmental modelling & software* 89, 131–143. Publisher : Elsevier.
- Wang, S., 2019. Simulation du métabolisme de la Seine par assimilation de données en continu. phdthesis. PSL Research University. URL : <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-02388690>.

- Wang, S., Flipo, N., Romary, T., Hasanyar, M., 2022. Particle filter for high frequency oxygen data assimilation in river systems. *Environmental Modelling & Software* 151, 105382. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815222000883>, doi :10.1016/j.envsoft.2022.105382.
- Wang, S., Thieu, V., Flipo, N., Silvestre, M., Billen, G., 2021. Dynamique des producteurs primaires dans le modèle de biogéochimie aquatique RIVE unifié. Research Report. PIREN Seine phase 8. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03809840>.
- Wang, Y., Brubaker, K., 2014. Implementing a nonlinear groundwater module in the soil and water assessment tool (SWAT). *Hydrological Processes* 28, 3388–3403. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.9893>, doi :10.1002/hyp.9893. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.9893>.
- Wang, Y., Shao, J., Su, C., Cui, Y., Zhang, Q., 2019. The Application of Improved SWAT Model to Hydrological Cycle Study in Karst Area of South China. *Sustainability* 11, 5024. URL : <https://www.mdpi.com/2071-1050/11/18/5024>, doi :10.3390/su11185024. number : 18 Publisher : Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- Watson, B., Selvalingam, S., Ghafouri, M., 2003. Evaluation of SWAT for modelling the water balance of the Woody Yaloak River catchment, Victoria, in : *Proceedings of the MODSIM2003 : International Congress on Modelling and Simulation, Townsville, QLD, Australia*, Citeseer. pp. 14–17.
- Wei, X., Sauvage, S., Le, T.P.Q., Ouillon, S., Orange, D., Vinh, V.D., Sanchez-Perez, J.M., 2019. A Modeling Approach to Diagnose the Impacts of Global Changes on Discharge and Suspended Sediment Concentration within the Red River Basin. *Water* 11, 958. URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02367848>, doi :10.3390/w11050958. publisher : MDPI.
- Weier, K.L., Macrae, I.C., 1992. Denitrifying bacteria in the profile of a brigalow clay soil beneath a permanent pasture and a cultivated crop. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 919–923. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/003807179290016Q>, doi :[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(92\)90016-Q](https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90016-Q).
- Wetzel, R.G. (Ed.), 1983. *Periphyton of Freshwater Ecosystems : Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems held in Växjö, Sweden, 14–17 September 1982*. Springer Netherlands, Dordrecht. URL : <http://link.springer.com/10.1007/978-94-009-7293-3>, doi :10.1007/978-94-009-7293-3.
- White, J.D., Prochnow, S.J., Filstrup, C.T., Scott, J.T., Byars, B.W., Zygo-Flynn, L., 2010. A combined watershed–water quality modeling analysis of the Lake Waco reservoir : I. Calibration and confirmation of predicted water quality. *Lake and Reservoir Management* 26, 147–158. URL : <https://doi.org/10.1080/07438141.2010.495315>, doi :10.1080/07438141.2010.495315. publisher : Taylor & Francis _eprint : <https://doi.org/10.1080/07438141.2010.495315>.
- White, M.J., Storm, D.E., Mittelstet, A., Busteed, P.R., Haggard, B.E., Rossi, C., 2014. Development and Testing of an In-Stream Phosphorus Cycling Model for the Soil and Water Assessment Tool. *Journal of Environmental Quality* 43, 215–223. URL : <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2011.0348>, doi :<https://doi.org/10.2134/jeq2011.0348>. _eprint : <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2134/jeq2011.0348>.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., 1998. A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I - model structure and process equations. *Science of the Total Environment* 210, 547–558. doi :10.1016/S0048-9697(98)00037-0. wOS :000073147100039.
- Wieder, W., Boehnert, J., Bonan, G., Langseth, M., 2014. RegridDED harmonized world soil database v1. 2. ORNL DAAC .

Bibliographie

- Williams, J., 1975. Sediment routing for agricultural watersheds 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 11, 965–974. Publisher : Wiley Online Library.
- Williams, J.R., 1969. Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Transactions of the ASAE* 12, 100–103. Publisher : American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Williams, J.R., 1980. Spnm, a Model for Predicting Sediment, Phosphorus, and Nitrogen Yields from Agricultural Basins1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 16, 843–848. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02497.x>, doi : <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02497.x>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1752-1688.1980.tb02497.x>.
- Williams, J.R., Jones, C.A., Dyke, P.T., 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE* 27, 129–144. Publisher : American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Willmott, C.J., 1984. On the evaluation of model performance in physical geography, in : *Spatial statistics and models*. Springer, pp. 443–460.
- Winter, T.C., 1999. Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal* , 18.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses : A Guide to Conservation Planning*. Department of Agriculture, Science and Education Administration. Google-Books-ID : rRAUAAAAYAAJ.
- Wit, M.J.M.d., 2001. Nutrient fluxes at the river basin scale. I : the PolFlow model. *Hydrological Processes* 15, 743–759. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.175>, doi : <https://doi.org/10.1002/hyp.175>. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/hyp.175>.
- Wittenberg, H., 1999. Baseflow recession and recharge as nonlinear storage processes. *Hydrological Processes* 13, 715–726. URL : [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990415\)13:5<715::AID-HYP775>3.0.CO;2-N](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<715::AID-HYP775>3.0.CO;2-N), doi : [10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990415\)13:5<715::AID-HYP775>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990415)13:5<715::AID-HYP775>3.0.CO;2-N).
- Wollheim, W.M., Peterson, B.J., Thomas, S.M., Hopkinson, C.H., Vörösmarty, C.J., 2008. Dynamics of N removal over annual time periods in a suburban river network. *Journal of Geophysical Research : Biogeosciences* 113. URL : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2007JG000660>, doi : <https://doi.org/10.1029/2007JG000660>. _eprint : <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1029/2007JG000660>.
- Workshop, S.S., 1990. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 9, 95–119.
- Wu, K., Johnston, C.A., 2007. Hydrologic response to climatic variability in a Great Lakes Watershed : A case study with the SWAT model. *Journal of Hydrology* 337, 187–199. URL : <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169407000534>, doi : [10.1016/j.jhydrol.2007.01.030](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.01.030).
- Xia, X., Zhang, S., Li, S., Zhang, L., Wang, G., Zhang, L., Wang, J., Li, Z., 2018. The cycle of nitrogen in river systems : sources, transformation, and flux. *Environmental Science : Processes & Impacts* 20, 863–891. URL : <http://xlink.rsc.org/?DOI=C8EM00042E>, doi : [10.1039/C8EM00042E](https://doi.org/10.1039/C8EM00042E).
- Yan, X., Garnier, J., Nespoulet, R., Thieu, V., 2020. Bilan des nutriments dans les réservoirs du bassin de la Seine. Technical Report. PIREN Seine.
- Yan, X., Thieu, V., Garnier, J., 2021. Long-term assessment of nutrient budgets for the four reservoirs of the Seine Basin (France). *Science of The Total Environment* 778, 146412. doi : [10.1016/j.scitotenv.2021.146412](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146412).

- Yang, C., 1996. Sediment transport.
- Yang, Q., Zhang, X., Abraha, M., Del Grosso, S., Robertson, G.P., Chen, J., 2017. Enhancing the soil and water assessment tool model for simulating N₂O emissions of three agricultural systems. *Ecosystem Health and Sustainability* 3. doi :10.1002/ehs2.1259.
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. WETLAND RESOURCES : Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30, 39–74. URL : <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>, doi :10.1146/annurev.energy.30.050504.144248.
- Zhang, X., 2018. Simulating eroded soil organic carbon with the SWAT-C model. *Environmental Modelling & Software* 102, 39–48. doi :10.1016/j.envsoft.2018.01.005. wOS :000426583300004.
- Zhang, X., Izaurralde, R.C., Arnold, J.G., Williams, J.R., Srinivasan, R., 2013. Modifying the Soil and Water Assessment Tool to simulate cropland carbon flux : Model development and initial evaluation. *Science of The Total Environment* 463-464, 810–822. URL : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713007080>, doi :10.1016/j.scitotenv.2013.06.056.
- Zhong, J., Fan, C., Liu, G., Zhang, L., Shang, J., Gu, X., 2010. Seasonal variation of potential denitrification rates of surface sediment from Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences* 22, 961–967. URL : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074209602059>, doi :[https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60205-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60205-9).
- Šimek, M., Cooper, J.E., 2002. The influence of soil pH on denitrification : progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science* 53, 345–354. URL : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2389.2002.00461.x>, doi :10.1046/j.1365-2389.2002.00461.x. _eprint : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1046/j.1365-2389.2002.00461.x>.

Variables d'état et paramètres du module RIVE dans SWAT-RIVE

TABLE A.1 – Variables d'état du modèle RIVE

Nom	Définition	Unité
BAG	Bactéries hétérotrophes > 1µm (allochtones)	mgC.l ⁻¹
BAP	Bactéries hétérotrophes <1µm (autochtones)	mgC.l ⁻¹
BBS	Silice biogénique benthique (déposée)	mmolSi.m ⁻²
BFE	Bactéries fécales benthiques (déposées)	nb×1000.m ⁻²
BPI	Phosphore inorganique benthique (déposée)	mmolP.m ⁻²
CH4	Méthane	µmol.l ⁻¹
CYA	Biomasse des cyanobactéries	mgC.l ⁻¹
DIA	Biomasse des diatomées	mgC.l ⁻¹
DSS	Substrats organique de faible poids moléculaires directement assimilables	mgC.l ⁻¹
FEA	Bactéries fécales attachées aux particules	nb.l ⁻¹
FEL	Bactéries fécales libres nb.l ⁻¹	
GRA	Biomasse des algues vertes (chlorophycées)	mgC.l ⁻¹
HB1	Matière organique benthique (déposée) rapidement biodégradable	gC.m ⁻²
HB2	Matière organique benthique (déposée) lentement biodégradable	gC.m ⁻²
HB3	Matière organique benthique (déposée) réfractaire	gC.m ⁻²
HD1	Matière organique dissoute rapidement biodégradable	mgC.l ⁻¹
HD2	Matière organique dissoute lentement biodégradable	mgC.l ⁻¹
HD3	Matière organique dissoute réfractaire	mgC.l ⁻¹
HP1	Matière organique particulaire rapidement biodégradable	mgC.l ⁻¹
HP2	Matière organique particulaire lentement biodégradable	mgC.l ⁻¹
HP3	Matière organique particulaire réfractaire	mgC.l ⁻¹
MES	Matière en suspension	mg.l ⁻¹
N2O	Oxyde nitreux	µmol.l ⁻¹
NAT	Bactéries nitrifiantes	mgC.l ⁻¹

Annexe A. Variables d'état et paramètres du module RIVE dans SWAT-RIVE

Table A.1 – suite

Nom	Définition	Unité
NH4	Ammonium	$\mu\text{molN.l}^{-1}$
NIT	Bactéries nitrosantes	mgC.l^{-1}
NO2	Nitrite	$\mu\text{molN.l}^{-1}$
NO3	Nitrate	$\mu\text{molN.l}^{-1}$
OXY	Oxygène dissous	$\mu\text{molO}_2.\text{l}^{-1}$
PIT	Phosphore inorganique total	$\mu\text{molP.l}^{-1}$
PO4	Orthophosphates	$\mu\text{molP.l}^{-1}$
SED	Matière déposée	g.m^{-2}
SIB	Silice particulaire amorphe non vivante	$\mu\text{molSi.l}^{-1}$
SIO	Silice dissoute	$\mu\text{molSi.l}^{-1}$
ZOC	Zooplancton cladocère	mgC.l^{-1}
ZOR	Zooplancton rotifère	mgC.l^{-1}

TABLE A.2 – Paramètres de RIVE utilisés dans le modèle SWAT-RIVE pour les applications sur les bassins de la Vienne et de la Garonne

Nom	Description	Unité	Valeur Vienne (Garonne)
Benthos			
ctnBBS	Contenu initial des sédiments déposés en silice biogénique	mmol.kgsed^{-1}	180
ctnBFE	Contenu initial des sédiments déposés en bactéries fécales	$1000.\text{kgsed}^{-1}$	5000
ctnBPI	Contenu initial des sédiments déposés en phosphore inorganique	mmol.kgsed^{-1}	15
ctnHB1	Contenu initial des sédiments déposés en matière organique rapidement biodégradable	gC.kgsed^{-1}	0,3
ctnHB2	Contenu initial des sédiments déposés en matière organique lentement biodégradable	gC.kgsed^{-1}	1,2
ctnHB3	Contenu initial des sédiments déposés en matière organique réfractaire	gC.kgsed^{-1}	8,5
dens	Densité de la matière sédimentée	g.m^{-3}	$2,3 \cdot 10^6$
Dfrive	Coefficient de diffusion dans les sédiments	$\text{m}^2.\text{h}^{-1}$	0,00003
Phif	Porosité de la couche de sédiments fluides		0,88
SEDo	Seuil du stock de sédiments	g.m^{-2}	750
tassmax	Tassement maximal	h^{-1}	0,0005
Phytoplancton			
alfcya	Capacité photosynthétique cya.	h^{-1}	0,0012
alfdia	Capacité photosynthétique dia.	h^{-1}	0,0012

Table A.2 – suite

Nom	Description	Unité	Valeur Vienne (Garonne)
alfgra	Capacité photosynthétique gra.	h^{-1}	0,0012
cespcya	Coût énergétique de la biosynthèse cya.	-	0,5
cespdia	Coût énergétique de la biosynthèse dia.	-	0,5
cespgra	Coût énergétique de la biosynthèse gra.	-	0,5
dticya	Gamme de température cya.	$^{\circ}C$	12
dtidia	Gamme de température dia.	$^{\circ}C$	13
dtigra	Gamme de température gra.	$^{\circ}C$	15
kcr20cya*	Taux de catabolyse des produits de réserve cya.	h^{-1}	0,2
kcr20dia*	Taux de catabolyse des produits de réserve dia.	h^{-1}	0,2
kcr20gra*	Taux de mcatabolyse des produits de réserve gra.	h^{-1}	0,2
kdf20cya*	Taux de mortalité maximal cya.	h^{-1}	0,015
kdf20dia*	Taux de mortalité maximal dia.	h^{-1}	0,0075 (0,004)
kdf20gra*	Taux de mortalité maximal gra.	h^{-1}	0,015 (0,004)
kmax20cya*	Taux de photosynthèse maximal cya.	h^{-1}	0,1
kmax20dia*	Taux de photosynthèse maximal dia.	h^{-1}	0,2
kmax20gra*	Taux de photosynthèse maximal gra.	h^{-1}	0,25
Kpncya	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'azote cya.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	1,0
Kpndia	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'azote dia.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	1,0
Kpngra	Constante de demi-saturation vis-à-vis de l'azote gra.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	1,0
Kppcya	Constante de demi-saturation vis-à-vis du phosphore cya.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	2,0
Kppdia	Constante de demi-saturation vis-à-vis du phosphore dia.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	0,5
Kppgra	Constante de demi-saturation vis-à-vis du phosphore gra.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	2,0
KpSi	Constante de demi-saturation vis-à-vis de la silice dia.	$\mu\text{mol.l}^{-1}$	7,0
kscya	Constante de demi-saturation cya.	-	0,06
ksdia	Constante de demi-saturation dia.	-	0,06
ksgra	Constante de demi-saturation gra.	-	0,06
maint20cya*	Coefficient de respiration de maintenance cya.	h^{-1}	0,002
maint20dia*	Coefficient de respiration de maintenance dia.	h^{-1}	0,002

Annexe A. Variables d'état et paramètres du module RIVE dans SWAT-RIVE

Table A.2 – suite

Nom	Description	Unité	Valeur Vienne (Garonne)
maint20gra*	Coefficient de respiration de maintenance gra.	h^{-1}	0,002
mufmax20cya*	Taux de croissance maximal cya.	h^{-1}	0,025
mufmax20dia*	Taux de croissance maximal dia.	h^{-1}	0,05
mufmax20gra*	Taux de croissance maximal gra.	h^{-1}	0,05 (0,09)
srmax20cya*	Taux de synthèse maximal des produits de réserve cya.	h^{-1}	0,075
srmax20dia*	Taux de synthèse maximal des produits de réserve dia.	h^{-1}	0,1
srmax20gra*	Taux de synthèse maximal des produits de réserve gra.	h^{-1}	0,25
toptcya	Température optimale cya.	$^{\circ}C$	37
toptdia	Température optimale dia.	$^{\circ}C$	21
toptgra	Température optimale gra.	$^{\circ}C$	37
vscya	Vitesse de chute cya.	$m.h^{-1}$	0,006
vsdia	Vitesse de chute dia.	$m.h^{-1}$	0,006
vsgra	Vitesse de chute gra.	$m.h^{-1}$	0,001
Zooplankton			
dtizc	Gamme de température microcrustacés	$^{\circ}C$	10
dtizr	Gamme de température rotifères	$^{\circ}C$	10
grmax20c*	Taux de broutage microcrustacés	h^{-1}	0,05
grmax20r*	Taux de broutage rotifères	h^{-1}	0,1
kdz20c*	Taux de mortalité maximal microcrustacés	h^{-1}	0,001
kdz20r*	Taux de mortalité maximal rotifères	h^{-1}	0,001
Kphyc	Constante de demi-saturation pour le phytoplancton microcrustacés	$mgC.l^{-1}$	0,4
Kphyr	Constante de demi-saturation pour le phytoplancton rotifères	$mgC.l^{-1}$	0,4
muzopt20c	Taux de croissance maximal microcrustacés	h^{-1}	0,015
muzopt20r	Taux de croissance maximal rotifères	h^{-1}	0,025
phy0c	Seuil de concentration en phytoplancton au dessus duquel le broutage a lieu microcrustacés	$mgC.l^{-1}$	0,025
phy0r	Seuil de concentration en phytoplancton au dessus duquel le broutage a lieu rotifères	$mgC.l^{-1}$	0,025
toptzc	Température optimale microcrustacés	$^{\circ}C$	25
toptzr	Température optimale rotifères	$^{\circ}C$	25
Lamellibranches			
dtibenth	Gamme de température	$^{\circ}C$	15

Table A.2 – suite

Nom	Description	Unité	Valeur Vienne (Garonne)
grbenth20	Taux de filtration	$\text{m}^3.\text{gDW}^{-1}.\text{h}^{-1}$	0,001
moul	Biomasse des filtreurs benthiques	$\text{gDW}.\text{m}^{-2}$	10
toptbenth	Température optimale	$^{\circ}\text{C}$	30
Bacterioplancton			
bmax20l*	Taux maximal de prélèvement du substrat grandes bactéries	h^{-1}	0,6
bmax20s*	Taux maximal de prélèvement du substrat petites bactéries	h^{-1}	0,16
dtibl	Gamme de température grandes bactéries	$^{\circ}\text{C}$	12
dtibs	Gamme de température petites bactéries	$^{\circ}\text{C}$	17
e1max20l*	Taux maximal de l'hydrolyse de HD1 grandes bactéries	h^{-1}	0,75
e1max20s*	Taux maximal de l'hydrolyse de HD1 petites bactéries	h^{-1}	0,75
e2max20l*	Taux maximal de l'hydrolyse de HD2 grandes bactéries	h^{-1}	0,25
e2max20s*	Taux maximal de l'hydrolyse de HD2 petites bactéries	h^{-1}	0,25
epsd1	Fraction de HD1 dans les produits de la lyse	-	0,2
epsd2	Fraction de HD2 dans les produits de la lyse	-	0,2
epsd3	Fraction de HD3 dans les produits de la lyse	-	0,1
epsp1	Fraction de HP1 dans les produits de la lyse	-	0,2
epsp2	Fraction de HP2 dans les produits de la lyse	-	0,2
epsp3	Fraction de HP3 dans les produits de la lyse	-	0,1
k1b20*	Taux maximal de dégradation de HP1	h^{-1}	0,005
k2b	Taux de dégradation de HP2	h^{-1}	0,00025
kdb20l*	Taux de lyse des grandes bactéries	h^{-1}	0,05
kdb20s*	Taux de lyse des petites bactéries	h^{-1}	0,02
KH1s	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de HD1	$\text{mgC}.\text{l}^{-1}$	0,25
KH2s	Constante de demi-saturation pour l'hydrolyse de HD2	$\text{mgC}.\text{l}^{-1}$	2,5
Ksl	Constante de demi-saturation pour le prélèvement du substrat grandes bactéries	$\text{mgC}.\text{l}^{-1}$	0,1
Kss	Constante de demi-saturation pour le prélèvement du substrat petites bactéries	$\text{mgC}.\text{l}^{-1}$	0,1

Annexe A. Variables d'état et paramètres du module RIVE dans SWAT-RIVE

Table A.2 – suite

Nom	Description	Unité	Valeur Vienne (Garonne)
toptbl	Température optimale grandes bactéries	°C	22
toptbs	Température optimale petites bactéries	°C	20
vsbag	Vitesse de chute grandes bactéries	m.h ⁻¹	0,02
vsbap	Vitesse de chute petites bactéries	m.h ⁻¹	0,0
vsmhp	Vitesse de chute HP	m.h ⁻¹	0,05 (0,006)
Ybl	Rendement de croissance grandes bactéries	-	0,25
Ybs	Rendement de croissance petites bactéries	-	0,25
Dynamiques de l'azote			
dtinat	Gamme de température NAT	°C	15
dtinit	Gamme de température nitrifying bacteria	°C	15
kd20nat*	Taux de mortalité maximal bactéries nitratantes	h ⁻¹	0,01
kd20nit*	Taux de mortalité maximal bactéries nitritantes	.h ⁻¹	0,01
kNH4nit	Constante de demi-saturation pour NH ₄ ⁺	µmol.l ⁻¹	110
kO2nit	Constante de demi-saturation pour l'O ₂	µmol.l ⁻¹	20
kO2nat	Constante de demi-saturation pour l'O ₂	µmol.l ⁻¹	34
kNO2nat	Constante de demi-saturation pour NO ₂	µmol.l ⁻¹	3
munatmax20*	Taux de croissance maximal bactéries nitratantes	.h ⁻¹	0,04
munitmax20*	Taux de croissance maximal bactéries nitrosantes	.h ⁻¹	0,046
pNden	Coefficient de production de N ₂ O	molN ₂ O.molNO ₃ ⁻ ⁻¹	0,025
toptnat	Température optimale bactéries nitratantes	°C	23
toptnit	Température optimale bactéries nitrosantes	°C	23
vsnat	Vitesse de chute bactéries nitratantes	m.h ⁻¹	0,01
vsnit	Vitesse de chute bactéries nitrosantes	m.h ⁻¹	0,01
Ynat	Rendement de croissance bactéries nitratantes	mgC.µmolN ⁻¹	0,00182
Ynit	Rendement de croissance bactéries nitritantes	mgC.µmolN ⁻¹	0,00182
Phosphore			
Pac	Constante de demi-saturation de l'absorption	µmolP.mgMES ⁻¹	0,1
Kpads	Capacité maximale d'absorption	µmolP.l ⁻¹	1,3
Silica			
kbSi20	Taux de dissolution de la silice	h ⁻¹	0,0001
mSiC	Ratio algal silice/carbone	molSi.molC ⁻¹	0,4
Bacteries fécales			

Table A.2 – suite

Nom	Description	Unité	Valeur Vienne (Garonne)
dtifec	Gamme de température	°C	20
kdfec20	Taux de mortalité des bactéries fécales	h ⁻¹	0,045
toptfec	Température optimale	°C	25
Eclairement			
L1	Photopériode moyenne	h	12
L2	Amplitude	%	0,375

Paramètres du module de biofilm épilithique

TABLE B.1 – Paramètres de l'équation du biofilm épilithique utilisés dans le modèle SWAT-RIVE pour les applications sur les bassins de la Vienne et de la Garonne

Nom	Description	Unité	Valeur Garonne	Valeur Vienne
biofilm_b0	Biomasse initiale du biofilm épilithique	g MSSC.m ⁻²	4	1
mumax_biofilm	Taux de croissance spécifique maximal	j ⁻¹	7,84	0,5
kinv_biofilm	Constante de demi-saturation inverse	g MSSC ⁻¹ .m ²	3,8	3,8
cdet_biofilm	Coefficient de détachement	s.m ⁻³ .j ⁻¹	0,0016	0,0002
biofilm_bmo	Biomasse minimale	g MSSC.m ⁻²	0,00001	0,00001
kI	Coefficient de demi-saturation de l'éclairement	E.m ⁻²	0	4
kp	Coefficient de demi-saturation du phosphore	mg.l ⁻¹	0	0,001

Paramètres calibrés pour la simulation de l'hydrologie

TABLE C.1 – Paramètres de SWAT calibrés pour la simulation de l'hydrologie

Paramètre	Gamme (Défaut)	Vienne amont / Tau- rion	Briançe	Vienne mé- diane	Glane	Clain	Vienne aval et tou- ran- gelle	Creuse amont Au- bus- son/Fresselines	Petite Creuse	Creuse aval	GartempClaise / An- glin	Sensibilité
ESCO	0-1 (0,95)	0,7	0,7	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7	Sensible
CN2	35-98 (*)	-15%	-15%	-5%	-15%	-15%	-5%	-15% / -10%	-5%	-5%	-10% / -5%	Sensible
GW_DELAY	0-500 (31)	4	4	1	1	10	12	1 / 11	1	1	6	Sensible
ALPHA_BF	0-1 (0,048)	0,01/ 0,0315	0,0174	0,0908	0,0329	0,4	0,43	0,022 / 0,0774	0,0266	0,0511	0,5 / 0,6	Sensible
GW_REVAP	0,02-0,2 (0,02)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	Sensible
RCHRG_DP	0-1 (0,05)	0,05	0,2	0,05	0,2	0,5	0,44	0,05	0,2	0,05	0,5	Sensible
ALPHA_BF_D	0-1 (0,01)	0,01	0	0,01	0	0,008	0,01	0,01	0	0,01	0,0075	Sensible en fonction de rcharg_dp
SURLAG	1-24 (2)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	Sensible quand <5
GWQMN	0-5000 (1000)	0	800	1000	200	1500	200	200	100	1000	1500	Peu sensible
REVAPMN	0-1000 (750)	750	750	750	750	750	750	750	750	750	750	Pas sensible

*Variable, par occupation du sol et groupe hydrologique du sol

Comparaison des mesures des campagnes et de la base de données Naiades par saison

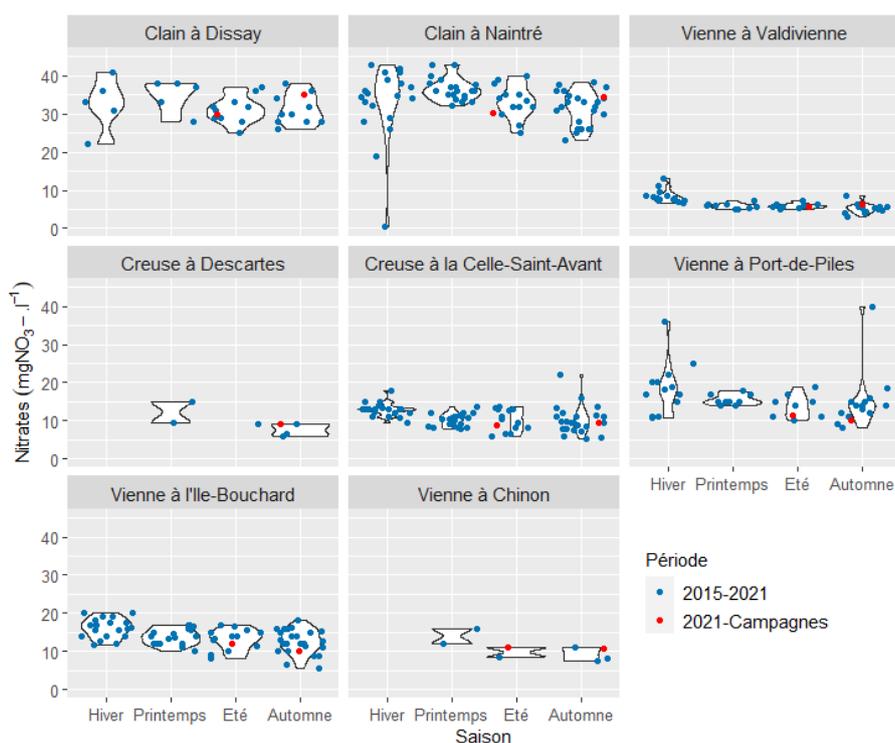


FIGURE D.1 – Concentrations en nitrates mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021) (une valeur extrême, 85 mgNO₃⁻.l⁻¹ à l'Ile-Bouchard au printemps, a été retirée)

Annexe D. Comparaison des mesures des campagnes et de la base de données N_{aïades} par saison

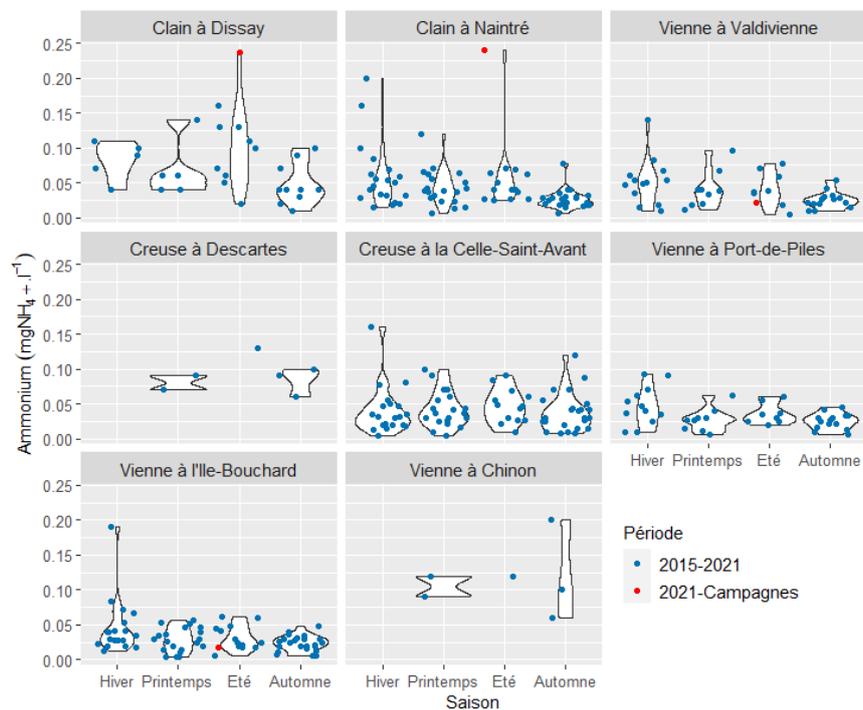


FIGURE D.2 – Concentrations en ammonium mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données N_{aïades} (de 2015 à 2021)

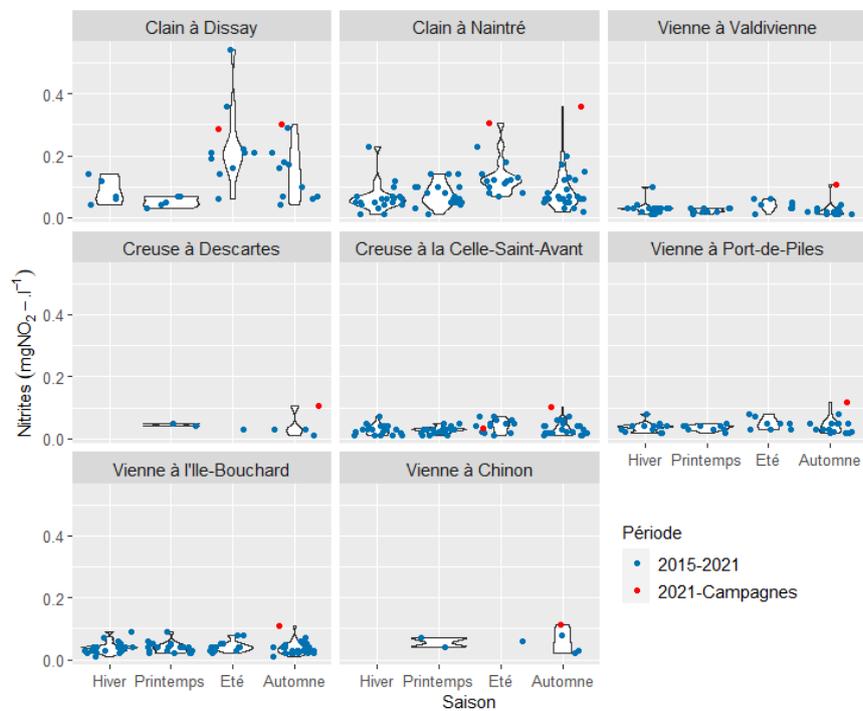


FIGURE D.3 – Concentrations en nitrites mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données N_{aïades} (de 2015 à 2021)

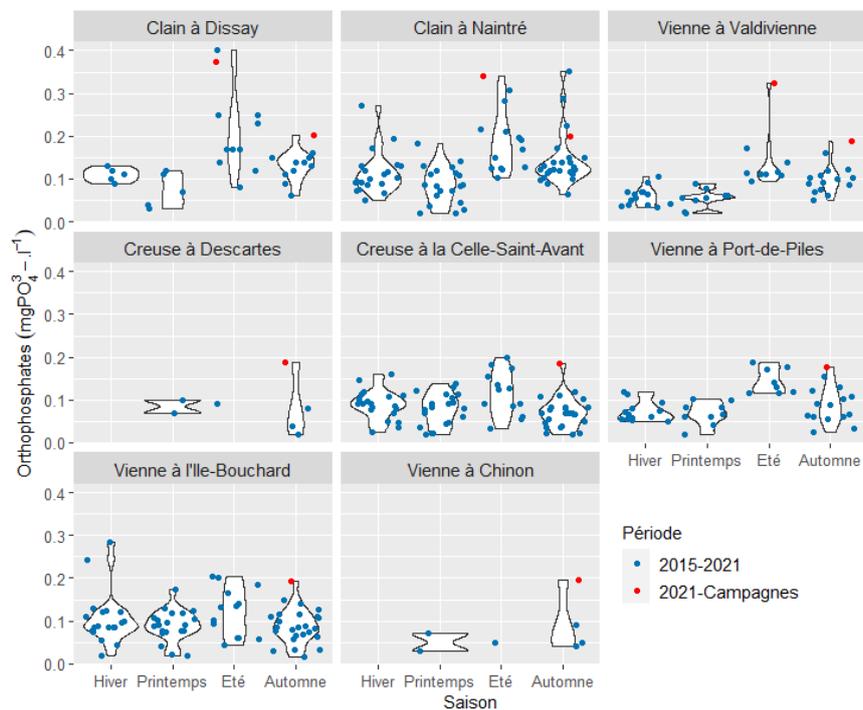


FIGURE D.4 – Concentrations en orthophosphates mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)

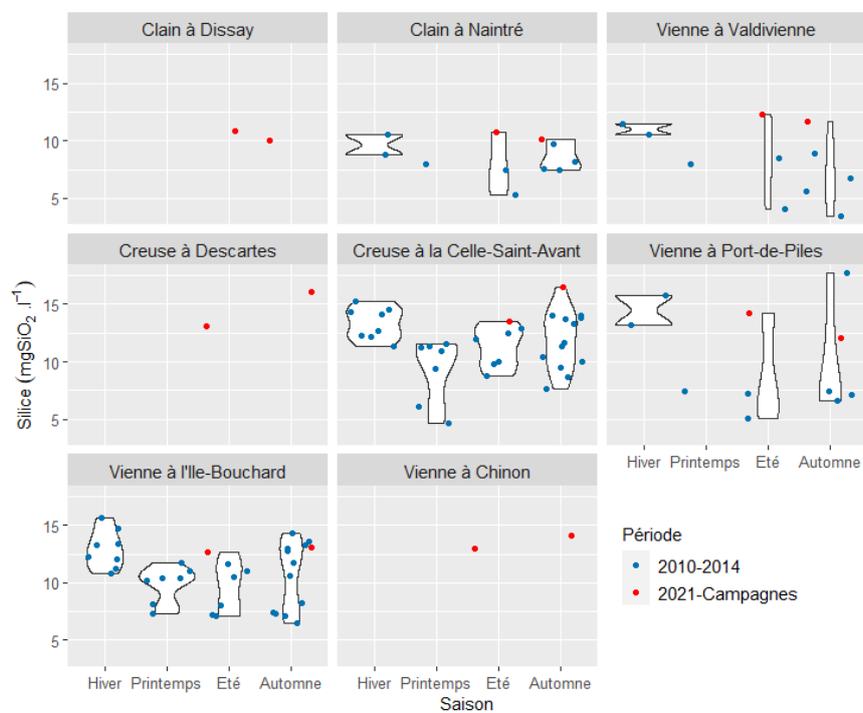


FIGURE D.5 – Concentrations en silice mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2010 à 2014)

**Annexe D. Comparaison des mesures des campagnes et de la base de données
Naiades par saison**

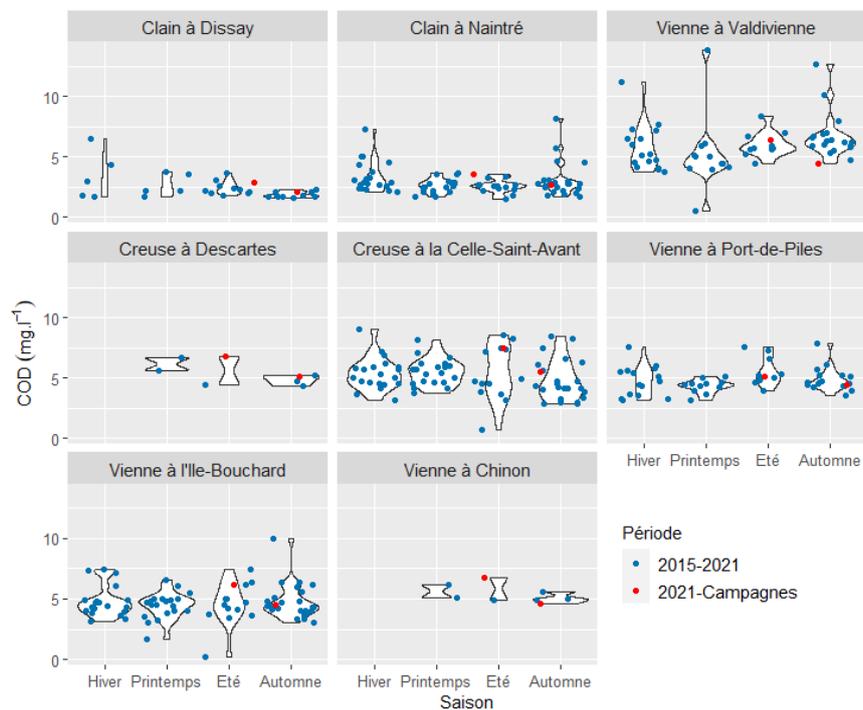


FIGURE D.6 – Concentrations en carbone organique dissous mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)

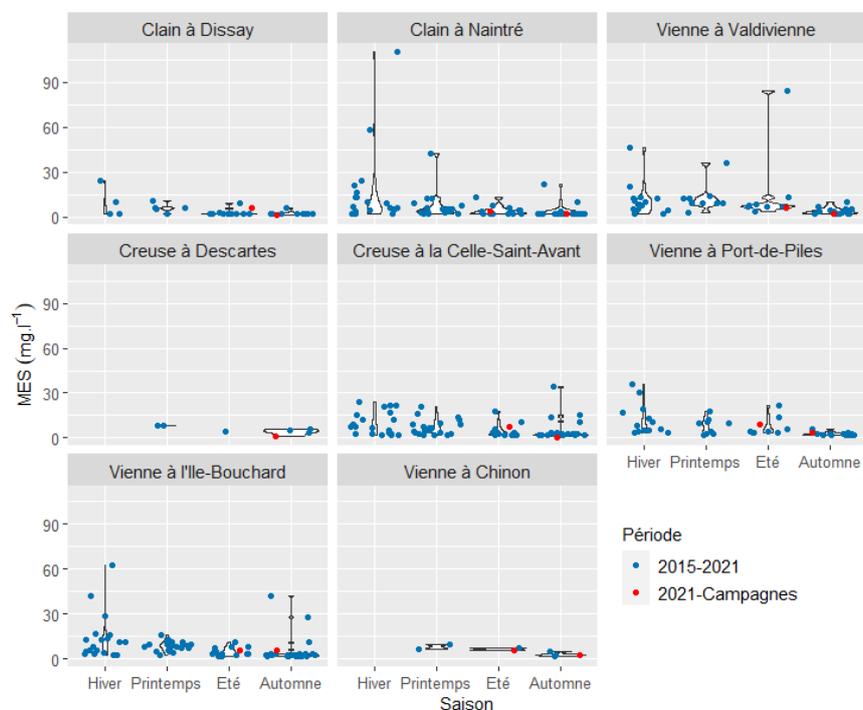


FIGURE D.7 – Concentrations en matières en suspension mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)

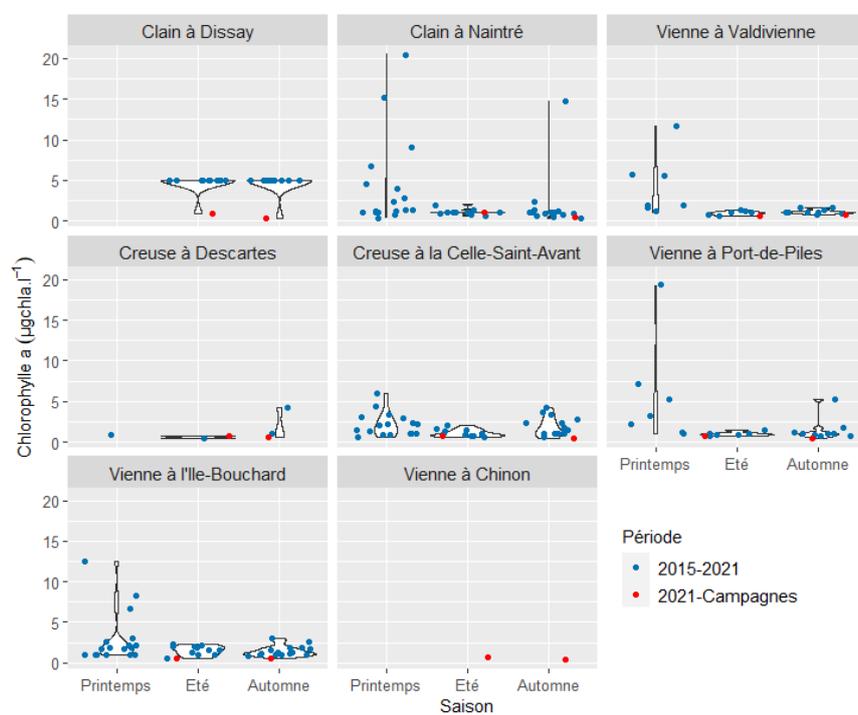


FIGURE D.8 – Concentrations en chlorophylle a mesurées lors des campagnes de mesures (en 2021) et de la base de données Naiades (de 2015 à 2021)

Flux hydrologiques simulés et observés sur le bassin de la Vienne

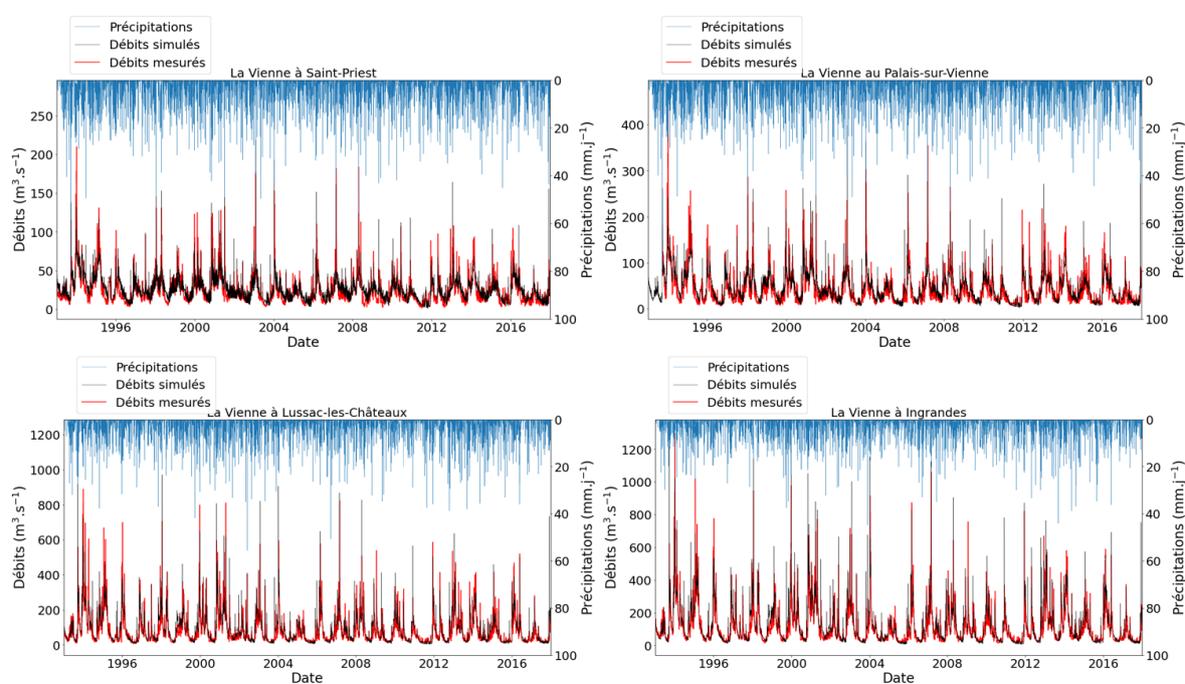


FIGURE E.1 – Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur la Vienne

Annexe E. Flux hydrologiques simulés et observés sur le bassin de la Vienne

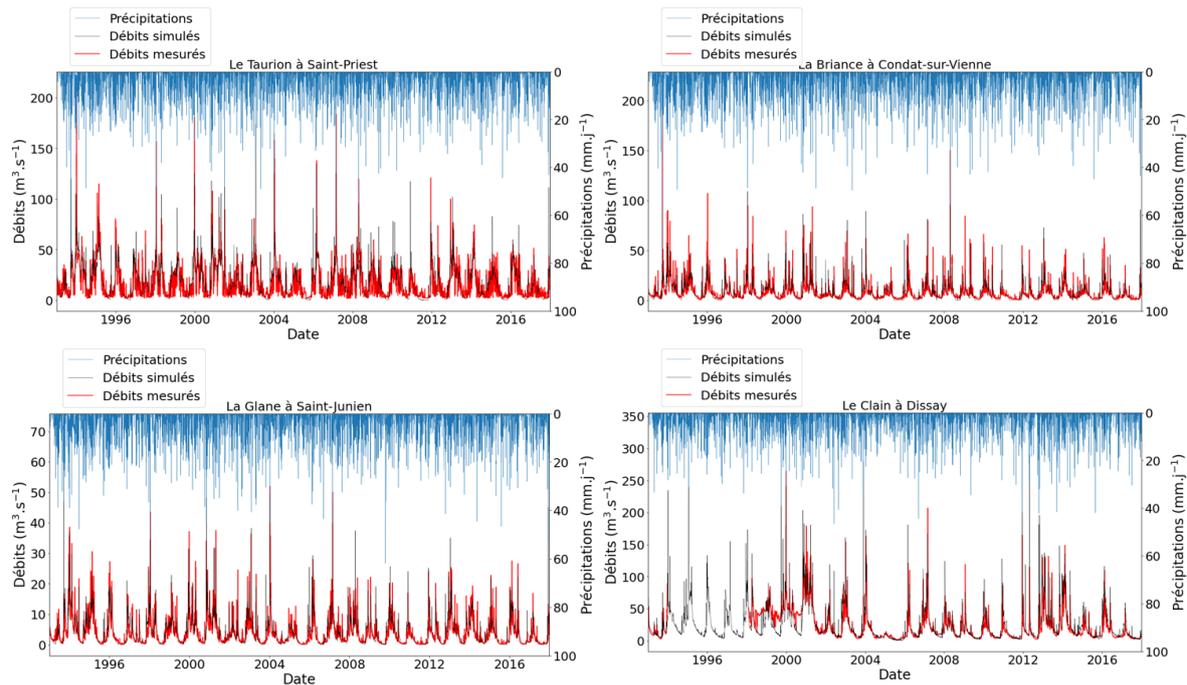


FIGURE E.2 – Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur les affluents de la Vienne (hors Creuse)

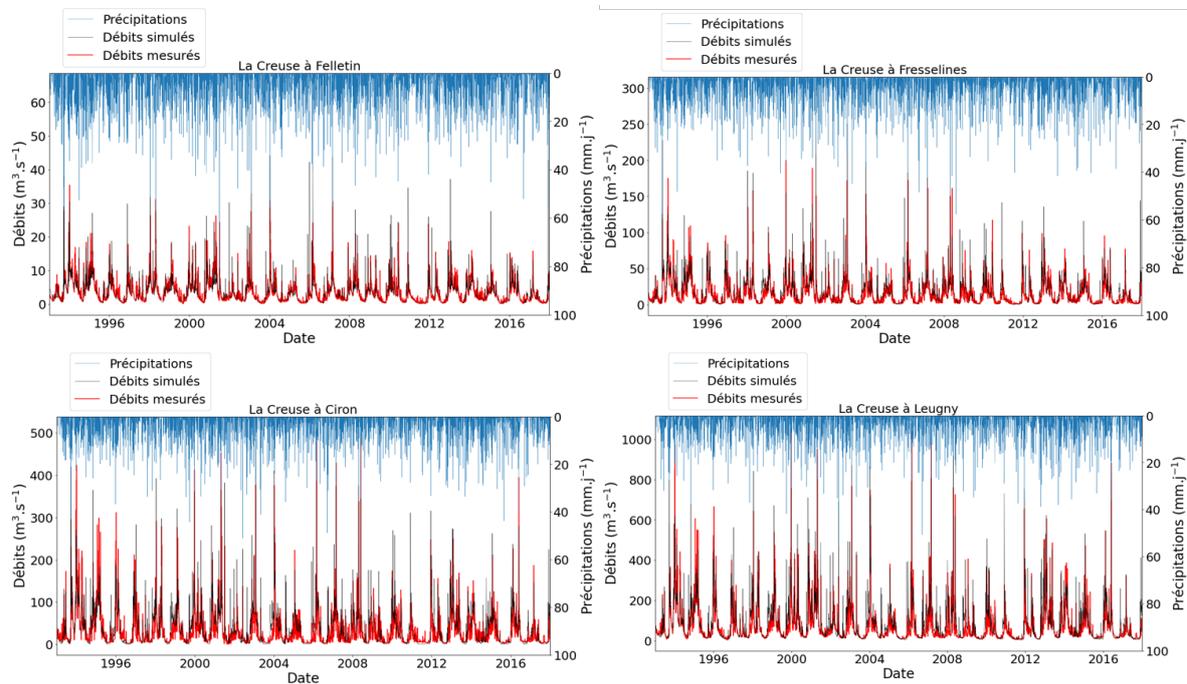


FIGURE E.3 – Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur la Creuse

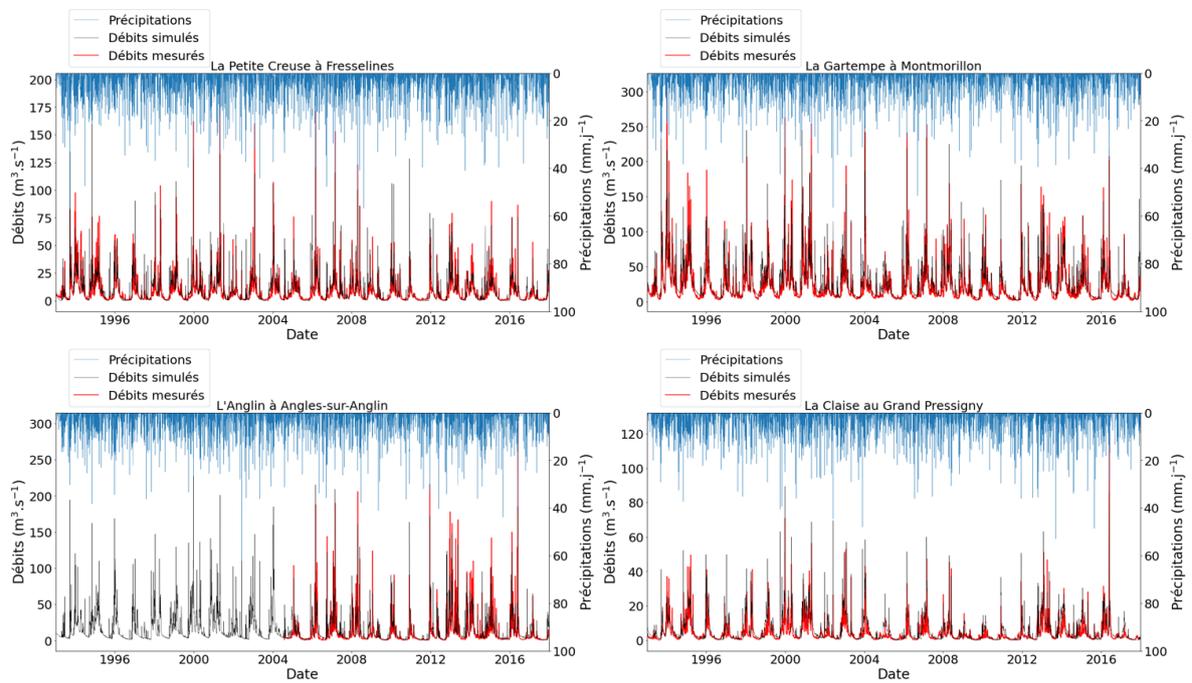


FIGURE E.4 – Flux hydrologiques journaliers simulés et observés sur les affluents de la Creuse

**Concentrations et flux journaliers
de matières en suspension simulés
et observés sur le bassin de la
Vienne**

Annexe F. Concentrations et flux journaliers de matières en suspension simulés et observés sur le bassin de la Vienne

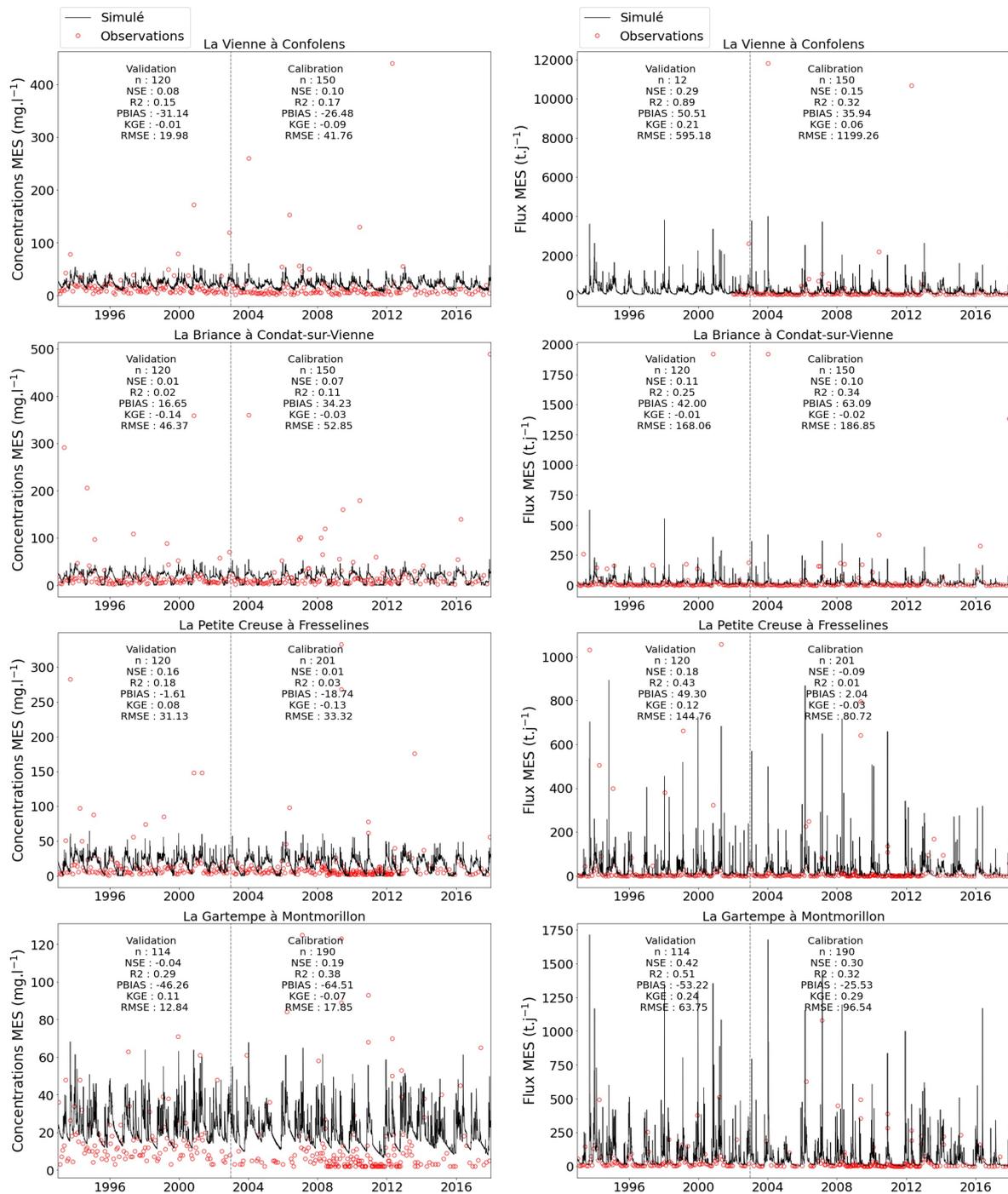


FIGURE F.1 – Concentrations et flux journaliers de matières en suspension simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briance à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

**Concentrations et flux journaliers
simulés et observés sur le bassin de
la Vienne des principales variables
de RIVE**

Annexe G. Concentrations et flux journaliers simulés et observés sur le bassin de la Vienne des principales variables de RIVE

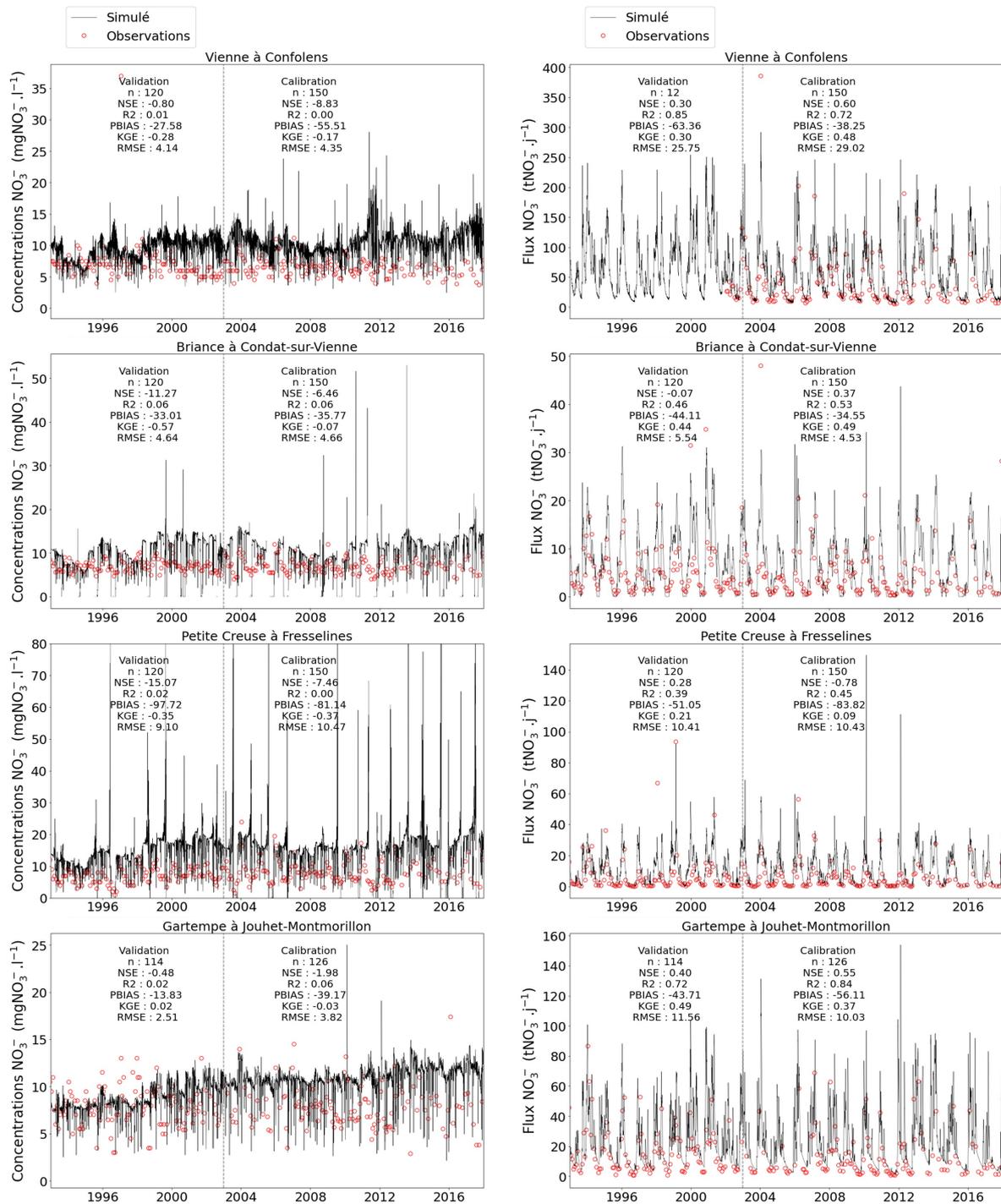


FIGURE G.1 – Concentrations et flux journaliers de nitrates simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançonnais à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

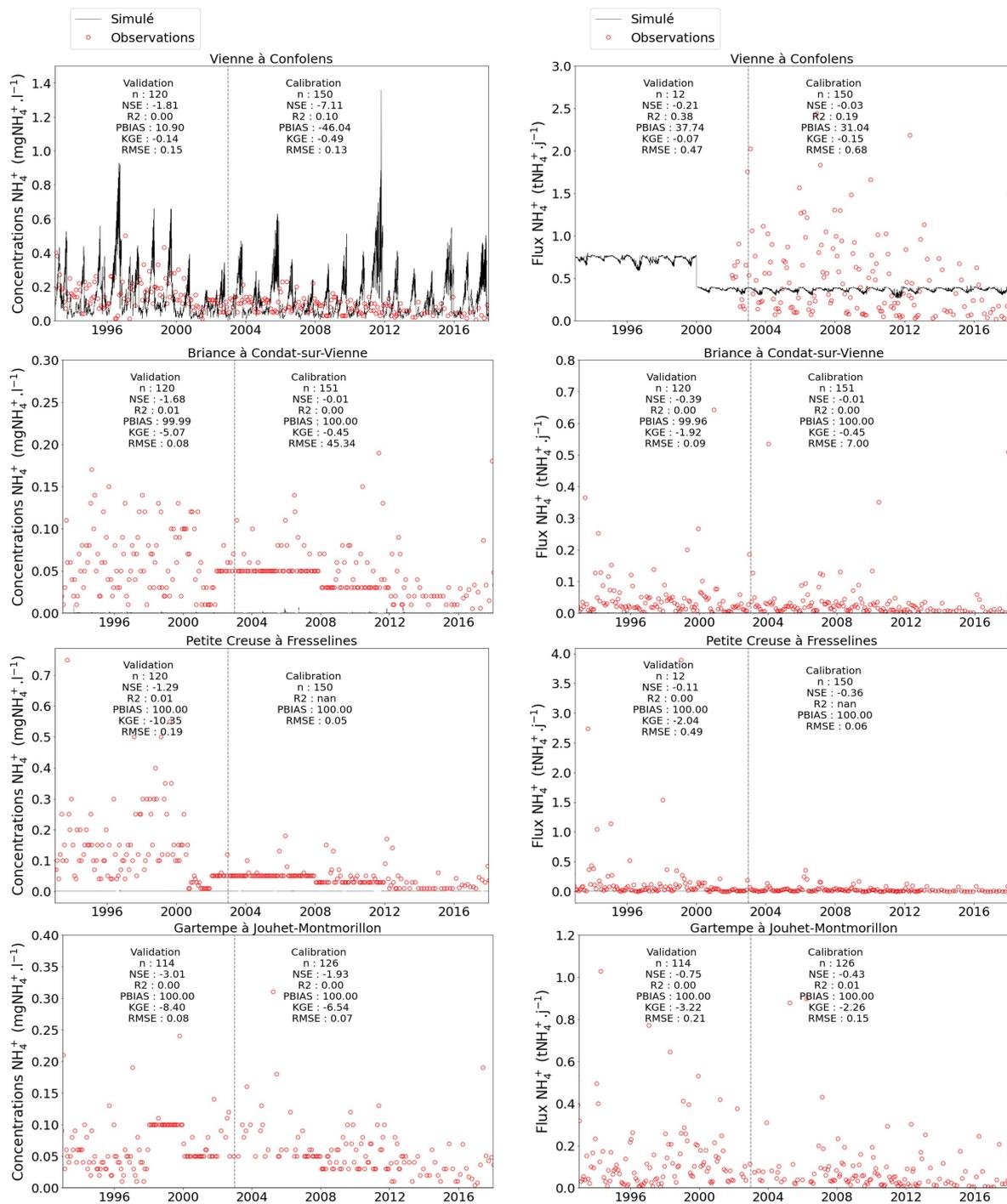


FIGURE G.2 – Concentrations et flux journaliers d’ammonium simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briance à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

Annexe G. Concentrations et flux journaliers simulés et observés sur le bassin de la Vienne des principales variables de RIVE

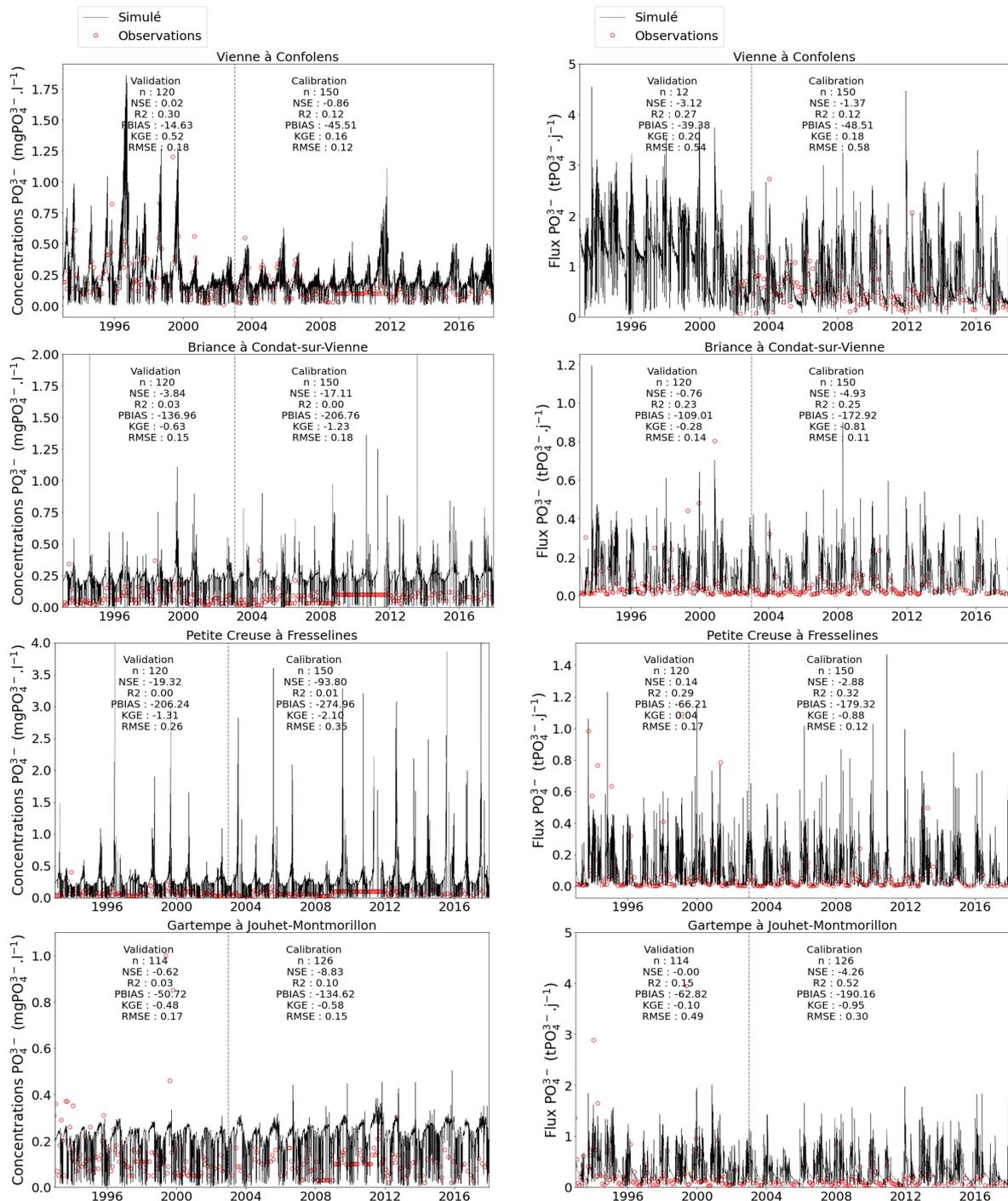


FIGURE G.3 – Concentrations et flux journaliers d’orthophosphates simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briance à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

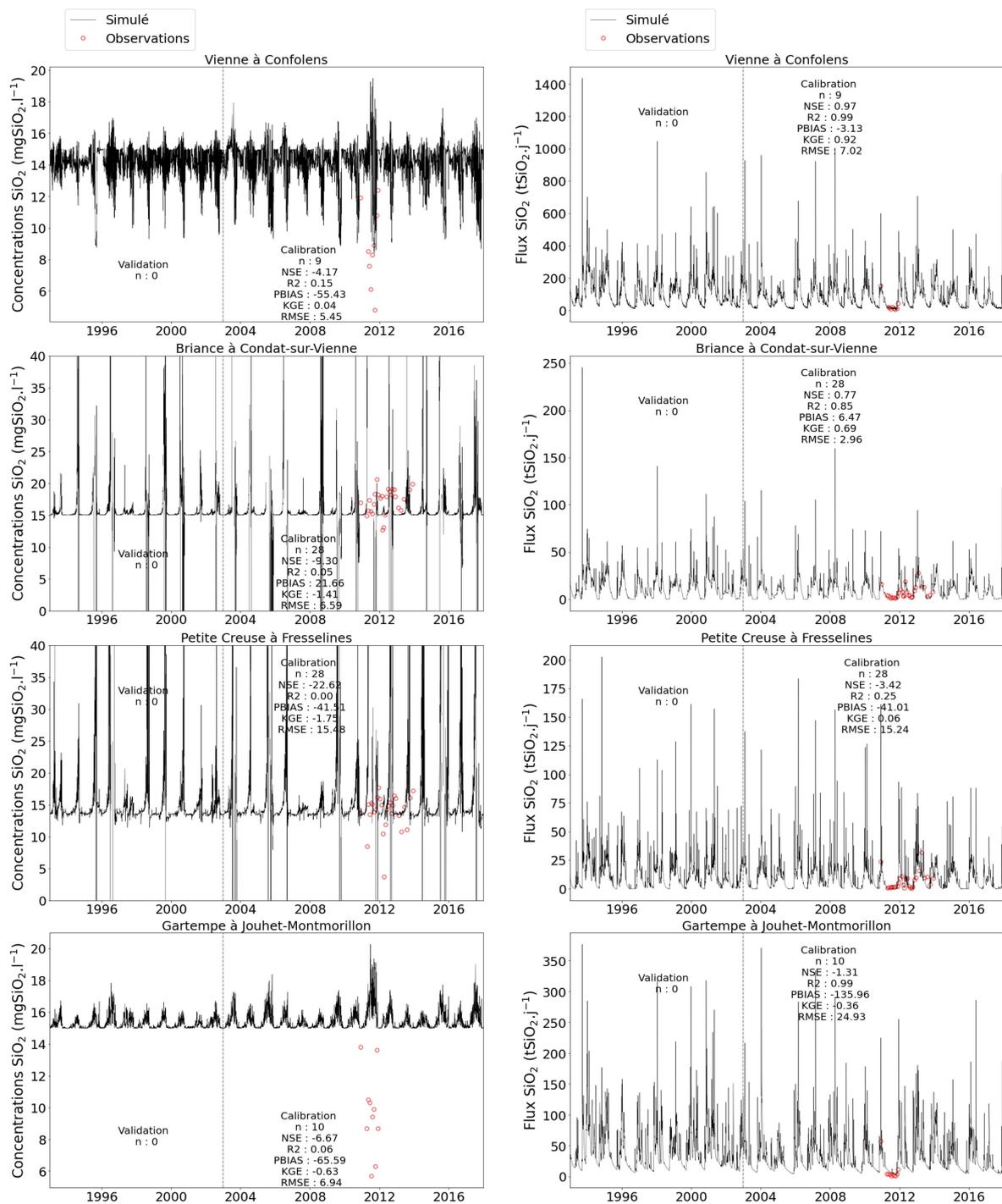


FIGURE G.4 – Concentrations et flux journaliers de silice simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançonnais à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

Annexe G. Concentrations et flux journaliers simulés et observés sur le bassin de la Vienne des principales variables de RIVE

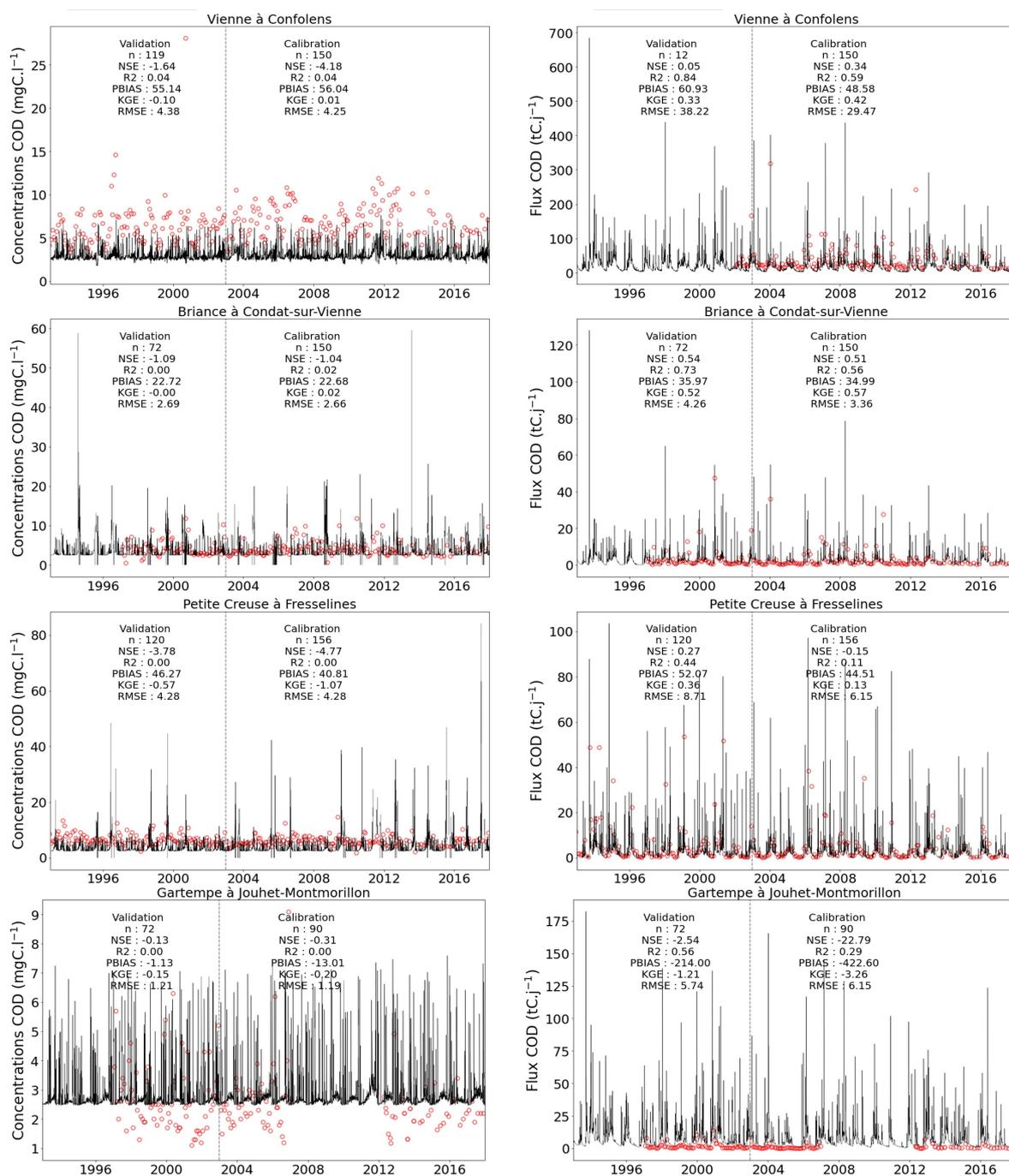


FIGURE G.5 – Concentrations et flux journaliers de carbone organique dissous simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briance à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

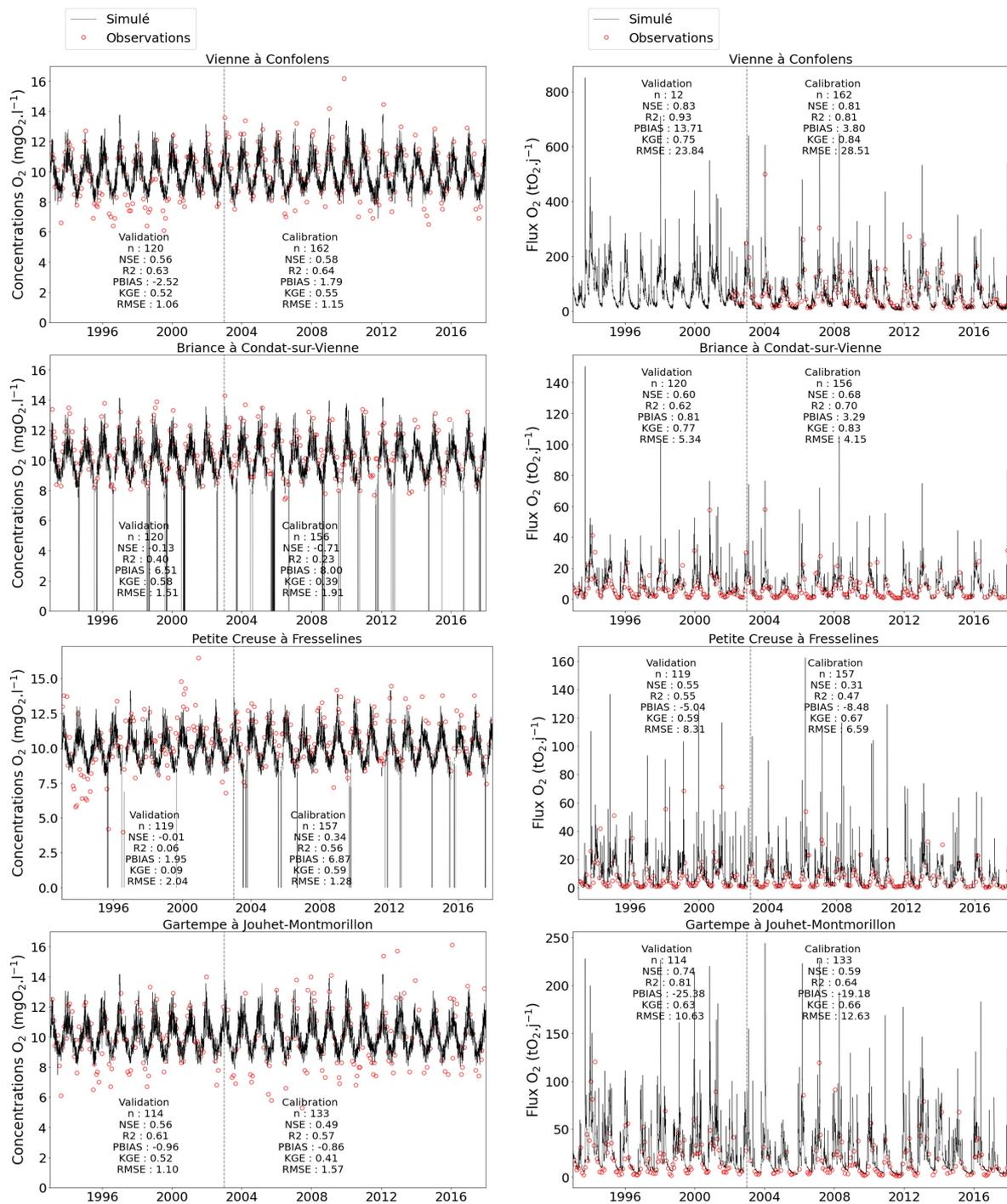


FIGURE G.6 – Concentrations et flux journaliers d’oxygène dissous simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briance à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

Annexe G. Concentrations et flux journaliers simulés et observés sur le bassin de la Vienne des principales variables de RIVE

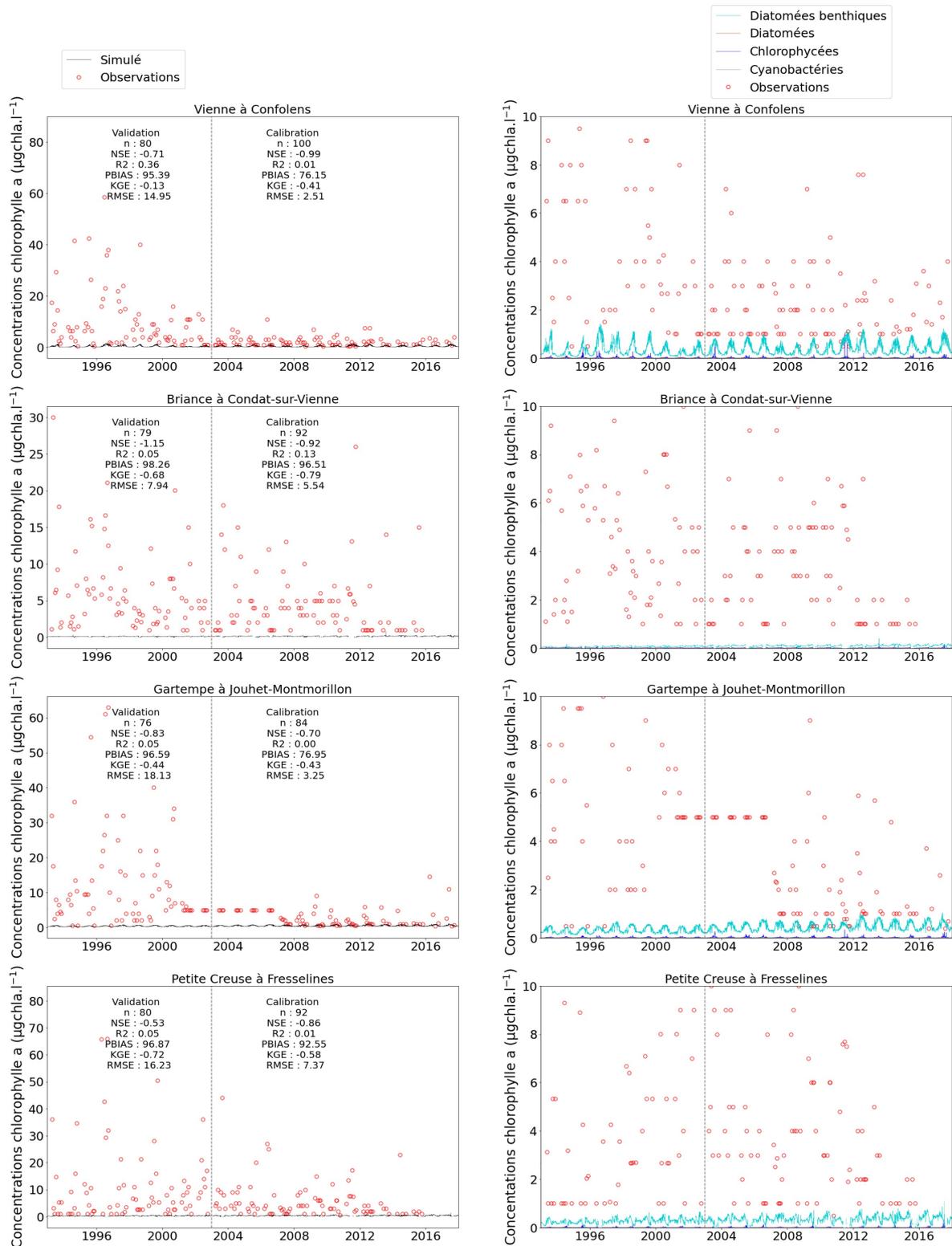


FIGURE G.7 – Concentrations et flux journaliers de chlorophylle a simulés et observés sur la Vienne à Confolens (Vienne médiane), la Briançe à Condat-sur-Vienne (affluent de la Vienne), la Petite Creuse à Fresselines et la Gartempe à Jouhet-Montmorillon (affluents de la Creuse)

Résumé — Dans un contexte de raréfaction et de pollution des eaux, la connaissance des processus de transferts et de régulation des contaminants au sein du bassin versant est essentielle. Par une approche de modélisation, cette thèse s'intéresse principalement au devenir des nitrates à l'échelle du bassin versant. L'objectif est de caractériser et de quantifier les flux de nitrates et leur régulation dans le bassin versant de la Vienne, dans tous les compartiments de l'environnement. Pour cela, le modèle biogéochimique de réseau hydrographique RIVE a été intégré dans le modèle hydro-agro-environnemental à base physique SWAT. La validation du couplage a été faite sur une section de la Garonne du fait des données et des connaissances du fonctionnement physique et biogéochimique des milieux disponibles sur ce secteur. Une équation de croissance et de détachement du biofilm épilithique a également été implémentée dans le modèle SWAT-RIVE afin de représenter les diatomées benthiques, espèce dominante dans la Garonne. Le modèle couplé a permis de mettre en évidence les processus biogéochimiques majoritaires dans le tronçon, notamment la consommation de nitrates par dénitrification benthique. En moyenne, 0,6% des flux de nitrates entrants sont retenus annuellement dans le tronçon. Le modèle SWAT-RIVE a ensuite été appliqué au bassin de la Vienne. Afin d'alimenter spatialement le modèle, deux campagnes de mesures des principaux éléments physico-chimiques (y compris les nitrates et autres formes de l'azote) ont été effectuées sur la Vienne aval et ses deux principaux affluents. Ces données ont également été exploitées, avec l'ensemble des données disponibles, dans une analyse de l'évolution amont-aval des concentrations (de $2 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ en moyenne à $12 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ pour la Vienne), ainsi qu'historique, en appui à la compréhension du système et à la modélisation. A l'échelle du bassin versant, le modèle simule pour la période 1993-2017 une dénitrification dans les sols moyenne de $20 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, éliminant 15% du flux rejoignant le pool de nitrates des sols. Les taux de dénitrification les plus importants sont dans les sols agricoles, associés aux apports de nitrates, et dans les zones humides en lien avec une teneur en eau et une concentration en carbone plus importantes. 8,5% du flux d'azote rejoignant le pool nitrates des sols est transféré au réseau hydrographique. Les apports diffus de nitrates ne présentent pas de tendance significative, excepté le flux souterrain de l'aquifère profond qui diminue légèrement. La majorité de la rétention a lieu dans les versants, la rétention des nitrates simulée dans les cours d'eau est faible : seul 2% des flux de nitrates entrants dans le réseau hydrographique n'est pas exporté à l'exutoire. Le processus in-stream majoritaire est la dénitrification benthique, représentant 54% de la part éliminée, suivie du prélèvement par le biofilm (38%). La dénitrification benthique est plus forte à l'étiage et à l'aval du bassin et des stations d'épuration, en lien avec les quantités de matières organiques sédimentées et les temps de résidence les plus importants. Cette approche holistique permet également d'étudier le transfert d'autres éléments nutritifs, tel que le phosphore, ainsi que l'eutrophisation des cours d'eau et des retenues de barrage. Ce projet de modélisation pourra servir de base pour estimer l'impact sur la quantité et la qualité de l'eau d'évolutions futures, tels que des modifications d'occupation du sol ou des changements climatiques.

Abstract — In a context of water scarcity and pollution, knowledge of contaminant transfer and regulation processes within the watershed is essential. With a modeling approach, this thesis is mainly interested in nitrates fate at watershed scale. The objective is to characterize and quantify nitrate fluxes and their regulation in the Vienne watershed, in all environmental compartments. For this purpose, the drainage network biogeochemical model RIVE was integrated into the physically-based hydro-agro-environmental model SWAT. The validation of the coupling was done on a section of the Garonne river, due to available data and knowledge of the physical and biogeochemical functioning of the environment in this sector. An equation for epilithic biofilm growth and detachment was also implemented in SWAT-RIVE model to represent benthic diatoms, the dominant species in the Garonne. The coupled model was used to highlight the major in-stream biogeochemical processes, including nitrate consumption by benthic denitrification. On average, 0.6% of nitrates inputs is retained annually in the reach. SWAT-RIVE model was then applied to the Vienne river basin. To spatially supply the model, two measurement campaigns of the main physico-chemical elements (including nitrates and other nitrogen forms) were carried out on downstream Vienne and its two main tributaries. These data were also used, along with all the available data, in an analysis of the upstream-downstream evolution of concentrations (from $2 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ on average to $12 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ for the Vienne river), as well as historical evolution, in support of modeling and understanding of the system. At watershed scale, the model simulates an average denitrification in soils of $20 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ for the 1993-2017 period, removing 15% of the flux coming into the soil nitrate pool. The highest denitrification rates are in agricultural soils, associated with nitrate inputs, and in wetlands related to higher water content and carbon concentration. 8.5% of the incoming flow to the soil nitrate pool is transferred to the river system. Nitrates diffuse inputs do not show a significant trend, except for the deep aquifer groundwater flow, which decreases slightly. The majority of retention occurs on the lands, simulated in-stream nitrate retention is low : only 2% of the nitrate fluxes entering the river system are not exported at the outlet. The dominant in-stream process is benthic denitrification, accounting for 54% of the removal, followed by biofilm removal (38%). Benthic denitrification is higher at low water levels and downstream of the watershed and of wastewater treatment plants, due to deposited organic matter quantities and longest residence times. This holistic approach also allows the study of the transfer of other nutrients, such as phosphorus, as well as the eutrophication of rivers and dams. This modeling project can be used as a basis for estimating the impact of future changes, such as land use changes or climate change, on water quantity and quality.
