



HAL
open science

Projet nuts-STeauRY : Inventaire des données d'entrée à la chaîne de modélisation rivière-estuaire et premiers résultats - Modélisation intégrée rivière-estuaire | rapport méthodologie

Vincent Thieu, Antoine Casquin, Goulven G Laruelle, Marie Silvestre, Josette Garnier, Gilles Billen

► To cite this version:

Vincent Thieu, Antoine Casquin, Goulven G Laruelle, Marie Silvestre, Josette Garnier, et al.. Projet nuts-STeauRY : Inventaire des données d'entrée à la chaîne de modélisation rivière-estuaire et premiers résultats - Modélisation intégrée rivière-estuaire | rapport méthodologie. Office Français de la Biodiversité. 2023. hal-04342295

HAL Id: hal-04342295

<https://hal.science/hal-04342295v1>

Submitted on 13 Dec 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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - ShareAlike 4.0 International License



Inventaire des données d'entrée à la chaîne de modélisation rivière-estuaire et premiers résultats

Action N°2 : Modélisation intégrée rivière-estuaire | rapport méthodologie

Vincent THIEU¹, Antoine CASQUIN¹, Goulven G. LARUELLE³, Marie Silvestre², Josette GARNIER¹ et Gilles BILLEN¹

¹ Sorbonne Université, UPMC, CNRS, UMR 7619 METIS, 4 place Jussieu, 75005, PARIS, France

² Université Libre de Bruxelles Département Géosciences, Environnement et Société, 1050, Belgique

³ Fédération Île-de-France de Recherche sur l'Environnement FIRE, CNRS, FR3020, PARIS, France



Table des matières

Table des matières	2
Introduction	3
1. Présentation de la chaîne de modélisation rivière-estuaire	4
1.1. La modélisation PyNuts-Riverstrahler des rivières	4
1.1.1. Le modèle RIVE	4
1.1.2. L'approche de modélisation des réseaux de drainage RIVERSTRAHLER	5
1.1.3. L'environnement de modélisation pyNuts	6
1.1.4. Les unités de simulations rivière	6
1.2. La modélisation des interfaces estuarienne : C-GEM	9
1.2.1. Principe	9
1.2.2. Géométrie estuarienne	10
1.2.3. Discrétisations spatiale et temporelle	11
1.2.4. Le couplage des modèles Rivière –Estuaire	11
2. Inventaire des données de forçage de la chaîne de modélisation	13
2.1. Contraintes hydrologiques	13
2.1.1. Lames d'eau décennales séparées : exemple sur un petit fleuve côtier	13
2.1.2. Validation sur la période 2014-2019	14
2.1.3. Autre forçage hydrologique : lames d'eau séparée en moyennes interannuelles (1991-2020)	15
2.2. Pressions diffuses	15
2.2.1. Concentrations pour les éléments sous forme particulaire par unité de simulation	15
2.2.2. Concentrations pour les éléments sous forme dissoute par unité de simulation	17
2.3. Morphologie et temps de transit des masses d'eau	18
2.4. Température de l'eau	19
2.5. Sources ponctuelles	19
2.6. Réservoirs	20
2.7. Zones humides ripariennes	21
2.8. Chutes d'eau	22
2.9. Prélèvements d'eau	22
2.10. Propriétés géométriques des estuaires	22
3. Résultats préliminaires	24
3.1. Concentrations moyennes (2014-2019)	24
3.2. Dynamiques temporelles des concentrations	25
3.3. Variation longitudinale de la qualité de l'eau	26
3.4. Flux annuels moyens à l'entrée des estuaires par sous-région marine	26
4. Conclusion	28
5. Bibliographie	29

Introduction

Le projet nuts-STeauRY étudie l'apport d'une modélisation intégrée Terre-Mer dans la co-construction de scénarios territorialisés pour limiter l'eutrophisation du littoral français. Ce projet a été financé pour une durée de 3 ans (2020 – 2023) par l'Office français de la Biodiversité (OFB) dans le cadre de l'Appel à manifestations d'intérêt : *Développements en matière de surveillance et d'évaluation de l'état des milieux aquatiques continentaux, littoraux et marins*. Dans ce projet, nous proposons le déploiement inédit à l'échelle de la France métropolitaine d'une suite de modèles éprouvés représentant la cascade des nutriments et du carbone depuis les pratiques agricoles et les sols (modèle GRAFS) le transfert dans les hydrosystèmes (modèle pyNuts-RIVERSTRAHLER) en incluant les estuaires (modèle C-GEM), jusqu'à la zone côtière. Ces outils déjà largement déployés en France métropolitaine offrent (par leur formalisme) une emprise suffisante (identification des pressions et des leviers potentiels) pour pouvoir dialoguer avec les gestionnaires et co-construire des scénarios réalistes visant à atteindre des flux de nutriments « admissibles » à la mer.

Ce rapport a pour objectif de présenter les outils de modélisation, leurs raffinements spatial et temporel, ainsi que l'ensemble des données et des hypothèses retenues pour la préparation des forçages de la chaîne de modélisation rivière-estuaire.

Des résultats préliminaires sont également proposés pour la modélisation rivière uniquement (sachant qu'un livrable sera ensuite dédié à l'implémentation du modèle d'estuaire C-GEM à l'ensemble du littoral).

1. Présentation de la chaîne de modélisation rivière-estuariers

1.1. La modélisation PyNuts-Riverstrahler des rivières

Le modèle biogéochimique pyNuts-Riverstrahler permet de concilier une représentation mécaniste des processus microscopiques opérant dans le continuum aquatique (modèle RIVE), avec suffisamment de généralité pour être appliqué à des domaines d'études nationaux et même continentaux. Ce modèle s'est en premier lieu appuyé sur des bases de données paneuropéennes pour modéliser tous les principaux fleuves européens de la façade atlantique nord-est. Une nouvelle configuration du modèle est aujourd'hui proposée à l'échelle de la France métropolitaine, en utilisant des bases de données nationales plus fines spatialement, ainsi que les recherches les plus récentes permettant d'estimer les apports aux hydrosystèmes des bassins-versants français.

1.1.1. Le modèle RIVE

Le modèle biogéochimique RIVE (inclus dans pyNuts-Riverstrahler) est en constante évolution depuis 1994 (Billen et al., 1994). Il vise à représenter le fonctionnement biogéochimique d'une masse d'eau, en simulant les concentrations en oxygène, en nutriments dissous (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SiO_2) et particulaires (phosphore particulaire inorganique, silice biogénique, matière organique particulaire), les matières en suspension, le carbone organique dissous et particulaire (3 classes de biodégradabilité), les gaz dissous (CO_2 , N_2O et CH_4) et leurs échanges avec l'atmosphère. Ce modèle prend également en compte les échanges et les transformations dans le compartiment benthique (matière organique benthique, phosphore particulaire inorganique, silice biogénique benthique, Billen et al., 2015). Le modèle RIVE s'est construit autour de différents modules décrivant respectivement la dégradation microbienne de la matière organique par les bactéries hétérotrophes (module HSB, Billen et al. 1988), la croissance phytoplanctonique (module Aquaphy, Lancelot et al. 1991), ainsi que le cycle des éléments nutritifs (Billen et al., 1994) et plus récemment les formes inorganiques du carbone (Marescaux et al 2020). (Figure 1).

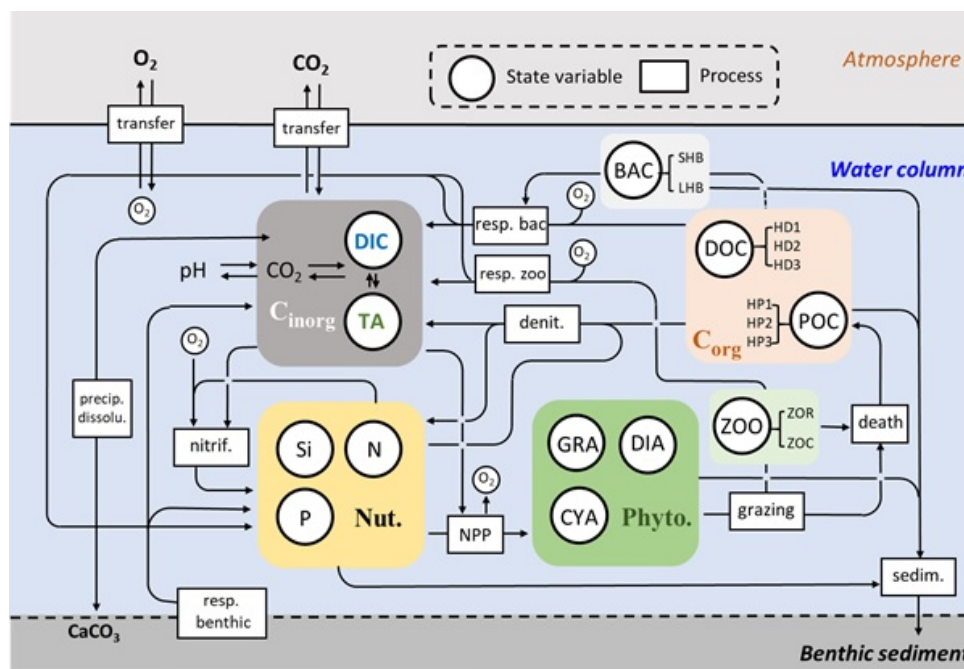


Figure 1. Schéma simplifié du modèle RIVE adapté de Yan et al. 2022

La plupart des paramètres cinétiques impliqués dans ce modèle biogéochimique ont été déterminés par des expériences de terrain ou de laboratoire dans des conditions contrôlées et sont fixés a priori. Ils ne nécessitent donc pas de procédure de calibration lors de l'exécution du modèle.

Le code RIVE mobilise actuellement plusieurs équipes de recherche, et est disponible sous les termes de la licence publique Eclipse 2.0 (voir aussi : <https://www.federation-fire.cnrs.fr/rive/>).

1.1.2. L'approche de modélisation des réseaux de drainage RIVERSTRAHLER

L'approche Riverstrahler est basée sur une description lagrangienne de la circulation des masses d'eau dans les réseaux hydrographiques. Elle permet de calculer les variations spatiales et saisonnières (avec une résolution temporelle de 10 jours) du débit d'eau et de la qualité de l'eau d'un réseau hydrographique théorique, en se basant sur le modèle biogéochimique RIVE (où les processus sont décrits avec une résolution infra horaires). Les sources ponctuelles et diffuses de nutriments, ainsi que d'autres contraintes doivent être fournies au modèle comme données d'entrée.

L'une des principales caractéristiques de l'approche RIVERSTRAHLER réside dans sa capacité à adapter sa résolution spatiale en fonction des objectifs de modélisation et/ou de la connaissance du territoire d'étude et/ou de la résolution spatiale des données décrivant les contraintes terrestres s'appliquant aux hydrosystèmes. En effet, le réseau hydrographique y est décrit comme une combinaison de quatre types d'objets (Figure 2).

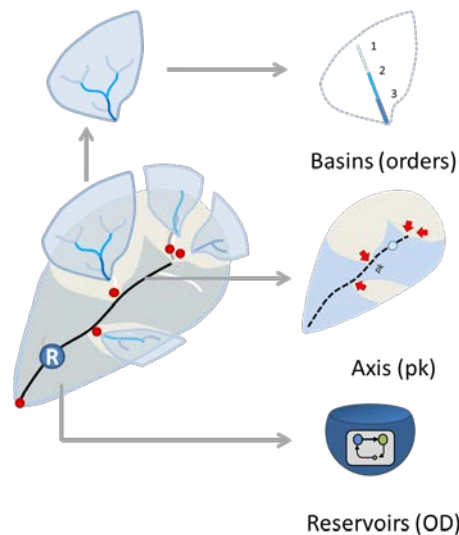


Figure 2. Principe des objets idéalisés pris en compte par le modèle Riverstrahler pour former des unités de modélisation à résolution spatiale variable.

Pour les objets « **bassin versant** », une description idéalisée est utilisée, basée sur le concept de l'ordre des cours d'eau de Strahler (Strahler, 1957). La complexité du réseau fluvial est remplacée par un schéma régulier de confluences de rivières d'ordre croissant avec des caractéristiques morphologiques moyennes, de sorte que seul le fonctionnement biogéochimique moyen de chaque ordre de cours d'eau est simulé (simulation lagrangienne kilométrique sur des longueurs moyennes d'ordre de Strahler).

Les **objets** « **axe** » représentent des unités de modélisation spatialement plus précises, où les calculs sont effectués à chaque **kilomètre réel** de rivière. Cela permet de prendre en compte, de manière spatialement explicite, l'impact des stations de traitement des eaux usées, les apports directs d'un affluent, ou encore les prélèvements d'eau dans le réseau hydrographique. Les apports diffus quant à eux sont répartis de manière homogène et semi-distribuée le long de chaque ordre des "objets-axes".

Les **objets** « **réservoir** » permettent de prendre en compte les nombreux barrages qui régulent les cours d'eau. Ils sont considérés comme des annexes hydrauliques, connectés à des objets de type « axe », en « série » (ouvrage de vallée noyée) ou bien en dérivation (régulation par prises et restitutions d'eau). Leur morphologie individuelle est paramétrable, ainsi que les débits journaliers d'entrée et de sortie, afin d'évaluer l'altération qualitative et quantitative sur l'eau en aval.

Afin de mieux représenter/individualiser certaines hétérogénéités le long d'un objet de type « axe », il est également possible de soustraire certaines portions de sous bassins alimentant un objet axe. Cela constitue un quatrième type d'objet : « **les bassins d'axe** ». Ces unités ne seront pas simulées à l'aide du modèle RIVE, mais les apports qui s'y concentrent seront explicitement concentrés au point de confluence avec l'objet « **axe** ». Cette alternative permet notamment de pallier à une représentation spatiale dégradée (semi-distribuée) des pressions diffuses le long des principaux axes simulés.

1.1.3. L'environnement de modélisation pyNuts

L'environnement de modélisation pyNuts (Figure 3) est un *framework* python qui rassemble :

- Une collection de méthodes de prétraitement pour les données brutes spatialement explicites décrivant les contraintes naturelles et anthropiques pour le calcul des entrées
- Le modèle fluvial RIVESTRAHLER (incluant le code biogéochimique RIVE)
- La sauvegarde dans une base de données relationnelle PostgreSQL+PostGIS de l'ensemble des contraintes, des méthodes de calculs et des résultats de la modélisation.
- Des scripts permettant la visualisation rapide des résultats de la modélisation ainsi que la comparaison aux observations.

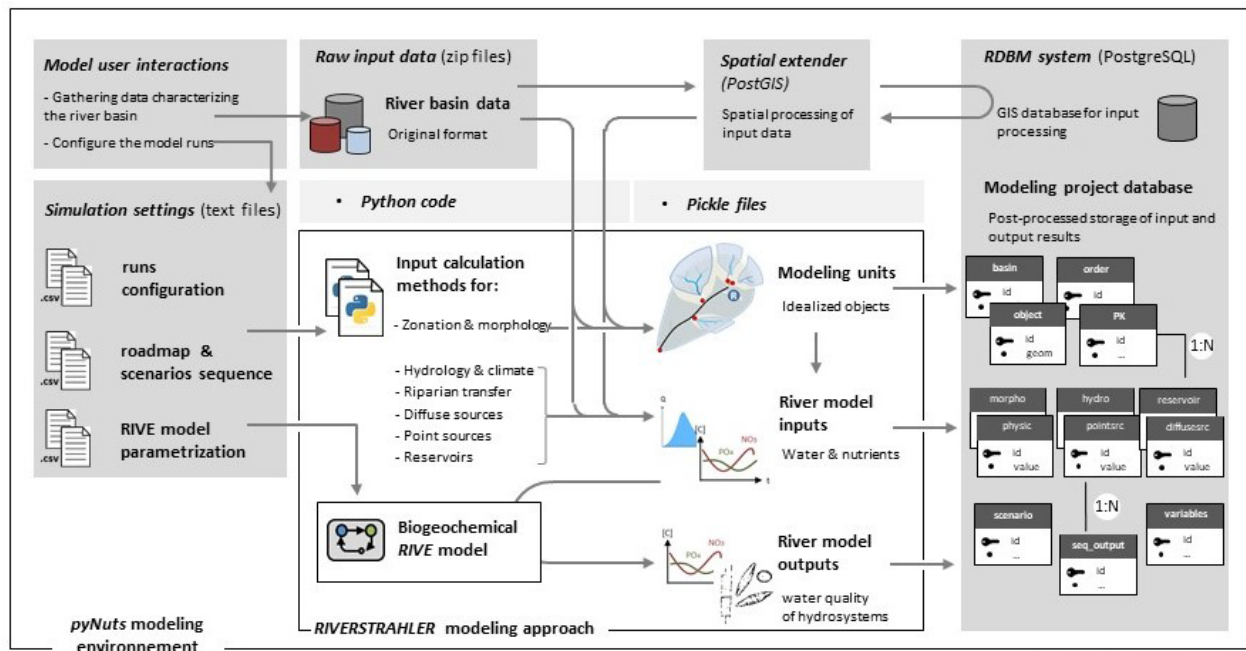


Figure 3. Représentation schématique de l'environnement de modélisation pyNuts

Des méthodes de calculs sont ainsi créées pour chaque type de contrainte (ou forçage) du modèle, contenant toutes les étapes et hypothèses de calcul, assurant ainsi leur reproductibilité.

1.1.4. Les unités de simulations rivière

Le domaine de modélisation du projet nuts-STeauRY comprend tous les cours d'eau contributifs au littoral français, dont le bassin-versant est majoritairement en France continentale et dont la superficie est supérieure à 300 km². Cela représente un total de 80 bassins-versants (Figure 4), et une superficie totale de 486 040 km². Une procédure automatique, incluse dans le *framework* pyNuts, a été utilisée pour découper les principaux bassins-versants français en différentes unités de simulation pyNuts-Riverstrahler.

Pour la Loire, le Rhône, la Seine, la Dordogne, l'Adour et la Vilaine, un découpage automatique a été réalisé de manière à créer un objet axe à partir de 3000 km², les principaux sous bassins-versants sont assignés à des objets de type « bassin-versant », tandis que les sous bassins-versants de taille intermédiaire sont assignés à des objets de type « bassin-versant d'axe ».

Pour la Charente et la Somme, la même procédure a été utilisée, mais avec une limite inférieure de 1500 km² pour créer les principaux axes de simulation.

Tous les autres bassins-versants, dont la surface varie entre 300 km² (Saône) et 5226 km² (Aude) ont été assignés à des objets de type « bassin-versant ».

L'extension spatiale des différents objets est représentée dans la Figure 4. Les (relativement) petits bassins-versants côtiers ont été regroupés selon la sous-région marine (SRM) de leurs exutoires, soit 4 zones : srm1_n, srm2_no, srm3_so et srm4_se. L'essentiel du domaine de modélisation est couvert par des objets de type « bassin-versant (BV) » (38%) ou « bassin-versant d'axe (BV d'Axe) » (35%), tandis que les objets de type « Axe » en occupent 28% (Tableau 1)

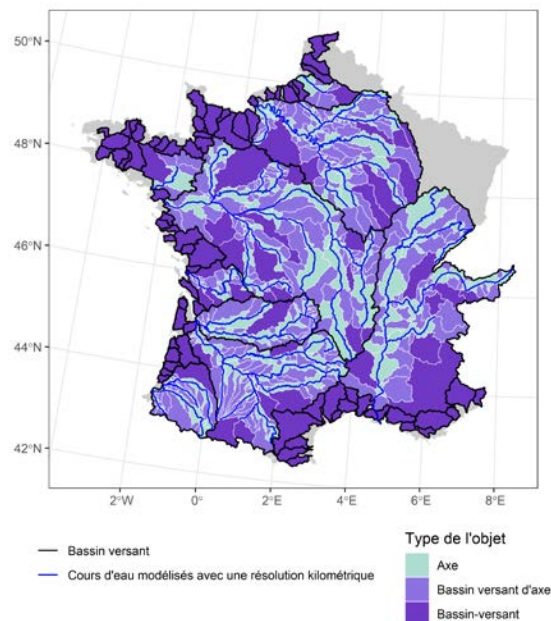


Figure 4. Extension géographique et type des objets modélisés

Les objets de type « bassin-versant d'axe » sont en moyenne les plus petits (460 km²), ce qui est cohérent avec leur finalité, qui est de favoriser des apports d'eau et de nutriments explicitement spatialisés par les petits affluents le long d'un axe. Les objets « BV » et « Axe » ont une taille moyenne de 1638 et 1354 km², respectivement (Tableau 1).

Un total de 578 objets couvre le domaine de modélisation. Il est toutefois à noter que les objets « Axe » et « BV » peuvent être subdivisés en sous-objets par ordre de Strahler (Figure 5) et les simulations gardent une résolution kilométrique, sur des points kilométriques (pk) réels pour objets « Axe » et des pk moyens sur les objets « BV » selon la longueur et le nombre des ordres de strahler modélisés.

Tableau 1. Détail du nombre et de la superficie des objets modélisés par système et par type

zone	type d'objet: nombre			type d'objet : surface moyenne (km ²)			type d'objet : % surface totale			surface totale (km ²)
	Axe	BV d'Axe	BV	Axe	BV d'Axe	BV	Axe	BV d'Axe	BV	
adour	8	31	1	687	268	3062	33%	49%	18%	16866
charente	5	19	4	486	136	1129	25%	27%	47%	9530
dordogne	8	32	1	1173	338	3728	39%	45%	16%	23928
garonne	19	70	6	1000	352	2019	34%	44%	22%	55754
loire	25	91	12	1624	505	2538	35%	39%	26%	117011
rhone	13	46	7	2310	835	4047	31%	40%	29%	96769
seine	19	70	8	1182	450	2761	30%	41%	29%	76046
somme	1	4	1	1740	669	1809	28%	43%	29%	6225
vilaine	1	4	1	2902	995	3613	28%	38%	34%	10495
srm1_n	0	0	18	-	-	1027	0%	0%	100%	18486
srm2_no	0	0	10	-	-	788	0%	0%	100%	7880
srm3_so	0	0	24	-	-	875	0%	0%	100%	21000
srm4_se	0	0	19	-	-	1391	0%	0%	100%	26429
total	99	367	112	1354	460	1638	28%	35%	38%	486419

Le Tableau 2 récapitule par ordre de Strahler, la longueur des objets de type « axe », pour les grands bassins versants nuts-STeauRY.

Tableau 2. Longueur des objets « axes » par ordre (en km)

zone	1	2	3	4	5	6	7	8	total par zone
adour	24	41	65	73	481	45	0	0	729
charente	4	1	120	4	236	0	0	0	365
dordogne	10	48	125	151	396	174	45	0	949
garonne	48	52	201	327	689	439	404	0	2160
loire	68	66	191	364	998	707	444	133	2971
rhone	21	8	70	224	176	525	572	348	1944
seine	37	137	105	464	787	290	299	0	2119
somme	0	0	0	13	73	0	0	0	86
vilaine	0	0	0	0	79	45	0	0	124
total par ordre	212	353	877	1620	3915	2225	1764	481	11447

Le réseau fluvial des objets « bassin-versant » est également décrit avec une résolution kilométrique, mais celle-ci est moyennée pour les différents sous-bassins d'un même ordre de Strahler. La Figure 5 présente un objet « bassin-versant » et ses caractéristiques moyennes et totales.

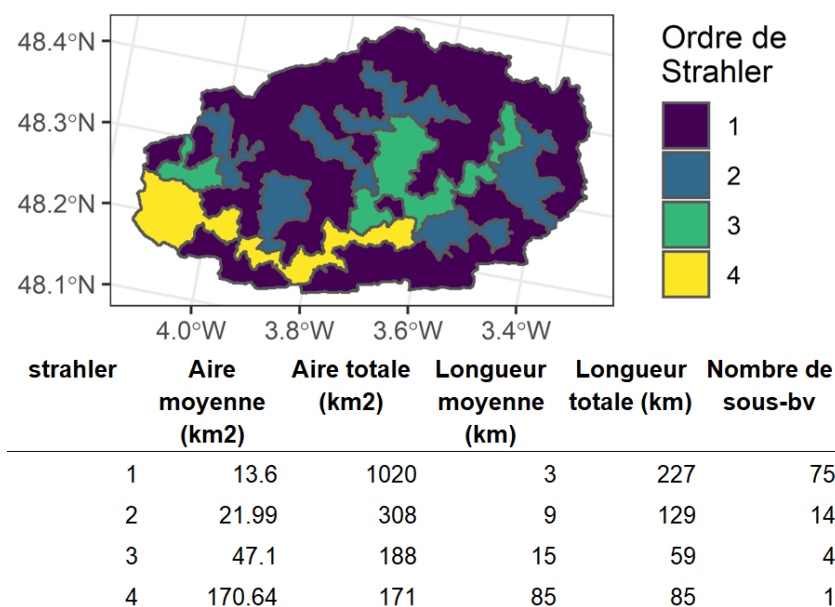


Figure 5. Objet « bassin-versant » correspondant au bassin-versant de l'Aulne et caractéristiques du réseau hydrographique moyenné.

Pour ces objets « bassin-versant », il est possible de comparer les moyennes des concentrations mesurées pour un ordre avec les valeurs modélisées pour un ordre moyen. Pour le domaine nuts-STeauRY, l'ensemble des objets « bassin-versant » constitue un réseau idéalisé de 8 696 km, représentant un drainage réel de 67 423 km.

1.2. La modélisation des interfaces estuarienne : C-GEM

Le modèle C-GEM (pour Carbon Generic Estuarine Model, Volta et al., 2014) a été mis au point pour répondre à la nécessité de généraliser les modèles estuariens. Il a été développé depuis une dizaine d'années et est déjà appliqué à plusieurs estuaires de la Mer du Nord (Volta et al., 2016a), de la côte est des États-Unis (Laruelle et al., 2017a), de la façade atlantique française (Wei et al., 2022) et à une branche du delta de la rivière Saïgon au Vietnam (Nguyen et al., 2021). Il s'agit d'un modèle biogéochimique 1-D longitudinal reposant sur le couplage d'un modèle hydrodynamique simulant la propagation/dispersion de l'énergie de marée et reproduire le transport advectif/dispersif au sein du système. Le module biogéochimique de C-GEM inclut une description explicite de tous les éléments nutritifs (nitrates, ammonium, phosphates et silice dissoute), de l'oxygène dissous, du phytoplancton (diatomées et les non-diatomées). C-GEM s'appuie sur un paramétrage générique dérivé d'une vaste collection d'études de modélisation réalisées sur des hydrosystèmes tempérés (Volta et al., 2016a). Le partage de nombreuses variables d'état entre les modèles de rivière « pyNuts-Riverstrahler » et d'estuaire « C-GEM » a permis leur couplage sur la Seine (Laruelle et al., 2019). Par ailleurs, le besoin mis en avant par Wei et al. (2022) d'inclure une composante benthique au module biogéochimique afin de correctement prédire les rétentions du carbone et des nutriments au sein de l'estuaire a été pris en compte dans le cadre du projet nuts-STeauRY, en incorporant un modèle simplifié de diagenèse à C-GEM. Le modèle sélectionné (OMEN-SED, Pika et al., 2021) résout de façon analytique les principaux processus associés à la dégradation de la matière organique dans les sédiments ainsi que l'enfouissement permanent de matière particulaire, qui constitue un terme puits pour le carbone et les nutriments au sein de l'estuaire. Fidèle à la philosophie ayant guidé le développement de C-GEM, le choix d'un modèle analytique permet d'optimiser considérablement le calcul de ces nouveaux processus sans avoir à représenter une discrétisation explicite du sédiment estuarien (Soetaert et al., 2000).

1.2.1.Principe

Le principe sur lequel repose C-GEM et lui confère une légèreté, tant en termes de coûts de calculs que de données, est l'interdépendance entre la géométrie des estuaires alluviaux et leur hydrodynamisme qui contrôle le transport au sein de l'estuaire et donc les processus biogéochimiques qui s'y déroulent (Fig 6). Cette approche basée notamment sur le travail de Savenije (2012) considère que la morphologie des systèmes estuariens (hors perturbation humaine telle que des digues ou des barrages) résulte de l'équilibre entre l'apport sédimentaire par la rivière et l'évacuation de ces apports par l'énergie de marée à la limite aval. La géométrie de ces systèmes peut alors être décrite de façon simplifiée par une formule exponentielle représentant le profil longitudinal de la largeur de l'estuaire (Savenije et al., 2012 ; Volta et al., 2014).

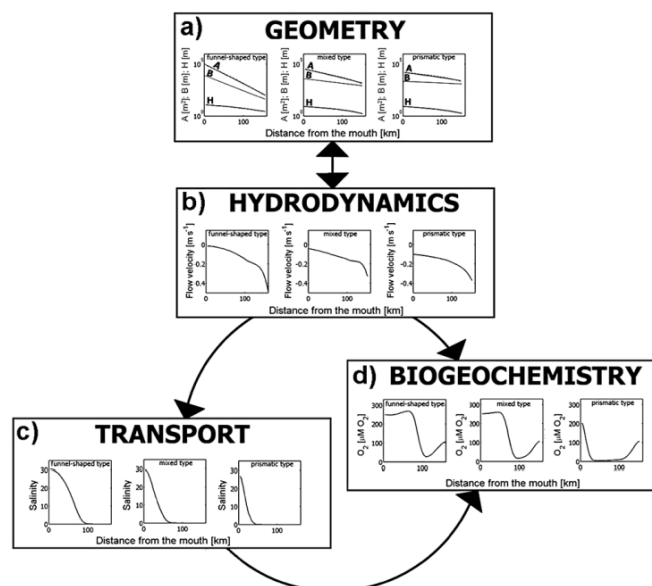


Figure 6. Schéma conceptuel illustrant les interactions entre géométrie, hydrodynamisme, transport et biogéochimie et l'approche de modélisation utilisée par le modèle C-GEM (Volta et al., 2014).

Une fois, cette géométrie correctement représentée, un modèle hydrodynamique capable de simuler la propagation de la l'onde de marée et la dissipation de son énergie le long du système pourra capturer de façon fidèle le transport au sein de l'estuaire. Cette approche longitudinale représente un gain considérable en termes de paramètres de forçages et de coût de calcul numérique comparée à l'implémentation d'un modèle à 2 voire 3 dimensions spatiales. Une fois le transport correctement simulé, un modèle biogéochimique classique peut être implémenté et capturer dans le temps et selon l'axe longitudinal du système les principaux processus biogéochimiques ayant lieu au sein de l'estuaire. À titre d'exemple, l'application de C-GEM à l'estuaire de la Seine (Laruelle et al., 2019 ; Wei et al., 2022) a généré des résultats très similaires en termes de rétention de carbone et de nutriments, comparés à ceux obtenus lors de l'implémentation d'un modèle tridimensionnel au même système (Roméro et al., 2019).

1.2.2. Géométrie estuarienne

L'importance de l'interaction entre la morphologie estuarienne et l'hydrodynamisme du système mise en avant par Savenije (2012) et qui est centrale à l'approche de modélisation de C-GEM implique que la représentation de la géométrie des systèmes modélisés (même simplifiée et idéalisée) est une étape cruciale pour la modélisation. Pour ce faire, des profils longitudinaux de bathymétrie et de largeur peuvent être utilisés lorsque des données sont disponibles. À titre d'exemple, la figure 7 présente les profils longitudinaux de largeur et de profondeur de l'estuaire de la Seine utilisés dans Laruelle et al. (2019) et Wei et al. (2022).

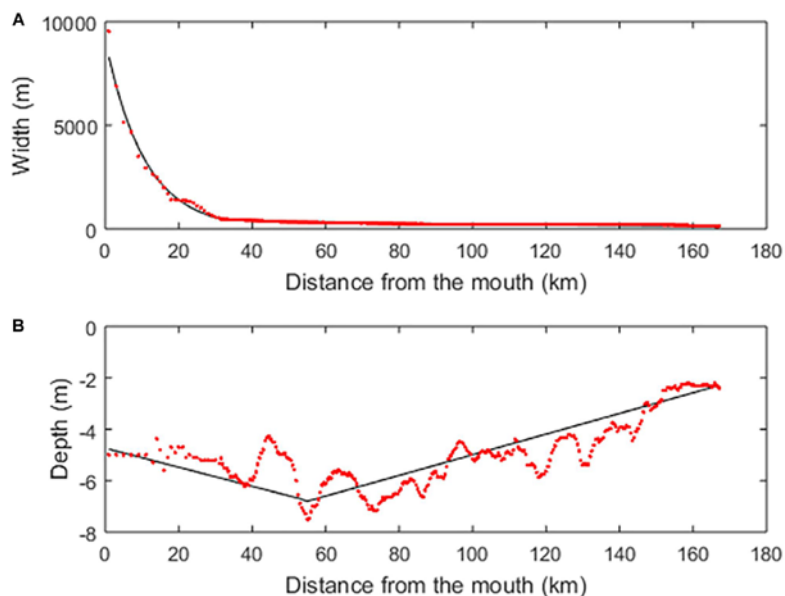


Figure 7. Profils longitudinaux idéalisés (noirs) et observés (rouges) de largeur et de profondeurs de l'estuaire de la Seine (Laruelle et al., 2019).

La longueur, la profondeur, la longueur de convergence de l'estuaire, et la largeur du chenal aux limites maritimes et terrestres, peuvent ainsi être utilisés pour représenter de façon idéalisée la morphologie d'un système estuarien. Ces seuls paramètres suffisent à représenter la décroissance exponentielle de la largeur des estuaires alluviaux soumis à une influence tidale tels que ceux de la façade française atlantique. Le rapport entre la longueur de convergence et la longueur totale de l'estuaire contraint la propagation de l'onde de marée le long du système et définit sa forme, allant d'une forme d'entonnoir à une forme très prismatique (Savenije, 2012 ; Volta et al., 2014).

1.2.3. Discrétisations spatiale et temporelle

La version initiale de C-GEM repose sur une discrétisation horizontale à une résolution de 2000m afin de proposer le meilleur compromis entre coûts de calcul et une représentation suffisamment fine dans l'espace permettant de capturer la formation et le déplacement du maximum de turbidité associé au bouchon vaseux de l'estuaire.

Une résolution temporelle de 150s est largement suffisante pour capturer fidèlement les processus physiques et biogéochimiques modélisés par C-GEM. Dans le cas de systèmes plus petits (plus courts en particulier) que ceux étudiés précédemment, l'utilisation d'une résolution spatiale de 500m peut être utilisée, mais implique la réduction du pas de temps d'intégration numérique de 150 à 40s. Le lien entre la résolution temporelle (Δt en s) à la résolution spatiale (Δx en m) est une contrainte de stabilité numérique du schéma d'advection s'exprimant tel que :

$$\Delta t < \frac{u}{(\Delta x)}$$

Où u est la vitesse du courant en $m\ s^{-1}$ maximale simulée en chaque maille du système.

La résolution temporelle pour l'enregistrement des résultats du modèle (qui est un multiple sélectionné par l'utilisateur comme un multiple du pas de temps de calcul Δt) est par défaut réglée à 4h afin de capturer la variabilité intra journalière des processus biogéochimiques associés à la photosynthèse. Un pas de temps plus court peut être sélectionné si par exemple la résolution fine du cycle de marée doit être reproduite.

1.2.4. Le couplage des modèles Rivière – Estuaire

Le couplage entre C-GEM et pyNuts-Riverstrahler a déjà été réalisé avec succès dans le cadre d'une application au bassin de la Seine (Laruelle et al., 2019). Comme le flot du courant est unidirectionnel à la limite amont de C-GEM (qui se trouve à la fin de l'influence tidale de l'estuaire), les conditions dans la dernière maille du modèle estuarien (concentrations, vitesse du courant, hauteur d'eau...) n'ont pas d'influence sur les conditions du modèle de rivière et le couplage entre C-GEM - Riverstrahler peut être réalisé hors ligne sans compromettre la vraisemblance des résultats de la chaîne de modélisation. À la frontière aval, le sens du courant alterne avec la marée. En conséquence, une influence des conditions limites prescrites à la limite marine sur la dynamique biogéochimique du modèle estuarien dans sa partie la plus proche de la mer ne peut être évitée. Les conditions utilisées en aval sont principalement extraites de simulations réalisées avec le modèle ECO-MARS3D sur tout le littoral français (Ménesguen et al., 2019). Les variables liées au carbone inorganique dissout (concentrations en alcalinité totale et en carbone inorganique dissout) et l'oxygène dissout sont extraites de bases de données globales (World Ocean Atlas pour l'oxygène et Broullón et al. 2018 et Laruelle et al., 2017b pour l'alcalinité totale et le carbone inorganique dissout, qui est dérivé de la pression partielle en CO_2 , voir détails dans Laruelle et al., 2019).

Le modèle biogéochimique relativement simple de C-GEM comporte moins de variables d'états que celui de Riverstrahler, mais les deux sont néanmoins compatibles en regroupant certaines variables, comme les différentes classes de phytoplancton et les différents types de matière organique. La figure 8 présente un schéma conceptuel des modèles biogéochimiques de C-GEM et Riverstrahler. L'addition d'un module benthique à C-GEM pour les besoins du projet nuts-STeauRY ne modifie pas les variables pélagiques du module biogéochimique et ne change donc rien au couplage aux frontières entre modèles.

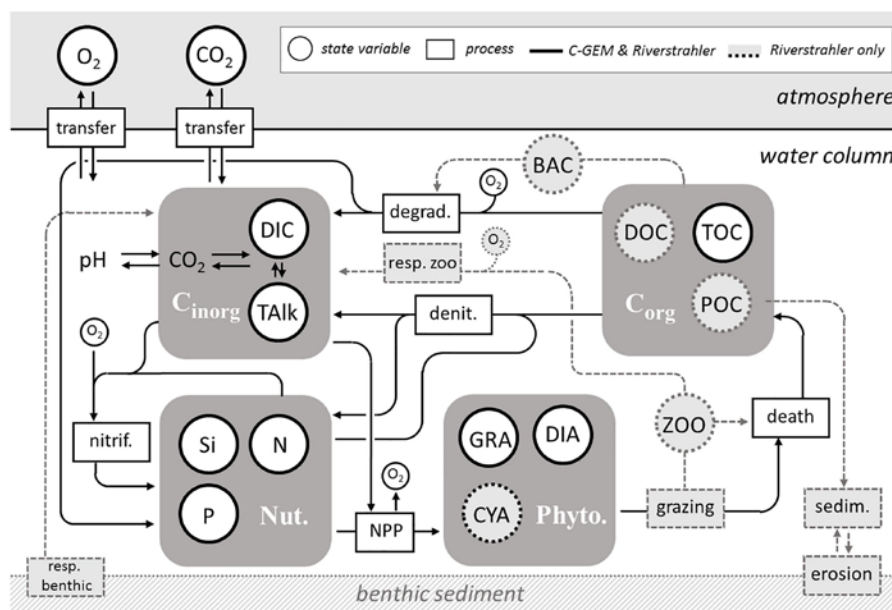


Figure 8. Schéma conceptuel des modules biogéochimiques de C-GEM et Riverstrahler lors de leur couplage dans le cadre de leur application au bassin de la Seine (Laruelle et al., 2019)

Outre les conditions limites relatives à la biogéochimie, la résolution des équations gouvernant l'hydrodynamique du modèle nécessite d'imposer une valeur de hauteur de colonne d'eau à la limite aval qui est également extraite du modèle ECO-MARS3D et d'une valeur de débit ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) à l'amont, qui est fournie par pyNuts-Riverstrahler. Toutes les données fournies par le modèle ECO-MARS3D le sont à la résolution de 1h, suffisante pour capturer l'influence de la marée et à la résolution de 10 jours pour Riverstrahler, permettant de reproduire la variabilité saisonnière et intra mensuelle de la biogéochimie au sein de l'hydrosystème étudié. Toutes les conditions limites sont ensuite interpolées linéairement pour être compatibles avec le pas d'intégration numérique de C-GEM (Δt). Le tableau 3 liste les conditions limites appliquées à C-GEM, leur source (modèle ou base de données) et leur résolution temporelle d'origine.

Table 3. Conditions aux limites amont et aval du modèle C-GEM avec la liste des variables d'état concernées, leurs unités, leurs origines et leurs résolutions temporelles (Laruelle et al., 2019)

State variables		Marine boundary condition	Riverine boundary condition
Name, symbol	Unit		
Salinity, S	–	ECO-MARS3D (hourly)	Assumed to be null
Phytoplankton, PHY	$\mu\text{M C}$	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)
Oxygen, O_2	$\mu\text{M O}_2$	WOA (monthly)	Riverstrahler (10 days)
Dissolved silica, DSI	$\mu\text{M Si}$	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)
Total organic carbon, TOC	$\mu\text{M C}$	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)
Ammonium, NH_4	$\mu\text{M N}$	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)
Nitrate, NO_3	$\mu\text{M N}$	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)
Phosphate, PO_4	$\mu\text{M P}$	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)
Dissolved inorganic carbon, DIC	$\mu\text{M C}$	Calculated from TALK and pCO_2 (monthly)	Riverstrahler (10 days)
Total alkalinity, TALK	$\mu\text{M C}$	Broullón (monthly)	Riverstrahler (10 days)
Suspended particulate matter, SPM	g l^{-1}	ECO-MARS3D (hourly)	Riverstrahler (10 days)

2. Inventaire des données de forçage de la chaîne de modélisation

2.1. Contraintes hydrologiques

2.1.1. Lames d'eau décadaires séparées : exemple sur un petit fleuve côtier

La période étudiée s'étend sur 6 années (2014-2019) et le pas de temps hydrologique de la modélisation est de 10 jours (néanmoins le modèle RIVE modélise l'activité biologique au sein des masses d'eaux avec des pas de temps variables pouvant descendre jusqu'à 6 min).

À partir de mesures de débits dans des stations peu ou pas influencées (Pelletier, 2021), des lames d'eau quotidiennes ont été calculées en se basant sur des transferts d'hydrogrammes (package R TransfR, de Lavenne et al., 2023) par bassin-versant du CCM (Vogt et al., 2007) d'ordre 1, puis séparé en flux souterrain (baseflow/groundwater) et flux de surface/subsurface (fastflow/subroot) avec l'algorithme BFLOW (Fuka et al., 2018), et agrégées par unités de modélisation. La méthodologie d'obtention des flux d'eau est plus détaillée dans le rapport nust-SteauRY dédié aux « pressions diffuses ».

Les concentrations des éléments C-N-P-Si peuvent être différenciées pour ces deux compartiments hydrologiques. Les eaux de superficielles ont par exemple des concentrations en P total ou en Carbone Organique Dissout (DOC) plus élevées que les eaux souterraines, d'où la nécessité d'une séparation d'hydrogramme.

La Figure 9 présente les variations de débit et le ratio entre le débit provenant du compartiment sous-terrain (groundwater) et le débit total dans un objet « bassin-versant » (représentant l'Aulne), pour l'année 2017. De fortes variations annuelles du débit et des modifications des contributions sont visibles à travers le calcul du Base Flow Index (BFI : ratio du débit souterrain sur le débit total).

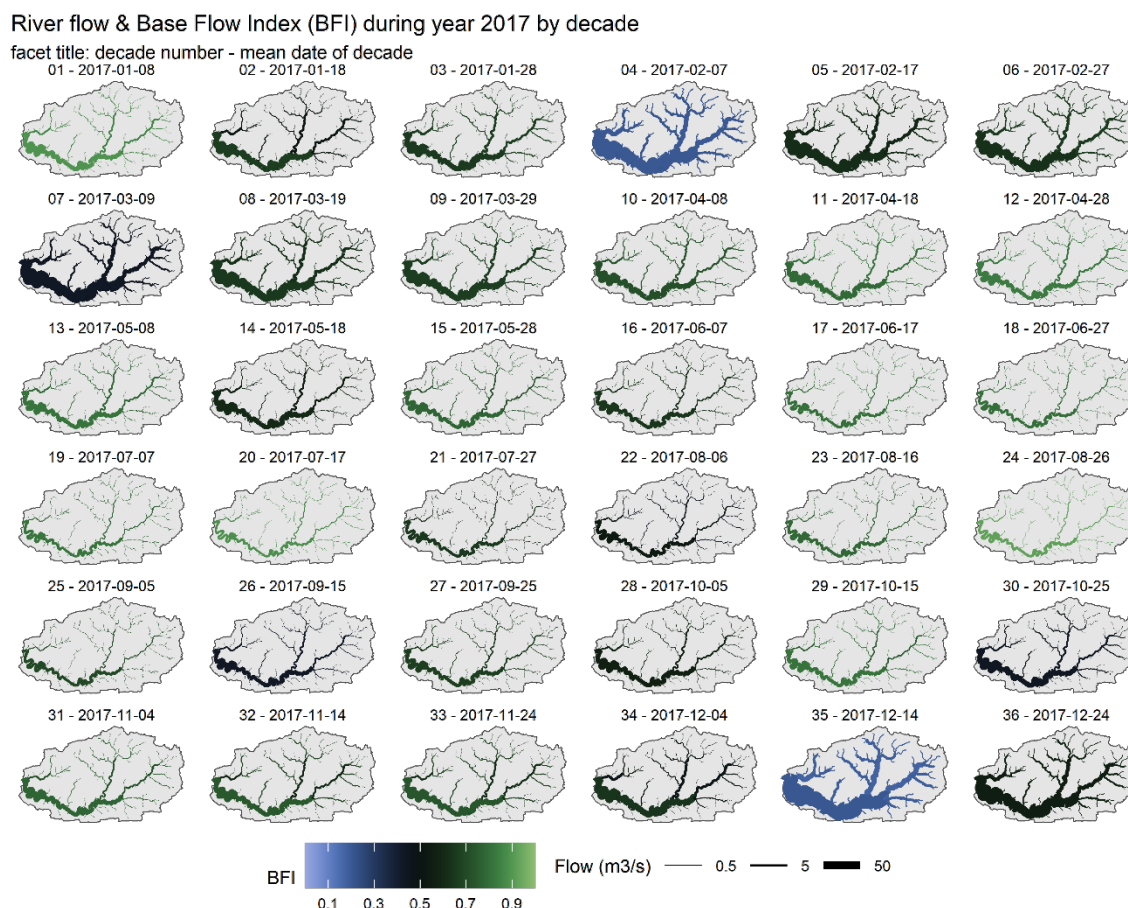


Figure 9. Débits dans le bassin-versant de l'Aulne en 2017 et Base Flow Index

Un BFI élevé (proche de 1) indique une forte contribution des écoulements souterrains, à l'inverse un BFI faible indique que les débits sont principalement gouvernés par les apports latéraux de sub-surface.

La variabilité spatiale et temporelle des débits est un forçage important permettant le calcul de la dilution par les apports latéraux, mais aussi le calcul des vitesses d'écoulement, déterminant le temps de séjour de l'eau

dans le réseau hydrographique, qui est une donnée clé contrôlant les réactions biogéochimiques (voir section Morphologie).

2.1.2. Validation sur la période 2014-2019

Les débits interpolés ont été validés en plusieurs points de chaque système modélisé. La Figure 10 présente quelques-unes de ces validations pour 4 grands fleuves français. Les simulations sont produites avec résolution décadaire (10 jours), tandis que les mesures représentent des valeurs moyennes journalières, ce qui explique que des pics de débits simulés sont en général moins prononcés que ceux mesurés. Sur la Loire, le Rhône et la Garonne, les débits hivernaux modélisés sont régulièrement supérieurs à ceux mesurés, probablement du fait du stockage de l'eau dans les réservoirs des grands barrages dans les amonts de ces fleuves. D'autre part, sur le Rhône et la Seine certains étiages se voient sous-estimés par les débits naturalisés modélisés, en lien avec un probable soutient par des réservoirs. Dans l'avancement actuel des travaux, la prise en compte des réservoirs et de leur impact sur les flux de nutriments et d'eau est opérationnelle, mais le principal frein à leur implémentation reste la disponibilité des données hydrologiques et/ou des règles de gestions (voir partie 2.6).

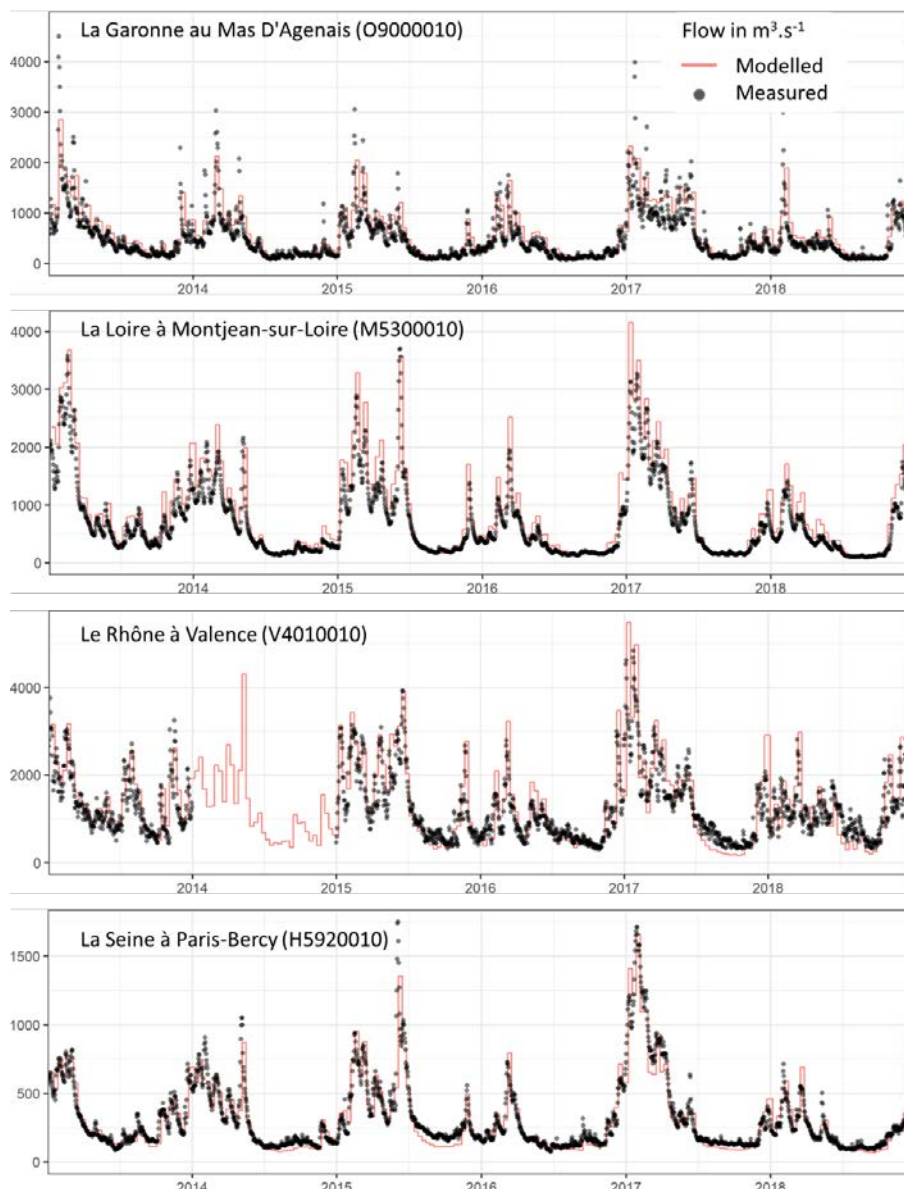


Figure 10. Débits modélisés et débits mesurés dans 4 grands fleuves français

2.1.3. Autre forçage hydrologique : lames d'eau séparée en moyennes interannuelles (1991-2020)

Les moyennes annuelles de long terme pour les deux composantes du débit sont calculées pour chaque objet/ordre modélisé (Figure 11). Ces moyennes long-terme sont utilisées pour le calcul de certaines concentrations : notamment le traitement des données de flux nutritif (par ex : nitrates NO_3^- ou de matières en suspension MES). En effet, dans le modèle pyNuts-Riverstrahler, les différents apports diffus sont renseignés par des concentrations annuelles moyennes couplées à des flux d'eaux décennales pour estimer les flux parvenant aux hydrosystèmes.

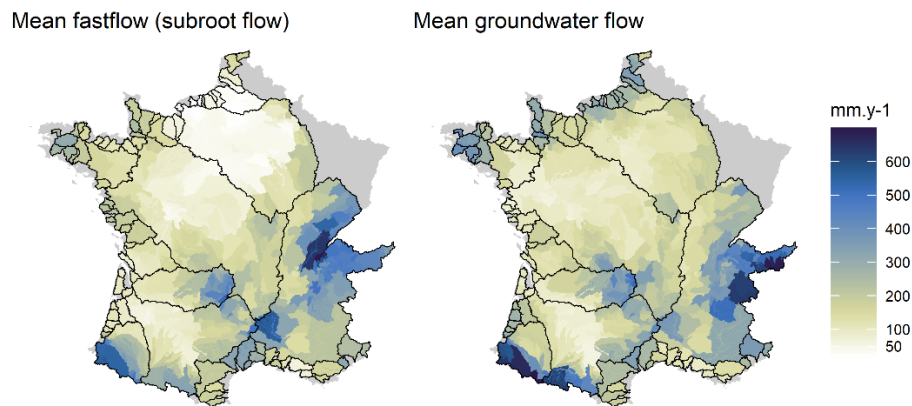


Figure 11. Lames d'eau moyennes annuelles long-terme (1991-2020) agrégées par unité de simulation

Les lames d'eau annuelles issues de l'eau du sous-sol ou du ruissellement de surface varient généralement entre 100 mm.an^{-1} et 600 mm.an^{-1} , avec une lame d'eau totale moyenne aux alentours de $250\text{-}300 \text{ mm}$. Les plus fortes lames d'eau s'observent dans les zones montagneuses (Alpes, Pyrénées, une partie du Massif central) et sur la côte Nord-Ouest, tandis que les plus faibles se trouvent dans les parties centrales et aval des bassins-versants de la Seine et de la Garonne.

2.2. Pressions diffuses

Le calcul des pressions diffuses a fait l'objet d'un précédent rapport, dans lequel le calcul des concentrations moyennes pondérées par le débit des éléments MES, NO_3^- , DOC et TP est détaillé. Dans ce rapport, nous présentons les concentrations agrégées par unité de simulation, et par compartiment du débit. Les résultats sont exposés en deux temps, pour les fractions particulaires et dissoutes des nutriments, accompagnés d'un bref rappel des sources de données utilisées.

2.2.1. Concentrations pour les éléments sous forme particulaire par unité de simulation

Les cartographies suivantes représentent les concentrations des apports diffus par paramètre/unité de simulation dans les compartiments de (sub-)surface et souterrain pour les éléments sous forme particulaire.

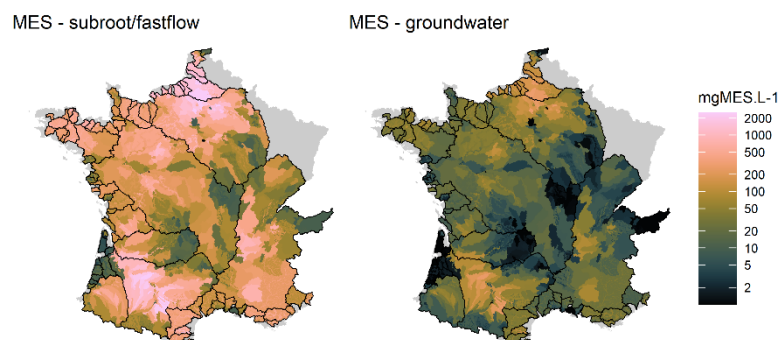


Figure 12. Concentrations en MES des apports diffus

Les concentrations en MES sont calculées à partir des cartes d'érosion nette de Borrelli et al. (2018), donnés en $t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ et des lames d'eau moyennes (Figure 8), de telle sorte à ce que 90% des MES soient exportés par les flux hydriques de sub-surface, les 10% restants l'étant via les flux hydriques profonds.

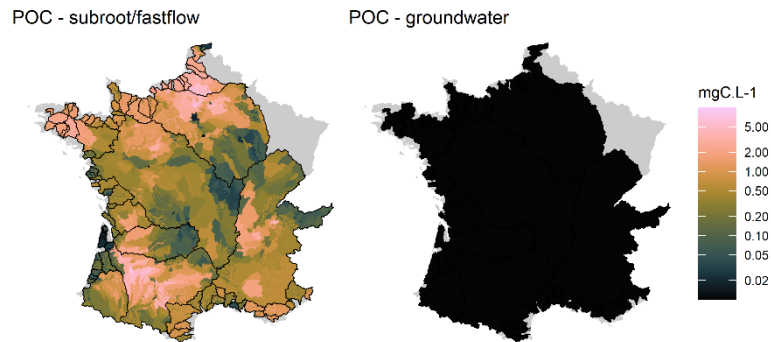


Figure 13. Concentrations en POC des apports diffus

Les concentrations en POC sont calculées à partir de l'érosion nette (Borrelli et al., 2018), des lames d'eau superficielles moyennes et de la teneur en carbone organique des sols en surface (Ballabio et al., 2019; Orgiazzi et al., 2018). Nous faisons l'hypothèse d'une concentration nulle en POC dans l'eau du compartiment profond. Les concentrations sont ensuite réparties en POC1 (non dégradable, 75%), POC2 (lentement dégradable ; 17.5 %) et POC3 (rapidement dégradable, 7.5 %).

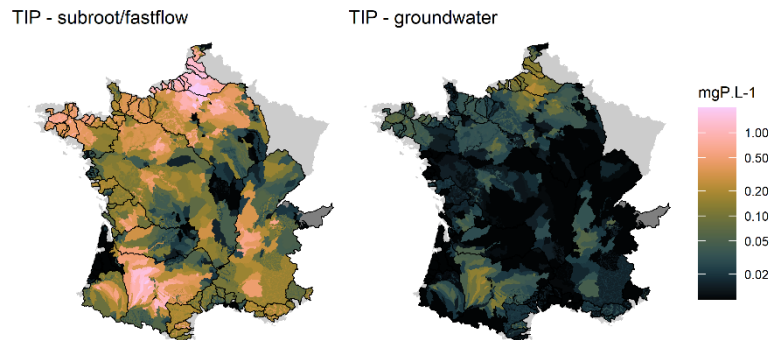


Figure 14. Concentrations en TIP des apports diffus

Les concentrations en TIP calculées à partir des concentrations de MES dans les compartiments profond et de subsurface et des cartes de contenus en Ptotal des sols de Delmas et al., 2015.

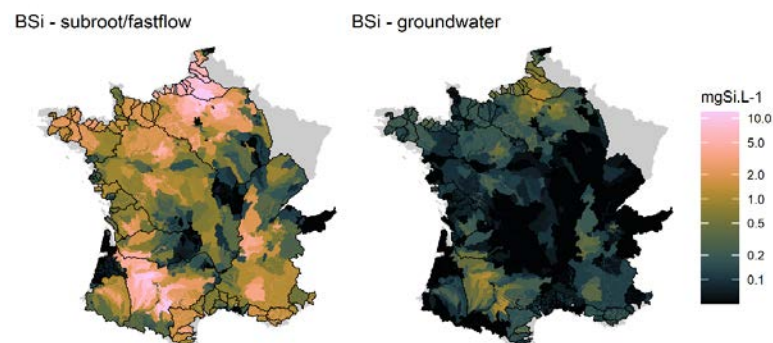


Figure 15. Concentrations en BSi des apports diffus

Les concentrations en BSi sont calculées à partir des concentrations de MES dans le compartiment profond et de subsurface et une teneur en BSi considérée constante à $0.0045 \text{ mgBSi} \cdot \text{mgMES}^{-1}$.

2.2.2. Concentrations pour les éléments sous forme dissoute par unité de simulation

Les cartographies suivantes représentent les concentrations des apports diffus par paramètre/unité de simulation dans les compartiments de (sub-)surface et souterrain pour les éléments sous forme dissoute.

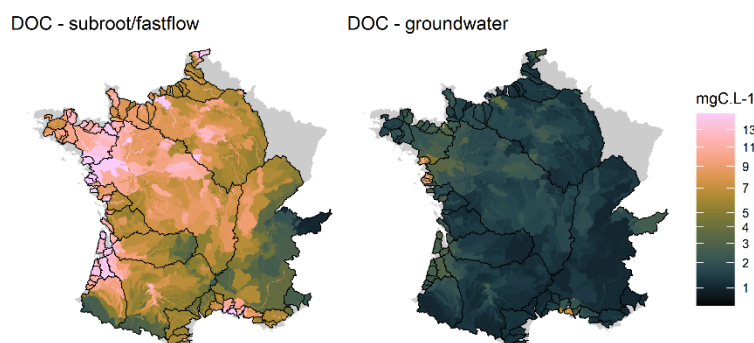


Figure 16. Concentrations en DOC des apports diffus

Les concentrations en DOM en mgC.L^{-1} , sont calculées à l'échelle des unités de simulation, à partir de régressions entre les caractéristiques descriptives des bassins (% zone humide, géologie dominante, drainage agricole, etc.) et les observations faites sur les petits ordres peu d'influencés par des sources ponctuelles. La répartition des concentrations entre les compartiments de surface et profond est faite de telle manière à ce que les concentrations surfaciques de DOM soient 5 fois supérieures aux concentrations souterraines de DOM, ce qui est en cohérence avec les niveaux moyens observables dans les réseaux de surveillance. Les concentrations sont ensuite réparties en trois fractions de biodégradabilité : DOM1 (non dégradabile, 75%), DOM2 (lentement dégradabile ; 17.5 %) et DOM3 (rapidement dégradabile, 7.5 %).

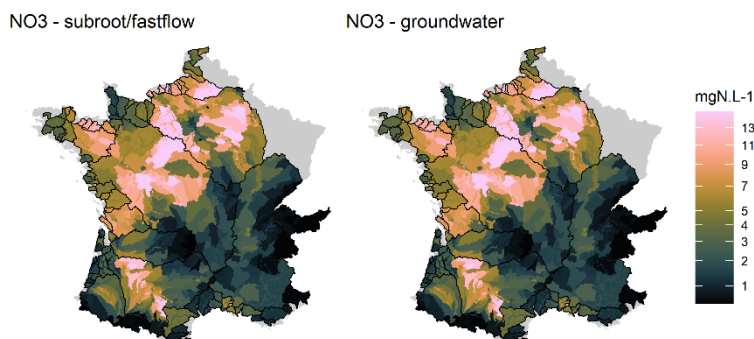


Figure 17. Concentrations en NO3 des apports diffus

Les concentrations en NO3 sont calculées à partir des surplus d'azote régionaux (Billen et al., 2021) par grand type de cultures (arable, culture permanente, et prairie permanente), de coefficients d'export et des pourcentages d'occupation par type de culture (IGN, 2021). L'hypothèse d'une situation d'équilibre entre les masses d'eaux superficielles et souterraines en ce qui concerne la contamination nitrique. La conversion du surplus agricole en concentrations est assurée par l'utilisation d'une lame d'eau moyenne long-terme (Figure 11).

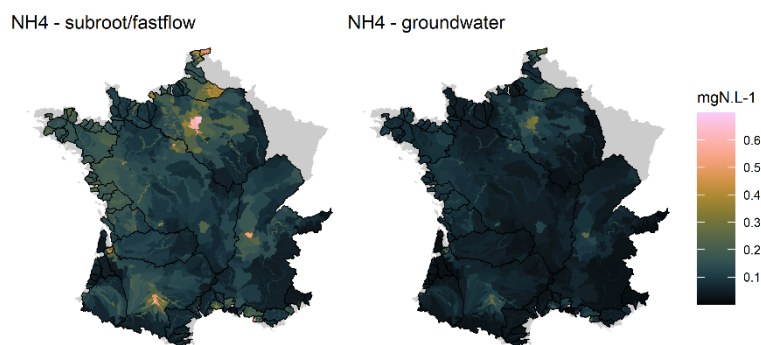


Figure 18. Concentrations en NH4 des apports diffus

Les concentrations en NH4 sont calculées à partir de concentrations moyennes mesurées par usage du sol (EEA, 2020a) dans chacun des compartiments du débit.

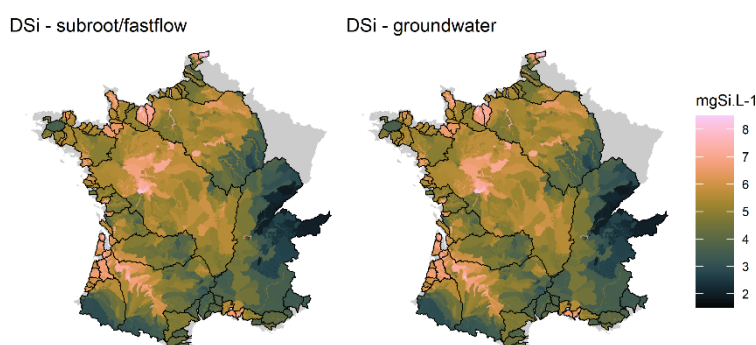


Figure 19. Concentrations en DSi des apports diffus

Les concentrations en DSi sont calculées à l'échelle des unités de simulation à partir d'arbre de régressions entre certaines caractéristiques des bassins (lithologie dominante, lame d'eau moyenne, BFI, ratio pluie/débit) et les concentrations observées dans les têtes de bassin-versant. Méthodologie similaire à celle employée pour le DOC (voir rapport sur les pressions diffuses). Une analyse des variations saisonnières de DSi en rivière en fonction du débit n'a pas permis de mettre en évidence une relation unique entre les concentrations souterraines et les concentrations superficielles. Ces dernières sont ainsi considérées équivalentes en ce qui concerne les apports diffus.

2.3. Morphologie et temps de transit des masses d'eau

Connaitre les pentes et les largeurs des cours d'eau est essentiel pour déterminer les temps de transit de masses d'eau dans le réseau fluvial, qui, à leur tour, exercent une forte influence sur l'expression des processus biogéochimiques.

Les pentes ont été extraites directement de la base de données CCM (Vogt et al., 2007). Lorsque des valeurs de pentes nulles étaient renseignées, nous avons attribué une valeur seuil de $1,0 \cdot 10^{-5}$ m/m, qui semble plausible pour notre zone d'étude d'après Alber & Piégay (2017).

La largeur des cours d'eau varie non seulement en fonction des aires drainées, mais aussi en fonction des hydroécotones (Gob et al., 2014, 2021). Nous avons calculé les largeurs avec un composite de deux ensembles de données. À partir de la base de données CARHYCE, des relations robustes entre la surface drainée et la largeur des cours d'eau pour chaque hydroécotone française pour les rivières < 2500 km² ont été calibrés (Gob et al., 2021). Pour les rivières dont l'aire drainée est > 2500 km², nous avons utilisé la base de données EU-Hydro (EEA, 2020b). Dans cette base de données, le miroir d'eau, dérivé de l'imagerie satellite à haute résolution spatiale, est disponible sous forme vectorielle pour les grandes rivières. Pour certaines rivières de taille moyenne (zones drainées > 2500 km² mais non présentes dans la base de données EU-Hydro), l'information n'était pas disponible, et nous avons interpolé la largeur selon une relation linéaire spécifique, pour chaque hydroécotone française, entre la racine carrée de la surface drainée et la largeur des rivières, basée sur les données disponibles. Enfin, nous avons veillé à ce que la largeur attribuée pour chaque segment

de rivière soit comprise entre $0,5 * [0,8 * \sqrt{(\text{Aire}_{\text{drainée}})}]$ et $2 * [0,8 * \sqrt{(\text{Aire}_{\text{drainée}})}]$, $0,8 * \sqrt{(\text{Aire}_{\text{drainée}})}$ étant une équation générique utilisée dans les travaux précédents (Billen et al., 1994).

Alors qu'en un point donné, la pente et la largeur des cours d'eau sont considérées constantes dans le temps, la profondeur de l'eau nécessite d'être recalculée en lien avec les conditions hydrologiques (considérée permanente sur dix jours). Ce calcul s'appuie sur une résolution numérique l'équation de Manning, considérant une section rectangulaire.

Les processus biologiques modélisés dans la colonne d'eau par RIVE sont en partie contrôlés par l'intensité et l'atténuation de la lumière. Un autre paramètre contrôlant l'expression de l'activité biologique est le temps de séjour (inverse du taux de dilution) des masses d'eau directement relié aux débits et aux caractéristiques morphologiques (section mouillée). La validité des vitesses d'écoulement ainsi obtenues a fait l'objet d'une évaluation en utilisant les mesures disponibles dans les bases de données Naïades.

2.4. Température de l'eau

La température de l'eau est déterminée selon une relation sinusoidale construite autour des valeurs moyennes et de l'amplitude des variations de température pour un ordre donné. Cette relation est initialement définie pour différentes zones climatiques (hydroécorégions européennes), mais peut être ajustée par bassin-versant.

Un exemple d'ajustement est proposé en figure 20.

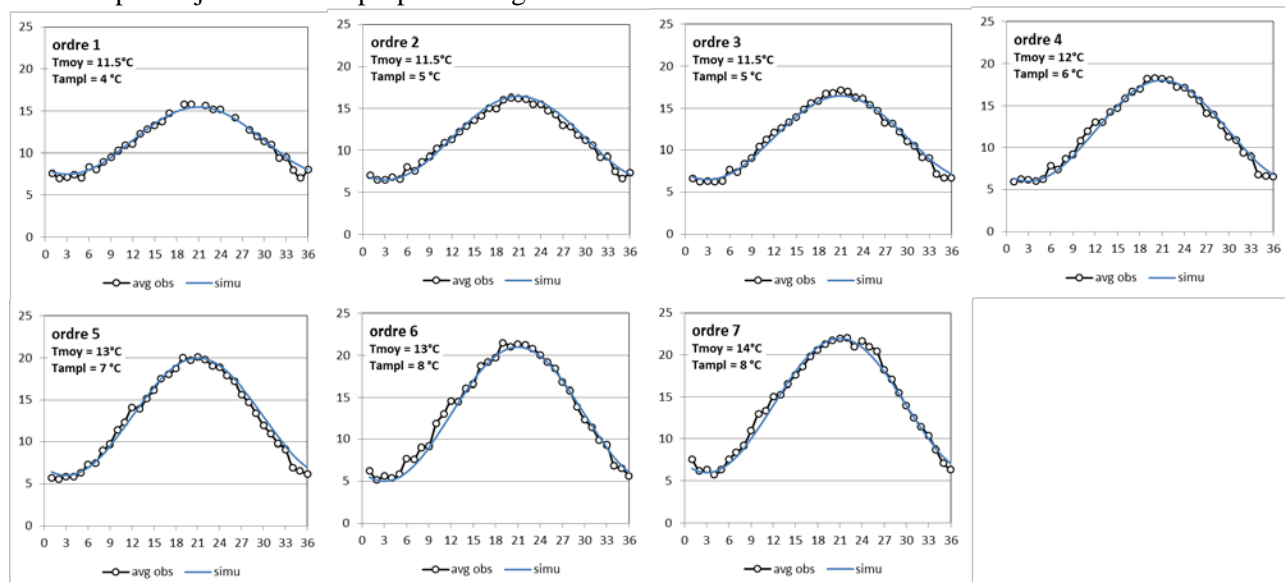


Figure 20. Ajustement des paramètres de température de l'eau par ordre pour la Seine. Observations moyennes récentes (année > 2006) extraites de la base Naïades. Relation de la forme

$$T = T_{\text{moy}} - T_{\text{amp}} * \cos(2 * \pi * (\text{decade} - 3) / 36)$$

2.5. Sources ponctuelles

La prise en compte des sources ponctuelles (Stations d'épurations des eaux usées, STEU) repose sur la base de données européenne UWWTD v8 (EEA, 2020c). Cette dernière contient les localisations des principales STEU, les charges traitées et rejetées (nombre d'équivalents-habitant), ainsi que les différentes classes de traitements des effluents (primaire, secondaire, tertiaire). Ces données sont issues du reporting des États membres, et ne contiennent que partiellement les petites STEU (<2000 eq.hab.). À partir de ces données, un flux journalier par élément (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , DOM, MES, Bactéries fécales, etc.) est calculé pour chaque station et est associé à un objet/ordre/pk via le framework pyNuts.

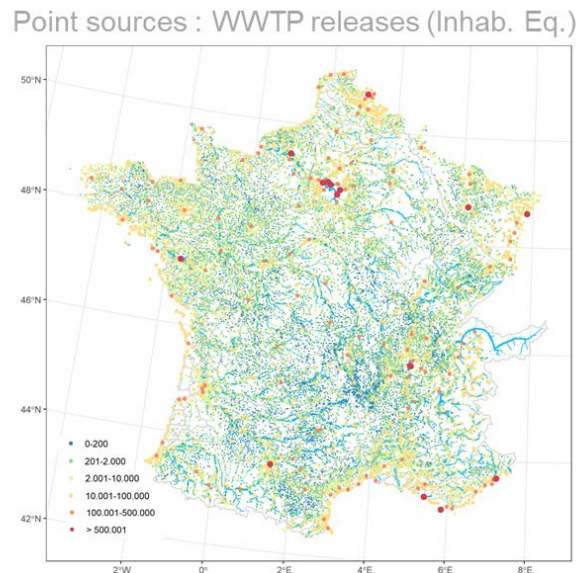


Figure 21. Base de données de l'assainissement collectif (2020)

D'autres sources sont également disponibles et pourront être utilisées afin de raffiner la description des apports diffus, notamment :

- Les données de la base nationale de l'assainissement collectif (Figure 21, <https://www.assainissement.developpement-durable.gouv.fr>).
- Les recensements des rejets domestiques par les agences de l'eau.

Un travail est en cours, en collaboration avec des chercheurs du LEESU, qui collectent, compilent et filtrent actuellement les bases de données issues des Agences de l'eau.

La contamination des rejets domestiques non raccordés (issues des fosses septiques ainsi que des fuites potentielles d'effluents d'élevage) ne sera pas prise en compte dans le cadre du projet nuts-STeauRY. Pour les industries, la prise en compte des flux ponctuels sera possible uniquement si un transfert de données élaborées et compatibles est assuré par les agences de bassins.

2.6. Réservoirs

Le recensement des principales caractéristiques hydro-morphologiques des barrages-réservoirs est fourni par la base de données Grand v1.3 (<https://www.globaldamwatch.org/grand/>), et mise à jour manuellement pour les ouvrages de petites tailles. Ces ouvrages ont un impact à la fois sur les flux d'eau transférés vers l'aval, mais également sur les concentrations en nutriments et le piègeage des éléments particuliers. En ce qui concerne les flux hydriques, la modélisation reste ici tributaire d'un accès limité aux données par les gestionnaires/exploitant des ouvrages (essentiellement EDF). Dans certains cas, des partenariats de recherche ont pu être mis en place pour un accès facilité aux règles de gestion hydraulique (ex : thèse de Yan, collaboration EPTB Seine Grand Lacs).

En combinant les bilans hydriques et les caractéristiques morphologiques, il est alors possible d'approcher certaines grandeurs clés des réservoirs : comme leur temps de séjour, leur profondeur moyenne, et implémenter le code RIVE pour une modélisation biogéochimique complète du fonctionnement des ouvrages (outil BarMan, Garnier et al., 2000; Thieu et al., 2006, Yan et al. 2022 pour les réservoirs de Champagne en amont du bassin de la Seine).

À défaut d'informations aussi précises, la rétention de certains éléments peut être estimée empiriquement en fonction du temps de séjour moyen des eaux dans les réservoirs (N rétention d'après Kelly et al. 1987) ou encore documenté de façon générique (rétention Silice : Harrison et al., 2012; Phosphore : Maavara et al., 2015). Ces coefficients restent ajustables si une meilleure connaissance des ouvrages venait à être acquise, et peuvent être saisonnalisés pour rendre compte de la temporalité des opérations de gestion hydraulique.

2.7. Zones humides ripariennes

Les zones ripariennes, à la transition entre le versant et le cours d'eau, sont connues pour être des zones propices à la dénitrification et par conséquent à l'abattement des flux de nitrates parvenant aux cours d'eau depuis les versants. Ces zones sont explicitement prises en compte dans la modélisation pyNuts-Riverstrahler (Billen et al., 2018), comme schématisé dans la figure 22.

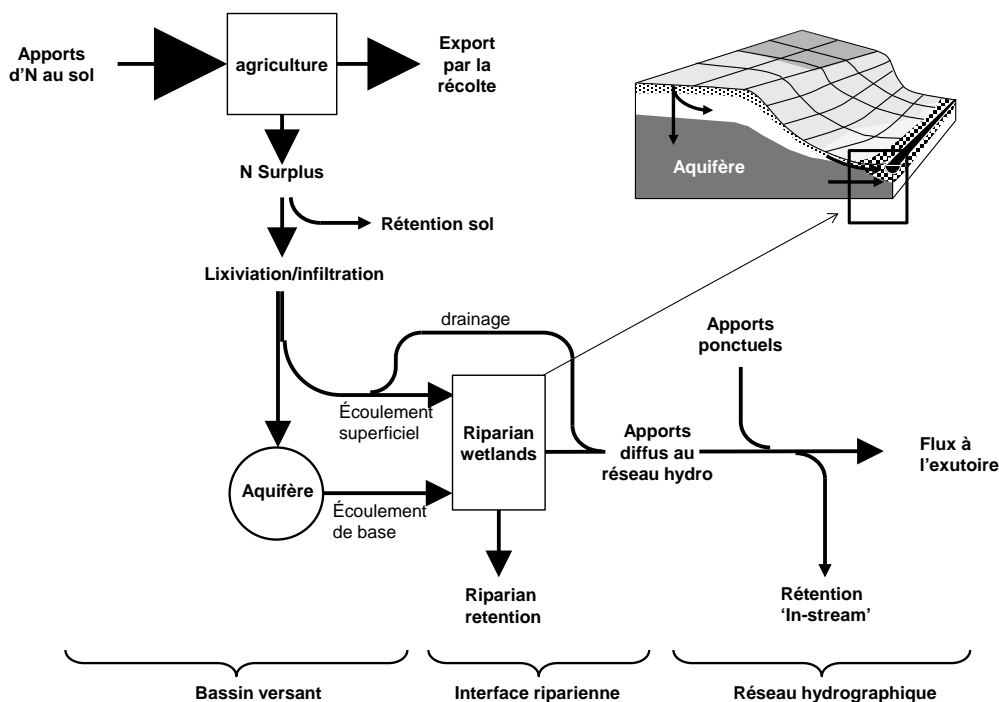


Figure 22 : Schéma de la prise en compte de la dénitrification riparienne dans Riverstrahler.

Leur extension spatiale est calculée à partir de la cartographie des « Enveloppes des milieux potentiellement humides de la France métropolitaine » (MEDDE, 2014) qui s'appuie sur des critères essentiellement topographiques et pédologiques, et propose 3 classes de probabilité d'existence d'une zone humide riparienne (figure 23)

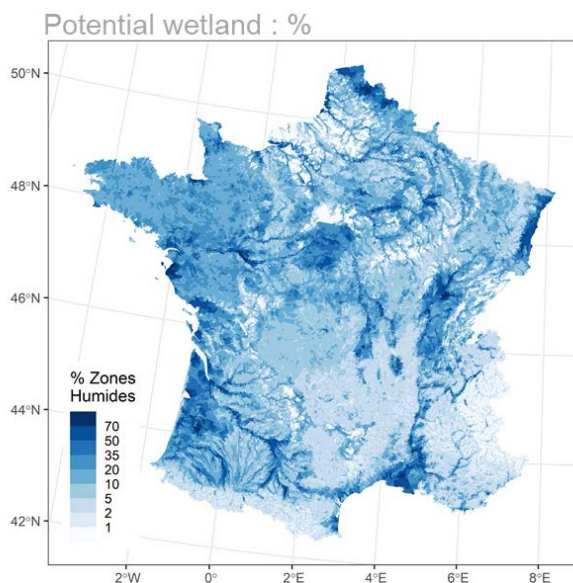


Figure 63. Pourcentage de zone humide potentielle par bassin-versant élémentaire (MEDDE, 2014)

Ces milieux potentiellement humides sont ensuite croisés avec l'occupation du sol Corine Land Cover (CLC 2018), afin de ne sélectionner que ceux qui spatialement se recoupent avec des couvertures de type végétation

prairiale ou forestière, seules considérées comme actives pour la dénitrification. Le modèle considère ensuite que dans ces milieux, seuls les 30 premiers cm du sol sont dotés d'un potentiel de dénitrification compris entre 0.5 et 20 mgN-NO₃/m³/h à 20°C. Ce dimensionnement, extension spatiale, profondeur et potentiel de dénitrification, permet d'estimer une capacité rétentive/dénitrifiante qui s'appliquera au flux nitrique parvenant à la zone riparienne, hors flux d'eau collectés par le drainage agricole qui échappent à la dénitrification riparienne. Dans cette approche, la rétention riparienne augmente avec l'importance des flux nitriques qui lui parviennent dans la limite de sa capacité rétentive.

2.8. Chutes d'eau

Les chutes d'eau formées par les ouvrages de type seuils ou barrages de navigation, barrant tout ou une partie du lit mineur de la rivière sont recensés à l'aide de la base Référentiel des Obstacles à l'Écoulement (ROE, OFB). Une ré-oxygénation des masses d'eau est alors prise en compte en fonction des hauteurs de chute renseignées. L'impact de ces ouvrages sur d'autres gaz dissouts pourra être évalué, mais sans enjeu pour le projet nuts-STeauRY.

2.9. Prélèvements d'eau

Le framework pyNuts permet la prise en compte de prélèvements d'eau pour l'irrigation, l'industrie ou l'eau potable. La source de données de référence en France est la base de données BNPE (<https://bnpe.eaufrance.fr/>), où les seuls prélèvements des eaux de surface continentale sont sélectionnés.

2.10. Propriétés géométriques des estuaires

L'application de C-GEM à un estuaire nécessite une quantité limitée de données, mais requiert néanmoins un certain nombre d'informations pour contraindre la géométrie d'un estuaire. *A minima*, les paramètres géométriques indispensables pour établir une géométrie idéalisée reposant sur une décroissance exponentielle de la largeur de l'estuaire le long de l'axe du chenal principal sont : la longueur de l'estuaire (fin de l'influence tidale), les largeurs à l'embouchure et à la limite amont et la longueur de convergence de l'estuaire. Ces données géométriques peuvent être extraites à l'aide de Systèmes d'Information Géographiques de cartes maritimes locales ou de fichiers trait de côte à haute résolution (Sayre et al., 2019). La table 4 présente les données utilisées par Wei et al. (2022) pour l'application de C-GEM au 7 plus grands estuaires de la façade atlantique française.

Table 4. Propriétés géométriques des six estuaires (les plus grands de la côte atlantique française) calculées et utilisées par Wei et al (2022)

Estuary	Seine	Loire	Gironde	Charente	Adour	Somme	Vilaine
Estuary length (km)	166	122	202	50	34	18	10
River basin area* (km ²)	65 000	111 436	75 125	7598	14 832	5560	10 498
Estuary basin area (km ²)	11 843	6891	7677	2327	2122	820	237
Depth at estuary mouth (m)	4.7	10.0	12.0	8.0	10.0	9.0	5.0
Mean tidal range (m)	5.1	4.0	3.7	4.3	3.3	3.9	3.9
Width at estuary mouth (km)	10.0	10.7	12.0	1.8	0.4	3.5	2.3
Width at inflection point 1 (km)	0.48	1.5	3.6	0.3	–	0.35	–
Width at inflection point 2 (km)	–	0.35	–	–	–	–	–
Convergence length (km)	10.7	12.0	48.0	3.5	40.0	3.2	15.0
Convergence length in the middle of the estuary (km)	–	21.0	–	–	–	–	–
Convergence length in the upper estuary (km)	105.5	600.0	19.0	21.0	–	4.0	–

Dans le cadre de nuts-STeauRY, le déploiement de C-GEM à un total de 62 estuaires, représente un travail d'acquisition et de traitement de données géographiques important. Cette tâche est facilitée par l'utilisation de l'outil MorphEST (Jung et al., 2021) ayant fait ses preuves sur plus d'une centaine d'estuaires en Corée du Sud. Cet algorithme permet le traitement automatique de (Fig 24)

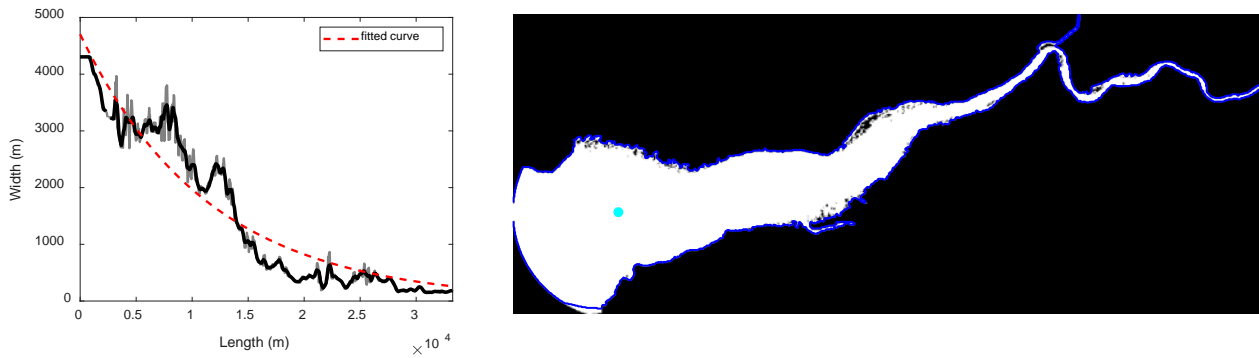


Figure 24. Exemple de traitement de la morphologie d'un estuaire par l'outil MorphEST, Jung et al. (2021)

En complément, un profil de bathymétrie moyenne le long de l'estuaire doit également être défini. En l'absence de données, une pente continue peut être imposée en partant d'une profondeur caractéristique des estuaires macro-tidaux tempérés de 7m jusqu'à une profondeur minimale de 2m à la limite amont (Arndt et al., 2011, Volta et al., 2014).

3. Résultats préliminaires

3.1. Concentrations moyennes (2014-2019)

Les données d'entrée, détaillées dans la partie précédente, ont permis une modélisation complète du carbone et des nutriments dans le réseau hydrographique français entre 2014 et 2019 avec un pas de temps de 10 jours. Les bassins-versants du Rhin, de la Meuse et de l'Escaut, dont la majeure partie se situe hors des frontières françaises, ne font pas partie du domaine de modélisation.

La Figure 25 présente les concentrations moyennes pondérées par le débit de 2014 à 2019 des éléments sous leurs formes dissoutes majoritaires. Une grande variabilité spatiale des concentrations de nutriments est mise en évidence.

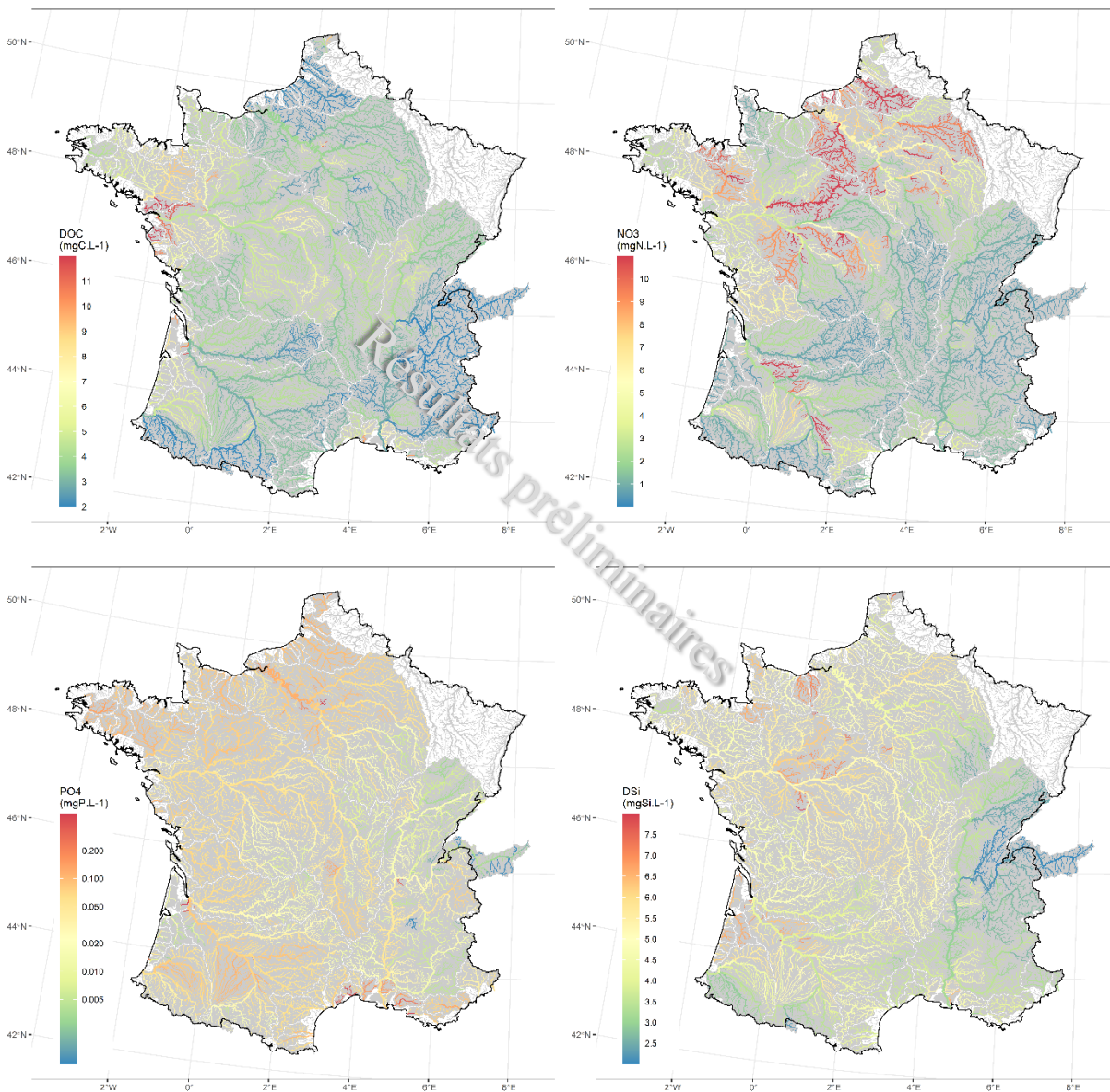


Figure 25 : Concentrations moyennes pondérées par le débit du DOC, NO3, PO4 et DSi dans le réseau hydrographique français (2014-2019)

Les simulations sont ici présentées de façon préliminaire. La prise en compte de certaines contraintes restant à améliorer et une étape de validation globale restant également nécessaire.

Les données mobilisées pour la validation des simulations pyNuts-Riverstrahler sont issues des bases de données Naiades (<https://naiades.eaufrance.fr/>) et Donuts (Database of Observed NUTrients in riverS, outil interne UMR METIS, Thieu & Silvestre, 2015), qui compilent respectivement les données des agences de l'eau et d'autres organismes de surveillance de la qualité des eaux de surface.

L'analyse des premières simulations montre que pour le DOC, le NO_3^- , et DSi , ce sont les pressions diffuses qui déterminent principalement les motifs spatiaux observés. Pour le PO_4^{3-} , malgré une chute drastique des rejets des STEU depuis les années 80, l'impact des rejets ponctuels est toujours visible. En effet, une hausse des concentrations à l'aval des grandes agglomérations françaises est observable sur la Figure 25 (voir aussi Section « Variation longitudinale de la qualité de l'eau »).

3.2. Dynamiques temporelles des concentrations

Avec une résolution décadaire, les simulations pyNuts-Riverstrahler permettent de reproduire les dynamiques saisonnières des concentrations en carbone et nutriments dans les hydrosystèmes.

La Figure 26 présente les dynamiques interannuelles moyennes des concentrations de DOC, NO_3^- et PO_4^{3-} sur le cours principal de la Loire, de la Garonne et de Seine, respectivement. Les dynamiques moyennes et les niveaux de concentration simulés correspondent bien aux mesures relevées en station de surveillance de la qualité des eaux.

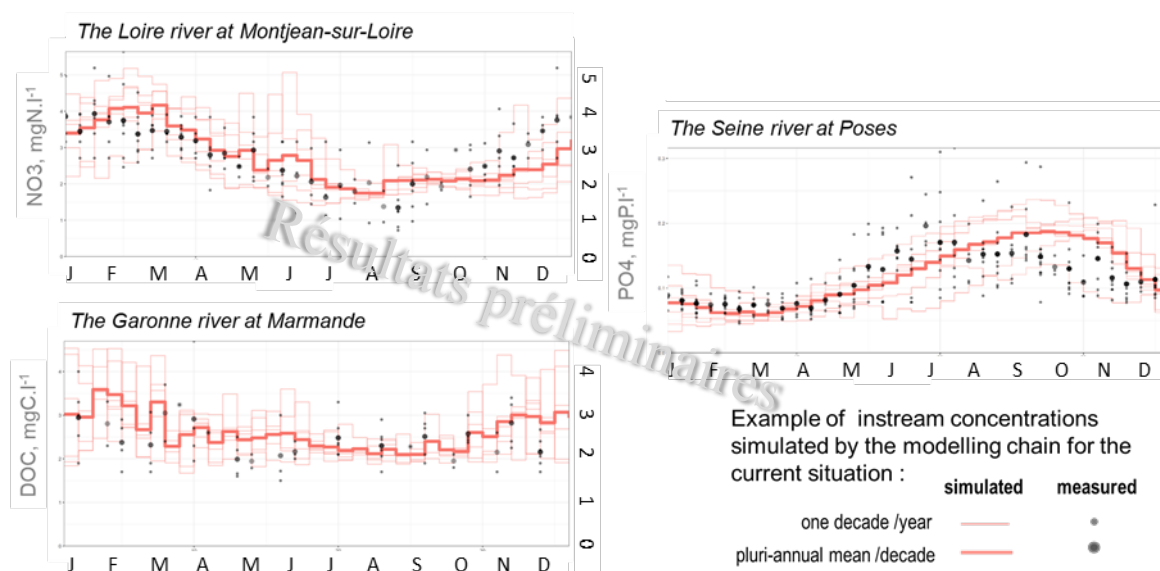
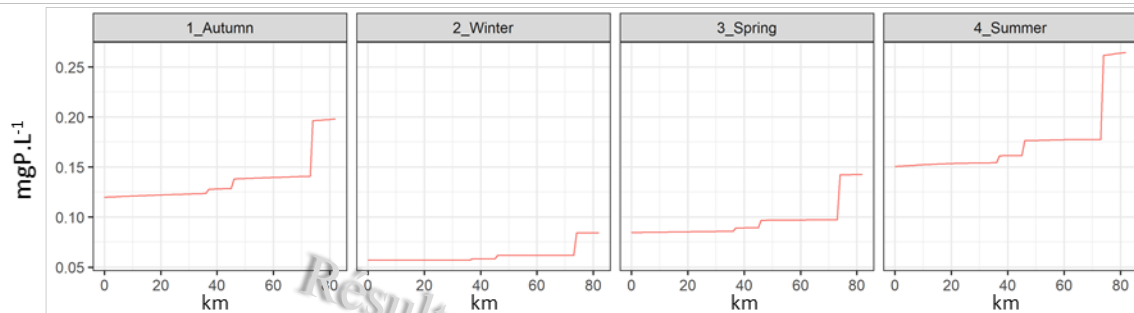


Figure 26. Dynamiques annuelles des concentrations de DOC, NO_3^- et PO_4^{3-} . Comparaison des mesures et des simulations (2014-2019)

3.3. Variation longitudinale de la qualité de l'eau

Avec leur résolution kilométrique, les objets « axe » s'avèrent particulièrement précieux pour analyser l'impact des rejets des STEU (Figure 27).

Seine aval de la confluence avec la Marne (amont Paris) à amont de la confluence avec l'Oise (aval Paris)



Garonne de l'amont à l'aval de l'agglomération Toulousaine

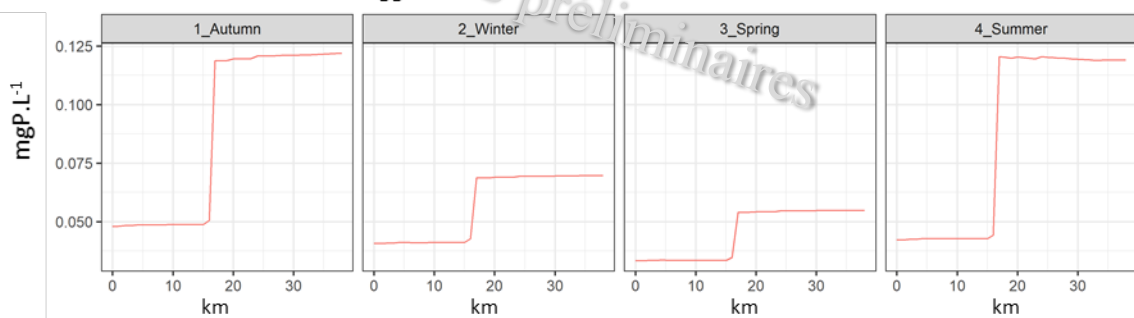


Figure 27. Exemples de deux profils longitudinaux des concentrations de PO4 (mgP/L) moyennées par saison sur la période 2014-2019.

Malgré une forte diminution des concentrations de phosphore dans les effluents de station d'épuration depuis les années 1980, dus à la fois à une réduction à la source (interdiction des phosphates dans les lessives, entre autres mesures) et une amélioration du traitement des effluents domestiques, les STEU restent des sources importantes de nutriments, particulièrement de phosphore, le long du continuum aquatique.

Ces apports ponctuels sont ici calculés en flux constant durant toute l'année. Ainsi, l'augmentation des concentrations à l'aval des STEU est très marquée pendant les périodes de basses eaux, entre la fin de l'été et la première moitié de l'automne. Les premiers résultats de simulations rendent bien compte de ce comportement.

3.4. Flux annuels moyens à l'entrée des estuaires par sous-région marine

La modélisation pyNuts-Riverstrahler permet de calculer les flux annuels moyens de nutriments sur l'ensemble du littoral français. La Figure 28 présente les exports de nutriments dissous, avant filtre estuarien, par sous-région marine (SRM) selon la Directive-Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM). Les exports des petits bassins côtiers (notés "small" sur la figure ci-après) sont groupés selon leur sous-région marine :

- SRM1_n : sous-région marine Manche/Mer du Nord
- SRM 2_no, sous-région marine Mer Celtiques
- SRM 3_so, sous-région marine Golfe de Gascogne
- SRM 4_se, sous-région marine Méditerranée Occidentale.

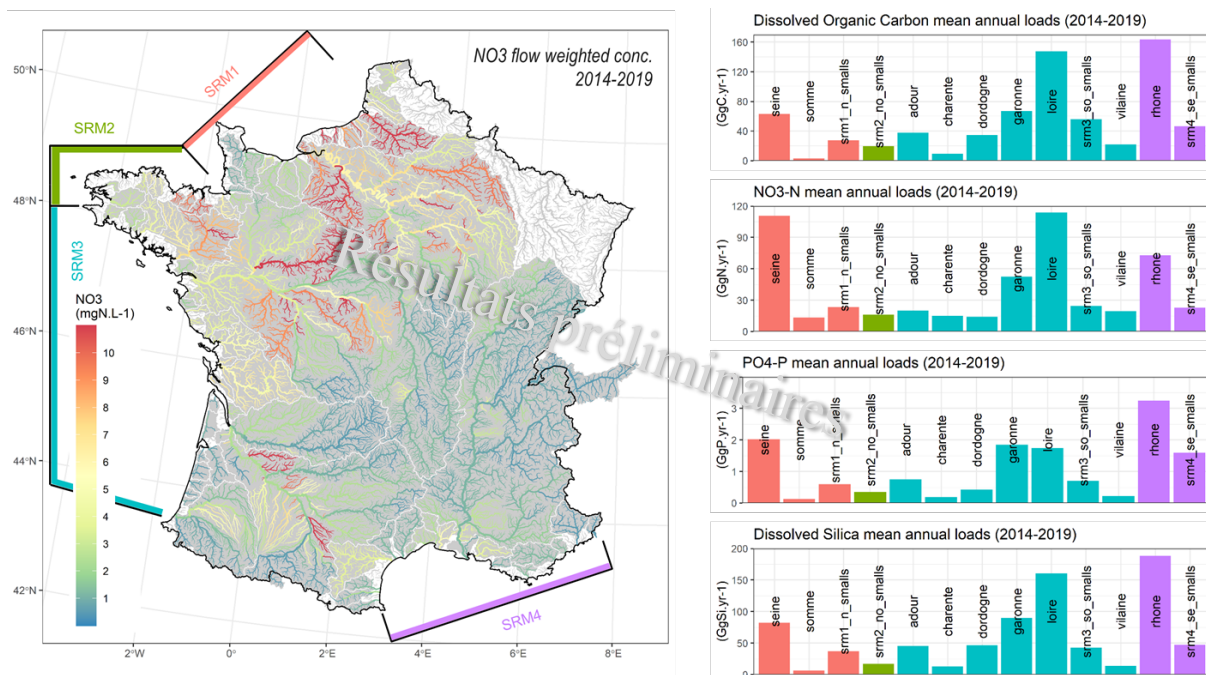


Figure 28. Flux annuels moyens de nutriments dissouts (2014-2019) agrégés par sous-région marine (DCSMM).

Un effet « débit » est visible sur les flux exportés. Ainsi, les concentrations moyennes de NO_3^- sont presque deux fois plus élevées à l'exutoire de la Seine qu'à l'exutoire de la Loire, cependant les flux exportés sont semblables (environ $115 \text{ GgN}\cdot\text{an}^{-1}$), du fait que le débit moyen annuel de la Loire est proche du double de celui de la Seine.

Ces résultats préliminaires montrent aussi que les apports de l'ensemble des petits systèmes côtiers ont une importance non-négligeable comparés à ceux des grands systèmes fluviaux. Cela ressort particulièrement pour la méditerranée occidentale (srm4), où les flux des rivières côtières représentent entre un tiers et un quart des exports de nutriments à la sous-région marine, avant abatement estuarien.

Ces résultats préliminaires sur les flux annuels avant filtre estuarien montrent que l'azote est encore exporté en large excès vers les zones côtières, où elle favorisera potentiellement des phénomènes d'eutrophisation. En effet, le ratio molaire N/P des exportations fluviales, calculé comme le ratio molaire de $\text{NO}_3^-/\text{PO}_4^{3-}$ moyen annuel est toujours supérieur à 16N:1P -ratio de Redfield- (Figure 29).

Des indices relatifs aux ratios de nutriments (P-ICEP, N-ICEP, Billen & Garnier, 2007), qui mesurent l'excédent (valeur positive) de Phosphore et de l'Azote vis-à-vis de la croissance diatomée, ont aussi été calculés. Les N-ICEP annuels de tous les systèmes présentent des valeurs positives (sauf la Dordogne), tandis que tous les systèmes présentent des P-ICEP négatifs. Ces métriques montrent que l'essentiel des bassins-versants français exporte une trop grande quantité d'azote vis-à-vis des autres macronutriments. Des valeurs particulièrement élevées ($> 10 \text{ kgC}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$) sont calculées pour la Seine, la Somme, les fleuves côtiers de la Mer Celtique, la Charente et la Vilaine.

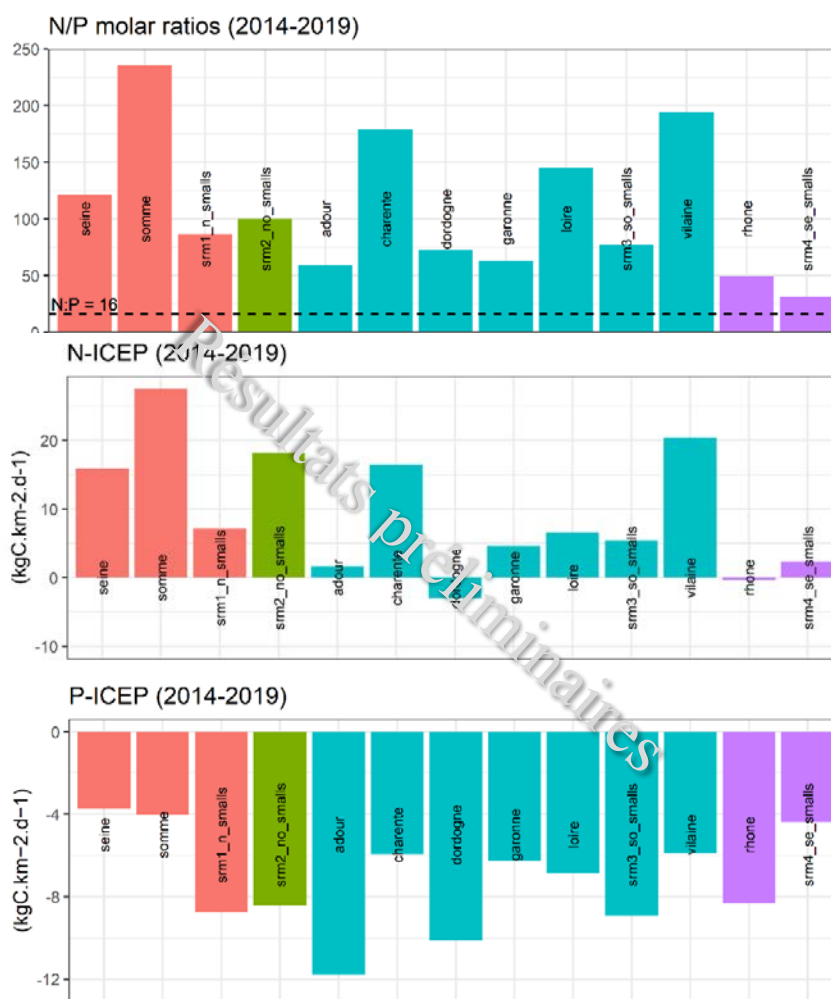


Figure 29. Ratios N:P, N-ICEP et P-ICEP. Moyennes pluriannuelles 2014-2019 agrégées par sous-région marine (DCSMM)

Ces résultats préliminaires doivent être tempérés par le fait que seule la fraction dissoute du phosphore a été prise en compte, et que l'abattement des flux dans les estuaires n'a pas encore été pris en compte.

4. Conclusion

La préparation des données requises pour la modélisation aquatique progresse en continu, au rythme de l'amélioration des bases de données renseignant les différents forçages et en lien étroit avec les nouvelles méthodes de calcul qui permettent de mieux estimer l'ensemble des contraintes terrestres (naturelles ou anthropiques) s'appliquant aux hydrosystèmes.

Cet exercice revêt un caractère particulièrement itératif dans le cadre de l'implémentation du modèle pyNuts-Riverstrahler. En effet, en intégrant le modèle biogéochimique RIVE, notre approche fait l'hypothèse d'une unicité des processus aquatiques, sans calage systématique des cinétiques biologiques, et où le fonctionnement biogéochimique des hydrosystèmes est directement contrôlé par la nature et l'intensité des forçages s'y appliquant.

Dans le cadre du projet nuts-STeauRY, l'implémentation des modèles aquatiques se poursuit et s'accompagnera inévitablement d'ajustements dans la préparation des données requises par les modèles, que ce soit pour la rivière (pyNuts-Riverstrahler) ou pour les estuaires (C-GEM).

Une publication est également en cours de préparation et fera état des dernières avancées concernant le développement de ces forçages.

5. Bibliographie

- Agreste. (2010). *Cartographie des données du recensement agricole*. <https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/agreste-cartographie-des-donnees-du-recensement-agricole/>
- Alber, A., & Piégay, H. (2017). Characterizing and modelling river channel migration rates at a regional scale : Case study of south-east France. *Journal of Environmental Management*, 202, 479-493. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.055>
- Arndt, S., Lacroix, G., Gypens, N., Regnier, P., and Lancelot, C.: Nutrient dynamics and phytoplankton development along an estuary–coastal zone continuum: A model study, *J. Marine Syst.*, 84, 49–66, <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2010.08.005>, 2011.
- Ballabio, C., Lugato, E., Fernández-Ugalde, O., Orgiazzi, A., Jones, A., Borrelli, P., Montanarella, L., & Panagos, P. (2019). Mapping LUCAS topsoil chemical properties at European scale using Gaussian process regression. *Geoderma*, 355, 113912. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113912>
- Billen, G., Servais, P., and Fontigny, A.: Growth and mortality in bacterial populations dynamics of aquatic environments, *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*, 31, 173–183, 19
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, J., & Sanz-Cobena, A. (2021). Description of EUGreenDeal Agro-Ecological scenarios. In *Grizzetti et al. Knowledge for Integrated Nutrient Management Action Plan (INMAP)*. [draft report] confidential. JRC, Ispra, Italy.
- Billen, G., & Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea : Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106(1-2), 148-160. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.12.017>
- Billen, G., Garnier, J., & Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks : The RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289, 119-137. <https://doi.org/10.1007/BF00007414>
- 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(1), 37-47. <https://doi.org/10.1051/limn/2014030>
- 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(1), 31-51. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0455-9>
- Broullón, D., Pérez, F. F., Velo, A., Hoppema, M., Olsen, A., Takahashi, T., et al. (2018). A global monthly climatology of total alkalinity: a neural network approach. *Earth Syst. Sci. Data* 2, 1–31. doi: 10.5194/essd-2018-111
- Borrelli, P., Van Oost, K., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Panagos, P. (2018). A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe : Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environmental Research*, 161, 291-298. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.009>
- de Lavenne, A., Loree, T., Squidant, H., & Cudennec, C. (2023). The transfR toolbox for transferring observed streamflow series to ungauged basins based on their hydrogeomorphology. *Environmental Modelling & Software*, 159, 105562. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105562>
- Delmas, M., Saby, N., Arrouays, D., Dupas, R., Lemerrier, B., Pellerin, S., & Gascuel-Oudou, C. (2015). Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil Use and Management*, 31(2), 259-269. <https://doi.org/10.1111/sum.12192>
- EEA. (2020a). *Corine Land Cover édition 2018*. CLC 2018. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/copernicus-land-monitoring-service-corine>
- EEA. (2020b). *EU-Hydro—River Network Database, Version 1.3*. Copernicus programme. <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-hydro/eu-hydro-river-network-database>
- EEA. (2020c). *Waterbase—UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive – reported data*. Directorate-General for Environment (DG ENV), European Environment Agency (EEA). <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-uwtd-urban-waste-water-treatment-directive-8>
- Fuka, D., JA, A., TS, S., & ZM, E. (2018). *EcoHydRology: A Community Modeling Foundation for Eco-Hydrology*. <https://CRAN.R-project.org/package=EcoHydRology>

- Garnier, J., Billen, G., Sanchez, N., Leporcq, B., 2000. Ecological functioning of the Marne reservoir (upper Seine basin, France). *Regul. Rivers Res. Manag.* 16, 51–71. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1646\(200001/02\)16:1<51::aid-rrr571>3.3.co;2-9](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-1646(200001/02)16:1<51::aid-rrr571>3.3.co;2-9)
- Gob, F., Bilodeau, C., Thommeret, N., Belliard, J., Albert, M.-B., Tamisier, V., Baudoin, J.-M., & Kreutzenberger, K. (2014). Un outil de caractérisation hydromorphologique des cours d'eau pour l'application de la DCE en France (CARHYCE). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 20(1), 57-72. <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.10497>
- Gob, F., Thommeret, N., Bilodeau, C., Fraudin, C., & Kreutzenberger, K. (2021). CARHYCE: Consolidation scientifique des connaissances et des modèles d'évaluation pour la caractérisation hydromorphologique des cours d'eau de métropole et d'Outre-mer. *Rapport scientifique CNRS (LGP-LADYSS) / Université Paris 1 Panthéon Sorbonne / ESGT / OFB*, 118.
- Harrison, J.A., Frings, Patrick J, W Beusen, Arthur H, Conley, Daniel J, McCrackin, Michelle L, Frings, P J, W Beusen, A H, Conley, D J, McCrackin, M L, 2012. Global importance, patterns, and controls of dissolved silica retention in lakes and reservoirs. *Global Biogeochem. Cycles* 26. <https://doi.org/10.1029/2011GB004228>
- IGN. (2021). *RPG France métropolitaine édition 2019*. Une base de données géographiques servant de référence à l'instruction des aides de la politique agricole commune (PAC). <https://geoservices.ign.fr/rpg#telechargementrpg2019>
- Kelly, C. A., Rudd, J. W. M., Hesslein, R. H. et al. (1987). Prediction of biological acid neutralization in acid-sensitive lakes. *Biogeochemistry*, 3, 129–140.
- Jung, N.W.; Lee, G.-h.; Jung, Y.; Figueroa, S.M.; Lagamayo, K.D.; Jo, T.-C.; Chang, J. MorphEst: An Automated Toolbox for Measuring Estuarine Planform Geometry from Remotely Sensed Imagery and Its Application to the South Korean Coast. *Remote Sens.* 2021, 13, 330. <https://doi.org/10.3390/rs13020330>
- Lancelot, C., Veth, C., and Mathot, S.: *Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddell sea sector of the southern ocean* 615 during spring 1998, *J. Mar. System*, 2, 333–346,
- Laruelle, G. G., Goossens, N., Arndt, S., Cai, W.-J., and Regnier, P.: Air–water CO₂ evasion from US East Coast estuaries, *Biogeosciences*, 14, 2441–2468, [i.org/10.5194/bg-14-2441-2017](https://doi.org/10.5194/bg-14-2441-2017), 2017a.
- Laruelle, G. G., Landschützer, P., Gruber, N., Ti, J. L., Delille, B., and Regnier, P. (2017b). Global high-resolution monthly pCO₂ climatology for the coastal ocean derived from neural network interpolation. *Biogeosciences* 14, 4545–4561. doi: 10.5194/bg-14-4545-2017
- Laruelle, G. G., Marescaux, A., Gendre, R. Le, Garnier, J., Rabouille, C., Thieu, V., and Lehrter, J. C.: Carbon Dynamics Along the Seine River Network: Insight from a Coupled Estuarine/River Modeling Approach, 6, 1–16, [i.org/10.3389/fmars.2019.00216](https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00216), 2019.
- Maavara, T., Parsons, C.T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H.H., Powley, H.R., Van Cappellen, P., 2015b. Global phosphorus retention by river damming. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 15603–15608. <https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112>
- Marescaux, A., Thieu V., Gypens N., Silvestre M., Garnier J. « Modeling inorganic carbon dynamics in the seine river continuum in France ». *Hydrology and Earth System Sciences* 24, no 5 (mai 2020): 2379-98. <https://doi.org/10.5194/HESS-24-2379-2020>.
- MEDDE, G. S. (2014). *Enveloppes des milieux potentiellement humides de la France métropolitaine. Notice d'accompagnement*. (p. 50). MEDDE, Direction Générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature, Direction de l'Eau et de la Biodiversité, Sous-Direction des Espaces Naturels, Bureau des Milieux Aquatique. https://geosass.fr/metadata/pdf/Notice_MPH_France.pdf
- Ménesguen, A., Dussauze, M., Dumas, F., Thouvenin, B., Garnier, V., Lecornu, F., and Répécaud, M.: Ecological model of the Bay of Biscay and English Channel shelf for environmental status assessment part 1: Nutrients, phytoplankton and oxygen, *Ocean Model.*, 133, 56–78, <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2018.11.002>, 2019.
- Nguyen, A. T., Némery, J., Gratiot, N., Garnier, J., Dao, T. S., Thieu, V., and Laruelle, G. G.: Biogeochemical functioning of an urbanized tropical estuary: Implementing the generic C-GEM (reactive transport) model, *Sci. Total Environ.*, 784, 147261, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147261>, 2021.
- Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., & Fernández-Ugalde, O. (2018). LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe : A review. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 140-153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>

- Pelletier, A. (2021). *Complétion d'hydrogrammes avec le modèle GR4J - Note méthodologique*. INRAE, UR HYCAR.
- Pika, P., Hülse, D., and Arndt, S.: OMEN-SED(-RCM) (v1.1): a pseudo-reactive continuum representation of organic matter degradation dynamics for OMEN-SED, *Geosci. Model Dev.*, 14, 7155–7174, <https://doi.org/10.5194/gmd-14-7155-2021>, 2021.
- Romero, E., Garnier, J., Billen, G., Ramarson, A., Riou, P., and Le Gendre, R.: Modeling the biogeochemical functioning of the Seine estuary and its coastal zone: Export, retention, and transformations, *Limnol. Oceanogr.*, 64, 895–912, <https://doi.org/10.1002/lno.11082>, 2019.
- Savenije, H. H. G.: Salinity and tides in alluvial estuaries, available at: http://hubertsavenije.files.wordpress.com/2014/01/salinityandtides2_21.pdf (last access: 20 September 2020), 2012.
- Sayre R., Noble S., Hamann S., Smith R., Wright D., Breyer S., et al. (2019). A New 30 Meter Resolution Global Shoreline Vector and Associated Global Islands Database for the Development of Standardized Ecological Coastal Units. *J. Oper Oceanogr* 12, S47–S56. doi: 10.1080/1755876x.2018.1529714
- Soetaert, K., Middelburg, J. J., Herman, P. M. J., and Buis, K.: On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models, *Earth-Sci. Rev.*, 51, 173–201, [https://doi.org/10.1016/S0012-8252\(00\)00004-0](https://doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00004-0), 2000.
- Thieu, V., Guillon, T., Billen, G., Garnier, J., Thouvenot, M., 2006. Applicatif BARMAN Notice d'utilisation-Juillet 2006. Rapp. Annu. 2006 PIREN-Seine.
- Thieu, V., & Silvestre, M. (2015). *DoNuts : Un système d'information sur les observations environnementales*. Séminaire UMR Métis, Paris, France.
- Vogt, J., A. de Jager, E. Rimaviciute, W. Mehl, S. Foisneau, K. Bódis, J. Dusart, M.L. Paracchini, P. Haastrup, & C. Bamps. (2007). *A pan-European river and catchment database*. (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability.). Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/35907>
- Volta, C., Arndt, S., Savenije, H. H. G., Laruelle, G. G., and Regnier, P.: C-GEM (v 1.0): a new, cost-efficient biogeochemical model for estuaries and its application to a funnel-shaped system, *Geosci. Model Dev.*, 7, 1271–1295, <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1271-2014>, 2014.
- Volta, C., Laruelle, G. G., and Regnier, P.: Regional carbon and CO₂ budgets of North Sea tidal estuaries, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 176, 76–90, 2016a.
- Volta, C., Laruelle, G. G., Arndt, S., and Regnier, P.: Linking biogeochemistry to hydro-geometrical variability in tidal estuaries: a generic modeling approach, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 20, 991–1030, <https://doi.org/10.5194/hess-20-991-2016>, 2016b.
- Yan, Xingcheng, Vincent Thieu, Songjun Wu, et Josette Garnier. « Reservoirs Change PCO₂ and Water Quality of Downstream Rivers: Evidence from Three Reservoirs in the Seine Basin ». *Water Research* 213 (avril 2022): 118158. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118158>.