

Devenir des concentrations en nutriments et CO₂ dans les réservoirs du bassin de la Seine: observations et modélisation

Xingcheng Yan^{1,2,*}, Josette Garnier¹, Gilles Billen¹, Shuaitao Wang¹, Vincent Thieu¹
Anun Martinez¹, Benjamin Mercier¹ et Romane Nespoulet¹

¹ Sorbonne Université, CNRS, EPHE, UMR 7619 METIS, 4 place Jussieu, 75005, Paris, France

² Centre de recherche éco-environnementale, NHRI, Nanjing 210029, Chine

* xingcheng.yan@upmc.fr

Résumé

Les réservoirs sont des écosystèmes où les transformations biogéochimiques du carbone (C) et des nutriments (azote : N, phosphore : P, et silice : Si) sont importantes. Notre compréhension des cycles du C et des nutriments dans les réservoirs reste incomplète du fait qu'ils impliquent une variété de processus biogéochimiques et hydrologiques étroitement liés qui n'avaient pas encore été considérés, comme ceux relatifs au carbone inorganique dissous, dont le CO₂. Dans cette étude, le modèle Barman des processus biogéochimiques a été actualisé et appliqué aux trois réservoirs de Champagne du bassin de la Seine pendant la période 2019-2020, prenant justement en compte les variations de la concentration de dioxyde de carbone (CO₂) et les principales variables de la qualité de l'eau. Les simulations du modèle rendent bien compte des variations saisonnières observées de ces variables. Le modèle permet de mettre en évidence que : (1) les trois réservoirs sont des écosystèmes autotrophes et montrent une efficacité élevée d'incorporation, par le phytoplancton, du carbone inorganique dissous et des nutriments au cours de la période 2019-2020 ; (2) la photosynthèse, les respirations, la dénitrification benthique, la précipitation/dissolution du carbonate de calcium, et l'échange gazeux à l'interface eau-air sont les processus dominants des variations de la qualité de l'eau dans les réservoirs ; (3) sur la base des résultats de scénarios explorés, l'état trophique et la profondeur moyenne de l'eau du réservoir auraient un impact sur les processus biogéochimiques et l'efficacité de rétention des nitrates et des silicates dissous, mais une modification des règles de gestion (décalage de plus ou moins un mois des restitutions) aurait peu d'effet. Globalement, nos résultats devraient fournir des références utiles pour une gestion des réservoirs en termes de qualité de l'eau des réservoirs et des rivières en aval.

Points clefs

- ✓ Le modèle Barman permet de quantifier les principaux processus responsables des variations saisonnières des nutriments (N, P et Si) et les concentrations de CO₂ dans les réservoirs du bassin de la Seine.
- ✓ L'état trophique et la profondeur moyenne de l'eau du réservoir auraient un impact sur l'efficacité de la rétention de nitrate (NO₃⁻) et de la silice dissoute (DSi).
- ✓ Un décalage de plus ou moins un mois des restitutions d'eau par les réservoirs aurait peu d'effet sur la qualité de l'eau

Abstract

Reservoirs are active ecosystems for the biogeochemical cycling of carbon (C) and nutrients (nitrogen: N, phosphorus: P, and silica: Si), however, our in-depth understanding of C and nutrient cycling in reservoirs is still limited by the fact that it involves a variety of closely linked and coupled biogeochemical and hydrological processes. In this study, the updated process-based Barman model was applied to three reservoirs in the Champagne region of the Seine Basin during 2019–2020, newly taking into account the variations of carbon dioxide (CO₂) concentration and key water quality variables. The model simulations captured well the observed seasonal variations of water quality variables. According to the model, we found that: (1) the three reservoirs are autotrophic ecosystems and showed high phytoplankton uptake efficiency of dissolved inorganic carbon and nutrients during 2019-2020; (2) photosynthesis, respiration, benthic denitrification, precipitation and dissolution of calcium carbonate, and gas exchange at the water-air interface are the dominant processes for water quality variations in reservoirs; (3) based on scenarios results, trophic state and mean water depth of reservoir could impact the biogeochemical processes and the retention efficiency of nitrate and dissolved silicate, although changing the management rules (an early or later shift of one month in the release of water from the reservoirs) would have little effect. Overall, our results provide useful references for reservoir management with respect to the variations of reservoir water quality and their impacts on downstream rivers.

Key points

- ✓ The Barman model is able to quantify the main processes responsible for seasonal variations in nutrients (N, P and Si) and CO₂ concentrations in the reservoirs of the Seine basin.
- ✓ Trophic state and mean water depth of reservoir affect NO₃⁻ and DSi retention efficiency.
- ✓ An early or later shift of one month in the release of water from the reservoirs would have little effect on water quality

Introduction

Les écosystèmes aquatiques continentaux (rivière, réservoir, lac et étang) sont des sites actifs pour les cycles biogéochimiques du carbone (C) et des nutriments (par exemple, l'azote : N, le phosphore : P, et la silice : Si). (Bastviken et al., 2011 ; Cole et al., 2007 ; Deemer et al., 2016 ; Maavara et al., 2020a a; Tranvik et al., 2009 ; Van Cappellen et Maavara, 2016). Les activités humaines peuvent affecter ces cycles biogéochimiques des écosystèmes aquatiques de différentes façons, notamment par l'augmentation des charges en nutriments dans les eaux de surface ou des aquifères. Cette augmentation est due à la fertilisation agricole intensive, aux rejets des eaux usées domestiques (Bouwman et al., 2013 ; Garnier et al., 2021 ; Grizzetti et al., 2021), et à des perturbations le long du continuum aquatique (Friedl et Wüest, 2002 ; Maavara et al., 2020a a; Van Cappellen et Maavara, 2016). La construction de réservoirs représente une perturbation anthropique importante des écosystèmes aquatiques continentaux, et son impact sur les cycles biogéochimiques du carbone et des nutriments a suscité un intérêt croissant pour la recherche au cours des dernières années. (Chen et al.,

2020 ; Deemer et al., 2016 ; Harrison et al., 2021 ; Maavara et al., 2020b, 2020a ; Wang et al., 2018, 2021 ; Yan et al., 2021a).

Les réservoirs sont généralement construits en endiguant une rivière, ce qui modifie considérablement les conditions hydrologiques et transforme un écosystème lotique en un écosystème lentique (Schmutz et Moog, 2018), en privant les rivières de leur flux d'eau naturel, des flux associés du carbone et des nutriments, et en agissant comme des sites spécifiques de transformation d'amont en aval des cours d'eau (Maavara et al., 2020a). En général, les réservoirs augmentent le temps de séjour de l'eau et le taux de sédimentation, diminuant ainsi la turbidité et l'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau du réservoir, ce qui offre des conditions favorables à l'incorporation du carbone et des nutriments par photosynthèse dans les cellules algales (Van Cappellen et Maavara, 2016). En effet, la photosynthèse assimile le carbone inorganique dissous (DIC) et les nutriments, produisant ainsi de la matière organique, qui est ensuite décomposée par plusieurs processus biogéochimiques (la respiration aérobie, la dénitrification, la mortalité algale, entraînant la minéralisation de la matière organique et de la silice biogénique en ce qui concerne les diatomées) ; ces processus ont donc un impact sur les concentrations de dioxyde de carbone (CO₂) et de nutriments dans la colonne d'eau. (Li et al., 2022 ; Wang et al., 2020a, b ; Xiao et al., 2021). Ils restent toutefois difficiles à identifier à partir des seules mesures *in situ* (Kong et al., 2019).

Les modèles biogéochimiques basés sur une représentation mécaniste des processus aquatiques ont été développés pour simuler les variables de la qualité de l'eau (par exemple, la température de l'eau et les flux de nutriments) dans les écosystèmes aquatiques continentaux (Mooij et al., 2010). Un certain nombre de ces modèles aquatiques ont été appliqués aux réservoirs, notamment les modèles CE-QUAL-W2 (Lindenschmidt et al., 2019 ; Sadeghian et al., 2018 ; Wu et al., 2022), EFDC (Tong et al., 2021) et Delft3D (Chen et al., 2019). D'autres modèles ont été spécifiquement conçus pour les milieux stagnants afin de simuler la dynamique des variables de la qualité de l'eau dans les réservoirs, tels que les modèles PCLake (Kong et al., 2019), Barman (Garnier et al., 2000 ; Thieu et al., 2006), DyLEM-1D (Bonnet et Poulin, 2004) et le modèle GLM (Weber et al., 2017 ; Winton et al., 2021). À notre connaissance, peu d'études évaluent à la fois le devenir des nutriments et les concentrations de CO₂ dans les réservoirs à l'aide de modèles biogéochimiques mécanistes. Des modèles qui prennent en compte à la fois le devenir des nutriments et les variations du CO₂ pourraient fournir de nouvelles informations sur le fonctionnement biogéochimique des réservoirs.

C'est dans cette optique que nous avons appliqué un modèle biogéochimique existant, Barman, basé sur la modélisation des processus dans les principaux réservoirs du bassin de la Seine (France). Les flux de nutriments dans ces réservoirs ont été quantifiés par des mesures *in situ*, des bilans de masse (Garnier et al., 1999 ; Yan et al., 2022, 2021b) et une première approche de modélisation (Garnier et al., 2000 ; Thieu et al., 2006). Le cœur biogéochimique RIVE du modèle Barman dispose depuis peu d'un nouveau module dédié au carbone inorganique (Marescaux et al., 2020). Les objectifs de cette étude sont les suivants :

- (1) évaluer la performance du modèle Barman pour simuler les variations des concentrations de nutriments et de CO₂ dans les réservoirs ;
- (2) quantifier le devenir des nutriments et les processus biogéochimiques associés ;
- (3) discuter l'impact de scénarios incluant par exemple une modification de l'état trophique, des stratégies de gestion hydrologique ou des caractéristiques morphologiques, sur le fonctionnement écologique de ces réservoirs ;
- (4) fournir de nouvelles perspectives pour la gestion des nutriments en aval des réservoirs.

1. Matériel et méthodes

1.1. Les réservoirs de la Marne, de l'Aube et de la Seine

Les trois principaux réservoirs (Marne, Aube et Seine) sont situés en amont du bassin de la Seine, avec une superficie maximale de 48 km², 23 km², et 23 km², respectivement (Figure 1) ; ils sont gérés par l'établissement public *Seine Grands Lacs* (SGL, <https://www.seinegrandslacs.fr/>). Ces réservoirs ont été construits en dérivation et reliés aux rivières par des canaux artificiels. Le réservoir de l'Aube se compose de deux lacs distincts, le lac d'Amance et le lac du Temple. Les deux principales fonctions hydrologiques de ces réservoirs sont de prévenir les inondations en aval en hiver et au printemps, et de soutenir un débit minimum d'étiage en aval en été et en automne. Par conséquent, les cycles hydrologiques annuels (de décembre à novembre de l'année suivante) de ces trois réservoirs sont similaires (voir Figure 1c et d) et peuvent être caractérisés par deux périodes : la période de remplissage (l'eau entre dans les réservoirs, de décembre à juin de l'année suivante) et la période de vidange (l'eau sort des réservoirs, de juillet à novembre). Les principales caractéristiques des trois réservoirs sont présentées dans le tableau 1.

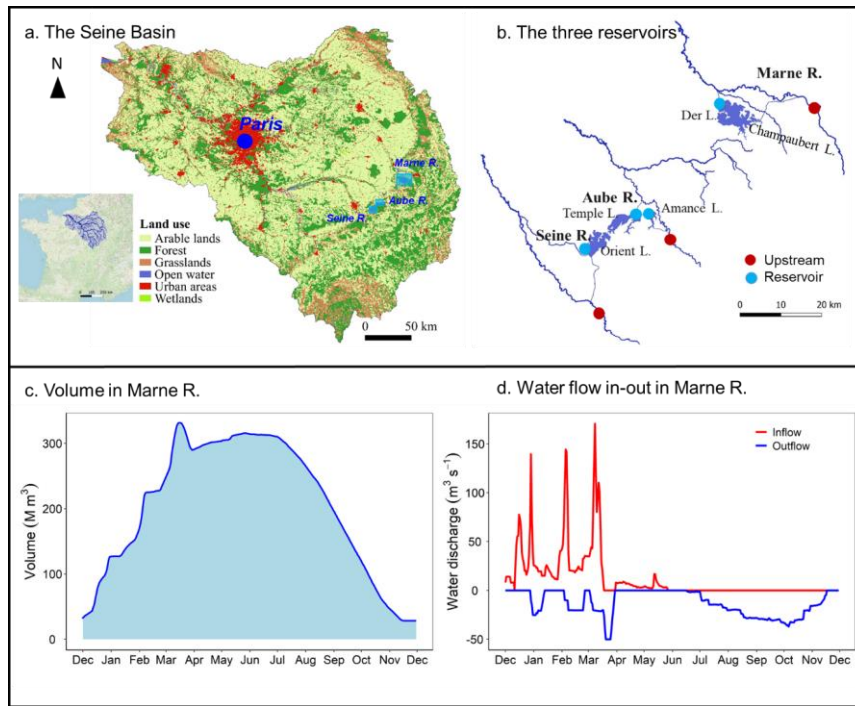


Figure 1. a. Le bassin de la Seine et sa localisation en France. b. Carte des trois réservoirs en dérivation dans le bassin de la Seine. Les points bleus et rouges indiquent les sites échantillonnés dans les trois réservoirs et leurs rivières en amont. Le réservoir de la Marne a été pris comme exemple pour présenter les caractéristiques hydrologiques annuelles typiques des trois réservoirs de décembre 2019 à novembre 2020, ainsi que (c) la variation de volume et (d) le débit d'eau, s'écoulant dans et hors du réservoir.

Tableau 1. Caractéristiques principales des trois réservoirs en dérivation étudiés : données hydromorphologiques annuelles (fournies par GLS) ; occupation des terres (Corine Land Cover, 2018) ; variations des variables de qualité de l'eau (obtenues sur la base des campagnes de terrain menées en avril 2019 et novembre 2020).

	Marne	Aube_Amance	Aube_Temple	Seine
Surface maximale (km ²)	48	7	17	23
Volume (Mm ³ , min-max)	27-330	13-22	19-140	16-199
Profondeur moyenne au niveau maximum (m)	7.2	3.5	7.6	8.9
Lithologie	Argile			
Terres agricoles	38.47%	38.25%		48.24%
Prairie	17.92%	6.29%		4.81%
Forêt	39.90%	53.72%		45.26%
Débit d'entrée (m ³ s ⁻¹)	0-150	0-40		0-62
Débit sortant (m ³ s ⁻¹)	0-50	0-15		0-25
Débit de la rivière en amont (m ³ s ⁻¹)	2-256	1-123		2-127
pH	7.9-8.7	8.0-8.7	7.9-8.7	7.8-8.5
T (°C)	5.1-24.2	6.8-24.8	6.8-24.8	7.6-24.6
DO (mgO ₂ L ⁻¹)	8.3-12.0	8.6-13.6	8.3-11.8	6.6-12.8
Chl-a (µg L ⁻¹)	2.0-38.8	1.0-11.6	1.8-20.9	1.5-71.3
NO ₃ ⁻ (mgN L ⁻¹)	0.2-5.5	0.2-4.6	0.3-4.3	0.7-6.3
PO ₄ ³⁻	0-0.08	0-0.05	0-0.04	0-0.02
DSi	0.07-2.0	0.12-2.3	0-2.0	0.03-2.1

1.2. Données collectées sur le terrain

La qualité de l'eau dans les trois réservoirs et leurs rivières en amont a été évaluée par des mesures mensuelles sur le terrain en 2019 et 2020. La stratégie d'échantillonnage pour chaque site (cf. Yan et al., 2022) a consisté à prélever de l'eau avec un seau à partir de ponts ou de pontons ; des bouteilles d'échantillonnage en polyéthylène de 5 L ont été remplies. Tous les échantillons ont été conditionnés (par exemple, par filtration) et conservés à < 10°C sur le terrain. Après leur retour au laboratoire, ils ont été stockés à 4°C ou congelés jusqu'à leur analyse.

Sur le terrain, le pH, la température de l'eau (T, °C) et l'oxygène dissous (DO, mg L⁻¹) ont été mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètres (YSI ® 6600 V2). Pour les mesures de CO₂, 30 ml d'eau ont été prélevés dans quatre seringues (60 ml) avec 30 ml d'air ambiant, et ont été agités pendant 10 min. Une cinquième seringue est remplie d'air ambiant pour mesurer le CO₂ atmosphérique. La pression partielle de CO₂ (pCO₂) dans l'eau a été déterminée à l'aide d'un analyseur de gaz à infrarouge non dispersif (Licor, LI-820, USA) en utilisant la méthode d'équilibrage « *headspace* » des seringues (Abril et al., 2015 ; Marescaux et al., 2018).

Au laboratoire, les concentrations de nutriments dissous, y compris le nitrate (NO₃⁻, mgN L⁻¹), le nitrite (NO₂⁻, mgN L⁻¹), l'ammonium (NH₄⁺, mgN L⁻¹), l'orthophosphate (PO₄³⁻, mgP L⁻¹) et le silicate dissous (DSi, mgSi L⁻¹) ont été mesurées par spectrophotométrie selon les méthodes de Slawyk et MacIsaac (1972), Rodier (1984) et Jones (1984), respectivement. Les matières en suspension (SM, mg L⁻¹) ont été déterminées comme étant le poids de la matière retenue sur un filtre Whatman GF/F (prépesé) par unité de volume filtré après séchage de ce filtre pendant 2 heures à 120 °C. Le phosphore inorganique total (TIP, mg P L⁻¹) a été calculé à partir du PO₄³⁻ et des SM selon Billen et al. (2007) et Némery et al. (2005).

Pour l'analyse du carbone organique dissous (DOC, mgC L⁻¹), les échantillons d'eau ont été filtrés avec des filtres Whatman GF/F (GF/F, grillés à 0,7 µm, à 500 °C pendant 4 h), recueillis dans des flacons en verre grillé et acidifiés (0,1 mL de H₂SO₄, 4 M dans 30 mL d'eau), puis analysés avec un analyseur carbone organique total (TOC) (Aurora 1030 TOC Analyzer, OI Analytical). Les concentrations en chlorophylle *a* (Chl-*a*, µg L⁻¹, cellules algales retenues sur des filtres à membrane GF/C) ont été déterminées par spectrophotométrie après extraction à l'acétone à 90 % selon Lorenzen. (1967). L'Alcalinité Totale (TA) (mmol L⁻¹) a été mesurée sur 20 mL d'eau filtrée (GF/F : 0,7 µm) à l'aide d'un titrateur automatique (Titrand 905) utilisant de l'acide

chlorhydrique (HCl, 0,01 M). Les concentrations de DIC (mgC L⁻¹) ont été calculées à partir de la température de l'eau, du pH et du TA en utilisant le programme CO₂ SYS (Pierrot et al., 2006).

1.3. Le modèle Barman

Le modèle Barman a été développé sur le réservoir de la Marne pendant la période 1993-1995 avec une représentation simplifiée des conditions hydrauliques du réservoir, considéré comme un réacteur biogéochimique parfaitement mélangé (Garnier et al., 2000) et couplé au modèle biogéochimique RIVE, basé sur une représentation explicite des processus (Garnier et Billen, 1994 ; Garnier et al., 2002). Des développements supplémentaires permettent une représentation simplifiée de la morphologie du réservoir (sous une forme idéalisée parabolique ou sphérique, Thieu et al., 2006). L'objectif est de simuler la profondeur moyenne du réservoir, grandeur fondamentale pour le calcul des processus biologiques, en fonction de la gestion des volumes d'eau à chaque pas de temps. Récemment recodé en Python, le modèle Barman (<https://gitlab.in2p3.fr/rive/barman>) inclut RIVE (<https://gitlab.in2p3.fr/rive/pyrive>) qui a été récemment publié sous les termes de la licence publique Eclipse EPL-2.0 et de la licence publique générale GNU GPL-3.0. La dernière version du code RIVE (pyRive, v3.2) comprend les calculs des processus biogéochimiques et des échanges de nutriments à l'interface eau-sédiments. Ces échanges à l'interface eau-sédiments sont désormais représentés par une méthode algorithmique simplifiée (Billen et al., 2015). Le module de carbone inorganique (Marescaux et al., 2020) simulant les concentrations de CO₂ dans les rivières a été implémenté pour le modèle des réservoirs au cours de cette étude. Des descriptions détaillées du modèle Barman, avec ses caractéristiques morphologiques, et ses processus –RIVE et ses paramètres - sont présentées en annexe de l'article de Yan et al. (2022a) (voir respectivement suppl. mat. Tab. S1 et Fig. S1 ; Texte S1 et Fig. S2 ; Tab. S2).

A la différence des rivières (cf. Marescaux et al., 2020), la précipitation et la dissolution du carbonate de calcium (CaCO₃) observée dans ces réservoirs (voir Texte S2), nous ont conduit à considérer l'effet de la précipitation et de la dissolution du CaCO₃ sur les changements de l'alcalinité totale (TA) et du DIC. Les équations pour calculer le TA et le DIC sont les suivantes :

$$TA = TA_{t-1} + d_t \frac{dTA}{dt} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{dTA}{dt} = & \left[\left(\frac{14}{106} \times \frac{(respBact + respZoo + respBent)}{12} \right) + \frac{(denit - 2 \cdot nitr['AOB'])}{14} + \left(\frac{17}{106} \times \frac{uptPhyNO_3^-}{uptPhyN} - \right. \right. \\ & \left. \left. \frac{15}{106} \frac{uptPhyNH_4^+}{uptPhyN} \right) \times \frac{uptPhyC}{12} - \left(\frac{CaPrecip}{40} \times 2 \right) \right] \times 1000 - dilu(TA_{t-1} - TA_{input}) \end{aligned} \quad (2)$$

$$DIC = DIC_{t-1} + d_t \frac{dDIC}{dt} \quad (3)$$

$$\begin{aligned} \frac{dDIC}{dt} = & (respBact + respZoo + respBent) + \frac{denit}{14} \times 12 \times \frac{5}{4} - uptPhyC + \frac{F_{CO_2}}{depth} - \frac{CaPrecip}{40} \times 12 - \\ & dilu(DIC_{t-1} - DIC_{input}) \end{aligned} \quad (4)$$

Où :

- TA_{t-1} et DIC_{t-1} sont les valeurs de TA et DIC au pas de temps précédent (t-1)
- TA_{input} (μmol L⁻¹) et DIC_{input} (mgC L⁻¹) sont les apports de TA et DIC provenant des rivières en amont.
- Dans le modèle RIVE, respBact, respZoo et respBent représentent la respiration des bactéries, du zooplancton et de la respiration benthique (mgC L⁻¹ h⁻¹)
- denit et nitr['AOB'] sont, respectivement, la dénitrification et la nitrification (par les bactéries oxydant l'ammoniac [AOB], mgN L⁻¹ h⁻¹) ;
- uptPhyN est l'absorption par le phytoplancton d'azote (mgN L⁻¹ h⁻¹), de nitrate (uptPhyNO₃⁻, mgN L⁻¹ h⁻¹) et d'ammonium (uptPhyNH₄⁺, mgN L⁻¹ h⁻¹) ;
- uptPhyC est l'absorption de carbone inorganique par le phytoplancton (mgC L⁻¹ h⁻¹) ;
- F_{CO₂} (mgC m⁻² h⁻¹) est le flux de CO₂ à l'interface eau-air (Yan et al., 2022b),
- depth est la profondeur moyenne de l'eau du réservoir (m) ;
- dilu représente l'effet de mélange causé par l'eau entrant dans le réservoir (h⁻¹) ;
- CaPrecip est le taux de précipitation/dissolution du CaCO₃, qui a été calculé sur la base de la dynamique saisonnière des concentrations de Ca²⁺ dans les trois réservoirs (voir suppl. mat. Yan et al. 2022a texte S2).

Une fois les concentrations en TA et en DIC calculées, la concentration en ions hydrogène (H⁺) peut être déterminée, et le CO₂ peut être dérivé des H⁺ et du TA/DIC (Stumm et Morgan, 1996). Les procédures de calcul des H⁺ et CO₂ sont présentées dans le texte S3 (voir suppl. mat. Yan et al. 2022a).

1.4. Mise en œuvre et évaluation du modèle

La quantité et la qualité de l'eau alimentant le réservoir (en dérivation) sont les principales conditions aux limites du modèle Barman. Sur la base des débits entrant et sortant du réservoir (fournis par SGL) et la morphologie idéalisée, la dynamique journalière du volume et de la profondeur moyenne du réservoir peuvent être calculées. Les variables de qualité de l'eau utilisées pour les conditions d'entrées des réservoirs et la validation du modèle dans les réservoirs sont celles collectées mensuellement sur le terrain (voir section 2.2).

Afin d'obtenir les données d'entrée de façon continue avec une résolution journalière, des méthodes d'interpolation ont été appliquées aux concentrations mesurées sur le terrain. La méthode WRTDS (régressions pondérées sur le temps, le débit et la saison) a été utilisée pour les variables de qualité de l'eau, notamment NO₃⁻, DSi, SM et PO₄³⁻ (Hirsch et al., 2010 ; Zhang et Blomquist, 2018) (voir suppl. mat. figure S4, Yan et al. 2022a). Une méthode d'interpolation linéaire simple a été utilisée pour les autres variables de l'eau.

La RMSE (erreur quadratique moyenne) et le biais ont été utilisés pour évaluer les performances du modèle Barman :

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n (obs_i - sim_i)^2 / n} \quad (5)$$

$$Biais = \sum_{i=1}^n (obs_i - sim_i) / \sum_{i=1}^n obs_i \quad (6)$$

où n est le nombre d'observations, obs et sim sont les concentrations observées et simulées.

1.5. Construction des scénarios

Afin d'approfondir notre compréhension des facteurs influençant les processus et le fonctionnement biogéochimique des réservoirs, une analyse de trois scénarios a été réalisée, en prenant le réservoir de la Marne comme exemple. Ces scénarios incluent : (1) l'état trophique : concentration différente de TIP dans le flux alimentant le réservoir ; (2) les modifications de la gestion hydrologique : retard et anticipation d'un mois de la période de vidange; (3) les caractéristiques morphologiques : en faisant varier les paramètres de profondeur maximale (D_{max}) et de surface (S_{max}) pour des volumes similaires à la situation de référence, et ainsi recalculer de nouvelles valeurs journalières de la profondeur (Texte S1, suppl. mat. Yan et al. 2022a). La configuration des scénarios est présentée dans le tableau 2.

Tableau 2. Détails de la configuration et de l'analyse du scénario dans le réservoir de la Marne.

Scénarios	Configuration	Analyse
État trophique	Différentes concentrations de TIP dans la rivière amont Réf. : ~ 20 µgP L ⁻¹ Gradients de TIP : 1, 5, 10, 12, 15, 20, 25, 50, 100 µgP L ⁻¹	L'impact de chaque scénario sur le métabolisme de l'écosystème (production primaire et respiration) et sur les rétentions de nutriments (NO ₃ ⁻ et DSi) a été exploré. Pour chaque analyse de scénario, aucune modification n'a été apportée aux autres conditions limites et les modifications morphologiques ont préservé la forme semi-sphérique initiale et la capacité volumique maximale du réservoir (voir texte S1).
Modification de la gestion hydrologique	Période de vidange différente Réf. : de juillet à novembre En avance : de juin à novembre Délai : d'août à novembre	
Caractéristiques morphologiques	La profondeur maximale (D_{max}) et la surface (S_{max}) sont différentes. Réf. : D _{max} = 17,28 m, S _{max} = 49,78 km ² D_{max} élevé et S_{max} petit (réservoir petit et profond) : D _{max} = 25 m, S _{max} = 33 km ² D_{max} faible et S_{max} grand (réservoir large et peu profond) : D _{max} = 9 m, S _{max} = 100 km ²	

2. Résultats

2.1. Performance du modèle

2.1.1. Validation de la dynamique des variables de qualité de l'eau

Comme les dynamiques des variables de qualité de l'eau sont relativement similaires dans les trois réservoirs, seul le réservoir de la Marne est présenté à titre d'exemple (Fig. 2) et les résultats des deux autres réservoirs sont présentés dans les suppléments de l'article Yan et al. 2022a (Figures S5-S7). Dans l'ensemble, malgré certaines divergences entre les observations et les simulations, les résultats des simulations avec le modèle Barman reproduisent les observations dans les trois réservoirs pendant la période 2019-2020. La RMSE et le biais, qui indiquent l'écart et les sur-/sous-estimations entre les observations et les simulations dans les trois réservoirs, montrent des valeurs dans les gammes attendues, à l'exception de valeurs trop élevées pour les concentrations de PO₄³⁻ et NH₄⁺ (Tab. 3). Le modèle simule avec succès les fortes et faibles concentrations de Chl-a pendant les périodes décembre-mars et avril-août. Cependant, les simulations montrent une augmentation tardive de la Chl-a pendant la période septembre-décembre et ne représentent pas les niveaux maximums en décembre, quand les niveaux d'eau des réservoirs sont au plus bas (Fig. 2). Le modèle reproduit bien la dynamique du NO₃⁻ pendant la période décembre-juillet, mais il surestime les faibles concentrations de NO₃⁻ pendant la période septembre-novembre (à la fin de la période de vidange). Pour l'oxygène dissous, le modèle reproduit bien la tendance générale observée dans les réservoirs, avec des valeurs élevées en décembre-

mars et faibles en août-septembre. En outre, les variations saisonnières des concentrations de DSi dans les trois réservoirs sont également bien simulées par le modèle pendant la période 2019-2020, notamment la diminution progressive pendant la période décembre-août (de l'année suivante) et l'augmentation pendant la période septembre-novembre (Fig. 2). Enfin, le modèle a également reproduit la plupart des observations de PO₄³⁻ et NH₄⁺, à l'exception de certaines valeurs élevées (par exemple, PO₄³⁻ en mai et juillet 2020, et NH₄⁺ en novembre 2019 et 2020 dans le réservoir de la Marne).

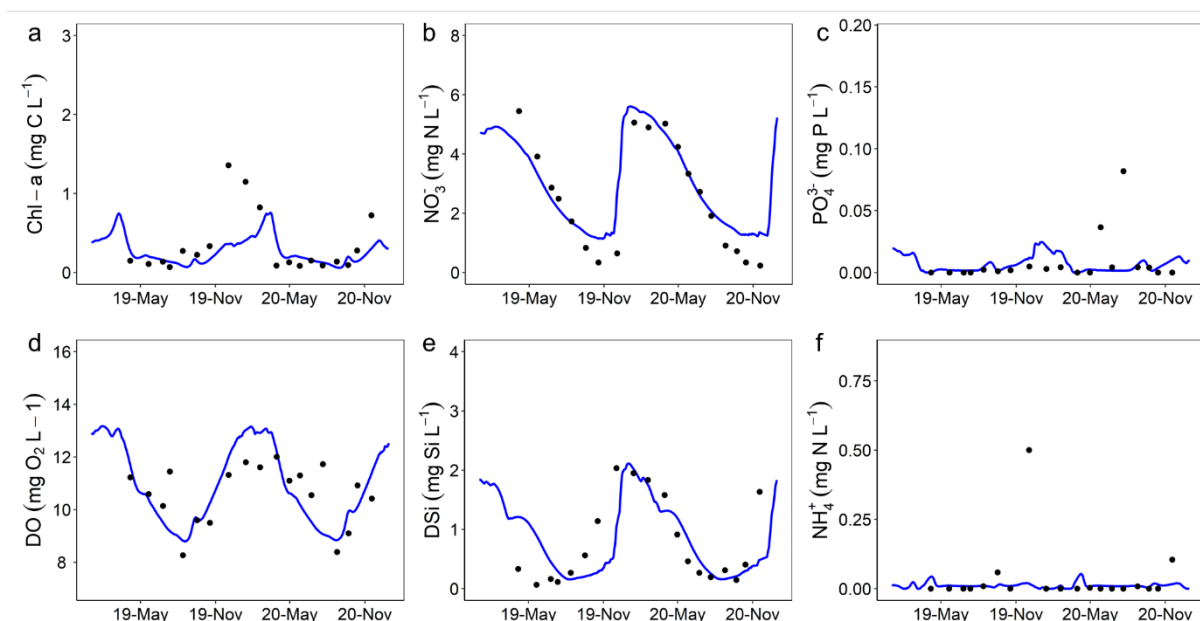


Figure 2. Simulations (ligne bleue) et observations (points noirs) des variables de qualité de l'eau dans le réservoir de la Marne (2019-2020). (a) Chl-a, (b) NO₃⁻, (c) PO₄³⁻, (d) DO, (e) DSi, (f) NH₄⁺.

Tableau 3. Erreur quadratique moyenne (RMSE) et biais pour chlorophylle a (Chl-a, mgC L⁻¹), nitrate (NO₃⁻, mgN L⁻¹), orthophosphate (PO₄³⁻, mgP L⁻¹), oxygène dissous (DO, mgO₂ L⁻¹), silicate dissous (DSi, mgSi L⁻¹), ammonium (NH₄⁺, mgN L⁻¹), alcalinité totale (TA, μmol L⁻¹), pH (-), carbone inorganique dissous (DIC, mgC L⁻¹) et dioxyde de carbone (CO₂, mgC L⁻¹). n = nombre de données pour les calculs.

Réservoirs		n	Chl-a	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	DO	DSi	NH ₄ ⁺	TA	pH	DIC	CO ₂
Marne R.	RMSE	19	0.50	0.76	0.02	1.09	0.52	0.11	348.69	0.28	4.13	0.24
	Biais	19	0.03	-0.10	0.34	0.01	0.06	0.63	-0.03	0.003	-0.03	-0.15
Seine R.	RMSE	18	0.66	0.63	0.01	1.78	0.48	0.23	486.09	0.31	5.63	0.43
	Biais	18	0.03	0.07	-0.47	0.06	-0.63	0.79	-0.09	-0.01	-0.09	0.03
Aube R.	RMSE	13	0.18	0.8	0.01	1.29	0.46	0.03	891.3	0.48	10.28	0.25
Amance	Biais	13	0.03	-0.12	0.37	0.02	0.38	0.37	-0.23	-0.03	-0.21	-0.18
Aube R.	RMSE	19	0.30	0.66	0.01	0.72	0.56	0.03	901.10	0.28	10.78	0.22
Temple	Biais	19	0.03	0.07	0.13	0.0002	-0.18	0.25	0.31	0.01	0.31	-0.28

2.1.2. Validation des simulations du CO₂

Dans ces systèmes carbonatés, le modèle restitue bien la dynamique du TA et du DIC dans les trois réservoirs pendant la période 2019-2020 (figures 3 et S5-S7 suppl. mat. Yan et al. 2022a). En outre, nous avons également constaté que la précipitation et la dissolution du CaCO₃ jouent un rôle important dans la régulation de la dynamique du TA et du DIC dans les trois réservoirs par rapport à l'effet des processus biogéochimiques (suppl. mat. Yan et al. 2022a : texte S4 et figure S8). Bien que les fluctuations des valeurs de pH observées dans les réservoirs ne soient pas bien représentées par le modèle, l'amplitude et le niveau moyen des valeurs sont tout de même corrects; cependant, des divergences entre les simulations et les observations existent encore pendant la période mars-juillet 2020, avec certaines sous-estimations du pH. Néanmoins, les simulations du CO₂ sont généralement cohérentes avec les observations.

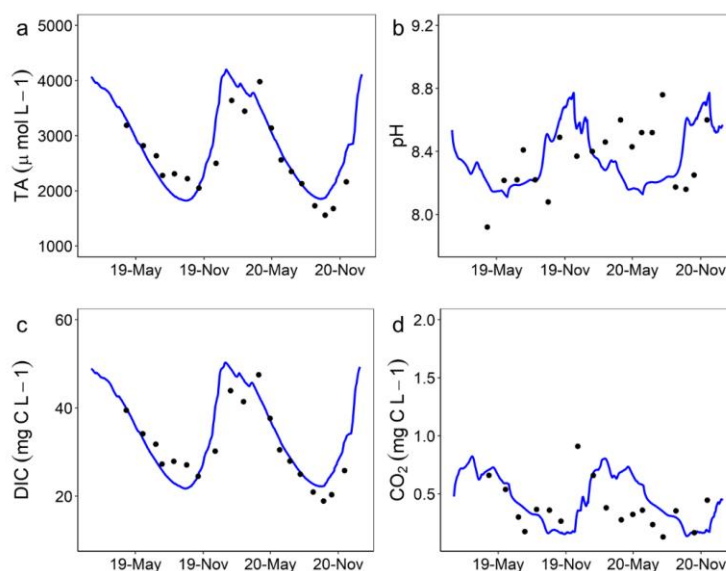


Figure 3. Simulations (ligne bleue) et observations (points noirs) du système des carbonates dans le réservoir de la Marne (2019-2020). (a) TA, (b) pH, (c) DIC, et (d) CO₂.

2.2. Processus biogéochimiques et devenir des nutriments dans les trois réservoirs

2.2.1. Métabolisme de l'écosystème

Les taux de production primaire et de respiration ont montré des variations synchronisées dans les trois réservoirs, augmentant progressivement de janvier à juillet, tandis qu'ils diminuaient de juillet à décembre (Fig. 4 pour le réservoir Marne ; les autres se réfèrent à la Fig. S9 suppl. mat. Yan et al. 2022a). Les taux les plus élevés de production du phytoplancton ont été observés en juin-juillet, de 23 tonnes C d⁻¹ à Aube-Amance à

115 tonnes C d⁻¹ dans le réservoir de la Marne, le plus grand réservoir avec une surface deux fois plus grande que ceux de l'Aube et de la Seine. Les taux de respiration les plus élevés sont très proches des taux d'incorporation par le phytoplancton. En termes de production primaire nette de l'écosystème (NEP, c'est-à-dire la photosynthèse moins la respiration), les trois réservoirs apparaissent généralement comme des écosystèmes autotrophes, avec des valeurs moyennes de NEP de 0,16 à 0,79 tonne C d⁻¹ (allant de 57 [Aube-Temple] à 288 [Marne] tonnes C yr⁻¹ pendant un cycle hydrologique annuel). Dans le modèle RIVE, la respiration représente la somme des respirations des bactéries (respBact), du zooplancton (respZoo) et de la respiration benthique (respBent). Les résultats révèlent que respBact et respBent sont les composantes dominantes de la respiration totale, tandis que respZoo ne contribue que faiblement à ce total dans les trois réservoirs. En effet, respBact représente plus de 75% de la respiration totale pendant la période mars-octobre, (période de forte production primaire), le taux de respBent étant élevé pendant la période novembre-février (de l'année hydrologique suivante) dans les trois réservoirs.

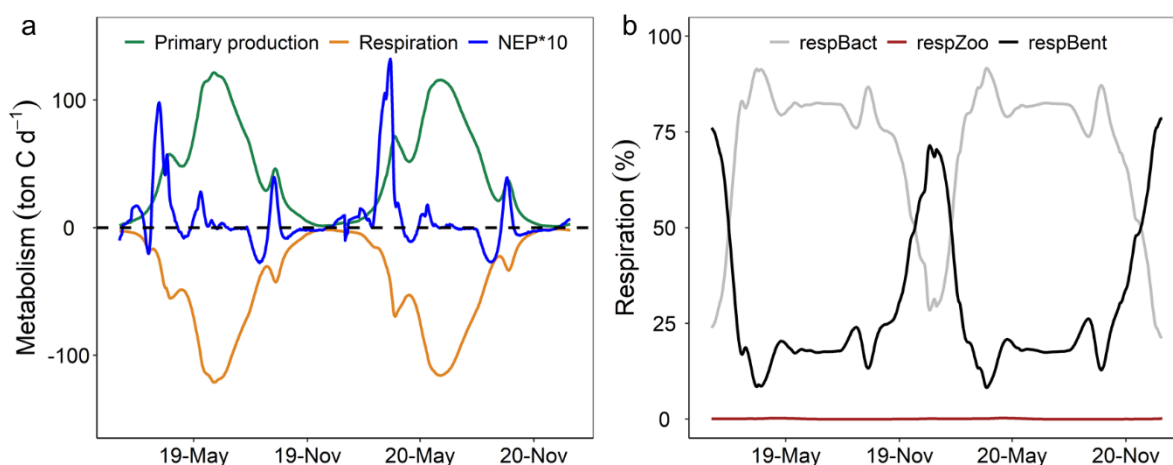


Figure 4. Métabolisme du réservoir de la Marne de 2019 à 2020 (pas de temps journalier), (a) production primaire (absorption de phytoplancton), respiration et NEP (production nette de l'écosystème = photosynthèse - respiration) ; la ligne pointillée noire indique le métabolisme d'équilibre (production primaire égale à la respiration) ; (b) contribution de la respiration bactérienne (respBact), de la respiration du zooplancton (respZoo) et de la respiration benthique (respBent) à la respiration totale.

2.2.2. Devenir des nutriments et processus biogéochimiques impliqués

Les flux d'entrée et de sortie de NO₃⁻, TIP, DSi et DIC et les principaux processus biogéochimiques permettant leur transformation ont été quantifiés en 2019 et 2020 (Fig. 5 pour la Marne ; pour les autres, se référer aux Figs. S10-12, suppl. mat. Yan et al. 2022a). En ce qui concerne le devenir des nutriments, les résultats révèlent que l'assimilation par le phytoplancton est l'un des processus les plus importants affectant les

transformations de NO₃⁻, TIP, DSi et DIC dans les trois réservoirs. La dénitrification benthique, en particulier, et la nitrification dans la colonne d'eau sont également deux processus qui affectent la dynamique du NO₃⁻ dans les trois réservoirs. Outre l'assimilation par le phytoplancton, le cycle interne du P est renforcé par la respiration du phytoplancton, ainsi que par les relargages benthiques, tandis que la sédimentation du TIP a un impact marginal sur les concentrations de TIP dans la colonne d'eau. Pour le DSi, la consommation par les diatomées joue un rôle important sur la diminution des concentrations dans la colonne d'eau, non compensée par le flux benthique lié à la dissolution de la silice biogénique (BSi). En ce qui concerne la transformation du DIC, l'absorption et la respiration du phytoplancton sont deux processus dominants régulant le cycle interne du DIC, tandis que la précipitation de CaCO₃ et les émissions de CO₂ sont les processus dominants, entraînant des variations nettes des concentrations de DIC dans la colonne d'eau.

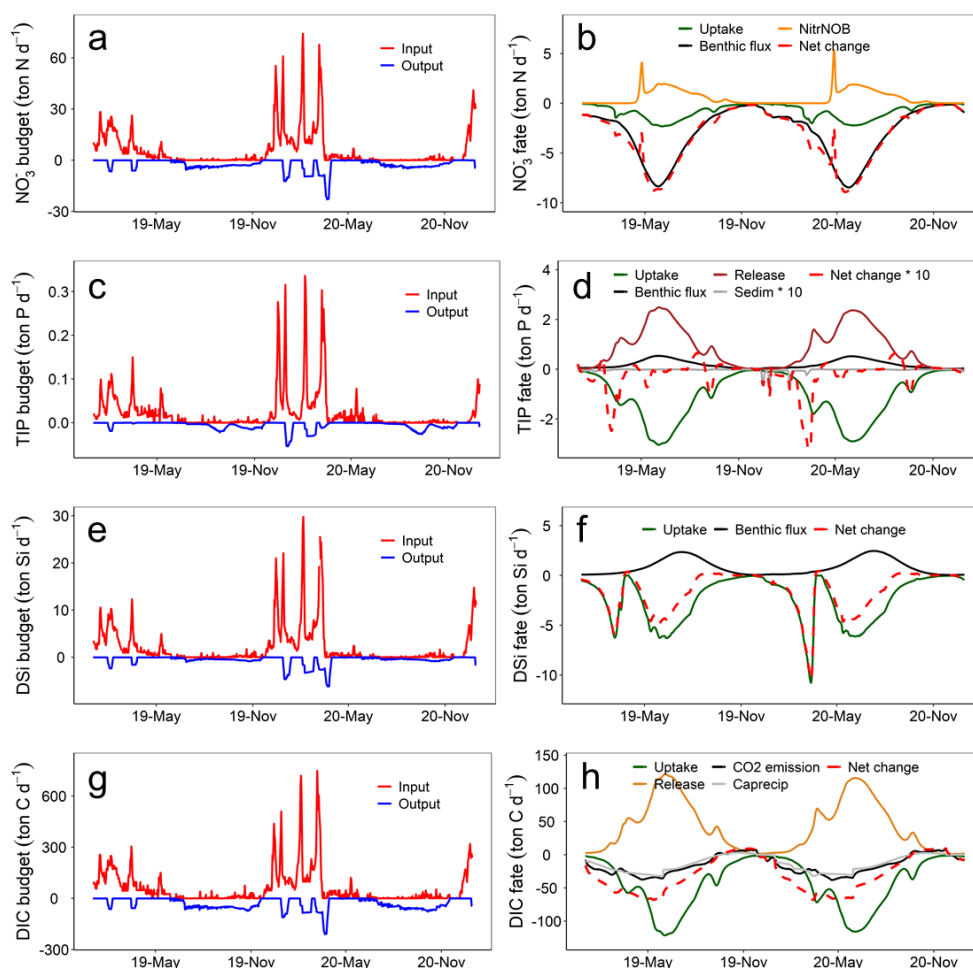


Figure 5. Bilans de NO₃⁻ (a), TIP (c), DSi (e), et DIC (g) basés sur des concentrations amont interpolées (flux d'entrée, lignes rouges) et les simulations du modèle Barman (flux de sortie, lignes bleues). Pour les processus biogéochimiques simulés, les valeurs positives et négatives indiquent respectivement une augmentation ou une diminution des concentrations de NO₃⁻ (b, NitrNOB est l'oxydation du nitrite dans la colonne d'eau), TIP (d), DSi (f) et DIC (h) dans la colonne d'eau. La ligne rouge pointillée représente le changement net des concentrations de nutriments dans la colonne d'eau.

2.2.3. Bilans de nutriments pendant un cycle hydrologique

Dans les trois réservoirs, les bilans de N (incluant NO₃⁻ et NH₄⁺), P (TIP), Si (incluant DSi et BSi) et C (incluant le carbone organique total et le carbone inorganique) au cours d'un cycle hydrologique annuel ont été calculés par le modèle Barman en intégrant les différents processus pris en compte dans RIVE. Les diagrammes de flux schématisent la transformation et/ou le transfert des nutriments en prenant la Marne pour exemple (Fig. 6). Les détails sur le devenir des nutriments des trois réservoirs sont fournis dans Yan et al. 2022a (Tab. S3, suppl. mat.).

Les trois réservoirs montrent une rétention élevée de NO₃⁻, allant de 36% (Aube-Amance) à 51% (Marne). Les flux d'incorporation par le phytoplancton (71-312 tonnes de N par an⁻¹) et des pertes par dénitrification benthique (178-1102 tonnes de N par an⁻¹) sont clairement illustrés à la figure 6 (cf. aussi Tab. S3, suppl. mat. Yan et al. 2022a). L'ammonification (459-1789 tonnes N an⁻¹) et la consommation par le phytoplancton (520-2048 tonnes N an⁻¹) sont les principaux processus de transformation du NH₄⁺, par rapport à l'oxydation du NH₄⁺ (48-213 tonnes N an⁻¹) et au flux benthique (80-349 tonnes N an⁻¹).

Les trois réservoirs montrent une rétention élevée en DSi allant de 49% (Aube-Temple) à 69% (Marne), et l'incorporation sous forme de BSi dans les frustules des diatomées (172-940 tonnes de Si an⁻¹) est le processus dominant responsable de l'élimination du DSi. Les trois réservoirs montrent également des taux de rétention élevés de BSi allant de 38% (Aube-Temple) à 89% (Marne). En outre, de 64 % à 79 % du TIP sont retenus dans les trois réservoirs, l'absorption phytoplanctonique de PO₄³⁻ étant le processus dominant de rétention du TIP dans ces réservoirs : de 98 (Aube-Temple) à 391 (Marne) tonnes de P an⁻¹.

En termes de DIC, les trois réservoirs montrent des taux de rétention allant de 25% (Aube-Amance) à 65% (Aube-Temple). Les précipitations de CaCO₃ (913-4875 tonnes C an⁻¹) et l'émission de CO₂ (859-5773 tonnes C an⁻¹) contribuent le plus à l'élimination du DIC dans la colonne d'eau. Enfin, l'enfouissement net annuel de TOC (carbone organique total) dans les sédiments des trois réservoirs a varié de 61 (Aube-Temple) à 458 (Marne) tonnes C an⁻¹.

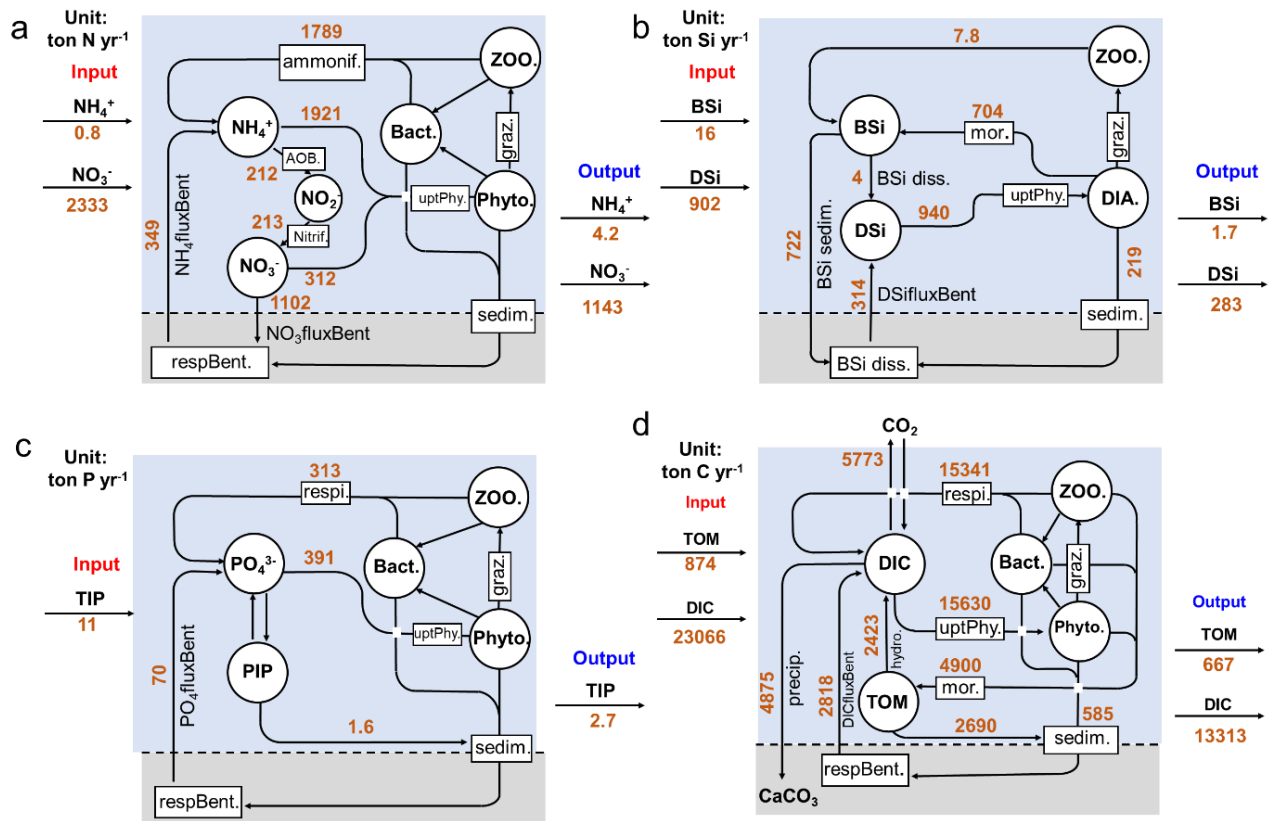


Figure 6. Devenir des nutriments (a : N ; b : Si ; c : P) et du carbone (d) durant un cycle hydrologique annuel (de décembre 2019 à novembre 2020) dans le réservoir de la Marne (les valeurs détaillées pour les trois réservoirs sont fournies dans le tableau S3, Yan et al., 2022a). Les différences entre les entrées et les sorties sont liées à la rétention/élimination par le réservoir (par exemple, la dénitrification pour le NO_3^-).

2.3. Analyse des scénarios dans le réservoir de la Marne

2.3.1. Impact de différents états trophiques

La production primaire, la respiration et la NEP augmentent quand la concentration du TIP dans les eaux de rivières à l'entrée des réservoirs augmente également, et leurs taux d'augmentation sont plus élevés dans la gamme de concentrations de TIP de 1-50 $\mu\text{gP L}^{-1}$. Une augmentation de la NEP indique que le caractère autotrophe s'accroît avec l'augmentation des concentrations de TIP (Fig. 7a). Ce nouvel état trophique du réservoir augmente la rétention de NO_3^- et de DSi, de 38 % (1 $\mu\text{gP L}^{-1}$) à 63 % (100 $\mu\text{gP L}^{-1}$). Cette rétention de NO_3^- est plus élevée (de 38 % à 51 %) dans la gamme inférieure des concentrations de TIP explorées (1-25 $\mu\text{gP L}^{-1}$) (Fig. 7b). De même, le taux de rétention du DSi est plus important dans la gamme des concentrations de TIP de 1-25 $\mu\text{gP L}^{-1}$ (de 29 % à 68 %), mais avec une légère diminution (de 70 % à 54 %) lorsque les charges de TIP continuent d'augmenter de 50 à 100 $\mu\text{gP L}^{-1}$ (Fig. 7b).

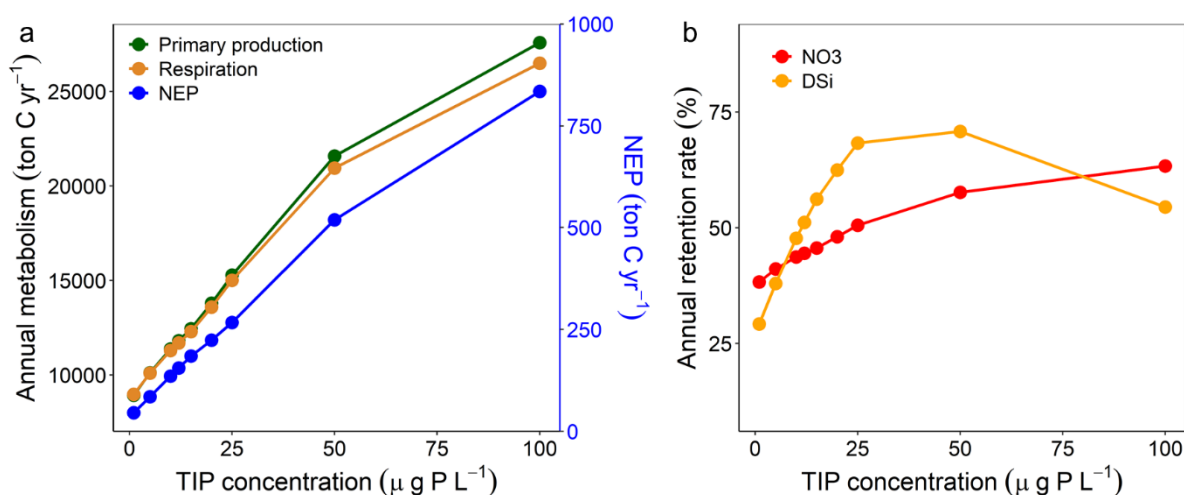


Figure 7. Impact de l'état trophique (augmentation des concentrations de TIP) sur le métabolisme annuel de l'écosystème : (a) production primaire et respiration, la production primaire nette de l'écosystème ($NEP = \text{production primaire} - \text{respiration}$) étant représentée sur un axe Y secondaire ; (b) taux de rétention de NO_3^- et DSi dans le réservoir de la Marne. Toutes les autres conditions aux limites sont celles du cycle hydrologique annuel de décembre 2019 à novembre 2020. Il convient de noter que le flux moyen de concentration de TIP dans les réservoirs est d'environ $20 \mu\text{g P L}^{-1}$ au cours de la période de référence 2019-2020.

2.3.2. Modification des règles de gestion hydrologique

Les changements des règles de gestion hydrologique consistent à avancer ou retarder d'un mois le début de la période de vidange du réservoir (Fig. 8). Par rapport au scénario de référence, la production primaire et la respiration montrent des tendances similaires avec des valeurs de seulement 1,6 % et 1,7 % supérieures quand on retarde la vidange, et de 3,8 % et 3,9 %, plus faibles, quand on avance cette vidange (Fig. 8b, c). Les taux de rétention du NO_3^- ne diminuent que de 2% (vidange avancée) et n'augmentent que de 1% (vidange retardée) (Fig. 8d). De même, la rétention en DSi ne change pas (vidange retardée) ou peu -2% (vidange avancée) (Fig. 8e). Dans l'ensemble, le métabolisme de l'écosystème et la rétention des nutriments ne sont pas affectés de manière significative sous ces modifications possibles des règles de gestion hydrologique du réservoir de la Marne.

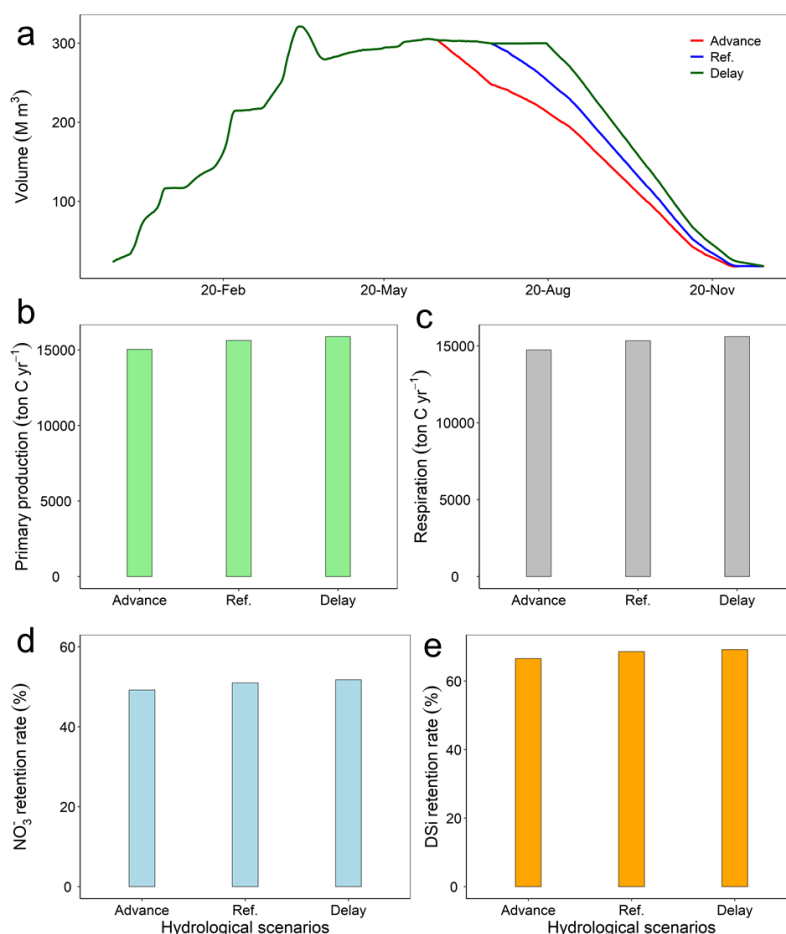


Figure 8. Impact des trois scénarios hydrologiques sur (a) les changements de volume du réservoir, (b) la production primaire, (c) la respiration, (d) le taux de rétention de NO₃⁻ et (e) la rétention de DSi pendant un cycle hydrologique (de décembre 2019 à novembre 2020).

2.3.3. Modifications morphologiques

Les modifications des paramètres morphologiques (profondeur maximale et surface maximale) utilisés pour définir la forme sphérique idéalisée du réservoir ont logiquement de fortes répercussions sur les profondeurs moyennes journalières de la colonne d'eau, calculées en fonction des conditions hydrologiques (Fig. 9). Le métabolisme de l'écosystème change peu. Par rapport à la situation de référence, la production primaire et la respiration diminuent, respectivement, de 5,8 % et 5,6 % pour le scénario qui augmente la profondeur ; la production primaire et la respiration diminuent également, respectivement de 8 % et 8,3 %, quand on augmente la profondeur (Fig. 9b, c). En revanche, les taux de rétention du NO₃⁻ augmentent légèrement quand le réservoir est moins profond (de 51% -Ref.- à 53%), et diminuent (de 51% -Ref.- à 47%) pour le scénario de plus grande profondeur (Fig. 9d). Le taux de rétention de DSi diminue considérablement pour une plus faible profondeur (de 69% -Ref.- à 38%), mais augmente, marginalement toutefois (de 69% -Ref.- à 73%) pour une plus grande profondeur du réservoir (Fig. 9e).

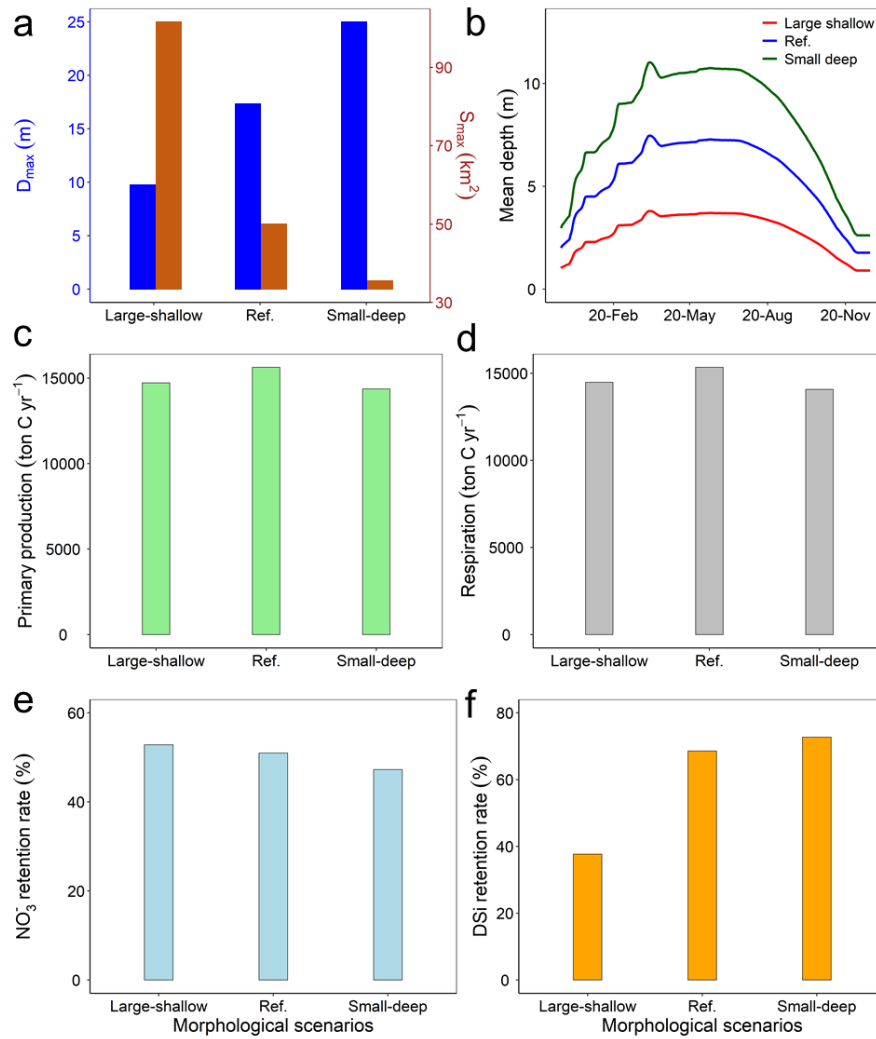


Figure 9. Impacts de différents paramètres morphologiques (a) D_{max} et S_{max} (voir texte S1, Yan et al., 2022a) du réservoir de la Marne sur (b) la profondeur moyenne calculée de la colonne d'eau, (c) la production primaire, (d) la respiration, (e) le taux de rétention de NO₃⁻, et (f) le taux de rétention de DSi pendant un cycle hydrologique (de décembre 2019 à novembre 2020).

3. Discussion

3.1. Évaluation du modèle : performances et limites

Dans l'ensemble, le modèle Barman montre des résultats de simulation satisfaisants pour les variables clés de la qualité de l'eau et la dynamique du CO₂ pendant la période 2019-2020 dans les trois réservoirs du bassin de la Seine, malgré quelques divergences (figures 2 et S5-S7 suppl. mat. Yan et al. 2022a). Dans les trois réservoirs, la valeur maximale de Chl-a est généralement observée à la fin de la période de vidange, lorsque les niveaux d'eau sont relativement bas, ce qui peut favoriser les échanges de nutriments des sédiments vers la colonne d'eau, augmenter la disponibilité de la lumière et ainsi stimuler le développement du phytoplancton dans les réservoirs (Yan et al., 2022b). Pour les concentrations de NO₃⁻, les valeurs les plus

faibles sont également observées avec une faible profondeur d'eau, ce qui n'est pas entièrement reproduit par le modèle. Une explication possible est que le processus de re-suspension, qui augmente les concentrations de SM dans la colonne d'eau lorsque les niveaux d'eau sont bas, n'est pas pris en compte dans le modèle, alors que la concentration de SM influence de manière significative le processus de dénitrification dans les écosystèmes aquatiques (Jia et al., 2016 ; Xia et al., 2017). En outre, bien qu'une stratification puisse occasionnellement se produire en été, lorsque la température et le niveau d'eau sont élevés dans ces réservoirs, elle n'est pas non plus prise en compte dans le modèle Barman où les réservoirs sont considérés comme parfaitement mélangés (cf. Garnier et al., 2000). Le modèle Barman, qui nécessite ainsi moins de données d'entrée et moins de temps de calcul que les modèles multidimensionnels (par exemple les modèles Delft3D et CE-QUAL-W2), ne peut donc pas reproduire les éventuelles faibles concentrations d'oxygène dans les eaux de fond qui favorisent les processus de dénitrification. Néanmoins, le modèle reproduit plutôt bien la dynamique du NO₃⁻ et d'autres nutriments dans la colonne d'eau, ce qui tend à montrer que les processus biogéochimiques de ces réservoirs sont correctement décrits même si certains processus gagneraient à être mieux pris en compte.

Pour la simulation des variations des concentrations de CO₂, le coefficient de transfert de gaz (k_{600}) joue un rôle important dans la simulation du CO₂ dans les trois réservoirs (par exemple, dans le réservoir de la Marne, Fig. S14 suppl. mat. Yan et al. 2022a). Dans cette étude, la vitesse journalière du vent n'étant pas disponible, nous avons utilisé une vitesse moyenne mensuelle du vent à un seul site et avons choisi une valeur constante de k_{600} de 0,08 m h⁻¹ (valeur médiane calculée à partir de six méthodes différentes, voir Texte S5, suppl. mat. Yan et al. 2022a). Étant donné l'importance de la vitesse de transfert des gaz (k) pour la modélisation de la dynamique du CO₂, une mesure à haute résolution de k semble, à l'avenir, nécessaire. Nous avons par ailleurs estimé les taux de précipitation et de dissolution du CaCO₃ (voir Texte S4 suppl. mat. Yan et al. 2022a) sur la base de sept dates dans les trois réservoirs pendant l'année 2020. Malgré les résultats satisfaisants de la simulation du TA et du DIC dans les réservoirs de la Marne, de la Seine et de l'Aube (Lac du Temple), de nouveaux travaux sur les taux de précipitation et de dissolution du CaCO₃ dans ces réservoirs, permettant d'implémenter des équations cinétiques génériques dans une prochaine version du modèle Barman, seraient primordiaux.

3.2. Nutriments dans les réservoirs : bilans et transformations

Les bilans de nutriments dans les trois réservoirs estimés à l'aide de bilans de masse basés sur des mesures de fréquence temporelle inégale (bimensuelle, mensuelle et saisonnière) pendant les périodes 1993-1995 (Garnier et al., 1999) et 1998-2018 (Yan et al., 2021b) indiquent que les réservoirs jouent un rôle important dans la rétention des nutriments, quelle que soit la fréquence des mesures. Ici, les processus biogéochimiques responsables des transformations des nutriments sont analysés avec le modèle Barman, et les taux de rétention des nutriments sont calculés à un pas de temps journalier. Nos résultats sont cohérents avec les résultats précédents, démontrant que les réservoirs présentent une forte capacité de rétention de nutriments (N, P, Si), mais aussi de DIC (Akbarzadeh et al., 2019 ; Maavara et al., 2017, 2015b, 2014 ; Mendonça et al., 2017 ; Wang et al., 2020). Bien que des mesures irrégulières et à basse fréquence puissent ne pas rendre compte des tendances saisonnières des concentrations de nutriments dans l'eau, entraînant une incertitude dans l'évaluation du bilan (voir Kong et al., 2019 pour le NO₃⁻), les différentes séries de données recueillies dans ces réservoirs montrent que les taux de rétention restent similaires au cours du temps (Yan et al., 2021b), et également similaires aux résultats des simulations. Si les mesures à haute fréquence sont bien adaptées à la détermination des NEP, la disponibilité des sondes pour établir des bilans de nutriments est encore limitée, et la maintenance des sondes pour des mesures fréquentes ou continues reste coûteuse. Bien que plusieurs modèles statistiques aient été utilisés pour les taux de rétention des nutriments, de l'azote notamment, dans les lacs et les réservoirs (Alexander et al., 2002 ; Harrison et al., 2009 ; Seitzinger et al., 2002) et Si (Maavara et al., 2014), les processus biologiques sous-jacents n'y sont pas complètement décrits. En nous basant sur le modèle Barman, incluant les processus biogéochimiques (voir TextS1, Fig. S2 suppl. mat. Yan et al. 2022a), le devenir du carbone et des nutriments et l'importance des processus physiques dans les trois réservoirs ont pu être explicités (voir 3.2.3). Avec une compréhension approfondie des variations saisonnières des variables de la qualité de l'eau dans ces réservoirs, l'impact des réservoirs sur la qualité de l'eau en aval peut être quantifié.

3.3. Impact des apports en phosphore sur le fonctionnement écologique des réservoirs

En prenant le réservoir de la Marne comme exemple, la réponse du métabolisme de l'écosystème aux apports externes de P confirme clairement l'importance des concentrations de P dans la production primaire, la respiration et la NEP. S'il est bien connu que la production primaire combine les cycles biogéochimiques du carbone et des nutriments dans les écosystèmes aquatiques (Bernhardt, 2013), nos résultats indiquent que

l'efficacité de la rétention de NO₃⁻ et de DSi varie également en fonction des apports en phosphore. La dénitrification (principalement dans les sédiments) est le principal processus responsable de l'élimination de NO₃⁻ dans les trois réservoirs (voir 3.2.2). Toutefois, en plus des niveaux de NO₃⁻ en conditions anaérobies, la disponibilité de la matière organique biodégradable est l'un des facteurs contrôlant les taux de dénitrification (Seitzinger et al., 2006). Comme à faible concentration de P, la biomasse phytoplanctonique et la matière organique qui rejoint les sédiments est également plus faible, le taux de dénitrification, et donc la rétention du NO₃⁻, peuvent être limités par la disponibilité en carbone dans les réservoirs (Bernhardt, 2013 ; Finlay et al., 2013).

De même, l'élimination en DSi étant principalement liée à la fabrication du frustule siliceux par les diatomées, elle est significativement affectée par les concentrations de DIP dans les réservoirs (Maavara et al., 2015a ; Xiao et al., 2019). L'augmentation des concentrations en P dans une fourchette de 1-25 µgP L⁻¹ stimule en effet le développement des diatomées dans le réservoir de la Marne, et donc l'incorporation de DSi et sa rétention dans la biomasse. Cependant, d'autres groupes de phytoplancton (non-diatomées) présentent un avantage compétitif plus important que les diatomées dans les eaux douces à forte concentration en P (Burson et al., 2018), ce qui explique que la biomasse calculée des diatomées soit essentiellement constante pour des charges de P allant de 25 à 50 µgP L⁻¹, se stabilisant ou même diminuant pour des concentrations au-delà de 50 µgP L⁻¹ (voir texte S6, figure S15, suppl. mat. Yan et al. 2022a), ce qui conduit à une perte d'efficacité de rétention de DSi.

Ce résultat confirme que les changements de concentrations de DIP affectent clairement les processus biogéochimiques et les fonctions écologiques des réservoirs, sujet d'intérêt pour les grands axes de la Seine à l'aval des réservoirs, où la qualité de l'eau doit être compatible avec une production d'eau potable pour les 12 millions d'habitants de l'agglomération parisienne (Flipo et al., 2021). En effet, la dénitrification (et la rétention de NO₃⁻) peut être réduite pour de faibles concentrations de P, de sorte qu'une élimination plus faible dans les réservoirs ne peut alors diminuer significativement les contaminations nitriques des rivières en aval. De plus, l'augmentation du DIP peut entraîner un changement indésirable de la composition du phytoplancton des diatomées aux non-diatomées, ces dernières étant souvent peu consommables pour le zooplancton, voire toxiques (comme les cyanobactéries).

3.4. Implications des stratégies de gestion hydrologique et des caractéristiques morphologiques pour la qualité de l'eau des réservoirs

La fluctuation des niveaux d'eau induite par les stratégies de gestion hydrologique est l'une des caractéristiques typiques des réservoirs, et il est reconnu qu'elle a un impact sur les processus biogéochimiques (Geraldès et Boavida, 2005). Avancer la période de vidange d'un mois (c'est-à-dire en juin) pourrait soutenir les débits d'étiage en aval plus tôt à la fin du printemps, tandis que retarder la restitution de l'eau permettrait de maintenir des niveaux d'eau élevés dans les réservoirs pour les activités récréatives durant l'été. Une telle modification des stratégies de gestion hydrologique n'a qu'un faible impact sur le métabolisme de l'écosystème et la rétention de NO₃⁻ et DSi dans le réservoir de la Marne, du fait que les concentrations de NO₃⁻ et DSi sont déjà faibles en juin. En se concentrant principalement sur l'optimisation de la profondeur de restitution au barrage, Calamita et al. (2021) et Sadeghian et al. (2015) ont, par exemple, montré l'impact des stratégies de gestion hydrologique sur la qualité de l'eau en aval, en termes de température de l'eau et d'oxygène dissous, en plus de l'effet sur les concentrations en nutriments.

A noter que la modification de la profondeur moyenne d'un réservoir sans modifier la stratégie de gestion hydrologique peut jouer un rôle sur l'efficacité de rétention des nutriments. En effet, un réservoir peu profond montre un taux de rétention de NO₃⁻ plus élevé (6%) qu'un réservoir plus profond, mais un taux de rétention de DSi significativement plus faible (35%) (Fig. 9). Pour un même volume, le réservoir peu profond présente un rapport surface/volume plus élevé, une condition de régulation fondamentale des cycles biogéochimiques des nutriments dans les lacs (Qin et al., 2020). La dénitrification est le processus dominant entraînant l'élimination du NO₃⁻ dans les réservoirs, déterminé par la disponibilité en NO₃⁻, en matière organique biodégradable et par l'anaérobiose (Seitzinger et al., 2006). Bien que la production primaire du scénario simulant un réservoir peu profond soit inférieure de 5,8 % à celle du scénario de référence (Fig. 9), la dénitrification benthique est supérieure à la situation de référence (Fig. S13, suppl. mat. Yan et al. 2022a). La rétention en DSi dans le réservoir est le résultat des interactions entre plusieurs processus biogéochimiques, comme l'apport externe de Si, la formation de BSi dans le réservoir, ainsi que la dissolution et l'enfouissement de BSi (Lauerwald et al., 2013 ; Maavara et al., 2015a ; Teodoru et al., 2006). Ici, un réservoir moins profond favorise un flux élevé en DSi benthique vers la colonne d'eau et une consommation relativement plus faible dans la colonne d'eau (Fig. S13, suppl. mat. Yan et al. 2022a), ce qui conduit à une faible rétention en DSi par

rapport à la référence. Ainsi, au vu des flux benthiques de NO₃⁻ et de DSi, une profondeur moyenne plus faible d'un réservoir améliore potentiellement les échanges de nutriments à l'interface entre l'eau et les sédiments, avec un impact sur la rétention des nutriments.

Conclusions

Le modèle Barman a été appliqué avec succès aux trois réservoirs en dérivation du bassin de la Seine, démontrant sa capacité à reproduire les variations saisonnières des concentrations de nutriments et de CO₂. Les processus biogéochimiques et le devenir des nutriments ont été systématiquement analysés et quantifiés pour chacun des trois réservoirs, et nous constatons que :

(1) les trois réservoirs sont des écosystèmes autotrophes et montrent une efficacité élevée d'élimination du C et des nutriments pendant la période 2019-2020.

(2) la dénitrification benthique est le processus le plus important responsable de l'élimination du NO₃⁻ ; les diatomées réduisent les concentrations en DSi via la fabrication de leur frustule ; la précipitation et la dissolution du CaCO₃ et les émissions de CO₂ sont les principaux facteurs de la diminution du DIC ; et l'assimilation du PO₄³⁻ par le phytoplancton représente la principale source de rétention du TIP.

(3) sur la base des résultats des scénarios, l'état trophique et la profondeur moyenne de l'eau des réservoirs ont un impact tant sur les processus biogéochimiques que sur l'efficacité de la rétention du NO₃⁻ et du DSi ; des modifications des règles de restitution de l'eau des réservoirs à plus ou moins un mois ont peu d'effet.

Dans l'ensemble, cette étude analyse le devenir du C et des nutriments dans les trois réservoirs du bassin de la Seine à l'aide du modèle Barman, et les résultats des analyses de scénarios fournissent des références utiles pour la gestion de la qualité de l'eau dans les réservoirs et leurs impacts potentiels sur les rivières en aval.

Remerciements

Nous remercions Benjamin Mercier, Sébastien Bosc, Anunciacion Martinez Serrano, et Romane Nespolet pour leur aide sur le terrain pour l'échantillonnage et pour les analyses chimiques au laboratoire. Nous remercions Thomas Guillon (ancien étudiant en master) pour avoir formalisé l'équation décrivant la

forme idéalisée des réservoirs. Nous remercions également l'établissement Seine Grands Lacs pour avoir fourni les données hydrologiques. Le doctorat de Xingcheng Yan est financé par le China Scholarship Council (CSC, n° 201806860053) et l'ASDB de Sorbonne Université dans le cadre du programme PIREN-Seine (*Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'ENvironnement du bassin de la Seine*, <https://www.piren-seine.fr/>). Enfin, Xingcheng Yan est heureux de remercier Yang Su pour ses encouragements durant son étude.

Bibliographie

- Abril, G., Bouillon, S., Darchambeau, F., Teodoru, C.R., Marwick, T.R., Tamooch, F., Ochieng Omengo, F., Geeraert, N., Deirmendjian, L., Polsenaere, P., Borges, A. V., 2015. Note technique : Large surestimation du pCO₂ calculé à partir du pH et de l'alcalinité dans les eaux douces acides et riches en matières organiques. *Biogeosciences* 12, 67-78. <https://doi.org/10.5194/bg-12-67-2015>
- Akbarzadeh, Z., Maavara, T., Slowinski, S., Van Cappellen, P., 2019. Effets des barrages sur les flux d'azote des rivières : A Global Analysis. *Global Biogeochem. Cycles* 33, 1339-1357. <https://doi.org/10.1029/2019GB006222>
- Alexander, R.B., Elliott, A.H., Shankar, U., McBride, G.B., 2002. Estimating the sources and transport of nutrients in the Waikato River Basin, New Zealand. *Water Resour. Res.* 38, 4-1. <https://doi.org/10.1029/2001WR000878>
- Bastviken, D., Tranvik, L.J., Downing, J.A., Crill, P.M., Enrich-Prast, A., 2011. Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science* (80-.). 331, 50. <https://doi.org/10.1126/science.1196808>
- Bernhardt, E.S., 2013. Cleaner Lakes Are Dirtier Lakes. *Science* (80-.). 342, 205-206. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1245279>
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P., Benoît, M., 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Sci. Total Environ.* 375, 80-97. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.005>
- Billen, G., Garnier, J., Silvestre, M., 2015. Un algorithme simplifié pour le calcul des flux de nutriments benthiques dans les systèmes fluviaux. *Ann. Limnol.* 51, 37-47. <https://doi.org/10.1051/limn/2014030>

- Bonnet, M.P., Poulin, M., 2004. DyLEM-1D : un modèle physique et biochimique 1D pour la succession planctonique, les nutriments et le cycle de l'oxygène dissous : Application à un réservoir hyper-eutrophique. *Ecol. Modell.* 180, 317–344. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2004.04.037>
- Bouwman, L., Goldewijk, K.K., Van Der Hoek, K.W., Beusen, A.H.W., Van Vuuren, D.P., Willems, J., Rufino, M.C., Stehfest, E., 2013. Exploration des changements globaux dans les cycles de l'azote et du phosphore en agriculture induits par la production animale sur la période 1900-2050. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 20882-20887. https://doi.org/10.1073/PNAS.1012878108/SUPPL_FILE/PNAS.201012878SI.PDF
- Burson, A., Stomp, M., Greenwell, E., Grosse, J., Huisman, J., 2018. Compétition pour les nutriments et la lumière : tester les avancées dans la compétition pour les ressources avec une communauté phytoplanctonique naturelle. *Ecology* 99, 1108-1118. <https://doi.org/10.1002/ECY.2187>
- Calamita, E., Vanzo, D., Wehrli, B., Schmid, M., 2021. La modélisation des lacs révèle des opportunités de gestion pour améliorer la qualité de l'eau en aval des barrages tropicaux transfrontaliers. *Water Resour. Res.* 57, e2020WR027465. <https://doi.org/10.1029/2020WR027465>
- Chen, Q., Shi, W., Huisman, J., Maberly, S.C., Zhang, J., Yu, J., Chen, Y., Tonina, D., Yi, Q., 2020. Les réservoirs hydroélectriques du haut Mékong modifient la biodisponibilité des nutriments en aval. *Natl. Sci. Rev.* <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa026>
- Chen, Z., Huang, P., Zhang, Z., 2019. Interaction entre les émissions de dioxyde de carbone et l'eutrophisation dans un réservoir d'eau potable : Une approche de modélisation écologique tridimensionnelle. *Sci. Total Environ.* 663, 369–379. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.336>
- Cole, J.J., Prairie, Y.T., Caraco, N.F., McDowell, W.H., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Downing, J.A., Middelburg, J.J., Melack, J., 2007. Plomber le cycle global du carbone : Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10, 171-184. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>
- Deemer, B.R., Harrison, J.A., Li, S., Beaulieu, J.J., Delsontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J.F., Powers, S.M., Dos Santos, M.A., Vonk, J.A., 2016. Les émissions de gaz à effet de serre des surfaces d'eau des

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2022 – Devenir des nutriments et du CO₂ dans les réservoirs de la Seine.
réservoirs : Une nouvelle synthèse mondiale. Bioscience 66, 949-964.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>

Finlay, J.C., Small, G.E., Sterner, R.W., 2013. Les influences humaines sur l'élimination de l'azote dans les lacs. Science (80-.). 342, 247–250.
https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1242575/SUPPL_FILE/FINLAY.SM.PDF

Flipo, N., Lestel, L., Labadie, P., Meybeck, M., Garnier, J., 2021. Trajectoires du bassin de la Seine [Document WWW]. Handb. Environ. Chem. https://doi.org/10.1007/698_2019_437

Friedl, G., Wüest, A., 2002. Perturbation des cycles biogéochimiques - Conséquences des barrages. Aquat. Sci. <https://doi.org/10.1007/s00027-002-8054-0>

Garnier, J., Billen, G., Sanchez, N., Leporcq, B., 2000. Fonctionnement écologique du réservoir de la Marne (bassin de la Seine supérieure, 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)

Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, X., 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). Biogeochemistry 47, 119-146.
<https://doi.org/10.1023/A:1006101318417>

Garnier, J., Marescaux, A., Guillon, S., Vilmin, L., Rocher, V., Billen, G., Thieu, V., Silvestre, M., Passy, P., Raimonet, M., Groleau, A., Théry, S., Tallec, G., Flipo, N., 2021. Fonctionnement écologique de la Seine : Des approches de modélisation à long terme à l'analyse des données haute fréquence, in : Handbook of Environmental Chemistry. Springer, Berlin, Heidelberg, bll 189-216.
https://doi.org/10.1007/698_2019_379

Geraldes, A.M., Boavida, M.J., 2005. Seasonal water level fluctuations : Implications pour la limnologie et la gestion des réservoirs. Lakes Reserv. Res. Manag. 10, 59-69. <https://doi.org/10.1111/J.1440-1770.2005.00257.X>

Grizzetti, B., Vigiak, O., Udias, A., Aloe, A., Zanni, M., Bouraoui, F., Pistocchi, A., Dorati, C., Friedland, R., De Roo, A., Benitez Sanz, C., Leip, A., Bielza, M., 2021. Comment les politiques de l'UE

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2022 – Devenir des nutriments et du CO₂ dans les réservoirs de la Seine.
pourraient réduire la pollution par les nutriments dans les eaux intérieures et côtières européennes.
Glob. Environ. Chang. 69, 102281. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2021.102281>

Harrison, J.A., Maranger, R.J., Alexander, R.B., Giblin, A.E., Jacinthe, P.A., Mayorga, E., Seitzinger, S.P., Sobota, D.J., Wollheim, W.M., 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry* 93, 143-157. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9272-x>

Harrison, J.A., Prairie, Y.T., Mercier-Blais, S., Soued, C., 2021. Year-2020 Global Distribution and Pathways of Reservoir Methane and Carbon Dioxide Emissions according to the Greenhouse Gas From Reservoirs (G-res) Model. *Global Biogeochem. Cycles* 35, e2020GB006888.
<https://doi.org/10.1029/2020GB006888>

Hirsch, R.M., Moyer, D.L., Archfield, S.A., 2010. Weighted Regressions on Time, Discharge, and Season (WRTDS), with an Application to Chesapeake Bay River Inputs. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 46, 857.
<https://doi.org/10.1111/J.1752-1688.2010.00482.X>

Jia, Z., Liu, T., Xia, X., Xia, N., 2016. Effet du TAILle des particules et de la composition des sédiments en suspension sur la dénitrification dans l'eau de la rivière. *Sci. Total Environ.* 541, 934–940.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.012>

Jones, M.N., 1984. Réduction des nitrates par agitation avec du cadmium : Alternative to cadmium columns. *Water Res.* 18, 643-646. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90215-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90215-X)

Kong, X., Zhan, Q., Boehrer, B., Rinke, K., 2019. Les données à haute fréquence fournissent de nouvelles perspectives pour évaluer et modéliser la rétention d'azote dans les réservoirs. *Water Res.* 166, 115017.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.115017>

Lauerwald, R., Hartmann, J., Moosdorf, N., Dürr, H.H., Kempe, S., 2013. Rétention de la silice dissoute dans le système fluvial du conglomérat américain. *Biogeochemistry* 112, 637-659.
<https://doi.org/10.1007/S10533-012-9754-8/FIGURES/5>

Li, J., Pu, J., Zhang, T., 2022. Transport and transformation of dissolved inorganic carbon in a subtropical groundwater-fed reservoir, south China. *Water Res.* 209, 117905.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2021.117905>

- PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2022 – Devenir des nutriments et du CO₂ dans les réservoirs de la Seine.
- Lindenschmidt, K.E., Carr, M.K., Sadeghian, A., Morales-Marin, L., 2019. Modèle CE-QUAL-W2 de l'impact de l'élévation du débit sortant du barrage sur la température, l'oxygène dissous et les nutriments dans un réservoir. *Sci. Data* 2019 61 6, 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0316-y>
- Lorenzen, C.J., 1967. Détermination de la chlorophylle et des phéopigments : Equations spectrophotométriques. *Limnol. Oceanogr.* <https://doi.org/10.4319/lo.1967.12.2.0343>
- Maavara, T., Akbarzadeh, Z., Van Cappellen, P., 2020a. Global Dam-Driven Changes to Riverine N:P:Si Ratios Delivered to the Coastal Ocean. *Geophys. Res. Lett.* 47. <https://doi.org/10.1029/2020GL088288>
- Maavara, T., Chen, Q., Van Meter, K., Brown, L.E., Zhang, J., Ni, J., Zarfl, C., 2020b. River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nat. Rev. Earth Environ.* 1, 103-116. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0019-0>
- Maavara, T., Dürr, H.H., Van Cappellen, P., 2014. Rétention mondiale de silicium nutritif par les barrages de rivière : D'un ensemble de données éparses à une estimation globale. *Global Biogeochem. Cycles* 28, 842-855. <https://doi.org/10.1002/2014GB004875>
- Maavara, T., Hood, J.L.A., North, R.L., Doig, L.E., Parsons, C.T., Johansson, J., Liber, K., Hudson, J.J., Lucas, B.T., Vandergucht, D.M., Van Cappellen, P., 2015a. Dynamique du silicium réactif dans un grand réservoir des prairies (lac Diefenbaker, Saskatchewan). *J. Great Lakes Res.* 41, 100-109. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.04.003>
- Maavara, T., Lauerwald, R., Regnier, P., Van Cappellen, P., 2017. Perturbation globale du cycle du carbone organique par l'endiguement des rivières. *Nat. Commun.* 8, 15347. <https://doi.org/10.1038/ncomms15347>
- Maavara, T., Parsons, C.T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H.H., Powley, H.R., Van Cappellen, P., 2015b. Rétention globale du phosphore par les barrages de rivière. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 15603-15608. <https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112>
- Marescaux, A., Thieu, V., Borges, A.V., Garnier, J., 2018. Variabilité saisonnière et spatiale de la pression partielle du dioxyde de carbone dans la rivière Seine impactée par l'homme en France. *Sci. Rep.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32332-2>

- PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2022 – Devenir des nutriments et du CO₂ dans les réservoirs de la Seine.
- Marescaux, A., Thieu, V., Gypens, N., Silvestre, M., Garnier, J., 2020. Modélisation de la dynamique du carbone inorganique dans le continuum des rivières à seine en France. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 24, 2379-2398. <https://doi.org/10.5194/hess-24-2379-2020>
- Mendonça, R., Müller, R.A., Clow, D., Verpoorter, C., Raymond, P., Tranvik, L.J., Sobek, S., 2017. L'enfouissement du carbone organique dans les lacs et réservoirs mondiaux. *Nat. Commun.* 8, 1-6. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01789-6>
- Mooij, W.M., Trolle, D., Jeppesen, E., Arhonditsis, G., Belolipetsky, P. V., Chitamwebwa, D.B.R., Degermendzhy, A.G., DeAngelis, D.L., De Senerpont Domis, L.N., Downing, A.S., Elliott, J.A., Fragoso, C.R., Gaedke, U., Genova, S.N., Gulati, R.D., Håkanson, L., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R., 't Hoen, J., Hülsmann, S., Los, F.H., Makler-Pick, V., Petzoldt, T., Prokopkin, I.G., Rinke, K., Schep, S.A., Tominaga, K., van Dam, A.A., van Nes, E.H., Wells, S.A., Janse, J.H., 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquat. Ecol.* 2010 443 44, 633-667. <https://doi.org/10.1007/S10452-010-9339-3>
- Némery, J., Garnier, J., Morel, C., 2005. Bilan du phosphore dans le bassin versant de la Marne (France) : sources urbaines vs diffuses, formes dissoutes vs particulaires. *Biogeochem.* 2005 721 72, 35-66. <https://doi.org/10.1007/S10533-004-0078-1>
- Pierrot, D.E., Lewis, E., Wallace, D.W.R., 2006. Programme MS Excel développé pour les calculs de systèmes de CO₂. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy [Document WWW]. Ornl/Cdiac-Ios. URL https://cdiac.ess-dive.lbl.gov/ftp/co2sys/CO2SYS_calc_XLS_v2.1/?C=N;O=A (toegang verkry 11.26.19).
- Qin, B., Zhou, J., Elser, J.J., Gardner, W.S., Deng, J., Brookes, J.D., 2020. Water Depth Underpins the Relative Roles and Fates of Nitrogen and Phosphorus in Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 54, 3191–3198. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.9B05858/SUPPL_FILE/ES9B05858_SI_002.XLSX
- Rodier, J., 1984. L'analyse de l'eau, 7ème édition, Dunot (Ed), Paris (France).
- Sadeghian, A., Chapra, S.C., Hudson, J., Wheeler, H., Lindenschmidt, K.E., 2018. Améliorer la modélisation de la qualité de l'eau dans les lacs en utilisant des ratios variables de chlorophylle a/biomasse algale. *Environ. Model. Softw.* 101, 73-85. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOF.2017.12.009>

- Sadeghian, A., de Boer, D., Hudson, J.J., Wheeler, H., Lindenschmidt, K.E., 2015. Modèle de température du lac Diefenbaker. *J. Great Lakes Res.* 41, 8-21. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2015.10.002>
- Schmutz, S., Moog, O., 2018. Barrages : Impacts écologiques et gestion. *Écosystème fluvial. Manag.* 111–127. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_6
- Seitzinger, S., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., Dreht, G. Van, 2006. La dénitrification dans les paysages et les bassins versants : A synthesis. *Ecol. Appl.* 16, 2064-2090. [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., 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 U.S.A. *Biogeochem.* 2002 571 57, 199-237. <https://doi.org/10.1023/A:1015745629794>
- Slawyk, G., MacIsaac, J.J., 1972. Comparaison de deux méthodes automatisées de mesure de l'ammonium dans une région d'upwelling côtier. *Deep Sea Res. Oceanogr. Abstr.* 19, 521-524. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(72\)90019-8](https://doi.org/10.1016/0011-7471(72)90019-8)
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1996. *Aquatic chemistry : chemical equilibria and rates in natural waters*, John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.5860/choice.33-6312>
- Teodoru, C., Dimopoulos, A., Wehrli, B., 2006. Biogenic silica accumulation in the sediments of Iron Gate I Reservoir on the Danube River. *Aquat. Sci.* 2006 684 68, 469-481. <https://doi.org/10.1007/S00027-006-0822-9>
- Thieu, V., Guillon, T., Billen, G., Garnier, J., Thouvenot, M., 2006. Applicatif BARMAN Notice d'utilisation-Juillet 2006. *Rapp. Annu. 2006 PIREN-Seine.*
- Tong, Y., Xu, X., Qi, M., Sun, J., Zhang, Yiyan, Zhang, W., Wang, M., Wang, X., Zhang, Yang, 2021. Le réchauffement du lac intensifie le modèle saisonnier du cycle interne des nutriments dans le lac eutrophe et les impacts potentiels sur les efflorescences algales. *Water Res.* 188, 116570. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116570>
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L.B., Kortelainen, P.L., Kutser, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D.M.,

PIREN-Seine phase 8 - Rapport 2022 – Devenir des nutriments et du CO₂ dans les réservoirs de la Seine.

McCallister, S.L., McKnight, D.M., Melack, J.M., Overholt, E., Porter, J.A., Prairie, Y., Renwick, W.H., Roland, F., Sherman, B.S., Schindler, D.W., Sobek, S., Tremblay, A., Vanni, M.J., Verschoor, A.M., von Wachenfeldt, E., Weyhenmeyer, G.A., 2009. Lacs et réservoirs comme régulateurs du cycle du carbone et du climat. *Limnol. Oceanogr.* 54, 2298-2314.

https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298

Van Cappellen, P., Maavara, T., 2016. Les rivières dans l'Anthropocène : Modifications à l'échelle mondiale des flux de nutriments fluviaux par les barrages. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 16, 106-111.

<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.04.001>

Wang, F., Maberly, S.C., Wang, B., Liang, X., 2018. Effets des barrages sur le cycle biogéochimique et l'écologie des rivières. *Int. Waters* 8, 130-140. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1469335>

Wang, W., Li, S.L., Zhong, J., Wang, L., Yang, H., Xiao, H., Liu, C.Q., 2021. Émissions de CO₂ des réservoirs hydroélectriques en cascade karstiques : mécanismes et effet de réservoir. *Environ. Res. Lett.* 16, 044013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ABE962>

Wang, W., Yi, Y., Zhong, J., Kumar, A., Li, S.L., 2020. Processus biogéochimiques du carbone dans un système rivière-réservoir karst subtropical. *J. Hydrol.* 591, 125590.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125590>

Wang, W.F., Li, S.L., Zhong, J., Maberly, S.C., Li, C., Wang, F.S., Xiao, H.Y., Liu, C.Q., 2020. Régulation climatique et anthropique du transport et de la transformation du carbone dans un système rivière-réservoir karstique. *Sci. Total Environ.* 707, 135628. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135628>

Weber, M., Rinke, K., Hipsey, M.R., Boehrer, B., 2017. Optimisation du prélèvement dans les réservoirs d'eau potable pour réduire la pollution thermique en aval et l'hypoxie des réservoirs. *J. Environ. Manage.* 197, 96-105. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.03.020>

Winton, R.S., Teodoru, C.R., Calamita, E., Kleinschroth, F., Banda, K., Nyambe, I., Wehrli, B., Winton, R.S., 2021. Influences anthropiques sur la qualité de l'eau en Zambie : hydroélectricité et changement d'utilisation des terres. *Environ. Sci. Process. Impacts* 23, 981-994.

<https://doi.org/10.1039/D1EM00006C>

- Wu, X., Wang, Z., Xiang, X., Yang, H., Li, C., Li, S., Wu, L., 2022. Simulation dynamique du flux de CO₂ dans un réservoir hydroélectrique du sud-ouest de la Chine. *J. Hydrol.* 128354.
<https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2022.128354>
- Xia, X., Liu, T., Yang, Z., Michalski, G., Liu, S., Jia, Z., Zhang, S., 2017. Amélioration de la perte d'azote des rivières par la nitrification-dénitrification couplée causée par les sédiments en suspension. *Sci. Total Environ.* 579, 47-59. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.181>
- Xiao, J., Wang, B., Qiu, X.L., Yang, M., Liu, C.Q., 2021. Interaction entre le cycle du carbone et la succession des communautés phytoplanctoniques dans les réservoirs hydroélectriques : Evidence from stable carbon isotope analysis. *Sci. Total Environ.* 774, 145141.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.145141>
- Xiao, W., Huang, Y., Mi, W., Wu, H., Bi, Y., 2019. Variation des diatomées et du silicium dans un affluent du réservoir des Trois Gorges : Preuve de l'interaction. *Water* 2019, Vol. 11, Page 1369 11, 1369.
<https://doi.org/10.3390/W11071369>
- Yan, X., Thieu, V., Garnier, J., 2021a. Évolution à long terme des émissions de gaz à effet de serre des réservoirs mondiaux. *Front. Environ. Sci.* 9, 289.
<https://doi.org/10.3389/FENV.2021.705477/BIBTEX>
- Yan, X., Thieu, V., Garnier, J., 2021b. Évaluation à long terme des bilans de nutriments pour les quatre réservoirs du bassin de la Seine (France). *Sci. Total Environ.* 778, 146412.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146412>
- Yan, X., Garnier, J., Billen, G., Wang, S., & Thieu, V. 2022a. Unravelling nutrient fate and CO₂ concentrations in the reservoirs of the Seine Basin using a modelling approach. *Water Research*, 225, 119135. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119135>
- Yan, X., Thieu, V., Wu, S., Garnier, J., 2022b. Les réservoirs modifient le pCO₂ et la qualité de l'eau des rivières en aval : Evidence from three reservoirs in the Seine Basin. *Water Res.* 213, 118158.
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118158>

Zhang, Q., Blomquist, J.D., 2018. Exportation par bassin versant de sédiments fins, de carbone organique et de chlorophylle-a vers la baie de Chesapeake : Modèles spatiaux et temporels en 1984-2016. *Sci. Total Environ.* 619–620, 1066–1078. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.10.279>