

## Bilan des nutriments dans les réservoirs du bassin de la Seine

Xingcheng Yan<sup>1\*</sup>, Josette Garnier<sup>1</sup>, Romane Nespolet<sup>1</sup>, Vincent Thieu<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Sorbonne Université, CNRS, EPHE, UMR 7619 METIS, 4 place Jussieu, Box 105, 75005, Paris, France

\* xingcheng.yan@upmc.fr

### Résumé

*Les barrage-réservoirs engendrent d'importantes perturbations anthropiques des flux d'eau, de nutriments et de matières en suspension (MES) dans les bassins versants. Dans cette étude, nous présentons un suivi sur le temps long (1998 à 2018) des caractéristiques hydrologiques et de la qualité de l'eau de quatre réservoirs du bassin de la Seine (Marne, Aube, Seine et Pannecière) ainsi que de leurs cours d'eau respectifs (Marne, Aube, Seine et Yonne). Les concentrations en nutriments dans ces réservoirs sont directement reliées aux caractéristiques hydrologiques, à l'occupation du sol, ainsi qu'à la lithologie de leur bassin versant amont. Sur cette période de 20 ans, les bilans indiquent que les quatre réservoirs jouent un rôle important dans la rétention/élimination des nutriments et des MES. Ces taux de rétention annuels moyens représentent 16% à 53% des apports de DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen), 26% à 48% de  $PO_4^{3-}-P$  (orthophosphates), 22% à 40% de Si (silice), et 36% à 76% de MES dans les quatre réservoirs. Une analyse plus poussée suggère que les taux de rétention de DIN dans les quatre réservoirs sont significativement corrélés ( $p < 0,01$ ) avec le temps de séjour annuel et le pourcentage d'eau relâché par les réservoirs pendant la période de remplissage. Ceci met en évidence l'importance et l'impact potentiel de la gestion hydraulique des barrages-réservoirs sur les concentrations de DIN en rivières à l'aval de ces ouvrages. Il est intéressant de noter que durant les périodes de vidange, les lâchés des trois réservoirs en dérivation (Marne, Aube et Seine) tendent à diminuer les concentrations de nutriments en rivière, modifiant de fait le fonctionnement biogéochimique de ces cours d'eau aval. Enfin, nos résultats soulignent l'importance de considérer à la fois les caractéristiques hydrologiques et le fonctionnement biogéochimiques afin de quantifier la rétention des nutriments des réservoirs.*

### Points clefs

- ✓ *L'hydrologie et la qualité des eaux des quatre réservoirs du bassin de la Seine et des rivières amont et aval ont été analysées pendant la période 1998-2018.*
- ✓ *Les bilans entrée-sortie montrent que les quatre réservoirs sont un puits pour les nutriments et une source modérée de MES, avec des taux interannuels variables.*
- ✓ *La gestion hydrologique des réservoirs contrôle en partie la rétention/élimination des nutriments dans les quatre réservoirs (~40% pour l'azote minéral dissous).*

## Abstract

Artificial reservoirs represent important human disturbances of water flows and associated quality, including nutrients and SM (suspended matter). In this study, we present long-term (1998-2018) hydrological characteristics and water quality in the four reservoirs (Marne, Aube, Seine and Pannecière reservoirs) and their related rivers (Marne, Aube, Seine and Yonne rivers) of the Seine Basin, France. The nutrient concentrations in the reservoirs were largely impacted by characteristics such as hydrology, land use and lithology in their upstream catchments. Based on the hydrology and water quality data, the long-term budgets of nutrients and SM were evaluated for these reservoirs. Our results indicate that the four reservoirs play important roles in the retention/elimination of nutrients and SM. The mean annual retention rates represent from 16% to 53% of the inputs of DIN (dissolved inorganic nitrogen), from 26% to 48% of PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P (orthophosphates), from 22% to 40% of Si (dissolved silicon), and from 36% to 76% of SM in the four reservoirs during the 1998-2018 period. Further analysis suggests that DIN retention rates in the four reservoirs significantly is correlated to ( $p < 0.01$ ) the annual residence time and the percentage of water released from reservoirs during the filling period, which highlighted the importance of the reservoir water management strategies for the DIN concentrations in the downstream rivers. Interestingly, the results also revealed that the three diverted reservoirs (Marne, Aube and Seine reservoirs) indeed lowered the nutrient concentrations in their downstream rivers during the emptying period, thereby modifying the biogeochemical functioning in the downstream river networks. Finally, our results emphasize the importance of the coupling of the reservoir hydrological characteristics and biogeochemical processes in the retention of the nutrients in the reservoirs.

## Key points

- ✓ The hydrology and water quality of the four reservoirs of the Seine basin and the upstream and downstream rivers were analyzed during the period 1998-2018.
- ✓ Input-output budget showed that the four reservoirs were a sink for nutrients and rather a source of SS, with variable interannual rates.
- ✓ Hydrological management of the reservoirs partly controlled retention/removal rates of nutrients in the four reservoirs (~40% for dissolved mineral nitrogen).

## Introduction :

Les réseaux hydrographiques ne sont aujourd'hui plus considérés comme de simples conduits (passifs) mais comme des « *hot spots* » de rétention ou d'émission de nutriments et de matières en suspension (MES) (Akbarzadeh et al., 2019 ; Cook et al., 2010 ; Garnier et al., 1999 ; Harrison et al., 2009 ; Maavara et al., 2017 ; Vörösmarty et al., 2003). Depuis plusieurs décennies, les activités humaines ont profondément altéré le fonctionnement des hydrosystèmes, non seulement en augmentant considérablement les flux de nutriments transférés vers les écosystèmes aquatiques, mais également en modifiant les régimes hydrologiques par la construction d'ouvrages de gestion d'eau (parfois pharaoniques) tels que les barrages-réservoirs (Akbarzadeh et al., 2019 ; Bartoszek & Koszelnik, 2016 ; Beusen et al., 2016 ; Maavara et al., 2020 ; Seitzinger et al., 2010). Les barrages et les retenues ont été construits pour des usages multiples, comme la production d'énergie hydroélectrique, la lutte contre les inondations, la navigation et l'approvisionnement en eau (Lehner et al., 2011), ainsi que pour soutenir les débits d'étiage dans les rivières en aval (par exemple, les réservoirs du bassin de la Seine, France, voir Garnier et al., 1999 ; Garnier et al., 2000). Depuis la révolution industrielle, plus de 70 000 grands barrages ont été construits dans le monde, et ce nombre continue d'augmenter en raison de la demande toujours croissante en énergie et en irrigation pour les besoins de l'agriculture (Maavara et al., 2015 ; Zarfl et al., 2015).

Les barrages transforment les systèmes fluviaux en systèmes lenticques et modifient considérablement les régimes hydrologiques (Dynesius & Nilsson, 1994). Ils agissent comme des réacteurs dans le continuum aquatique en augmentant le temps de séjour des nutriments, amplifiant les processus biogéochimiques tels que l'assimilation par les producteurs primaires, la minéralisation, la sédimentation, l'adsorption/désorption et la production de gaz (Maavara et al., 2020). L'augmentation du temps de séjour de l'eau et la diminution des turbulences favorisent également la diminution des concentrations en nutriments (Akbarzadeh et al., 2019). En outre, l'augmentation du temps de séjour de l'eau est également favorable à la nitrification et à la dénitrification, deux processus clés entrant dans le cycle biogéochimique de l'azote, et induisant des émissions gazeuses ( $N_2O$  et  $N_2$ ) (Seitzinger et al., 2006). Dans les écosystèmes d'eau douce, les transformations biogéochimiques du Si (Si dissous et Si biogénique) sont régulées par la formation et la dissolution des frustules des diatomées (Frings et al., 2014). En effet, les diatomées mortes sédimentent, et les frustules enfouis dans les sédiments benthiques éliminent de fait une fraction de Si réactif de la colonne d'eau (Humborg et al., 2008 ; Triplett et al., 2008). Au final, les réservoirs agissent généralement comme des puits de N, P et Si, avec toutefois des taux de rétention/élimination qui varient selon les nutriments (Bartoszek & Koszelnik, 2016 ; Burford et al., 2012 ; Cook et al., 2010 ; Garnier et al., 1999 ; Maavara et al., 2015 ; Nöges et al., 1998).

Au-delà de leur fonctionnement hydro-biogéochimique interne, les barrages-réservoirs ont également un impact sur les concentrations des cours d'eau en aval (par exemple, Garnier et al., 1999 ; Beusen et al., 2016 ; Chen et al., 2020 ; Gruca-Rokosz et al., 2017 ; Nöges et al., 1998 ; Yang et al., 2018), et ils influencent inévitablement la composition des producteurs primaires et leurs activités en modifiant la stœchiométrie des nutriments (Guildford et Hecky, 2000 ; Ptacnik et al., 2010), telle que définie par le rapport Redfield-Brzezinski C:N:P:Si = 106:16:1:15-20 (Brzezinski, 1985).

Dans cette étude, nous présentons une analyse sur le long terme (1998-2018) des bilans de nutriments dans les quatre réservoirs du bassin de la Seine (trois réservoirs en dérivation et un réservoir de vallée noyée) dans la continuité de l'étude précédente de Garnier et al. (1999) pour les deux années 1994 et 1995. Les objectifs de cette recherche sont (1) de montrer les variations interannuelles des concentrations en nutriments dans les rivières en amont et en aval ; (2) de calculer les bilans à long terme des nutriments et des MES dans les quatre réservoirs ; (3) d'identifier les facteurs potentiels influençant les taux de rétention des nutriments.

## 1. Méthode

### 1.1. Description des sites étudiés

Les trois réservoirs en dérivation (Marne, Aube et Seine) sont situés en Champagne, à l'est du bassin parisien, sur une zone étroite de substrat imperméable argileux (Fig. 1). La partie restante du bassin versant est surtout composée de marnes calcaires occupées par de l'agriculture et de l'élevage (Garnier et al., 1999). Ils ont été construits en 1974 pour la Marne, 1990 pour l'Aube et 1966 pour la Seine. Le réservoir de Pannecièr, situé en amont de l'Yonne dans le Morvan, un affluent de la Seine, est le plus ancien, construit en 1949 sur un terrain granitique. Le double objectif de gestion de ces réservoirs est de prévenir les inondations en hiver et au début du printemps, et de soutenir les débits d'étiage des rivières plus en aval durant l'été. Ces quatre ouvrages peuvent fournir un débit d'eau de  $60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , ce qui représente environ 50% du débit d'étiage de la Seine à Paris.

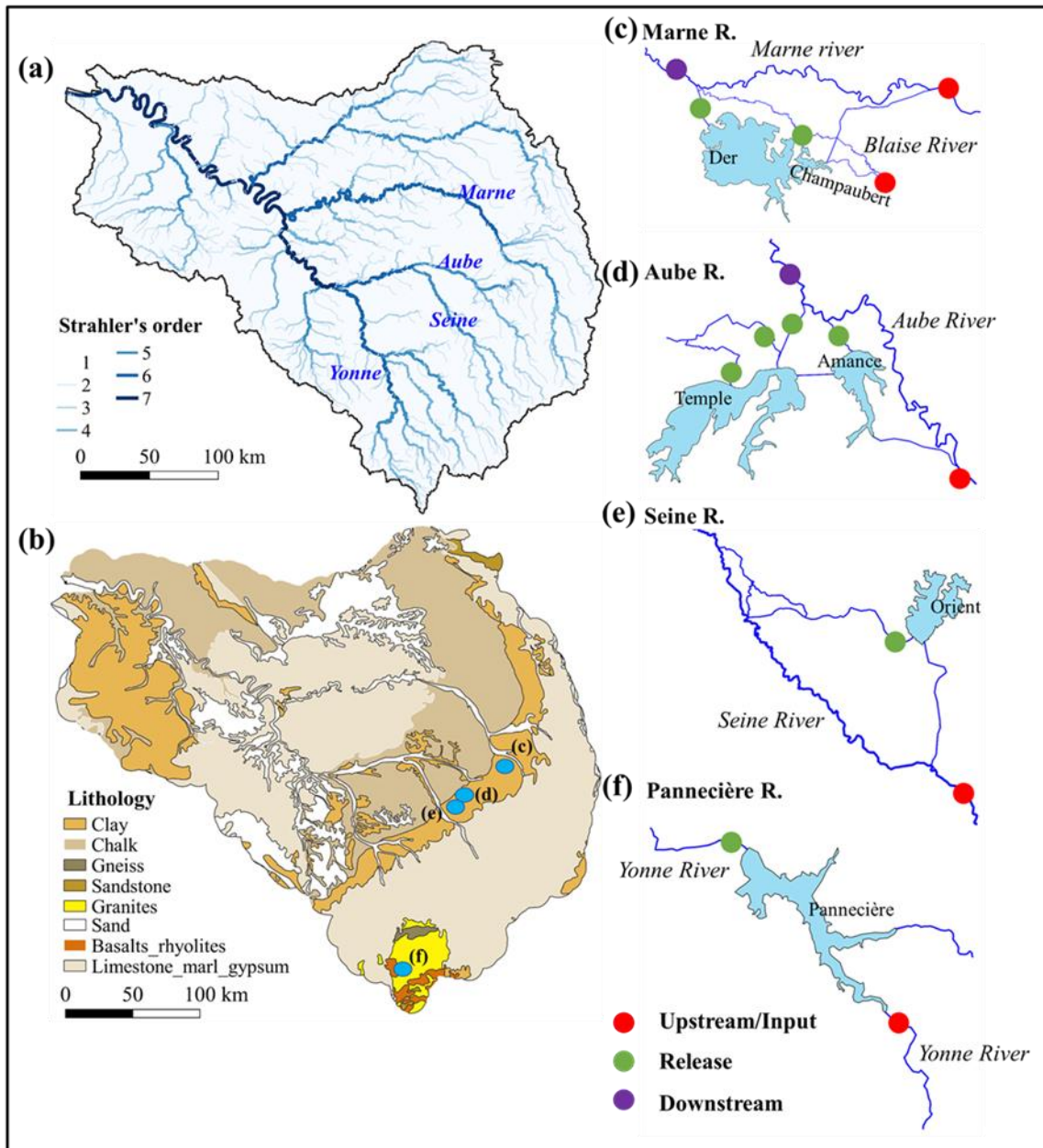


Figure 1. Présentation du bassin de la Seine : (a) réseau hydrographique indiquant les quatre principales rivières concernées (b) lithologie et localisation spatiale des quatre réservoirs. Représentations détaillées des retenues : Marne (c), Aube (d), Seine (e) et Pannecière (f). Les "Upstream/Inputs" indiquent la qualité de l'eau entrant dans les réservoirs (points rouges). Les restitutions des réservoirs sont indiquées par des points verts. En cas de restitutions complexes (canaux multiples) dans les réservoirs de la Marne et de l'Aube, des sites supplémentaires « Downstream » (points violets) sont situés sur les principaux cours d'eau aval (tandis que pour les réservoirs de la Seine et de la Pannecière les points de restitution « Release » représentent également la qualité de l'eau dans les cours d'eau aval).

Les réservoirs de la Marne et de l'Aube sont constitués de deux lacs chacun, les lacs Champaubert et du Der pour le réservoir Marne, et les lacs Amance et Auzon-Temple pour le réservoir de l'Aube. Pour le réservoir de la Marne, l'eau prélevée en amont sur la Marne et la Blaise (environ 12 % du débit entrant de la Blaise, figure 1c) se déverse d'abord dans le lac Champaubert qui communique librement avec le lac du Der. La configuration est différente entre les deux lacs du réservoir de l'Aube, reliés par une conduite artificielle forcée, par laquelle l'eau s'écoule de l'Amance vers les lacs Auzon-Temple. Le réservoir de la Seine est constitué du seul lac d'Orient. Le réservoir de Pannecière construit sur l'Yonne est alimenté par plusieurs plus petites rivières, dont la Houssière, qui représentent en tout 22 % du débit de l'Yonne. Les stratégies de gestion hydrologique des quatre réservoirs sont flexibles et dépendent des conditions météorologiques et

hydrologiques. Plus d'informations disponibles sont sur le site de l'EPTB Seine Grands Lacs (SGL, <http://www.seinegrandslacs.fr/>). Les principales caractéristiques des réservoirs sont reprises dans le tableau 1 ci-dessous.

Tableau 1. Principales caractéristiques des quatre réservoirs

	Marne	Aube	Seine	Pannecière
Date of completed construction	1974	1990	1966	1949
Surface area (km <sup>2</sup> ) at the maximum capacity	48	21	23	5.2
Storage capacity (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> or Mm <sup>3</sup> )	349 (20*)	170 (25*)	208	80
Catchment area (km <sup>2</sup> )	2900	1650	2380	220
Mean depth at the maximum level (m)	7.2 (4.5*)	7.6 (3.5 *)	8.9	49
Extreme flow in rivers (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	20-300	5-100	1-150	0.5-58
Mean flow in rivers (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	40 (Marne)	20 (Aube)	30 (Seine)	5 (Yonne)
Residence time (d): mean	201	270	168	102
(range)	(152-230)	(181-376)	(106-273)	(43-153)
Population (inhab. km <sup>2</sup> )	32.7	13.4	13.0	13.5
Agriculture land	38.47%	38.25%	48.24%	5.55%
Grass land	17.92%	6.29%	4.81%	25.56%
Forest	39.90%	53.72%	45.26%	65.95%

Note : \* les subdivisions des lacs de Champaubert (~20 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> et 4.5 m de profondeur) dans la retenue de la Marne, et Amance (~25 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> et 3.5 m de profondeur) pour le réservoir de l'Aube. La densité de population est calculée sur l'ensemble du bassin-versant drainé en amont de chaque réservoir.

## 1.2. Sources des données

Des chroniques longues de concentrations en nutriments et de suivi hydrologique ont été fournies par les Grands Lacs de Seine (GLS) pour la période 1998-2018. Ce suivi inclut les débits prélevés en rivière (pour les réservoirs en dérivation) ainsi que les débits restitués vers les cours d'eau aval (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), et les variations de volumes (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> ou Mm<sup>3</sup>) des différents réservoirs. La qualité des cours d'eau fait l'objet d'un suivi mensuel. Les canaux de restitution des quatre réservoirs ont été échantillonnés à une fréquence bi- ou trimestrielle en accord avec la surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en vigueur pour les systèmes stagnants. Pour les rivières, d'autres mesures complémentaires ont été extraites de la base de données Naiades (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>).

Au final, les variables d'intérêt retenues pour ce suivi à long terme sont les NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N (nitrates, mg L<sup>-1</sup>), NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (ammonium, mg L<sup>-1</sup>), NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N (nitrites, mg L<sup>-1</sup>), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P (orthophosphates, mg L<sup>-1</sup>), Si (silice dissoute, mg L<sup>-1</sup>) et les MES (matières en suspension, mg L<sup>-1</sup>), ainsi que les profils verticaux de l'OD (oxygène dissous, mg L<sup>-1</sup>) dans les réservoirs. Ces données ont été collectées en rivière aux niveaux des points de prise et de restitution des réservoirs (Fig 1 : « *Upstream* » et « *Downstream* ») ainsi que dans les canaux de restitutions des réservoirs (Fig. 1 « *Release* »). Les données ci-dessus ont également été utilisées pour calculer le débit annuel d'entrée et de sortie d'eau dans les réservoirs, ainsi que les bilans annuels de nutriments (azote inorganique dissous, DIN = NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N + NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P et Si) et de MES.

## 1.3. Calculs des bilans, des taux de rétention et des temps de séjour

Les flux annuels moyens de nutriments et de MES ont été calculés à partir de leurs concentrations et des débits d'eau entrant ou sortant correspondants (Walling & Webb, 1985). Cette formulation a été par ailleurs couramment utilisée dans d'autres études (p. ex., Némery & Garnier, 2007 ; Okuku et al., 2018) :

$$AF = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i \times Q_i)}{\sum_i^n Q_i} \times Q_m \quad (1)$$

avec :

AF le flux annuel de nutriments ou MES (t an<sup>-1</sup>)

C<sub>i</sub> la concentration instantanée en nutriments ou en MES

Q<sub>i</sub> le débit journalier instantané de l'eau (d'après les données en m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>)

Q<sub>m</sub> le débit moyen annuel de l'eau (m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) pour une année hydrologique (de décembre à novembre de l'année suivante, n = 365 jours).

Les taux de rétention annuels (R%) des nutriments et des MES ont été calculés à partir des flux annuels entrant ( $AF_{in}$ , t an<sup>-1</sup>) et sortant ( $AF_{out}$ , t an<sup>-1</sup>) des réservoirs :

$$R\% = \frac{AF_{in} - AF_{out}}{AF_{in}} \times 100 \quad (2)$$

Un R% négatif signifie une exportation nette du réservoir vers sa rivière en aval.

Le temps de séjour pour chaque réservoir a été calculé comme le rapport entre le volume annuel moyen et le débit entrant annuel.

$$RT = 365 * VOL_{mean} / Q_{in} \quad (3)$$

avec :

RT le temps de séjour en jours,

$VOL_{mean}$  le volume annuel moyen (en Mm<sup>3</sup>) calculé du 1<sup>er</sup> décembre au 30 novembre de l'année suivante. Dans ce calcul, nous avons négligé les impacts potentiels et opposés des précipitations et de l'évaporation sur la variation des volumes d'eau dans les réservoirs. Un seul temps de séjours a été calculé pour les réservoirs de la Marne et de l'Aube, malgré la présence de subdivisions dans les deux réservoirs.

$Q_{in}$  le débit entrant annuel (en Mm<sup>3</sup> an<sup>-1</sup>) calculé sur la même période, en tenant compte de tous les apports d'eau contributifs.

#### 1.4. Analyse statistique

Des tests de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour identifier les différences de variations saisonnières dans les concentrations de nutriments et de MES dans les quatre rivières. Le test de Wilcoxon a été utilisé pour identifier la significativité des différences de concentrations dans les rivières en amont et en aval des réservoirs pendant les périodes de remplissage et de vidange. Une analyse de régression linéaire a été effectuée pour identifier les impacts du temps de séjour annuel et de l'eau libérée pendant la période de remplissage sur les taux de rétention du DIN. La corrélation est considérée comme significative au niveau  $p < 0,05$ . Toutes les analyses ci-dessus ont été réalisées avec le langage R, version 3.5.1.

## 2. Résultats

### 2.1. Caractéristiques hydrologiques des rivières et des réservoirs

En amont des quatre réservoirs, les plus grands débits d'eau sont généralement observés en hiver et au début du printemps en raison des fortes précipitations, et les valeurs maximales atteintes sont de l'ordre de 300 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Marne), 250 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Aube), 280 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Seine), et 50 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Yonne) (Fig. 2). À la fin de l'été et en automne, les rejets d'eau sont les plus faibles (environ 1 à 5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>). La variation du débit annuel moyen est par ailleurs assez similaire pour les 4 rivières (même si celui de l'Yonne est 5 à 6 fois plus faible). Les moyennes annuelles des débits ont été les plus faibles en 2003 et les plus importantes en 2013.

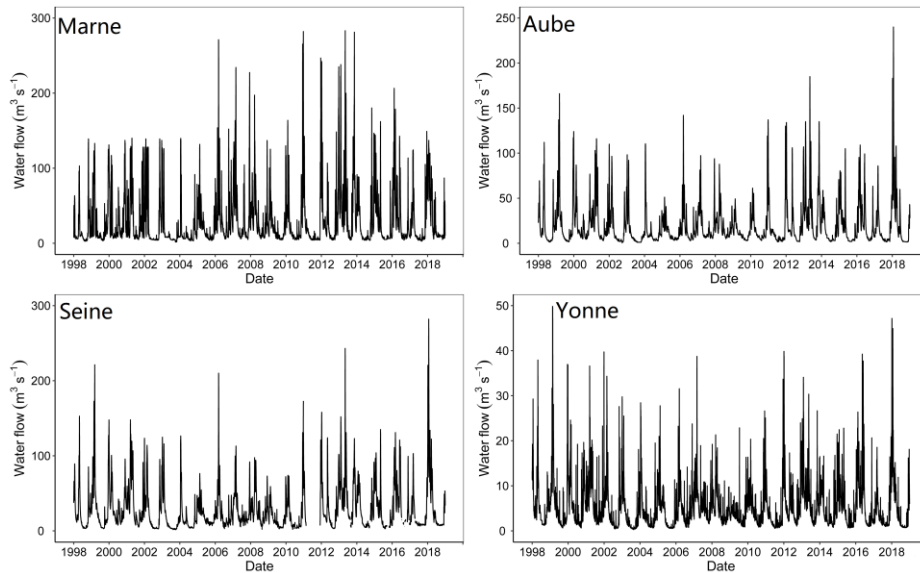


Figure 2. Débits d'eau quotidiens de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de l'Yonne en amont des barrage-réservoirs pendant la période 1998-2018.

Le défi de la gestion des barrages-réservoirs du bassin de la Seine est de parvenir à suivre une courbe de remplissage théorique tout en s'adaptant aux variations intra- et interannuelles des conditions hydrologiques des rivières en amont. Le volume de chaque réservoir atteint généralement son maximum à la fin du printemps et son minimum à la fin de l'automne (Fig. 3). Deux périodes ont ainsi pu être définies en fonction des stratégies de gestion de l'eau dans les quatre réservoirs. La période de remplissage représentant les entrées d'eau dans les réservoirs (du 1<sup>er</sup> décembre au 30 juin) et la période de vidange représentant les sorties d'eau des réservoirs (du 1<sup>er</sup> juillet au 30 novembre). Des restitutions d'eau supplémentaire peuvent intervenir pendant la période de remplissage afin de réajuster le volume du réservoir à sa courbe théorique de remplissage. C'est fréquemment le cas à la suite de prélèvements rapides et importants visant à écrêter les phénomènes de crues.

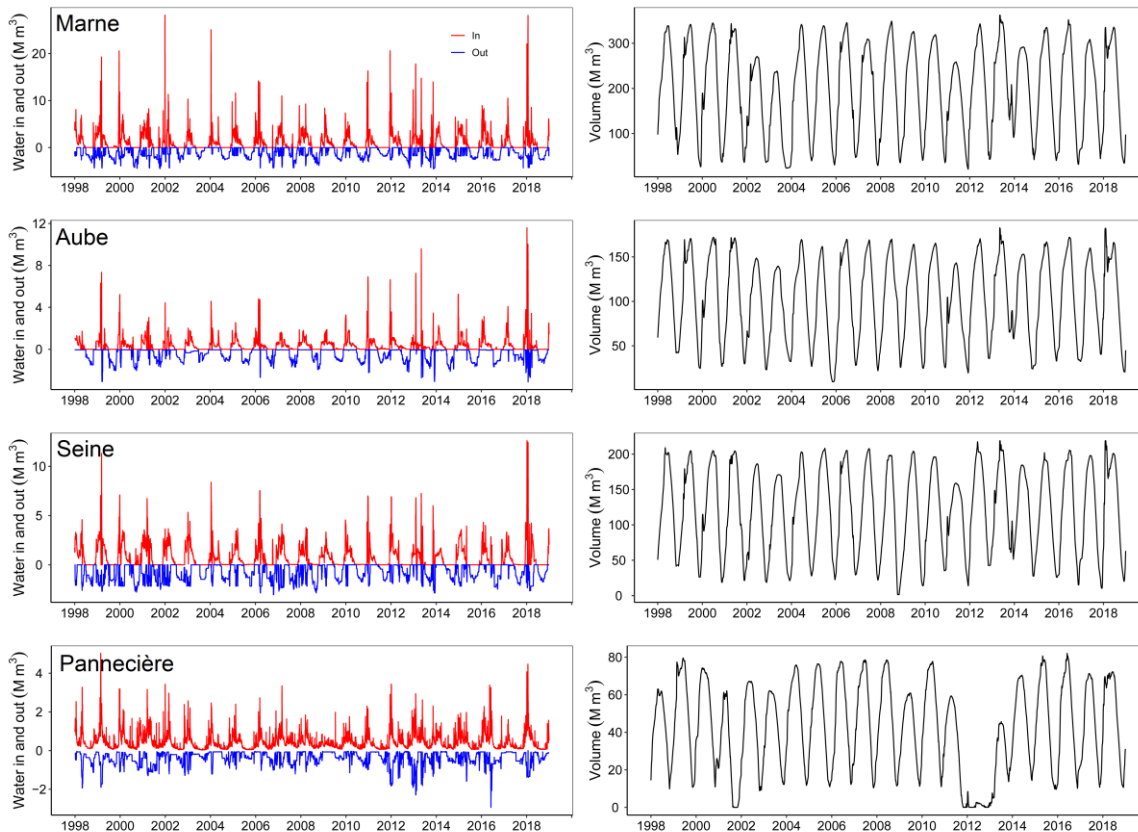


Figure 3. Variations journalières des débits (prise et restitution) et du volume dans les réservoirs de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de Pannecière au cours de la période 1998-2018.

## 2.2. Variations temporelles des concentrations en rivières

### 2.2.1. Analyse à long terme des rivières amont

Les variations à long terme ont été reconstituées à partir des concentrations mensuelles de  $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NH}_4^+$ -N,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P, Si et MES à l'amont des quatre réservoirs (Fig. 4). Malgré des niveaux relativement faibles en 2003-2004, les résultats suggèrent une augmentation globale des concentrations de  $\text{NO}_3^-$ -N dans la Marne, l'Aube et la Seine, passant d'environ  $2,5 \text{ mg N L}^{-1}$  à  $3,5\text{-}4 \text{ mg N L}^{-1}$ , tandis que le  $\text{NH}_4^+$ -N a diminué de  $0,3 \text{ mg N L}^{-1}$  à environ  $0,1 \text{ mg N L}^{-1}$  après 2007. Les concentrations moyennes en DIN (constitué à 97% d'azote sous forme nitrique  $\text{NO}_3^-$ -N) sont plus élevées dans la Seine que dans la Marne, l'Aube et l'Yonne, avec des valeurs de  $3,93 \pm 1,57 \text{ mg N L}^{-1}$  (moyenne  $\pm$  écart-type),  $3,19 \pm 1,49 \text{ mg N L}^{-1}$ ,  $3,03 \pm 1,34 \text{ mg N L}^{-1}$  et  $1,18 \pm 0,27 \text{ mg N L}^{-1}$ , respectivement. Dans les quatre rivières, les concentrations de  $\text{PO}_4^{3-}$  ont largement diminué de  $0,1 \text{ mg P L}^{-1}$  à  $0,05 \text{ mg P L}^{-1}$ . Dans l'Yonne, les concentrations n'indiquent pas de tendances spécifiques et sont globalement plus faibles que dans les trois réservoirs en dérivation, sauf pour les concentrations en silice deux fois plus élevée dans l'Yonne ( $4,97 \pm 1,53 \text{ mg Si L}^{-1}$ ) que dans les autres réservoirs (moyenne autour de  $2 \text{ mg Si L}^{-1}$ ). Les niveaux de MES apparaissent faibles, proches de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , mais peuvent occasionnellement atteindre jusqu'à  $30\text{-}40 \text{ mg L}^{-1}$  lors de fortes pluies.



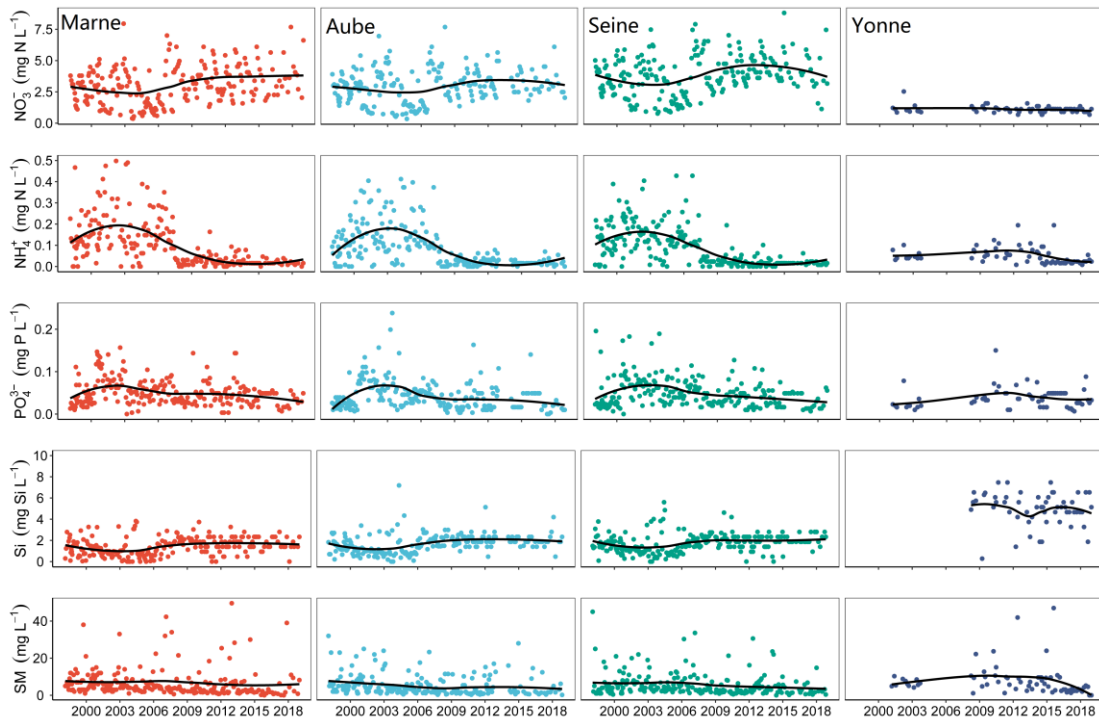


Figure 4. Variations à long terme des concentrations de nutriments et de MES observées dans la Marne, l'Aube, la Seine et l'Yonne entre 1998 et 2018. Les lignes noires indiquent la tendance à long terme des concentrations selon une méthode non paramétrique de régression locale pondérée.

### 2.2.2. Tendances saisonnières des concentrations dans les rivières en amont

Les concentrations en DIN des quatre rivières montrent des différences saisonnières significatives ( $p < 0,01$  dans la Marne, l'Aube et la Seine,  $p < 0,05$  dans l'Yonne). Ces concentrations augmentent en automne pour atteindre leur maximum en hiver puis diminuent jusqu'en été (Fig. 5). Les niveaux de  $PO_4^{3-P}$  et de Si ne montrent pas de tendance saisonnière significative ( $p > 0,05$ ). Pour les MES, les concentrations apparaissent significativement plus élevées en hiver lorsque de fortes précipitations se produisent sur des sols nus ( $p < 0,05$ ) ; toutefois aucune différence saisonnière significative n'apparaît sur l'Yonne ( $p > 0,05$ ).

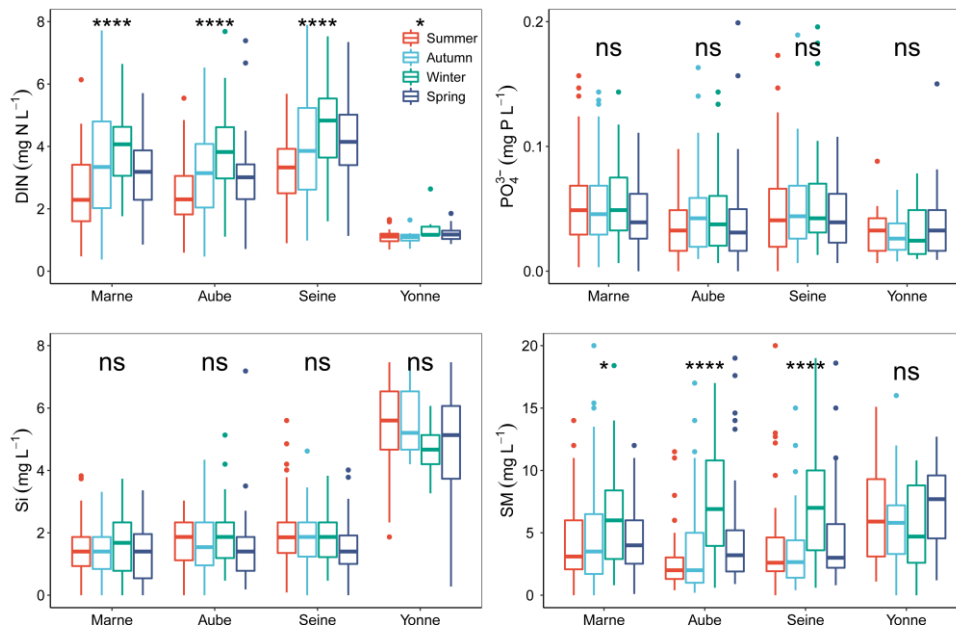


Figure 5. Schémas saisonniers des concentrations en nutriments et en MES dans la Marne, l'Aube, la Seine et l'Yonne, en amont de leur réservoir. Les box-plots indiquent respectivement les intervalles de confiance à 75 % et 25 %, ainsi que la médiane (au centre) et les valeurs du 10e et 90e percentile. Le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour identifier la significativité des différences entre saisons.

### 2.2.3. Comparaison des concentrations en rivières amont vs. aval durant les périodes de remplissage et de vidange

Les concentrations en nutriments et en MES dans les rivières en amont et en aval des réservoirs ont été analysées et comparées pour deux périodes distinctes : le remplissage et la vidange (Fig. 6). Les résultats indiquent que les concentrations en nutriments (DIN,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  et Si) sont similaires dans les eaux amont et aval de la Marne, de l'Aube et de la Seine pendant la période de remplissage (Fig. 6,  $p > 0,05$ , sauf pour le  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  dans la Seine). De tels résultats pendant la période de remplissage (où seuls quelques lâchers d'eau se produisent) ont confirmé l'absence de changement significatif de la qualité de l'eau le long des tronçons de rivière séparant les points de prise et de restitution des trois réservoirs en dérivation. En revanche, une diminution significative des concentrations est observée entre l'amont et l'aval des réservoirs durant la période de vidange ( $p < 0,01$ ), confirmant l'impact des eaux restituées par les trois réservoirs en dérivation. Ce constat n'est pas généralisable au réservoir de vallée noyée de Pannecièrre sur l'Yonne. Pour les MES, on note que les concentrations augmentent de manière significative (sauf pour la Seine) entre les points de prise et de restitution des trois réservoirs en dérivation, et indépendamment de la période remplissage ou vidange. A l'inverse les concentrations en MES diminuent ( $p < 0,01$ ) en aval du barrage de Pannecièrre sur l'Yonne durant les deux périodes (Fig. 6).

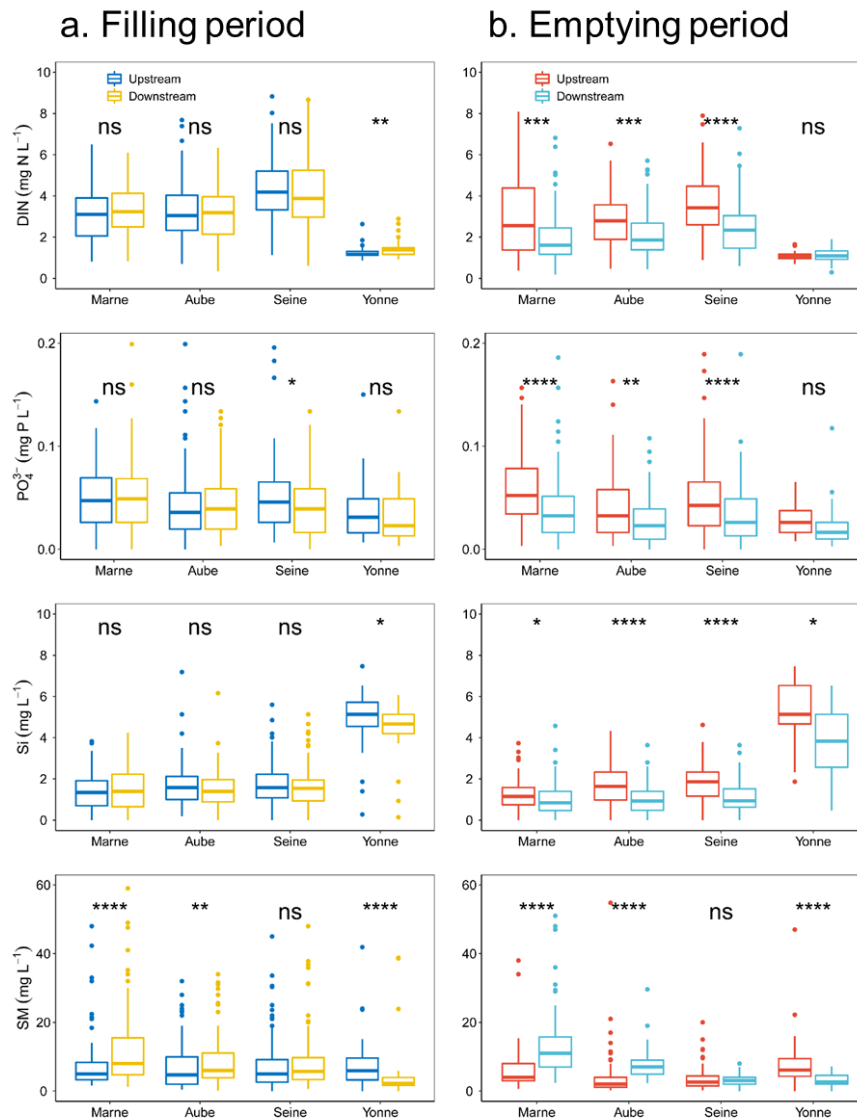


Figure 6. Comparaison des concentrations en nutriments et en MES dans les rivières à l'amont et l'aval des quatre réservoirs pendant les périodes de remplissage (a) et de vidange (b). Le test de Wilcoxon est utilisé pour identifier les différences significatives (\* à \*\*\*\* ou non (ns)).

### 2.3. Flux annuels et taux de rétention dans les réservoirs

Les flux entrant moyens de DIN ( $204 \pm 62 \text{ t N an}^{-1}$ ) et de  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $6 \pm 4 \text{ t P an}^{-1}$ ) calculés pour le réservoir de Pannecière sont beaucoup plus faibles que ceux de la Marne ( $1708 \pm 524 \text{ t N an}^{-1}$  et  $23 \pm 9 \text{ t P an}^{-1}$ ) et du réservoir de la Seine ( $1377 \pm 445 \text{ t N an}^{-1}$  et  $15 \pm 11 \text{ t P an}^{-1}$ ) et légèrement inférieurs à ceux de l'Aube ( $536 \pm 205 \text{ t N an}^{-1}$  et  $7 \pm 4 \text{ t P an}^{-1}$ ). Le flux de Si dans le réservoir de la Marne ( $707 \pm 282 \text{ t Si an}^{-1}$ ) sont relativement plus élevés que ceux de l'Aube ( $260 \pm 110 \text{ t Si an}^{-1}$ ), de la Seine ( $489 \pm 150 \text{ t Si an}^{-1}$ ) et de Pannecière ( $758 \pm 185 \text{ t Si an}^{-1}$ ). La quantité de MES entrant dans les réservoirs est très variable, avec des valeurs moyennes allant de  $5767 \text{ t an}^{-1}$  pour la Marne,  $1972 \text{ t an}^{-1}$  pour l'Aube,  $4658 \text{ t an}^{-1}$  pour la Seine et  $1465 \text{ t an}^{-1}$  pour le réservoir de Pannecière.

Les bilans entrée-sortie indiquent une rétention importante dans les réservoirs de la Marne, de la Seine et de l'Aube qui, à eux trois, totalisent un abattement du flux de DIN de  $1757 \text{ t N an}^{-1}$  en moyenne sur la période étudiée. A titre d'exemple, sur cette période 1998-2018, le réservoir de la Marne a retenu  $912 \pm 392 \text{ t N an}^{-1}$  (presque la moitié du DIN total abattu),  $11 \pm 8 \text{ t P an}^{-1}$ ,  $242 \pm 219 \text{ t Si an}^{-1}$  et  $2080 \pm 4458 \text{ t SM an}^{-1}$  (Fig.7).

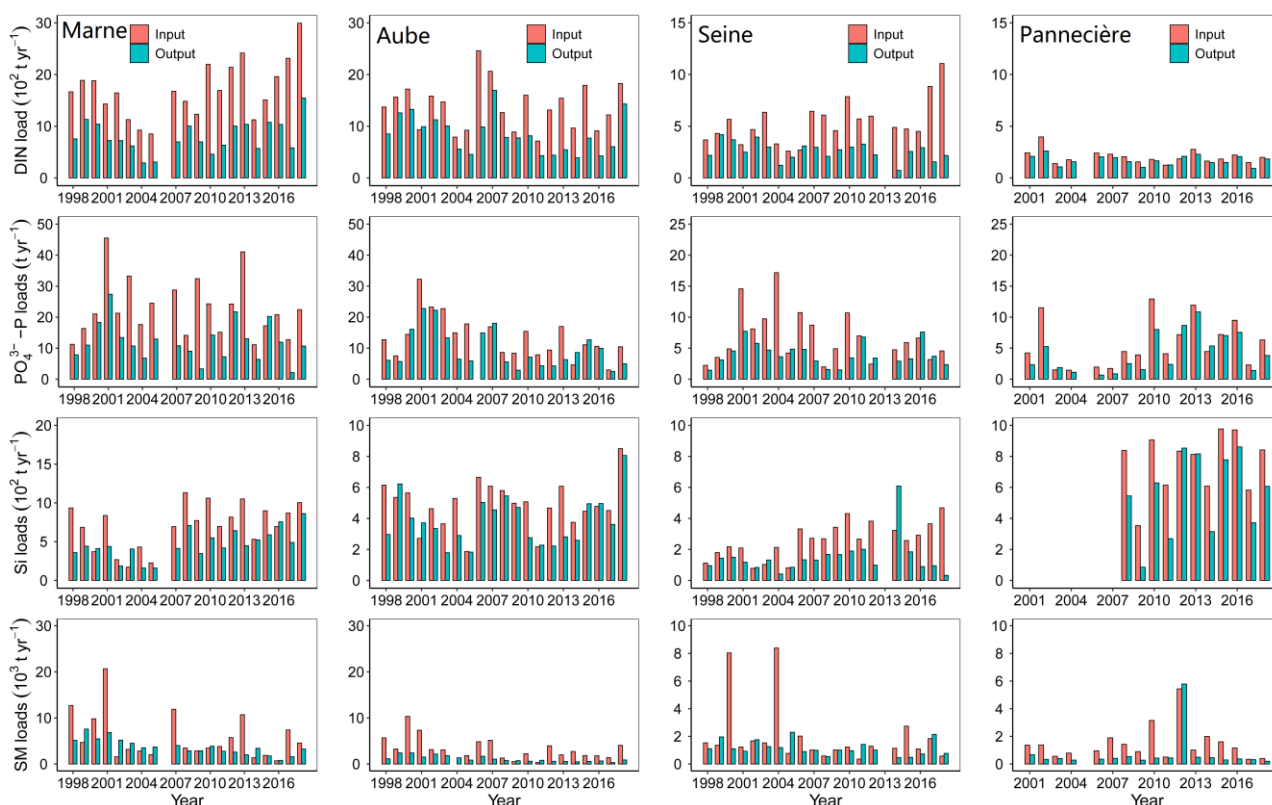


Figure 7. Flux annuels de nutriments et de MES entrant ( $AF_{in}$ ) et sortant ( $AF_{out}$ ) des réservoirs de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de Pannecière entre 1998 et 2018. Les flux sont exprimés avec des ordres de grandeur différents pour les nutriments et les MES.

Les taux de rétention (R%) de DIN varient de 29% à 79%, de -15% à 85%, de -6% à 67% et de -13% à 38% dans les réservoirs de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de Pannecière, respectivement (tableau 2). Cette rétention concerne majoritairement les nitrates, qui correspondent à 97% du DIN, alors que le  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  et le  $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$  ne représentent que 2,7% et 0,3% du DIN, respectivement. Les quatre réservoirs sont généralement des pièges à nitrates sur toute la période 1998-2018, à l'exception des années 2007 pour le réservoir de la Marne, 2001 pour le réservoir de la Seine et 2006 pour le réservoir de l'Aube, où de faibles exportations de  $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$  ont été calculées.

Pour le  $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$ , les trois réservoirs en dérivation (Marne, Aube et Seine) apparaissent comme des sources sur l'ensemble de la période 1998-2018, indiquant donc une production de  $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$  dans ces ouvrages.

Concernant le  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ , une rétention est observée dans les trois réservoirs sur la période 1998-2007, période durant laquelle les eaux alimentant les réservoirs apparaissent plus concentrées en ammonium. Inversement, après 2008, les bilans indiquent une exportation de  $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$  par ces mêmes réservoirs, pourtant

avec des concentrations faibles dans les rivières en amont (et donc dans les eaux entrant dans les réservoirs).

Dans le réservoir de Pannecière, la rétention/élimination de  $\text{NH}_4^+$ -N et de  $\text{NO}_2^-$ -N est très variable. Dans les quatre réservoirs, la rétention/élimination du  $\text{PO}_4^{3-}$ -P présente également de grandes variations (par exemple, de -17% à 90%, de -40% à 79%, de -88% à 73% et de -25% à 66% dans les réservoirs de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de Pannecière, respectivement).

*Tableau 2. Taux de rétention annuel moyens dans les quatre réservoirs du bassin de la Seine au cours de la période 1998-2018.*

Réservoir	DIN	$\text{PO}_4^{3-}$	Si	MES
Marne	53% (+29% - +79%)	48% (-18% - +90%)	34% (-137% - +62%)	36% (-231% - +79%)
Aube	52% (-15% - +85%)	41% (-40% - +79%)	40% (-88% - +81%)	42% (-298% - +86%)
Seine	39% (-6% - +67%)	38% (-88% - +73%)	22% (-37% - +54%)	76% (-144% - +96%)
Pannecière	16% (-13% - +38%)	26% (-25% - +66%)	27% (-2% - +76%)	52% (-6% - +86%)

Pour la période 1998-2018, les bilans des quatre réservoirs indiquent que 53% de la charge de DIN entrant a été retenue/éliminée dans le réservoir de la Marne, plus que pour les réservoirs de la Seine (39%), de l'Aube (52%) et de Pannecière (16%). En ce qui concerne le phosphore, 48%, 41%, 38% et 26% de la charge en  $\text{PO}_4^{3-}$ -P entrant ont été retenus dans les réservoirs de la Marne, de l'Aube, de la Seine et de Pannecière, respectivement. Pour la silice ce taux de rétention s'élève à 34%, 22%, 40% et 27% dans les réservoirs de la Marne, de la Seine, de l'Aube et de Pannecière, respectivement. Ces taux de rétention varient largement d'une année à l'autre, ce qui signifie que les réservoirs semblent agir comme puits et comme sources en fonction des années. Nous avons essayé de mettre en relation les années où les réservoirs ont été une source de MES (et de  $\text{PO}_4^{3-}$ -P adsorbé sur les MES) avec les périodes de maintenance et de travaux sur les digues (Marne : 2003 ; Aube : 2005 ; Seine : 2008 ; Pannecière : 2001 et 2011). En effet, lors de ces opérations de maintenance, l'abaissement du niveau de l'eau peut entraîner l'exportation de MES et d'éléments associés/adsorbés. Cependant, aucune occurrence systématique n'a pu être établie.

#### **2.4. Impact de la gestion hydrologique sur les taux de rétention du DIN dans les quatre réservoirs**

Afin de mieux évaluer l'impact des stratégies de gestion de l'eau sur les taux de rétention du DIN, la relation entre les taux de rétention et le temps de résidence annuel a été analysée. Malgré une certaine dispersion des données, les résultats suggèrent que les taux de rétention en DIN sont significativement et positivement corrélés au temps de résidence dans les quatre réservoirs ( $p < 0,01$ ,  $R^2 = 0,21$ ).

Par ailleurs, une relation entre les taux de rétention de DIN et le pourcentage de débit restitué pendant la période de remplissage (% calculé par rapport au débit restitué annuel total) dans les quatre réservoirs a été établie. Les résultats montrent que la rétention du DIN est significativement et négativement corrélée à ce pourcentage de débit restitué en période de remplissage ( $p < 0,01$ ,  $R^2 = 0,22$ ) (Fig. 8b), ces volumes restitués à une période hivernale où les concentrations de DIN sont les plus élevées étant peu soumis à des transformations biogéochimiques dans les réservoirs. En définitive, la rétention de DIN apparaît à la fois corrélée aux flux d'eau entrants (impliqués dans le calcul du temps de séjour) et les flux d'eau sortants pendant la période de remplissage.

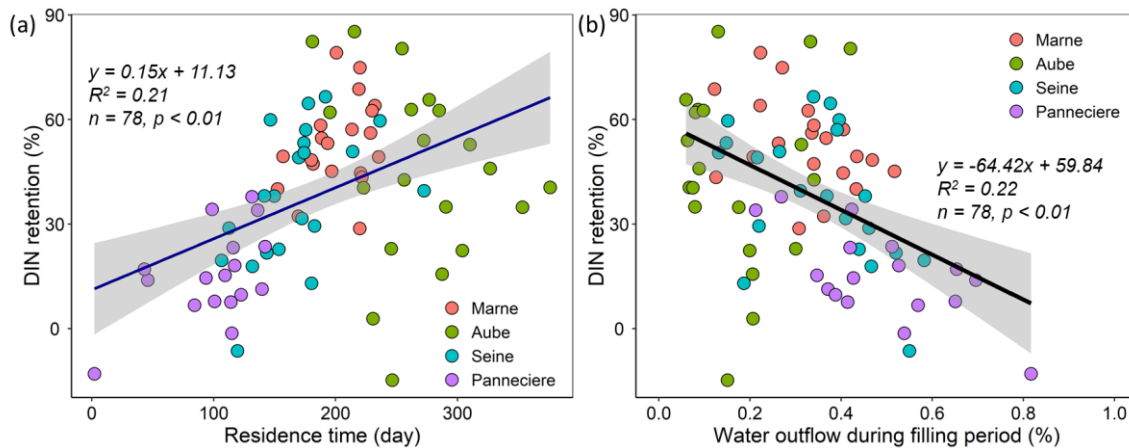


Figure 8. Relation entre les taux de rétention de DIN et (a) le temps de séjour des réservoirs (b) le pourcentage d'eau restituée pendant la période de remplissage.

### 3. Discussion

#### 3.1. Intérêts et limites de l'étude proposée

La précision des bilans effectués sur le long terme repose essentiellement sur la qualité et la fréquence des mesures de débits (et de volume d'eau) mais aussi de celles des concentrations en nutriments et MES dans les réservoirs. Dans cette étude, nous disposons d'un suivi journalier de l'hydrologie dans les quatre réservoirs et leurs rivières que nous avons analysé sur la période 1998-2018. Concernant la qualité des eaux entrant dans les réservoirs (celle des rivières en amont) et celles restituées (dans les canaux de restitution), la fréquence d'acquisition a été mensuelle de 1998 à 2014, puis bimestrielle de 2015 à 2018. Dans le réservoir de Pannecière, la fréquence de surveillance n'est que de quatre à six fois par an, ce qui explique en partie pourquoi les concentrations de nutriments et de MES dans l'Yonne (en amont du réservoir de Pannecière) présentent des variations plus faibles que celles des réservoirs de la Marne, de l'Aube et de la Seine (Fig. 4 ; Fig. 5). Malgré l'hétérogénéité des données acquises, ces chroniques à long terme ont fourni des informations précieuses pour évaluer les bilans en nutriments et en MES dans les quatre réservoirs. Le bassin de la Seine constitue un cas d'étude intéressant présentant quatre réservoirs avec des caractéristiques morphologiques spécifiques (forme, surface, capacité, subdivisions), des contextes lithologiques variés, une utilisation différente de l'utilisation des terres de leur bassin amont et, au total, des pressions anthropiques spécifiques, et surtout, deux types de connections avec des réservoirs en dérivation et de vallée noyée (en série). Cette configuration en dérivation a notamment permis de mettre en évidence (cf. Fig. 6) le rôle des réservoirs dans la réduction des concentrations en nutriments dans les rivières en aval.

On regrette néanmoins la trop faible fréquence des mesures de concentrations de nutriments dans les réservoirs ou leurs canaux de restitution au cours de la période 1998-2018, compromettant l'analyse des concentrations et des dynamiques à long terme dans les ouvrages, mais permettant toutefois l'évaluation des bilans entrée-sortie réalisés pour les nutriments et les MES. La variabilité interannuelle des taux de rétention calculés dans cette étude (cf. Fig.7), souligne l'importance de suivis réguliers à long terme pour établir les bilans de nutriments et de MES dans les réservoirs.

#### 3.2. Implications pour la gestion

Nous avons montré que les stratégies de gestion de l'eau dans les barrages-réservoirs, entraînant des modifications des temps de séjour des masses d'eau, impactent significativement les taux de rétention, en particulier ceux du DIN (voir la figure 8a), ce qui a été confirmé par plusieurs études antérieures (par exemple, Garnier et al., 2000 ; Saunders & Kalff, 2001 ; Tong et al., 2019 ; Zarnetske et al., 2011). Les restitutions durant les périodes de remplissage, nécessaires pour limiter les crues à l'aval, apparaissent pourtant comme un élément de gestion diminuant significativement le taux de rétention annuel de DIN. Étant donné les concentrations plus élevées de DIN en hiver, une plus grande quantité d'eau quittant les réservoirs pendant cette période contribue donc à exporter plus de DIN vers les rivières en aval, et ainsi à diminuer le taux de

réention/élimination dans les ouvrages (voir la figure 8b). Cela signifie qu'en cas d'augmentation des précipitations hivernales (sous l'effet du changement climatique notamment), une augmentation des flux d'eau transférés par les réservoirs fera baisser le taux de réention du DIN.

Les fortes variations annuelles des taux de réention des nutriments et des MES dans les réservoirs résultent donc potentiellement des effets combinés des stratégies de gestion de l'eau, et des processus physiques et biogéochimiques internes se déroulant dans les ouvrages.

Au-delà de leur fonctionnement biogéochimique propre, les barrages-réservoirs impactent également le fonctionnement biogéochimique des continuums aquatiques (Maavara et al., 2020), et en particulier la stœchiométrie des nutriments le long des rivières en raison de niveaux de réention très différents pour N, P et Si (Donald et al., 2015 ; Maavara et al., 2015a, 2014 ; Maranger et al., 2018). Cet impact sur la stœchiométrie des cours d'eau en aval des réservoirs peut modifier les limitations en nutriments et affecter la chaîne trophique des écosystèmes aquatiques (Garnier et al., 2010). En effet, pour les quatre réservoirs du bassin de la Seine, nos résultats montrent des taux de réention différents pour le DIN, le  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  et le Si (tableau 1), et de fait, des modifications des rapports  $\text{DIN}:\text{PO}_4^{3-}\text{-P}:\text{Si}$  dans les eaux restituées vers le réseau hydrographique.

Il est cependant important de replacer ces valeurs de réention à l'échelle du bassin de la Seine. En effet, l'impact des quatre réservoirs sur les flux de DIN ne représentent que 0,31 % du flux d'azote exporté à l'exutoire de la Seine (140 ktonnes.an<sup>-1</sup> en moyenne pour la période 2002-2014, Garnier et al., 2019a). Les quatre réservoirs ne constituent donc pas un levier pertinent pour résoudre les problèmes (i) de la contamination nitrique due à l'agriculture intensive, ou (ii) de déséquilibre des flux de nutriments exportés vers la zone côtière et participant aux efflorescences algales indésirables (Passy et al., 2016 ; Garnier et al., 2019b).

Néanmoins, ces réservoirs initialement construits pour le contrôle des inondations et le soutien d'étiage jouent aujourd'hui un rôle touristique important (vélo sur les digues, camping, baignade, observation des oiseaux, etc.) Le réservoir de la Marne (lac du Der), situé sur un axe migratoire privilégié, attire de nombreuses espèces d'oiseaux. Le contrôle des niveaux d'eau en aval révèle de vastes vasières attirant échassiers, canards, oies mais aussi l'emblématique grue cendrée qui donne aujourd'hui au site une réputation ornithologique internationale.

## Conclusion

La présente étude présente le suivi hydrologique, la qualité des eaux (nutriments et MES) et les stratégies de gestion des quatre réservoirs et leurs rivières en amont au cours de la période 1998-2018. Les variations des concentrations en rivière (DIN,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  et Si) sont intimement reliées à l'hydrologie, l'occupation du sol et au contexte lithologique des bassins versants amont. L'évaluation à long terme des bilans montre que les quatre réservoirs du bassin de la Seine jouent un rôle important dans la réention des nutriments et des MES, mais que leur taux de réention varie selon les nutriments.

Les restitutions des trois réservoirs construits en dérivation (Marne, Aube et Seine) impactent les rivières situées en aval, en diminuant les concentrations pendant la période de vidange, ce qui pourrait potentiellement avoir un impact sur leur fonctionnement biogéochimique. Dans ces quatre réservoirs, la réention la plus importante a été obtenue pour le DIN, pour lequel nous avons établi une relation avec le temps de séjour, ainsi qu'avec les restitutions d'eau pendant la période de remplissage. Notre étude souligne l'importance des stratégies de gestion de l'eau sur les taux de réention du DIN dans les quatre réservoirs du bassin de la Seine, malgré un effet limité dans l'espace et le temps.

## Bibliographie

- Akbarzadeh, Z., Maavara, T., Slowinski, S., Van Cappellen, P., 2019. Effects of Damming on River Nitrogen Fluxes: A Global Analysis. *Global Biogeochem. Cycles* 33, 1339–1357. <https://doi.org/10.1029/2019GB006222>
- Alexander, R.B., Smith, R.A., Schwarz, G.E., Boyer, E.W., Nolan, J. V., Brakebill, J.W., 2008. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environ. Sci. Technol.* 42, 822–830. <https://doi.org/10.1021/es0716103>
- Bartoszek, L., Koszelnik, P., 2016. The qualitative and quantitative analysis of the coupled C, N, P and Si

- retention in complex of water reservoirs. *Springerplus* 5, 1157. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2836-7>
- Beusen, A.H.W., Bouwman, A.F., Van Beek, L.P.H., Mogollón, J.M., Middelburg, J.J., 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences* 13, 2441–2451. <https://doi.org/10.5194/bg-13-2441-2016>
- Billen, G., Ramarson, A., Thieu, V., Théry, S., Silvestre, M., Pasquier, C., Hénault, C., Garnier, J., 2018. Nitrate retention at the river–watershed interface: a new conceptual modeling approach. *Biogeochemistry* 139, 31–51. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0455-9>
- Brzezinski, M.A., 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *J. Phycol.* 21, 347–357. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1985.00347.x>
- Burford, M.A., Green, S.A., Cook, A.J., Johnson, S.A., Kerr, J.G., O'Brien, K.R., 2012. Sources and fate of nutrients in a subtropical reservoir. *Aquat. Sci.* 74, 179–190. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0209-4>
- Chen, Q., Shi, W., Huisman, J., Maberly, S.C., Zhang, J., Yu, J., Chen, Y., Tonina, D., Yi, Q., 2020. Hydropower reservoirs on the upper Mekong River modify nutrient bioavailability downstream. *Natl. Sci. Rev.* <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa026>
- Chen, X., Yang, L., Xiao, L., Miao, A., Xi, B., 2012. Nitrogen removal by denitrification during cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *J. Freshw. Ecol.* 27, 243–258. <https://doi.org/10.1080/02705060.2011.644405>
- Cook, P.L.M., Aldridge, K.T., Lamontagne, S., Brookes, J.D., 2010. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. *Biogeochemistry* 99, 49–63. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9389-6>
- David, M.B., Wall, L.G., Royer, T. V., Tank, J.L., 2006. Denitrification and the nitrogen budget of a reservoir in an agricultural landscape. *Ecol. Appl.* 16, 2177–2190. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2177:DATNBO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2177:DATNBO]2.0.CO;2)
- Dean, W.E., Gorham, E., 1998. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26, 535–538. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1998\)026<0535:MASOCB>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1998)026<0535:MASOCB>2.3.CO;2)
- Donald, D.B., Parker, B.R., Davies, J.M., Leavitt, P.R., 2015. Nutrient sequestration in the Lake Winnipeg watershed. *J. Great Lakes Res.* 41, 630–642. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.03.007>
- Doubek, J.P., Carey, C.C., 2017. Catchment, morphometric, and water quality characteristics differ between reservoirs and naturally formed lakes on a latitudinal gradient in the conterminous United States. *Int. Waters* 7, 171–180. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1293317>
- Downing, J.A., McCauley, E., 1992. The nitrogen : phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37, 936–945. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.5.0936>
- Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* (80-. ). 266, 753–762. <https://doi.org/10.1126/science.266.5186.753>
- Ferris, J.A., Lehman, J.T., 2007. Interannual variation in diatom bloom dynamics: Roles of hydrology, nutrient limitation, sinking, and whole lake manipulation. *Water Res.* 41, 2551–2562. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.027>
- Garnier, J., Beusen, A., Thieu, V., Billen, G., Bouwman, L., 2010. N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. *Global Biogeochem. Cycles* 24. <https://doi.org/10.1029/2009GB003583>
- 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)
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, 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., Talleg, G., Flipo, N., 2019. Ecological Functioning of the Seine River: From Long-Term Modelling Approaches to High-Frequency Data Analysis. Springer, Berlin, Heidelberg, pp.

1–28. [https://doi.org/10.1007/698\\_2019\\_379](https://doi.org/10.1007/698_2019_379)

Grantz, E.M., Kogo, A., Scott, J.T., 2012. Partitioning whole-lake denitrification using in situ dinitrogen gas accumulation and intact sediment core experiments. *Limnol. Oceanogr.* 57, 925–935. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.4.0925>

Gruca-Rokosz, R., Bartoszek, L., Koszelnik, P., 2017. The influence of environmental factors on the carbon dioxide flux across the water–air interface of reservoirs in south-eastern Poland. *J. Environ. Sci. (China)* 56, 290–299. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.10.011>

Guildford, S.J., Hecky, R.E., 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnol. Oceanogr.* 45, 1213–1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>

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>

Knoll, L.B., Vanni, M.J., Renwick, W.H., Kollie, S., 2014. Burial rates and stoichiometry of sedimentary carbon, nitrogen and phosphorus in Midwestern US reservoirs. *Freshw. Biol.* 59, 2342–2353. <https://doi.org/10.1111/fwb.12438>

Kunz, M.J., Anselmetti, F.S., Wüest, A., Wehrli, B., Vollenweider, A., Thüring, S., Senn, D.B., 2011a. Sediment accumulation and carbon, nitrogen, and phosphorus deposition in the large tropical reservoir Lake Kariba (Zambia/Zimbabwe). *J. Geophys. Res.* 116, G03003. <https://doi.org/10.1029/2010JG001538>

Kunz, M.J., Wüest, A., Wehrli, B., Landert, J., Senn, D.B., 2011b. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2011WR010996>

Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Front. Ecol. Environ.* 9, 494–502. <https://doi.org/10.1890/100125>

Maavara, T., Chen, Q., Van Meter, K., Brown, L.E., Zhang, J., Ni, J., Zarfl, C., 2020. 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. Worldwide retention of nutrient silicon by river damming: From sparse data set to global estimate. *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. Reactive silicon dynamics in a large prairie reservoir (Lake 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. Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *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. Global phosphorus retention by river damming. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 15603–15608. <https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112>

Maranger, R., Jones, S.E., Cotner, J.B., 2018. Stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus through the freshwater pipe. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 3, 89–101. <https://doi.org/10.1002/lo2.10080>

Müller, B., Maerki, M., Schmid, M., Vologina, E.G., Wehrli, B., Wüest, A., Sturm, M., 2005. Internal carbon and nutrient cycling in Lake Baikal: Sedimentation, upwelling, and early diagenesis, in: *Global and Planetary Change*. Elsevier B.V., pp. 101–124. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2004.11.008>

Némery, J., Garnier, J., 2007. Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 112, n/a–n/a. <https://doi.org/10.1029/2006JG000331>

Némery, J., Gratiot, N., Doan, P.T.K., Duvert, C., Alvarado-Villanueva, R., Duwig, C., 2016. Carbon, nitrogen, phosphorus, and sediment sources and retention in a small eutrophic tropical reservoir. *Aquat. Sci.* 78, 171–



189. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0416-5>

Nöges, P., Järvet, A., Tuvikene, L., Nöges, T., 1998. The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Võrtsjarv (Estonia), in: *Hydrobiologia*. Springer, pp. 219–227. <https://doi.org/10.1023/A:1003165419934>

Okuku, E.O., Tole, M., Bouillon, S., 2018. Role of a cascade of reservoirs in regulating downstream transport of sediment, carbon and nutrients: Case study of tropical arid climate Tana River Basin. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 23, 43–55. <https://doi.org/10.1111/lre.12206>

Powers, S.M., Tank, J.L., Robertson, D.M., 2015. Control of nitrogen and phosphorus transport by reservoirs in agricultural landscapes. *Biogeochemistry* 124, 417–439. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0106-3>

Ptácnik, R., Andersen, T., Tamminen, T., 2010. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems* 13, 1201–1214. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9380-z>

Ran, X., Bouwman, L., Yu, Z., Beusen, A., Chen, H., Yao, Q., 2017. Nitrogen transport, transformation, and retention in the Three Gorges Reservoir: A mass balance approach. *Limnol. Oceanogr.* 62, 2323–2337. <https://doi.org/10.1002/lno.10568>

Saunders, D.L., Kalff, J., 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443, 205–212. <https://doi.org/10.1023/A:1017506914063>

Seitzinger, S., Harrison, J.A., Böhlke, J.K., Bouwman, A.F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., Drecht, G. Van, 2006. Denitrification across landscapes and waterscapers: 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., Mayorga, E., Bouwman, A.F., Kroeze, C., Beusen, A.H.W., Billen, G., Van Drecht, G., Dumont, E., Fekete, B.M., Garnier, J., Harrison, J.A., 2010. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochem. Cycles* 24. <https://doi.org/10.1029/2009GB003587>

Thouvenot-Korppoo, M., Billen, G., Garnier, J., 2009. Modelling benthic denitrification processes over a whole drainage network. *J. Hydrol.* 379, 239–250. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.10.005>

Tong, Y., Li, J., Qi, M., Zhang, X., Wang, M., Liu, X., Zhang, W., Wang, X., Lu, Y., Lin, Y., 2019. Impacts of water residence time on nitrogen budget of lakes and reservoirs. *Sci. Total Environ.* 646, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.255>

Vanni, M.J., Renwick, W.H., Bowling, A.M., Horgan, M.J., Christian, A.D., 2011. Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshw. Biol.* 56, 791–811. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02436.x>

Walling, D.E., Webb, B.W., 1985. Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments. *Mar. Pollut. Bull.* 16, 488–492. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(85\)90382-0](https://doi.org/10.1016/0025-326X(85)90382-0)

Xu, H., Paerl, H.W., Qin, B., Zhu, G., Gao, G., 2010. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnol. Oceanogr.* 55, 420–432. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.1.0420>

Xu, H., Paerl, H.W., Zhu, G., Qin, B., Hall, N.S., Zhu, M., 2017. Long-term nutrient trends and harmful cyanobacterial bloom potential in hypertrophic Lake Taihu, China. *Hydrobiologia* 787, 229–242. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2967-4>

Yan, Z., Han, W., Peñuelas, J., Sardans, J., Elser, J.J., Du, E., Reich, P.B., Fang, J., 2016. Phosphorus accumulates faster than nitrogen globally in freshwater ecosystems under anthropogenic impacts. *Ecol. Lett.* 19, 1237–1246. <https://doi.org/10.1111/ele.12658>

Yang, D., Wang, S., Lu, W., Xiang, P., Yang, Y., Tan, D., Guo, M., Yeager, K.M., 2018. Impoundment-induced nitrogen–phosphorus imbalance in cascade reservoirs alleviated by input of anthropogenic nutrients. *Inl. Waters* 8, 196–206. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1457853>

Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77, 161–170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>

Zarnetske, J.P., Haggerty, R., Wondzell, S.M., Baker, M.A., 2011. Dynamics of nitrate production and removal

as a function of residence time in the hyporheic zone. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 116. <https://doi.org/10.1029/2010JG001356>

Zhao, Y., Xia, Y., Ti, C., Shan, J., Li, B., Xia, L., Yan, X., 2015. Nitrogen removal capacity of the river network in a high nitrogen loading region. *Environ. Sci. Technol.* 49, 1427–1435. <https://doi.org/10.1021/es504316b>

Zhu, G., Cui, Y., Han, X., Li, Huiyun, Zhu, M., Deng, J., Li, Hengpeng, Chen, W., 2015. Response of phytoplankton to nutrient reduction in Shahe Reservoir, Taihu catchment, China. *J. Freshw. Ecol.* 30, 41–58. <https://doi.org/10.1080/02705060.2014.994190>