

## Les gaz à effet de serre des Grands Lacs de Seine (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, et N<sub>2</sub>O)

Xingcheng Yan <sup>1\*</sup>, Vincent Thieu <sup>1</sup>, Benjamin Mercier <sup>1</sup>, Anunciacion Martinez <sup>1</sup>,  
Romane Nespoulet <sup>1</sup>, Josette Garnier <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](mailto:xingcheng.yan@upmc.fr)

### Résumé

*Les réservoirs contribuent de manière significative aux émissions de gaz à effet de serre (GES) à l'échelle mondiale. Cependant, les grandes variations des émissions de GES provenant des réservoirs soulignent la nécessité d'effectuer davantage de mesures sur le terrain. Dans cette étude, la dynamique saisonnière du méthane (CH<sub>4</sub>), du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et de l'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) dans les eaux de surface de trois grands réservoirs du bassin de la Seine a été mesurée d'avril 2019 à novembre 2020. Les résultats ont indiqué que les concentrations de CH<sub>4</sub> sont élevées en été et en automne, tandis qu'elles sont faibles en hiver et au printemps. Les concentrations de N<sub>2</sub>O ne présentent pas de tendance saisonnière évidente dans les trois réservoirs, même si elles sont relativement élevées en été et en automne. Le profil saisonnier du CO<sub>2</sub> contraste avec celui du CH<sub>4</sub>, avec des valeurs élevées en hiver et au printemps, et faibles en été et en automne. Les trois réservoirs sont sursaturés en CH<sub>4</sub> à toutes les saisons, tandis qu'ils fluctuent légèrement entre la sous-saturation et la sursaturation en N<sub>2</sub>O. Les trois réservoirs sont sursaturés en CO<sub>2</sub> en hiver et au printemps, et sous-saturés en été et en automne. Les effets combinés des conditions hydrologiques et des processus biogéochimiques qui se produisent dans les réservoirs jouent un rôle important dans le contrôle des concentrations de GES, en particulier pour le CH<sub>4</sub> et le CO<sub>2</sub>. Un calcul plus approfondi des flux de GES indique que les eaux de surface des trois réservoirs sont des sources de GES, avec des valeurs moyennes de 6,0 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>, 132,7 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> et 0,03 mg N<sub>2</sub>O-C m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>, ce qui reste faible comparé aux flux moyens de GES des réservoirs mondiaux. Exprimées en équivalent CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub> eq), les émissions de GES des trois réservoirs sont estimées à 725 mg CO<sub>2</sub> eq m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>. Le CH<sub>4</sub> et le CO<sub>2</sub> sont les principales formes de GES, représentant respectivement 37 % et 61 %, contre 2 % pour le N<sub>2</sub>O. D'autres recherches sont encore nécessaires pour évaluer les contributions des émissions de GES (i) par les sédiments benthiques mis hors d'eau en période de vidange, ainsi que (ii) par les dégazages possibles aux points de prise et de restitution des volumes d'eau.*

### Points clefs

- ✓ *Les concentrations de CH<sub>4</sub> sont élevées en été et en automne, et faibles en hiver et au printemps, contrairement à celles du CO<sub>2</sub>. Celles de N<sub>2</sub>O ne présentent pas de tendance saisonnière évidente.*
- ✓ *Le CH<sub>4</sub> et le CO<sub>2</sub> sont les principales formes d'émissions de GES des réservoirs étudiés.*
- ✓ *Les émissions de GES des réservoirs de Champagne sont faibles par rapport aux valeurs moyennes des réservoirs à l'échelle mondiale.*

## Abstract

Reservoirs contribute significantly to greenhouse gas (GHG) emissions at the global scale, however, the large variations of GHG emissions from reservoirs emphasize the necessity for more field measurements. In this study, the seasonal dynamics of methane ( $\text{CH}_4$ ), carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) in the surface water of the three large reservoirs in the Seine Basin were measured using the headspace equilibration method from April 2019 to November 2020. Results indicated that  $\text{CH}_4$  concentrations were high in summer and autumn, while were low in winter and spring.  $\text{N}_2\text{O}$  concentrations did not show obvious seasonal patterns in the three reservoirs, although were relatively high in summer and autumn. The seasonal patterns of  $\text{CO}_2$  were in contrast to  $\text{CH}_4$ , with high values in winter and spring, and low in summer and autumn. These three reservoirs were oversaturated with  $\text{CH}_4$  in all seasons, while were slightly fluctuated between undersaturation and oversaturation of  $\text{N}_2\text{O}$ .  $\text{CO}_2$  in three reservoirs was oversaturated in winter and spring, while was slightly undersaturated in summer and autumn. The combining effects of hydrological conditions and biogeochemical processes occurring in reservoirs play important roles in regulating GHG concentrations, especially for  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$ . Further calculation of GHG fluxes indicated that the three reservoirs were small GHG sources from surface water, with averaged values of  $6.0 \text{ mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $132.7 \text{ mg CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , and  $0.03 \text{ mg N}_2\text{O-C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , and were lower than the average GHG specific fluxes from global reservoirs. In terms of GHG emissions as  $\text{CO}_2$  equivalent ( $\text{CO}_2 \text{ eq}$ ),  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  were the principal forms, and  $\text{N}_2\text{O}$  was the smallest one, representing 37%, 61%, and 2% of the total GHG emissions ( $725 \text{ mg CO}_2 \text{ eq m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), respectively. Future research efforts are however still needed to evaluate the contributions of reservoirs to GHG emissions, including degassing from benthic sediment and from the drawdown area of reservoirs.

## Key points

- ✓  $\text{CH}_4$  concentrations were high in summer and autumn, while low in winter and spring, which were in contrast to  $\text{CO}_2$ , and  $\text{N}_2\text{O}$  did not show obvious seasonal patterns.
- ✓  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  are the principal forms of GHG emissions from the studied reservoirs, and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions were small.
- ✓ GHG emissions from the studied reservoirs are small compared to the mean values at the global scale.

## Introduction

Des recherches antérieures ont montré que les réservoirs ne peuvent être négligés sur le plan des émissions de gaz à effet de serre (GES), et en constituent même une source importante à l'échelle globale (St. Louis et al. 2000 ; Tranvik et al. 2009 ; Delsontro et al. 2010, 2011 ; Barros et al. 2011 ; Bastviken et al. 2011 ; Hertwich 2013 ; Deemer et al. 2016 ; Maavara et al. 2020). Cependant, plusieurs estimations ont indiqué que les émissions de GES provenant des réservoirs restent largement incertaines à l'échelle mondiale, avec des valeurs allant de 773 Tg CO<sub>2</sub>eq (équivalents CO<sub>2</sub>) an<sup>-1</sup> à 3380 Tg CO<sub>2</sub>eq an<sup>-1</sup> (voir St. Louis et al. 2000 ; Deemer et al. 2016 ; Harrison et al. 2021).

La construction de réservoirs favorise la production de trois principaux GES (méthane, CH<sub>4</sub> ; dioxyde de carbone, CO<sub>2</sub> ; et oxyde nitreux, N<sub>2</sub>O) qui contribuent au réchauffement de la planète. En effet, la construction de réservoirs augmente généralement le temps de séjour de l'eau, ce qui provoque une intensification de multiples processus biogéochimiques et la production de GES (Maavara et al. 2020). De plus, lors de leur mise en eau, les réservoirs inondent la végétation terrestre et les sols riches en substrats, et sont alors le réceptacle de flux entrants en nutriments et en matières organiques (Harrison et al. 2009 ; Hayes et al. 2017). La fluctuation du niveau d'eau dans les réservoirs affecte également de manière substantielle les émissions de CH<sub>4</sub> (en particulier l'ébullition de CH<sub>4</sub>) (Harrison et al. 2017 ; Beaulieu et al. 2018) et de CO<sub>2</sub> (Keller et al. 2021). Enfin, l'alternance de conditions oxydantes et réductrices affectent la production et la transformation du CH<sub>4</sub> (Maack et al. 2013 ; Beaulieu et al. 2018 ; Isidorova et al. 2019), ainsi que les transformations entre les différentes formes d'azote, et donc la production de N<sub>2</sub>O (Beaulieu et al. 2014, 2015).

De nombreuses recherches ont été menées pour comprendre l'hétérogénéité spatio-temporelle des concentrations et des flux de GES dans les réservoirs à l'échelle régionale et mondiale (Barros et al. 2011 ; Delsontro et al. 2011 ; Yang et al. 2013 ; Deemer et al. 2016 ; Descloux et al. 2017 ; Linkhorst et al. 2020). Par rapport aux réservoirs boréaux et tropicaux, le nombre d'études portant sur les trois principaux GES (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, et N<sub>2</sub>O) dans les réservoirs tempérés est relativement plus faible (Descloux et al. 2017). Ce manque de mesures a limité la compréhension des émissions de GES et de leurs facteurs de contrôle dans les réservoirs tempérés. De plus, la répartition inégale des réservoirs étudiés à l'échelle mondiale peut fausser l'estimation globale des émissions de GES par les réservoirs et augmenter l'incertitude de ces estimations (Harrison et al. 2021). Par conséquent, de nouvelles mesures des GES couvrant des échelles spatiales et temporelles adéquates sont nécessaires (Wik et al. 2013, 2016).

Des études ont porté sur les émissions de GES dans les terres agricoles, les sols, les terres d'élevage ainsi que dans le réseau hydrographique du bassin de la Seine (Garnier et al. 2013, 2019 ; Marescaux et al. 2018a, b, 2020). Cependant, la contribution des émissions de GES par les réservoirs de Champagne reste encore à préciser afin de permettre une évaluation complète du bilan des GES dans le bassin de la Seine. Dans cette étude, la dynamique mensuelle des GES a été analysée dans les trois réservoirs de Champagne, et les flux de GES ont également été calculés. L'objectif principal de cette étude est d'identifier la dynamique et les facteurs contrôlant les niveaux de GES dans les réservoirs de Champagne, et de quantifier la contribution de ces trois réservoirs dans le bilan des émissions de GES du bassin de la Seine.

## 1. Matériel et méthodes

### 1.1. Sites d'étude

Les trois réservoirs étudiés (celui de la Marne, de l'Aube et de la Seine) sont situés en amont du bassin de la Seine (France, Fig. 1a), et ont été construits respectivement en 1974, 1990 et 1966 (Garnier et al. 1999 ; Yan et al. 2021). Leurs bassins versants amont sont principalement couverts de terres agricoles (38%-48%) et de forêts (40%-54%) (Copernicus 2018). Les trois réservoirs sont reliés à leurs rivières respectives par des canaux d'amenée et des restitutions (Fig. 1b), et ils présentent des caractéristiques hydrologiques similaires (voir Yan et al. 2021). Le réservoir de la Marne se compose de deux lacs (lac du Der et lac de Champaubert), où l'eau s'écoule librement du lac de Champaubert au lac du Der. Le réservoir de l'Aube contient également deux lacs (le lac Amance et le lac du Temple), les deux lacs étant reliés par un canal artificiel, et l'eau s'écoule du lac Amance vers le lac du Temple. Le réservoir de la Seine ne comprend qu'un seul lac (le lac d'Orient).

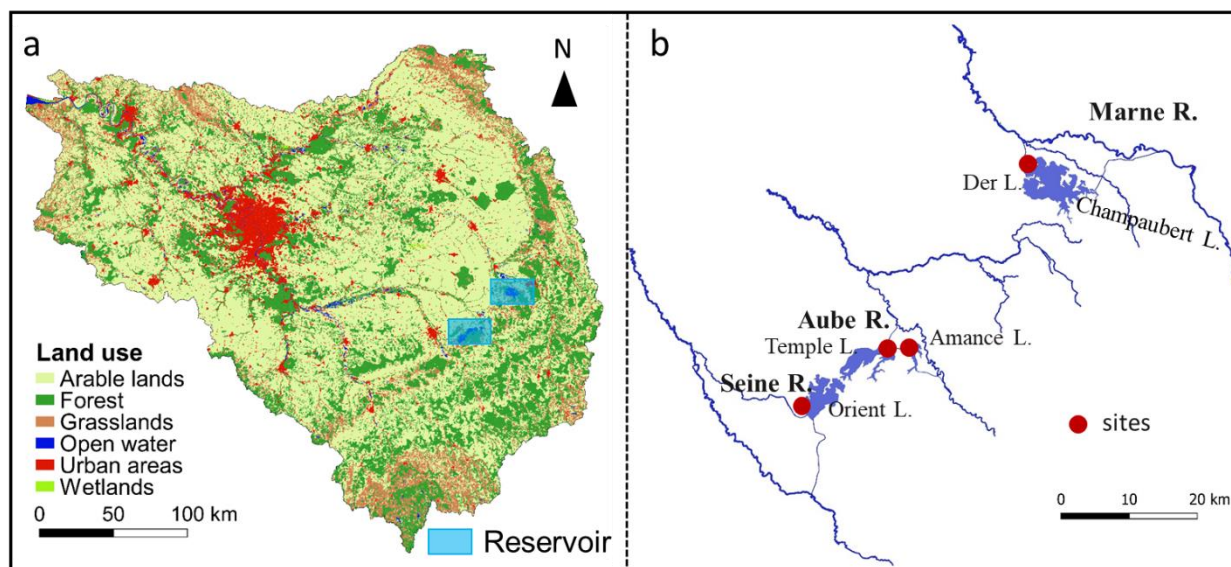


Figure 1. Localisation géographique des trois réservoirs du bassin de la Seine. (a) Utilisation des sols dans le bassin de la Seine (CLC, 2018), (b) Sites d'échantillonnage dans les trois réservoirs.

## 1.2. Échantillonnage sur le terrain et mesures en laboratoire

Quatre sites ont été sélectionnés pour des mesures mensuelles de qualité de l'eau et de concentrations de GES dans les trois réservoirs d'avril 2019 à novembre 2020 (Fig. 1b). Sur le terrain, les eaux de surface des réservoirs ont été échantillonnées à l'aide d'un seau depuis un pont ou un ponton. Le pH, la température de l'eau ( $T$ , °C), la conductivité électrique ( $EC$ ,  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) et l'oxygène dissous ( $DO$ ,  $\text{mg O}_2\text{L}^{-1}$ ) ont été mesurés à l'aide d'un instrument multi-paramètres (YSI ®6600 V2). Les traitements préliminaires des échantillons (par exemple, la filtration) ont également été réalisés sur le terrain. Tous les échantillons ont été conservés à une température inférieure à 10°C jusqu'au retour au laboratoire. Des bouteilles en verre borosilicaté de 100 ml ont été remplies d'eau pour les mesures de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{CH}_4$  dissous, avec un ajout de 50  $\mu\text{l}$  de  $\text{HgCl}_2$  pour arrêter l'activité biologique, avant d'être bouchées avec un septum en caoutchouc, puis scellées.

Au laboratoire, les échantillons ont été conservés au réfrigérateur à 4 °C ou congelés jusqu'à leur analyse. Les nutriments dissous, notamment les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{mgN L}^{-1}$ ), les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{mgN L}^{-1}$ ), l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{mg NL}^{-1}$ ) et les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{mgP L}^{-1}$ ), ainsi que la silice dissoute ( $\text{DSi}$ ,  $\text{mg Si L}^{-1}$ ), ont été mesurés par spectrophotométrie selon respectivement Slawyk et MacIsaac (1972), Rodier (1984) et Jones (1984). Pour l'analyse du carbone organique dissous ( $\text{DOC}$ ,  $\text{mg L}^{-1}$ ), les échantillons d'eau ont été filtrés avec les filtres Whatman grillés (GF/F, 0,7  $\mu\text{m}$ , à 500 °C pendant 4 h), puis les filtrats ont été recueillis dans des flacons en verre grillé et acidifiés (0,1 ml  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , 4 M dans 30 ml d'eau), puis analysés avec un analyseur COT (Aurora 1030 TOC Analyzer, OI Analytical). La matière organique biodégradable ( $\text{BDOC}$ ,  $\text{mg L}^{-1}$ ) a été mesurée selon Servais et al. (1995). Les analyses du carbone organique particulaire ont été effectuées sur les matières en suspension récoltées sur un filtre Whatman GF/F. Enfin, 20 ml d'eau filtrée (GF/F : 0,7  $\mu\text{m}$ ) ont été utilisés pour mesurer l'alcalinité totale ( $TA$ ,  $\text{mmol L}^{-1}$ ) avec un titreur automatique (Titrand 905) et  $\text{HCl}$  (acide chlorhydrique, 0,01 M). La chlorophylle a ( $\text{Chl-a}$ ,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) a été analysée selon Lorenzen (1967). Les paramètres physico-chimiques dans les trois réservoirs au cours de 2019 et 2020 sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1. Qualité des eaux dans les trois réservoirs entre avril 2019 et novembre 2020 : pH, conductivité électrique (EC,  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), température de l'eau (T,  $^{\circ}\text{C}$ ), oxygène dissous (DO,  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{mgN L}^{-1}$ ), nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{mgN L}^{-1}$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{mgN L}^{-1}$ ), silice dissoute (DSi,  $\text{mg Si L}^{-1}$ ), alcalinité totale (TA,  $\text{mmol L}^{-1}$ ), carbone organique particulaire (POC,  $\text{mg C L}^{-1}$ ), carbone organique dissous (DOC,  $\text{mg C L}^{-1}$ ), matière organique biodégradable dissoute (BDOC), orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{mg P L}^{-1}$ ) et chlorophylle a (Chl-a,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ).

Paramètres	Seine Orient		Marne Der		Aube Amance		Aube Temple	
	Min-max	Moyenne $\pm$ SD	Min-max	Moyenne $\pm$ SD	Min-max	Moyenne $\pm$ SD	Min-max	Moyenne $\pm$ SD
pH	7.8 – 8.5	$8.2 \pm 0.2$	7.9 – 8.7	$8.4 \pm 0.2$	8.0 – 8.7	$8.3 \pm 0.2$	7.9 – 8.7	$8.2 \pm 0.2$
EC	0.2 – 0.5	$0.3 \pm 0.1$	0.2 – 0.4	$0.3 \pm 0.07$	0.1 – 0.5	$0.3 \pm 0.1$	0.1 – 0.5	$0.3 \pm 0.08$
T	7.6 – 24.6	$17.0 \pm 6.0$	5.1 – 24.2	$15.5 \pm 6.0$	6.8 – 24.8	$15.6 \pm 6.7$	6.8 – 24.8	$16.7 \pm 6.2$
DO	6.6 – 12.8	$11.0 \pm 1.4$	8.3 – 12.0	$10.6 \pm 1.1$	8.6 – 13.6	$11.2 \pm 1.2$	8.3 – 11.8	$10.3 \pm 1.0$
N- $\text{NO}_3^-$	0.7 – 6.3	$3.5 \pm 1.9$	0.2 – 5.5	$2.5 \pm 1.8$	0.2 – 4.6	$1.6 \pm 1.7$	0.3 – 4.3	$1.8 \pm 1.2$
N- $\text{NO}_2^-$	0 – 0.04	$0.03 \pm 0.01$	0 – 0.03	$0.02 \pm 0.01$	0 – 0.03	$0.01 \pm 0.01$	0 – 0.1	$0.02 \pm 0.02$
N- $\text{NH}_4^+$	0 – 1.0	$0.06 \pm 0.2$	0 – 0.5	$0.04 \pm 0.12$	0 – 0.07	$0.02 \pm 0.02$	0 – 0.08	$0.02 \pm 0.02$
DSi	0.03 – 2.1	$0.6 \pm 0.6$	0.07 – 2.0	$0.8 \pm 0.7$	0.12 – 2.3	$0.9 \pm 0.7$	0 – 2.0	$0.5 \pm 0.5$
TA	1.3 – 4.3	$2.6 \pm 1.0$	1.6 – 4.0	$2.6 \pm 0.7$	1.5 – 4.3	$2.5 \pm 1.1$	2.0 – 4.0	$2.6 \pm 2.4$
POC	0.01 – 6.9	$0.9 \pm 1.5$	0.4 – 3.3	$1.0 \pm 0.7$	0.5 – 1.3	$0.9 \pm 0.2$	0.4 – 2.8	$1.0 \pm 0.7$
DOC	1.7 – 4.3	$2.7 \pm 0.8$	2.1 – 3.4	$2.8 \pm 0.4$	2.5 – 4.9	$3.1 \pm 0.7$	2.1 – 4.2	$3.1 \pm 0.6$
BDOC	0 – 1.9	$0.8 \pm 0.5$	0.08 – 1.3	$0.7 \pm 0.3$	0.2 – 2.2	$0.8 \pm 0.5$	0.05 – 2.0	$0.7 \pm 0.5$
$\text{PO}_4^{3-}$	0 – 0.02	$0 \pm 0.01$	0 – 0.08	$0.01 \pm 0.02$	0 – 0.05	$0.01 \pm 0.01$	0 – 0.04	$0 \pm 0.01$
Chl-a	1.5 – 71.3	$8.8 \pm 17.4$	2.0 – 38.8	$9.9 \pm 11.0$	1.0 – 11.6	$4.5 \pm 3.0$	1.8 – 20.9	$7.0 \pm 5.5$

Les concentrations en  $\text{CH}_4$  et  $\text{N}_2\text{O}$  dissous ont été mesurées à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (Perichrom ST 200) couplé à un détecteur à ionisation de flamme (GC-FID) et à un détecteur à capture d'électrons (GC-ECD) (Garnier et al. 2009 ; Marescaux et al. 2018b). La pression partielle de  $\text{CO}_2$  ( $p\text{CO}_2$ ,  $\mu\text{atm}$ ) a été mesurée par un « headspace » à l'aide de seringue et d'un détecteur de  $\text{CO}_2$  portable (Licor LI-820, USA) (Abril et al. 2015), la procédure détaillée pour la mesure de la  $p\text{CO}_2$  est présentée dans les études précédentes (Marescaux et al. 2018a, b).

### 1.3. Calculs de la saturation et des flux de gaz

#### 1.3.1. Saturations en GES et en $\text{O}_2$ dissous

Les saturations de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  et  $\text{N}_2\text{O}$  sont calculées comme les rapports entre leurs concentrations dans l'eau de surface et celles en équilibre avec les concentrations atmosphériques :

$$S_{\text{gas}} = \frac{C_{\text{gas}}}{C_{\text{eq}}} \times 100\% \quad (1)$$

où  $S_{\text{gas}}$  est la saturation en gaz,  $C_{\text{gas}}$  est la concentration de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  ou  $\text{N}_2\text{O}$  dans les eaux de surface,  $C_{\text{eq}}$  est la concentration de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , et  $\text{N}_2\text{O}$  en équilibre avec leur concentration atmosphérique ( $\text{CH}_4$  : 1.8 ppm,  $\text{CO}_2$  : 400 ppm,  $\text{N}_2\text{O}$  : 0.335 ppm).

La saturation en oxygène dissous a été calculée comme suit :

$$S_{\text{DO}} = \frac{DO_w}{DO_{\text{sat}}} \times 100\% \quad (2)$$

$$DO_{\text{sat}} = \exp \left( -139,34411 + 1,575701 \times 105 \times T^{-1} - 6,642308 \times 107 \times T^{-2} + 1,2438 \times 1010 \times T^{-3} - 8,621949 \times 1011 \times T^{-4} \right) \quad (3)$$

où  $S_{\text{DO}}$  est la saturation en oxygène dissous dans l'eau de surface,  $DO_w$  est l'oxygène dissous mesuré dans l'eau de surface, et  $DO_{\text{sat}}$  est la valeur d'oxygène dissous à saturation pour la valeur correspondante de température de l'eau de surface  $T$  (en Kelvin).

### 1.3.2. Flux de GES

Les flux ( $F$ ) de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  et  $\text{N}_2\text{O}$  sont calculés selon Liss et Slater (1974) :

$$F = k \times (C_{\text{gas}} - C_{\text{eq}}) \quad (4)$$

Le coefficient de transfert de gaz a été calculé selon Liss et Merlivat (1986) :

$$k = k_{600} \times (600/S_c)^n \quad (5)$$

où les nombres de Schmidt ( $S_c$ ) des gaz  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  et  $\text{N}_2\text{O}$  à la température de l'eau de surface (en °C) ont été calculés selon Wanninkhof (2014) :

$$S_c(\text{CH}_4) = 1909,4 - 120,78T + 4,1555T^2 - 0,080578T^3 + 0,00065777T^4 \quad (6)$$

$$S_c(\text{CO}_2) = 1923,6 - 125,06T + 4,3773T^2 - 0,085681T^3 + 0,00070284T^4 \quad (7)$$

$$S_c(\text{N}_2\text{O}) = 2141,2 - 152,56T + 5,8963T^2 - 0,12411T^3 + 0,0010655T^4 \quad (8)$$

$k_{600}$  a été calculé selon (Cole et Caraco 1998) :

$$k_{600} = 2,07 + 0,215 \times U_{10}^{1.7} \quad (9)$$

où  $U_{10}$  est la vitesse du vent à une altitude de 10 m. Dans cette étude, nous avons utilisé une vitesse moyenne mensuelle du vent (Tab. 2) dans la région de Champagne, France. Dans l'équation (5),  $n$  vaut 2/3 pour  $U_{10} \leq 3,7 \text{ m s}^{-1}$  et 1/2 pour  $U_{10} > 3,7 \text{ m s}^{-1}$ .

Tableau 2. Valeurs mensuelles moyennes du vent pour la région des réservoirs de Champagne en 2019 et 2020 ( $\text{m s}^{-1}$ ).

	Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
2019	3.78	3.61	5.08	3.44	3.44	3.39	3.28	2.97	3.72	4.11	4.25	4.92
2020	4.28	6.39	4.81	3.22	3.72	3.31	3.00	3.17	3.17	4.83	3.28	4.58

## 1.4. Analyse statistique

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman a été utilisé pour identifier les corrélations entre les paramètres de qualité de l'eau et les concentrations de GES, à l'aide du programme R, version 3.5.2. Les données utilisées ici ne concernent que la période de vidange (de juillet à novembre) afin d'éviter l'impact de l'effet de dilution sur les concentrations de GES et les paramètres de l'eau associés. Le critère de  $p < 0,05$  a été utilisé pour déterminer la significativité statistique.

## 2. Résultats

### 2.1. Caractéristiques hydrologiques annuelles des trois réservoirs

Le taux de remplissage des réservoirs est présenté pour montrer les caractéristiques hydrologiques annuelles des trois réservoirs (Fig. 2). Selon les objectifs de gestion des trois réservoirs (en particulier prévenir les inondations en hiver et au printemps, et soutenir les débits aval en été et en automne), les lacs du Der, d'Orient et de Temple sont remplis progressivement du mois de décembre au mois de juin de l'année suivante (période de remplissage), et sont vidés progressivement du mois de juillet au mois de novembre (période de vidange, Fig. 2a, b et d). Par conséquent, les profondeurs maximales et minimales sont généralement observées en juillet et à la fin de novembre, respectivement. Cependant, le lac d'Amance est maintenu à une profondeur d'eau relativement stable par rapport aux autres (Fig. 2c).

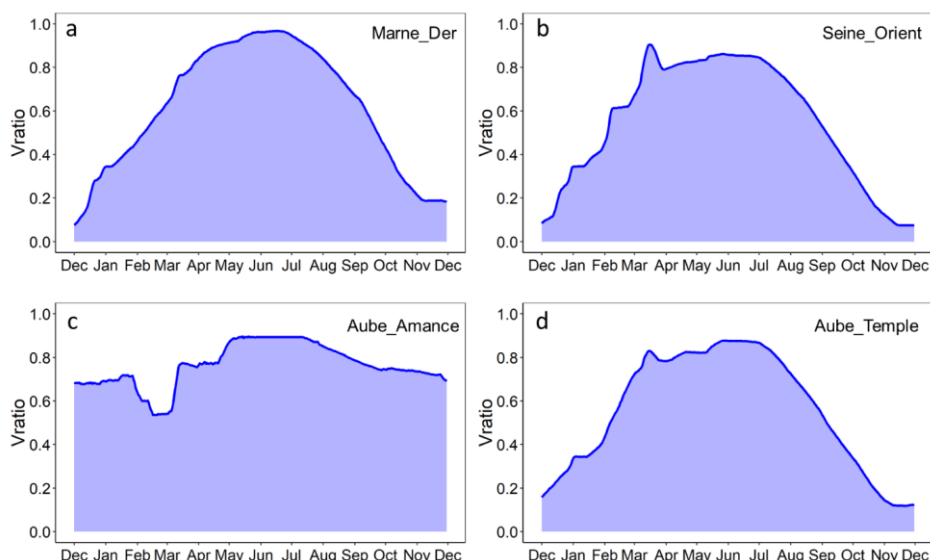


Figure 2. Caractéristiques hydrologiques annuelles dans les trois réservoirs.  $V_{ratio}$  représente le rapport entre le volume journalier et le volume maximal des réservoirs. Les caractéristiques hydrologiques des deux lacs (Amance et Temple) du réservoir de l'Aube sont présentées séparément.

## 2.2. Principaux paramètres de l'eau dans les réservoirs

La dynamique mensuelle des paramètres clés liés aux processus de production de GES est présentée (Fig. 3). Dans les trois réservoirs, les valeurs de  $S_{DO}$  sont élevées en juin-juillet (lorsque la profondeur de l'eau est importante), tandis qu'elles sont relativement faibles en octobre-novembre (lorsque la profondeur de l'eau est faible). Les valeurs de TA montrent une dynamique similaire dans les trois réservoirs (Fig. 3b), avec des valeurs élevées en décembre et janvier, et diminuent ensuite progressivement jusqu'en septembre-octobre. Les concentrations de  $NO_2^-$  dans les lacs du Der, d'Orient et de Temple sont similaires, avec des valeurs élevées pendant la période juin-août, alors qu'elles sont plus fluctuantes dans le lac d'Amance. Une dynamique similaire des concentrations de  $NO_3^-$  dans les trois réservoirs a également été observée, avec des tendances générales à la baisse de décembre à novembre.

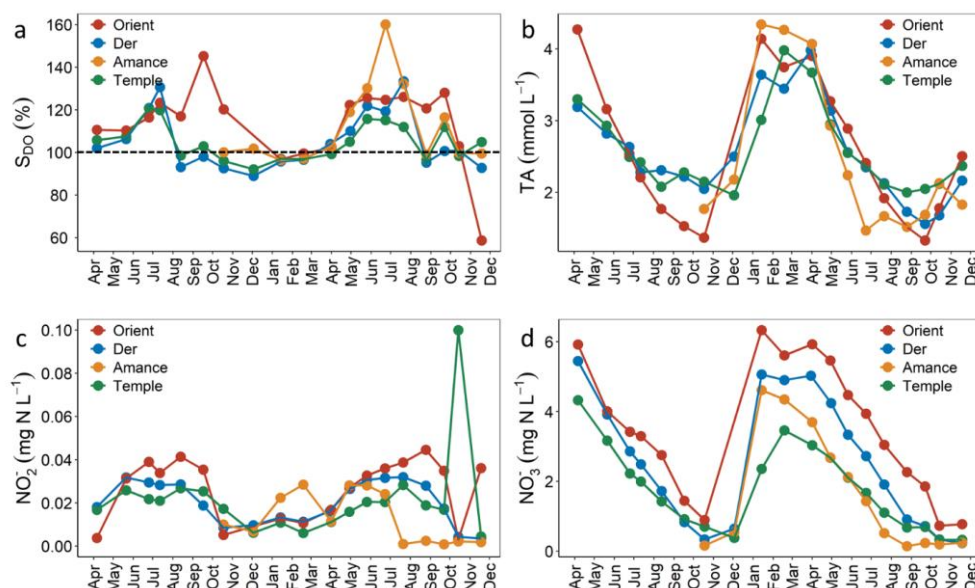


Figure 3. Principaux paramètres de l'eau dans les réservoirs. (a) Saturation en oxygène dissous ( $S_{DO}$ ), (b) alcalinité totale (TA), (c) nitrites ( $NO_2^-$ ), et (d) nitrates ( $NO_3^-$ ).



### 2.3. Schémas saisonniers des concentrations de GES dans les réservoirs

Les variations saisonnières des concentrations et des saturations en GES dans les eaux de surface sont présentées à la Figure 4. Les résultats indiquent que les concentrations de CH<sub>4</sub> sont élevées en été et en automne, tandis qu'elles sont faibles en hiver et au printemps. Le lac d'Orient montre des concentrations moyennes de CH<sub>4</sub> importantes (15,5 µg C L<sup>-1</sup>), plus élevées que les lacs du Der (facteur 3), d'Amance (facteur 2) et de Temple (facteur 5). Les concentrations de N<sub>2</sub>O dans les réservoirs ne présentent pas de tendance saisonnière évidente, bien que des valeurs relativement élevées soient observées en été et en automne. En ce qui concerne les concentrations de CO<sub>2</sub>, les trois réservoirs présentent des valeurs élevées en hiver et au printemps, mais faibles en été et en automne, ce qui contraste avec les tendances saisonnières du CH<sub>4</sub>. Si l'on compare les concentrations de GES dans les eaux de surface et celles qui sont en équilibre avec les concentrations atmosphériques, on peut en déduire que les trois réservoirs sont sursaturés en CH<sub>4</sub>, et qu'il existe donc un potentiel d'émission de CH<sub>4</sub> vers l'atmosphère. Les concentrations de N<sub>2</sub>O fluctuent autour des concentrations à l'équilibre, à l'exception du lac d'Orient en été et en automne, qui est sursaturé en N<sub>2</sub>O. Les trois réservoirs sont en moyenne sursaturés en CO<sub>2</sub> en toute saison, mais les concentrations sont ponctuellement légèrement inférieures aux concentrations d'équilibre en été et en automne (au lac de Temple, par exemple).

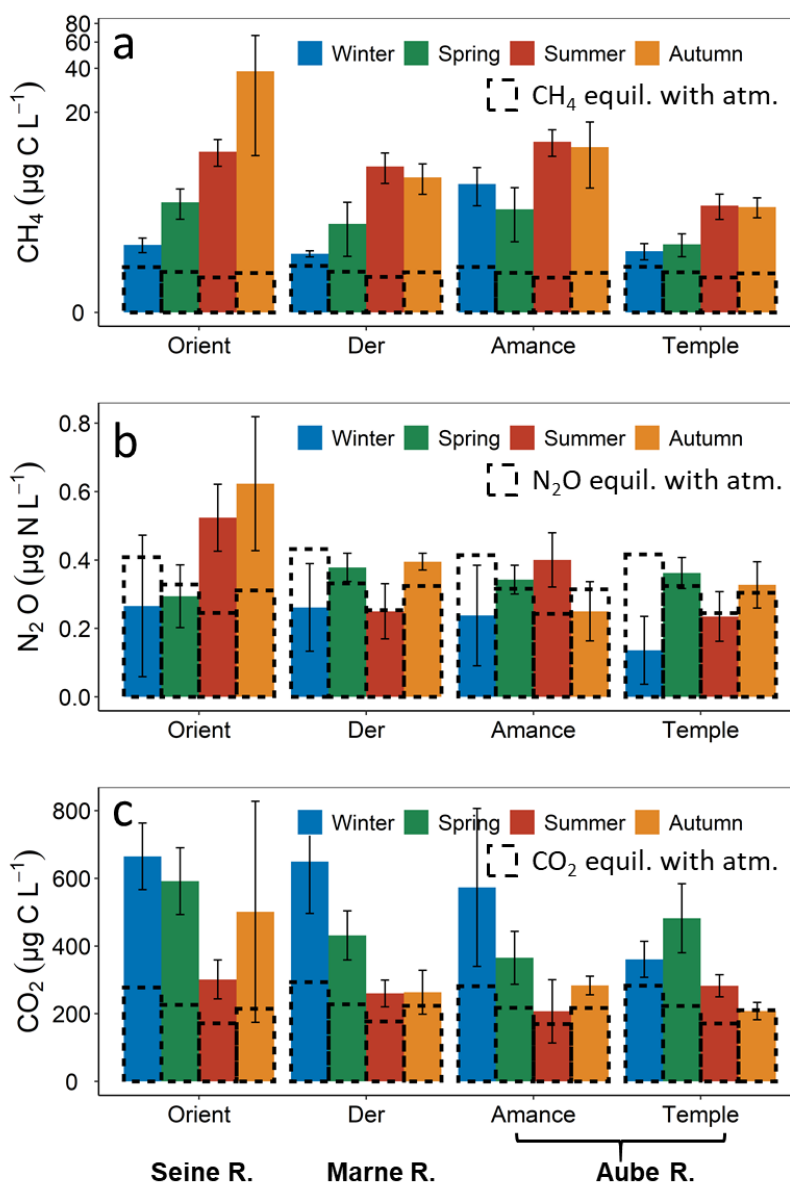


Figure 4. Variations saisonnières des concentrations et des saturations de GES dans les réservoirs. (a) CH<sub>4</sub>, (b) N<sub>2</sub>O, et (c) CO<sub>2</sub>. Les pointillés indiquent les concentrations de GES à l'équilibre avec les concentrations atmosphériques.



## 2.4. Flux de GES dans les réservoirs

Les flux moyens de GES ont également été calculés sur la base des mesures de terrain effectuées en avril 2019 et novembre 2020.

Les trois réservoirs sont de faibles sources de  $\text{CH}_4$ , avec des valeurs moyennes de  $11.4 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ ,  $4.0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $6.9 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  et  $2.0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  dans les lacs Orient, Der, Amance et Temple, respectivement.

En ce qui concerne les flux moyens de  $\text{N}_2\text{O}$ , les lacs Orient et Der sont des sources limitées de  $\text{N}_2\text{O}$ , avec des valeurs de  $0.1 \text{ mg N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  et  $0.01 \text{ mg N m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ , tandis que les lacs Amance et Temple sont à l'équilibre avec l'atmosphère ou de faibles puits de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Les trois réservoirs sont des sources de  $\text{CO}_2$ , avec des valeurs moyennes de  $210.8 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ ,  $115.0 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ ,  $104.8 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  et  $95.5 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  dans les lacs Orient, Der, Amance et Temple, respectivement.

Les émissions de GES des trois réservoirs exprimées en équivalent  $\text{CO}_2$  ont été estimées à  $725 \text{ mg CO}_2\text{eq m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ . Le  $\text{CO}_2$  et le  $\text{CH}_4$  sont les principales formes (98%), et le  $\text{N}_2\text{O}$  ne représente que 2% des GES émis vers l'atmosphère.

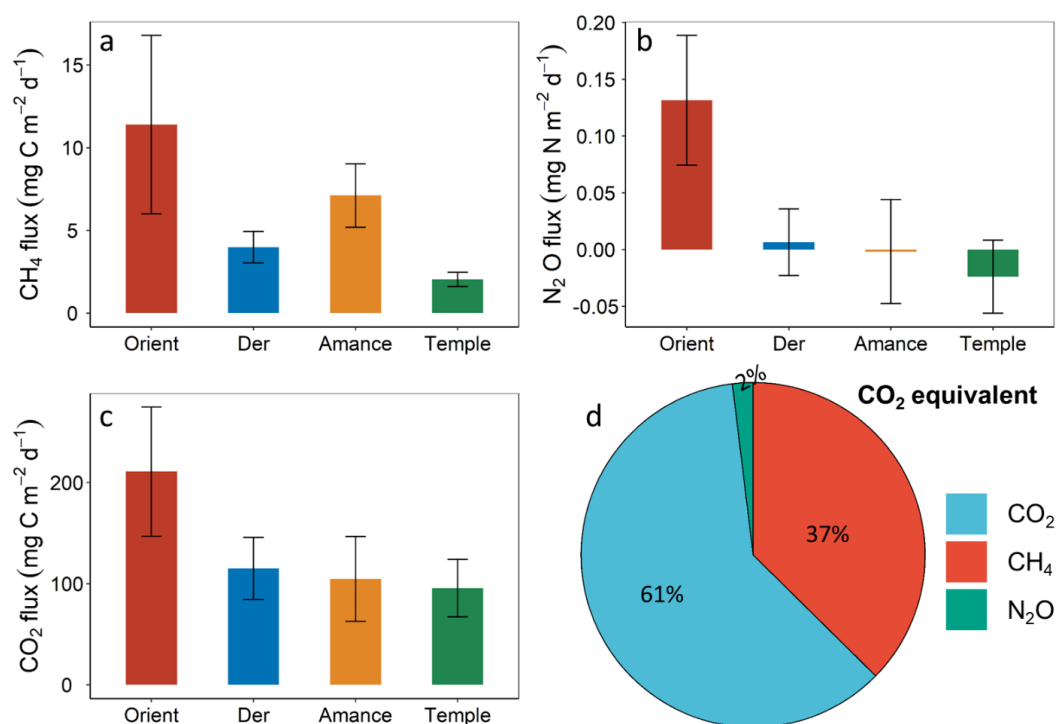


Figure 5. Flux de GES calculés dans les réservoirs. (a)  $\text{CH}_4$ , (b)  $\text{N}_2\text{O}$ , et (c)  $\text{CO}_2$ . L'émission de GES en équivalent  $\text{CO}_2$  a été calculée en multipliant le flux basé sur la masse (en unités de  $\text{mg CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , et  $\text{N}_2\text{O m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) par le potentiel de réchauffement global sur 100 : 34 pour  $\text{CH}_4$ , 1 pour  $\text{CO}_2$ , et 298 pour  $\text{N}_2\text{O}$ .

## 2.5. Corrélations entre les paramètres de l'eau et les concentrations de GES

La méthode de corrélation de rang de Spearman a été utilisée pour identifier les corrélations entre les paramètres de l'eau et les concentrations de GES dans les eaux de surface pendant la période de vidange (Fig. 6).

Les résultats révèlent que le Vratio est significativement corrélé avec plusieurs paramètres physico-chimiques :  $S_{DO}$  ( $r = 0,61$ ,  $p < 0,05$ ),  $NO_3^-$  ( $r = 0,57$ ,  $p < 0,05$ ),  $DSi$  ( $r = -0,5$ ,  $p < 0,05$ ) et  $CO_2$  ( $r = -0,15$ ,  $p < 0,05$ ).

Le  $CH_4$  est corrélé avec  $S_{DO}$  ( $r = 0,49$ ,  $p < 0,05$ ), et  $NH_4^+$  ( $r = -0,3$ ,  $p < 0,05$ ).

Le  $CO_2$  est significativement corrélé avec de multiples paramètres de l'eau, y compris EC ( $r = 0,38$ ,  $p < 0,05$ ), TA ( $r = 0,38$ ,  $p < 0,05$ ), pH ( $r = -0,34$ ,  $p < 0,05$ ),  $S_{DO}$  ( $r = -0,68$ ,  $p < 0,05$ ), T ( $r = -0,3$ ,  $p < 0,05$ ),  $DSi$  ( $r = 0,47$ ,  $p < 0,05$ ), et  $NH_4^+$  ( $r = 0,38$ ,  $p < 0,05$ ).

En revanche, il n'existe pas de corrélation significative entre les paramètres de qualité de l'eau et les concentrations en  $N_2O$ .

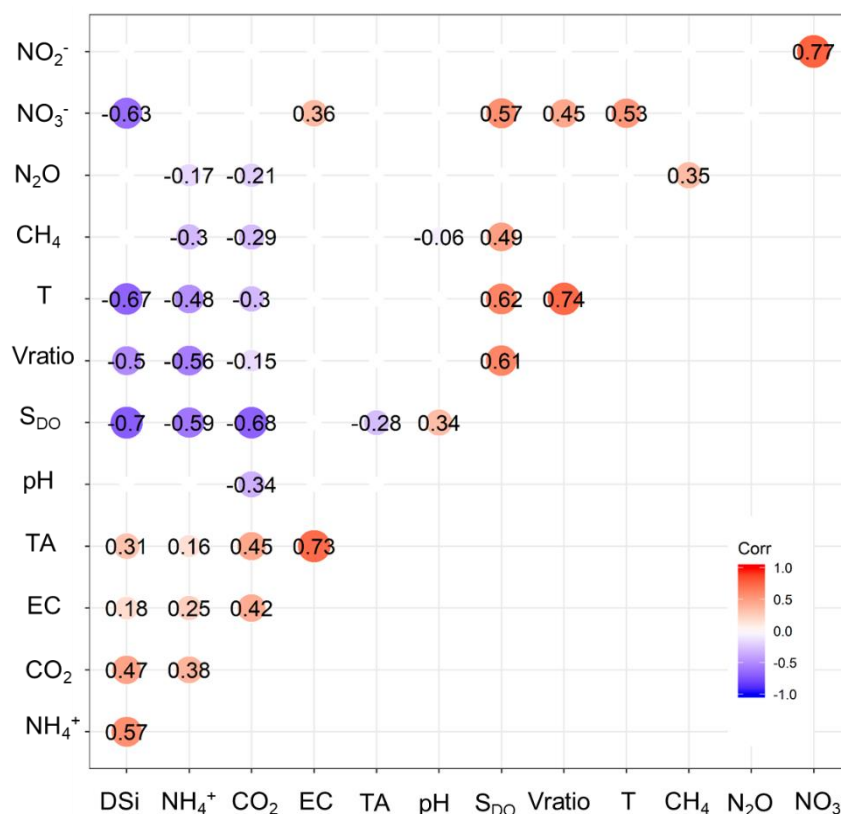


Figure 6. Coefficient de corrélation de rang de Spearman entre les paramètres de qualité de l'eau et les concentrations de GES (les données utilisées concernent uniquement la période de vidange pour éviter l'impact de l'effet de dilution).

### 3. Discussion

La condition préalable pour interpréter la dynamique saisonnière des GES est de comprendre les processus biogéochimiques qui sont liés à leur production dans le réservoir. L'hydrologie des réservoirs étudiés dans le bassin de la Seine est régulée avec des objectifs de gestion de l'eau similaires, conduisant à une profondeur d'eau maximale en juin-juillet et une profondeur d'eau minimale à la fin du mois de novembre (Fig. 2). Les trois réservoirs montrent des comportements biogéochimiques similaires si l'on se réfère à la dynamique mensuellement observée des paramètres de qualité de l'eau (Fig. 3). Ici, nous avons préféré considérer  $S_{DO}$  comme un proxy des équilibres entre la photosynthèse et la respiration dans les réservoirs (Marcé et al. 2015), plutôt que les concentrations de Chl-a en raison du taux élevé de broutage par le zooplancton (voir également l'étude d'Akopian et al. 1999). Dans les trois réservoirs, nous constatons que les valeurs de  $S_{DO}$  sont élevées pendant l'été (lorsque la profondeur de l'eau est importante), indiquant une productivité primaire élevée, tandis qu'elles sont faibles en automne (lorsque la profondeur de l'eau est faible), suggérant un taux de respiration élevé. Ceci est également révélé par la corrélation significative entre le  $V_{ratio}$  et le  $S_{DO}$  dans les trois réservoirs pendant la période de vidange (Fig. 6). Dans les réservoirs de Champagne, les variations du  $V_{ratio}$  correspondent clairement à des changements de qualité de l'eau. En effet, lorsque le  $V_{ratio}$  diminue : (i) les concentrations de  $DSi$  augmentent en raison de la dissolution de la silice biogénique contenue dans la matière organique dérivée des diatomées (Triplett et al. 2008 ; Humborg et al. 2008 ; Frings et al. 2014 ; Maavara et al. 2015), (ii) les concentrations de  $NH_4^+$  augmentent également en raison de la décomposition de la matière organique (Yan et al. 2017), (iii) les concentrations de  $NO_3^-$  diminuent par le processus de dénitrification (Seitzinger 1988 ; Beaulieu et al. 2014, 2015 ; Garnier et al. 1999 ; Yan et al. 2021), et (iv) le  $S_{DO}$  diminue également en raison de l'augmentation du taux de respiration (Gu et al. 2011 ; Vachon et al. 2020).

Tous ces processus biogéochimiques, ainsi que l'hydrologie et les échanges gazeux à l'interface eau-air, régulent les concentrations de GES dans ces réservoirs et leurs variations temporelles. Le  $CH_4$  est produit dans les réservoirs à partir de la décomposition anaérobie de la matière organique par la méthanogénèse, et la teneur en matière organique biodisponible dans les sédiments du réservoir joue donc un rôle important dans la régulation des concentrations de  $CH_4$  (Sobek et al. 2012 ; Beaulieu et al. 2016). Dans cette étude, l'effet combiné de plusieurs facteurs peut toutefois expliquer les variations saisonnières des concentrations de  $CH_4$  dans les réservoirs. Notamment, la température élevée de l'eau, la profondeur de l'eau et la productivité primaire sont favorables à la méthanogénèse dans les sédiments, et peuvent conduire à des concentrations élevées de  $CH_4$  en été et au début de l'automne (Fig. 4). En effet, une productivité primaire élevée fournit suffisamment de matière organique dans les sédiments des réservoirs (DelSontro et al. 2016 ; Beaulieu et al. 2019), une température élevée augmente la méthanogénèse (Guérin et al. 2006 ; Yang et al. 2013), et une profondeur importante (à cette période) est propice à la stratification et à la mise en place d'une couche profonde peu oxygénée (voir Garnier et al. 2000), induisant des concentrations élevées de  $CH_4$ .

En hiver et au printemps (en période de remplissage), l'eau à faible température entrant dans le réservoir ne contient qu'une faible teneur en  $CH_4$  (valeur moyenne de  $1.9 \mu g C L^{-1}$ , Yan et al., données non publiées), ce qui affecte également les concentrations de  $CH_4$  dans les réservoirs. La corrélation significative entre les concentrations de  $CH_4$  et  $S_{DO}$  suggère que la matière organique issue de la production primaire facilite la production de  $CH_4$  dans les sédiments. Les niveaux de DO dans la couche d'eau du fond et dans les sédiments sont inférieurs à ceux de l'eau de surface (valeurs inférieures à  $1 mg O_2 L^{-1}$  en juillet-août voir Yan et al. 2021), et peuvent donc favoriser la méthanogénèse, quand les nitrates ont été consommés. Nous avons également constaté que la concentration moyenne de  $CH_4$  dans le lac Orient est légèrement supérieure à celle des autres lacs, peut-être en raison des concentrations plus élevées en Chl-a (tableau 1). Dans l'ensemble, les caractéristiques hydrologiques et les processus biogéochimiques sont les deux facteurs dominants qui contrôlent les variations saisonnières du  $CH_4$  dans les trois réservoirs. Des variations saisonnières similaires de  $CH_4$  ont également été observées dans d'autres réservoirs (par exemple, Guérin et al. 2006 ; Yang et al. 2013).

Le  $N_2O$  est principalement produit au cours des processus de dénitrification et de nitrification (Seitzinger 1988). Dans les réservoirs étudiés, la nitrification est limitée en raison des faibles concentrations de  $NH_4^+$  (Tableau 1), par conséquent, la dénitrification doit être le processus dominant affectant les concentrations de  $N_2O$  dans les trois réservoirs. Le processus de dénitrification est un processus de réduction séquentielle de  $NO_3^-$  en  $NO_2^-$ , oxyde nitrique (NO),  $N_2O$ , et diazote ( $N_2$ ), ce qui signifie que la concentration

de  $\text{N}_2\text{O}$  dans l'eau est déterminée par les taux relatifs de production et de consommation de  $\text{N}_2\text{O}$  (Beaulieu et al. 2014, 2015). La capacité des trois réservoirs à éliminer les nitrates a été suggérée par des études précédentes (Garnier et al. 1999 ; Yan et al. 2021) et par la dynamique mensuelle des concentrations en  $\text{NO}_3^-$  (Fig. 3d). Néanmoins, les concentrations en  $\text{N}_2\text{O}$  observées restent peu élevées et restent en équilibre avec l'atmosphère, les réservoirs étant même parfois en sous-saturation (Fig. 4b). Cela peut notamment s'expliquer par des taux de réduction du  $\text{N}_2\text{O}$  en diazote ( $\text{N}_2$ ) élevés dans les trois réservoirs, c'est-à-dire une dénitrification complète. Beaulieu et al. (2015) et Deemer et al. (2011) ont indiqué une sous-saturation durable du  $\text{N}_2\text{O}$  dans l'hypolimnion des réservoirs stratifiés pour des concentrations de  $[\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-]$  inférieures à  $0,05 \text{ mg N L}^{-1}$ , un seuil à partir duquel la dénitrification commence à réduire  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{N}_2$ . Cependant, ici, les concentrations de  $[\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-]$  sont beaucoup plus élevées que  $0,05 \text{ mg N L}^{-1}$  dans les trois réservoirs, ce qui montre que la désoxygénation est un facteur encore plus favorable à la dénitrification complète.

Par ailleurs, aucune corrélation significative entre les concentrations de  $\text{N}_2\text{O}$  et les paramètres de l'eau n'a été trouvée dans cette étude (Fig. 6). Les faibles concentrations en  $\text{N}_2\text{O}$  dans les trois réservoirs (proche de la concentration en équilibre avec la concentration atmosphérique) ne favorisent pas l'échange de  $\text{N}_2\text{O}$  à l'interface eau-air des trois réservoirs (le flux se calcule en effet comme le produit de la valeur de sursaturation et du coefficient de transfert, de sorte qu'à l'équilibre avec l'atmosphère le flux est nul).

Dans les trois réservoirs, les variations saisonnières de  $\text{CO}_2$  résultent des effets combinés des caractéristiques hydrologiques et des processus biogéochimiques qui se produisent dans les réservoirs. Les réservoirs sont alimentés en hiver par des rivières contenant de fortes concentrations en  $\text{CO}_2$  et, malgré une production primaire relativement faible à cette époque de l'année, les concentrations de  $\text{CO}_2$  observées dans les réservoirs en hiver et au printemps sont relativement fortes (Fig. 4c). Les concentrations de  $\text{CO}_2$  dans les rivières en amont sont en moyennes de  $1119 \mu\text{g C L}^{-1}$  (allant de  $734 \mu\text{g C L}^{-1}$  à  $1426 \mu\text{g C L}^{-1}$ , Yan et al., données non publiées), ce qui est beaucoup plus élevé que celles des réservoirs (Fig. 4c). Il est pourtant reconnu que la production primaire est un facteur de contrôle important des concentrations de  $\text{CO}_2$  dans l'eau (Balmer et Downing 2011 ; Gu et al. 2011), mais quand elle est relativement faible (avec également une faible  $S_{\text{DO}}$ , Fig. 3a), le taux d'assimilation du  $\text{CO}_2$  reste également faible. En revanche, en été, quand les réservoirs ne sont plus alimentés par la rivière, la concentration en oxygène est élevée ( $S_{\text{DO}}$  élevé) et est logiquement associée à de faibles concentrations de  $\text{CO}_2$ , ce qui indique le rôle important de la production primaire sur les concentrations de  $\text{CO}_2$  dans les réservoirs à cette époque estivale (Fig. 3a, et 4c). La corrélation négative entre  $S_{\text{DO}}$  et  $\text{CO}_2$  est alors significative (Fig. 6).

De plus, la corrélation positive et significative entre les concentrations de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{DSi}$  pendant la période de vidange (Fig. 6) fournit également la preuve indirecte de l'impact de l'évolution des diatomées sur les concentrations de  $\text{CO}_2$  dans les trois réservoirs. En effet, dans les réservoirs, les diatomées assimilent la  $\text{DSi}$  et le  $\text{CO}_2$ , et la décomposition de la matière organique provenant des frustules de diatomées (silice biogénique) produit de la  $\text{DSi}$  et du  $\text{CO}_2$  (Triplett et al. 2008 ; Humborg et al. 2008 ; Frings et al. 2014 ; Maavara et al. 2015). Par conséquent, pendant la période de remplissage (hiver et printemps), les caractéristiques hydrologiques jouent un rôle dominant dans la régulation des concentrations de  $\text{CO}_2$ , tandis que les processus biogéochimiques (par exemple, la photosynthèse et la respiration) sont les principaux facteurs contrôlant les concentrations de  $\text{CO}_2$  dans les trois réservoirs de Champagne en été et au printemps.

Globalement, les eaux des trois réservoirs du bassin de la Seine sont des sources d'émission de GES vers l'atmosphère (figure 5). Les flux moyens de GES provenant des trois réservoirs entre avril 2019 et novembre 2020 sont beaucoup plus faibles que les flux moyens de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , et  $\text{N}_2\text{O}$  provenant des réservoirs mondiaux selon Deemer et al. (2016), avec des valeurs de  $120,4 \pm 286,6 \text{ mgC m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ ,  $329,7 \pm 477,7 \text{ mgC m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ , et  $0,3 \pm 0,9 \text{ mgN m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ , respectivement. Cependant, dans leur étude, Deemer et al. (2016) n'ont pas seulement considéré les flux diffusifs, mais aussi l'ébullition de  $\text{CH}_4$ , qui a été considérée comme la composante importante mais négligée de l'émission de  $\text{CH}_4$  à partir des réservoirs (Delsontro et al. 2010, 2011 ; Maeck et al. 2014 ; Paranaíba et al. 2018 ; Linkhorst et al. 2020). Si l'on considère uniquement le flux diffusif de  $\text{CH}_4$ , la valeur moyenne du flux diffusif de  $\text{CH}_4$  provenant des réservoirs à l'échelle globale est trois fois moindre, c'est-à-dire de  $42,6 \pm 335,6 \text{ mg C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$  (Deemer et al. 2016), ce qui reste encore plus élevé que le flux moyen des réservoirs du bassin de la Seine.

Par rapport à d'autres réservoirs en France, le flux de CH<sub>4</sub> diffusif des réservoirs de Champagne est proche de celui du réservoir d'Eguzon dans le centre de la France (respectivement, de l'ordre de  $6 \pm 12,5$  mgC m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> pour notre étude vs.  $12,5 \pm 19,8$  mgC m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> pour Eguzon), mais les flux de N<sub>2</sub>O d'Eguzon ( $0,5 \pm 0,5$  mgN m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>, Descoux et al. 2017)) sont supérieurs à nos valeurs ( $0,03 \pm 0,2$  mgN m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>). Les flux de CO<sub>2</sub> des trois réservoirs de Champagne ( $120$  mgC m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>) sont toutefois plus élevés que ceux des réservoirs alpins en France (réservoirs de Cos et Saut), avec des valeurs moyennes de  $56,4$  mg C m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> et  $96$  mg C m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup> (Chanudet et al. 2020). Nous avons en outre estimé que l'émission annuelle de GES des trois réservoirs est de  $12,5$  Gg CO<sub>2</sub>eq an<sup>-1</sup>, ce qui correspond à 0,5% des émissions de l'ensemble du réseau hydrologique de la Seine ( $2276$  Gg CO<sub>2</sub>eq an<sup>-1</sup>) (Marescaux et al. 2018b). Dans l'ensemble, les émissions de GES provenant des eaux de surface des trois réservoirs sont faibles.

Sur la base de cette étude, la contribution totale des trois réservoirs de Champagne aux émissions de GES apparaît limitée, mais pourrait être réévaluée en tenant compte des émissions de GES par les sédiments et des dégazages aux points de prise et de restitution des eaux (Chen et al. 2009 ; Barros et al. 2011 ; Zhu et al. 2015 ; Deemer et al. 2016 ; Harrison et al. 2017 ; Beaulieu et al. 2018 ; Keller et al. 2021). Comme mentionné plus haut (voir 3.1), les trois réservoirs sont soumis à une gestion spécifique, et une partie de leurs sédiments sont périodiquement exposés à l'atmosphère, ce qui pourrait donner lieu à des émissions de GES encore mal quantifiées. Keller et al. (2021) ont estimé que ces zones exondées émettent  $26,2$  Tg CO<sub>2</sub>-C par an<sup>-1</sup>, ce qui augmenterait de 53 % les émissions mondiales de CO<sub>2</sub> provenant des réservoirs.

Le dégazage des GES des réservoirs dépend aussi largement de la concentration de GES au niveau de la profondeur de restitution du réservoir (Abril et al. 2005 ; Soued et Prairie 2020 ; Calamita et al. 2021). Dans cette étude, les concentrations de GES à la sortie du lac du Temple ont été mesurées pendant la période de vidange, et nous avons constaté que les concentrations de GES dans l'eau sortant du réservoir sont généralement proches de celles des eaux de surface, sauf en juillet et août, où elles sont plus élevées que celles des eaux de surface (Yan et al., données non publiées). Par conséquent, le dégazage des GES en aval des trois réservoirs sont limités en raison de la stratification relativement limitée dans les trois réservoirs, à la différence des autres études indiquant un dégazage des GES et donc des émissions notables en aval des réservoirs (Abril et al. 2005 ; Soued et Prairie 2020 ; Calamita et al. 2021). Cependant, d'autres études devraient également être menées pour évaluer les émissions globales de GES de ces trois réservoirs.

## 4. Conclusion et perspectives

Dans cette étude, la dynamique saisonnière des concentrations de GES a été mesurée dans les eaux de surface de trois réservoirs du bassin de la Seine. Les résultats ont révélé que les concentrations en CH<sub>4</sub> et en CO<sub>2</sub> dans les trois réservoirs présentent des variations saisonnières évidentes, à l'inverse des concentrations de N<sub>2</sub>O. De fortes concentrations de CH<sub>4</sub> ont été observées en été et en automne, et de faibles valeurs ont été trouvées en hiver et au printemps, ce qui contraste avec les variations saisonnières de CO<sub>2</sub>. En termes de saturation, les trois réservoirs sont sursaturés en CH<sub>4</sub> en toute saison, et sursaturés en CO<sub>2</sub> en hiver et au printemps, alors qu'ils sont légèrement sous-saturés en été et en automne. Les concentrations en N<sub>2</sub>O fluctuent autour de la concentration d'équilibre avec l'atmosphère. En combinant les concentrations de GES avec les caractéristiques hydrologiques et les paramètres de qualité de l'eau dans les trois réservoirs, il apparaît que les conditions hydrologiques et les processus biogéochimiques jouent un rôle important dans la régulation des concentrations de CH<sub>4</sub> et de CO<sub>2</sub>. Les concentrations de N<sub>2</sub>O sont proches des valeurs d'équilibre avec l'atmosphère, de sorte que les émissions vers l'atmosphère sont faibles, ce qui tend à montrer que la dénitrification dans les réservoirs est complète, sans production de gaz N<sub>2</sub>O comme produit intermédiaire. Les résultats indiquent que les flux de GES des trois réservoirs sont dominés par le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub> (à 98% en l'équivalent CO<sub>2</sub>), mais que ces valeurs restent relativement faibles par rapport aux valeurs moyennes des réservoirs à l'échelle mondiale ou d'autres réservoirs plus profonds en France.

Les futures recherches sur les réservoirs de Champagne devraient permettre une évaluation plus complète de la contribution du réservoir aux émissions de GES, notamment en prenant en compte la modélisation de la dynamique du CO<sub>2</sub>, principal gaz à effet de serre dans les réservoirs. Le couplage des modèles Riverstrahler et Barman devrait également permettre de reproduire l'impact biogéochimique (CO<sub>2</sub> y compris) des réservoirs sur les rivières en aval, ce qui avait été amorcé dès 1998 pour le réservoir Marne, pour les nutriments uniquement (Garnier et al., 1998).

Par ailleurs et plus généralement, il serait important de mieux comprendre la dynamique spatio-temporelle dans les réservoirs. Les concentrations en GES présentent en effet un gradient vertical et suivant la profondeur de restitution, le dégazage à l'aval immédiat de la restitution pourrait être sous-ou sur-estimé.

## Bibliographie

- Abril G, Bouillon S, Darchambeau F, et al (2015) Technical note: Large overestimation of pCO<sub>2</sub> calculated from pH and alkalinity in acidic, organic-rich freshwaters. *Biogeosciences* 12:67–78. <https://doi.org/10.5194/bg-12-67-2015>
- Abril G, Guérin F, Richard S, et al (2005) Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochem Cycles* 19:1–16. <https://doi.org/10.1029/2005GB002457>
- Akopian M, Garnier J, Pourriot R (1999) A large reservoir as a source of zooplankton for the river: Structure of the populations and influence of fish predation. *J Plankton Res* 21:285–297. <https://doi.org/10.1093/plankt/21.2.285>
- Balmer M, Downing J (2011) Carbon dioxide concentrations in eutrophic lakes: undersaturation implies atmospheric uptake. *Int Waters* 1:125–132. <https://doi.org/10.5268/iw-1.2.366>
- Barros N, Cole JJ, Tranvik LJ, et al (2011) Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nat Geosci* 4:593–596. <https://doi.org/10.1038/ngeo1211>
- Bastviken D, Tranvik LJ, Downing JA, et al (2011) Freshwater methane emissions offset the continental carbon sink. *Science* (80- ) 331:50. <https://doi.org/10.1126/science.1196808>
- Beaulieu JJ, Balz DA, Birchfield MK, et al (2018) Effects of an Experimental Water-level Drawdown on Methane Emissions from a Eutrophic Reservoir. *Ecosystems* 21:657–674. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0176-2>
- Beaulieu JJ, DelSontro T, Downing JA (2019) Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nat Commun* 10:1375. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>
- Beaulieu JJ, McManus MG, Nietch CT (2016) Estimates of reservoir methane emissions based on a spatially balanced probabilistic-survey. *Limnol Oceanogr* 61:S27–S40. <https://doi.org/10.1002/lno.10284>
- Beaulieu JJ, Nietch CT, Young JL (2015) Controls on nitrous oxide production and consumption in reservoirs of the Ohio River Basin. *J Geophys Res Biogeosciences* 120:1995–2010. <https://doi.org/10.1002/2015JG002941>
- Beaulieu JJ, Smolenski RL, Nietch CT, et al (2014) Denitrification alternates between a source and sink of nitrous oxide in the hypolimnion of a thermally stratified reservoir. *Limnol Oceanogr* 59:495–506. <https://doi.org/10.4319/lno.2014.59.2.0495>
- Calamita E, Siviglia A, Gettel GM, et al (2021) Unaccounted CO<sub>2</sub> leaks downstream of a large tropical hydroelectric reservoir. *Proc Natl Acad Sci* 118:. <https://doi.org/10.1073/PNAS.2026004118>
- Chanudet V, Gaillard J, Lambelain J, et al (2020) Emission of greenhouse gases from French temperate hydropower reservoirs. *Aquat Sci* 2020 823 82:1–16. <https://doi.org/10.1007/S00027-020-00721-3>
- Chen H, Wu Y, Yuan X, et al (2009) Methane emissions from newly created marshes in the drawdown area of the Three Gorges Reservoir. *J Geophys Res Atmos* 114:3–9. <https://doi.org/10.1029/2009JD012410>
- Cole JJ, Caraco NF (1998) Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF<sub>6</sub>. *Limnol Oceanogr* 43:647–656. <https://doi.org/10.4319/lno.1998.43.4.0647>
- Copernicus (2018) CORINE Land Cover — Copernicus Land Monitoring Service. In: Copernicus Progr. <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>. Accessed 19 Oct 2021
- Deemer BR, Harrison JA, Li S, et al (2016) Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: A new global synthesis. *Bioscience* 66:949–964. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw117>
- Deemer BR, Harrison JA, Whitling EW (2011) Microbial dinitrogen and nitrous oxide production in a small eutrophic reservoir: An in situ approach to quantifying hypolimnetic process rates. *Limnol Oceanogr* 56:1189–1199. <https://doi.org/10.4319/LO.2011.56.4.1189>
- DelSontro T, Boutet L, St-Pierre A, et al (2016) Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity. *Limnol Oceanogr* 61:S62–S77. <https://doi.org/10.1002/lno.10335>
- DelSontro T, Kunz MJ, Kempton T, et al (2011) Spatial heterogeneity of methane ebullition in a large tropical

- reservoir. *Environ Sci Technol* 45:9866–9873. <https://doi.org/10.1021/es2005545>
- Delsontro T, McGinnis DF, Sobek S, et al (2010) Extreme methane emissions from a swiss hydropower Reservoir: Contribution from bubbling sediments. *Environ Sci Technol* 44:2419–2425. <https://doi.org/10.1021/es9031369>
- Descoux S, Chanudet V, Serça D, Guérin F (2017) Methane and nitrous oxide annual emissions from an old eutrophic temperate reservoir. *Sci Total Environ* 598:959–972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.066>
- Frings PJ, Clymans W, Jeppesen E, et al (2014) Lack of steady-state in the global biogeochemical Si cycle: Emerging evidence from lake Si sequestration. *Biogeochemistry* 117:255–277. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9944-z>
- Garnier J, Billen G., Levassor A. (1998). Fonctionnement et impacts écologiques des réservoirs de Champagne. Chapitre 6. In: *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé* (Meybeck M., De Marsily G & Fustec F. eds). Elsevier, Paris. p 263-300.
- 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, Billen G, Vilain G, et al (2009) Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) in the Seine river and basin: Observations and budgets. *Agric Ecosyst Environ* 133:223–233. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.024>
- Garnier J, Le Noë J, Marescaux A, et al (2019) Long-term changes in greenhouse gas emissions from French agriculture and livestock (1852–2014): From traditional agriculture to conventional intensive systems. *Sci Total Environ* 660:1486–1501. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.01.048>
- 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, Vilain G, Silvestre M, et al (2013) Budget of methane emissions from soils, livestock and the river network at the regional scale of the Seine basin (France). *Biogeochemistry* 116:199–214. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9845-1>
- Gu B, Schelske CL, Coveney MF (2011) Low carbon dioxide partial pressure in a productive subtropical lake. *Aquat Sci* 73:317–330. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0179-y>
- Guérin F, Abril G, Richard S, et al (2006) Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophys Res Lett* 33:1–6. <https://doi.org/10.1029/2006GL027929>
- Harrison JA, Deemer BR, Birchfield MK, O'Malley MT (2017) Reservoir Water-Level Drawdowns Accelerate and Amplify Methane Emission. *Environ Sci Technol* 51:1267–1277. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03185>
- Harrison JA, Maranger RJ, Alexander RB, et al (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 JA, Prairie YT, 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>
- Hayes NM, Deemer BR, Corman JR, et al (2017) Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. *Limnol Oceanogr Lett* 2:47–62. <https://doi.org/10.1002/LOL2.10036>
- Hertwich EG (2013) Addressing biogenic greenhouse gas emissions from hydropower in LCA. *Environ Sci Technol* 47:9604–9611. <https://doi.org/10.1021/es401820p>
- Humborg C, Smedberg E, Medina MR, Mörth CM (2008) Changes in dissolved silicate loads to the Baltic Sea - The effects of lakes and reservoirs. *J Mar Syst* 73:223–235. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.10.014>
- Isidorova A, Grasset C, Mendonça R, Sobek S (2019) Methane formation in tropical reservoirs predicted from sediment age and nitrogen. *Sci Rep* 9:1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47346-7>
- Jones MN (1984) Nitrate reduction by shaking with 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)
- Keller PS, Marcé R, Obrador B, Koschorreck M (2021) Global carbon budget of reservoirs is overturned by the quantification of drawdown areas. *Nat Geosci* 2021 146 14:402–408. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00734-z>
- Linkhorst A, Hiller C, DelSontro T, et al (2020) Comparing methane ebullition variability across space and



- time in a Brazilian reservoir. *Limnol Oceanogr* 11:11410. <https://doi.org/10.1002/lno.11410>
- Liss PS, Merlivat L (1986) Air-Sea Gas Exchange Rates: Introduction and Synthesis. In: *The Role of Air-Sea Exchange in Geochemical Cycling*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 113–127
- Liss PS, Slater PG (1974) Flux of gases across the Air-Sea interface. *Nature* 247:181–184. <https://doi.org/10.1038/247181a0>
- Lorenzen CJ (1967) Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12:343–346
- Maavara T, Chen Q, Van Meter K, et al (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, Hood JLA, North RL, et al (2015) 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>
- Maeck A, Delsontro T, McGinnis DF, et al (2013) Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots. *Environ Sci Technol* 47:8130–8137. <https://doi.org/10.1021/es4003907>
- Maeck A, Hofmann H, Lorke A (2014) Pumping methane out of aquatic sediments &ndash; Ebullition forcing mechanisms in an impounded river. *Biogeosciences* 11:2925–2938. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2925-2014>
- Marcé R, Obrador B, Morguá J-A, et al (2015) Carbonate weathering as a driver of CO<sub>2</sub> supersaturation in lakes. *Nat Geosci* 8:107–111. <https://doi.org/10.1038/ngeo2341>
- Marescaux A, Thieu V, Borges AV, Garnier J (2018a) Seasonal and spatial variability of the partial pressure of carbon dioxide in the human-impacted Seine River in France. *Sci Rep* 8:. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-32332-2>
- Marescaux A, Thieu V, Garnier J (2018b) Carbon dioxide, methane and nitrous oxide emissions from the human-impacted Seine watershed in France. *Sci Total Environ* 643:247–259. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.151>
- Marescaux A, Thieu V, Gypens N, et al (2020) Modeling inorganic carbon dynamics in the seine river continuum in France. *Hydrol Earth Syst Sci* 24:2379–2398. <https://doi.org/10.5194/hess-24-2379-2020>
- Paranaíba JR, Barros N, Mendonça R, et al (2018) Spatially Resolved Measurements of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> Concentration and Gas-Exchange Velocity Highly Influence Carbon-Emission Estimates of Reservoirs. *Environ Sci Technol* 52:607–615. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05138>
- Rodier J (1984) *L'analyse de l'eau*, 7ème édition, Dunot (Ed), Paris (France)
- Seitzinger SP (1988) Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol Oceanogr* 33:702–724. <https://doi.org/10.4319/lo.1988.33.4part2.0702>
- Servais P, Barillier A, Garnier J (1995) Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon in waters. *Ann Limnol - Int J Limnol* 31:75–80. <https://doi.org/10.1051/limn/1995005>
- Slawyk G, MacIsaac JJ (1972) Comparison of two automated ammonium methods in a region of coastal upwelling. *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)
- Sobek S, DelSontro T, Wongfun N, Wehrli B (2012) Extreme organic carbon burial fuels intense methane bubbling in a temperate reservoir. *Geophys Res Lett* 39:. <https://doi.org/10.1029/2011GL050144>
- Soued C, Prairie YT (2020) The carbon footprint of a Malaysian tropical reservoir: measured versus modelled estimates highlight the underestimated key role of downstream processes. *Biogeosciences* 17:515–527. <https://doi.org/10.5194/bg-17-515-2020>
- St. Louis VL, Kelly CA, Duchemin É, et al (2000) Reservoir Surfaces as Sources of Greenhouse Gases to the Atmosphere: A Global Estimate Reservoirs are sources of greenhouse gases to the atmosphere, and their surface areas have increased to the point where they should be included in global inventories of anthropogenic emissions of greenhouse gases. *Bioscience* 50:766–775. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0766:rsasog\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0766:rsasog]2.0.co;2)
- Tranvik LJ, Downing JA, Cotner JB, et al (2009) Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol Oceanogr* 54:2298–2314. [https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6\\_part\\_2.2298](https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298)
- Triplett LD, Engstrom DR, Conley DJ, Schellhaass SM (2008) Silica fluxes and trapping in two contrasting natural impoundments of the upper Mississippi River. *Biogeochemistry* 87:217–230. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9178-7>
- Vachon D, Sadro S, Bogard MJ, et al (2020) Paired O<sub>2</sub> –CO<sub>2</sub> measurements provide emergent insights into aquatic ecosystem function. *Limnol Oceanogr Lett* 5:287–294. <https://doi.org/10.1002/lo.2.10135>
- Wanninkhof R (2014) Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean revisited. *Limnol Oceanogr Methods* 12:351–362. <https://doi.org/10.4319/lom.2014.12.351>

- Wik M, Crill PM, Varner RK, Bastviken D (2013) Multiyear measurements of ebullitive methane flux from three subarctic lakes. *J Geophys Res Biogeosciences* 118:1307–1321. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20103>
- Wik M, Thornton BF, Bastviken D, et al (2016) Biased sampling of methane release from northern lakes: A problem for extrapolation. *Geophys Res Lett* 43:1256–1262. <https://doi.org/10.1002/2015GL066501>
- Yan X, Thieu V, Garnier J (2021) Long-term assessment of nutrient budgets for the four reservoirs of the Seine Basin (France). *Sci Total Environ* 778:146412. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146412>
- Yan X, Xu X, Wang M, et al (2017) Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.008>
- Yang L, Lu F, Wang X, et al (2013) Spatial and seasonal variability of diffusive methane emissions from the Three Gorges Reservoir. *J Geophys Res Biogeosciences* 118:471–481. <https://doi.org/10.1002/JGRG.20049>
- Zhu G, Cui Y, Han X, et al (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>