



## Dynamiques environnementales

Journal international de géosciences et de l'environnement

43-44 | 2019

Un patrimoine unique à partager et à protéger

---

# Nouvelles connaissances sur le fonctionnement biogéochimique des grands lacs landais

*New knowledge on the biogeochemical functioning of Landes lakes*

Céline Charbonnier et Pierre Anschutz

---



### Édition électronique

URL : <https://journals.openedition.org/dynenviron/5199>

DOI : [10.4000/dynenviron.5199](https://doi.org/10.4000/dynenviron.5199)

ISSN : 2534-4358

### Éditeur

Presses universitaires de Bordeaux

### Édition imprimée

Date de publication : 6 octobre 2019

Pagination : 153-179

ISSN : 1968-469X

### Référence électronique

Céline Charbonnier et Pierre Anschutz, « Nouvelles connaissances sur le fonctionnement biogéochimique des grands lacs landais », *Dynamiques environnementales* [En ligne], 43-44 | 2019, mis en ligne le 01 avril 2022, consulté le 02 juillet 2022. URL : <http://journals.openedition.org/dynenviron/5199> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/dynenviron.5199>

---

Ce document a été généré automatiquement le 2 juillet 2022.



La revue *Dynamiques environnementales* est mise à disposition selon les termes de la Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International.

---

# Nouvelles connaissances sur le fonctionnement biogéochimique des grands lacs landais

*New knowledge on the biogeochemical functioning of Landes lakes*

Céline Charbonnier et Pierre Anschutz

---

*L'étude de la biogéochimie des lacs landais a été soutenue par plusieurs programmes : CLAQH (Contamination polymétallique des Lacs Aquitains et impacts Humains) financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, par la Région Nouvelle Aquitaine et par le Labex COTE (ANR-10-LABEX-45) ; le projet PSDR AQUAVIT (Région Nouvelle Aquitaine et INRA). Nous remercions Dominique Poirier, Axel Canredon, Léna Rossi, Stéphane Bujan, Benoit Guillieux, Ludovic Devaux, Thierry Corrège, Guilherm Jan et Laurent Pickhahn pour leur aide sur le terrain ou au laboratoire. Nous remercions aussi le Syndicat Mixte du Bassin Versant des Lacs du Born. Nous remercions Guillaume Bourquetou et Pascal Bartout pour leur travail éditorial qui a permis d'améliorer la qualité du texte.*

## Introduction

- 1 Les grands lacs aquitains sont situés dans le sud-ouest de la France, le long du littoral Atlantique, derrière un cordon dunaire. On retrouve du nord au sud les lacs de Carcans-Hourtin (C-H) et de Lacanau dans le Médoc et ceux de Cazaux-Sanguinet (C-S) et de Parentis-Biscarrosse (P-B) dans les Landes de Gascogne. Les processus biogéochimiques de ces lacs ont fait l'objet d'études récentes, avec un effort particulier pour les deux lacs médocains (Buquet, 2017 ; Buquet et al., 2017 ; Canredon et al., 2019 ; Anschutz et al., ce volume). Un important travail a également été réalisé en parallèle sur les lacs landais et leur bassin versant.
- 2 Le lac de P-B se distingue des autres grands lacs de la façade atlantique aquitaine par un héritage d'apports élevés en phosphore qui s'est accumulé dans les sédiments et par une productivité biologique importante. Ces deux phénomènes sont liés. La forte

production primaire se traduit par de fortes biomasses de macrophytes et par des efflorescences phytoplanctoniques qui peuvent mener à des proliférations de cyanobactéries toxiques (Cellamare et al., 2012).

- 3 Les flux d'azote, de phosphore et de silice proviennent des bassins versants via les rivières et les eaux souterraines, des précipitations et du sédiment qui est un puits ou une source de matière à travers la sédimentation et les processus benthiques. Nos travaux récents sur les lacs médocains ont montré que les apports par les bassins versants étaient dominants et que le sédiment retenait la majeure partie des composés biogènes apportés, en particulier sous la forme de sédiments autochtones organiques qui s'accumulaient dans les parties profondes des lacs (thèse de Damien Buquet, 2017). Ces sédiments piègent aussi les métaux traces et participent à leur transformation, comme l'accumulation du flux atmosphérique de mercure et sa méthylation via la sulfato-réduction dans les sédiments (Canredon et al., 2019 ; Maury-Brachet et al., ce volume). Les deux grands lacs landais sont plus profonds que les lacs médocains. En raison de l'épaisseur de la colonne d'eau, les zones profondes sont isolées de la surface par une thermocline en été. Dans le lac de P-B, cette eau de fond devient anoxique et peut le rester durant plusieurs semaines en été et automne, comme le révèlent les suivis de la qualité des eaux réalisés par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne. Par le passé, avant 1995, le bassin versant du lac de P-B était une source majeure de phosphore (Cellamare, 2009). Ce phosphore s'est accumulé dans les sédiments. Les efforts consentis pour l'assainissement des eaux usées des collectivités locales et la diminution des rejets industriels ont permis de réduire les flux de phosphore par les rivières. On pouvait espérer que la baisse importante de ces flux entrant dans le lac se traduise par une réduction rapide du volume des eaux anoxiques en profondeur, mais ce ne fut pas le cas. Les zones anoxiques estivales ainsi que les proliférations de cyanobactéries persistent encore aujourd'hui. Ce phénomène a été noté dans de nombreux lacs qui ont accumulé du P sédimentaire (par ex., Carignan & Flett, 1981 ; Søndergaard et al., 2003 ; Hupfer & Lewandowski, 2008 ; Jarvie et al., 2013)
- 4 Les travaux récents ont montré que le fond des quatre lacs était constitué de sable sur lequel reposaient des vases organiques, en particuliers dans les zones profondes abritées des vagues et dans les zones colonisées par des macrophytes. L'étendue des dépôts de vase correspond à environ 20% de la superficie des lacs aquitains et représente plusieurs mètres d'épaisseur dans les parties les plus profondes. Elles contiennent près de 50% de matière organique ; le reste est constitué essentiellement de silt fin quartzeux (Buquet, 2017). Ces vases sont les principaux réacteurs biogéochimiques des lacs (Buquet, 2017). Elles sont anoxiques dès les premiers centimètres et sont le siège de processus anaérobies de dégradation de la matière organique, tels que la sulfato-réduction et la méthanogenèse. Elles représentent une source d'azote recyclé et un puits ou une source de phosphore pour la colonne d'eau selon la saison (Buquet et al., 2017). Au cours de la période allant du printemps 2016 à l'été 2017, nous avons réalisé un suivi des composés de l'azote et du phosphore inorganique dissous dans les différents compartiments aquatiques associés aux grands lacs landais afin de préciser les cycles biogéochimiques et de mieux comprendre l'origine de l'eutrophisation du lac de P-B. Cet article compile des données issues des bassins versants, de l'atmosphère, de la colonne d'eau et des sédiments des lacs. Cette compilation nous permet de proposer un bilan de masse de N et P qui n'a jamais été établi auparavant pour les deux lacs landais.

## Matériel et méthodes

### Site d'étude

- 5 Les grands lacs landais de C-S et de P-B sont situés près de la côte atlantique française au sud du Bassin d'Arcachon dans les Landes de Gascogne (Figure 1). Ces lacs ont des profondeurs inférieures à 23 m (Figure 2). Ils sont séparés de l'océan par un système de dunes côtières boisées de 5 km de large qui constitue une barrière physique aux cours d'eau qui drainent les plaines des Landes de Gascogne. La plus grande partie du bassin versant des lacs se trouve du côté oriental. Le lac de C-S est situé en amont du lac de P-B. Les deux lacs sont reliés par un canal. Les eaux du lac de P-B s'écoulent vers le sud et rejoignent l'océan via le canal de Sainte Eulalie et le courant de Mimizan après avoir traversé de plan d'eau d'Aureilhan. Le lac de C-S possède également un exutoire au nord, vers le bassin d'Arcachon. Les niveaux des lacs sont directement liés aux débits des rivières et au niveau de la nappe phréatique. Par conséquent, les lacs dépendent fortement des précipitations. Cependant, la gestion du niveau d'eau du lac par des écluses situées dans les canaux fait que les niveaux sont largement contrôlés par l'Homme. Le bassin versant des deux lacs est constitué de sables et de graviers à passées argileuses, provenant pour la majeure partie du transport éolien des systèmes dunaires et de remaniements fluviaux quaternaires (Karnay, 2017). Ces terrains forment un aquifère très perméable. De ce fait, les cours d'eau ne sont pas alimentés par du ruissellement de surface, mais par l'exfiltration de la nappe quand elle affleure au niveau du lit des fossés et des ruisseaux. A l'ouest, les terrains affleurants se présentent sous forme de dunes sableuses de type barkhanoïdes et paraboliques datant de l'Holocène (Tastet et al., 2008). La forêt de pins maritimes (*Pinus pinaster*) domine largement le territoire en occupant en moyenne 80% des bassins versants. Des surfaces agricoles situées en tête de bassin versant couvrent environ 10% du territoire drainé par les cours d'eau qui se jettent dans les lacs. Les zones urbanisées représentent une petite proportion et sont essentiellement confinées sur les rives des lacs (Figure 1).

Figure : Localisation des grands lacs landais et position des points d'échantillonnage des précipitations, des rivières, des canaux et de la colonne d'eau des lacs. 1 : Limite du bassin versant des lacs ; 2 : Principaux cours d'eau ; 3 : Zones agricoles.

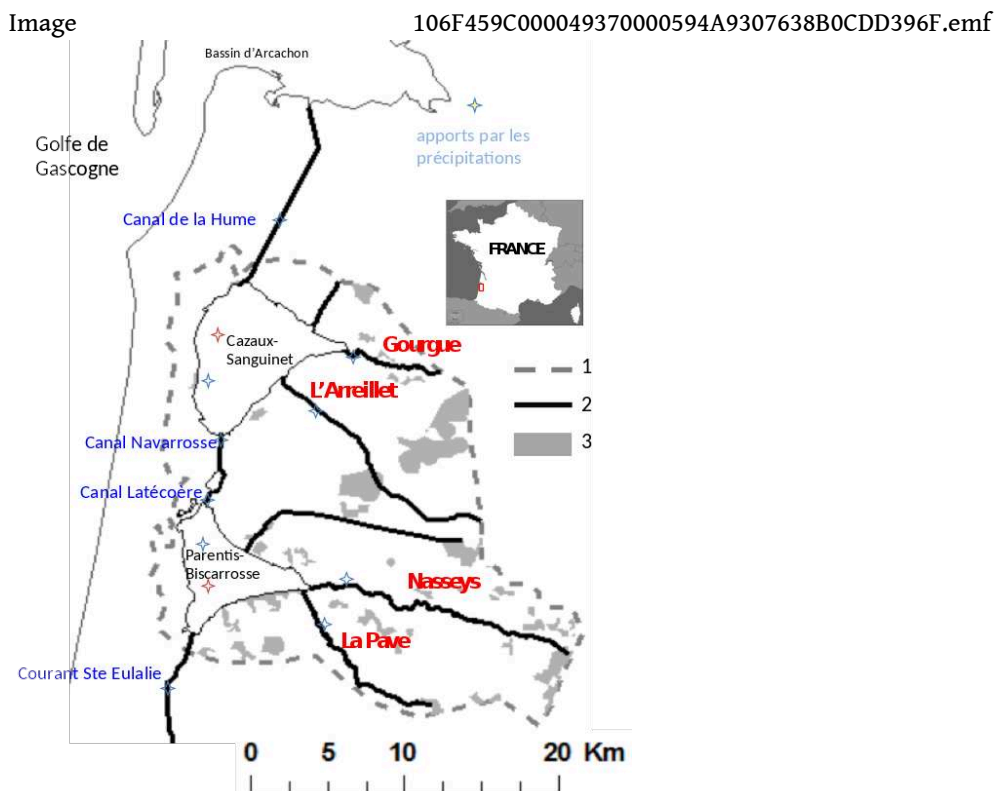
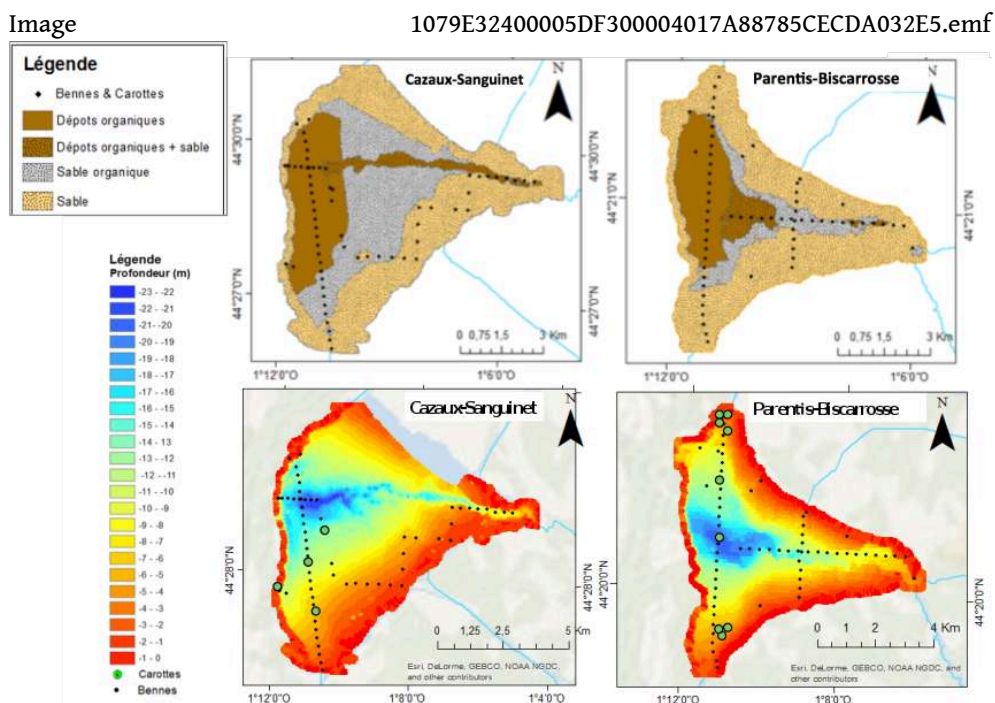


Figure 2 : Carte sédimentaire (haut) et carte bathymétrique (bas) des grands lacs landais. Les points noirs montrent la position des prélèvements sédimentaires par benne ; les points verts montrent la position des carottages.



- 6 Le lac de C-S a une superficie de 58 km<sup>2</sup> et un volume de 500 millions de m<sup>3</sup>. Le temps de résidence moyen des eaux est de 4 ans (source: Agence de l'Eau Adour Garonne). Les eaux proviennent des précipitations directes sur le miroir d'eau et d'un petit bassin versant de 200 km<sup>2</sup> drainé par des cours d'eau, dont les principaux sont la Gourgue et l'Arreillet (Figure 1). Le lac est une source d'eau potable pour les communes limitrophes et le sud du bassin d'Arcachon. Plusieurs zones des rives du lac sont fortement aménagées pour des installations de haltes nautiques et de plages. Sur la rive nord, la base aérienne militaire de Cazaux (BA 120) se prolonge par un périmètre de sécurité qui occupe 2/3 de la superficie du plan d'eau.
- 7 Le lac de P-B a une superficie de 32 km<sup>2</sup> et un volume moyen de 250 million de m<sup>3</sup>, avec un temps de résidence des eaux de 1 an (Cellamare, 2009). Le bassin versant de 275 km<sup>2</sup> est essentiellement drainé par le ruisseau des Forges, appelé aussi le Nasseys, et la Pave. Hormis les activités récréatives sur les berges, le lac présente des activités originales. En effet, le lac accueille des plateformes de puits de production pétrolière, les aménagements d'une ancienne base d'hydravions (site Latécoère) et la rive ouest est occupée dans sa totalité par le Centre d'Essais des Landes. Le lac de P-B est considéré comme eutrophe en raison d'apports massifs en phosphore (P) dans la deuxième moitié du XX<sup>ème</sup> siècle (Cellamare, 2009 ; [https://basol.developpement-durable.gouv.fr/fiche.php?page=1&index\\_sp=40.0002](https://basol.developpement-durable.gouv.fr/fiche.php?page=1&index_sp=40.0002)). Il est ainsi particulièrement affecté par la prolifération de macrophytes invasives (Bertrin et al. 2017) et la survenue de blooms de cyanobactéries toxiques (Beuffe, 2002 ; Cellamare et al., 2012). Il présente également une stratification estivale de sa colonne d'eau en raison d'un gradient thermique entre la surface et le fond (Beuffe, 2002). Cette stratification, associée à la forte productivité du lac liée à son eutrophisation, provoque une anoxie estivale des eaux de fond (Beuffe, 2002). La cause de l'eutrophisation du lac est connue depuis plusieurs années et a pour origine les rejets riches en P de l'usine CECA dans le Nasseys entre les années 1940 et 1990. L'usine CECA (carbonisation et charbons actifs), aujourd'hui appartenant au groupe Chemviron, fabrique des charbons actifs à partir de bois provenant du massif forestier landais (Devalance, 2018).

## Echantillonnage et analyses

- 8 La stratégie d'échantillonnage a consisté à couvrir l'ensemble du système hydrographique entre le printemps 2016 et l'été 2017. Les prélèvements ont été réalisés à un pas de temps mensuel pour la colonne d'eau des lacs, l'eau des canaux et celle des cours d'eau (Figure 1). Des prélèvements de sédiments ont été réalisés en mars, mai et septembre 2016 (Figure 2). Un suivi amont-aval de la rivière Nasseys a été réalisé au cours de l'année 2017 dans le but de révéler les sources actuelles de phosphore vers le lac de P-B.
- 9 L'eau des lacs a été échantillonnée tous les mois en un point de la zone profonde à l'ouest des lacs, loin de l'influence directe des cours d'eau. Le point du lac de C-S est situé au niveau de la bouée 21 du périmètre de sécurité de la base aérienne (N44°29'05.7" W 1°10'41.6"). Celui du lac de P-B était dans l'axe de la paléo vallée centrale du lac (N44°21'10.1" W 1°11'09.9"). Des profils verticaux de température, conductivité, oxygène dissous et pH ont été obtenus par des mesures in situ tous les mètres entre la surface et 14 m de profondeur, à l'aide de sondes multi-paramètres Hannah et Aquaread AP-2000 munies d'un câble de 20 m. Des échantillons ont été

prélevés à 1 m, 7 m et 14 m de profondeur à l'aide d'une bouteille de type Niskin de 2 L. L'échantillonnage et les mesures avec les sondes ont été systématiquement réalisés en milieu de journée entre 11 h et 15 h. Les échantillons ont été immédiatement conditionnés à bord de l'embarcation pour l'analyse ultérieure des composés en lien avec le cycle des nutriments. Un suivi de la température et de l'oxygène à haute résolution temporelle (30 min) a été réalisé durant l'été 2016 à l'aide de sondes autonomes NKE équipées d'une optode Aanderaa placées à 3 m et à 14 m de profondeur le long de mouillages. La première profondeur a permis de suivre les eaux de surface, tout en garantissant la sécurité du matériel, la seconde profondeur était située à 3 m au-dessus du fond et a été choisie pour suivre les propriétés des eaux profondes.

- 10 Les points d'échantillonnage des rivières étaient situés à proximité de l'embouchure afin d'intégrer les flux issus du bassin versant. Ils ont été échantillonnés tous les mois. Nous avons aussi échantillonné les canaux à l'entrée et/ou à la sortie des lacs. Pour le Nasseys, un échantillonnage du continuum amont-aval a fait l'objet de campagnes au printemps 2017. Les prélèvements ont été réalisés dans le lit principal du cours d'eau et dans les nombreux affluents. Les échantillons ont été collectés à l'aide d'un seau. L'eau récoltée a été filtrée à l'aide d'une seringue de 50 mL et d'un filtre en acétate de cellulose de 0,2  $\mu\text{m}$  et a été conditionnée en fonction des paramètres à mesurer (Charbonnier et al., 2013). Les eaux de pluies ont été collectées à chaque précipitation en un point situé au nord du système, proche du bassin d'Arcachon.
- 11 Les sédiments des lacs ont été prélevés à l'aide de bennes de type Ekman afin de réaliser une cartographie sédimentaire. Les sites de prélèvements du lac de C-S ont été limités par le périmètre de sécurité de la base aérienne. Les différents types de sédiments ont été échantillonnés soigneusement par des plongeurs pour obtenir des carottes sédimentaires avec une interface eau-sédiment parfaitement préservée. Les carottes ont été prélevées en mars, mai et septembre 2016. L'extraction des eaux porales par centrifugation avec une résolution verticale centimétrique a permis d'évaluer les flux de nutriments entre le sédiment et la colonne d'eau.

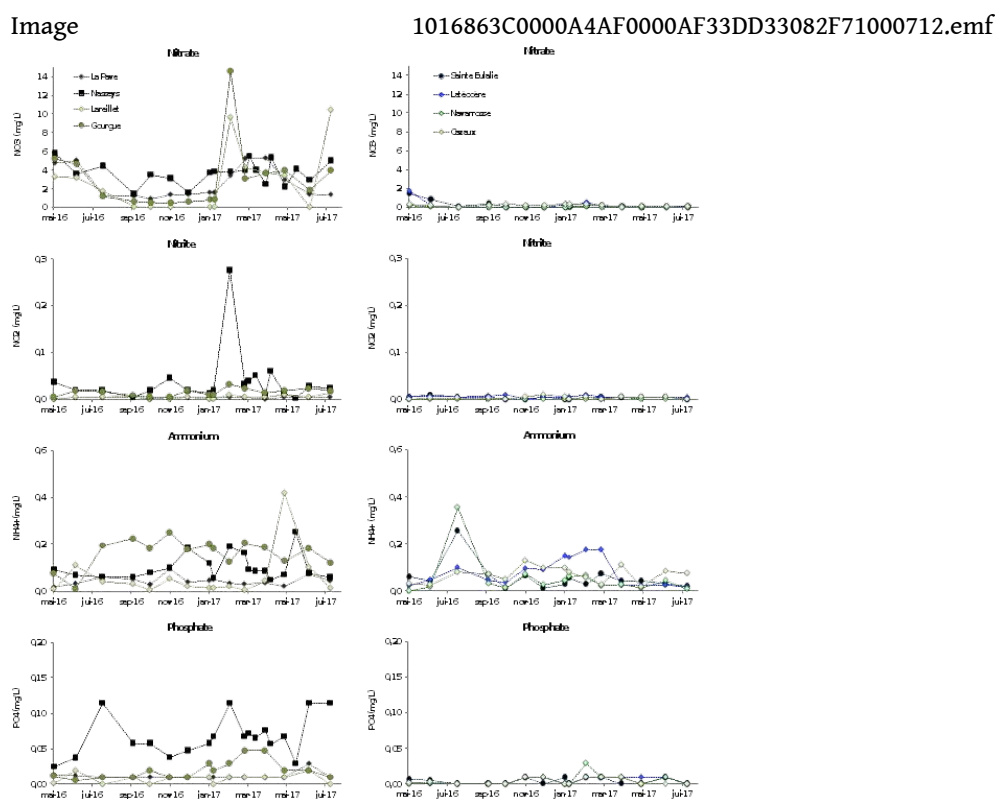
## Les flux de nutriments issus du bassin versant

- 12 Les concentrations en composés biogènes ont été mesurées tous les mois entre mai 2016 et juillet 2017 dans les quatre principaux cours d'eau qui alimentent les lacs (Figure 3). Les teneurs en nitrate des rivières étaient en dessous de 10 mg/L, sauf pour quelques points des rivières qui se jettent dans le lac de C-S. Ces points correspondent aux périodes de débit les plus élevés. Les concentrations en ammonium, la forme réduite de l'azote inorganique dissous, étaient sous 0,2 mg/L. Les nitrites sont restés à des niveaux bas, inférieurs à 0,02 mg/L. Le Nasseys présentait toutefois des concentrations supérieures, avec un pic à 0,28 mg/L en hiver 2017. Les concentrations en phosphate étaient sous la barre des 0,05 mg/L pour la Gourgue, l'Arreillet et la Pave, mais elles étaient au-dessus de cette valeur pour le Nasseys, avec des valeurs atteignant 0,11 mg/L. Le calcul des flux de nutriments par ces cours d'eau vers les lacs nécessite des données de débit. Les débits sont suivis en continu uniquement pour le Nasseys, ce qui permet d'estimer les flux de ce cours d'eau vers le lac de P-B. Les débits des autres cours d'eau peuvent être évalués en considérant que les rapports entre les débits du Nasseys et les autres cours d'eau sont égaux aux rapports de surface des bassins versants. Cette approximation est possible, parce que la géologie, la géomorphologie et



l'occupation des sols des différentes rivières sont similaires. Entre mai 2016 et mai 2017, les flux d'azote vers le lac de C-S étaient de 22 tonnes, essentiellement sous forme de nitrate. Les deux tiers provenaient de la Gourgue qui draine des surfaces agricoles en tête de bassin. Les flux d'azote vers le lac de P-B étaient de 32 tonnes pour la même période. Les flux étaient supérieurs à ceux qui arrivaient au lac de C-S, essentiellement parce que le bassin versant est plus vaste et qu'il draine également dans sa partie nord-est des zones agricoles.

Figure 3. Evolution des concentrations en nitrate, nitrite, ammonium et phosphate entre mai 2016 et juillet 2017 près de l'embouchure des principaux cours d'eau qui alimentent les lacs de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarosse (gauche) et des canaux (droite) connectés aux lacs (voir Figure 1).



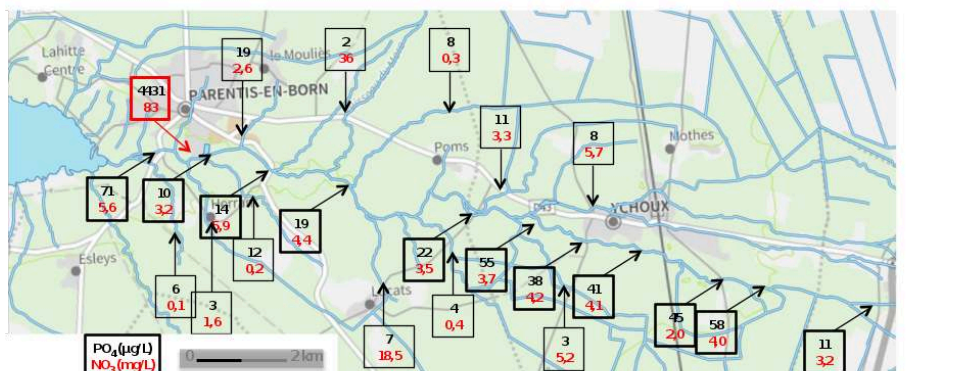
- 13 Les flux de phosphate du bassin versant vers le lac de C-S étaient faibles entre mai 2016 et mai 2017 et n'atteignaient que 130 kg de P. En revanche, les valeurs étaient cinq fois supérieures pour le bassin versant du lac de P-B. Le Nasseys a fourni à lui seul près de 600 kg de P sous forme de phosphate. Un suivi de l'amont vers l'aval du Nasseys a montré que l'enrichissement en nitrate se faisait à la confluence du cours d'eau principal et du ruisseau More qui draine le secteur agricole du vieux Biredis (260 ha), ainsi qu'au niveau de l'émissaire de l'usine CECA à Parentis (Figure 4). L'enrichissement en phosphate se faisait aussi au même niveau. Les mesures réalisées directement dans l'émissaire en 2017 ont montré des valeurs de plus de 4 mg/L de phosphate et de plus de 15 mg/L de N sous forme de nitrite. L'émissaire de l'usine fait augmenter le flux d'azote de 20%, mais il multiplie par 5 le flux de phosphate par rapport à ce qui arrive de l'amont.



Figure 4. Concentrations en phosphate et en nitrate le long du continuum du Nassey, le principal tributaire du lac de Parentis-Biscarrosse, en avril 2017. Le cadre rouge indique les concentrations mesurées à l'exutoire de l'usine CECA qui se jette dans la rivière. Les cadres en gras indiquent les échantillons prélevés dans le cours d'eau principal, les cadres fins représentent les affluents.

Image

10FB6D800006382000034C82BB0114492BF49CB.emf



- 14 Les précipitations sur le miroir d'eau des lacs représentent un apport majeur d'eau. Entre mai 2016 et mai 2017, la période a été particulièrement sèche avec un cumul de 580 mm (829 mm sur les derniers 15 ans). Les eaux de pluie ont été étudiées sur plusieurs années entre 2008 et 2018. La moyenne des concentrations de l'eau de pluie pondérées par les précipitations est de 0,95 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (0,21 mg N L<sup>-1</sup>) pour le nitrate, 0,20 mg NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> (0,16 mg N L<sup>-1</sup>) pour l'ammonium et 26 µg PO<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> (8,3 µg P L<sup>-1</sup>) pour le phosphate. Ces valeurs permettent d'estimer les flux de nutriments par les précipitations. Pour le lac de C-S, les flux annuels d'azote étaient de 12,4 tonnes de N et 280 kg de P (ou 856 kg de PO<sub>4</sub>) et pour le lac de P-B les flux étaient de 7,5 tonnes de N et 168 kg de P (ou 516 kg de PO<sub>4</sub>).

## Evolution physico-chimique de la colonne d'eau au cours d'un cycle annuel

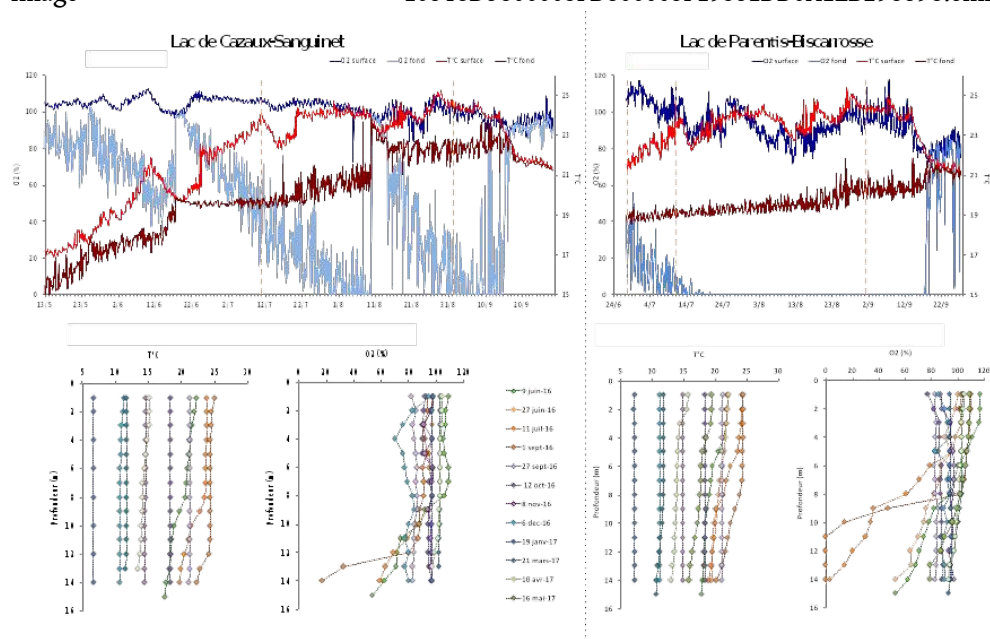
- 15 La température des eaux de surface des lacs a varié entre 6°C en janvier 2017 à plus de 25°C en été (Figure 5). La colonne d'eau des lacs est restée homogène une partie de l'année, mais une stratification thermique s'est mise en place au printemps quand les eaux de surface se sont réchauffées plus rapidement que les eaux de fond. La différence de température entre la surface et le fond a atteint plus de 6°C en juin 2017 au lac de P-B (Figure 6). Les données de l'Agence de l'eau montrent des gradients verticaux de plus de 9°C le 1<sup>er</sup> août 2018. Ces différences de température entre la surface et le fond ne sont pas exceptionnelles. Des gradients plus élevés ont été mesurés dans de nombreux lacs (Touchard, 2002). Les profils de température (Figure 5) suggèrent que le métalimnion, la strate où la température décroît, fait quelques mètres d'épaisseur. La stratification des eaux disparaît au cours du mois de septembre quand les eaux de surface se refroidissent. Les mesures en continu des températures avec les sondes placées près de la surface et au fond au cours de l'été 2016 (Figure 5) montrent la dynamique complexe de l'évolution des températures, avec des oscillations journalières

visibles à la surface, mais aussi au fond qui indiquent des échanges de parcelles d'eau liées aux oscillations thermiques diurnes. Au cours de l'été, la stratification peut être détruite par des refroidissements rapides, liés à des orages ou à des périodes plus fraîches, comme ce fut le cas le 17 juin et le 10 août 2016 pour le lac de C-S (Figure 5). Ces événements ont réchauffé durablement les eaux de fond en raison du brassage des eaux, avec des températures au fond au-dessus de 19,5°C après le 17 juin et au-dessus de 21°C les jours suivant le 10 août. La stratification a été fragilisée dans ce lac pour le reste de l'été parce que la différence de température avec les eaux de surface n'a pas pu être supérieure à 4°C (Ottosson & Abrahamsson, 1998 ; Kirillin & Shatwell, 2016).

Figure 5 : Dynamique de l'oxygène et de la température à la surface et au fond des lacs de Cazaux-Sanguinet (gauche) et de Parentis-Biscarrosse (right) en été 2016. Les concentrations en oxygène dissous baissent dans les eaux de fond quand un gradient de température s'établit dans la colonne d'eau. Elle est détruite lors d'épisodes de vent ou de périodes froides. Les profils du bas montrent l'évolution des profils verticaux de température et de l'oxygène dissous obtenus mensuellement en milieu de journée entre juin 2016 et l'été 2017.

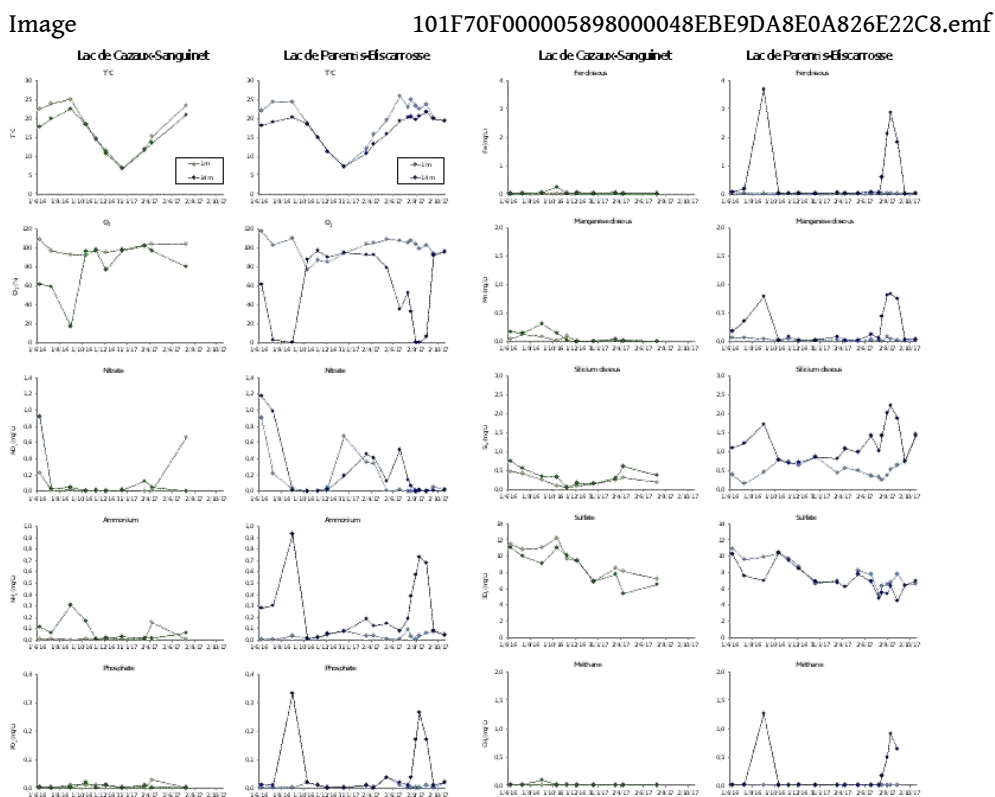
Image

1034CD3C00005FBC00003F19581DD0A1EB29C89C.emf



- 16 La stratification thermique s'accompagne d'une diminution progressive des concentrations en oxygène dissous. Les eaux de fond du lac de P-B sont restées anoxiques de la mi-juillet à la mi-septembre en 2016 (Figures 5 et 6). Les eaux du lac de C-S ont atteint l'anoxie vers le 8 août, juste avant qu'une période froide ne mélange à nouveau les eaux un jour plus tard.

Figure 6 : Chroniques mensuelles des températures et des concentrations en oxygène (% saturation), nitrate (mg/L NO<sub>3</sub>), ammonium (mg/L NH<sub>4</sub>), phosphate (mg/L PO<sub>4</sub>), fer (mg/L Fe), manganèse (mg/L Mn), silicium (mg/L Si), sulfate (mg/L SO<sub>4</sub>) et méthane (mg/L CH<sub>4</sub>) dissous mesurés dans les eaux de surface et à 14 m de profondeur (à 3 m au-dessus du fond au site de mesure) en milieu de journée dans les deux grands lacs landais.



- 17 Les concentrations en sels nutritifs (Figure 6) sont restées très faibles dans les eaux de surface au cours de l'année, avec des maxima en nitrate inférieurs à 1 mg/L mesurés en été et en hiver. Les concentrations en ammonium étaient inférieures à 0,16 mg/L et celles en phosphate ne dépassaient pas 0,04 mg/L. Les concentrations en nutriments mesurées dans les eaux de fond étaient identiques à celles des eaux de surface durant les périodes d'automne et d'hiver où les eaux n'étaient pas stratifiées. Mais dès que les eaux de fond ont été séparées des eaux de surface par une thermocline, la chimie s'est individualisée. Ainsi, dès que la stratification s'est mise en place, les eaux de fond se sont enrichies en ammonium et en silice et appauvries en oxygène dissous. Les teneurs en ammonium atteignaient 0,9 mg/L à la fin de l'été. Les concentrations en silice sont devenues quatre fois plus élevées que celles des eaux de surface. Quand les eaux de fond deviennent anoxiques, ce qui est arrivé après plusieurs semaines de stratification dans le lac de P-B, mais n'arrive pratiquement jamais dans le lac de C-S, des composés réduits dissous s'accumulent dans les eaux de fond. Les concentrations en Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup> et en méthane ont atteint respectivement 3,5 mg/L, 0,83 mg/L et 1,2 mg/L en août dans les eaux de fond du lac de P-B. La concentration en phosphate dissous a augmenté rapidement dans ces eaux à partir du moment où la concentration en fer dissous a augmenté aussi, ce qui suggère que les deux composés sont liés. Le phosphate dissous a atteint 0,35 mg/L en août. Les concentrations en ces composés sont restées proches des valeurs des eaux de surface pour le lac de C-S. Le nitrate montrait une évolution plus complexe. Au moment de la mise en place de la stratification, les eaux de fond se sont enrichies en nitrate. Mais à partir du moment où les eaux sont devenues anoxiques, les

concentrations ont atteint la limite de détection (0,006 mg/L). Durant toute la période de stratification, les concentrations en sulfate des eaux de fond sont restées inférieures à celles des eaux de surface.

- 18 Les canaux représentent des flux entrant ou sortant des lacs. Ils évacuent la tranche d'eau superficielle des lacs. Les concentrations en nutriments des canaux (Figure 3) étaient très petites au cours de la période d'investigation, à l'image des concentrations mesurées dans les lacs. Les concentrations en phosphate étaient proches de la limite de détection et celles en azote étaient très inférieures à celles des rivières. Les flux ont été estimés à partir des débits des canaux, d'après le bilan hydrique des lacs ([http://www.gesteau.fr/sites/default/files/gesteau/content\\_files/document/comite\\_coord\\_hydrau.pdf](http://www.gesteau.fr/sites/default/files/gesteau/content_files/document/comite_coord_hydrau.pdf)). Les flux sortant du système par le courant de Sainte-Eulalie représentaient moins de 100 kg de phosphate et près de 10 tonnes d'azote inorganique dissous, soit des proportions faibles par rapport aux flux entrants. De même, les flux sortants du lac de C-S par le canal de Navarrosse, correspondant à des flux entrants dans le lac de P-B étaient également faibles, avec des flux d'azote d'une tonne, essentiellement sous forme d'ammonium et un flux quasi nul de phosphore. Les flux sortants vers le nord via le canal de la Hume n'ont pas pu être quantifiés, parce que le point d'échantillonnage accessible choisi au niveau de la D256 était influencé par des apports de fossés de drainage issus du champ de tir de Cazaux.

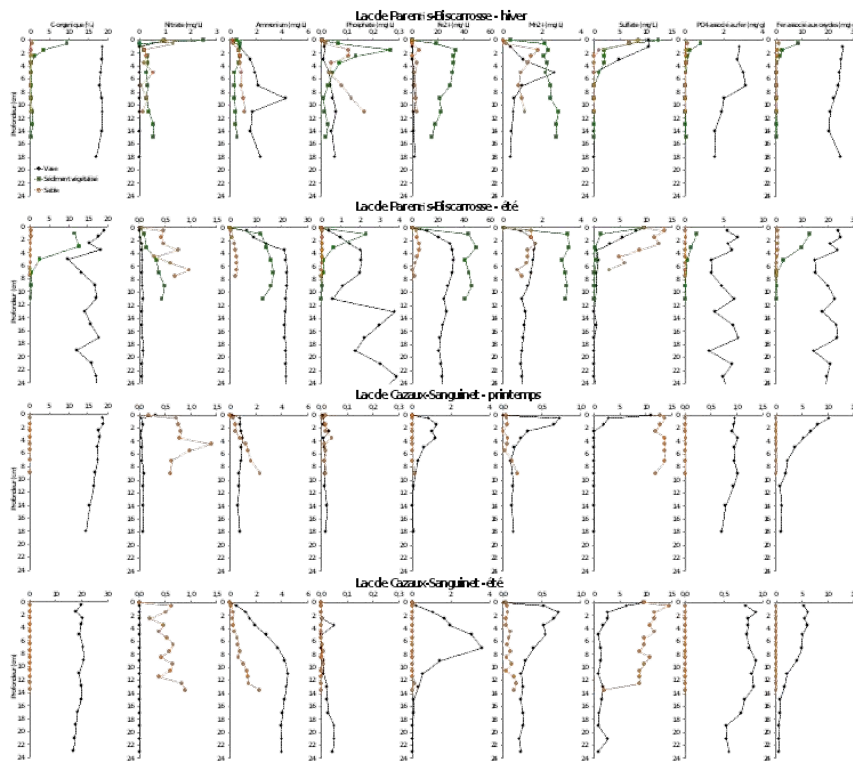
## Rôle des sédiments

- 19 La couverture sédimentaire du fond des lacs varie en fonction de la bathymétrie (Figure 2). Les zones peu profondes sont entièrement constituées de sables de couleurs variables selon la teneur en matière organique (blanc, jaune, vert, gris), et parfois recouvertes d'herbiers de types *Egeria densa* et *Lagarosiphon major*. Les sables ont une granulométrie médiane de 370 µm. La distribution granulométrique est la même que celle des sables du bassin versant (Canredon et al., 2019). Les herbiers représentent jusqu'à 10% de la couverture sableuse à P-B (Bertrin et al., 2017), mais restent confinés dans des baies abritées dans le lac de C-S. Des dépôts organiques recouvrent le sable dans les parties profondes, sous 10 m de profondeur. Ces vases sont très fluides, avec des teneurs en eau supérieures à 92%. La fraction particulaire contient près de 50% de matière organique. Ces vases représentent un bioréacteur important dans le bilan des lacs en éléments biogènes et en contaminants métalliques (Canredon et al., 2019 ; Maury-Brachet et al., ce volume). Ces vases atteignent plusieurs mètres d'épaisseur dans les parties les plus profondes des lacs. Elles s'accumulent également à moindre profondeur, sur quelques centimètres dans les herbiers denses où les particules fines peuvent être retenues. Des sédiments sableux plus ou moins enrichis en vases organiques se trouvent aux profondeurs intermédiaires, notamment dans les chenaux sous-lacustres.
- 20 Dans les sédiments vaseux prélevés en profondeur, les composés oxydants, tels que le nitrate ou le sulfate disparaissent à quelques centimètres de profondeur sous l'interface eau-sédiment (Figure 7). Nous observons également dès le premier centimètre des composés réduits tels que le fer et le manganèse dissous. Les concentrations en  $Mn^{2+}$  atteignent 1 à 2 mg/L dans les sédiments anoxiques des deux lacs. Les concentrations en  $Fe^{2+}$  diffèrent plus significativement entre les deux lacs, puisqu'elles sont près de 10 fois supérieures dans le lac de P-B par rapport au lac de C-S, avec des concentrations

atteignant 40 mg/L. Ces métaux dissous sont issus de la réduction des oxydes de fer et de manganèse présents dans la fraction particulaire des sédiments. Ces oxydes, extraits avec une solution réductrice d'ascorbate, ont une concentration qui décroît de la surface vers le fond, ce qui traduit une réduction en profondeur et une ré-oxydation près de la surface. Les concentrations moyennes en manganèse particulaire sont voisines pour les vases des deux lacs. En revanche, les concentrations en fer extrait par l'ascorbate sont beaucoup plus fortes dans les vases du lac de P-B, avec des teneurs entre 15 et 25 mg/g de sédiment sec dans les 20 premiers centimètres, que dans le lac de C-S, qui montre des valeurs maximales de 10 mg/g dans les premiers cm, et 1 mg/g sous 10 cm de profondeur. Les teneurs en soufre particulaire dans les sédiments de C-S sont plus élevées que dans les sédiments de P-B, ce qui suggère que le fer est plus efficacement piégé sous forme de sulfures de fer à C-S. Nous avons également observé de fortes teneurs en méthane dissous dans les eaux interstitielles, avec des valeurs maximales de 48 mg/L à la fin de l'été à P-B. Ces profils s'expliquent par la séquence de dégradation de la matière organique sédimentaire par les micro-organismes où l'oxygène est consommé en premier par les processus aérobies, rendant les sédiments anoxiques dès les premiers millimètres. Les processus anaérobies de minéralisation de la matière organique prennent le relais avec l'utilisation d'accepteurs d'électrons autres que l'oxygène, induisant la dénitrification, la réduction des oxydes de Mn et de Fe, la sulfato-réduction et la méthano-genèse. Ces processus permettent la minéralisation de l'azote et du phosphore de la matière organique. C'est pour cette raison qu'on observe une augmentation des concentrations en ammonium et en phosphate dans les eaux interstitielles. Les concentrations en ammonium atteignent 5,4 mg/L dans les carottes sédimentaires de vase du lac de C-S. Elles sont 4 fois supérieures dans les vases du lac de P-B. Ceci suggère que la matière organique contenue dans les vases de P-B est beaucoup plus réactive que celle du lac de C-S. Cette matière organique labile favorise probablement la réduction bactérienne de formes d'oxyde de fer qui restent réfractaires dans les autres lacs. Quand le fer réduit dissous diffuse à l'interface oxygène il est ré-oxydé en une forme réactive (extraite par l'ascorbate) d'hydroxyde de fer. C'est probablement la raison pour laquelle les sédiments du lac de P-B sont enrichis en oxydes de fer réactifs, et en P associé. Des travaux récents ont montré que la matière organique issue de floraisons de cyanobactéries favorisait ce processus (Wang et al., 2019)

Figure 7. Profils verticaux de la distribution des composés biogéochimiques sous l'interface eau-sédiment dans les vases organiques, les sédiments sableux et les sédiments végétalisés des lacs de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarrosse obtenus à partir de carottes récoltées à différentes saisons.

Image 1030D38C00004DC800004559B61D1166E94B4CCF.emf



- 21 Les teneurs en phosphate dissous restent faibles dans les eaux interstitielles du lac de C-S, avec des valeurs de 0,04 mg/L, alors que pour les vases du P-B, des concentrations de 4 mg/L sont mesurées à quelques cm sous l'interface eau-sédiment. Lorsque l'ammonium et le phosphate dissous dans les eaux interstitielles sont issus de la minéralisation de la matière organique, on s'attend à ce que le rapport molaire entre ces deux composés soit proche de celui de la matière organique. Une étude basée sur la composition isotopique de la matière organique sédimentaire des lacs aquitains a montré que cette dernière était essentiellement issue du phytoplancton (Anschutz et al., 2019). Le rapport molaire entre l'azote et le phosphore (N:P) est proche de 16 dans le phytoplancton. Dans les eaux interstitielles des vases du lac de C-S le rapport  $\text{NH}_4^+:\text{PO}_4$  est supérieur à 400. Il est compris entre 30 et 100 pour les vases du lac de P-B. Ceci suggère que le phosphate, qui a une forte affinité pour les particules, est adsorbé ou co-précipité dans les sédiments. A C-S il est très efficacement piégé, si bien que le flux à l'interface eau-sédiment est nul. Dans les vases du lac de P-B le phosphate est partiellement adsorbé, et une partie importante peut diffuser vers la colonne d'eau. Le phosphate a une très forte affinité pour les oxydes de fer. Les oxydes sont beaucoup plus abondants dans les vases du lac de P-B, mais ces oxydes sont saturés en phosphate puisque les sédiments contiennent jusqu'à 2,1 mg/g de P associé aux oxydes de fer. Le rapport molaire entre le fer et le phosphore des oxydes est entre 5 et 8, ce qui dénote une capacité d'adsorption qui a atteint un seuil limite (Anschutz & Deborde, 2016). Les teneurs en phosphore associé aux oxydes de fer des sédiments du lac de P-B sont supérieures à celles du lac de C-S, mais aussi à celles des grands lacs médocains (Buquet



- et al., 2017). Les oxydes de fer des vases sont probablement le principal piège pour le phosphate d'origine industrielle qui a contaminé le lac au cours du 20<sup>e</sup> siècle.
- 22 Les profils de composés dissous et particulaires dans les sédiments sableux montrent des gradients beaucoup moins prononcés que dans les vases. Les teneurs en matière organique, le carburant des réactions biogéochimiques, sont inférieures à 0,5%. Cette matière organique est partiellement réactive, parce qu'on dénote pour les deux lacs des gradients faibles, mais non nuls d'ammonium dissous dans les eaux interstitielles (Figure 7). Les sédiments sableux couverts par des herbiers denses d'*Egeria densa* ou de *Lagarosiphon major* accumulent à leur surface des vases très réactives similaires aux vases organiques qui tapissent les zones profondes des lacs. Les gradients de concentration des composés biogènes sous l'interface eau-sédiment sont très prononcés. Ainsi, pour le lac de P-B pour lequel la couverture de macrophytes est très élevée, les zones où les échanges entre le sédiment et la colonne d'eau sont significatifs représentent des surfaces importantes.
- 23 Les carottes sédimentaires ont permis de quantifier les flux diffusifs à l'interface eau-sédiment à partir des gradients de concentrations des composés dissous générés par les réactions biogéochimiques benthiques. Cette quantification prend en compte les gradients sous l'interface, la porosité des sédiments et le coefficient de diffusion qui a été recalculé pour chaque composé en fonction de la température au moment des prélèvements.
- 24 Les flux d'azote et de phosphore montrent de grosses différences selon le type de sédiment, la saison et le lac (Tableau 1). Les flux benthiques de phosphate sont nuls dans le lac de C-S. Dans celui de P-B, ils sont de 32 kg/jour en été, avec une contribution majeure des vases profondes et surtout des sédiments végétalisés. En hiver les flux de phosphate sont de 5 kg/jour et proviennent essentiellement des sédiments sableux. Le sédiment joue le rôle de source ou de puits d'azote dissous selon les saisons. En hiver, le sédiment du lac de P-B est un puits d'azote. En effet, lorsque la colonne d'eau contient des concentrations en nitrate significatives, la dénitrification efficace dans les vases profondes ou les vases dans les herbiers pompe 98 kg/jour d'azote pour le lac de P-B, alors que les flux positifs d'azote issus de l'ammonium qui diffuse des vases et des nitrates qui sont produits par nitrification dans les sables représentent 81 kg/jour. Au lac de C-S, les flux sortants d'ammonium de 223 kg/jour dépassent les flux entrants de nitrate qui sont de 33 kg/jour. En été le bilan des flux benthiques d'azote reste du même ordre de grandeur pour le lac de C-S, avec un flux sortant de 170 kg/jour. En revanche, les flux sont fortement amplifiés en été pour le lac de P-B, puisque les flux sortants d'azote, essentiellement sous forme d'ammonium sont supérieurs à 1 tonne/jour, avec une contribution majeure des vases et des herbiers.

Tableau 1 : flux diffusifs de nitrate, d'ammonium et de phosphate à l'interface eau sédiment des principaux types de sédiments des lacs landais

		Superficie (km <sup>2</sup> )	N-Ammonium	N-nitrate (kg/jour)	P-phosphate
P-B été	Vases	10,5	641	0	13
	Sables	20,3	26	8	0
	Herbiers	4,17	496	7	19



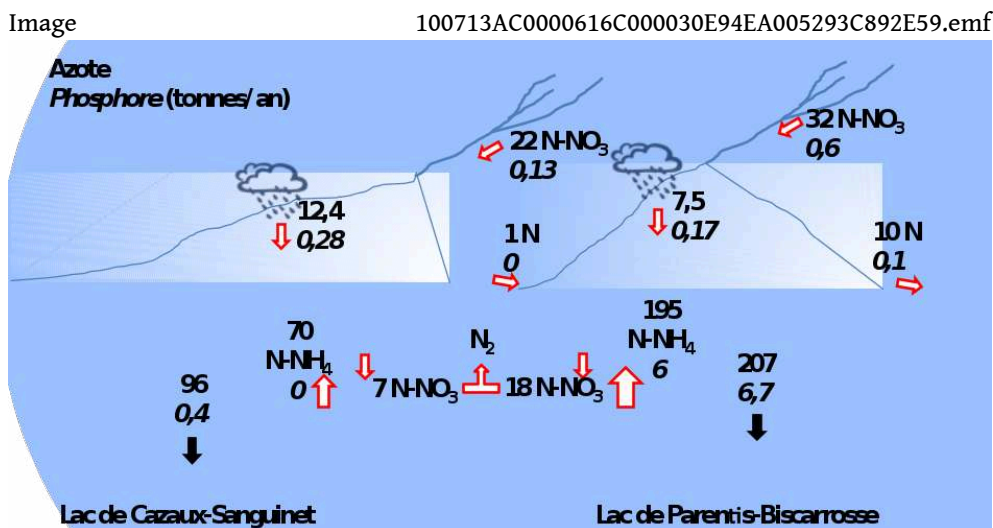
P-B hiver-printemps	Vases	10,5	38	-55	0
	Sables	20,3	2	6	4
	Herbiers	4,17	35	-43	1
C-S été	Vases	14	136	0	0
	Sables	44	10	24	0
C-S printemps	Vases	14	210	-17	0
	Sables	44	13	-16	0

## Bilan de masse et discussion

### Bilans de masse de la période d'étude

- 25 L'ensemble des valeurs de flux estimés pour les deux grands lacs landais montre que les flux biogéochimiques sont plus intenses dans le lac de P-B que dans le lac de C-S. Dans les deux cas, les sédiments jouent un rôle prépondérant dans le cycle des éléments et les flux benthiques dépassent les valeurs de flux issus des bassins versants (Figure 8). La raison en est d'une part que les sédiments sont très réactifs, d'autre part, que les bassins versants sont de faible superficie. A l'échelle de l'année hydrologique centrée sur l'hiver 2016/2017, les transferts d'azote inorganique dissous dans le lac de P-B étaient plus de deux fois supérieurs à ceux du lac de C-S. Les transferts de phosphate étaient quinze fois supérieurs. A l'échelle de l'année étudiée, près de 104 tonnes d'azote sont entrées dans le lac de C-S. Les deux tiers correspondent à des apports d'ammonium par les sédiments et seul un cinquième provient des nitrates apportés par le bassin versant. Les précipitations directes sur le miroir d'eau jouent un rôle non négligeable, avec un apport de 12,4 tonnes par an. L'export d'azote hors du lac via les canaux est négligeable. La dénitrification dans les sédiments se produit en hiver et au printemps quand les teneurs en nitrate de la colonne d'eau sont importantes. Nous avons estimé que 7 % des flux entrants d'azote (7 tonnes par an) retournaient sous forme de diazote via la dénitrification. L'essentiel des flux entrants d'azote sont compensés par une accumulation d'azote dans le sédiment (96 tonnes par an) sous forme d'azote associé à la matière organique qui s'accumule dans les vases. Les précipitations sont la source majeure de phosphate dans le lac de C-S et représentent près de deux tiers des apports (280 kg/an). L'ensemble du phosphore inorganique dissous qui arrive au lac est assimilé par le biota et finit par s'accumuler dans les sédiments sans en ressortir en raison du piégeage efficace par les oxydes de fer.

Figure 5. Flux d'azote et de phosphore entre les différents compartiments des lacs landais. Les valeurs sont en tonnes par an pour l'année allant de mai 2016 à mai 2017. Les flèches rouges représentent les flux de composés inorganiques dissous, les flèches noires représentent les flux de N et P associés à la matière organique.



- 26 Durant l'année étudiée, le lac de P-B a connu un flux entrant d'azote de 235 tonnes, dont 195 tonnes d'azote ammoniacal issu des flux benthiques. La dénitrification n'a extrait du système que l'équivalent de 8 % de ces flux. L'export d'azote vers l'aval par le canal de Sainte Eulalie ne représente que 10 tonnes. Près de 207 tonnes d'azote se sont accumulées dans les sédiments vaseux sous forme de matière organique. Ces flux sont minimaux, parce qu'ils ne prennent pas en compte l'apport d'azote atmosphérique fixé par les cyanobactéries. En effet, dans le lac de P-B, la caractéristique la plus importante était la prédominance tout au long de l'année (y compris en hiver) de cyanobactéries filamenteuses fixant le N<sub>2</sub> (Cellamare et al., 2012). Les flux entrants/sortants de phosphore inorganique dissous ont été de 6,8 tonnes. Contrairement au lac de C-S où les flux benthiques étaient nuls, les sédiments ont représenté la principale source de P avec 6 tonnes. Excepté une faible fraction qui est exportée par le canal vers l'aval du lac, le phosphore est assimilé par les organismes photosynthétiques et 6,7 tonnes sédimentent dans les vases organiques. Ainsi, le phosphore qui entre dans le système des lacs y reste. Au lac de C-S, les faibles quantités de P sont piégées dans le sédiment. A celui de P-B, le piégeage n'est pas définitif, puisque 90% du P qui arrive au sédiment sont restitués dans la colonne d'eau chaque année ; en d'autres termes, le phosphore qui entre dans le lac sédimente, mais il est restitué à la colonne d'eau durant 10 cycles annuels avant d'être piégé à long terme dans les sédiments.
- 27 En été les eaux situées sous une profondeur de 10 m sont isolées des eaux de surface par une thermocline. Si on considère une limite stable à 10 m (ce qui reste à vérifier), l'hypolimnion recouvre 14 km<sup>2</sup> et représente un volume de 57 millions de m<sup>3</sup> pour le lac de C-S. Sa surface est de 10,5 km<sup>2</sup> et son volume est de 35 millions de m<sup>3</sup> pour le lac de P-B. Ceci représente respectivement 11 et 14 % du volume d'eau des lacs qui demeure déconnecté de l'atmosphère, sous la zone euphotique et au contact des vases organiques. Ces vases sont très réactives dans le lac de P-B et ont une demande benthique en oxygène dissous très importante, ce qui explique probablement pourquoi les concentrations en oxygène dissous arrivent à zéro au bout de quelques semaines dans la colonne d'eau de fond. Ces eaux de fond accumulent de l'ammonium et du

phosphate. Les flux diffusifs d'ammonium des vases vers l'eau de fond apportent 641 kg d'azote par jour en été (Tableau 1), soit une augmentation de 18 µg/L par jour ou 0,55 mg/L par mois. Cette valeur est en accord avec les augmentations de concentration en ammonium que l'on observe durant l'été. Les concentrations en phosphate augmentent faiblement quand la thermocline se met en place, mais elles augmentent rapidement quand les eaux deviennent anoxiques en août. Les flux benthiques que nous avons calculés expliquent les faibles augmentations de concentration en phosphate mesurées dans l'hypolimnion avant le mois d'août, mais pas l'accroissement de l'inventaire de phosphate dissous dans les eaux devenues anoxiques. La forte augmentation des concentrations en P s'accompagne d'une augmentation de concentrations en Fe dissous. Ceci suggère que les flux benthiques de P sont accrus durant la période d'anoxie, parce que le P n'est plus piégé par des oxydes de fer qui se forment normalement à l'interface eau-sédiment quand celle-ci est oxygénée, par oxydation du fer réduit dissous qui diffuse du sédiment.

## Évolution temporelle

- 28 Les flux annuels que nous avons calculés varient avec le temps. Les flux sont très dépendants des saisons. Pour le lac de P-B, les flux d'azote du bassin versant se déroulent essentiellement en hiver lors des périodes de débits élevés, alors que les flux benthiques sont les plus importants en été, parce que la température des sédiments est un paramètre majeur qui définit le taux de minéralisation de la matière organique sédimentaire. L'hiver est aussi la période où se produit la dénitrification, simplement parce que c'est à cette période que les eaux du lac contiennent des nitrates. Ainsi pour P-B, l'essentiel des flux d'azote vers la colonne d'eau a lieu en été. Il en est de même pour le phosphore pour qui les flux benthiques estivaux représentent les apports les plus forts. Pour le lac de C-S, les flux benthiques de P sont nuls et ceux d'azote sont mieux répartis sur l'année. La proportion des flux issus du bassin versant est plus grande dans ce lac, et comme ces flux sont surtout condensés durant l'hiver, les flux biogéochimiques sont plus importants en hiver qu'en été dans ce lac.
- 29 Les flux varient d'une année sur l'autre. L'année étudiée a connu des flux issus du bassin versant particulièrement faibles par rapport à une année moyenne. Les débits moyens du Nasseys calculés sur 30 ans sont de 1,57 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, alors qu'ils étaient deux fois plus petits en 2017. Ceci suggère qu'en moyenne, les flux d'azote et de phosphore issus du bassin versant ont une contribution plus importante que celle estimée pour 2016/2017. L'usine CECA a une autorisation de rejeter 10 kg de phosphore et 30 kg d'azote par jour. En théorie, les flux de phosphore pourraient passer à près de 4 tonnes par an si ces seuils étaient atteints. Dans le passé les flux de phosphore étaient bien plus élevés, puisque les mesures réalisées par l'Agence de l'Eau depuis 1976 montrent que les flux ont pu atteindre près de 80 tonnes de P par an au début des années 1990 et des moyennes souvent supérieures à 20 tonnes par an les années précédentes. Près de 600 tonnes de P sont arrivées au lac de P-B entre 1976 et 1993 et probablement le double depuis que l'usine a été fondée en 1940. Le lac contient donc un stock considérable de P piégé dans les sédiments. Chaque kilogramme de vase organique de ce lac contient en effet près de 1,5 g de P associé à la matière organique et autant associé aux oxydes de fer. Ceci représente un stock de 250 tonnes pour la surface couverte par les vases organiques (10,5 km<sup>2</sup>) sur une épaisseur de 20 cm. Nous avons calculé que près de 6

tonnes étaient remobilisées chaque année, ce qui représente l'équivalent de l'inventaire de P accumulé sur 0,5 cm de vase.

## Lien avec les producteurs primaires

- 30 Le cycle des nutriments dans le lac de P-B permet de supporter une production biologique et une création annuelle de biomasse de phytoplancton et de macrophytes bien plus importantes que dans le lac de C-S. Le lac de P-B possède la plus grande biomasse d'hydrophytes envahissantes parmi les quatre grands lacs côtiers aquitains. Cette biomasse était estimée à 2795 tonnes poids sec (ps) en 2015. En considérant un contenu moyen de 36 g N/kg ps et de 3,7 g P/kg ps dans ces plantes (Ribaud et al., 2018), le stock de N et P assimilé chaque année par ces macrophytes est de 100 tonnes et 10,3 tonnes, respectivement. Ce stock important qui se renouvelle chaque année est essentiellement soutenu par une biodisponibilité du phosphore issu des flux benthiques. 10,3 tonnes représentent une quantité de P supérieure aux flux de P que nous avons mesurés en 2016/2017, ce qui suggère que les plantes puisent une partie des nutriments directement dans le sédiment avec leur racines (Barko & Smart, 1980). Le lac de C-S avait un inventaire de 45 tonnes ps de *Lagarosiphon major* correspondant à 1,62 tonnes de N et 0,166 tonnes de P. Ceci représente une fraction mineure des flux d'azote, mais est du même ordre de grandeur que les flux de P annuels dans ce lac. Les biomasses de macrophytes des deux lacs ne sont pas limitées par les apports d'azote, mais les données suggèrent que les biomasses sont en partie dépendantes des flux de phosphore.
- 31 Les apports importants de nutriments au lac de P-B se traduisent aussi par une production phytoplanctonique plus élevée que dans le lac de C-S. Des efflorescences de cyanobactéries sont régulièrement notées dans le lac de P-B. Les genres et les espèces rencontrés sont nombreux. Tout au long de l'année des cyanobactéries filamenteuses fixatrices de diazote prolifèrent dans le lac, ce qui suggère que l'excès de phosphore amplifie via ces cyanobactéries le cycle de l'azote. Ce groupe est représenté par *Anabaena circinalis*, *Anabaena flos-aquae* et *Aphanizomenon flos-aquae* (Cellamare et al., 2012). *Microcystis aeruginosa* est une espèce non di-azotrophe importante dans ce système et qui peut générer des problèmes sanitaires. Durant les périodes estivales, l'occurrence des efflorescences sur les zones de baignade est suivie grâce à un protocole d'alerte et de suivi mis en œuvre depuis 2013. Des données de la littérature nous montrent que les efflorescences toxiques de cyanobactéries se produisent essentiellement quand les eaux sont chaudes. Elles ont souvent été associées à des périodes où les rapports N:P étaient bas. Des travaux de synthèse ont montré qu'elles étaient surtout associées à des augmentations de concentration en nutriments dans la colonne d'eau (Downing et al., 2001). La biodisponibilité de l'azote joue un rôle aussi important que celle du phosphore dans les proliférations et le maintien de fortes biomasses de *Microcystis* (Paerl et al., 2011). Les *Microcystis* ont aussi été associés à des rapports ammonium:nitrate élevés (Jacoby et al., 2000). Les processus de mélange physique des eaux jouent également un rôle important dans la compétition pour la lumière entre les espèces phytoplanctoniques. *Microcystis* est un genre flottant favorisé par des conditions de turbulence faible (Huisman et al., 2004), c'est-à-dire quand la colonne d'eau est stable. De telles conditions sont favorisées quand les eaux sont stratifiées et les températures chaudes et stables, avec des contrastes thermiques nyctéméraux faibles. L'ensemble de ces propriétés sont rencontrées dans le lac de P-B.

Les fortes productions phytoplanctoniques génèrent la formation d'une matière organique labile facilement minéralisable. La fraction de cette matière organique qui arrive au sédiment est responsable des flux benthiques importants qui en retour vont favoriser la production primaire et ainsi de suite. Les apports importants de nutriment issus du bassin versant au cours du XXe siècles ont été le point de démarrage de la forte productivité phytoplanctonique. Même si aujourd'hui les flux ont été très fortement réduits, le recyclage benthique fait que les effets écologiques de l'eutrophisation passée se font encore sentir. Certaines études montrent que le phosphate libéré par les sédiments est suffisant pour soutenir la croissance rapide de la prolifération des cyanobactéries, même s'il n'y a aucun apport provenant du bassin versant (Xie et al., 2003). Par conséquent, la libération de la charge interne en phosphore dans le lac est peut-être la principale raison de la prolifération de cyanobactéries, surtout depuis le renforcement des mesures qui limitent les apports du bassin versant.

- 32 Etant donné que les nutriments ne sortent pas du système, ou que la faible fraction qui en sort est inférieure à ce qui entre, le problème de l'eutrophisation ne se règlera pas tout seul. L'extraction des nutriments du lac demanderait soit un dragage des sédiments, ce qui créerait d'autres risques pour l'écosystème, soit le moissonnage des macrophytes qui sont un réservoir de nutriment. Il serait avant tout nécessaire de limiter au mieux les flux de P issus du bassin versant.
- 33 En été, le lac de C-S présente les mêmes caractéristiques physiques que le lac de P-B et les flux benthiques d'azote favorisent un rapport ammonium:nitrate élevé. Toutefois, le système reste très limité par le phosphore, ce qui limite le risque d'efflorescence de cyanobactéries. Les flux benthiques de P pourraient augmenter si les eaux de l'hypolimnion en été devenaient totalement anoxiques. Pour cela, il faudrait que la stratification soit stable plus longtemps. Ceci pourrait se produire dans un contexte de réchauffement climatique, parce que des eaux de surface plus chaudes stabiliseraient mieux la thermocline face à l'effet déstabilisateur du vent.

## Conclusions et perspectives

- 34 L'étude des différents compartiments responsables de flux de composés biogéochimiques vers les grands lacs landais a permis d'établir un bilan de masse pour l'azote et le phosphore et de proposer des processus responsables de ces flux. Il a été montré que les processus benthiques durant la moitié la plus chaude de l'année étaient largement dominants dans les apports actuels de nutriments pour le lac de P-B, alors que les flux issus du bassin versant, essentiellement concentrés durant l'hiver, étaient proportionnellement plus élevés pour le lac de C-S. Cette différence entre les deux lacs provient d'apports du bassin versant du lac de P-B qui ont été très élevés dans le passé, en particulier de phosphore, et qui laissent depuis un héritage dans les sédiments, héritage qui est suffisamment remobilisé chaque année pour rendre le milieu eutrophe, soutenir une forte prolifération de macrophytes envahissantes, et favoriser des efflorescences de cyanobactéries. Le recyclage benthique permet la production de fortes biomasses qui génèrent des sédiments riches en matière organique labile et qui à leur tour favorisent les flux benthiques. Le retour à des conditions moins eutrophes nécessiterait un arrêt des flux de P issus du bassin versant et l'extraction du P du système. Pour cela, il serait nécessaire que quantifier plus précisément les volumes et épaisseurs de sédiments vaseux organiques, et en particulier les niveaux enrichis en P

depuis le milieu du XXe siècle. Il serait aussi nécessaire de connaître les phases minérales capables de piéger le P à long terme dans la colonne sédimentaire. Pour cela, il faudrait étudier des carottes sédimentaires suffisamment longues pour couvrir les enregistrements du XXe siècle. Il reste aussi à préciser les flux de P du bassin versant qui sont sous d'autres formes que le phosphore inorganique dissous et examiner de quelle manière ces espèces peuvent être biodisponibles dans le lac.

- 35 Nous avons montré que la stratification estivale amplifiait les flux benthiques de P dans le lac de P-B, parce que l'hypolimnion devient anoxique au bout de quelques semaines de stratification des eaux. La stratification est un conflit entre l'énergie cinétique du mouvement des masses d'eau, essentiellement les vagues, et l'énergie gravitaire liée au gradient de densité dû aux apports de chaleur. L'énergie des vagues dépend de la morphologie du lac (fetch ; profondeur) et l'intensité du gradient de densité dépend de la chaleur arrivant en surface du plan d'eau, et donc par extension, du climat. Il serait intéressant de suivre la stratification au cours d'un été chaud, en particulier pour définir les paramètres qui conduisent à sa stabilité ou sa destruction et de proposer des scénarios d'évolution de la biogéochimie des eaux de fond en fonction du réchauffement climatique. Les lacs landais offrent aussi un terrain expérimental approprié pour étudier les échanges de masse d'eau, et les flux de nutriments associés, au niveau de la thermocline en lien avec les oscillations diurnes de température.
- 36 Les travaux présentés ici sont basés sur un échantillonnage réalisé au cours d'une année particulièrement sèche. Les flux issus du bassin versant pour des années plus humides permettraient de mieux cerner le cycle des nutriments dans différents contextes hydrologiques. La base de données que nous avons acquise en 2016/2017 contient des informations sur d'autres composés, tel que le carbone, la silice, le sulfate, le fer, le manganèse, qui n'ont pas été exploités ici. Il reste toutefois d'autres paramètres à étudier, en particulier certains processus du cycle de l'azote qui peuvent se produire dans la colonne d'eau ou les sédiments, tels que l'épuration du système en azote par la production de  $N_2$  par différents processus, comme le couplage nitrification/dénitrification ou l'oxydation de l'ammonium par les nitrites (anammox). Nous avons aussi vu que les phosphates avaient une forte affinité pour les oxydes de fer. Il serait intéressant de découvrir les stratégies employées par les producteurs primaires pour accéder au phosphate de manière compétitive par rapport à l'adsorption sur les oxydes de fer. Les plantes envahissantes ont modifié le paysage biogéochimique du lac de P-B et ont permis de créer des surfaces sédimentaires qui agissent comme des bioréacteurs très efficaces. L'impact de ces herbiers a fait l'objet de travaux récents (Ribaud et *al.*, 2018). Il reste à évaluer de manière plus précise leur rôle sur la biogéochimie de l'ensemble du lac.

---

## BIBLIOGRAPHIE

- Anschutz P., Charbonnier C., Rossi L., Buquet D., Savoye N. (2019) Autochthonous organic material, not organic matter from the watershed, compose fluffy sediments of shallow Aquitaine lakes. 11 Symposium for European Freshwater Sciences, Zagreb
- Anschutz P., Deborde J. (2016) Spectrophotometric determination of phosphate in matrices from sequential leaching of sediments. *Limnology and Oceanography, Methods*, 14 : 245-256. doi: 10.1002/lom3.10085.
- Anschutz P., Quenault F., Buquet D., Charbonnier C., Hoffmann F. (2020) Gestion des milieux et qualité des eaux : le cas du territoire des lacs médocains. Ce volume
- Barko J.W., Smart R.M. (1980) Mobilization of sediment phosphorus by submerged freshwater macrophytes, *Freshwater Biology*, 10 : 229-238.
- Bertrin V., Boutry S., Jan G., Ducasse G., Grigoletto F., Ribaud C. (2017) Effects of wind-induced sediment resuspension on distribution and morphological traits of aquatic weeds in shallow lakes, *Journal of Limnology*, 76(S1) : 84-96. doi:10.4081/jlimnol.2017.1678
- Beuffe H. (2002) *Bilan trophique des lacs et étangs landais : diagnostic d'eutrophisation (campagne 2001)*. Cemagref, Bordeaux, 133.
- Buquet D. (2017) *Cycle des éléments biogènes dans les lacs côtiers de Gironde*. Thèse Univ. Bordeaux.
- Buquet D., Anschutz P., Charbonnier C., Rapin A., Sinays R. Canredon A., Bujan S., Poirier D. (2017) Nutrient sequestration in Aquitaine lakes (S France) limits nutrient flux to the coastal zone, *Journal of Sea Research* 130 : 24-35
- Canredon A., Anschutz P., Buquet D., Charbonnier C., Amouroux D., Tessier E., Poirier D., Bujan S., Devaux L., Gouillieux B., Gentès S., Legeay A., Feurtet-Mazel A., Galaup S., Maury-Brachet R. (2019) Lake sediment mercury biogeochemistry controlled by sulphate input from drainage basin, *Applied Geochemistry*, 104 : 135-145
- Carignan R., Flett R.J. (1981) Postdepositional mobility of phosphorus in lake sediments, *Limnology and Oceanography*, 26 : 361-366
- Cellamare M. (2009) *Évaluation de l'état écologique des plans d'eau aquitains à partir des communautés de producteurs primaires*. Thèse, Université Bordeaux 1.
- Cellamare M., Morin S., Coste M., Haury J. (2012) Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes, *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 : 685-708. doi: 10.1007/s10661-011-2295-0
- Charbonnier C., Anschutz P., Poirier D., Bujan S., Lecroart P. (2013) Aerobic respiration in a high-energy sandy beach, *Marine Chemistry*, 155 : 10-21
- Devalance J.P. (2018) *La CECA une histoire de Parentis-en-Born*. 185 P. Adishatz éditions, Parentis-en-Born. ISBN 978-2-9503502-5-1
- Downing J.A., Watson S.B., McCauley E. (2001) Predicting cyanobacteria dominance in lakes, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(10) : 1905-1908.
- Huisman, J., Sharples J., Stroom J.M., Visser P.M., Kardinaal W.E.A., Verspagen J.M.H., Sommeijer B. (2004) Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species, *Ecology*, 85(11) : 2960-2970.



- Hupfer M., Lewandowski J. (2008) Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments – a long-lasting paradigm in limnology, *International Review of Hydrobiology*, 93 (4-5) : 415-432
- Jacoby J.M., Collier D.C., Welch E.B., Hardy F.J., Crayton M. (2000) Environmental factors associated with a toxic bloom of *Microcystis aeruginosa*, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1) : 231-240.
- Jarvie H.P., Sharpley A.N., Spears B., Buda A.R., May L., Kleinman P.J. (2013) Water quality remediation faces unprecedented challenges from “legacy phosphorus”, *Environmental Science and Technology*, 47 (16) : 8997-8998/
- Karnay G. (2007) *Carte géologique harmonisée du département des Landes – notice technique*, BRGM, pp. 9-10
- Kirillin G., Shatwell T. (2016) Generalized scaling of seasonal thermal stratification in lakes, *Earth-Science Reviews*, 161 : 179-190.
- Maury-Brachet R., Feurtet-Mazel A., Gentès S., Anschutz P., Charbonnier C., Bertrin V., Ribaud C., Guyoneaud R., André J.M. Legeay A. (2020) Lacs aquitains et mercure. Ce volume
- Ottosson F., Abrahamsson O. (1998) Presentation and analysis of a model simulating epilimnetic and hypolimnetic temperatures in lakes, *Ecological Modelling*, 110 : 233-253.
- Paerl H.W., Xu H., McCarthy M.J., Zhu G., Qin B., Li Y., Gardner W.S. (2011) Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (lake taihu, china): The need for a dual nutrient (N & P) management strategy, *Water Research*, 45(5) : 1973-1983.
- Ribaud C., Tison-Rosebery J., Buquet D., Jan G., Jamoneau A., Abril G., Anschutz P., Bertrin V. (2018) Invasive aquatic plants as ecosystem engineers in an oligo-mesotrophic shallow lake, *Frontiers in Plant Science*, 9 : 1781. doi: 10.3389/fpls.2018.01781
- Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes, *Hydrobiologia*, 506-509 : 135-145.
- Tastet J.P., Lalanne R., Maurin B., Dubos B. (2008) Geological and archaeological chronology of a late holocene coastal enclosure: The Sanguinet lake (SW France), *Geoarchaeology*, 23(1) : 131-149.
- Touchart L. (2002) *Limnologie physique et dynamique*, Harmattan. Paris, 396 p.
- Wang Z., Huang S. Li D. (2019) Decomposition of cyanobacterial bloom contributes to the formation and distribution of iron-bound phosphorus (Fe-P): Insight for cycling mechanism of internal phosphorus loading, *Science of the Total Environment*, 652 : 696-708.
- Xie L.Q., Xie P., Tang H.J. (2003) Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by *Microcystis* blooms—an enclosure experiment in a hypereutrophic, subtropical Chinese lake, *Environmental Pollution*, 122 : 391-399.

## RÉSUMÉS

Les grands lacs landais, le lac de Cazaux-Sanguinet (C-S) et le lac de Parentis-Biscarrosse (P-B), ont une morphologie identique et drainent des bassins versants de taille et de nature très comparables. Pourtant, le lac de C-S est oligotrophe alors que le lac de P-B est eutrophe, avec des développements massifs de cyanobactéries et de plantes exotiques envahissantes. Cette situation est due à un historique des apports en nutriments dans le lac de P-B. En effet, durant des décennies, d'importants flux de phosphate d'origine industrielle ont contaminé ce lac. Bien que les flux aient été considérablement ralentis au cours des années 90, le milieu reste eutrophe.

Nous avons donc étudié différents compartiments impliqués dans les flux de nutriments des deux lacs, à savoir le bassin versant, les canaux, la colonne d'eau et les sédiments, au cours d'un suivi réalisé en 2016-2017. Nos résultats montrent que les apports par les principaux cours d'eau qui drainent les bassins versants sont aujourd'hui comparables pour les deux lacs. Le bassin versant de C-S est modérément impacté par les activités agricoles situées en tête de bassin. La rivière Nasseys qui arrive au lac de P-B apporte encore un excès de phosphate par rapport aux autres cours d'eau. Cet excès provient des rejets de l'usine responsables des flux importants du passé. Toutefois, les flux sont faibles. Les canaux à la sortie des lacs sont très peu concentrés en nutriments, ce qui suggère que ces derniers sont efficacement retenus dans les lacs. Ce qui distingue nettement les deux lacs est d'une part l'intensité des processus de minéralisation de la matière organique dans les sédiments et d'autre part la teneur en phosphore associé aux oxydes fer dans les sédiments. Les flux benthiques de phosphore et d'ammonium sont importants dans le lac de P-B, en particulier en été quand les eaux sont stratifiées et anoxiques au fond. Nos travaux montrent que le phosphore hérité du passé reste le principal responsable de l'eutrophisation d'aujourd'hui.

The large lakes in the Landes, Cazaux-Sanguinet Lake (C-S) and Parentis-Biscarrosse Lake (P-B), have an identical morphology and drain watersheds of very comparable size and nature. However, C-S lake is oligotrophic whereas P-B lake is eutrophic, with massive development of cyanobacteria and invasive alien plants. This situation is due to a history of nutrient inputs to the P-B lake. For decades, large fluxes of phosphate from industrial sources have contaminated the lake. Although the flow has slowed considerably during the 1990s, the environment remains eutrophic. We therefore studied different compartments involved in the nutrient fluxes of the two lakes, namely the watershed, the channels, the water column and the sediments, during a monitoring in 2016-2017. Our results show that inputs from the main rivers draining the watersheds are now comparable for both lakes. The C-S watershed is moderately impacted by agricultural activities at the head of the basin. The Nasseys River, which flows into Lake P-B, still contributes an excess of phosphate relative to other rivers. This excess comes from the plant discharges responsible for the large flows in the past. However, the flows are low. The channels at the outlet of the lakes have very low nutrient concentrations, suggesting that nutrients are efficiently retained in the lakes. What clearly distinguishes the two lakes is, on the one hand, the intensity of the mineralization processes of the organic matter in the sediments and, on the other hand, the content of phosphorus associated with iron oxides in the sediments. Benthic fluxes of phosphorus and ammonium are significant in Lake P-B, especially in summer when the waters are stratified and anoxic at the bottom. Our work shows that phosphorus inherited from the past remains the main cause of eutrophication today.

## INDEX

**Mots-clés** : eutrophisation, phosphore, azote, sédiment, bassin versant, stratification, bilan de masse

**Keywords** : eutrophication, phosphorus, nitrogen, sediment, watershed, stratification, mass balance

## AUTEURS

**CÉLINE CHARBONNIER**

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33615 Pessac, France

**PIERRE ANSCHUTZ**

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33615 Pessac, France  
pierre.anschutz@u-bordeaux.fr