



HAL
open science

Lacs Aquitains et mercure

Régine Maury-Brachet, Sophie Gentès, Pierre Anschutz, Céline Charbonnier, Vincent Bertrin, Cristina Ribaud, Remy Guyoneaud, Mathilde Monperrus, Zoyne Pedrero, Jean-Marc André, et al.

► **To cite this version:**

Régine Maury-Brachet, Sophie Gentès, Pierre Anschutz, Céline Charbonnier, Vincent Bertrin, et al.. Lacs Aquitains et mercure. *Dynamiques Environnementales - Journal international des géosciences et de l'environnement*, 2019, 43-44, pp.97-123. 10.4000/dynenviron.4889 . hal-04016235

HAL Id: hal-04016235

<https://hal.inrae.fr/hal-04016235>

Submitted on 24 Jun 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



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



Dynamiques environnementales

Journal international de géosciences et de l'environnement

43-44 | 2019

Un patrimoine unique à partager et à protéger

Lacs Aquitains et mercure

Aquitaine Lakes and mercury

Régine Maury-Brachet, Sophie Gentès, Pierre Anschutz, Céline Charbonnier, Vincent Bertrin, Cristina Ribaud, Rémy Guyoneaud, Mathilde Monperrus, Zoyne Pedrero Zayas, Jean-Marc André et Alexia Legeay



Édition électronique

URL : <https://journals.openedition.org/dynenviron/4889>

DOI : [10.4000/dynenviron.4889](https://doi.org/10.4000/dynenviron.4889)

ISSN : 2534-4358

Éditeur

Université d'Orléans

Édition imprimée

Date de publication : 6 octobre 2019

Pagination : 97-123

ISSN : 1968-469X

Référence électronique

Régine Maury-Brachet, Sophie Gentès, Pierre Anschutz, Céline Charbonnier, Vincent Bertrin, Cristina Ribaud, Rémy Guyoneaud, Mathilde Monperrus, Zoyne Pedrero Zayas, Jean-Marc André et Alexia Legeay, « Lacs Aquitains et mercure », *Dynamiques environnementales* [En ligne], 43-44 | 2019, mis en ligne le 01 avril 2022, consulté le 08 avril 2023. URL : <http://journals.openedition.org/dynenviron/4889> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/dynenviron.4889>

Ce document a été généré automatiquement le 8 avril 2023.



Creative Commons - Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International - CC BY-NC-ND 4.0

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

Lacs Aquitains et mercure

Aquitaine Lakes and mercury

Régine Maury-Brachet, Sophie Gentès, Pierre Anschutz, Céline Charbonnier, Vincent Bertrin, Cristina Ribaud, Rémy Guyoneaud, Mathilde Monperrus, Zoyne Pedrero Zayas, Jean-Marc André et Alexia Legeay

L'étude CLAQH (Contamination polymétallique des Lacs Aquitains et impacts Humains) a été financé par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, par la Région Nouvelle-Aquitaine et par le Labex COTE. Nous remercions les AAPPMA, les fédérations de pêche et les animateurs des SAGES « Lacs Médocains » et « Étangs littoraux Born et Buch » qui ont activement participé à l'effort de pêche.

Introduction :

- 1 Le Hg est naturellement présent dans l'écorce terrestre. Il est libéré dans l'environnement via l'atmosphère, par l'activité volcanique, l'érosion des roches et, pour une grande partie, par les activités humaines. Les sources anthropiques principales sont les centrales électriques au charbon, l'industrie, les incinérateurs et l'extraction minière (Kocman *et al.*, 2017). Pour comprendre les processus de contamination par le Hg il faut connaître sa spéciation, c'est-à-dire la forme chimique sous laquelle il se trouve dans les différents compartiments de l'écosystème (eau, sédiment, biota ...). En effet, selon sa spéciation, sa toxicité sera très différente. Le Hg existe sous trois principales formes : le Hg élémentaire (Hg^0), forme liquide et volatile ; le Hg oxydé divalent (Hg^{2+}), libre ou complexé ou mercure inorganique (Hg^{2+}) ; le Hg méthylé (CH_3Hg^+) ou monométhylmercure (MeHg). Ce dernier est la forme la plus dangereuse pour les êtres vivants et c'est aussi un puissant neurotoxique responsable de la maladie de Minamata (Harada, 1995). En conditions anoxiques, le mercure inorganique peut être transformé par méthylation en MeHg par des microorganismes sulfato-réducteurs (MSR) (Compeau & Bartha, 1985 ; Barkay & Wagner-Döbler, 2005 ; Ranchou-Peyruse *et al.*, 2009). Ces derniers se développent dans le biofilm des plantes aquatiques constituant le périphyton (composé majoritairement de micro-algues, bactéries, champignons) et dans les sédiments anoxiques (Hiraki *et al.*, 2009 ; Gilmour

et al., 2012 ; Cosio et al., 2014). Les caractéristiques chimiques du MeHg font qu'il a une forte capacité de diffusion au travers des membranes cellulaires et une demi-vie importante : de 40 à 90 jours dans le muscle d'un poisson (Boudou et Ribeyre, 1997), et de 35 à 189 jours chez l'homme avec une persistance pouvant aller jusqu'à 17 ans dans le cerveau (Grandjean, 1997). Ce métal peut donc se bioaccumuler au niveau des organismes et se bioamplifier le long des réseaux trophiques. À partir de très faibles concentrations dans l'eau, proches du nanogramme par litre, des concentrations extrêmement élevées seront observées dans la chair des consommateurs terminaux. Par exemple, dans le lac de Cazaux-Sanguinet, la concentration en MeHg dans la colonne d'eau est de l'ordre de 0,0000015 mg MeHg.L⁻¹, et celle d'un poisson piscivore de 0.84 mg MeHg.kg⁻¹ poids frais (Gentès et al., 2013), soit un facteur de bioamplification de 560 000.

- 2 Des études de l'ANSES (2008, 2013) portant sur la contamination par le Hg des poissons de quatre grands lacs aquitains (Hourtin-Carcans, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse) ont montré que les concentrations de Hg chez le sandre (*Sander lucioperca*) des lacs de Hourtin-Carcans et de Lacanau dépassaient la recommandation alimentaire de l'OMS. De plus, un gradient sud-nord de contamination par le Hg des poissons a été observé au niveau des lacs, les lacs du sud (*i.e* les lacs landais de Cazaux-Sanguinet et de Parentis-Biscarrosse) étant moins contaminés que les lacs du nord (*i.e* les lacs médocains d'Hourtin-Carcans et de Lacanau). Cette contamination pouvant constituer un risque potentiel pour la santé humaine, un arrêté préfectoral (Préfecture, 2013) a été émis interdisant la consommation de sandres pêchés dans ces deux derniers lacs. Cette interdiction a suscité de nombreuses questions auprès des acteurs locaux et des instances administratives. Cette étude a pour objectif de répondre à ces différentes questions :
 - Quels sont les niveaux de contamination par le mercure des organismes dans les quatre lacs ?
 - Y-a-t-il un risque sanitaire pour la population qui consomme les poissons des lacs ?
 - Quelle est l'origine du mercure accumulé dans ces poissons ?

Matériel et méthode :

Zone géographique étudiée :

- 3 Les quatre lacs étudiés sont situés sur la côte Aquitaine à moins de 10 km de l'océan. Ils sont caractérisés par des bassins versants relativement réduits, entre 200 et 310 km² (Canredon et al., 2019), par rapport à leur surface qui sont de : 58 km² pour Hourtin-Carcans, 16 km² pour Lacanau, 58 km² pour Cazaux-Sanguinet et de 32 km² pour Parentis-Biscarrosse. Les forêts de pin maritime occupent plus de 80 % de la surface totale. L'agriculture intensive couvre entre 5 et 20 % des bassins versants des lacs. Le niveau d'eau des lacs est contrôlé par des écluses au niveau des canaux qui relient les lacs. Le lac de Lacanau est situé en aval du lac d'Hourtin-Carcans, ces deux lacs sont reliés par le canal des Étangs, long de 7,5 km. Les eaux du lac Lacanau se déversent ensuite dans le Bassin d'Arcachon par le canal de Porge, long de 18,5 km. Le lac de Parentis-Biscarrosse est en aval du lac de Cazaux-Sanguinet. Tous ces lacs appartiennent à la catégorie des lacs peu profonds (entre 7 et 23 m), la partie la plus profonde étant située à proximité des rives occidentales des lacs, à la base des dunes.

Des peuplements denses de plantes aquatiques envahissantes (*Egeria densa* et *Lagarosiphon major*) sont présents dans les lacs de Parentis-Biscarrosse et de Lacanau. Ils se développent dans les zones peu profondes et représentent environ 10 % de la superficie des lacs (Bertrin et al., 2017). Dans les deux autres lacs (Hourtin-Carcans et Cazaux-Sanguinet), seules quelques zones abritées des vents dominants sont colonisées par cette végétation. La biomasse la plus élevée est présente dans le lac de Parentis-Biscarrosse, avec une quantité estimée à 2800 tonnes (Bertrin et al., 2017). Ces quatre lacs naturels représentent un patrimoine écologique et socio-culturel important pour la région Aquitaine, ils abritent notamment une forte biodiversité marquée par la présence de nombreuses espèces animales et végétales (brochet aquitain, isoète de Bory, faux-cresson de Thore, etc.). Ils sont soumis à des pressions anthropiques, liées aux activités de loisirs (pêche, navigation de plaisance, baignade, ...), la gestion artificielle des niveaux d'eau et les changements globaux tels que l'artificialisation des habitats aquatiques ou encore l'introduction d'espèces exotiques envahissantes.

Échantillonnage :

- 4 Pour comprendre l'origine de la contamination en Hg, un effort important d'échantillonnage (*biota*, sédiment, eau...) au niveau des quatre lacs a été mené de 2015 à 2019.

Les poissons et autres organismes :

- 5 Les poissons ont été prélevés avec la participation des AAPPMA, des pêcheurs professionnels et des fédérations de pêche des départements des Landes et de Gironde. Dans un premier temps, pour réaliser une comparaison inter-lacs, les campagnes de prélèvements se sont déroulées sur une période courte (septembre à novembre 2015). Ensuite, d'autres campagnes ont été réalisées dans le but de faire une comparaison inter-saisons et inter-années (été et automne 2017, hiver et printemps 2018). Pour les poissons, cinq espèces principales ont été ciblées en raison de leur intérêt économique, leur consommation par l'Homme, et leur régime alimentaire : trois espèces piscivores (le brochet, *Esox lucius*, le sandre, *Sander lucioperca* et la perche, *Perca fluviatilis*) et deux espèces omnivores (la brème commune, *Abramis brama* et le gardon, *Rutilus rutilus*). Au total, près de 700 poissons ont été collectés. Des relevés biométriques (poids, longueur totale et standard) et les dissections (prélèvement de 10 organes) ont été effectués en laboratoire. Des écrevisses (*Procambarus clarkii*) ont également été prélevées.

Bryophytes terrestres :

- 6 Les prélèvements ont été effectués selon la norme AFNOR (2014) utilisée dans le programme BRAMM de bio-surveillance des métaux traces atmosphériques (Rausch de Traubenberg et al., 2013 ; Bargagli, 2017 ; Meyer et al., 2018). L'espèce retenue (*Pseudoscleropodium purum*) est caractéristique des couverts de conifères très répandus dans les forêts qui sont sur les rives des lacs étudiés. Pour chaque lac, 5 sommets de dune en clairière ont été échantillonnés avec 3 prélèvements différents par sommet de dune. Aucune source d'émission potentielle (zones résidentielles, agricoles,

industrielles ...) ne se trouvait à moins de 500 m. Au laboratoire, les mousses ont été nettoyées, séchées à 40°C pendant 48 h et broyées avant analyse.

- 7 Des mesures de concentration en mercure gazeux total (MGT) dans l'air ambiant ont été réalisées sur deux sites (lieu-dit « UCPA » au niveau du lac de Hourtin-Carcans et « Gaste » à Parentis-Biscarrosse) par pompage d'air filtré (0,1 µm membrane PTFE) puis piégeage sur colonnes de sable enrobées d'or. Deux lignes d'échantillonnage ont été mises en œuvre, à une hauteur de 2 m au-dessus du sol, pour réaliser des duplicatas. Les prélèvements se sont déroulés de la mi-journée à la fin d'après-midi, cette plage horaire étant la plus propice à la production et la mobilisation locale du MGT (photoréduction, volatilisation).

Les plantes aquatiques :

L'évaluation du recouvrement des plantes :

- 8 La distribution spatiale des hydrophytes (*Egeria densa* et *Lagarosiphon major*) à l'échelle des quatre lacs a été réalisée à l'aide d'un échosondeur couplé à un GPS le long de 179 transects (Bertrin et al., 2012 et 2017, Ribaud et al., 2016). Des vérifications ponctuelles effectuées à l'aide d'un râteau (99 prélèvements) ont permis de valider la taxonomie des espèces détectées par l'échosondeur et d'évaluer la biomasse des herbiers denses formés par ces espèces.
- 9 La distribution des roselières à *Phragmites australis* a été cartographiée à l'aide de photos aériennes et de systèmes d'information géographique (package sf du logiciel R, logiciel QGIS). Les photos aériennes étudiées sont issues de la BD Ortho HR (résolution 20 cm) fournie par l'IGN, associées à des photos aériennes prises à basse altitude en juin 2016 et en juin 2017 à l'aide d'un autogyre de la société Coudercopter (Biscarrosse). Des observations complémentaires sur le terrain ont permis de vérifier la présence/absence des plantes, la densité des tiges et les profondeurs de colonisation avec plus de 700 quadrats (cadre de 50 cm de côté) réalisés.

L'évaluation de la superficie des plantes potentiellement colonisable par le périphyton :

- 10 Des prélèvements de *Egeria densa* et de *Lagarosiphon major* ont été réalisés dans les herbiers denses de Parentis-Biscarrosse en juillet 2016 afin de déterminer une relation entre la superficie foliaire et la biomasse du tissu végétal (Jamoneau et al., 2017). Sur chaque plante prélevée, la superficie et la biomasse foliaire ont été mesurées sur des segments de 15 cm. Les échantillons ont été scannés ; les images ont été analysées par le logiciel *ImageJ* afin de déterminer numériquement la superficie. Pour les deux espèces, la superficie de la feuille (exprimée en cm²) a été mesurée, puis multipliée par 2 pour prendre en compte les deux faces de la feuille. Ensuite, les échantillons ont été placés dans un four à 70°C durant 3 jours afin de mesurer la biomasse (poids sec). Ce traitement a permis d'obtenir une mesure de superficie de plantes potentiellement colonisable par le périphyton par unité de poids sec, exprimée en cm² g⁻¹ (Relative Surface Area, RSA). Pour *Phragmites australis*, seule la section immergée de la tige est potentiellement colonisée par le périphyton. Ainsi, les mesures de terrain ont été

associées au diamètre moyen de tige de *P. australis* disponible dans la littérature, soit 4,4 mm tiré de Poulin et al. (2002).

- 11 Pour les hydrophytes et les héliophytes, la superficie foliaire potentiellement colonisable par le périphyton (m²) est le résultat du produit de la biomasse de la partie épigée des plantes (feuilles et tiges) et du RSA de chaque espèce. Pour les herbiers mixtes, la moyenne des biomasses des parties épigées et le RSA moyen de *E. densa* et de *L. major* ont été retenus, la proportion de l'une ou l'autre espèce dans ces herbiers n'ayant pas pu être déterminée pour des raisons de faisabilité. À l'échelle du lac, la superficie totale potentiellement colonisable par le périphyton est obtenue à partir des superficies totales des herbiers et des roselières. De plus, des échantillons de périphyton ont également été prélevés sur les différentes espèces de plantes aquatiques des quatre lacs.

Le sédiment et l'eau :

- 12 L'échantillonnage des sédiments lacustres a été réalisé à l'aide de carottages et de prélèvements de bennes. Le prélèvement des bennes de type Ekman a eu pour but premier de réaliser une cartographie sédimentaire des lacs (Buquet et al., 2017; Canredon et al., 2019). La benne utilisée permet de récolter une épaisseur de près de 10 cm de sédiment. En tout, 71, 57, 59 et 60 bennes ont été prélevées respectivement à Hourtin-Carcans, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse. Des cartes de la distribution des propriétés des sédiments, comme la teneur en carbone organique ou en Hg, ont été obtenues par interpolation entre les échantillons choisis et les carottes de sondage, et la bathymétrie a été utilisée pour l'extrapolation afin de cartographier les lacs entiers. D'autres prélèvements ont été effectués pour valider la cartographie des sédiments basée sur la bathymétrie.
- 13 Les carottes sédimentaires (de 3 à 9 par lac) ont permis de définir plus précisément la distribution verticale des composés à l'interface eau-sédiment. Les sites de carottages ont été définis à partir des bennes afin d'être les plus représentatifs possibles des sédiments des lacs. Les carottages ont été effectués à la main par des plongeurs à l'aide de tubes en plexiglass de 10 cm de diamètre. Deux types de sédiments (Buquet et al., 2017) ont été identifiés, des sables perméables et des vases très fluides. Enfin, des prélèvements ont été réalisés dans les sols forestiers des landes de Gascogne pour estimer le bruit de fond géochimique en mercure de la zone. Les sols ont été prélevés tous les 5 cm, de la surface à 1 m de profondeur dans les sols de forêt à 10 km à l'est du lac de Cazaux-Sanguinet.
- 14 L'eau des lacs et des cours d'eau de l'aire de drainage a été recueillie pour mesurer entre autre le sulfate dissous (Buquet et al., 2017). Au total, 13 ruisseaux ont été échantillonnés chaque mois en 2014 et 2015. Des échantillons ont également été prélevés dans les eaux à l'amont des bassins-versants à proximité des zones agricoles. Les eaux des lacs ont été échantillonnées chaque mois à plusieurs stations à l'aide d'une bouteille Niskin de 2 litres. Plus de 50 échantillons ont été recueillis pour chaque lac.

Analyses :

Mercuré :

- 15 La concentration totale de mercure (HgT) a été déterminée dans les échantillons (lyophilisés et broyés) par absorption atomique, à l'aide d'un analyseur de mercure (Altec AMA 254). Les résultats analytiques ont fait l'objet d'un contrôle de qualité par l'analyse de matériaux de référence certifiés au niveau international (AIEA 407 pour le *biota* et PACS-2 et MESS-3 pour les sédiments). Pour cette méthode, la précision était de $\pm 5\%$ et la limite de détection était de 0,01 ng Hg. La concentration en méthylmercure a été déterminée dans tous les types d'échantillons. Les mesures ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse à plasma inductif (Trace Ultra GC-XII Series ICPMS, Thermofisher). Le protocole de préparation et d'analyse des échantillons a été adapté de Bouchet et *al.* (2011) et Renedo et *al.* (2017).

Analyse statistique :

- 16 Une analyse de variance (ANOVA) à un ou plusieurs facteurs suivie d'un test LSD de Fisher pour étudier la différence entre les moyennes ont été réalisés quand la normalité (approuvée par le test de Shapiro) et l'homogénéité des variances (approuvée par le test de LEVENE) ont été toutes les deux respectées. Dans le cas où les hypothèses de base n'ont pas été vérifiées, une analyse non paramétrique de Kruskal Wallis et un test-U de Mann et Whitney ont alors été privilégiés. Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel STATISTICA 6.1 (Statsoft, 2004) et le seuil de significativité a été fixé à 5% ($\alpha = 0,05$). Tous les résultats de statistiques descriptives sont donnés sous la forme de moyenne \pm intervalle de confiance (SE).

Évaluation du risque sanitaire :

- 17 Une évaluation du risque lié à l'exposition au mercure de la population qui consomme au moins un repas de poisson par jour a été réalisée à partir des données acquises au cours d'une enquête menée auprès de 276 personnes qui vivent autour des quatre lacs aquitains (Gilfriche et *al.*, 2019). L'ANSES (2016) recommande que la DJT (Dose Journalière Tolérable) de méthylmercure soit ramenée à 0,23 $\mu\text{g MeHg/kg/jour}$ pour protéger les femmes enceintes et allaitantes et les jeunes enfants de 0 à 7 ans, la DJT étant à 1,6 $\mu\text{g MeHg/kg/jour}$ pour les adultes. Cette évaluation est basée sur le calcul de la « dose journalière d'exposition (DJE) » et du « quotient de danger (QD) » (AFSSA, 2004 ; Ricoux et Gasztowtt, 2010 ; FAO/WHO, 2010 ; UNEP, 2010). La DJE est calculée à partir de la consommation des 5 espèces de poissons cibles par la population. Les concentrations en HgT et le % de MeHg mesurées dans le muscle des 5 espèces de poissons cibles ont servi au calcul de la DJE. La caractérisation du risque lié à la consommation des poissons passe par le calcul du QD qui est le rapport entre la DJE et la DJT ($\text{QD} = \text{DJE}/\text{DJT}$). Si le quotient de danger est supérieur à 1, des effets indésirables liés au mercure sont susceptibles de se produire. Dans le cas contraire, le risque peut être considéré comme théoriquement négligeable.

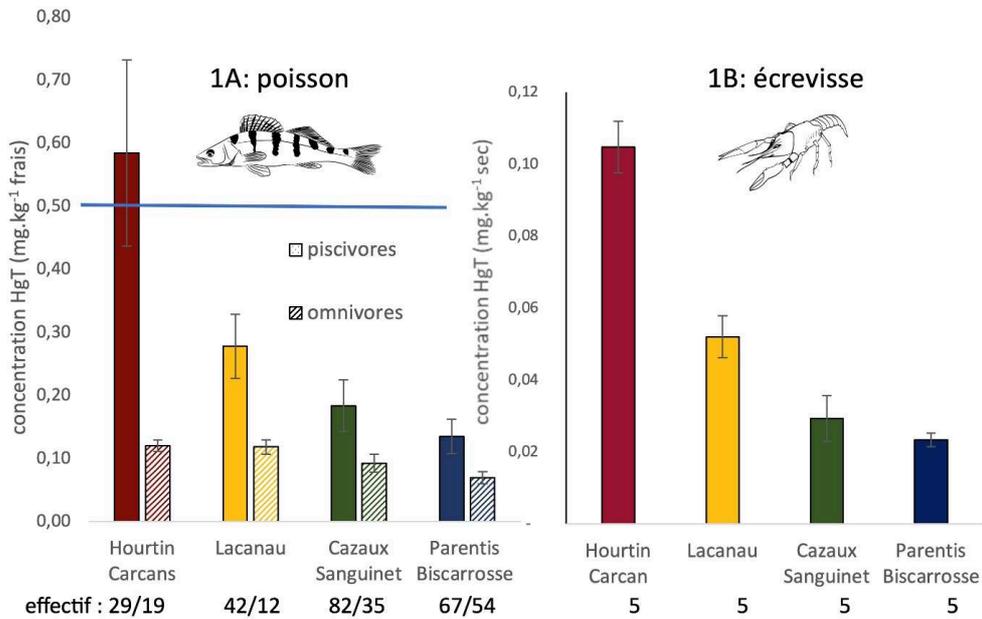
- 18 Calcul de la « dose journalière d'exposition (DJE) » :
- 19 $DJE (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}) = [C_{\text{poisson}}] \times Qt\acute{e}_{\text{poisson}}$
- 20 PC
- 21 Avec :
- 22 [Cpoisson] : concentration en MeHg dans le muscle du poisson ($\mu\text{g}/\text{g}$ pf) (poids frais)
- 23 $Qt\acute{e}_{\text{poisson}}$: 200g de poisson ingérée par la population adulte (homme et femme) et pour la population à risque (femmes susceptibles d'être enceintes de 16 à 46 ans) ; et 100 g ingérés par les enfants de 0 à 7 ans
- 24 PC : poids corporel : 70 kg_{adulte}, 65 kg_{femme enceinte} et 25 kg_{enfant de 7 ans}
- 25 Le nombre de portions de poisson par semaine que la population peut consommer sans risque pour la santé est calculé à partir du QD (quotient de danger).

Résultats et discussion :

Quels sont les niveaux de contamination par le mercure des organismes dans les quatre lacs ?

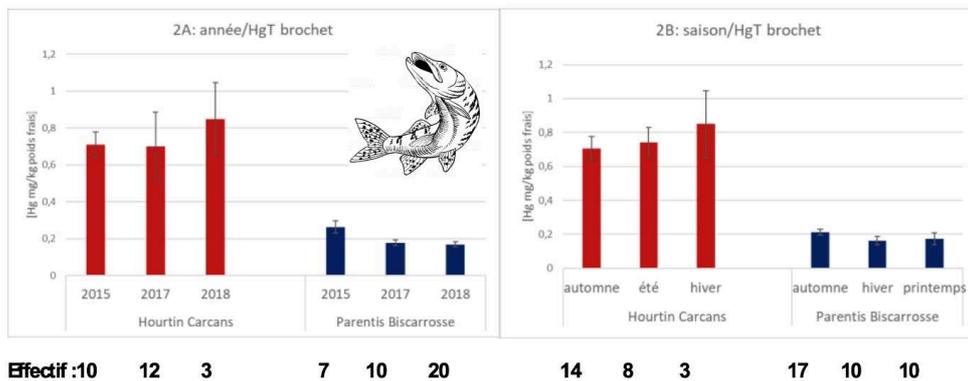
- 26 Pour chaque espèce de poisson, une classe de taille (longueur standard) a été fixée. Les tailles retenues pour cette étude sont : de 50 à 70 cm pour le brochet, de 50 à 60 cm pour le sandre, de 15 à 35 cm pour la perche, de 17 à 35 cm pour la brème et de 14 à 32 cm pour le gardon. Cette démarche nous a permis de comparer les résultats obtenus sur les différents lacs pour chaque espèce, en se basant sur le fait que la taille est corrélée à l'âge des individus. En effet, l'âge des poissons peut influencer les concentrations des métaux étudiés. L'analyse comparative des concentrations en HgT chez les espèces piscivores (brochet, sandre, perche) et omnivores (gardon, brème commune) pour des individus ayant les mêmes caractéristiques biométriques (figure 1A), confirme le gradient de concentrations en Hg constaté dans l'étude de l'ANSES (gradient croissant des lacs du sud vers le nord). Ce gradient est plus marqué chez les poissons piscivores par rapport aux poissons omnivores (Maury et al., 2005). Seule la concentration en Hg dans le muscle des piscivores en provenance du lac d'Hourtin-Carcans est au-dessus de la recommandation de consommation OMS. Les résultats montrent que les poissons piscivores issus du lac d'Hourtin-Carcans sont en moyenne 2 fois plus contaminés que ceux du lac de Lacanau, 3 fois plus que ceux du lac de Cazaux-Sanguinet et 4 fois plus que ceux du lac de Parentis-Biscarrosse.

Figure 1 : concentration moyenne en HgT (\pm SE) dans le muscle de poissons de différents régimes alimentaires (1A) ; (trait bleu, recommandation alimentaire OMS à 0.5 mg Hg/kg poids frais) et concentration moyenne en HgT (\pm SE) dans le muscle des écrevisses (1B)



- 27 Ce gradient de concentrations a également été observé dans les muscles d'écrevisses (figure 1B). Les niveaux de contamination sont en dessous de la recommandation OMS et très proches des valeurs mesurées chez les poissons omnivores (gardon et brème) de même niveau trophique que l'écrevisse (Loureiro et al., 2019).
- 28 Un suivi des concentrations en HgT dans la chair des brochets a été effectué à différentes saisons (automne, hiver, printemps, été) et différentes années (2015, 2017, 2018) dans les lacs d'Hourtin-Carcans et de Parentis-Biscarrosse (figure 2A et 2B). Aucune différence significative n'a été mise en évidence au niveau des différentes concentrations en Hg relevées dans le muscle de brochet et ceci quelles que soient la saison ou l'année au sein de chaque lac. Ce résultat est valable pour un lac donné (Hourtin-Carcans ou Parentis-Biscarrosse) et pour cette espèce piscivore et ne peut être généralisée aux autres lacs.

Figure 2 : moyenne (\pm SE) des concentrations en HgT dans le muscle des brochets en fonction de l'année (2A) et de la saison (2B).



Y-a-t-il un risque sanitaire pour la population qui consomme les poissons des lacs ?

29 Le tableau 1 présente les résultats de l'évaluation du risque lié à l'exposition au mercure de deux populations : une « population à risque » comprenant les enfants de 0 à 7 ans et les femmes enceintes ; et une population « adulte », hommes et femmes confondues. Les QD et le nombre de portions consommables par semaine pour chaque population ont été calculés pour les quatre lacs (Tableau 1). Seule la « population à risque » est concernée par des valeurs de QD supérieures à 1 pour les 3 espèces de piscivores (sandre, brochet, perche) dans le lac d'Hourtin-Carcans et uniquement pour le sandre sur le lac de Lacanau. De ce fait, il est recommandé aux femmes enceintes et aux enfants de moins de 7 ans de ne pas consommer ces poissons. Par contre, pour le reste de la population « adulte » la seule recommandation concerne la consommation de sandres pêchés dans le lac d'Hourtin-Carcans qu'il faut limiter à 5 portions par semaine. Pour les espèces omnivores (gardon, brème), il n'y a pas de limitation de la consommation pour les adultes quel que soit le lac, en revanche, pour les personnes à risque, suivant le lac et l'espèce considérée, la consommation devra être limitée (Tableau 1).

Tableau 1 : Évaluation du risque lié à l'exposition au mercure de la population humaine selon l'origine et le type de poisson consommé. N, nombre de poissons par espèce. [HgT $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{pf}$], Moyenne de la concentration dans le muscle par espèce \pm SE. *DJE, Dose Journalière d'Exposition en MeHg en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$; ** QD ; Quotient de Danger = DJE/DJT (Dose Journalière Tolérable : 0,23 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$ pour les enfants de 0 à 7 ans et pour les femmes enceintes, 1.6 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$ pour les adultes). N_{portion}, nombre de portion à consommer par semaine, SR, Sans Recommandation. Les QD > 1 sont notés en rouge.

Lac	espèce	N	[HgT $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{pf}$]	% de MeHg	enfant			femme enceinte			adulte		
					DJE*	QD**	N portion	DJE*	QD**	N portion	DJE*	QD**	N portion
Hourtin Carcans	sandre	8	1,44 \pm 0,19	95	0,71	3,10	0	0,63	2,75	0	0,62	0,39	5
	brochet	26	0,72 \pm 0,05	95	0,36	1,55	0	0,32	1,37	0	0,31	0,19	SR
	perche	11	0,69 \pm 0,12	95	0,34	1,49	0	0,30	1,32	0	0,30	0,19	SR
	gardon	29	0,13 \pm 0,01	68	0,05	0,21	5	0,04	0,18	5	0,06	0,04	SR
	brème	26	0,16 \pm 0,02	52	0,04	0,19	5	0,04	0,17	5	0,07	0,04	SR
Lacanau	sandre	2	0,75 \pm 0,22	95	0,37	1,60	0	0,33	1,42	0	0,30	0,19	SR
	brochet	17	0,31 \pm 0,05	95	0,15	0,67	1	0,14	0,59	1,5	0,13	0,08	SR

	perche	20	0,23 0,04	±	95	0,11	0,49	2	0,10	0,43	1,5	0,09	0,06	SR
	gardon	2	0,06 0,02	±	68	0,02	0,10	7	0,02	0,08	SR	0,02	0,01	SR
	brème	16	0,11 0,01	±	52	0,03	0,12	7	0,03	0,11	SR	0,02	0,01	SR
Cazaux Sanguinet	sandre	19	0,34 0,09	±	95	0,17	0,73	1	0,15	0,64	1	0,14	0,09	SR
	brochet	10	0,33 0,03	±	95	0,16	0,70	1	0,14	0,62	1,5	0,13	0,08	SR
	perche	42	0,15 0,03	±	95	0,07	0,31	3	0,06	0,28	3	0,06	0,04	SR
	gardon	21	0,13 0,02	±	68	0,05	0,20	4	0,04	0,18	5	0,04	0,02	SR
	brème	26	0,05 0,01	±	52	0,01	0,06	7	0,01	0,05	SR	0,01	0,01	SR
Parentis Biscarrosse	sandre	25	0,17 0,03	±	95	0,08	0,36	2	0,03	0,12	4	0,04	0,02	SR
	brochet	44	0,18 0,01	±	95	0,09	0,39	2	0,03	0,13	4	0,04	0,02	SR
	perche	37	0,11 0,01	±	95	0,05	0,22	4	0,02	0,07	SR	0,02	0,01	SR
	gardon	44	0,09 0,01	±	68	0,03	0,14	6	0,01	0,05	SR	0,02	0,01	SR
	brème	22	0,05 0,01	±	52	0,01	0,06	7	0,00	0,02	SR	0,01	0,01	SR

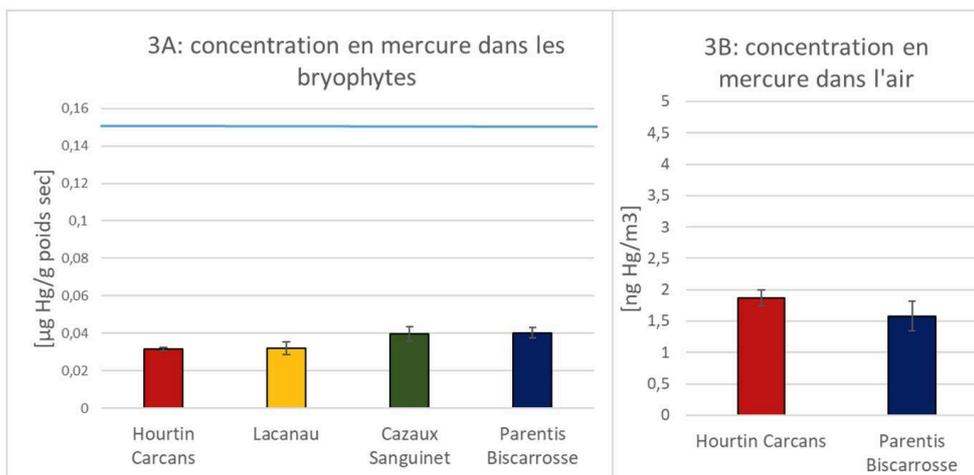
- 30 Rappelons que la Haute Autorité de Santé recommande la consommation de poissons 1 à 2 fois par semaine afin d'avoir un apport suffisant en oméga3, composé qui peut réduire le risque de maladie cardiaque et améliorer le développement du cerveau chez le fœtus et les enfants. La population « à risque » sera donc amenée à consommer d'autres poissons que ceux pêchés dans les lacs médocains.

Quelle est l'origine du mercure accumulé dans ces poissons ?

Quantification des apports atmosphériques du mercure au niveau de chaque lac :

- 31 Les résultats des concentrations en Hg dans les bryophytes terrestres et dans l'air sont illustrés par la figure 3. Aucune différence significative n'a été mise en évidence au niveau des concentrations en Hg dans les bryophytes terrestres entre les quatre lacs (Figure 3A), ce qui signifie que les apports atmosphériques de Hg sont comparables quel que soit le lac étudié. Ces concentrations sont caractéristiques d'environnements dits « éloignés et vierges » de toutes sources significatives de contamination ; la gamme généralement admise pour les sites « non pollués » étant comprise entre 0,027 et 0,074 $\mu\text{g Hg/g PS}$ (Lequy et al. 2016 ; Meyer et al. 2018). Nos valeurs sont éloignées du seuil atypique de 0,154 $\mu\text{g/g}$ (Rausch de Traubenberg et al., 2013).

Figure 3 : concentration en HgT dans les bryophytes terrestres (effectif : 15 par site) ; (3A - trait bleu, seuil atypique de 0.154 $\mu\text{g/g}$ poids sec) et concentration en HgT dans l'air (3B) ; (effectif : 2 par site)



- 32 Les résultats des mesures de mercure gazeux total (MGT) sont synthétisés sur la figure 3B. Comme pour les bryophytes terrestres, ces concentrations sont caractéristiques d'environnements dits « éloignés et vierges » de toutes sources significatives de contamination ; la gamme généralement admise pour ce type d'environnement étant comprise entre 1 et 4 ng m^{-3} (Gabriel et al., 2005 ; Bouchet et al., 2013). Ces valeurs sont également comparables aux concentrations observées au centre du bassin d'Arcachon pour la même saison (1,8 \pm 0,07 ng m^{-3} ; Bouchet et al. 2013) ou bien dans le golfe de Gascogne au large de l'estuaire de l'Adour (1,46 \pm 0,07 ng m^{-3} ; Sharif et al., 2014).
- 33 En conclusion, les sources de mercure atmosphérique sont identiques pour les quatre lacs et aucune source particulière de contamination atmosphérique n'a été identifiée pour expliquer ce gradient croissant de contamination sud-nord.

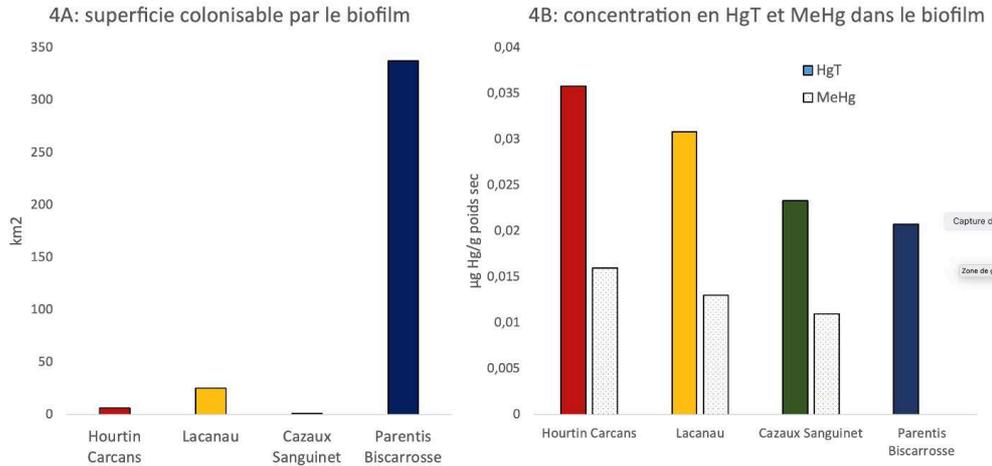
Rôle des plantes aquatiques :

- 34 Le tableau 2 et la figure 4A présentent la superficie potentiellement colonisable par le périphyton sur les hydrophytes et les héliophytes. La figure 4B représente la concentration en HgT et MeHg dans le périphyton prélevé sur les parties immergées des héliophytes au niveau des quatre lacs. La concentration en HgT et MeHg devrait être étroitement corrélée à la superficie et à la biomasse des plantes au niveau de chaque lac, car le biofilm qui recouvre ces dernières est le siège de la méthylation du Hg (Compeau & Bartha, 1985) et donc de la production de MeHg. Or, les résultats observés (figure 4) révèlent qu'il n'y a aucun lien entre le recouvrement ou la quantité de plantes (4A) et la concentration en HgT dans les biofilms (4B) pour les quatre lacs. Par exemple, au niveau du lac d'Hourtin-Carcans, la concentration en HgT dans le biofilm est la plus importante pour une surface de recouvrement des hydrophytes très faible. Le phénomène inverse est observé pour le lac de Parentis-Biscarrosse. Le facteur déterminant de la production de MeHg dans le périphyton (entre 40 % et 50 %) n'est pas lié à la surface offerte par les plantes aquatiques, un autre facteur très important doit donc intervenir car le gradient de contamination par le Hg « sud-nord » qui est observé dans les autres compartiments (poisson, écrevisse) est conservé au niveau du périphyton.

Tableau 2: Superficie de plantes potentiellement colonisables (km²) par le périphyton dans les herbiers denses de *Lagarosiphon major* et de *Egeria densa* et les roselières à *Phragmites australis*

	Carcans-Hourtin	Lacanau	Cazaux-Sanguinet	Parentis-Biscarrosse
Herbiers monospécifiques de <i>L. major</i>	6,2	2,3	1,1	19,8
Herbiers monospécifiques de <i>E. densa</i>		18,6		138,2
Herbiers mixtes		4,3		179,4
Roselières à <i>Phragmites australis</i>	0,08	0,07	0,17	0,08
Total	6,28	25,27	1,27	337,48

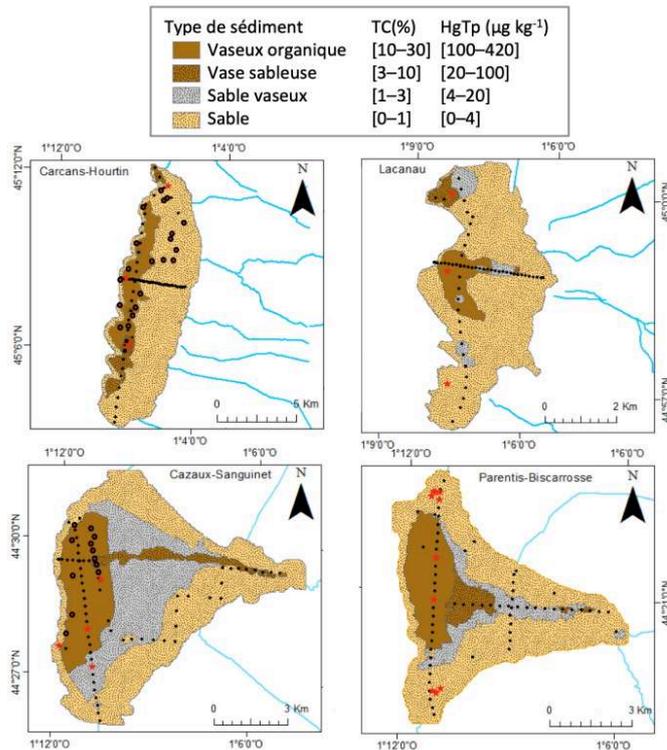
Figure 4 : (4A) Superficie de plantes potentiellement colonisables (km²) par le périphyton dans les herbiers denses de *Lagarosiphon major* et de *Egeria densa* et les roselières à *Phragmites australis* et (4B) concentration en HgT et MeHg dans le biofilm présent à la surface des plantes aquatiques.



Rôle des sédiments

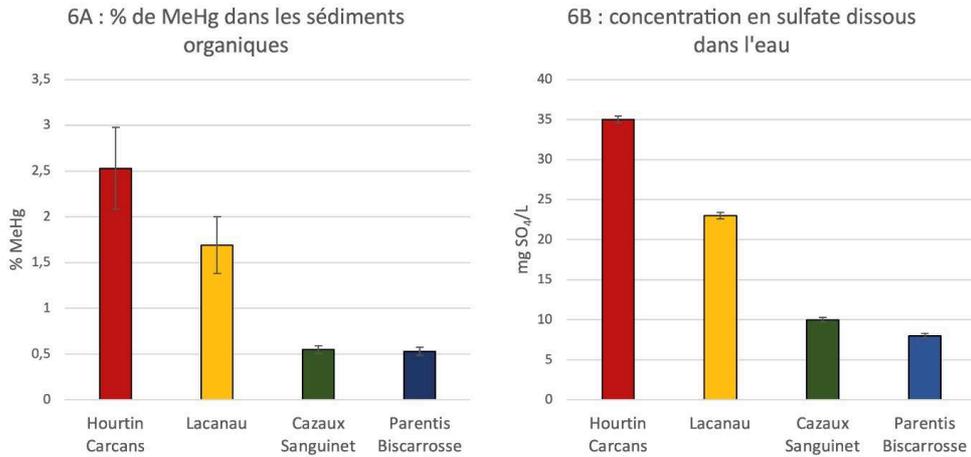
- 35 Les radiales de benne ont montré que, pour chaque lac, le type de sédiment était fortement influencé par la bathymétrie et la morphologie des lacs (Figure 5). Les zones profondes situées dans les parties ouest des lacs présentent des dépôts de couleur noir, d'aspect homogène ayant une consistance très molle. La teneur en eau y est supérieure à 95 %. Il s'agit de dépôts organiques. La profondeur à laquelle sont retrouvés ces dépôts est différente en fonction des lacs ; et pour les lacs d'Hourtin-Carcans et de Lacanau, ils se situent dès 5 mètres. En revanche, pour les lacs Landais, ce type de dépôt organique est présent dès 7 mètres de profondeur pour Cazaux-Sanguinet et 10 mètres pour Parentis-Biscarrosse.
- 36 Dans la figure 5, le % de carbone total (CT) est indiqué selon le type de sédiment et montre qu'il y a un gradient dans la teneur en carbone organique en fonction du type de sédiment. Les concentrations de HgT sont étroitement liées à la nature des sédiments et à la concentration en carbone organique et ne présentent pas de différence significative entre les lacs. Les échantillons de sable prélevés dans les sols forestiers à l'est de Sanguinet ont une répartition granulométrique identique à celle des sédiments sableux des lacs (Canredon et al., 2019) et les concentrations en mercure sont comprises entre 0,5 et 21 µg.kg⁻¹. Les valeurs les plus fortes sont associées aux échantillons de sols les plus riches en carbone organique. Les sédiments fins recueillis dans les lits des cours d'eau qui alimentent les lacs d'Hourtin-Carcans et de Lacanau ont une concentration moyenne de HgT de 2,3 ± 1,8 µg kg⁻¹, ce qui est très inférieur aux valeurs mesurées dans les sédiments organiques des lacs. Cependant, au niveau des sédiments et des sols, aucune différence significative n'est constatée au niveau des valeurs de HgT et ceci quel que soit le lac.

Figure 5 : Cartographie sédimentaire des grands lacs côtiers aquitains avec indication des teneurs en carbone organique (TC) et en mercure total (HgT). Les points noirs représentent les sites d'échantillonnage des sédiments avec une benne à partir desquels les analyses en TC et HgT ont été réalisées. Les points rouges sont des sites additionnels de prélèvement qui ont servi à valider la cartographie. Les étoiles sont les sites de carottage.



- 37 Ces éléments suggèrent que la source de mercure des sédiments se fait principalement par voie atmosphérique (cf 2.3.1). Effectivement, les concentrations en HgT sont similaires dans les sables lacustres et les sols du bassin versant, ce qui sous-entend l'existence d'une source commune et l'absence d'un enrichissement interne aux lacs dans les sables. En outre, la distribution du mercure dans les lacs est exclusivement fonction du type de sédiment, et non pas fonction de la géographie étant donnée qu'il n'y a pas de zone sur-concentrée en mercure. Ceci suggère l'absence d'une source ponctuelle due par exemple à un rejet. Les dépôts de mercure atmosphérique dans les lacs sont à la fois d'origines naturelle et anthropique. Toutefois, au vu des concentrations retrouvées dans les sédiments lacustres, dans les bryophytes et dans l'air, les valeurs sont dans la gamme des sites dits « éloignés et vierges ».
- 38 Les concentrations en MeHg mesurées dans les sédiments organiques (figure 6A) sont maximales dans les premiers centimètres sous l'interface eau-sédiment, zone la plus favorable à l'activité des microorganismes anaérobies et un gradient croissant « sud-nord » du pourcentage de MeHg est observé comme pour le périphyton. Un gradient identique sur les concentrations de sulfate dissous dans l'eau des lacs (Figure 6B) est également observé. Les concentrations moyennes de sulfate dissous dans les eaux des cours d'eau qui alimentent les lacs sont inférieures à 15 mg. L^{-1} , sauf pour le bassin versant du lac d'Hourtin-Carcans, où certains cours d'eau contiennent jusqu'à 60 mg. L^{-1} de sulfate. Pour ce bassin versant, les concentrations de sulfates sont les plus élevées dans les eaux en amont, à proximité des zones agricoles.

Figure 6 : Moyennes du pourcentage de MeHg par rapport au Hg-total dans les sédiments organiques prélevés à l'interface eau-sédiment et concentration moyenne en sulfate dans la colonne d'eau des lacs (6B).



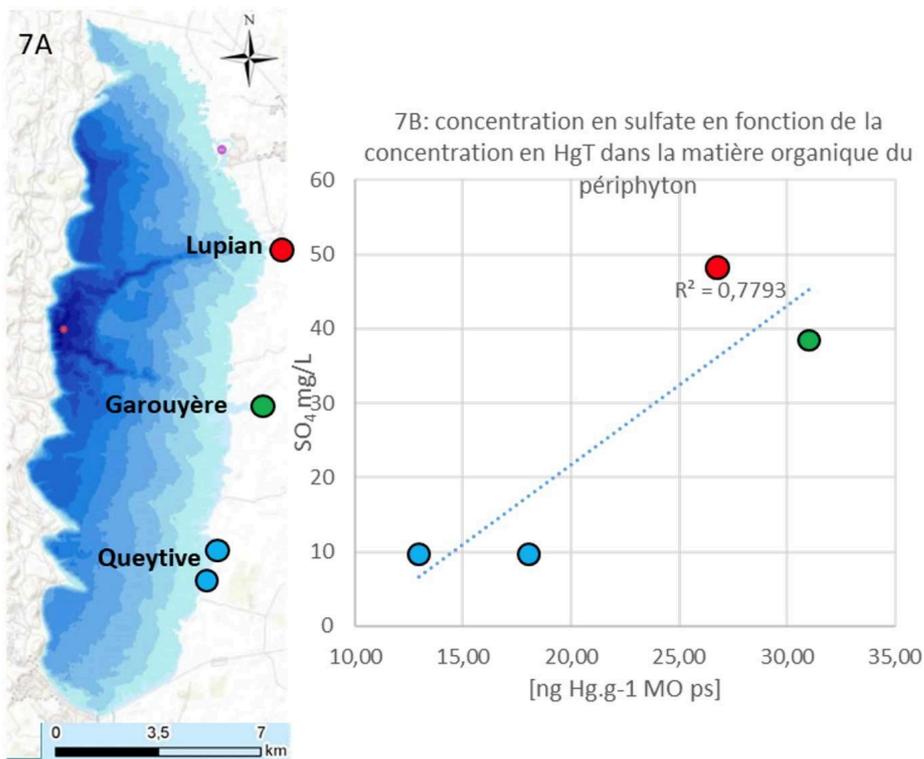
- 39 Des prélèvements de périphyton sur les parties immergées de *Phragmites australis* aux embouchures de trois ruisseaux (Lupian, Garouyère, Queytive) sur le lac d'Hourtin-Carcans ont été effectués (figure 7A). Le HgT mesuré dans la partie organique du périphyton (7B) est comme pour les sédiments organiques des quatre lacs étroitement corrélé à la concentration en sulfate dans l'eau de ces ruisseaux. Ce résultat montre que la production de MeHg des microorganismes du périphyton est aussi fortement lié à la quantité de sulfate présent dans l'eau.

Origine de la source du mercure :

- 40 L'ensemble de ces résultats montrent que les sédiments organiques des quatre lacs ont différents niveaux de MeHg. Les proportions entre 0,5 % et 0,6 % obtenues dans les lacs les plus au sud sont comparables à celles que l'on trouve dans la littérature sur les systèmes lacustres ou côtiers. En général, la concentration de MeHg dans les sédiments est inférieure à 1 % de HgT (Morel et al., 1998). Les proportions de MeHg dans les sédiments des lacs nord sont plus élevées (2,5 % et 1,7 %), ce qui signifie que le potentiel de méthylation est élevé dans ces sédiments lacustres. Les principaux facteurs connus pour influencer le taux de méthylation sont la disponibilité du Hg et l'activité bactérienne dans la colonne sédimentaire. Les apports de sulfate stimulent l'activité des microorganismes sulfato-réducteurs retrouvés abondamment dans certains compartiments de ces lacs (sédiments, biofilms périphytiques). Ainsi, la forte proportion de MeHg dans les lacs du nord, plus particulièrement dans le lac d'Hourtin-Carcans, est liée à une forte méthylation car les concentrations de sulfate sont les plus élevées (figure 6 et 7). Des études expérimentales antérieures ont montré que l'addition de sulfate stimule la méthylation dans les sédiments des milieux d'eau douce (Gilmour et al., 1992 ; Åkerblom et al., 2013). Ainsi, l'ensemble de ces données, décrites dans Canredon et al. (2019), montre que la contamination des poissons dans les lacs médocains n'est pas liée à une pollution ponctuelle en mercure, mais qu'elle découle d'un fort potentiel de méthylation du Hg issu du bruit de fond atmosphérique. Ce potentiel est lié aux teneurs en sulfate dissous dans les lacs. Ces teneurs ne sont pas par elles-mêmes un problème (norme de potabilité de l'eau : 250 mg/L SO₄ – source ANSES), puisque les valeurs situées entre 30 et 40 mg/L sont bien en deçà des valeurs seuils.

Pour la baignade, ces concentrations en sulfates ne représentent pas de danger. Mais de façon indirecte, la présence de ces sulfates transforme le sédiment organique accumulé au fond des lacs et le périphyton des plantes aquatiques en bioréacteurs qui produisent d'importantes quantités de MeHg dans les lacs médocains. Les données sur les cours d'eau montrent que l'essentiel de ce sulfate provient des zones agricoles situées sur la rive nord-est du lac d'Hourtin-Carcans. Les eaux de ce lac se déversent partiellement dans le lac de Lacanau via le canal des étangs, ce qui entraîne une concentration en sulfate de 27 mg/L favorable à la production de MeHg mais de façon moins importante que dans le lac d'Hourtin-Carcans. Les exploitants agricoles du lac d'Hourtin-Carcans ont été informés de ce problème et collaborent déjà pour comprendre les phénomènes et trouver des solutions.

Figure 7 : carte du lac d'Hourtin-Carcans avec les sites de prélèvements (7A) et corrélation entre la concentration en sulfate dans l'eau et la concentration en HgT dans la matière organique du périphyton au niveau de trois tributaires du lac (7B).



Conclusion :

- 41 Le gradient de contamination des lacs Aquitains du sud vers le nord est confirmé par cette étude et ceci quel que soit le compartiment étudié (poissons, écrevisse, biofilm, sédiment). Il n'y a pas de différence d'apport de mercure entre les quatre lacs, ce métal provient de façon naturelle de l'atmosphère et les valeurs sont très faibles, proche du niveau de site « vierge ». Au cours de cette étude, nous n'avons pas identifié de source de pollution particulière. Le seul facteur qui explique ce gradient de contamination par le mercure dans les quatre lacs est le gradient de sulfate. Il favorise le développement des microorganismes sulfato-réducteurs : plus les sulfates sont abondants, plus la production de méthylmercure est importante au niveau du biofilm périphytique et des

sédiments organiques. Malheureusement, le MeHg se transfère le long de la chaîne alimentaire et contamine les prédateurs de haut niveau trophique, comme les sandres, brochets et perches. Le risque sanitaire lié à la consommation de ces poissons piscivores est très élevé pour la population « à risque » formée par les femmes enceintes et enfants de 0 à 7 ans. Il leur est fortement conseillé de ne consommer aucun poisson piscivore pêché dans le lac d'Hourtin-Carcans, ni les sandres du lac de Lacanau. L'origine exacte du sulfate mérite d'être précisé dans une étude ultérieure dans le but de mettre en place des mesures de gestion.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2014). Air ambiant - Bio-surveillance à l'aide de mousses- Accumulation des contaminants atmosphériques dans les mousses prélevées in situ : de la récolte à la préparation des échantillons. AFNOR : NF EN16414. Mars 2014. 22 p.
- AFSSA (2004). AVIS relatif à la réévaluation des risques sanitaires du méthylmercure liés à la consommation des produits de la pêche au regard de la nouvelle DHTP. AFSSA Saisine n° 2003-SA-0380 lié à la saisine n° 2002-SA-0014. 18 p.
- ANSES AFSSA. (2008). Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments relatif à un protocole d'échantillonnage des poissons pêchés dans la Thur et l'Ille en vue de l'évaluation du risque lié à la pollution historique de ces rivières en mercure. AFSSA Saisine n° 2008-SA-0190. 13p.
- ANSES. (2013). AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à la contamination par le mercure des poissons des lacs médocains et landais. AFSSA Saisine n° 2013-SA-0064. Saisines liées n° 2012-SA-0066 ; 2009-SA-0118 ; 7p.
- ANSES. (2016). AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'exposition alimentaire des enfants de moins de 3 ans à certaines substances. AFSSA Saisine n°2010-SA-0317. 96p
- Åkerblom, S., Bishop, K., Björn, E., Lambertsson, L., Eriksson, T., Nilsson, M.B. (2013). Significant interaction effects from sulfate deposition and climate on sulfur concentrations constitute major controls on methylmercury production in peatlands. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 102, 1–11.
- Barkay, T., Wagner-Döbler, I. (2005). Microbial transformations of mercury: potentials, challenges, and achievements in controlling mercury toxicity in the environment. *Advances in Applied Microbiology*. 57, 1–52.
- Bragagli, R. (2017). Moss and lichen biomonitoring of atmospheric mercury: A review. *Science of the Total Environment*. 572: 216–231.
- Bertrin, V., Dutartre, A., Caro, A., Boutry, S., Moreira, S., Jan, G. (2012). Communautés végétales aquatiques des lacs médocains. *Cemagref*, 134p.
- Bertrin, V., Boutry S., Jan, G., Ducasse, G., Grigoletto, F., Ribaudou, 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.
-

- Boudou, A., Ribeyre F. (1997). Mercury in the food web: Accumulation and transfer mechanisms. In Sigel A, Sigel H, eds, *Metal Ions in Biological Systems–Mercury and Its Effects on Environment and Biology*. Marcel Dekker, New York, NY, USA, pp 289–320.
- Buquet, D., Anschutz, P., Charbonnier, C., Rapin, A., Sinays, R., Canredon, A., Bujan, S., Poirier, D. (2017). Nutrient sequestration in Aquitaine lakes (France) limits nutrient flux to the coastal zone. *Journal of Sea Research*. 130, 24–35.
- Bouchet, S., Tessier, E., Monperrus, M., Bridou, R., Clavier, J., Thouzeau, G., Amouroux, D. (2011). Measurements of gaseous mercury exchanges at the sediment–water, water–atmosphere and sediment–atmosphere interfaces of a tidal environment (Arcachon Bay, France). *Journal of Environmental Monitoring*. 13, 1351–1359.
- Bouchet, S., Amouroux, D., Rodriguez-Gonzalez, P., Tessier, E., Monperrus, M., Thouzeau, G., Clavier, J., Amice, E., Deborde, J., Bujan, S., Grall, J., Anschutz, P. (2013). MeHg production and export from intertidal sediments to the water column of a tidal lagoon (Arcachon Bay, France). *Biogeochemistry* 114, 341–358.
- 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.
- Compeau, G.C., Bartha, R. (1985). Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment. *Applied and Environmental Microbiology*; 50:498e502.
- Cosio, C., Fluck, R., Regier, N., Slaveykova, V.I. (2014). Effects of macrophytes on the fate of mercury in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 33: 1225–1237.
- FAO/WHO 2010. Expert consultation on the risks and benefits of fish consumption. *FAO Fisheries and Aquaculture Report*. N°978. Rome 25–29 January. ISSN 2070-6987.
- Gabriel M. C., Williamson D. G., Brooks S., Lindberg S. (2005). Atmospheric speciation of southeastern mercury in two contrasting US airsheds. *Atmospheric Environment*. 39, 4947–4958
- Gentès, S., Monperrus, M., Legeay, A., Maury-Brachet, R., Davail, S., Andre, J.M., Guyoneaud, R. (2013). Incidence of invasive macrophytes on methylmercury budget in temperate lakes: central role of bacterial periphytic communities. *Environnemental Pollution*. 172, 116–123.
- Gilfriche, P., André, J.M., Gentes, S., Maury-Brachet, R., Legeay, A., Feurtet-Mazel, A., Lespinet-Najib, V. (2019). Risk perception and specific behaviors of anglers concerning mercury contamination of fish. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, DOI: 10.1080/10807039.2018.1543541
- Gilmour, C.C., Henry, E.A., Mitchell, R. (1992). Sulfate Stimulation of mercury methylation in freshwater sediments. *Environnemental Science & Technology*. 26, 2281–2287.
- Gilmour, C.C., Correia, R.R.S., Miranda, M.R., Guimaraes, J.R.D. (2012). Mercury methylation and the microbial consortium in periphyton of tropical macrophytes: Effect of different inhibitors. *Environmental Research*. 112 86–91.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K. (1997). Cognitive deficit in 7-year-old children with pre-natal exposure 200 to methylmercury. *Neurotoxicology Teratology*. 19:41728.
- Harada, M. (1995). Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*. 25 (1): 1–24.

- Hiraki, A., Tsuchiya, Y., Fukuda, Y., Yamamoto, T., Kurniawan, A., Morisaki, H. (2009). Analysis of how a biofilm forms on the surface of the aquatic macrophyte *Phragmites australis*. *Microbes Environment* 24: 265-272
- Jamoneau, A., Jan, G., Petitcollin, T., Ribaudou, C. (2017). Biomass as a proxy for available surface area in freshwater macrophytes: Influence of seasonality. *Aquatic Botany*. 142: 91 – 95
- Kocman, D., Wilson, S.J., Amos, H., Telmer, K., Steenhuisen, F., Sunderland, L. (2017). An Assessment of the Global Inventory of Present-Day Mercury Releases to Freshwater Environments. *International Journal of Environment Research and Public Health*. 14: 1-16.
- Lequy, E., Bourin, A., Sauvage, S., Leblond, S. (2016). Biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques par les mousses – Analyse de données en France – Campagnes BRAMM 1996, 2000, 2005, 2011 – Rapport d'étude collection ADEME-MNHN. 50 p.
- Loureiro, T.G., Anastácio, P.M., de Siqueira Bueno, S.L., Wood, C.T., Araujo, P.B. (2019). Food matters: Trophodynamics and the role of diet in the invasion success of *Procambarus clarkii* in an Atlantic Forest conservation area. *Journal of Limnology*. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125717>
- Maury-Brachet, R., Durrieu G., Dominique, Y., Boudou, A. (2006). Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Science of the Total Environment*. 368, 262-270.
- Meyer Stellenbosch, C., Soule, P., Masson, P., Leblond, S. (2018). Surveillance des retombées atmosphériques par analyse de mousses en France – Campagne 2016 du dispositif BRAMM. *Rapport d'étude collection ADEME-MNHN*, 106 p.
- Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M.L., Amyot, M. (1998). The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29: 543–566.
- Poulin, B., Lefebvre, G., Mauchamp, A. (2002). Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*. 107(3): 315-325.
- Préfecture. (2013). Saisine: http://www.gironde.gouv.fr/content/download/22675/143504/file/AP_4-7-2013_consommation%20sandre%20interdite.pdf.
- Ranchou-Peyruse, M., Monperrus, M., Bridou, R., Duran, R., Amouroux, D., Salvado, J.C. (2009). Overview of mercury methylation capacities among anaerobic bacteria including representatives of the sulfate-reducers: implications for environmental studies. *Geomicrobiology Journal*. 26:1-8.
- Rausch de Traubenberg, C., Galsomies, L., Martinet, Y. (2013). Pollution atmosphérique par les métaux en France. Dix ans de biosurveillance des retombées. ADEME – Muséum national d'histoire naturelle. *EDP Sciences*. 170 p.
- Renedo, R., Bustamante, P., Tessier, E., Pedrero, Z., Cherel, Y., Amouroux, D. (2017). Assessment of mercury speciation in feathers using species-specific isotope dilution analysis. *Talanta journal*. 174, 100–110.
- Ribaudou, C., Jan, G., Bertrin, V. (2016). Distribution spatiale des herbiers d'hydrophytes exotiques dans les grands lacs aquitains. *Rapport Irstea*. 35 p.
- Ricoux, C., Gasztowtt, B. (2010). Évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition de forts consommateurs de produits de la pêche de rivière contaminés par des toxiques de l'environnement. *Etude Drass Midi-Pyrénées Cire Sud-Ouest 250p*. AppData/Local/Temp/82322_1650-d351.pdf.

Sharif, A., Monperrus, M., Tessier, E., Bouchet, S., Pinalyn H., Rodriguez-Gonzalez, P., Marron, P., Amouroux, D. (2014). Fate of mercury species in the coastal plume of the Adour River estuary (Bay of Biscay, SW France). *Sciences of the Total Environnement*. 496, 701-713

UNEP. /DTIE. (2010). Rapport d'information sur les systèmes harmonisés pour mesurer la charge corporelle du mercure. Hg/INC.2/1.

WHO. (1990). Methylmercury. *Environmental Health Criteria 101 Geneva: World Health Organisation*. ISBN 92 4 157101 2 (NLM Classification: QV 293) ISSN 0250-863X.

RÉSUMÉS

En 2013, une étude de l'ANSES sur la contamination par le mercure (Hg) des poissons des quatre plus grands lacs aquitains (Hourtin-Carcans, Lacanau, Cazaux-Sanguinet et Parentis-Biscarrosse) a montré que les concentrations de mercure chez le sandre (*Sander lucioperca*) des lacs d'Hourtin-Carcans et de Lacanau dépassaient la recommandation alimentaire de l'OMS de 0,5 mg Hg.kg⁻¹ poids frais (WHO 1990). Cette contamination pouvant constituer un risque potentiel pour la santé humaine, un arrêté préfectoral a été émis interdisant la consommation de sandres pêchés dans ces lacs. L'objectif principal de cette étude est de comprendre l'origine de cette contamination. Les résultats obtenus montrent un gradient croissant des concentrations en Hg du sud vers le nord, dans la chair des poissons piscivores. Les concentrations en Hg atmosphérique mesurées ponctuellement ou accumulées dans les bryophytes terrestres (mousses) autour des lacs sont caractéristiques d'environnements dits « éloignés et vierges » de toutes sources significatives de contamination. D'autres facteurs pouvant expliquer ce gradient de contamination chez les poissons ont été étudiés comme le rôle des plantes aquatiques. Aucun des facteurs étudiés ne peut expliquer ces différences. Seul un important gradient de sulfate sud-nord a été identifié dans les eaux et les sédiments des quatre lacs. La présence de ces sulfates favorise le développement de microorganismes sulfato-réducteurs responsables de la production de méthylmercure. Cette production accrue de méthylmercure dans les lacs médocains (Hourtin-Carcans et Lacanau) semble responsable de la forte accumulation de ce métal dans les poissons piscivores de ces lacs. La production de cette forme organique du Hg se fait principalement au niveau du biofilm périphytique présent à la surface des plantes et du sédiment organique. L'excès de sulfate dans les lacs médocains provient du bassin versant, et en particulier des zones agricoles. Les risques sanitaires liés à la consommation de poissons carnivores des lacs médocains sont avérés et leur consommation est fortement déconseillée pour les personnes les plus vulnérables (femmes enceintes et enfants). Les autres personnes adultes peuvent les consommer raisonnablement.

In 2013, a study of ANSES (French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety) on mercury (Hg) contamination of fish from the four largest Aquitaine Lakes (Hourtin-Carcans, Lacanau, Cazaux-Sanguinet and Parentis-Biscarrosse Lakes) showed that zander (*Sander lucioperca*), a carnivorous fish from Hourtin-Carcans and Lacanau Lakes had Hg levels exceeding the current consumption guideline (0.5 mg Hg. kg⁻¹ wet weight). Following this contamination, a prefectural decree banned the consumption of zander caught in these lakes. The aim of this study was to understand the source of this contamination. The results of the project show an increasing Hg concentration gradient from the southernmost lake to north in the flesh of carnivorous fishes. Atmospheric Hg concentrations measured locally and accumulated in terrestrial bryophytes (mosses) around lakes are characteristic of so-called "remote and pristine" environments from all significant sources of contamination. Other factors that may explain this gradient of contamination in fish have been studied, such as the role of aquatic plants. None of

the factors studied can explain differences among lakes. On the other hand, a significant south-north sulphate gradient has been found in the water and sediments of the four lakes. The presence of sulphate promotes the development of sulphate-reducing microorganisms in part responsible for the production of methylmercury. This increased production of methylmercury in the northern lakes (Hourtin-Carcans and Lacanau Lakes) seems responsible for the greatest accumulation of this metal in the carnivorous fishes of these lakes. The development of these microorganisms takes place mainly in the biofilm present on the surface of plants and organic sediment, also called periphyton. High sulphate concentrations resulted from agricultural activity in the Hourtin-Carcans Lake catchment. Our study found that it is strongly discouraged to consume carnivorous fishes from Hourtin-Carcans and Lacanau Lakes for vulnerable people (pregnant women and children).

INDEX

Keywords : mercury, trace elements, Aquitaine lakes, fish, aquatic plants, biofilm, periphyton, bacteria, sediment, sulphate, health human risk, prevention

Mots-clés : mercure, éléments traces métalliques, lacs aquitains, poissons, plantes aquatiques, biofilm, périphyton, bactéries, sédiment, sulfate, risque santé humaine, prévention

AUTEURS

RÉGINE MAURY-BRACHET

regine.maury-brachet@u-bordeaux.fr

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33120 Arcachon, France

SOPHIE GENTÈS

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33120 Arcachon, France

PIERRE ANSCHUTZ

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33120 Arcachon, France

CÉLINE CHARBONNIER

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33120 Arcachon, France

VINCENT BERTRIN

INRAE EABX, ECOVEA, 33612 Cestas, France

CRISTINA RIBAUDO

INRAE EABX, ECOVEA, 33612 Cestas, France

RÉMY GUYONEAUD

Université de Pau et des Pays de l'Adour- CNRS E2S IPREM, 64000 Pau, France

MATHILDE MONPERRUS

Université de Pau et des Pays de l'Adour- CNRS E2S IPREM, 64000 Pau, France

ZOYNE PEDRERO ZAYAS

Université de Pau et des Pays de l'Adour- CNRS E2S IPREM, 64000 Pau, France

JEAN-MARC ANDRÉ

IMS UMR 5218, Cognitique, ENSC-BdxINP, 33400 Talence, France

ALEXIA LEGEAY

Université de Bordeaux – CNRS, EPOC, UMR 5805, 33120 Arcachon, France