Norois

Environnement, aménagement, société

246 | 2018

Eaux, marais, lac, étang, pêche

La qualité de l'eau du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, Nouvelle-Aquitaine) : diagnostic et proposition d'actions pour l'aide à la gestion

Lake Saint-Germain (Charente, Nouvelle-Aquitaine): water quality diagnosis and proposals for improved water management

Véronique Maleval et Frédéric Pitois

Édition électronique

URL : <https://journals.openedition.org/norois/6316>

DOI : 10.4000/norois.6316

ISBN : 978-2-7535-7539-4

ISSN : 1760-8546

Éditeur

Presses universitaires de Rennes

Édition imprimée

Date de publication : 6 juin 2018

Pagination : 29-56

ISBN : 978-2-7535-7537-0

ISSN : 0029-182X

Référence électronique

Véronique Maleval et Frédéric Pitois, « La qualité de l'eau du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, Nouvelle-Aquitaine) : diagnostic et proposition d'actions pour l'aide à la gestion », *Norois* [En ligne], 246 | 2018, mis en ligne le 20 juin 2020, consulté le 14 janvier 2022. URL : <http://journals.openedition.org/norois/6316> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/norois.6316>

La qualité de l'eau du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, Nouvelle-Aquitaine) : diagnostic et proposition d'actions pour l'aide à la gestion

*Lake Saint-Germain (Charente, Nouvelle-Aquitaine):
Water Quality Diagnosis and Proposals for Improved Water Management*

Véronique MALEVAL^{a*} et Frédéric PITOIS^b

* auteur correspondant : tel : +33 (0)6 30 99 88 74

^a UMR 6042 CNRS, Université de Limoges – 39^e rue Camille-Guérin, 87 036 LIMOGES cedex. (veronique.maleval@unilim.fr)

^b Limnologie SARL – 16 rue Paul-Langevin, 35 200 RENNES. (fred.pitois@limmosphère.com)

Résumé : Le lac de Saint-Germain-de-Confolens en Charente est un réservoir d'eau potable créé en 1972. Comme la qualité de son eau pose des difficultés au gestionnaire du lac (les analyses peuvent atteindre les seuils critiques de potabilisation), une étude a été menée sur une année (mars 2015-avril 2016) pour en connaître les causes et proposer des actions de préservation. Par le biais d'une instrumentation *in situ*, de mesures et analyses, les résultats révèlent deux problèmes : l'évolution de l'occupation du sol du bassin versant (simplification du bocage par regroupement de parcelles et disparition des haies favorables à la rétention des particules et polluants) et l'eutrophisation de la masse d'eau initiée par le sous-dimensionnement du déstratificateur, installé dans le lac en 1996. Ainsi, pour pérenniser la distribution de l'eau, il a été préconisé des actions à mener dans le lac lui-même ainsi qu'auprès des agriculteurs.

Abstract: Lake Saint-Germain was created in 1972 as a reservoir to supply drinking water to the area around Confolens in the Charente département of south-western France. Water treatment has, however, sometimes proved problematic because of poor raw-water quality, with some parameters exceeding regulation thresholds. A study was conducted over a full year from April 2015 to March 2016 in order to identify the cause of this decline in quality and propose mitigating solutions. The results highlighted two categories of problems: land use on the scale of the lake's drainage basin, with bocage and hedgerow reduction leading to an increase in particulate and nutrient inflow to the lake; and, on the scale of the reservoir itself, eutrophication caused by an artificial aerator that is undersized with regard to the lake's thermal constraints. These conclusions made it possible to identify proposals for water-management and agricultural practices intended to safeguard water treatment and distribution in the future.

Mots clés : lac – bassin versant – occupation du sol – bocage – maîtrise de l'eau – gestion des ressources en eau

Keywords: lake – drainage basin – land use – bocage – water control – water management

INTRODUCTION

En France, si l'évaluation de la qualité sanitaire de l'eau (essentiellement selon des critères bactériologiques et physico-chimiques) demeure un des piliers de la gestion des milieux aquatiques, l'émergence d'une évaluation de leur état écologique (en lien avec le statut trophique) par rapport à un état de référence, est une innovation en matière de politique de l'eau (Bouleau et Pont, 2014, *in* Mitroi *et al.*, 2016). Dans la réglementation, tandis que la qualité sanitaire émane de circulaires nationales, issues du code de la santé publique mis à jour au 1^{er} janvier 2017, la qualité écologique est décidée au niveau européen par la directive-cadre européenne sur l'eau (Directive 2000/60/CE) et transcrite en France par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de 2006. Toutefois, la DCE, qui définit les objectifs de qualité écologique des milieux aquatiques et des conditions de référence (Steyaert et Ollivier, 2007), ne s'applique pas aux plans d'eau de moins de 50 ha (Dufour et Piégay, 2009, Finger-Stich, 2013). Cette restriction a été particulièrement étudiée et critiquée par les géographes-limnologues dont l'objet d'étude est l'étang (Bartout et Touchart, 2015, 2013), car l'évaluation et la gestion de leur qualité amènent de fait, à des connaissances partielles, c'est-à-dire limitées aux usages définis par les gestionnaires (Mitroi *et al.*, 2016). En effet, les exigences de qualité de l'eau des milieux aquatiques varient selon leurs usages : si les activités de pêche ne requièrent aucun suivi particulier, la baignade nécessite un suivi approfondi, et les eaux destinées à l'alimentation en eau potable (AEP) doivent répondre à certaines normes de qualité (Reignier et Kerrien, 2015), régies par la directive 1998/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Ces normes portent sur de multiples paramètres, notamment biologiques, physico-chimiques et radiologiques, permettant aux agences régionales de santé (ARS) de classer l'eau en trois catégories de qualité décroissante (A1, A2 et A3) (arrêté du 11 janvier 2007). Ce classement permet de définir les traitements de l'eau brute (clarification, désinfection, affinage) visant à réduire la concentration ou à éliminer les substances dissoutes ou en suspension pour que l'eau atteigne la qualité sanitaire nécessaire à la distribution.

Dans le contexte environnemental actuel, la gestion de la ressource en eau est une thématique forte du XXI^e siècle (Bartout, 2015). Les scientifiques prévoient, pour la plupart des régions du monde, que l'accès des populations à l'eau potable constituera un des principaux enjeux (GIEC, 2014), en raison des menaces pesant sur la ressource (exemple de la pénurie et de la pollution avec, dans le même temps, une demande croissante), mais aussi sur sa qualité, des conditions plus chaudes et plus sèches favorisant sa dégradation et son eutrophisation (Jeppesen *et al.*, 2009, Moss *et al.*, 2011, Zhang *et al.*, 2012, Visser *et al.*, 2016). Cette question de l'approvisionnement en eau est, depuis plusieurs dizaines d'années, un défi pour la retenue de Saint-Germain-de-Confolens en Charente, tant certaines perturbations ont été observées par le gestionnaire et la population. Ainsi, l'objectif de cet article est d'identifier les facteurs responsables de la dégradation de l'eau et de présenter des actions susceptibles de les améliorer, pour aider à une gestion plus efficiente du lac de Saint-Germain-de-Confolens, et, *in fine*, assurer durablement la distribution d'une eau répondant aux normes de potabilité.

PRÉSENTATION DU SITE ET CONTEXTE DE L'ÉTUDE

En Charente, le lac de Saint-Germain-de-Confolens a été mis en eau au début des années 1970 sur l'Issoire, juste en amont de sa confluence avec la Vienne (bassin de la Loire), par la construction d'un barrage-poids haut de 13 m et d'une longueur de 67,50 m. D'après les caractéristiques morphométriques du lac (tableau 1), il convient de remarquer que si localement, Saint-Germain-de-Confolens est appelé et considéré comme un lac, il est aussi classé, selon la bibliographie scientifique (Touchart, 2000, 2007 ; Touchart et Graffouillère, 2004 ; Bartout, 2006), dans la catégorie stagnestre. En effet, sa faible superficie (moins de 60 ha) et son petit volume d'eau (moins d'1 million de m³) font de lui un étang, bien qu'il ait la profondeur d'un lac (plus de 6 m). Saint-Germain-de-Confolens est donc un lac de très petite taille qui, selon Bartout et Bernard (2007) ne peut être qualifié d'étang, ne serait-ce parce que sa fonction conditionne des prélèvements d'eau pour l'AEP.

Début du remplissage	Décembre 1971
Fin du remplissage	Janvier 1972
Cote normale de remplissage (m)	135
Superficie à la cote 135 NGF (ha) *	20,7
Périmètre à la cote 135 NGF (km) *	5,07
Volume à la cote 135 NGF (m ³)	740 000
Capacité utile théorique (m ³)	627 000
Profondeur maximale (m)	8
Profondeur moyenne (m)	3,57
Taux de renouvellement des eaux (jours)	6,5
Date d'installation du déstratificateur	1996

* Données calculées dans MapInfo d'après l'image aérienne de 1972

Tableau 1 : Caractéristiques morphométriques du lac de Saint-Germain-de-Confolens
Morphometric characteristics of lake Saint-Germain in Saint-Germain-de-Confolens

L'Issoire, tributaire du lac, naît en Haute-Vienne dans les monts de Blond à environ 400 m d'altitude et reçoit les eaux de multiples affluents, dont la Courrière et la Marchadaine en rive gauche (figure 1 – **planche III**), avant de pénétrer dans le lac après un parcours d'environ 38 km sur le plateau cristallin de la marge occidentale du Limousin, datant de l'ère primaire (Capdeville *et al.*, 1983); le terrain granitique calco-alcalin et arénisé du Confolentais a permis de modeler des collines mollement ondulées. Le lac, encaissé dans la vallée de l'Issoire, reçoit ainsi les eaux d'un vaste bassin versant rural de 284 km², à cheval sur la Charente (7 communes) et la Haute-Vienne (11 communes), dont le débit moyen annuel est de 2,8 m³/s; l'hiver correspond à la saison des hautes-eaux (Q_{moy} de 4,3 m³/s), et l'été, aux basses eaux (Q_{moy} de 0,8 m³/s) (Boulanger et Savy, 2015). Comme la grande majorité des cours d'eau limousins et angoumois, l'Issoire a un régime de type pluvio-évaporal océanique (selon Météo-France, les précipitations moyennes annuelles du bassin versant sont de 850 mm).

C'est pour alimenter en eau potable le Confolentais dit Charente-Limousine (pour son appartenance non seulement géomorphologique, mais aussi historique, culturelle et linguistique – langue d'oc – au Limousin malgré son rattachement administratif à la Charente), que ce réservoir a été créé. Le volume prélevé annuellement pour l'AEP d'environ 14 000 habitants (7 979 abonnés au 31 décembre 2015 contre 5 663 dans les années 1970) dépasse

le million de m³ (1 256 221 m³ en 2015). L'eau est traitée à Saint-Germain-de-Confolens à la station de Bellevue située à 250 m du barrage, en rive gauche. Cette fonction exclusive du lac représente un enjeu considérable pour la population mais aussi pour le gestionnaire, le Syndicat d'Eau Potable (SEP) du Confolentais, gérant à la fois la retenue et la distribution de l'eau.

Dès 1974, des traces de fer et manganèse nécessitant un traitement supplémentaire avant la distribution ont été détectées dans l'eau. En 1987, la présence d'insecticide (lindane) et herbicide (triazine) apparaît avant celle d'autres pesticides (atrazine et simazine à partir de 1995) que les procédés de traitement ne peuvent totalement éliminer. Sans compter qu'au début des années 1990, l'eau, de qualité déjà insatisfaisante, se détériorait fortement en été par la croissance démesurée des cyanophycées (Boulanger et Savy, 2015). Plus récemment, les teneurs en matières organiques ont atteint la limite de potabilisation : 9 mg/l mesurés pour une limite maximale à 10 (SEP, 2015). Ainsi, les quelques études effectuées ponctuellement ont montré qu'au fil du temps, la qualité des eaux brutes se dégrade, malgré le traitement thermique du lac par l'aménagement, en 1996, d'une aération forcée des eaux lacustres pour oxygéner la masse d'eau. Face à cette situation de plus en plus difficile (l'eau brute est classée A3) et coûteuse (par exemple, plus de 20 000 € ont été dépensés pour le traitement de l'eau pour les seuls mois de juillet et août 2006 (Boulanger et Savy, 2015), et 461 000 € pour la seule année 2015), la décision de procéder, sur un délai d'un an minimum, à une étude de synthèse sur le fonctionnement de la retenue dans son bassin versant, a été jugée primordiale pour cerner les dysfonctionnements persistants dégradant la qualité de l'eau.

MÉTHODOLOGIE

La connaissance de la qualité des lacs (fonctionnement écologique et caractéristiques sanitaires) passe par des investigations visant à acquérir des informations sur l'ensemble des composantes du système lacustre (pleine eau, sédiments, organismes vivants) (Beaujeu et Paolini, 2015), mais également sur son bassin versant. Ainsi, pour connaître le fonctionnement physique et l'évolution morphologique de la retenue d'eau de Saint-Germain, l'étude

complète a été articulée autour de 3 volets : 1) un bilan sédimentaire permettant d'évaluer le volume utile et la dynamique de la sédimentation (Maleval et Pitois, 2017), 2) un suivi physico-chimique des eaux du lac, des eaux de l'Issoire et de celles exportées au-delà du lac, et 3) une étude pour évaluer l'influence du bassin versant sur la qualité des eaux et le volume solide entrant dans la retenue. Pour aboutir aux résultats, le protocole relativement complet de mesures, d'observations et d'analyses grâce, notamment, à une instrumentation *in situ*, a été mis en œuvre durant une année complète, d'avril 2015 à mars 2016. Dans cet article, destiné en partie à cerner les interactions entre la qualité de l'eau du lac et les activités en amont, seuls les volets consacrés au suivi physico-chimique des eaux (lacustre et fluviale) et à l'étude du bassin versant sont présentés.

Pour l'étude qualitative de l'eau lacustre

Pour comprendre les dysfonctionnements de la retenue de Saint-Germain, le protocole qualitatif d'étude de l'eau a été couplé à une étude thermique, tant les caractéristiques physique, biologique et chimique de la retenue, sont dépendantes de la température.

Suivi thermique de la retenue

Comme la distribution géographique des températures (et de la lumière) à l'intérieur d'un lac conditionne la répartition spatiale de nombreuses autres caractéristiques lacustres, comme la disponibilité en oxygène des eaux de profondeur ou encore l'étagement et la zonation biogéographique (Wetzel, 2001, Touchart, 2002), l'étude thermique de Saint-Germain est apparue inévitable. L'objectif de ce suivi est la connaissance du comportement thermique du lac sur une année, en sachant que celui-ci n'est plus conditionné uniquement par le contexte géographique (climatique et hydrologique essentiellement) du lac. En effet, utilisé dans les plans d'eau depuis les années 1950 (Cooley et Harris, 1954 *in* Touchart, 2002), le lac de Saint Germain est équipé depuis 1996, dans sa partie aval, d'un aérateur à injection d'air destiné à casser la stratification thermique de la colonne d'eau et à oxygéner les eaux profondes pour lutter contre le développement excessif des micro-algues et le

relargage d'éléments indésirables comme le fer, le manganèse, l'ammoniaque ou les sulfures, néfastes à la potabilisation de l'eau (Stumm, 2005). Pour cette étude, la méthode employée a été largement développée par Touchart (2002), géographe-limnologue spécialiste de la thermique des milieux aquatiques. Ainsi, entre mai 2015 et mars 2016, 10 sondes thermiques enregistreuses ont été installées en continu dans le lac, par le biais de deux chaînes de bouées comportant chacune 5 sondes. Pour comparer les effets du déstratificateur, la chaîne amont a été localisée en dehors de son influence, la seconde, à proximité de la rampe aval (figure 2 – **planche IV**). Pour obtenir la répartition verticale des températures, les sondes ont été disposées le long de la chaîne de bouée, en fonction de la profondeur : une à 50 cm sous la surface, une au fond et 3 intermédiaires à 1 m, 2 m et 3 m. Pour appréhender correctement les cycles thermiques, les sondes ont été paramétrées pour enregistrer la température de l'eau toutes les heures (Webb et Walling, 1997), comptabilisant 7 871 données par sonde. Au total, les 11 sondes en état de fonctionnement ont recueilli, sur 327 jours, 86 297 données thermiques horaires à analyser. Le paramétrage des sondes et le déchargement des données ont été effectués avec le logiciel OTLM Gemini Data Logger.

Durant l'année complète d'enregistrement des sondes thermiques, le suivi de la qualité de l'eau a été régulier et relativement complet comme décrit ci-dessous.

Suivi de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau est sans doute le paramètre le plus connu car le plus contrôlé par le gestionnaire compte tenu de la fonction d'AEP du lac de Saint-Germain. Cependant, la présence excessive et croissante de certains composants dans cette eau a rendu obligatoire la mise en place d'un suivi annuel approfondi de l'eau lacustre. Ainsi, les principales caractéristiques physico-chimiques (température, pH, oxygène dissous, acidité, conductivité, phyco-cyanine, un pigment spécifique aux cyanobactéries) ont été mesurées trimestriellement la première année (les 15 avril, 11 juin, 27 juillet, 16 septembre, 10 décembre 2015 et 17 mars 2016), puis chaque mois au cours de l'été 2016 (les 26 juillet, 24 août et 19 septembre), en 13 points lacustres, tous les

50 cm du fond vers la surface, grâce à l'utilisation d'une sonde multiparamètre YSI 6600 V2 (figure 3). Ces relevés permettent d'apprécier, au cours des saisons, l'activité biologique et la disponibilité de l'oxygène dans la colonne d'eau. De plus, des échantillons d'eau brute ont été prélevés, à la même fréquence, en 3 points du lac (amont, médian et aval, figure 3 – **planche IV**) et selon un profil vertical (à 50 cm sous la surface pour le point amont, à 50 cm sous la surface et 50 cm au-dessus du fond pour les points médian et aval), pour réaliser, en laboratoire, des analyses physico-chimiques de nutriments, de matières en suspension (MES), de minéralisation et de micropolluants comme les métaux, mais également des analyses hydrobiologiques (chlorophylle a et phytoplancton, seulement en surface) afin d'évaluer la production primaire, connue comme élevée dans les lacs peu profonds (Scheffer M., 2004, Beaujeu et Paolini, 2015). Les résultats, interpolés sous Sigma Plot 12 et présentés sous forme de profils, rendent compte de la distribution longitudinale et verticale des principaux marqueurs du fonctionnement du lac.

Pour l'étude du bassin versant

Un lac étant le maillon d'une chaîne complexe en relation directe avec son bassin versant, il convient de comprendre les mécanismes et les imbrications qui se produisent entre une rivière et un lac, « milieux si différents, et pourtant si complémentaires dans la gestion de la ressource au niveau d'un bassin versant » (Savy, 2006). Ainsi, simultanément à l'étude du lac lui-même, les échanges s'exerçant du bassin versant vers le lac, et au-delà, ont été étudiés. Ces échanges apparaissent particulièrement importants à connaître, au regard de la taille du bassin d'alimentation.

L'occupation du sol du bassin versant du lac

Apparemment trop riche en nutriments, il apparaissait fort possible que le lac de Saint-Germain-de-Confolens reçoive de l'amont, des pollutions ponctuelles et diffuses d'origine anthropique. En effet, le bassin d'alimentation étant un système géographique global c'est-à-dire physique et humain (Touchart, 1993) connecté au lac, il était important, pour expliquer, en partie, l'origine des perturbations

du lac, d'étudier le bassin versant par le biais de l'occupation actuelle du sol ainsi que son évolution depuis la création du lac. Ainsi, l'occupation du sol a été photo-interprétée sur les 284 km² du bassin d'alimentation, à deux dates différentes : 1972, juste à la création du lac, et 2011. Les documents utilisés ont été les bases cadastrale (BD parcellaire de l'IGN), topographique (IGN scan 25) et agricole (RPG 2012, Inventaire Forestier National) ainsi que les images aériennes (photographie de 1972 et orthophotographie de 2011). La photo-interprétation, effectuée à l'échelle de la parcelle dans les logiciels *QGIS* et *MapInfo*, a permis de constituer la base de données initiale après identification des différents milieux. En raison de l'importante dimension du bassin versant, la discrétisation de l'occupation du sol a été simplifiée en six classes : les espaces boisés et les friches forestières, les prairies (permanentes ou temporaires, les estives et les fourrages), les cultures (céréales, oléagineux, protéagineux), les friches agricoles et les broussailles, les vignes, les plans d'eau ainsi que les secteurs bâtis ou artificialisés. Les résultats ont été cartographiés.

De plus, pour mieux comprendre l'érosion du bassin versant et les apports au lac, cette étude a été affinée par la cartographie évolutive du linéaire de haies, celles-ci ayant un rôle de barrière physique et biogéochimique (Viaud, 2004) en interceptant le ruissellement, les sédiments et les polluants, un processus largement étudié par P. Merot (1999), V. Caubel (2001) et V. Viaud (2004). En effet, leur présence, en augmentant les distances et les temps de transfert des ruissellements, et en canalisant l'écoulement des eaux pluviales, favorise l'infiltration et le dépôt des particules, des nutriments et des polluants comme les pesticides (Viaud, 2004, Liagre, 2006). Pour cette étude, le linéaire des haies arborées et buissonnantes nettement identifiées sur les différentes missions aériennes, a été digitalisé, pour les 2 années, à l'échelle 1/10 000. Il n'a pas été tenu compte des haies basses de jardins ou de bord de route (murets, ronciers...) dont l'identification est plus difficile, notamment sur les photographies de 1972. La comparaison des deux digitalisations a mis en évidence l'évolution du linéaire à savoir, les haies disparues, l'aménagement de nouvelles et celles intégrées aux espaces en friche ou aux espaces boisés. Ces résultats ont été cartographiés. Ensuite, il a été calculé à partir du MNT du bas-

sin versant (IGN BD ALTI 2015), grâce au logiciel QGIS, la pente et le sens d'écoulement en amont de chaque haie disparue et créée (maille de 25 m) afin de déterminer leur importance dans le processus d'érosion :

« Le ruissellement de versant qui arrive en amont d'une haie perpendiculaire à la direction de l'écoulement est ralenti et infiltré ou redirigé. L'infiltration est favorisée par la forte perméabilité du sol au voisinage des haies, liée à la forte teneur en matière organique et à la porosité au niveau des racines. Les haies non perpendiculaires aux écoulements participent également à l'allongement des distances et des temps de transfert en ralentissant et en redirigeant le ruissellement » (Viaud, 2004, p. 33).

Toutefois, si elles sont parallèles à la pente, ces haies n'ont aucune efficacité pour contrer le transport de sédiments.

Le suivi de l'Issoire et de ses affluents

Les principaux échanges étudiés entre le bassin versant et le lac ont été les matières en suspension (MES), principaux apports solides de tous ceux en présence (Forel, 1892 ; Collet, 1925), possédant à eux seuls « une valeur représentative très suffisante » (Fournier, 1960, p. 26), ainsi que les nutriments dont le phosphore, dans la mesure où les valeurs relevées dans la littérature technique sont importantes : selon l'étude de R. Tymen (1997) sur différents lacs du bassin Loire-Bretagne, dont Saint-Germain-de-Confolens, le lac étudié recevrait plus de 90 % de phosphore d'origine agricole et la charge de son bassin serait de 1,83 kg/ha. Ces matières entrent avec les eaux de l'Issoire, elles-mêmes en relation avec les précipitations qui, chaque semaine de l'année d'étude, ont été collectées auprès des services de Météo-France. Cette étude a été conduite sur un cycle hydrologique complet, d'avril 2015 à mars 2016, de façon à observer les variabilités saisonnières. Les techniciens du SEP ont prélevé toutes les semaines 1 litre d'eau en amont du lac, au pont Binot (figure 4) et, une fois par mois, 3 litres d'eau pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et hydro-biologiques (les mêmes que pour l'eau lacustre). En raison de l'inégale répartition verticale et transversale des particules trans-

portées en suspension dans une section mouillée (Fournier, 1960), « l'eau a été prélevée à environ 25 cm au-dessous de la surface dans la section du lit où le courant est le plus rapide » (Maleval, 2006). Pour avoir une connaissance précise du rôle joué par le lac, le même travail a été conduit juste en aval de la retenue pour mesurer les sorties du lac. Au total, 104 échantillons d'eau ont été prélevés puis analysés en laboratoire.

Afin de compléter les résultats sur l'eutrophisation, il a été conduit, au cours de l'été 2016 (à la fin des mois de juillet, août et septembre), trois campagnes de prélèvements d'eau dans les affluents de l'Issoire, pour évaluer la qualité de l'eau pénétrant dans le lac, et connaître le rôle du bassin d'alimentation sur la qualité de l'eau lacustre. Dix sites de prélèvements (figure 4 – **planche V**) ont été choisis en fonction de leurs particularités amont à savoir la présence de terres labourées et cultivées, de vergers et d'étangs mais aussi de regroupements humains (lieu-dit, village de vacances) ; ils sont représentatifs de l'ensemble de l'occupation du sol du bassin versant. L'objectif est de connaître les contributions des affluents à la dégradation de la qualité de l'eau et d'en identifier l'origine (érosion de terres, rejets d'eaux usées, vidange d'étangs...). En raison du prélèvement mensuel (de juillet à septembre), les contributions relatives aux flux ont été évaluées par la moyenne des concentrations des trois campagnes, pondérée par la surface des sous-bassins. Cette méthode autorise également la comparaison des sous-bassins entre eux par rapport à la qualité moyenne des eaux dans l'ensemble du bassin versant : si la contribution est inférieure à la quote-part de superficie, la qualité de l'eau est meilleure que la moyenne, et si la contribution au flux est supérieure à la quote-part de superficie, la qualité de l'eau est moins bonne que la moyenne.

SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Occupation du sol du bassin versant et évolution

D'un point de vue général, le bassin versant est une région rurale pour laquelle l'occupation du sol est restée sensiblement la même entre 1972 et 2012 : les 3 unités bien représentées sont les prairies, les cultures et les espaces boisés. En 40 ans,

les changements se sont opérés principalement en termes de répartition et spécialisation :

– À la création du lac, en 1972 (figure 5 – **planche VI**), le paysage agricole (hors forêts) était très morcelé tant les parcelles cultivées (principalement pour les céréales) ponctuaient les prairies vouées à l'élevage extensif ovin. Dans ce territoire bocager, la superficie de l'espace prairial dominait à hauteur de 62,66 % tandis que les cultures céréalières représentées à 18,26 %, étaient moins étendues que les espaces forestiers (19,22 %). Ceux-ci, bien que disséminés dans l'ensemble du bassin versant, caractérisent surtout le nord, la commune de Mézières-sur-Issoire, et le sud du bassin versant, entre Montrollet et les monts de Blonds.

– En 2012 (figure 6 – **planche VII**), l'occupation du sol montre une spécialisation du territoire par regroupement des parcelles créé par le remembrement. Ces regroupements fonciers, plus intéressants à exploiter et effectués au profit des céréales (notamment du maïs et du blé), sont par exemple très nets le long de l'Issoire, juste en amont du lac (figure 7 – **planche VIII**) : entre Esse et Brillac, si le fond de la vallée de l'Issoire a été boisé entre les 2 dates, les prairies de 1972 ont, sur les versants et à leur sommet, laissé la place aux cultures.

Sur l'ensemble du bassin versant, les pourcentages montrent une diminution négligeable de la superficie des espaces labourés (-1,51 % soit 16,75 %), et si les prairies destinées à l'élevage extensif¹ restent dominantes malgré une légère baisse avec 59,33 % de la surface (-3,33 %), les bois et friches forestières ont légèrement progressé (+1 % soit 20,22 % pour les forêts ; 1,53 % en 2012 contre 0,54 % en 1972 pour les friches). La dernière caractéristique du bassin versant en 2012 est le nombre considérable de points d'eau recensés de toutes sortes (étangs, mares, abreuvoirs) : en 40 ans, ils sont passés de 210 à 548, soit une augmentation de 88,2 %. Comme l'explique Bartout (2012), ces créations sont le fait de citoyens profitant de la déprise agricole pour réinvestir les campagnes.

Entre 1972 et 2014, le linéaire des haies a significativement diminué car si à la création du lac, 2 279 km de haies dessinaient les parcelles agricoles, près de 658 km ont disparu en 2014, soit près de 30 % du linéaire de l'ensemble des communes du

bassin versant. Les disparitions concernent plus les communes charentaises (33,49 %) que haut-viennoises (29,36 %), et d'une manière générale, les communes dont le bocage était le plus dense sont celles qui ont perdu le plus long linéaire de haies, du fait principalement des regroupements parcellaires. Cela s'observe aussi bien pour les espaces exploités sous la forme de grande culture que pour ceux où la prairie permanente est dominante. Le maximum a été enregistré à Brillac (Charente) avec 40 % d'arrachage par rapport au linéaire de 1972, le minimum a été observé à Mézières-sur-Issoire, commune plutôt boisée de Haute-Vienne, avec 19,04 %, et où le parcellaire était déjà en partie regroupé et optimisé en 1972.

La figure 8 (**planche IX**) représentant la densité des haies par communes (longueur de haies par km² de portion communale intégrée au bassin versant) confirme que les communes de Charente, en 1972, avaient plus de haies au km² (8,83 à 11,54 km/km²) ; cependant, deux communes de Haute-Vienne, Bussière-Boffy (limitrophe de la Charente) et Gajoubert, enregistraient ces fortes densités. Gajoubert et Lesterps (Charente) étaient, en 1972, les communes du bassin versant les plus bocagères. La carte illustrant les densités en 2014 comprend non seulement des haies déjà en place en 1972 mais également de nouvelles, créées entre 1972 et 2014. Il apparaît tout de même sur cette carte une diminution de densité pour l'ensemble des communes du bassin versant, faisant disparaître les 2 classes de densités les plus fortes (8,83 à 11,54 km/km²) et apparaître une classe de plus faibles densités (3,05 à 4,45 km/km²). Lesterps et Gajoubert restent, malgré une diminution (plus forte pour Lesterps), les communes où le bocage est le plus présent au km² (7,47 à 8,70 km/km²). La 3^e carte de la figure 8 (**planche IX**) matérialisant la seule disparition des haies entre 1972 et 2014, révèle que c'est principalement à proximité du lac, à Brillac, Lesterps et Saint-Christophe, que l'arrachage des haies a été le plus intense (2,11 à 3,19 km/km²). Cette évolution apparaît logique en raison des regroupements parcellaires voués aux cultures, effectués entre 1972 et 2014, principalement en Charente.

De plus, il convient de noter que sur l'ensemble du bassin, 85 % des haies disparues (83,95 % en Haute-Vienne et 83,05 % en Charente) avaient une réelle efficacité pour contrer l'érosion des sols

1. L'élevage ovin domine avec plus de 100 000 têtes, suivi de l'élevage bovin représenté avec près de 8 000 têtes (Boulanger, Savy, 2015).

par leur position plus ou moins perpendiculaire à la pente. En effet, même si la vitesse de transfert dépend de la rugosité du sol et de la pente, elles ralentissent les flux et modifient la direction des écoulements en les canalisant (Molénat *et al.*, 2009), et/ou en les infiltrant (Viaud, 2004). Pour cette raison, il existait dans les paysages anciens, une relation entre la densité du bocage et la pente (Viaud, 2004). Ici, le seul exemple d'Esse est représentatif de la disparition des haies ayant un vrai rôle anti-érosif (tableau 2) : avec une pente moyenne de 3,72°, 88,14 % des haies disparues favorisaient l'infiltration des ruissellements et le piégeage des particules transportées.

Les investigations menées dans le bassin versant pour connaître les apports au lac (transferts de matières comme les nutriments ou les cyanobactéries) en témoignent.

Commune de Esse (3006 ha)		
Esse : 1 512 ha dans de BV (50,3 %)	Longueur (km)	(% par rapport à 1972)
Longueur totale de haie 1972	131,2	
Longueur totale de haie 2014	98,75	75,27
Haie disparue (mutation vers la surface agricole)	27,4	20,88
Haie disparue (mutation vers boisements ou friche)	7,89	6,01
Total de disparition/mutation du réseau de haies	35,29	26,90
Recomposition du réseau de haie (haies modifiées, plantation, friche, haie vive...)	2,35	1,79
Position des haies disparues en fonction des écoulements	Longueur (km)	(%)
Haies perpendiculaires à l'écoulement favorisant fortement le ralentissement des ruissellements et l'infiltration des eaux (pmoy = 3,76°)	5,18	18,91
Haies favorisant plus ou moins l'infiltration (pmoy = 3,69°)	18,97	69,23
Haies parallèles à l'écoulement - indifférentes (pmoy = 3,39°)	3,25	11,86
Bilan : pourcentage de haies disparues favorisant l'infiltration	24,15	88,14

Tableau 2 : Les caractéristiques de la disparition des haies sur la commune d'Esse

Changes in hedgerow cover within the municipality of Esse (Charente)

Activités et transferts vers le lac

Pour tenter de localiser les secteurs du bassin versant vecteurs de matières solides et de pollutions, le travail mené sur la partie aval du bassin versant (principalement charentaise), s'est focalisé sur l'Issoire et quelques-uns de ses affluents, traversant des zones représentatives en termes de population, d'activités ou encore d'occupation du sol.

Dans l'ensemble, sur les 3 campagnes de mesures de l'été 2016, les analyses montrent que la qualité des eaux des affluents est très contrastée, souvent plus dégradée que celle des eaux de l'Issoire :

– L'Issoire en amont du territoire du SEP (partie haut-viennoise matérialisée par la station *I Am* de la figure 4), couvrant 52,5 % de la surface totale du bassin (superficie équivalente à celle des affluents étudiés), devrait, mathématiquement, porter près de la moitié des flux de matières arrivant au lac. Ce n'est pas le cas car plusieurs contaminants sont présents au-delà de la moyenne, à l'image du phosphore (62 % du total), de l'ammoniaque (74 % du total), du carbone organique (64 % du total, notamment sous forme particulaire) et du phytoplancton (61 % du total).

– Pour les affluents de rive gauche et droite, le tableau 3 synthétise les contributions de chaque cours d'eau et montre qu'elles sont très variables.

Les plus représentatifs sont, pour la rive gauche, le ruisseau d'Esse (G1) qui porte à lui seul 6,7 % de l'azote minéral (essentiellement des nitrates) et 4,7 % du phosphore total (principalement des PO_4) alors qu'il ne représente que 2,5 % de la superficie du bassin, et le ruisseau du Grand Pic (G5), en aval de Bussière-Boffy. Celui-ci est l'un des plus dégradés compte tenu de sa petite superficie : pour 1,5 % du BV, il transporte par exemple 6 % des nitrites et de l'ammoniaque, 2,5 % de l'azote organique, plus de 2 % des phosphates et 3,6 % du phytoplancton ; ces valeurs représentent plus du double d'une contribution moyenne. Pour la rive droite de l'Issoire, si le ruisseau des étangs de Brillac (D7) est caractérisé par la plus petite superficie (0,5 % du BV), il enregistre les plus fortes dégradations, notamment vis-à-vis du fer et du manganèse (3 %), de l'azote (3,5 % des nitrites), du phosphore (1,2 %), de la matière organique (3,3 % du COP), ou encore du phytoplancton (7,8 %). Il est encore possible de citer le ruisseau de la Chaise (D9) occupant 2 % du BV

Tableau 3 : Contributions relatives des sous-bassins aux flux d'éléments apportés vers le lac (moyennes des 3 campagnes : juillet, août et septembre 2016)

Relative subcatchment contributions to element inflow into Lake Saint-Germain (three-month averages: July, August and September 2016)

	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5	D 7	D 8	D 9
% surface du BV	2,5	25,5	54,2	5,9	1,5	0,5	3,1	2,0
% flux (moyenne)								
Fer	3,0	23,5	58,5	8,3	2,4	1,1	1,0	2,2
Mn	2,3	50,8	32,9	6,4	1,6	3,1	0,7	2,2
Azote minéral (DIN)	6,7	10,9	68,5	1,2	1,4	0,3	8,8	2,3
dont NH ₄	1,4	35,2	36,2	2,5	6,0	1,1	12,2	5,4
NO ₃	6,9	9,7	70,5	1,1	1,1	0,2	8,4	2,0
NO ₂	9,9	13,9	19,7	2,2	5,5	3,5	29,7	15,5
Azote organique (TON)	3,8	20,1	51,9	13,4	2,5	1,7	3,3	3,3
Phosphore total	4,7	24,1	35,5	26,9	2,1	1,2	3,7	1,9
dont PO ₄	11,0	39,5	30,6	5,2	2,3	1,0	8,9	1,6
MES	4,0	18,0	61,4	7,0	2,9	1,0	2,7	2,9
Carbone Organique Total	3,0	27,8	50,5	9,6	2,6	1,3	2,4	2,8
dont CO Dissous	3,1	28,1	50,9	9,5	2,5	1,1	2,0	2,7
CO Particulaire	1,4	25,3	46,1	10,9	3,5	3,3	5,5	3,9
Phytoplancton	0,9	15,0	62,2	8,8	3,6	7,8	0,8	0,9

mais contribuant fortement pour les formes réduites de l'azote minéral (5,4 % de NH₄ et 15,5 % de NO₂), de l'azote organique (3,3 %), des MES (2,9 %) et du carbone organique (3,9 % du particulaire).

Le tableau 4 synthétise l'origine de ces multiples apports : les cours d'eau vecteurs de matières et polluants au lac de Saint-Germain, en plus grande quantité au regard de leur surface occupée dans le bassin versant, sont le ruisseau d'Esse (G1), le ruisseau de Grand Pic (G5), le ruisseau des étangs de Brillac (D7) et le ruisseau de la Chaize (D9).

Ainsi, à l'image de plus de 91 % des eaux superficielles françaises (Banas *et al.*, 2016), l'Issoire et ses affluents contribuent significativement à la pollution du lac et, même si la partie haut-viennoise du bassin porte de nombreux éléments perturbants (fer, manganèse, phosphates, matière organique, phytoplancton), deux types de contributions ont été identifiés :

– Les contributeurs majeurs, la Courrière et la Marchadaine, représentent 80 % de la superficie étudiée et 71 % des éléments transportés vers le lac, mais, aucun des deux, lors du suivi (3 campagnes), n'a transféré d'éléments dans des proportions exceptionnellement élevées. Il s'agit d'un « bruit de fond ».

– Les autres contributeurs, les ruisseaux d'Esse, la Péride, le Grand Pic, Brillac, le Bois d'Amont et la Chaize, représentent 16 % de la superficie du bassin, mais 28 % en moyenne des flux d'éléments arri-

vant à l'Issoire. Dans le détail, leur participation est élevée pour les métaux (16-17 % du fer et du manganèse) et la matière organique (20 % du COT), et est critique pour l'azote (25 % de l'azote organique, 37 % des nitrites), le phosphore (37 % du P total) et le phytoplancton (22 % du total), sans oublier les apports au lac provenant de vidange ou débordement d'étangs situés en amont du lac de Saint-Germain (figure 9). Par exemple, une contamination des eaux de l'Issoire par des cyanobactéries potentiellement toxigènes (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix agardhii*) s'est produite dès le début du mois de septembre 2015 dont le taux a atteint un maximum de 167 320 cellules/ml le 21.

Cette pollution, intervenue en raison d'une météorologie en cours de dégradation depuis la fin août, et alors que le temps de séjour des eaux dans le lac était relativement faible (environ 16 jours), n'a pas

	G 1	G 2	G 3	G 4	G 5	D 7	D 8	D 9
% surface du BV	2,5	25,5	54,2	5,9	1,5	0,5	3,1	2,0
Agriculture (labours, élevage)	••		•	•	••	••	•	••
Assainissement	••	•			••	•	•	••
Étangs				•	••	••		••

Tableau 4 : Origine des apports au lac de Saint-Germain *via* les cours d'eau (les •• sont synonymes d'apports plus conséquents)
Origin of riverine contributions to Lake Saint-Germain (•• indicates more significant inputs)

Figure 9 : Effectifs des cyanobactéries au pont Binot, en amont du lac de Saint-Germain
Cyanobacteria numbers at Binot bridge, upstream of Lake Saint-Germain

provoqué de prolifération, le front du bloom étant ressorti du lac entre le 5 et le 12 octobre 2015 avec des densités cellulaires de 86 400 à 87 300 cell/ml. Toutefois, si cet épisode était intervenu plus tôt, par exemple entre la mi-juillet et la mi-août, alors que les eaux étaient plus chaudes et le temps de séjour maximal (de 35 à 50 jours), la situation aurait pu être critique.

Aération et qualité des eaux

Le comportement thermique d'un lac ne pouvant reposer sur des données ponctuelles (Forel, 1895), l'examen des données issues de l'étude thermique en continu illustre parfaitement les températures et l'étendue des gradients thermiques entre le fond et la surface de la masse d'eau.

D'un point de vue global sur l'année d'étude (figure 10 – **planche X**), la masse d'eau s'est réchauffée en surface, d'amont en aval à partir d'avril 2015. Puis, en juin, le réchauffement touchait l'ensemble de la colonne d'eau pour atteindre en juillet 21 °C en amont et 23,8 °C en aval, en raison d'un fort ensoleillement. En septembre, avec la reprise des précipitations, la masse d'eau s'était rafraîchie (15,6 °C au minimum en profondeur enregistrés en amont et 19 °C au maximum en surface, dans le secteur aval le plus encaissé et le plus protégé des conditions météorologiques). Durant l'hiver 2015, les températures de la masse d'eau variaient de 4,4 °C en amont à 6,1 °C en aval, pour commencer à se réchauffer à partir de mars 2016 (7,1 °C en amont à 8,5 °C en aval).

L'analyse des températures moyennes journalières au fond du lac, au droit des deux stations (figure 11), montre bien l'influence du déstratificateur (station A) puisque les valeurs les plus fortes ont été enregistrées dans le volume d'eau brassée malgré une colonne d'eau deux fois plus profonde. Cette analyse met en évidence une des conséquences de l'aération, à savoir la répartition de la chaleur par brassage forcé le long de la colonne d'eau aboutissant à son réchauffement par convection. Même si le phénomène est indéniable, il est difficile de quantifier la surchauffe des eaux profondes sans calculer le bilan thermique du lac (Touchart, 2016). Cependant, les données relevées à la station B (sans aération) en donnent une idée : la température de fond de la station A devrait être inférieure à celle de la station B du fait de la plus grande profondeur et de l'instauration de la stratification thermique. Un ordre de grandeur de 2 °C apparaît satisfaisant en absence de quantification précise. Sur près de 83 jours (25,4 % correspondant aux mois d'été), la température de l'eau de fond est égale ou dépasse les 20 °C (1 995 données horaires) : elle est comprise entre 20 et 21 °C pendant 439 heures, 21 et 22 °C sur 595 heures, 22 et 23 °C pendant 352 heures, 23 et 24 °C sur 323 heures et supérieure à 24 °C pendant 286 heures. À l'arrêt de l'aérateur, les températures moyennes journalières du fond de la retenue s'homogénéisent très rapidement. Le brassage naturel des eaux du lac atteint alors toutes les profondeurs de la cuvette.

Figure 11 : Évolution des températures moyennes journalières au fond de la retenue au droit des stations A et B (avril 2015-mars 2016)

Changes in the mean daily temperature at the bottom of the reservoir at stations A and B (April 2015-March 2016)

En surface (figure 12), les températures moyennes journalières confirment l'absence de régionalisation expliquant un comportement thermique naturel. Au début de l'été, la faible inertie thermique de la tranche d'eau peu profonde explique un réchauffement plus rapide de l'eau de surface à la station B. Malgré tout, les moyennes journalières sont similaires à l'échelle annuelle. Le déstratificateur est le seul responsable, par le brassage qu'il impose à l'ensemble de la colonne d'eau, de la propagation des apports calorifiques solaires jusqu'au fond de la retenue : « la modification directe majeure réside dans le fort réchauffement des couches profondes » (Touchart, 2002) et cette modification est « le plus important des effets secondaires indésirables » (Barroin, 1999, p. 111) notamment pour le traitement de l'eau destinée à la consommation domestique comme c'est le cas pour le lac de Saint-Germain de Confolens. Si « en France, une eau

potable ne doit pas dépasser 25 °C » (Gaujous, 1995, *in* Touchart, 2002, p. 309), la température préférentielle est comprise entre 10 et 15 °C (Collings, 1969, *in* Touchart, 2002). Au-delà, les traitements de l'eau sont plus coûteux (Hoak, 1961 *in* Touchart, 2002).

Concernant les gradients thermiques de la station B sans aérateur (figure 13 – **planche XI**), les différences de températures sont minimales chaque jour en début de matinée entre 6 et 10 heures. Elles augmentent ensuite graduellement pour culminer en fin de soirée avec des écarts atteignant au maximum 5 à 6 °C à la fin du mois de juin et au début de juillet. La masse d'eau refroidit progressivement pendant la nuit mais des écarts de 2 à 3 °C peuvent se maintenir jusque vers 4 heures. Dans ces conditions, pour la période de fonctionnement de l'aération (du 1^{er} mai au 22 octobre 2015), l'homothermie permettant le brassage efficace des eaux ne repré-

Figure 12 : Évolution des températures moyennes journalières en surface de la retenue au droit des stations A et B

Changes in the mean daily surface temperature of the reservoir at stations A and B

sentait, dans le secteur amont, que 16 % du temps, alors que des écarts compris entre 2 et 6 °C étaient mesurables dans 43 % des cas.

Pour la station A soumise à l'influence de l'aérateur (figure 14 – **planche XI**), la distribution journalière des gradients thermiques est plus homogène et les écarts maximums sont plus réduits. Toutefois, il existe une augmentation progressive du gradient fond-surface pour culminer en fin d'après-midi : les maxima sont inférieurs à 3 °C et les écarts supérieurs à 2 °C ne sont observables que pendant 25 % de la période de fonctionnement de l'aération.

Globalement, le rendement optimal d'un désstratificateur, bien expliqué par Touchart (2002), amène à une absence de gradient thermique grâce à l'aération forcée qui brasse de façon homogène et continue la masse d'eau, du fond vers la surface et de part et d'autre du rideau de bulles. Une aération efficace se traduit alors par une colonne d'eau de température identique sur toute sa hauteur. Dans le cas de Saint-Germain, l'aération contribue à réduire les gradients thermiques, puisqu'elle étend pratiquement la durée des phases d'homothermie d'un facteur 5 (75 % des mesures contre 16 % en conditions naturelles). Son efficacité est cependant insuffisante au vu des objectifs du cahier des charges de l'installation, à savoir maintenir 1) des écarts inférieurs à 1 °C pendant 90 % du temps (pour une diffusion optimale de l'oxygène), et 2) une stratification thermique n'excédant pas 3 °C (les 6 °C observés sont supérieurs aux prévisions). Cela se traduit ainsi par une masse d'eau en fort déficit d'oxygénation, d'avril

à septembre, dans l'ensemble du lac, y compris le long des rampes d'aération, avec les conséquences attendues sur la qualité chimique des eaux et sur le phytoplancton.

Qualité des eaux et eutrophisation

En termes de fonctionnement, il est particulièrement intéressant d'analyser la période allant de la mi-avril à la mi-septembre au cours de laquelle les manifestations d'eutrophisation sont nettes. En effet, il est sorti du lac de Saint-Germain plus de phosphore et de MES qu'il n'en est entré dans la masse d'eau (figure 15) car le lac a produit un excès de 112 kg de phosphore s'ajoutant au flux entrant de 1 400 kgP, et un excès de 12 tonnes de MES se cumulant au flux entrant de 207 t. En parallèle, les stocks au sein de la masse d'eau estimés au cours des 4 campagnes de mesures (15 avril, 11 juin, 27 juillet et 16 septembre) font apparaître une augmentation jusqu'à la fin du mois de juillet, passant de 30 à 80 kg de P total et de 2,7 à 13 tonnes de MES.

Ces bilans de flux et de stockage doivent être associés à la production interne du lac :

– Le bilan des flux de P total implique une production d'environ 140 kg de phosphore pendant 6 mois pouvant être expliquée par les processus de relargage depuis les sédiments et de dégradation des vases organiques. Cette production interne équivaut ainsi à 10 % du flux passant par le lac entre avril et septembre, et à près de 5 fois le stock de phosphore présent dans la masse d'eau au début du printemps.

Figure 15 : Bilan hebdomadaire des flux de MES et de Ptotal au lac de Saint-Germain
Weekly summary of flows of suspended solids and total phosphorus in Lake Saint-Germain

– Le bilan des flux de MES montre une production interne d'environ 12 t en supplément du flux transitant par la retenue. Cet excédent de MES correspond encore à 10 % du flux estimé pour 6 mois, et à près de 10 fois le stock présent dans la retenue à la mi-avril.

Ces excédents peuvent provenir des transferts particuliers (argiles et matières organiques) au cours des épisodes pluvieux et orageux, les pluies de la mi-juin ayant porté à la retenue 1 400 000 m³ d'eau en 3 semaines. Cependant, la majorité de ces excédents provient très certainement de la production de biomasse planctonique dans l'eau lacustre au cours de l'été (figure 16) en raison du déficit d'oxygène de la masse d'eau car le suivi réalisé sur les échantillons hebdomadaires montre que la flore était systématiquement 2 à 5 fois plus élevée en sortie du lac qu'en entrée : les relargages de minéraux et de nutriments (phosphate et ammoniacque : Goltermann, 2004) depuis les vases et sédiments sont directement assimilés par la flore planctonique pour constituer de la biomasse. Cette production de biomasse a pu être observée d'avril à fin novembre et le lac exportait alors en moyenne 3,5 fois plus d'algues et 10 fois plus de biomasse que ce qui y était apporté par l'Issoire. La période de production maximale a été observée pendant la période la plus chaude, soit de début juin à mi-juillet, et s'est traduite par une production atteignant 70 à 75 fois la biomasse entrant dans le lac : pour chaque kilogramme d'algues entrant dans la retenue, 75 kg parvenaient alors au déversoir ou à la prise d'eau.

Cette production de biomasse, alimentée par les nutriments provenant du bassin versant mais également par les stocks lacustres (azote et phosphore dans les sédiments), aboutissent à l'eutrophisation du lac et à la dégradation de la qualité des eaux, aussi bien vis-à-vis de la production d'eau potable que de la qualité de la Vienne, en aval du barrage.

L'eutrophisation apparaît nettement dans le bilan de la qualité des eaux, par comparaison des flux entrant et sortant du lac (tableau 5), obtenu grâce au suivi hebdomadaire de la qualité des eaux de l'Issoire, en amont et aval de la retenue. Ce bilan permet de montrer que, malgré l'aération (de mai à octobre), le déficit d'oxygène et les relargages associés se sont traduits par des surproductions et restitutions importantes de phosphore (+ 21 % soit environ 230 kg), de fer (+ 48 % soit environ 8 t, représentant l'équivalent de 1 m³ de métal pur!), de manganèse (+ 264 % soit environ 2 t) et d'azote organique (+ 40 %). Les seuls éléments pour lesquels un abattement est constaté sont les nitrates assimilés par la flore planctonique (-21 %), et exportés hors du lac sous forme de matières organiques (+ 40 %), ou bien stockés dans les sédiments sous forme de matières organiques particulières.

La production de phytoplancton a pu être estimée d'une part à près de 200 tonnes exportés *via* l'exutoire du lac, mais également à près de 2 000 tonnes dans la masse d'eau pendant l'ensemble de l'été : près de 90 % des algues produites dans le lac y restent stockées sous forme de MO facilement

Figure 16 : Effectifs totaux du phytoplancton (tous taxons confondus) en entrée et sortie du lac
Total phytoplankton numbers (all taxa combined) at the lake's inlet and outlet points

	Différence (tonnes)	Différence
	(= Sorties – Entrées)	(% des intrants)
	+ = production interne ; - = stockage interne	
Fer	+ 7,9	+ 48 %
Manganèse	+ 2,2	+ 264 %

Phosphore Total	+ 0,23	+ 21 %
Phosphore Particulaire	+ 0,20	+ 26 %
Nitrates (N.NO3)	- 2,6	- 21 %
Azote Total Organique (NTK)	+ 4,1	+ 40 %

Carbone Organique Total (COT)	+ 8,0	+ 8 %
Carbone Organique Particulaire (COP)	- 3,2	- 39 %
Phytoplancton (biomasse)	+ 208	+ 342

Tableau 5 : Bilan simplifié de l'impact du lac de SG sur la qualité des eaux

Simplified summary of Lake Saint-Germain's impact on water outflow quality

dégradable, donc très consommatrice d'oxygène, et de vases qui enrichissent le stock de sédiments et de nutriments.

DISCUSSION

Le phénomène de concentration des exploitations agricoles du Confolentais, commencé dans les années 1960-1970 (Loi d'Orientation Agricole n° 60-808 du 5 août 1960), s'est accéléré à partir de 1988 (Maillochaud, 2006). Selon le recensement agricole, il ne restait plus que 6 500 exploitations en Charente en 2010, contre 7 999 en 2003 et 13 500 en 1988. Leur taille moyenne a progressé de 29 ha en 1988, à 50 ha en 2003, et à plus de 56 ha en 2010. Ces restructurations foncières ont pris la forme d'échanges à l'amiable de parcelles, procédures peu contrôlées par les services de l'État qui ont souvent privilégié les aspects agricoles au dépend des aspects environnementaux (Maillochaud, 2006). Si bien qu'elles ont été accompagnées d'un apport massif de fertilisants (Savy, 2006), d'arrachage de haies malgré leurs atouts précieux dans la conservation des sols (Liagre, 2006), ou encore d'arasement de talus nécessaires au captage des polluants migrant en surface. « Ces aménagements sont aujourd'hui assimilés dans la mémoire collective comme étant des opérations destructrices en matière de milieux naturels » (Maillochaud, 2006, p. 19), car le remembrement, véritable outil d'optimisation agricole, n'était pas un outil de développement durable. De plus, si depuis les années 1990,

les agriculteurs sont incités à prendre des mesures agro-environnementales² (comme changer leurs pratiques culturales ou réduire le temps de dénuddation des terres), et notamment pour les terres situées sur des bassins d'alimentation de captages ou des masses d'eau menacées afin de préserver la ressource en eau grâce à une prise en compte de la ressource en sol (MAAF, 2014), il faut savoir que dans les communes confolentaises du bassin versant, ces préconisations n'ont été que peu adoptées. En effet, sur 148 exploitants agricoles recensés dans les 6 communes charentaises, 64 agriculteurs sont engagés dans une MAEC (donnée DDT, 2016), dont seulement 2 ont une MAEC *haies avec plan de gestion* sur les communes de Lesterps, Esse et Saint-Christophe, pour une surface de 137 ha (sur un total de 5 566 ha de terres charentaises en MAEC), et 54 agriculteurs sont en MAEC *système polyculture élevage*³. C'est ainsi que maints labours sont encore tracés perpendiculairement à la pente, que de multiples haies ont été et sont encore arrachées et que des bandes enherbées ne protègent que rarement les cours d'eau à la base des parcelles labourées en pentes. Les statistiques du service d'analyse et d'aménagement du territoire soulignent la faible prise en compte des préoccupations environnementales dans les pratiques des agriculteurs

2. Ces mesures sont apparues en 1992 avec la réforme de la PAC sous le nom d'OLAE (Opérations Locales AgroEnvironnementales). Elles ont été remplacées en 2007 par les MAE puis les MAEC en 2014 (Mesures Agro-Environnementales et Climatiques).

3. Les 8 autres agriculteurs ayant une MAEC prairie permanente ou bois n'ont pas de terre sensible à l'érosion.

de Charente Limousine, globalement peu soucieux de l'environnement. De fait, le modèle agricole confolentais, malgré la mise en place de mesures agroenvironnementales, ne semble pas évoluer vers de meilleures performances, à la fois économiques et environnementales comme le souhaite la PAC post 2013. Localement, les objectifs environnementaux sont parfois négligés tant ils n'apparaissent pas *a priori* comme un potentiel de développement.

Ainsi, en termes de qualité d'eau, cette évolution a son importance par le biais des transferts qui s'opèrent jusqu'au lac de Saint-Germain *via* le réseau hydrographique, car les pollutions, notamment agricoles, aboutissent au lac (Touchart, 1993). Comme le révèlent les analyses d'eau dans le bassin versant, le lac est donc impacté par 2 processus :

- Les labours mettent les sols régulièrement à nu en les rendant vulnérables à l'érosion, par l'action des pluies ruisselantes qui transfèrent vers les cours d'eau les particules du sol, ainsi que des composés azotés et phosphorés issus de la fertilisation. Comme l'ont étudié R. Nedjai, N. Messaoud et A. Abdelkrim (2016), pour le bassin de l'étang de Haute-Jarrie (Isère), le détachement et le transfert de ces particules, de granulométrie inférieure à 7 µm, se fait par écoulement concentré le long des sillons ou par écoulement diffus, le plus souvent à la suite d'épisodes orageux marqués par de fortes intensités, dont une large part finit par rejoindre le lac. Pour Saint-Germain, l'occupation du sol de 2012 comparée à celle de 1972, montre, en effet, une concentration des zones les plus sensibles à l'érosion, c'est-à-dire des cultures sur sols labourés dans de petites vallées à forte pente (jusqu'à 11 % – figure 6 – **planche VII**), à l'amont immédiat du lac (Brillac, Esse) ou dans sa périphérie proche (Saint Christophe, Bussière-Boffy, vallée du Fraisse), précisément où de nombreuses haies à la fonction anti-érosive en favorisant l'infiltration des écoulements et la filtration des pollutions, ont disparu. Cependant, le bassin de l'Issoire ne se trouve pas en « zones vulnérables » selon la *directive nitrates*.

- le transfert direct d'éléments favorisant la dégradation de la qualité des eaux depuis les innombrables étangs, notamment en période de vidange. Ces transferts concernent de la matière organique (phytoplancton, cyanobactéries, vases) et des éléments utilisables comme nutriments par la flore planctonique du lac (azote organique, ammoniacque,

phosphates...). Cet ensemencement du lac susceptible de favoriser des épisodes de prolifération, doit être maîtrisé afin d'optimiser le traitement de l'eau et écarter le risque sanitaire (production de toxines).

Par conséquent, si la première cause de la rapide dégradation de la qualité de l'eau du lac sont les activités et les excès de l'agriculture, il ne faut pas négliger la seconde cause, interne au lac, à savoir le sous dimensionnement du déstratificateur car l'aération insuffisante de la masse d'eau favorise son eutrophisation. Eutrophe, le lac de Saint-Germain de Confolens, trop nourri en phosphore, produit une biomasse algale importante qui désorganise le limnosystème. La fonction d'AEP du lac est alors perturbée.

Conclusion et possibilité d'actions

Cette étude permet de percevoir l'importance des échanges qui s'opèrent entre un bassin versant et un lac car, en effet, les cours d'eau et les lacs sont « une manifestation des paysages qu'ils drainent » (Hynes, 1975 *in* Mitroi *et al.*, soumis), et la source de leur état dégradé est directement liée aux caractéristiques de leur bassin versant. À l'heure où la sauvegarde de l'environnement doit être une priorité, les échanges révèlent un conflit d'usage lorsque le bassin d'un lac destiné à l'alimentation en eau potable, est agricole.

En outre, cette étude montre qu'il est possible d'estimer 1) les parts respectives des apports des sous bassins versant aux mécanismes de dégradation de la qualité des eaux dans le lac, 2) les contributions des différents phénomènes intervenants dans l'eutrophisation telles que la production phytoplanctonique, les relargages de nutriments depuis les sédiments ou encore l'influence du régime thermique des eaux.

À l'interface de la recherche et de l'action, ces résultats, qui expliquent la récurrence des problèmes de potabilité observés par le gestionnaire, permettent d'éclairer la situation lacustre et d'aider à la gestion du lac pour la sauvegarde de sa fonction exclusive d'AEP. Ces éléments, indispensables à la construction d'une politique de gestion, appliquée aussi bien au bassin versant qu'au lac, peuvent être quantifiés par des méthodes simples et abordables financièrement par les gestionnaires.

In fine, afin de perpétuer la distribution d'une eau de qualité, il convient de mettre en place des mesures conservatoires adéquates pouvant s'articuler autour de trois axes :

– *La sensibilisation des agriculteurs* – S'attaquer à la source des problèmes (comme l'assainissement ou les pratiques agricoles) est l'action la plus efficace pour limiter l'enrichissement du lac, même si c'est la plus difficile à mettre en œuvre (Touchart, 2002) car elle nécessite l'adhésion de tous les acteurs du territoire (les services de l'Etat, les communes, le SEP du Confolentais et la population). Par exemple, il convient d'associer les agriculteurs à la gestion de la ressource en eau afin d'éviter les conflits d'usage, et cette association concertée doit aboutir non seulement à des objectifs partagés de qualité d'eau, mais aussi à des performances économique et environnementale dans l'agriculture. Suite à cette étude qui identifie les sources de dégradations (ex de Brillac, La Courrière ou encore la Marchadaine), la chambre d'agriculture de la Charente va proposer une aide technique et financière aux agriculteurs pour les inciter à agir favorablement : modification du sens des labours et des périodes de labours, de bandes enherbées, de zones tampons humides artificielles (Banas *et al.*, 2016) ou de canaux de décantation (Nedjai *et al.*, 2016) au bas des parcelles cultivées, vidange d'étangs en fonction des débits des cours d'eau. En effet, si la plupart de ces techniques pour limiter l'érosion des sols et le transport des particules sont connues depuis longtemps, les changements de pratiques agricoles étant lents et complexes (Banas *et al.*, 2016), la décision de la chambre d'agriculture peut être bénéfique. Il faut savoir qu'il existe des précédents d'actions de ce type ayant abouti à l'amélioration de la qualité d'eaux lacustres : le suivi de 20 ans (Pitois, 2017) du lac et des tributaires de Pont l'Abbé en Bretagne (Finistère), au cours duquel des actions d'amélioration ont été mises en œuvre (assainissements mis aux normes, développement des bandes enherbées, suppression des piscicultures et aération du lac), a permis de mettre en évidence les effets bénéfiques sur 1) le goût et l'odeur de l'eau distribuée, 2) la qualité de l'eau des affluents, du lac ou encore sur 3) la

biomasse phytoplanctonique (par exemple, réduction respective des concentrations en azote et phosphore de 20 et 90 % dans les affluents et de 45 et 62 % dans le lac ; la biomasse des cyanobactéries a été divisée par 4 et leur durée de présence réduite de 34 %). Si un suivi de 20 ans peut paraître long, il n'est rien en comparaison de plus de 50 ans de mauvaises pratiques. Il est également nécessaire compte tenu des multiples délais parfois incompressibles (prise de compétence, négociations, montage des dossiers d'autorisation et de financement, sans compter le temps de convaincre la collectivité et les différents acteurs comme les agriculteurs). Bien entendu, sur le terrain, les effets positifs apparaissant beaucoup plus rapidement (dans les 2-3 ans qui suivent les actions) sont un point vital pour les gestionnaires et les élus.

– *Des travaux* – L'aération actuelle étant insuffisamment efficace, il a été décidé d'installer juste en amont du barrage une nouvelle rampe d'aération (figure 17 – **planche XII**), pour améliorer la qualité de l'eau prélevée mais aussi la qualité de celle rejetée en aval vers la Vienne. Ce nouveau dispositif d'aération opérationnel depuis le printemps 2017 complète la rampe aval existante.

– *La surveillance du lac* – Comme la vigilance s'impose, la surveillance doit passer, à court terme, par un suivi de la qualité de l'eau lors des prochaines périodes estivales, pour d'une part, connaître l'influence de la nouvelle ligne de forçage et, d'autre part, pour constater l'amélioration de la qualité des eaux lacustres suite aux mesures de préservation mises en place dans le bassin versant. Le suivi, pour une durée de 1 an reconductible, débute en juin 2017.

Remerciements

Nous remercions le SEP du Confolentais, Elodie et les techniciens ainsi que Messieurs Serge Flayac (ancien président du SEP) et Benoît Savy (géographe et maire de Montrollet), sans qui cette étude n'aurait pu être réalisée tant leur intérêt pour la sauvegarde de la distribution d'eau potable est grand.

Bibliographie

- Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique. Version consolidée du 6 mai 2017, [https://www.legifrance.gouv.fr].
- BANAS D., PIERLOT F., GAILLARD J., SCHOTT F.-X., CHERRIER R., THOMAS M., DAUCHY X., BOCKSTALLER C., FEIDT C., 2016. *Intégrer les dispositifs rustiques de filtration et les étangs dans la rétention et la dégradation de pesticides issus de parcelles agricoles localisées en tête de bassin versant*, Poster, Rencontre Science-gestion « Pour concilier biodiversité, fonctionnement écologique et usages des plans d'eau », 22-23 novembre 2016, Aix-en-Provence, La Baume.
- BARROIN G., 1999. *Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau*, Lyon, AERMC, 215 p.
- BARTOUT P., 2015. *Les territoires limniques. Nouveau concept limnologique pour une gestion géographique des milieux lenticques*, Habilitation à Diriger des Recherches soutenue le 14 octobre 2015, Université d'Orléans, EA 1210 CEDETE, Géographie, 444 p.
- BARTOUT P., 2012. De la prédation à la gestion, l'évolution du regard porté sur l'eau en Limousin. *Dynamiques Environnementales*, Vol. 28, p. 81-90.
- BARTOUT P., 2006. *Pour un référentiel des zones humides intérieures de milieu tempéré : l'exemple des étangs en Limousin (France) Typologies-Régionalisation*. Thèse de doctorat en Géographie, Université de Limoges, 24 novembre, 497 p.
- BARTOUT P., BERNARD C., 2007. Peut-on concevoir la définition de l'étang comme un outil de gestion?, in TOUCHART L. (dir.), *Géographie de l'étang : des théories globales aux pratiques locales*, Paris, L'Harmattan, p. 87-100.
- BARTOUT P., TOUCHART L., 2015. La stabilité limnique dans le bassin de la Vienne : la place des plans d'eau au sein des milieux et des sociétés depuis le XIX^e siècle, *Norois*, vol. 234, n° 1, 2015, p. 65-82.
- BARTOUT P., TOUCHART L., 2013. L'inventaire des plans d'eau français : outil d'une meilleure gestion des eaux de surface, *Annales de Géographie*, n° 691, 2013, p. 266-289.
- BEAUJEU G., PAOLINI G., 2015. Comment mesure-t-on la qualité de l'eau?, in MONTUELLE B., CLÉMENTS A. (dir.). *Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions. 3- Qualité des eaux*, Villeurbanne, éd. du Graie, p. 60-63.
- BOULANGER P., SAVY B., 2015. *Histoires d'eaux en Confolentais*, SEP du Confolentais, Confolens, Texto, Saint-Junien, 123 p.
- CAPDEVILLE J.-P., FLOCH J.-P., LOUGNON J., RECOING M., 1983. *Carte géologique de la France à 1/50 000. Feuille de Confolens (662)*. Édit. BRGM, Orléans, avec notice explicative, 30 p.
- CAUBEL V., 2001. *Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate*, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, thèse de doctorat, sciences de l'environnement, 155 p.
- COLLET L.W., 1925. *Les lacs : leur mode de formation, leurs eaux, leur destin*, Paris, Éd. Gaston Doin, 320 p.
- DUFOUR S., PIÉGAY H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits, *River Research and Applications*, 25, p. 568-581.
- FINGER-STICH A., 2013. Étangs en société : sujets versatiles, in Oertli B., Frossard P.-A. (dir.), *Mares et étangs : écologie, gestion, aménagement et valorisation*, Lausanne, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, p. 13-20.
- FOREL F.-A., 1892-1895. *Le Léman, monographie limnologique*, Lausanne, F. Rouge, t. 1 et 2, 1 194 p.
- FOURNIER F., 1960. *Climat et érosion : la relation entre l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques*. Thèse de 3^e cycle en Lettres et Sciences Humaines, Université de Paris, p. 1-31.
- GIEC, 2014. *Cinquième rapport sur les changements climatiques*, Rapport de synthèse, OMM – PNUE, 180 p.
- GOLTERMANN H., 2004. *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 251 p.
- HORTON R.E., 1932. Drainage-basin characteristics. *Eos Trans. AGU*, 13(1), p. 350-361, [doi.org/10.1029/TR013i001p00350].
- JEPPESEN E., KRONVANG B., MEERHOFF M., SONDERGAARD M., HANSEN K.M., ANDERSEN H.E., LAURIDSEN T.L., LIBORIUSSEN L., BEKLIÖGLU M., OZEN A., OLESEN J.E., 2009. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations, *Journal of Environmental Quality*, 38(5), p. 1930-1941.
- LIAGRE F., 2006. *Les haies rurales. Rôles, création, entretiens*, Paris, Éditions France Agricole, p. 15-67.
- MAILLOCHAUD J.-F., 2006. *Étude pour l'élaboration de la charte départementale d'aménagement foncier de la Charente*. Magistère Aménagement de l'École Polytechnique de l'université de Tours (EPU-DA), sept. 2006, Conseil général de la Charente, Direction de l'animation et du développement durable, 113 p.
- MALEVAL V., PITOIS F., 2017. Fonctionnement hydro-sédimentaire et bilan sédimentaire du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, France), paramètres géomorphologiques à prendre en considération dans la gestion du lac, *Physio-Géo – Géographie Physique et Environnement*, Vol. 11, 2017, p. 197-227.
- MALEVAL V., 2006. L'apport d'un bilan sédimentaire en milieu lacustre, *Z. Geomorph. N.F.* 50-4, p. 465-477.
- MERAUT P., 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate, *Agronomie*, 19, p. 655-669.
- MÉTÉO-FRANCE, base de données PUBLITHEQUE, [https://donneespubliques.meteofrance.fr].
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DE L'AGROALIMENTAIRE ET DE LA FORÊT, 2014. *Les MAEC et l'AB, 2015-2020*, Réunions inter-régionales. Bureau des actions territoriales et agroenvironnementales, MAAF – Union Européenne. 125 diapositives.
- MITROI V., MALEVAL V., VINÇON-LEITE B., CATHERINE A., HUMBERT J.-F., DEROUBAIX J.-F., (soumis). Expert and common knowledge contributions to a patrimonial management of Ile-de-France peri-urban lakes, *Ecological Indicators*.

- MITROI V., DEROUBAIX J.-F., VINÇON-LEITE B., CATHERINE A., MALEVAL V., HUMBERT J.-F., 2016. Évaluation de la qualité des plans d'eau urbains et périurbains : apport des approches transdisciplinaires et régionalisées. *Natures Sciences Sociétés, Dialogues*, 14 p. [doi.org/10.1051/nss/2016032].
- MOLÉNAT J., DORIOZ J.-M., GASCUEL C., GRUAU G., 2009. *Les voies de transfert : circulations de l'eau et des polluants dans les bassins versants sur socle*, Université de Rennes 1, Territ'Eau, Agro-Transfert Bretagne, version du 9 novembre 2009, 9 p.
- MOSS, B., KOSTEN S., MEERHOFF M., BATTARBEE R.W., JEPPESEN E., MAZZEO N., HAVENS K., LACEROT G., LIU Z., DE MEESTER L., PAER H., SCHEFFER M., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication, *Inland Waters*, 1(2), p. 101-105.
- NEDJAI R., MESSAOUD N., BENSALD A., 2016. Évolution de la dynamique hydrosédimentaire des étangs de moyenne montagne sous la double influence urbaine et agricole : cas de l'étang de Haute-Jarrie (Isère, France), *Revue géographique de l'Est*, vol. 56, n° 1-2, mis en ligne le 29 août 2016 [http://rge.revues.org/5695].
- PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE, 2000. *Directive 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*, 23 octobre.
- PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE, 1998. *Directive 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine*, 3 novembre.
- PITOIS F., 2017. *Retenue du Moulin Neuf à Pont l'Abbé (29) : 20 ans de suivis et d'actions (1996-2016)*, Rapport pour la CCPBS (Communauté de Communes du Pays Bigouden Sud), 68 p.
- REIGNIER D., KERRIEN F., 2015. L'eau des lacs : peut-on la boire et s'y baigner?, in MONTUELLE B., CLÉMENS A. (dir.), *Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions. 3- Qualité des eaux*, Villeurbanne, éd. du Graie, p. 56-57.
- SAVY B., 2006. *Hydro-limnologie du haut bassin de la Charente : une approche géographique appliquée aux relations lac de barrage-émissaire. La température de l'eau en aval des lacs de Lavaud et Mas Chaban*, Thèse de doctorat de l'université de Limoges, géographie, mars 2006. 375 p.
- SCHEFFER M., 2004. Ecology of shallow lakes. *Population and Community Biology Series*, 22. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 357 p.
- SEP DU CONFOLENTAIS, 2015. Plan d'action sur 5 ans. Document interne du Syndicat d'Eau Potable, Confolens, 9 p.
- STEEAERT P., OLLIVIER G., 2007. The European water framework directive: how ecological assumptions frame technical and social change, *Ecology and Society*, 12, 1, [http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art25/].
- STUMM W., 2005. Chemical processes regulating the composition of lake waters, in O'SULLIVAN P.E., REYNOLDS C.S. (éd.), *The lakes handbook vol. 1 – Limnology and limnetic ecology*, Oxford, Blackwell Publishing, 699 p.
- TOUCHART L., 2016. Le bilan thermique des étangs : réflexion épistémologique et application aux étangs limousin, *Annales de Géographie*, n° 708, 2016, p. 143-169.
- TOUCHART L., 2007. La définition de l'étang en géographie limnologique, in *Géographie de l'étang, des théories globales aux pratiques locales*, Paris, L'Harmattan, p. 13-53.
- TOUCHART L., GRAFFOUILLE M. (dir.), 2004. *Les étangs limousins en questions*, Limoges, Éditions de l'Aigle, 179 p.
- TOUCHART L., 2002. *Limnologie physique et dynamique. Une géographie des lacs et des étangs*, Paris, L'Harmattan, 395 p.
- TOUCHART L., 2000. *Les lacs, Origine et morphologie*, Paris, L'Harmattan, 203 p.
- TOUCHART L., 1993. La machine lacustre : l'exemple du Léman, *Annales de géographie*, n° 573, p. 449-471.
- TYMEN R., 1997. *Traitements curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire-Bretagne*, Rapport de synthèse, AELB, 47 p.
- VIAUD V., 2004. *Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations*, Thèse de doctorat, Université de Rennes 1, Sciences de l'environnement, 257 p.
- VISSER P.M., VERSPAGEN J.M., SANDRINI G., STAL L.J., MATTHIJS H.C., DAVIS T.W., PAERL H.W., HUISMAN J., 2016. How rising CO2 and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms, *Harmful Algae*, 54, p. 145-159.
- WEBB B.W., WALLING D.E., 1997. Complex summer water temperature behavior below a U.K. regulating reservoir, *Regulated Rivers: Research and Management*, 13(5), p. 463-477.
- WETZEL R.G., 2001. *Limnology – Lake and River Ecosystems*, Third Edition, Academic Press, San Diego, 1006 p.
- ZHANG M., DUAN H., SHI X., YU Y., KONG F., 2012. Contributions of meteorology to the phenology of cyanobacterial blooms: implications for future climate change, *Water Research*, 46(2), p. 442-452.

Figure 1 - Le bassin versant du lac de Saint-Germain-de-Confolens
The drainage basin of Lake Saint-Germain

Figure 2 : Localisation et caractéristiques des sondes thermiques enregistreuses
Locations and characteristics of temperature data loggers

Figure 3 : Localisation des profils verticaux
Locations of vertical profiles

Figure 4 : Localisation des points de prélèvements d'eau dans le BV du lac
Locations of water sampling points within the lake's drainage basin

Figure 5 : L'occupation du sol du bassin versant du lac de Saint-Germain-de-Confolens en 1972
Land use within Lake Saint-Germain's drainage basin in 1972

Figure 6 : L'occupation du sol du bassin versant du lac de Saint-Germain-de-Confolens en 2012
Land use within Lake Saint-Germain's drainage basin in 2012

Figure 7 : L'évolution de l'OS du BV du lac entre 1972 et 2012
Changes in land use within the lake's drainage basin between 1972 and 2012

Figure 8 : Évolution de la densité des haies du BV du lac de Saint-Germain entre 1972 et 2014
Change in hedgerow density within Lake Saint-Germain's drainage basin between 1972 and 2014

Figure 10 : Évolution longitudinale et verticale des températures de la masse d'eau
Longitudinal and vertical changes in water temperature

Figure 13 : Distribution des gradients thermiques dans le tronçon amont du lac (sans aérateur)
Distribution of thermal gradients in the upstream section of the lake (without aerator)

Figure 14 : Distribution des gradients thermiques dans le tronçon aval du lac (avec aérateur)
Distribution of thermal gradients in the downstream section of the lake (with aerator)

Figure 17 : Travaux d'optimisation de l'aération de lac de Saint-Germain-de-Confolens
Optimizing the aeration of Lake Saint-Germain