

**L’approvisionnement en eau potable au XXI^e siècle, entre pénurie et pollution.
L’exemple du lac de Saint-Germain-de-Confolens (Charente, France)**

**The supply of drinking water in the 21st century, between scarcity and pollution.
The example of Lake Saint-Germain-de-Confolens (Charente, France)**

Véronique MALEVAL

Abstract: The issue of pollution is a challenge for the manager of the Saint-Germain de Confolens drinking water reservoir (France). An environmental study makes it possible to understand the functioning of the lake, in connection with its watershed (eutrophication of the water mass related to the dimensioning of the destratificator and the river inputs, disappearance of hedges favorable to the retention of particles and pollutants due to land consolidation), with the aim of eliminating the health risk.

Keywords: Lake, drinking water supply, quality, risk, management, France.

Résumé : La question de la pollution représentant un défi pour le gestionnaire du réservoir d’eau potable de Saint-Germain de Confolens (France), une étude environnementale permet de comprendre le fonctionnement du lac, en lien avec son bassin versant (eutrophisation de la masse d’eau liée au dimensionnement du déstratificateur et aux apports fluviaux ; disparition des haies favorables à la rétention des particules et polluants en raison du remembrement), dans le but d’écarter le risque sanitaire.

Mots-clefs : Lac, alimentation en eau potable, qualité, risque, gestion, France.

INTRODUCTION

Dans le cadre des modifications environnementales liées à la crise climatique, les scientifiques prévoient, pour la plupart des régions du monde, que l’accès des populations à l’eau potable constituera un des principaux enjeux du XXI^e siècle, en raison des menaces pesant sur la ressource, notamment la pénurie et la pollution avec, dans le même temps, une demande croissante (GIEC, 2014). En effet, si cette demande a augmenté annuellement dans le monde d’environ 1 % depuis les années 1980 (ONU-Eau, 2019, p. 14), elle devrait continuer d’augmenter d’ici 2050, jusqu’à 30 % de plus que le niveau actuel (BUREK *et al.*, 2016), par les besoins croissants de l’industrie et des ménages (OCDE, 2012 ; BUREK *et al.*, 2016 ; AIE, 2016). Cependant, les chercheurs ont prévu que le monde devrait faire face à un déficit hydrique global de 40 % dès 2030 (ONU-Eau, 2015), en raison de la variabilité des précipitations en lien avec le dérèglement climatique. Le monde se dirige donc vers une importante pénurie d’eau même si, pour certains pays comme l’Egypte ou la Libye, cette pénurie est déjà une réalité. La France, apparaissant à la 59^e place (sur 160) du classement du stress hydrique est jugée en situation moyennement grave (WILLEM HOFSTE *et al.*, 2019), illustrée, par exemple, par les arrêtés de limitation des usages de l’eau à cause de la sécheresse (Ministère du Développement durable, 04 septembre 2019), pris dans 86 départements, sur 95 en métropole, à la fin de l’été 2019 (42 départements étaient en situation de crise). Aux menaces pesant sur la quantité d’eau s’ajoutent celles pesant 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), sans omettre la pollution initiée par les multiples rejets liés aux activités humaines, qualifiée par la Banque mondiale de « crise invisible », partout dans le monde (DAMANIA *et al.*, 2019).

La ressource se raréfiant, la question de la pollution et de l’approvisionnement en eau représente donc un défi pour les gestionnaires des réservoirs destinés à l’alimentation en eau potable (AEP). C’est le cas, en France, du Confolentais, un bassin de vie à cheval sur les départements haut-viennois et charentais, placés en situation d’alerte renforcée et de crise lors de l’été 2019.

S'il s'agit, au fil des années, d'une situation récurrente pour la Charente, elle est quasi-nouvelle pour la Haute-Vienne (elle était également en situation de crise à l'automne 2018), mais de plus en plus sévère pour les deux départements.

Ainsi, l'objectif de cet article est de montrer, grâce à l'exemple du lac de Saint-Germain-de-Confolens, que l'AEP des populations, dans un contexte de pénurie et de pollution, peut être véritablement problématique lorsque les différents usagers et secteurs d'activités perdent le sens commun.

PRESENTATION DU TERRAIN D'ETUDE

Le Confolentais est traversé en eau par l'Issoire (Fig. 1), une rivière au régime de type pluvio-évaporal océanique, dont le débit moyen annuel est de $2,8 \text{ m}^3/\text{s}$; l'hiver correspond à la saison des hautes-eaux (Q_{moy} de $4,3 \text{ m}^3/\text{s}$), et l'été, aux basses eaux (Q_{moy} de $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$) (BOULANGER & SAVY, 2015). L'Issoire prend sa source en Haute-Vienne dans les monts de Blond, traverse un vaste bassin versant granitique légèrement ondulé et forestier, avant de se jeter dans le lac de Saint-Germain-de-Confolens, en Charente.

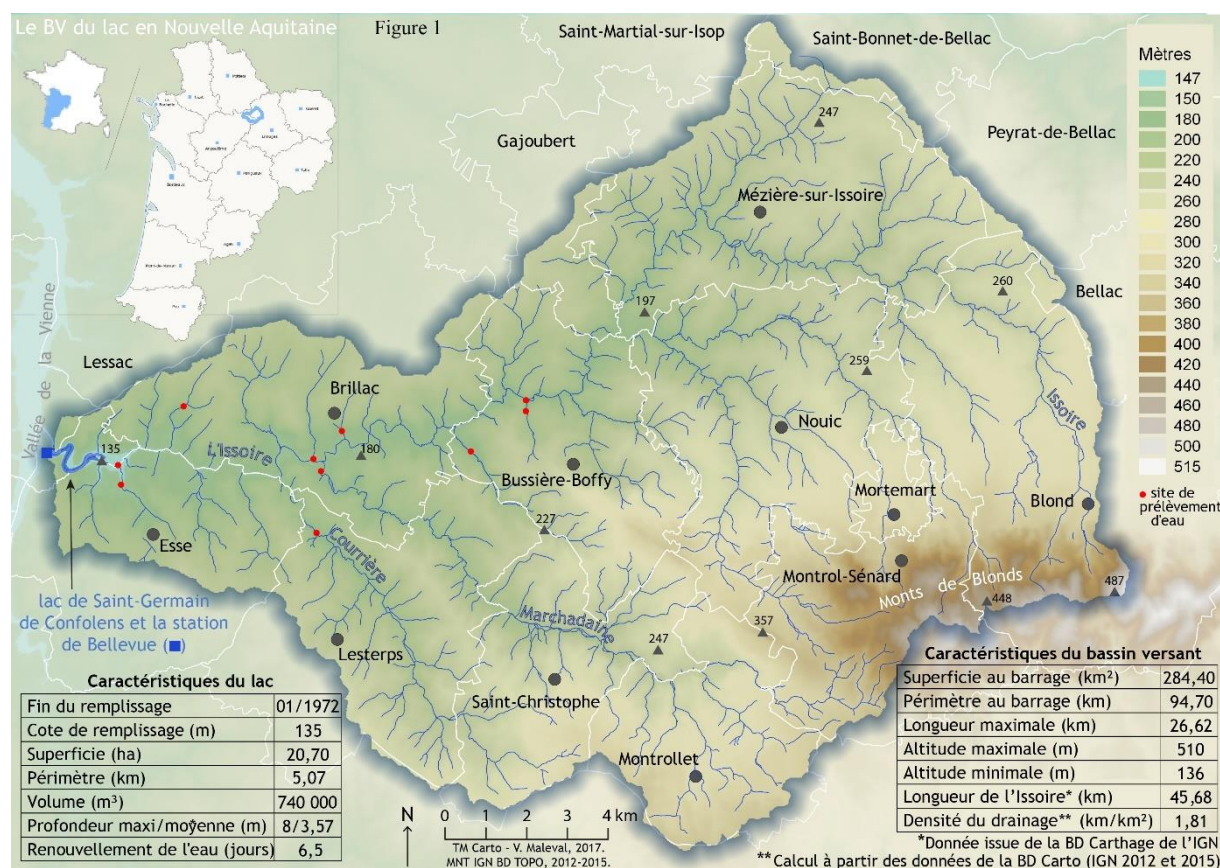


Figure 1 : Présentation du lac et de son bassin versant.

A la cote normale de remplissage de 135 m, ce lac artificiel a une superficie de 20 hectares et une profondeur maximale de 8 m au barrage. Il a été créé en 1972 pour alimenter en eau potable les 15 000 habitants du Confolentais grâce au prélèvement annuel d'environ 1,3 million de m^3 d'eau, traités à la station de Bellevue, située en rive gauche du lac. La fonction d'AEP de ce réservoir représente donc un enjeu considérable pour la population, mais aussi pour le Syndicat Intercommunal d'Alimentation en Eau Potable (SIAEP) du Confolentais, la structure qui gère à la fois le lac et la distribution de l'eau (MALEVAL & PITOIS, 2018). En effet, la qualité de l'eau pose problème, notamment pour son goût de vase, mais également à cause de la présence de métaux, de pesticides, d'algues toxiques ou encore

de matières organiques dont les teneurs peuvent atteindre la limite de potabilisation (9 mg/l mesurés en 2015 pour une limite maximale à 10). Ainsi, non seulement la qualité des eaux brutes se dégrade mais le lac s'envase rapidement, malgré un traitement thermique par l'aménagement, en 1996, d'une aération forcée des eaux lacustres. Face à cette situation difficile qui multiplie, avant distribution, les traitements coûteux et parfois inefficaces, la décision de procéder à un diagnostic environnemental s'est imposée, pour connaître les paramètres qui dégradent la qualité de l'eau, afin de conserver la distribution d'une eau répondant aux normes de potabilité, dans un contexte de pénurie.

MATERIELS ET METHODES

Un diagnostic environnemental passant par des investigations visant à acquérir des données sur toutes les composantes du système lacustre (pleine eau, sédiments, organismes vivants) (BEAUJEU & PAOLINI, 2015), et de son bassin versant, l'étude a été articulée autour du volet sédimentaire et du volet physico-chimique des eaux du lac et des eaux du bassin versant. De nombreuses méthodes ont été mises en œuvre sur un peu plus d'une année, d'avril 2015 à septembre 2016, et sont présentées sur la figure 2.

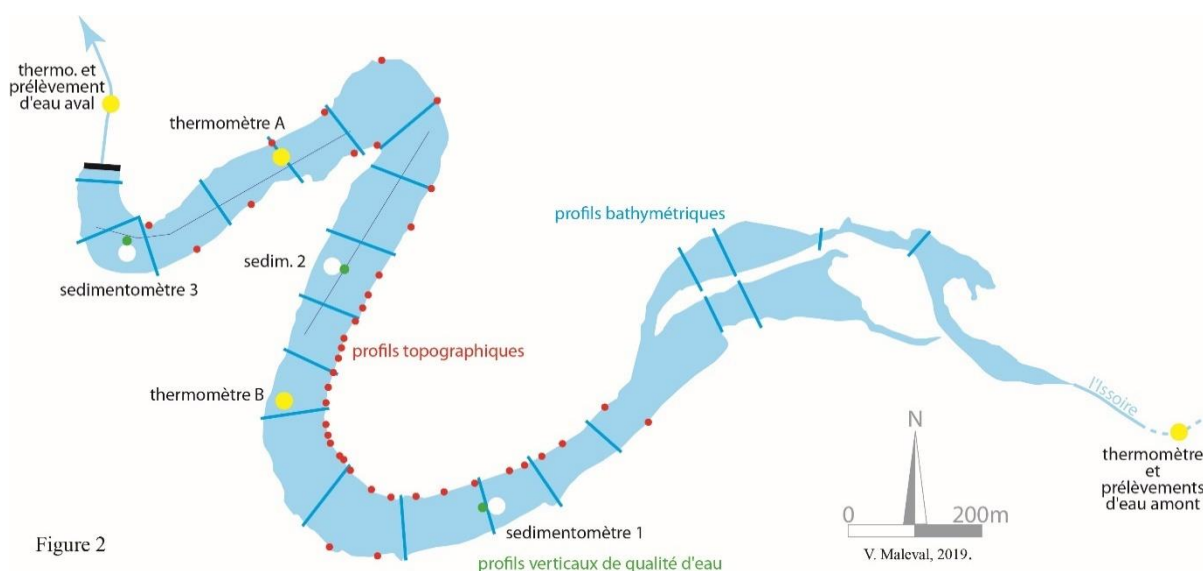


Figure 2 : Les méthodes utilisées pour l'étude du lac.

Pour l'étude sédimentaire

Une bathymétrie lacustre

La bathymétrie a été faite par l'utilisation simultanée d'un GPS, d'une sonde électronique de profondeur pour mesurer la hauteur d'eau, et d'une perche graduée avec un embout de 30 mm pour indiquer l'épaisseur des sédiments par refus d'enfoncement (MALEVAL & JIGOREL, 2002). Le long de 23 profils, les mesures ont été espacées de 2,5 m à proximité du trait de côte et de 5 m en pleine eau. Ce travail a permis d'obtenir les isohypses originelles de la cuvette, les isobathes actuelles et le volume de la sédimentation abyssale (MALEVAL & PITOIS, 2017). La cartographie a été faite dans les logiciels ArcView et Surfer.

La pose de sédimentomètres

Constituant « la seule technique permettant d'estimer le flux particulière de sédimentation dans la colonne d'eau sur de courtes périodes d'étude » (BANAS, 2001), avec une marge d'erreur inférieure à 20 % (ROSA *et al.*, 1994, *in* BANAS *et al.*, 2002), trois pièges à sédiments (modèle conçu par l'INSA de Rennes et déposé à l'INPI) ont été installés dans le lac, en continu durant un an. Leur relevé saisonnier

présente l'avantage de connaître l'évolution intra-annuelle de la sédimentation abyssale, autant en termes quantitatif que qualitatif. En effet, les matières décantées et séchées ont été analysées (matière sèche, teneur en matière organique, granulométrie laser, teneurs en eau et en matière sèche, en azote et phosphore totaux) et observées au microscope électronique à balayage (MEB) pour déterminer la nature et la texture des sédiments. Les taux moyens annuels sont exprimés en mm/an.

Des mesures géomorphologiques du littoral lacustre

Le lac étant lui-même producteur de sédiments (MALEVAL, 2002, 2010), cette étude du modelé des microfalaises permet d'affiner le bilan sédimentaire du lac. Tout autour du lac, sur 6,56 km de rivage, 40 profils d'une longueur de 2 m ont été effectués, dont 33 sur le littoral nord en raison de sa tendance à être modelé par l'érosion, contrairement au littoral sud où le granite calco-alcalin affleure (CAPDEVILLE *et al.*, 1983).

À un an d'intervalle, les deux campagnes de mesures (hauteur des microfalaises à l'aide d'une règle graduée munie d'un niveau à bulle, tous les 10 cm dans le premier mètre, puis tous les 20 cm ; profondeur horizontale des berges sous-cavées ; la longueur de littoral affecté par un même modelé a été définie dans *MapInfo*), ont permis d'évaluer le volume érodé des marges sur l'année étudiée, puis, par extrapolation, depuis 1972. Les portions littorales n'ayant plus ou pas de surplomb, mais seulement une microfalaise, ont été automatiquement placées dans la classe la plus faible de surplomb, donnant ainsi un volume *a minima* (MALEVAL & PITOIS, 2017). Le traitement des données a été fait avec les logiciels *MapInfo*, *Autocad* et *Illustrator*.

Des prélèvements et analyses d'échantillons d'eau dans l'Issoire et ses affluents

Les principaux échanges étudiés entre le bassin versant et le lac ont concerné, d'une part, les MES, qui constituent les principaux apports solides (FOREL, 1892 ; COLLET, 1925) et possèdent à eux seuls « une valeur représentative très suffisante » (FOURNIER, 1960, p. 26), et, d'autre part, les nutriments, comme le phosphore, élément largement répandu dans les milieux aquatiques (RAST & THORNTON, 2005 ; CARPENTER, 2005) et responsable de l'eutrophisation (BANAS *et al.*, 2008). En effet, selon l'étude de TYMEN (1997), le lac de Saint-Germain-de-Confolens 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 (MALEVAL & PITOIS, 2018).

Chaque semaine, un litre d'eau a été prélevé en amont et en aval du lac, pour les analyses de physico-chimie (température, pH, oxygène dissous, acidité, conductivité, métaux...). Une fois par mois, trois litres d'eau ont été prélevés pour les analyses d'hydrobiologie (chlorophylle A, phytoplancton et phycocyanine, un pigment spécifique aux cyanobactéries). En raison de l'inégale répartition verticale et transversale des particules transportées en suspension dans une section mouillée, l'eau a été prélevée à environ 25 cm en-dessous de la surface dans la section du lit où le courant est le plus rapide (FOURNIER, 1960).

Pour affiner les résultats sur la qualité de l'eau, trois campagnes de prélèvements d'eau dans les affluents de l'Issoire ont eu lieu sur dix sites (Fig. 1), 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) ; ces sites 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 estival (de juillet à septembre), les contributions relatives aux flux ont été évaluées par la moyenne des concentrations des trois campagnes, pondérées par la surface des sous-bassins (MALEVAL & PITOIS, 2018).

Un traitement cartographique de l'évolution du sol du bassin versant

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 (pollution et envasement), d'étudier l'évolution de l'occupation du sol depuis la création du lac.

Pour cela, l'occupation du sol a été photo-interprétée sur la totalité du bassin versant (284 km²), 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. Six classes ont été retenues : 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 (MALEVAL & PITOIS, 2018).

De plus, cette étude a été affinée par la cartographie de l'évolution du linéaire de haies au cours du temps, 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 en Europe de l'Ouest par MERAUT (1999), CAUBEL (2001) & VIAUD (2004).

A partir des photographies aériennes de 1972 et 2011, le linéaire des haies arborées et buissonnantes a été digitalisé, à l'échelle 1/10 000. La comparaison des deux digitalisations a mis en évidence les haies disparues, les nouvelles haies et celles intégrées aux espaces en friche ou aux espaces boisés. Ensuite, il a été calculé à partir du MNT du bassin 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), pour déterminer leur importance dans le processus d'érosion (si elles sont parallèles à la pente, ces haies n'ont aucune efficacité pour contrer le transport des particules) (MALEVAL & PITOIS, 2018).

Pour l'étude qualitative des eaux lacustres

Les caractéristiques physique, biologique et chimique de la retenue étant dépendantes de la température, une étude thermique a été mise en œuvre.

La pose de sondes thermiques

La méthode employée, largement développée par TOUCHART (2002), a consisté à installer dans le lac, 10 sondes thermiques enregistreuses, par le biais de deux chaînes de bouées comportant chacune 5 sondes. Pour comparer les effets de l'aération, la première chaîne a été localisée en dehors de son influence, la seconde, à proximité de la rampe aval du déstratificateur. 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 (MALEVAL & PITOIS, 2018). Pour appréhender correctement les cycles thermiques, les sondes ont été paramétrées pour enregistrer la température de l'eau toutes les heures (WEBB & WALLING, 1997), comptabilisant 7 871 données par sonde. Le paramétrage des sondes et le déchargement des données ont été effectués avec le logiciel *OTLM Gemini Data Logger*.

Des mesures physico-chimiques

La qualité de l'eau est sans doute le paramètre le plus connu 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 obligé la mise en place d'un suivi annuel approfondi de l'eau lacustre. Les principales caractéristiques physico-chimiques ont été mesurées trimestriellement la première année (avril, juin, juillet, septembre, décembre 2015 et mars 2016), puis chaque mois au cours de l'été 2016 (juillet, août et septembre), en 13 points lacustres, tous les 50 cm du fond vers la surface, grâce à l'utilisation d'une sonde multi paramètre YSI 6600 V2 (MALEVAL & PITOIS, 2018).

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 ont été prélevés, à la même fréquence, en 3 points du lac (amont, médian et aval) 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 MES, de minéralisation et de micropolluants comme les métaux, mais également des analyses hydro-biologiques pour évaluer la production primaire, réputée élevée dans les lacs peu profonds (SCHEFFER M., 2004 ; BEAUJEU & PAOLINI, 2015). Les résultats ont été interpolés sous Sigma Plot 12.

RESULTATS

La sédimentation du lac de Saint-Germain-de-Confolens

Les flux de MES, susceptibles de diminuer le volume utile des retenues, ont suivi, à l'entrée du lac, les variations saisonnières hydrologiques : les valeurs maximales ont été mesurées en période de hautes-eaux, à partir de l'augmentation des débits à la fin du mois de novembre 2015, avec des flux compris entre 630 et 280 tonnes par semaine, lors des crues de janvier et février. Au cours de ces épisodes, la différence entre les flux entrant dans le lac et ceux sortant du lac était de 40 à 90 tonnes par semaine. Un stockage s'étant effectué, le lac a donc eu une fonction de rétention des sédiments, fonction généralement admise dans la littérature scientifique lorsqu'un barrage interrompt le continuum hydrologique (MALEVAL, 2002 ; MALEVAL & PITOIS, 2017). Au contraire, les flux de MES entrant dans le lac étaient faibles au cours des périodes de basses-eaux : entre mai et octobre, ils n'étaient que de trois tonnes par semaine. En revanche, à la sortie du lac, les six tonnes mesurées par semaine indiquent une exportation nette, chaque semaine, de près de trois tonnes de matières organiques (plancton et sédiments fins). Le lac n'a donc pas exercé ici de fonction de rétention des sédiments. La raison tient au fait que Saint-Germain-de Confolens étant un lac artificiel, les débits, à son exutoire, sont régulés en fonction des besoins en eau, et non en fonction de la pluviosité (MALEVAL, 2006 ; MALEVAL & PITOIS, 2017).

Globalement, dans le sens longitudinal, les épaisseurs de sédiments (Fig. 3), qui peuvent atteindre jusqu'à 3,45 m, décroissent vers l'aval du lac. Ce gradient sédimentaire longitudinal décroissant est un processus classique d'évolution des lacs constaté par différents auteurs (BLOESH & HUELHINGER, 1986 ; PEIRY, 1988 ; KOREN & KLEIN, 2000 ; BANAS, 2001 ; MALEVAL, 2002, 2010 ; MALEVAL & PITOIS, 2017). La comparaison de la bathymétrie avec les deux bathymétries antérieures (en 1994 et 2001), effectuées par une société privée, montre un déplacement, vers l'aval, des zones de sédimentation au fur et à mesure du comblement des parties amont. Dans le sens transversal, les épaisseurs croissent du bord vers le fond du lac, car les dépôts ne peuvent s'effectuer sur les pentes sous-lacustres trop inclinées (HÅKANSON, 1984).

Classiquement, la répartition des sédiments à l'intérieur de la cuvette, révèle trois secteurs (MALEVAL, 2002, 2010 ; GUERTAULT, 2015) : à l'embouchure de l'Issoire, dans le lac où la colonne d'eau est peu profonde (jusqu'à 60 cm), se trouvent les sédiments les plus grossiers, principalement des sables qui modèlent le delta ; celui-ci a commencé à émerger au début des années 1990 (Fig. 4) (MALEVAL & PITOIS, 2017 ; CAILLIEZ, 2018). Cette zone amont est comblée à 83 % du volume théorique et l'épaisseur de sédiments est comprise entre 95 cm et 1,60 m, pour un taux de sédimentation annuel évalué à 75 kg/m².

Dans le secteur central, l'épaisseur des dépôts est comprise entre 75 cm et 1,55 m, mais elle atteint 2,55 à 3,10 m dans l'ancien lit fluvial. Les sédiments, à la granulométrie plus fine (de type sables fins, argiles et limons), sont de nature détritique et biogène. Le taux de sédimentation annuel atteint 62 kg/m², initiant un comblement de 43 % du volume théorique. Enfin, dans le secteur aval où la colonne d'eau est la plus profonde (de 3,10 m à 4,55 m), l'épaisseur de sédiments est la plus faible (de 60 à 90 cm), avec un taux de sédimentation annuel de 41 kg/m², correspondant à un comblement de 17 % du volume théorique. Les sédiments de type vase, détritiques et biogènes, y sont les plus fins. Ainsi, d'un volume initial de 740 000 m³ d'eau, aujourd'hui, le volume étant de 442 358 m³, le lac a perdu, en l'espace de 40 ans, 297 642 m³ suite à son comblement par les sédiments, soit 40,2 % du volume initial du lac.

Les littoraux érodés participent à l'envasement du lac de Saint-Germain-de-Confolens, suite à la prise en charge par l'eau lacustre, la redistribution dans la masse d'eau et la décantation dans les secteurs calmes, des sédiments littoraux. Mais, compte tenu de la faible érosion qui s'opère sur les rivages (MALEVAL & PITOIS, 2017), le volume érodé depuis la création du lac est plutôt faible : depuis 1972, seulement 369,6 m³ de sédiments ont été arrachés au littoral, soit 0,12 % du volume total de sédiments accumulés (297 642 m³) ; il convient de rappeler, en raison de la limite de la méthode d'évaluation (cf. méthodologie), que ces valeurs sont des *minima*.

Cette étude géomorphologique du lac de Saint-Germain-de-Confolens révèle donc une réduction de la superficie du lac en raison de la progression deltaïque, et une diminution de sa profondeur du fait de la sédimentation sur le plafond, ayant des conséquences sur le stockage de l'eau.



Figure 3 : Répartition et épaisseur de la sédimentation lacustre.

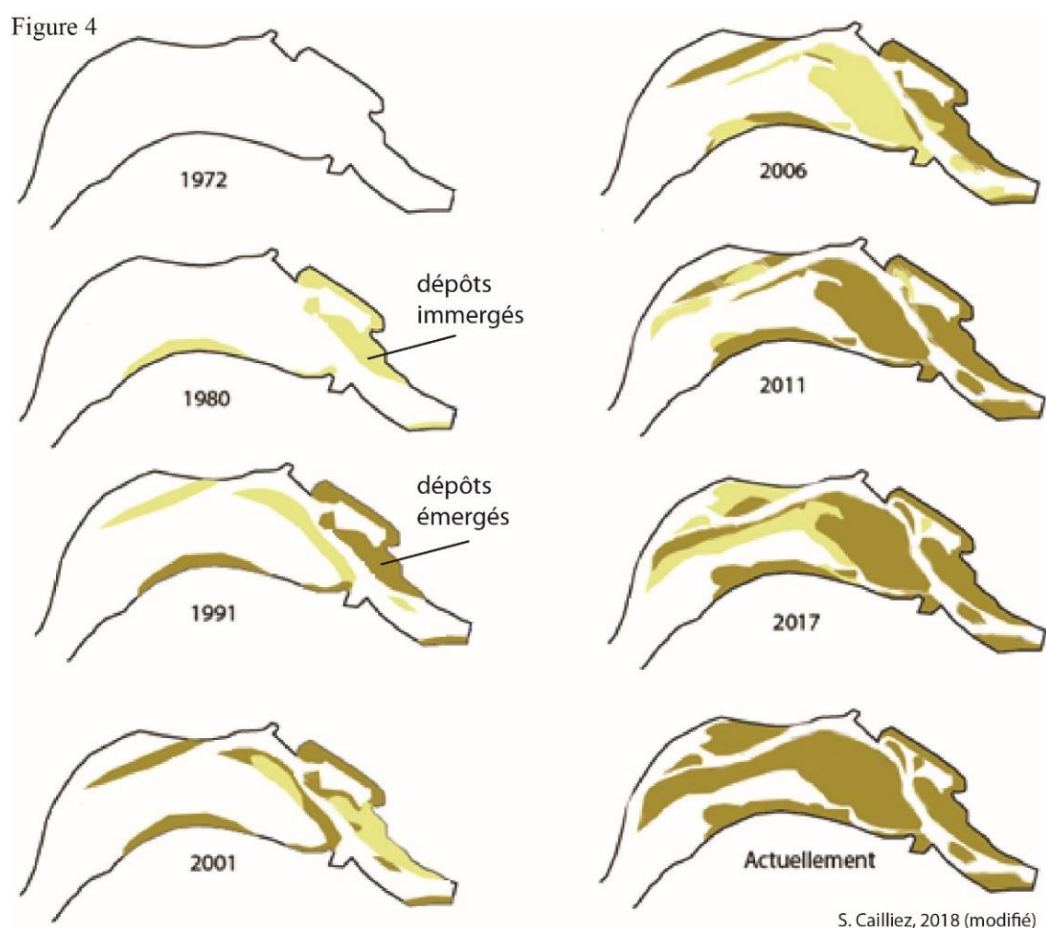


Figure 4 : Evolution du delta de l'Issoire.

La qualité de l'eau lacustre

L'analyse des gradients thermiques de la station B sans aérateur (Fig. 5a), montre que 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. Ce comportement thermique

est naturel. La station A étant soumise à l'influence du déstratificateur, il convient de rappeler que, globalement, le rendement optimal de ces installations, 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.

Au lac de Saint-Germain-de-Confolens (Fig. 5b), la distribution journalière des gradients thermiques à la station A, soumise à l'influence de l'aérateur, 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 : si les maxima sont inférieurs à 3°C, des écarts supérieurs à 2°C ont été observés pendant 25 % de la période de fonctionnement de l'aération. Ainsi, 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). Toutefois, son efficacité est 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). 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 jusqu'au fond de la retenue (TOUCHART, 2002). Cette propagation est toutefois indésirable pour le traitement de l'eau destinée à la consommation domestique : en France, une eau potable ne doit pas dépasser 25°C (GAUJOUS, 1995, *in* TOUCHART, 2002), la température préférentielle étant 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).

Le réchauffement de la masse d'eau s'est traduit par un déficit d'oxygène dans l'ensemble du lac, jusqu'à la mi-septembre, illustré, par exemple, par la journée du 16 avril 2015 (Fig. 6a), au cours de laquelle 4 mg/l ont été mesurés en profondeur au niveau du barrage, malgré l'aération forcée.

Les conséquences attendues de la désoxygénation sont des relargages, à partir des sédiments, de minéraux et de nutriments (phosphate et ammoniacque), assimilés par la flore planctonique (GOLTERMANN, 2004), comme le montrent les résultats des analyses notés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Conséquences de la désoxygénation du lac.

	Différence sorties – entrées (%)
Fer	+ 48
Manganèse	+ 264
Phosphore Total	+ 21
Phosphore Particulaire	+ 26
Nitrates	- 21
Azote Total Organique	+ 40
Carbone Organique Total	+ 8
Carbone organique Particulaire	- 39
Phytoplancton	+ 342

Il y eut par exemple des surproductions et des restitutions importantes de manganèse (+ 264 %), de fer (+ 48 %), d'azote organique (+ 40 %), ou encore de phosphore (+ 21 %). Ces processus ont produit, d'avril à fin novembre 2015, une forte biomasse (+ 342 %), jusqu'à 75 fois plus importante que celle qui entre dans le lac (Fig. 6b). Le résultat est l'eutrophisation du lac ainsi que 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 (MALEVAL & PITOIS, 2018).

L'occupation du sol du bassin versant

D'un point de vue général, le bassin versant est une région rurale. L'occupation du sol est restée sensiblement la même entre 1972 et 2012 avec des prairies, des cultures et des espaces boisés. Entre les deux dates, les pourcentages montrent une diminution négligeable de la superficie des espaces labourés (- 1,51 % soit 16,75 %), les prairies destinées à l'élevage extensif restent dominantes malgré une légère baisse avec 59,33 % de la surface (-3,33 %), et 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). En fait, en 40 ans, les changements se sont produits principalement en termes de répartition et de spécialisation. Ces regroupements fonciers, 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 (Fig. 7a) : entre Esse et Brillac, le fond de la vallée de l'Issoire a été boisé entre les 2 dates, mais les prairies de 1972 ont, sur les versants et à leur sommet, laissé la place aux cultures. Enfin, la dernière caractéristique de l'évolution dans le bassin versant est l'importante augmentation de points d'eau (étangs, mares, abreuvoirs) : en 40 ans, ils sont passés de 210 à 548, soit une augmentation de 160,9 %.

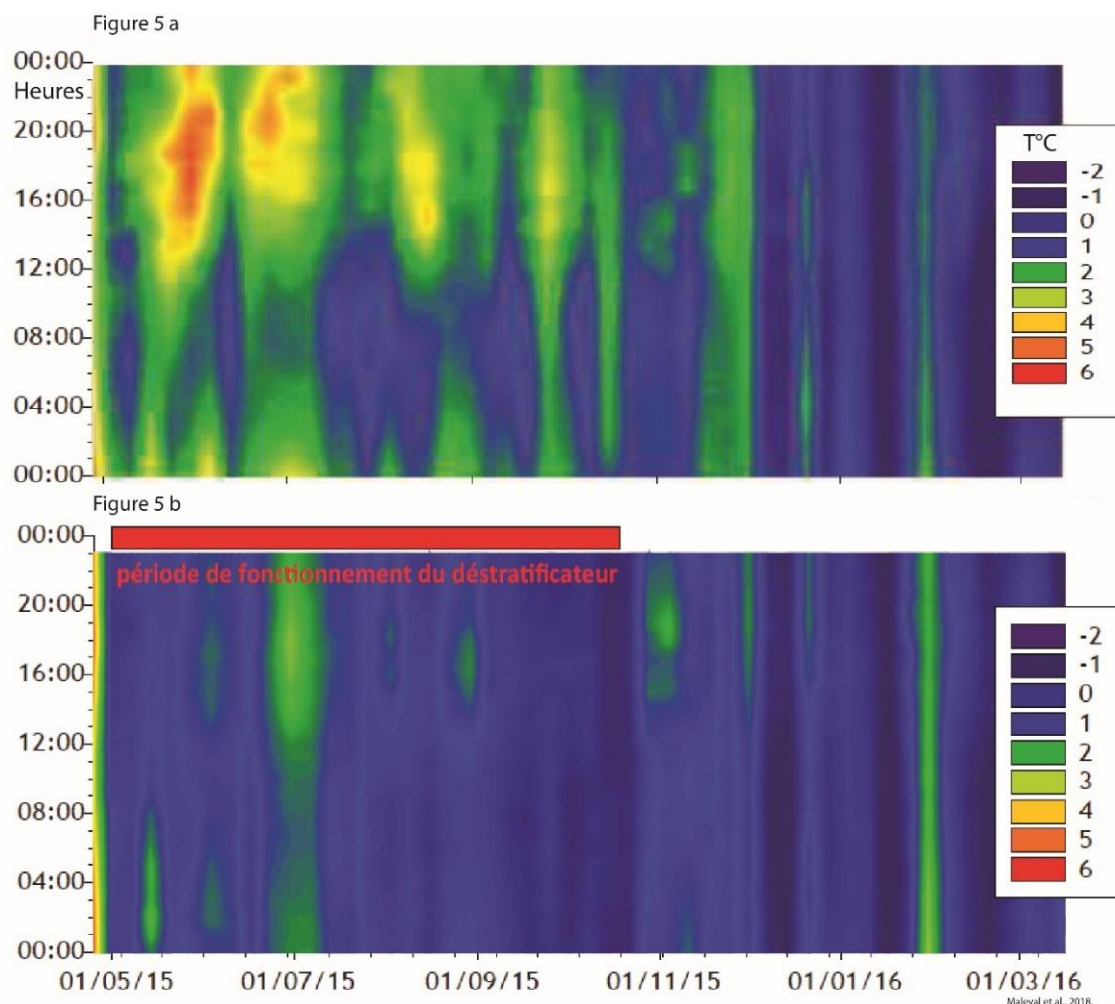


Figure 5 : Les gradients thermiques de la colonne d'eau lacustre.

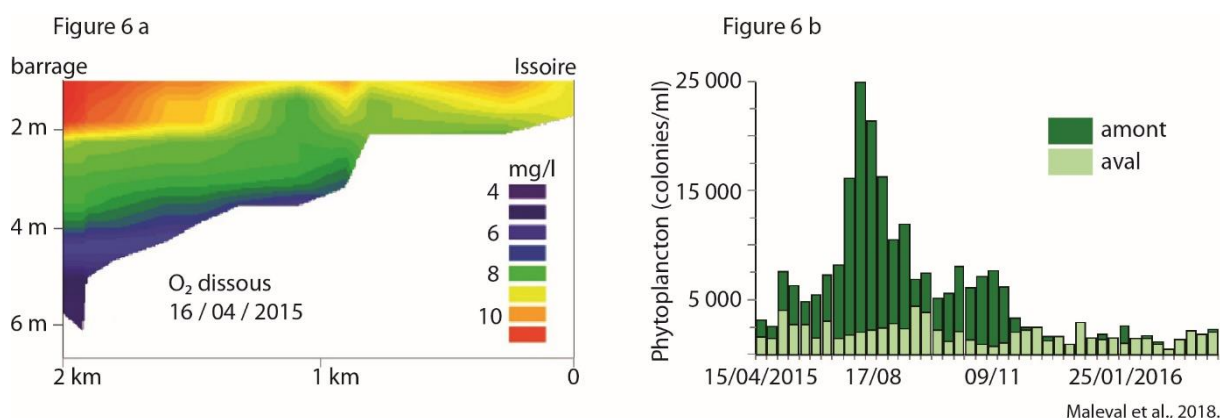
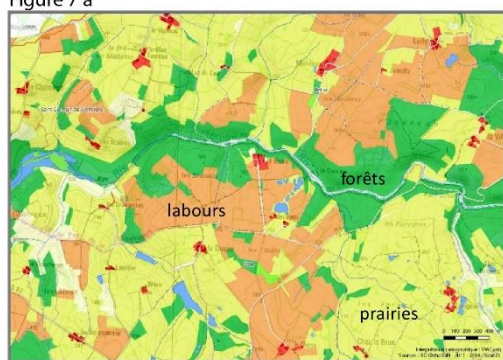


Figure 6 : Taux d'oxygène dissous et production phytoplanktonique lacustre.

Avec la spécialisation du territoire, le linéaire des haies a ainsi significativement diminué car si, à la création du lac, 2 279 km de haies séparaient 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 %) (Fig. 7b). Cette figure 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), le maximum ayant été enregistré à Brillac (40 %). De plus, il convient de noter que sur l'ensemble du bassin, 85 % des haies disparues avaient une réelle efficacité pour contrer l'érosion des sols 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 (MOLENAT *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). Par exemple, Esse, avec une pente moyenne de 3,72°, a vu disparaître 88,14 % de haies au rôle anti-érosif favorisant l'infiltration des ruissellements et le piégeage des particules (MALEVAL & PITOIS, 2018). Les investigations menées dans le bassin versant pour connaître les apports au lac (transferts de matières comme les nutriments ou les cyanobactéries) en témoignent.

Figure 7 a



V. Maleval, TM Carto, 2016.

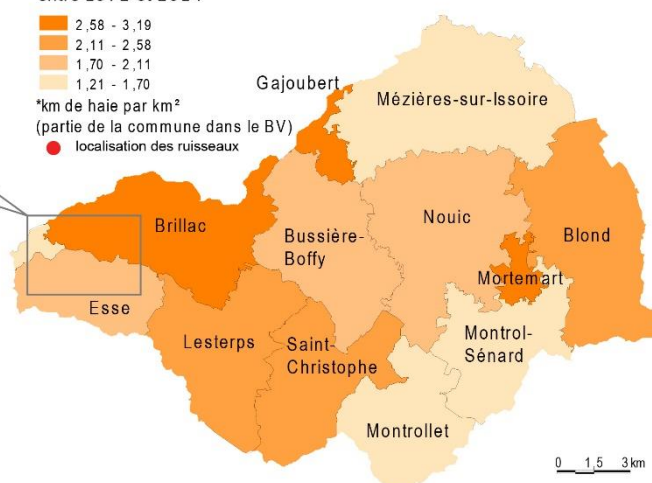


Figure 7 b

Densité des haies disparues
entre 1972 et 2014*

2,58 - 3,19
2,11 - 2,58
1,70 - 2,11
1,21 - 1,70

*km de haie par km²
(partie de la commune dans le BV)
● localisation des ruisseaux



V. Maleval *et al.*, 2018.

Figure 7 : Evolution de l'occupation du sol entre 1972 et 2014.

Dans l'ensemble, les analyses montrent que la qualité des eaux des affluents de l'Issoire est souvent plus dégradée que celle des eaux de l'Issoire (MALEVAL et PITOIS, 2018) : les contributions les plus représentatives sont, pour les affluents de 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 PO₄) alors qu'il ne représente que 2,5 % de la superficie du bassin ; le ruisseau du Grand Pic (G5), en aval de Bussière-Boffy est l'un des plus dégradés compte tenu de sa petite superficie : pour 1,5 % du BV, il transporte 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 les affluents de 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 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).

Il ne faut pas oublier les apports au lac de Saint-Germain provenant de vidange ou débordement d'étangs situés en amont. Par exemple, une contamination des eaux de l'Issoire par des cyanobactéries potentiellement toxigènes (*Aphanizomenon los-aquae*, *Planktothrix agardhii*) s'est produite le 21 septembre 2015 dont le taux a atteint un maximum de 167 320 cellules/ml.

Le tableau 2 montre que l'origine des multiples matières et polluants portés au lac de Saint-Germain sont principalement issus de l'agriculture et de l'assainissement. 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.

Tableau 2 : La contribution des cours d'eau aux pollutions.

	Ruisseaux / Rivières							
	Esse	Courrière	Marchadaine	Péride	Grand Pic	Brillac	Bois d'Amont	Chaize
% surface BV	2,5	25,5	54,2	5,9	1,5	0,5	3,1	2,0
Agriculture	●		●	●	●	●	●	●
Assainissement	●	●			●	●	●	●
Etangs				●	●	●		●

DISCUSSION

Le remembrement commencé dans les années 1960-1970 (Loi d'Orientation Agricole n° 60-808 du 5 août 1960), s'est accéléré à partir de 1988, et a pris, dans le Confolentais, la forme d'échanges à l'amiable de parcelles (MAILLOCHAUD, 2006). Cette procédure, peu contrôlée par les services de l'État, a privilégié les aspects agricoles au dépend des aspects environnementaux, si bien que les restructurations se sont accompagnées d'un apport massif de fertilisants (SAVY, 2006), d'arrachage de haies malgré leurs atouts dans la conservation des sols (LIAGRE, 2006), et d'arasement de talus, pourtant nécessaires au captage des polluants. Il convient également de mentionner que dans les communes confolentaises du bassin versant, les agriculteurs, peu soucieux de l'environnement, n'adoptent pas les mesures agro-environnementales préconisées par la PAC, car sur 148 exploitants, seulement 2 sont engagés dans une MAEC (mesures agro-environnementales et climatiques) haies avec plan de gestion (données orales DDT, 2016).

Ainsi, en termes de qualité d'eau, cette évolution a son importance en raison des transferts qui s'opèrent jusqu'au lac via le réseau hydrographique, d'autant que le bilan sédimentaire de Saint-Germain-de-Confolens (Fig. 8) montre la prédominance des apports du bassin versant (87,6 %) sur les apports biogènes (12,2 %) et littoraux (0,19 %) (MALEVAL & PITOIS, 2017). Les analyses de l'étude révèlent deux processus impactant le lac : d'une part, le transfert, à partir des terres labourées dans le sens de la pente, des particules du sol ainsi que des composés azotés et phosphorés issus de la fertilisation ; d'autre part, le transfert, à partir des innombrables étangs, d'éléments favorisant la dégradation de la qualité des eaux. Il s'agit principalement de matières organiques (phytoplancton, cyanobactéries, vases) et de nutriments (azote organique, ammoniacale, phosphates...), favorisant l'eutrophisation. Ces processus représentent l'une des formes les plus communes de pollutions de l'eau (ONU, 2019), responsables, en partie, de la « crise invisible » touchant les eaux de surface (DAMANIA *et al.*, 2019).

Par conséquent, si la première cause de la dégradation de la qualité de l'eau du lac sont les excès de l'agriculture, il ne faut pas négliger la participation de la seconde cause, interne au lac, initiée par le sous dimensionnement du déstratificateur : l'ensemencement du lac favorisant des épisodes de prolifération dans une eau estivale réchauffée, produit une biomasse algale importante et des relargages à partir des sédiments qui désorganisent le limno-système. La fonction d'AEP du lac est alors perturbée.

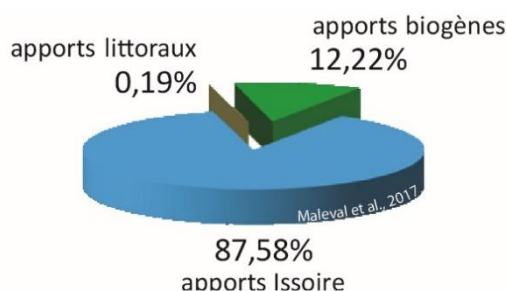


Figure 8 : Le bilan sédimentaire du lac.

Si la dégradation de l'environnement et la pollution de la ressource en eau se poursuivent, des problèmes de distribution d'eau potable peuvent survenir, lorsque le lac est moins bien alimenté en eau par son bassin versant, comme ce fut le cas lors de l'été 2019. En effet, si à la fin du mois de juillet, le département de la Charente se trouvait en situation d'alerte renforcée (Ministère du Développement Durable du 04 septembre 2019), le bassin versant de l'Issoire n'était pas touché, même si le lac n'était plus en situation de surverse dès la mi-juillet. Ce n'est qu'à partir de la fin du mois d'août que le bassin versant du lac est passé en situation d'alerte renforcée, impliquant une réduction des prélèvements, car le réservoir, amputé d'une lame d'eau de 15 cm, contenait 30 000 m³ d'eau en moins par rapport aux situations estivales antérieures, soit un peu plus de 12 % du volume utile. Ainsi, pour optimiser le traitement de l'eau, écarter le risque sanitaire et maintenir la distribution dans le temps en contexte de pénurie de la ressource, les dysfonctionnements et les processus affectant l'eau doivent être maîtrisés. Faire de la pédagogie environnementale (intérêt des milieux aquatiques et des écosystèmes, gestion collégiale des étangs amont, sens des labours, ...) auprès de la population serait sans doute la meilleure des solutions, comme l'exhorte le dernier rapport de la Banque mondiale : il convient d'informer les ménages pour encourager la participation citoyenne (DAMANIA *et al.*, 2019).

CONCLUSION

À l'heure où la sauvegarde de l'environnement doit être une priorité, cette étude révèle un conflit d'usage entre les pratiques d'un vaste bassin versant et la fonction d'AEP d'un petit lac. Si tous, nous ne remettons pas du sens commun, de l'intérêt général dans nos manières de faire et de travailler, l'alimentation en eau potable peut véritablement être problématique, le lac de Saint-Germain-de-Confolens apparaissant comme un marqueur des problèmes d'accès à l'eau potable, dans les régions subissant des pollutions et, déjà, des restrictions. Ce point permet donc de souligner l'intérêt d'une meilleure gestion de la ressource et d'une politique de sauvegarde, dans un monde où l'eau apparaît comme un des principaux défis, tant la demande augmente et les effets de la crise climatique s'intensifient. Pour l'ONU-Eau (2019), « une gestion rationnelle et durable des ressources en eau et des écosystèmes sont indispensables au développement durable » (p. 39).

REMERCIEMENTS

Cette recherche étant issue d'un groupe de travail pluridisciplinaire constitué par la géographie limnologique (GEOLAB), l'auteur tient à remercier le SIAEP du Confolentais, l'INSA de Rennes, le CEDETE ainsi que Limnologie SARL, TM Carto et Images et métrages.

BIBLIOGRAPHIE

- AIE, 2016. Water Energy Nexus: Excerpt from the World Energy Outlook 2016. Paris, Publications AIE.
- BANAS, D., 2001. *Flux de matières en étangs piscicoles extensifs : rétention, sédimentation, exportation*. Thèse de l'Université de Metz, 237 p.
- BANAS, D., CAPIZZI, S., MASSON, G., LEGLIZE, L., DIDIER, S., WAGNER, P. & PIHAN, J.-C., 2002. Nouvelles trappes à sédiments destinées aux milieux peu profonds vidangeables. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15/1: 263-272.

- BANAS, D., MASSON, G., LEGLIZE, L., USSEGLIO-POLATERA, P. & BOYD C.-E., 2008. Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France. *Environmental Pollution*, 152/3: 679-685.
- 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.
- BEAUJEU, G. & PAOLINI, G., 2015. Comment mesure-t-on la qualité de l'eau ? in Montuelle B., Clémens A. (dir.). *Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions*. 3- *Qualité des eaux*, Villeurbanne, éd. du Graie, 60-63.
- BLOESH, J. & HUELHINGER, U., 1986. Horizontal sedimentation differences in an eutrophic Swiss lake. *Limnology and Oceanography*, 31: 1094-1109.
- BOULANGER, P. & SAVY, B., 2015. *Histoires d'eaux en Confolentais*, SEP du Confolentais, Confolens, Texto, Saint-Junien, 123 p.
- BUREK, P., SATOH, Y., FISCHER, G., KAHIL, M.T., SCHERZER, A., TRAMBEREND, S., NAVA, L.F., WADA, Y., EISNER, S., FLÖRKE, M., HANASAKI, N., MAGNUSZEWSKI, P., COSGROVE, B. & WIBERG, D., 2016. Water Futures and Solution: Fast Track Initiative (Final Report). Document de travail de l'IIAAS. Laxenburg, Autriche, Institut international d'analyse appliquée des systèmes (IIASA). pure.iiasa.ac.at/13008/
- CAILLIEZ, S., 2018. *Etude des effets cumulés et solutions pour lutter contre la sédimentation dans les plans d'eau du domaine tempéré*. Rapport de stage, université d'Orléans, Géographie, 74 p.
- CAPDEVILLE, J.-P., FLOC'H, J.-P., LOUGNON, J. & RECOING, M., 1983. *Carte géologique de la France à 1/50000. Feuille de Confolens (662)*. Édit. BRGM, Orléans, avec notice explicative, 30 p.
- CARPENTER, S.-R., 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: bistability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102: 10002-10005.
- 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*. Édit. Gaston Doin, Paris, 320.
- DAMANIA, R., DESBUREAUX, S., RODELLA, A.S., RUSS, J. & ZAVERI, E., 2019. *Quality Unknown : The Invisible Water Crisis*. Washington, DC: World Bank.
- FOREL, F.-A., 1892-1895. *Le Léman, monographie limnologique*. Édit. F. Rouge, Lausanne, tomes 1 et 2, 1194 p.
- FOURNIER, F., 1960. *Climat et érosion : la relation entre l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques*. Édit. Presses Universitaires de France, Paris, 201 p.
- GIEC, 2014. Climate Change 2014. Synthesis Report. Contribution des groupes de travail I, II et III au Cinquième rapport d'évaluation présenté au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Genève, GIEC. www.ipcc.ch/report/ar5/syr/.
- GOLTERMANN, H., 2004. *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 251 p.
- GUERTAULT, L., 2015. *Évaluation des processus hydro-sédimentaires d'une retenue de forme allongée : application à la retenue de Génissiat sur le Haut-Rhône*. Thèse de l'Université Claude Bernard - Lyon I, 271 p.
- HÅKANSON, L., 1984. The swedish coastal zone project: sediment types and morphometry. In : *Sediments and waters interactions*, P.G. SLY édit., Édit. Springer, New-York (USA), 35-51.
- JEPPESEN, E., KRONVANG, B., MEERHOFF, M., SONDERGAARD, M., HANSEN, K.M., ANDERSEN, H.E., LAURIDSEN, T.L., LIBORIUSSEN, L., BEKLIOGLU, 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): 1930-1941.
- KOREN, N. & KLEIN, M., 2000. Rate of sedimentation in lake Kinneret, Israel: spatial and temporal variations. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25: 895-904.
- LIAGRE, F., 2006. *Les haies rurales. Rôles, création, entretiens*. Paris, Éditions France Agricole: 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., 2002. *Le lac de Saint-Pardoux et l'évolution morphologique des lacs de barrage artificiel*. Thèse de l'Université de Limoges, 357 p.

- MALEVAL, V., 2006. L'apport d'un bilan sédimentaire en milieu lacustre. *Zeitschrift für Geomorphologie*. N.F., 50/4: 465-477.
- MALEVAL, V., 2010. *Le lac de Saint-Pardoux. Évolution du littoral et sédimentation lacustre*. Presses Universitaires Blaise-Pascal, coll. "Nature et Sociétés", Clermont-Ferrand, 169 p.
- MALEVAL, V. & JIGOREL, A., 2002. La sédimentation dans un lac artificiel. Exemple du lac de Saint-Pardoux (massif d'Ambazac, Limousin, France). *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, 8(4): 307-319.
- MALEVAL, V. & PITOIS, F., 2018. 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 2018. URL : <http://journals.openedition.org/norois/6316>
- 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* [En ligne], Volume 11 | 2017, mis en ligne le 10 novembre 2017. URL : <http://physio-geo.revues.org/5544>
- MERAUT, P., 1999. The influence of hedgerow systems on the hydrology of agricultural catchments in a temperate climate. *Agronomie*, 19: 655-669.
- MOLENAT, 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): 101-105.
- OCDE, 2012. Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 : Les conséquences de l'inaction. Paris, Éditions OCDE. dx.doi.org/10.1787/9789264288560-fr.
- ONU-Eau, 2019. Ne laisser personne pour compte. Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2019. ONU-Eau, publication UNESCO, 213 p.
- ONU-Eau, 2015. Eliminating Discrimination and Inequalities in Access to Water and Sanitation. ONU-Eau. www.unwater.org/publications/eliminating-discrimination-inequalities-access-water-sanitation/
- PEIRY, J.-L., 1988. *Approche géographique de la dynamique spatio-temporelle des sédiments d'un cours d'eau intra-montagnard : l'exemple de la plaine alluviale de l'Arve (Haute-Savoie)*. Thèse de l'Université Jean-Moulin - Lyon 3 : 295-330.
- RAST, W. & THORNTON, J., 2005. The phosphorus loading concept and the OECD eutrophication programme: origin, application and capabilities. In : *The Lakes Handbook. Vol. 2 - Lake restoration and rehabilitation*, P.E. O'SULLIVAN et C.S. REYNOLDS (Eds.), Édit. Blackwell Science, Oxford, 354-385.
- 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.
- TOUCHART, L., 2002. *Limnologie physique et dynamique. Une géographie des lacs et des étangs*, Paris, L'Harmattan, 395 p.
- 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: 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): 463-477.
- WILLEM HOFSTE, R., REIG, P. & SCHLEIFER, L., 2019. 17 countries, home to one-quarter of the world's population, face extremely high water stress. World Resources Institute. <https://www.wri.org/blog/2019/08/17-countries-home-one-quarter-world-population-face-extremely-high-water-stress>
- 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): 442-452.