

-Diagnostic écologique du lac de Chalain-

Synthèse des données physico-chimiques et biologiques existantes



Source : Julien Damelet

Sommaire

Introduction

I. Contextes géographiques, (hydro)géologiques et socio-économiques du lac

II. Méthodologie générale

III. Résultats

- A. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau
 - a. Le lac
 - 1. Références bibliographiques utilisées
 - 2. Température
 - 3. Oxygène
 - 4. Paramètres de minéralisation
 - 5. Descripteurs de la charge trophique
 - i. Nitrates
 - ii. Orthophosphates et phosphore total
 - 6. Synthèse
 - b. Les affluents du lac de Chalain
 - 1. Références bibliographiques utilisées
 - 2. Évolution des paramètres physico-chimiques des affluents
 - 3. Les affluents de la rive Ouest
 - 4. Estimation des apports en azote et en phosphate
- B. Compartiments biologiques
 - a. Communautés phytoplanctoniques
 - b. Communautés macrophytiques
 - c. Macroinvertébrés benthiques
 - 1. Comparaisons des IBL de 1995 et 2004
 - 2. Evolution du peuplement de la zone profonde
 - 3. Evolution du peuplement de la zone littorale
 - d. Mollusques
 - e. Oligochètes
 - f. Ichtyofaune lacustre
- C. Paléolimnologie – Archives sédimentaires
 - a. Evolution des assemblages de chironomidae de la zone profonde et oxygénation de l'hypolimnion
 - b. Évolution du carbone organique total (COT) et du rapport carbone/azote (C/N)
- D. Pressions anthropiques
 - a. Assainissement
 - b. Agriculture
 - c. Tourisme

IV. Conclusions et préconisations

Références bibliographiques

Annexes

Introduction

En 2011/2012, une étude réalisée par la fédération de pêche du Jura sur le lac de Chalain (Fagot, 2013) a mis en avant :

- Une augmentation des éléments nutritifs qui arrivent au lac,
- Une dégradation des conditions d'oxygénation dans la zone profonde du lac, avec le constat en 2011 d'une zone anoxique sur plus d'1/4 de la profondeur maximale du lac en fin de période de stratification thermique,
- Une augmentation des effectifs et de la biomasse du peuplement piscicole malgré la banalisation de leurs habitats.

Ces différentes observations suggèrent donc l'existence d'un dysfonctionnement du lac de Chalain lié à une eutrophisation accélérée de ce dernier. Le lac de Chalain, plus grand lac naturel du Jura et joyaux du patrimoine jurassien, voit donc sa biodiversité et son fonctionnement menacés. Cet espace naturel remarquable, pôle d'attraction majeur du tourisme dans la région, pourrait, dans le cas où cette dégradation se poursuivrait voir l'ensemble de ses services écosystémiques être remis en cause (puit de carbone, ressource en eau potable, régulation des cycles N et P...). L'intérêt écologique et touristique du lac de Chalain étant sérieusement menacé, la mise en place d'un programme d'action pertinent visant à améliorer la qualité écologique du lac est justifiée. C'est pourquoi, le Conseil Départemental du Jura, alerté sur l'existence de ce dysfonctionnement, a alors commandité des études complémentaires (bassin versant d'alimentation, hydrologie des affluents, réseau d'assainissement, agriculture, etc...) et mis en place un conseil scientifique, composé de professionnels de l'environnement et des lacs en particulier..

Ce conseil scientifique réunit trois structures principales :

- L'unité mixte de recherche Chrono-Environnement (CNRS/Université de Franche-Comté)
- L'unité mixte de recherche CARRETEL (INRA/Université de Savoie Mont-Blanc)
- L'Agence Française pour la Biodiversité.

Un travail de compilation et de synthèse de l'ensemble des données disponibles sur le lac de Chalain a donc été pris en charge par l'unité mixte de recherche Chrono Environnement. Ce travail, présenté aux membres du conseil scientifique, permettra à ces derniers de confirmer, ou non, les observations faites par la fédération de pêche du Jura en 2011/2012, et de proposer, si besoin, des compléments d'études, la mise en place d'un suivi à long terme et des mesures de gestion pertinentes. Le présent rapport concerne donc ce travail de synthèse de données sur le lac de Chalain.

Membres du conseil scientifique :

- Florent Arthaud (UMR CARRETEL),
- Anne-Laure Borderelle (AFB),
- Pierre-Alain Danis (AFB),
- Pierre Delarras (UMR Chrono Environnement),
- David Etienne (UMR CARRETEL),
- Vincent Fister (pôle karst EPTB),
- Jean Guillard (UMR CARRETEL),
- Laurent Millet (UMR Chrono Environnement),
- Jean-Claude Raymond (AFB),
- Hervé Richard (UMR Chrono Environnement, MRAE BFC),
- Valérie Verneaux (UMR Chrono Environnement).

I. Contextes géographiques, (hydro)géologiques et socio-économiques du lac

A. Contextes géographiques et (hydro)géologiques

La reculée dans laquelle est située le lac de Chalain présente une morphologie de cirque qui entaille profondément le plateau calcaire de Champagnole (Figure 1).

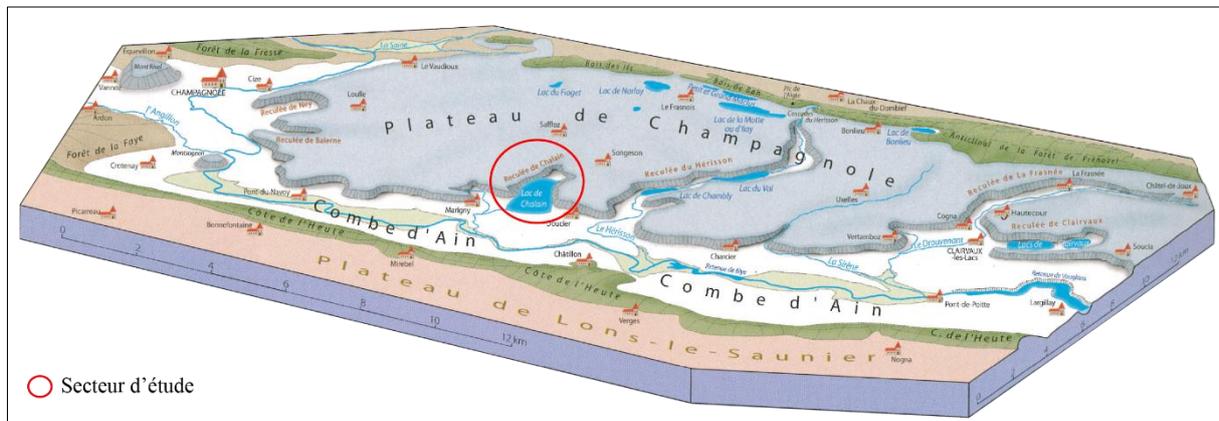


Figure 1 : Le plateau de Champagnole et ses reculées (Bichet et Campy, 2008)

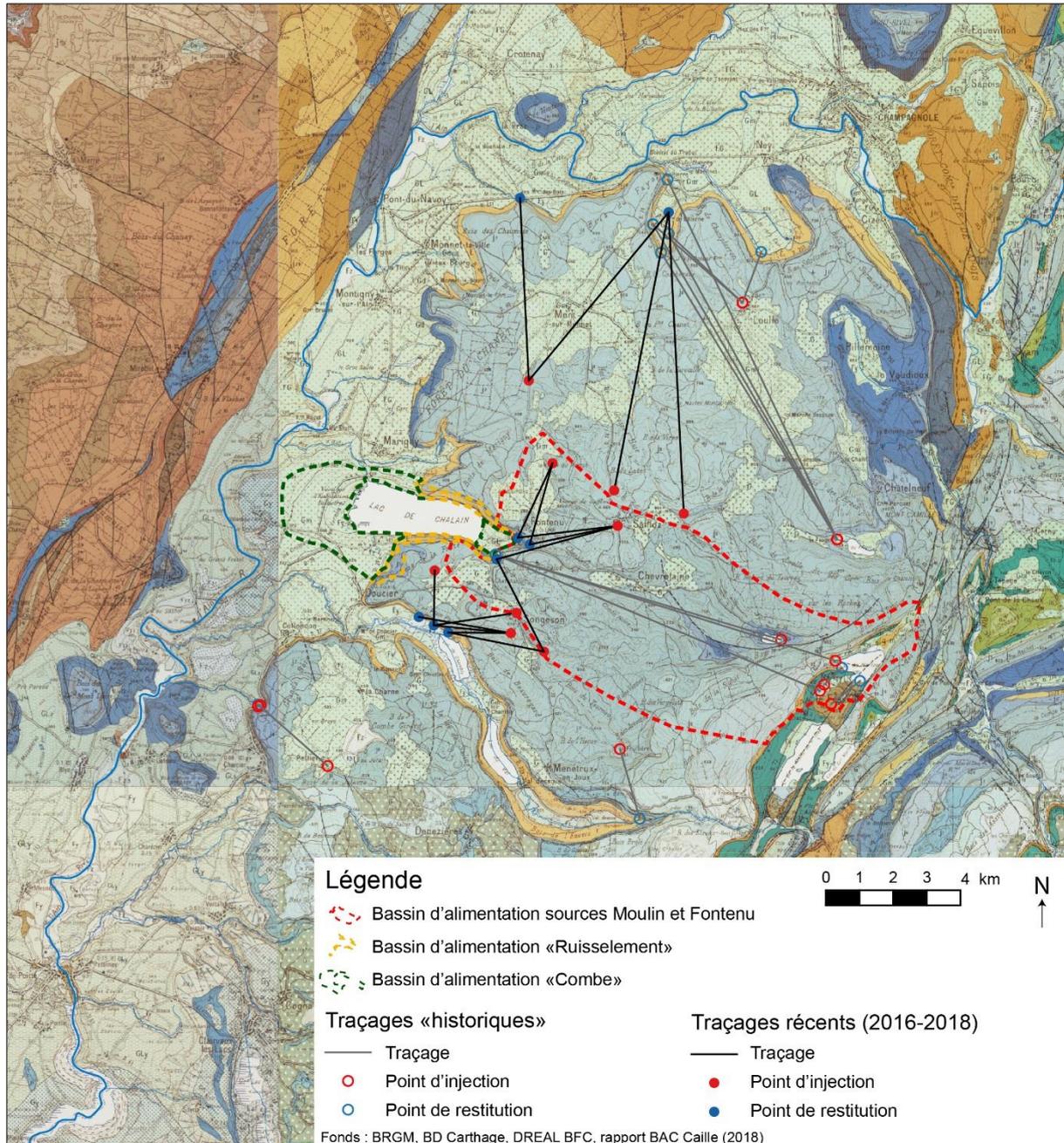
À l'instar des autres reculées de la Combe d'Ain, celle de Chalain a été façonnée lors de la dernière période de glaciation (Würm : 20 000 BP) par la calotte glaciaire jurassienne et ses excroissances occidentales que constituent les langues glaciaires (celle de Doucier pour le lac de Chalain). Le travail glaciaire est imprimé localement dans les paysages, aussi bien révélé par les surcreusements que constituent les reculées mais aussi dans les accumulations sédimentaires en front des langues que sont les moraines. Impact paysager mais aussi hydro(géo)logique puisque le matériel issu de l'érosion glaciaire est venu à la fois obturer le débouché des reculées (moraine frontale) et imperméabiliser les talwegs (moraine de fond) créant les conditions de mise en place des lacs du secteur et donc de celui de Chalain. S'identifient donc localement deux types de formation géologique : les dépôts d'origine glaciaire (des dépôts morainiques, des dépôts de delta en bordure des langues, des varves de fond de lac) et les calcaires jurassiques.

Cette duplicité se traduit sur les modalités d'alimentation du lac. En compilant les données historiques de traçages colorimétriques et en réalisant quelques expériences complémentaires, Caille (2018) dans son étude de délimitation du bassin d'alimentation du lac de Chalain propose trois types d'alimentation (Figure 2) :

- Une alimentation par les réseaux karstiques développés dans les calcaires du Kimmeridgien du plateau de Champagnole et dont les émissaires principaux sont l'exurgence sous Fontenu et la source dite du Moulin. Cette dernière constitue par ailleurs l'exutoire du système « Gour bleu/Four à Pain/Moulin) reconnu spéléologiquement sur plus de 4,5 km. L'empreinte du karst est visible également en surface notamment dans le secteur du Prévalot (au nord de Songeson) où se concentre une forte densité de gouffres. À noter également que l'exutoire du lac de Narlay est une perte importante qui bénéficie au lac de Chalain. Sur la base des données de traçages et du bilan hydrologique (calculé via les données de débits des deux sources précitées), Caille propose un bassin d'alimentation karstique de 27,5 km² soit le mode d'alimentation de loin le plus contributif.
- Une alimentation issue des circulations dans et sur le matériel glaciaire et alluvionnaire récent à l'ouest et à l'est du lac et qui cumulée représente un bassin de l'ordre de 3,6 km².
- Une alimentation issue du ruissellement sur les versants abrupts de rive droite et de rive gauche auquel on peut adjoindre les précipitations directes sur le lac soit un bassin de 0,8 km².

En additionnant ces trois modalités, Caille propose un bassin d'alimentation du lac de l'ordre de 32 km².

Figure 2 : Les modalités d'alimentation du lac de Chalain



B. Agriculture

Une étude diagnostic des exploitations présentes sur le bassin d'alimentation du lac de Chalain a eu lieu en 2019. Il existe 19 exploitations agricoles qui possèdent en tout 1008 hectares de surface agricole utile, soit environ 30% de la surface totale du bassin versant du lac de Chalain. Ces 19 exploitations sont composées de 16 exploitations de production de lait à Comté, un centre équestre, une pension pour animaux, et une exploitation d'arboriculture et de vente d'herbes.

Sur le bassin d'alimentation du lac, l'azote épandu est à 78 % sous forme de fumier (5 200 T), 21 % sous forme de purin/lisier/eaux brunes (5 700 m³) et 1 % sous forme de boues de STEP (200 m³). Concernant l'utilisation des parcelles, 55% d'entre elles sont utilisées pour la fauche et la pâture, 26% seulement pour la pâture, 11% pour la pâture des génisses et 7% pour la culture.

Concernant l'épandage, 72 % des prairies reçoivent une fertilisation organique (fumier ou lisier/purin/eaux blanches, avec certaines prairies qui reçoivent les 2 types d'effluents), et 53 % des cultures reçoivent une fertilisation organique (fumier essentiellement et parfois boues STEP ou lisier). Au total, 292 hectares (soit environ 29% de la surface agricole présente sur le bassin versant du lac de Chalain) ne reçoivent aucun effluents.

La période d'épandage d'octobre/novembre concerne 436 hectares et celle de février/mars/avril concerne 364 hectares. Il n'existe que très peu d'épandage d'effluents en été car cette période est considérée à risque sur les sols superficiels. Ainsi, 27 hectares sont concernés en juin/juillet et 16 hectares en août/septembre. De plus, 700 hectares reçoivent des engrais minéraux essentiellement au printemps (70% de la surface du bassin versant du lac de Chalain), plutôt sous forme de complets NPK sur prairie (100 à 200 kg/ha), plutôt sous forme azotée sur les cultures. D'après la chambre d'agriculture, il semblerait que ces pratiques de fertilisation soient plutôt extensives et adaptées au potentiel des sols du bassin versant.

Concernant l'évolution des pratiques agricoles, il semblerait que les installations de stockage des effluents aient augmenté leur capacité, allongeant ainsi la durée de stockage et permettant alors d'éviter l'épandage d'effluents liquides en hiver. La fertilisation minérale a diminué significativement depuis une quarantaine d'années, en particulier en ce qui concerne le phosphore.

Pour résumer, il semblerait que les pratiques agricoles dans le bassin versant du lac de Chalain concernent essentiellement des systèmes extensifs avec 93% de la surface agricole en herbe et que les pratiques de fertilisation soient adaptées au potentiel des sols. Toutefois, le contexte karstique du bassin versant et la superficialité des sols amène à une vigilance accrue sur les périodes et les quantités d'épandage d'effluents, en particulier d'effluents liquides.

Ce sont donc au total 70 % de la surface agricole du bassin versant du lac qui reçoivent des engrais minéraux et 71 % qui reçoivent des amendements organiques dont il semble nécessaire de préciser la nature, les proportions des différents types (fumier, lisier, boue, purin, eaux brunes), les quantités annuelles, les proportions par parcelles et également les périodes précises d'épandage (en fonction des périodes de précipitations notamment).

Suite à la présentation des premiers résultats du diagnostic par la chambre d'agriculture, quelques pistes d'amélioration ont été retenues, comme :

- L'amélioration de la valorisation des fumiers (analyses, pratiques d'épandage, etc...),
- L'accompagnement de mise aux normes de certaines exploitations,
- Le rappel des bonnes pratiques d'épandage, en particulier sur les parcelles les plus vulnérables,
- L'optimisation de la fertilisation en fonction des besoins, en tenant compte de la sensibilité de certaines parcelles,
- L'adaptation des pratiques face au changement climatique,
- Et affiner la connaissance des risques de ruissellement, en particulier au niveau des fossés d'évacuation, sur les parcelles de la rive ouest.

C. Tourisme

Le lac de Chalain est un élément important de l'activité touristique du Jura. Deux camping sont recensés autour du lac. Le camping du Domaine de Chalain, propriété du département du Jura dont la gestion est assurée par la régie départementale du Domaine de Chalain, situé à l'extrémité Est du lac et qui présente une capacité d'accueil d'environ 3500 personnes, avec un maximum atteint chaque année aux mois de juillet et d'août (DIREN Franche-Comté, 1999). Le camping de la Pergola situé au Nord-Ouest du lac, ouvert de mai à septembre, présente une capacité d'accueil de 1 000 personnes avec un maximum atteint chaque année durant l'été (DIREN Franche-Comté, 1999).

Une base nautique installée au bord du lac au niveau de la commune de Doucier présente une capacité d'hébergement de 100 lits. Cette base nautique fonctionne 9 mois dans l'année et présente un taux de remplissage moyen de l'ordre de 70% (NBCE, 2008). A ceci s'ajoute une population temporaire, estimée à 3000 personnes en 1986 (SRAE, 1986).

Les activités principales recensées sur le lac de Chalain sont la baignade, le pédalo, la voile, la plongée et la pêche.

D. Assainissement

Tout d'abord, le bassin versant comprend un réseau d'eaux usées qui collecte les rejets des communes de Saffloz et de Fontenu, et des camping du Domaine de Chalain et de La Pergola (Figure 26). La commune de Marigny, ainsi que la station d'épuration, situées en aval du lac de Chalain, ne se trouvent pas dans le bassin versant d'alimentation de ce dernier. Les eaux traitées par la station d'épuration sont rejetées dans le Bief de l'œuf, ancien émissaire du lac.

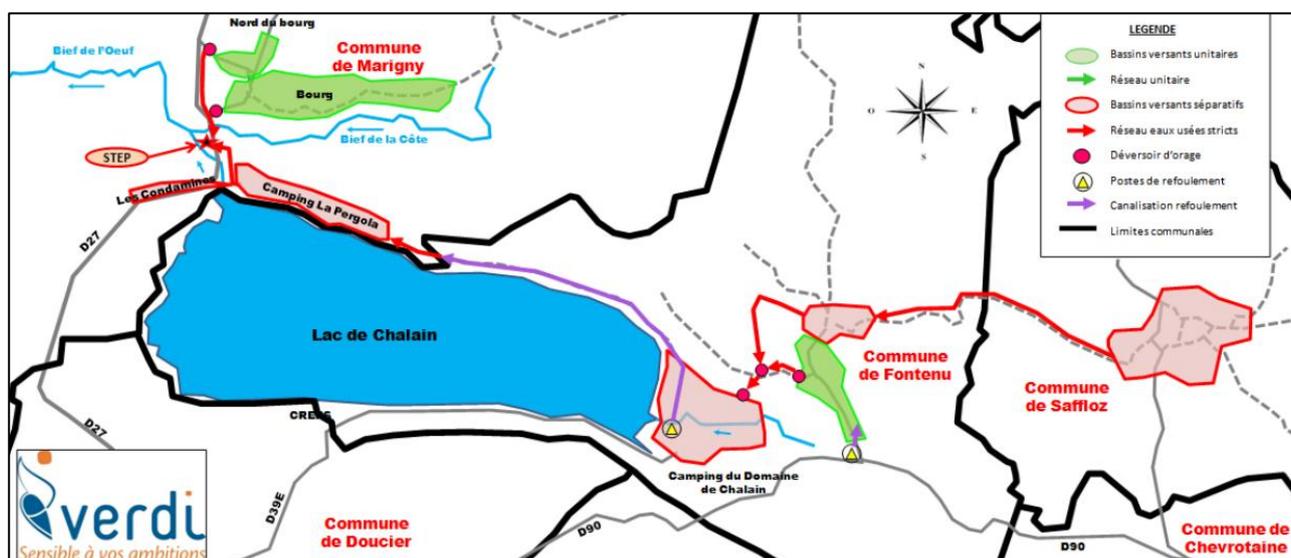


Figure 28: Synoptique du réseau d'assainissement autour du lac de Chalain (Source : BE Verdi, 2017).

Une étude de ce réseau d'assainissement a été réalisée par le bureau d'études Verdi en 2017 afin de mettre en avant l'existence, ou non, de dysfonctionnalité du réseau et de proposer des travaux, si besoin. Pour résumer, le réseau apparaît ancien et en mauvais état, en particulier au niveau du camping du Domaine de Chalain et de la canalisation entre ce dernier et la station d'épuration (Transfert Domaine-Pergola-STEP). La présence de fissures circonférentielles, d'effondrements et de perforation par les racines suggèrent l'existence de pertes d'eaux usées par le réseau, et donc l'existence d'une potentielle source de pollution du lac par ces arrivées d'eaux usées.

Cinq déversoirs d'orage sont recensés, trois au niveau de Fontenu et deux au niveau du camping du Domaine de Chalain, se trouvant à proximité du lac. Ces ouvrages sont prévus pour éviter la saturation de la station d'épuration par temps de forte pluie en rejetant, dans le milieu naturel, une pollution diluée (Verdi, 2017). Ces sources de pollution par temps de forte pluie ne sont pas négligeables, en particulier en période estivale lorsque la population est maximale et les débits d'eaux usées multiplié par 6 par rapport à la période hivernale (47 à 272 m³/j). La présence à Saffloz d'une fruitière qui transforme en moyenne 3 millions de litres de lait par an, l'augmentation de la population en période estivale ainsi que le mauvais état du réseau d'assainissement sont autant de paramètres à prendre en compte comme potentielle source de pollution pouvant arriver au lac.

Ensuite, au niveau de la commune de Doucier, seuls les trop-pleins de poste de relevage de la plage de Doucier, pourraient impacter le lac. Ces postes relèvent les eaux usées provenant de la fromagerie, de la

maison rurale et d'une trentaine d'habitations, vers la station d'épuration présente sur le bassin versant de la rivière du Hérisson. Il a été observé, lors d'une étude réalisée par le département du Jura, que les postes de relevages ne déversaient pas par temps sec mais que des traces de montées en charge du poste de relevage de la plage et des déversement au trop-plein du poste de relevage principal pouvaient être constatées par temps de pluies. Ces déversements, bien qu'exceptionnels, sont une source de pollution supplémentaires pouvant arriver au lac.

Enfin, sur la commune du Frasnais, le réseau d'assainissement est essentiellement séparatif et comprend 2 postes de relevage. Le fonctionnement du réseau est similaire par temps sec ou par temps pluvieux. Au niveau de la station d'épuration, dans le bassin d'aération, des micro-organismes sont cultivés pour assimiler la pollution préalablement dégrillée. Ensuite, un clarificateur permet la séparation physique des micro-organismes (qui retourneront dans le bassin d'aération) de l'eau. Le phosphore est traité par ajout de chlorure ferrique. Avant infiltration dans le milieu souterrain, les eaux de la station sont dirigées vers un filtre à sable pour améliorer l'abattement de la pollution. Les eaux s'infiltrent alors en direction du milieu souterrain, pour être réceptionnée au niveau de la source du Moulin (affluent du lac de Chalain). La pollution totale susceptible d'être raccordée au réseau d'assainissement est de 100 équivalents habitants (EH) en période creuse, et de 600 EH en période estivale, avec des rendements épuratoire compris entre 86 et 96 % lors des mesures.

II. Méthodologie générale

Un travail de recherche bibliographique a permis, dans un premier temps, de dresser un inventaire de l'ensemble des études existantes concernant le lac de Chalain.

L'analyse de ces documents et de leurs données brutes associées (physico-chimie, biologie, hydrologie) a permis de caractériser l'état écologique et le fonctionnement du lac de Chalain et de son bassin versant mais également de suivre leur évolution au cours du temps.

Au total, une quarantaine de documents, couvrant une fenêtre temporelle comprise entre 1892 et 2016, a constitué la base de ce travail de synthèse. (Annexe 1). L'ensemble des données brutes utilisées ont été bancarisées sous forme d'un tableau Excel.

La principale difficulté de ce travail de synthèse a été de pouvoir utiliser des données comparables. En effet, pour certains paramètres, les méthodes de mesure et d'échantillonnage utilisées, ainsi que les périodes, fréquences et profondeurs prospectées n'étaient pas toujours semblables et rendaient les analyses comparatives difficiles et les conclusions parfois fragiles.

III. Résultats

A. Caractéristiques physico-chimiques de l'eau

a. Le lac

1. Références bibliographiques utilisées

Les différentes études ayant permis d'analyser les caractéristiques physico-chimiques du lac de Chalain sont listées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Références bibliographiques utilisées pour l'analyse des caractéristiques physico-chimiques du lac de Chalain.

Références	Années de mesures
Kreitmann, 1937	1892 (Delebecque), 1933, 1935
SRAE, 1974	1972, 1973
SRAE, 1986	1978, 1979, 1980, 1984, 1985
DESS Eaux continentales, 1991	1991
NBCE, 2008	2006
Agence de l'eau RMC, 2007	2007
Agence de l'eau RMC, 2010	2010
Fagot, Fédération Pêche Jura, 2013	2011, 2012
Agence de l'eau RMC, 2013	2013
Fagot, Fédération Pêche Jura, 2017	2014
Agence de l'eau RMC, 2016	2016

2. Température

De manière générale, en fin d'hiver, la colonne d'eau est caractérisée par une période d'homothermie. Ensuite, les eaux se réchauffent progressivement par la surface et une thermocline commence à se mettre en place pour atteindre un état stable en période estivale. Cette thermocline est comprise entre 4 et 12 mètres de profondeur environ, et isole alors l'épilimnion de l'hypolimnion. La question de la durée exacte de la stratification se pose car les données trop partielles ne permettent pas de la définir pour le moment.

En fin d'été-début d'automne, les eaux commencent à se refroidir par la surface et la thermocline s'enfonce. Le processus de brassage des eaux s'engage, jusqu'à l'homogénéisation de la colonne d'eau. La date de brassage, ainsi que l'existence ou non d'une période de stratification inverse et donc d'un deuxième brassage, ne peuvent être précisées sur la base des données disponibles qui n'intègrent jamais de données thermiques hivernales. Il est donc difficile d'affirmer si le lac est de type monomictique ou dimictique ou de déterminer les fréquences relatives de ces deux types thermiques.

Concernant l'évolution temporelle des températures (Figure 1), l'analyse de cette dernière son analyse semble indiquer une augmentation significative ($p=0,0034$) de la température moyenne de l'épilimnion en fin de période de stratification entre 1972 et 2016. Cette observation semble être le reflet des effets du réchauffement climatique sur le lac de Chalain. Une augmentation de la température de l'épilimnion en fin de période de stratification peut provoquer des modifications :

- Du cycle thermique (augmentation de la durée de stratification, réduction du nombre de brassages),
- Des conditions d'oxygénation (augmentation de la hauteur d'eau hypoxique (voire anoxique) en zone profonde, réduction de l'efficacité du brassage à réoxygéner la colonne d'eau).

Ces modifications peuvent à leur tour provoquer des modifications au sein du compartiment biologique, avec, par exemple, des changements dans les dynamiques saisonnières du plancton, des changements des conditions d'habitats et des périodes de développement pour la macrofaune lacustre (macroinvertébrés et poissons), avec la possibilité d'effets en cascade sur les différents niveaux du réseau

trophique (Anneville et *al.*, 2013). Finalement, toutes ces modifications dues à un réchauffement des eaux du lac peuvent entraîner une accentuation des effets des différentes perturbations que subit le lac, et donc provoquer une réduction de sa capacité de résilience.

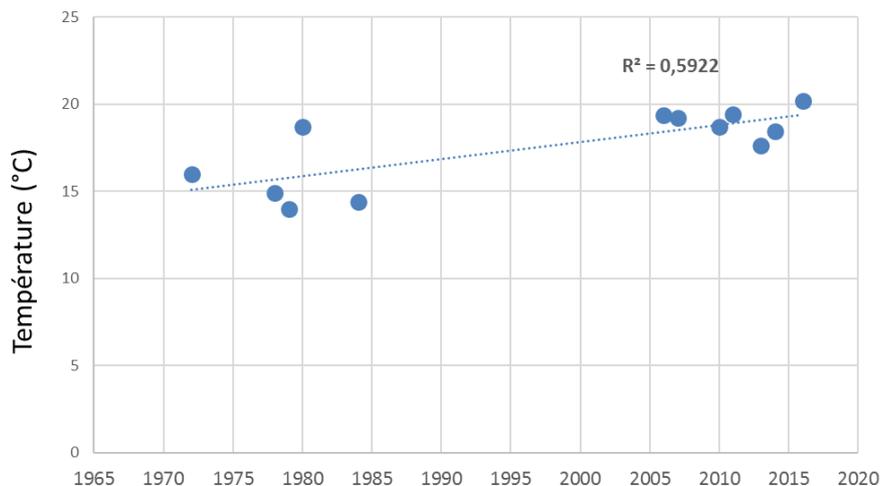


Figure 1 : Températures moyennes de l'épilimnion entre 1972 et 2016 (pour chaque année : moyenne des températures mesurées de la surface à la profondeur maximale de l'épilimnion) en fin de période de stratification (selon les années d'étude période comprise entre août et octobre)

Préconisations :

Les incertitudes concernant le cycle mono ou dimictique du lac pourraient être levées par la mise en place d'une ligne de sondes de température permettant un enregistrement en continu des températures de la colonne d'eau. Il serait également possible d'évaluer l'existence ou non des périodes de gel hivernal en modélisant le fonctionnement thermique du lac de Chalain à partir des données anciennes de certains paramètres topographiques et météorologiques.

3. Oxygène

En fin d'hiver, la colonne d'eau se caractérise par des valeurs de concentrations en oxygène homogènes. Ensuite, avec la mise en place de la thermocline, l'épilimnion reste bien oxygéné et l'hypolimnion se désoxygène graduellement avec l'augmentation de la profondeur et au cours du temps jusqu'à atteindre un état proche de l'anoxie sur plusieurs mètres en fin de période de stratification. Les maxima de concentrations en oxygène se situent au niveau de la thermocline, à environ 10 mètres de profondeur. La production d'oxygène, liée à l'activité photosynthétique du phytoplancton, étant plus intense au niveau de la zone euphotique, les profondeurs des pics de concentrations en oxygène dépendent donc de la transparence et fluctuent légèrement avec les saisons.

Concernant la dégradation des conditions d'oxygénation, il semblerait que, de 1933 à 2016, la désoxygénation à 25 mètres de profondeur s'accroît significativement (Figure 2 ; $p=0,00027$).

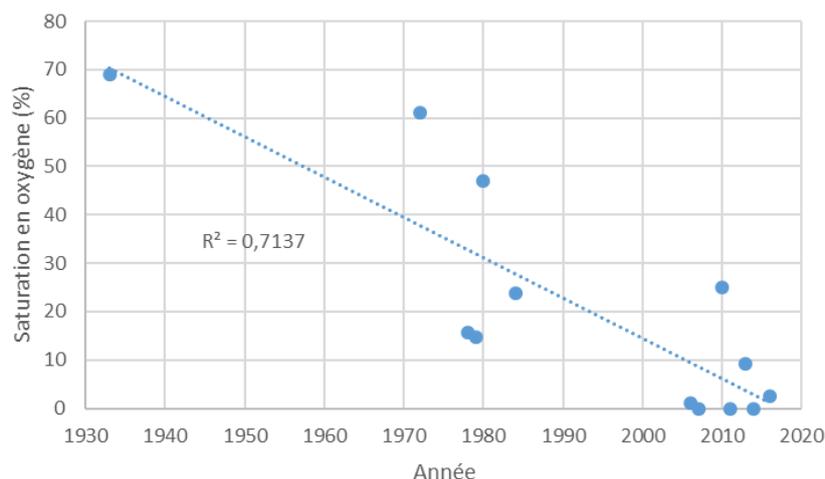


Figure 2 : Saturation en oxygène (%) à 25 mètres de profondeur en fin de période de stratification (selon les années d'étude période comprise entre août et octobre) entre 1933 et 2016.

Deux hypothèses pourraient expliquer en partie cette dégradation des conditions d'oxygénation de l'hypolimnion :

- L'augmentation de la consommation journalière en oxygène, due à une augmentation des apports en matières biologiquement oxydables,
- L'augmentation du déficit en oxygène à l'origine, due à une diminution de l'efficacité des brassages permettant la réoxygénation de la colonne d'eau.

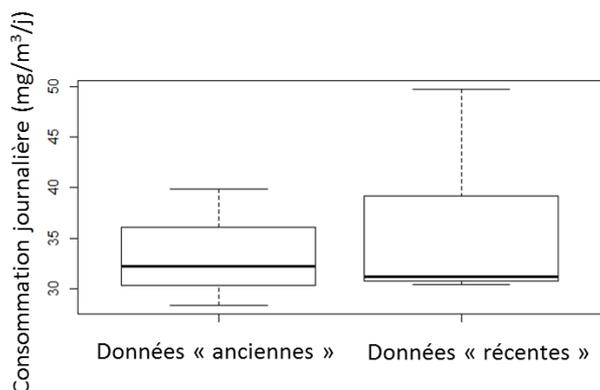


Figure 3 : Comparaison de la consommation journalière en oxygène (C_j en O_2 , cf glossaire) hypolimnique entre données anciennes ($n=3$; 1978, 1980 et 1984) et données récentes ($n=5$; 2006, 2007, 2010, 2013 et 2016). ($p=0,8815$).

Il semblerait que la consommation journalière en oxygène dans l'hypolimnion n'ait pas augmenté entre les années 1980 et aujourd'hui (Figure 3). Toutefois, on observe une augmentation significative du déficit à l'origine (Figure 4) qui correspond à la concentration en oxygène dissous manquante par rapport à une situation où l'efficacité du brassage aurait permis la recharge en oxygène dans l'hypolimnion à 100 % de saturation.

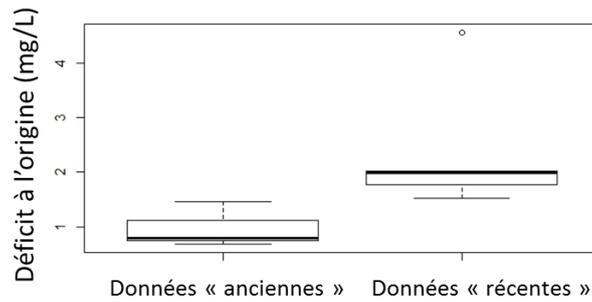


Figure 4 : Comparaison du déficit à l'origine (cf glossaire) dans l'hypolimnion entre données anciennes (n=3 ; 1978, 1979 et 1980) et données récentes (n=5 ; 2006, 2007, 2010, 2013 et 2016). ($p=0,02535$).

Cette dégradation des conditions d'oxygénation semble donc correspondre à une diminution des concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion en début de stratification (augmentation du déficit à l'origine) observable entre 1978 et 2016. Ceci suggère l'existence d'une diminution de l'efficacité des brassages entre les années 80 et la période plus récente (2006-2016) et donc d'une diminution de la capacité du lac à réoxygéner efficacement sa colonne d'eau.

Préconisations :

Afin d'obtenir des données en continu sur au moins un cycle annuel de l'oxygénation du lac (incluant la période hivernale), il serait intéressant de mettre en place une ligne de sondes mesurant l'oxygène. Pour les données anciennes non acquises, l'approche paléolimnologique pourrait apporter des informations rétrospectives sur l'oxygénation de la zone profonde du lac.

4. Paramètres de minéralisation

De 1978 à 2016 s'observe une augmentation de la conductivité des eaux du lac en période de brassage printanier (Figure 5). Les données concernant les autres paramètres de minéralisation (pH, dureté totale, TAC et concentrations en bicarbonates, chlorures, sulfates, potassium, magnésium, calcium et sodium) sont trop ponctuelles et aucune évolution significative n'est constatée pour permettre de conclure quant aux éléments impliqués dans cette augmentation.

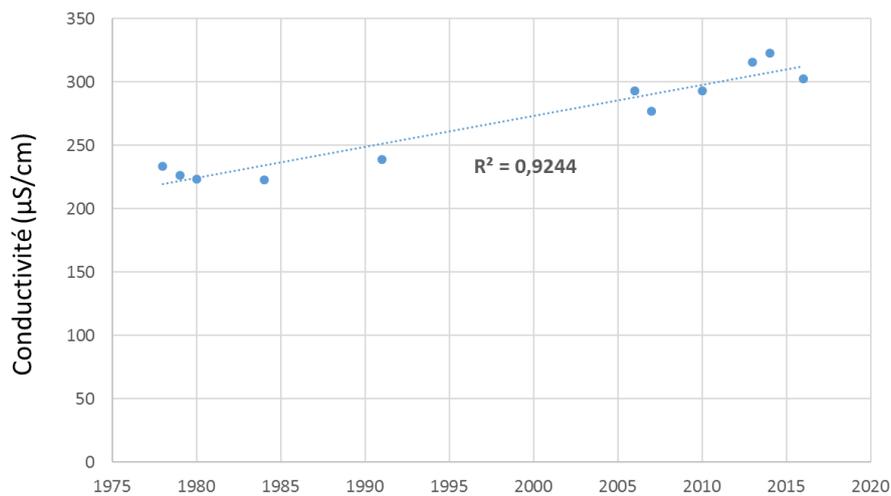


Figure 5 : Comparaison de la conductivité des eaux en période de brassage printanière entre 1978 et 2016 ($p=2,4 \times 10^{-6}$).

5. Descripteurs de la charge trophique

i. Nitrates

Tout d'abord, quelques données saisonnières disponibles montrent, certaines années, des augmentations des concentrations en nitrates et en orthophosphates dans l'épilimnion au cours de la période de stratification estivale ce qui pourrait impliquer des apports depuis le bassin versant. De plus, entre les années 70-80 et les années 2000, les concentrations en nitrates de l'épilimnion en période d'homothermie des eaux (fin d'hiver-début de printemps) augmentent significativement (Figure 6 ; $p=0,021$).

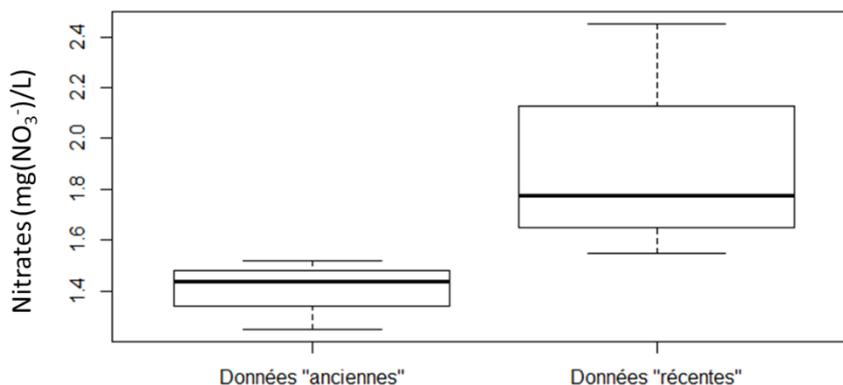


Figure 6 : Comparaison de la concentration maximale en nitrates en période d'homothermie entre données anciennes (n=4 ; 1978, 1979, 1980, 1984) et données récentes (n=4 ; 2006, 2010, 2013, 2016).

Dans la zone profonde du lac les conditions réductrices provoquées par la désoxygénation entraînent une accumulation des ions ammonium et, compte-tenu du pH basique du lac, un risque de transformation de l'ammonium en ammoniacque (NH₃), toxique même à faible concentration, pour les organismes vivants.

ii. Orthophosphates et phosphore total

Les données pluriannuelles sur les orthophosphates sont trop partielles pour faire l'analyse de leur évolution temporelle. Toutefois, les données en phosphore total montrent une tendance à la baisse des concentrations moyennes annuelles de 2006 à 2016 (Tableau 2).

Tableau 2 : Concentration en phosphore total moyen annuel (moyenne des concentrations obtenues sur colonne intégrée de la zone euphotique au cours de 4 campagnes de mesures : mars, mai-juin, juillet-août, septembre) entre 2006 et 2016.

Année	Phosphore total moyen/an (µg(P)/L)
2006	17,5
2010	13,6
2013	10,0
2016	9,3

6. Synthèse

L'analyse des données physico-chimiques des eaux du lac de Chalain révèle :

- Une désoxygénation de l'hypolimnion qui s'accroît au cours du temps sans qu'une date précise de l'apparition de ce dysfonctionnement ne puisse être aujourd'hui proposée,
- Un lien probable entre une diminution de l'efficacité des brassages et l'accroissement des hypoxies,

- Une augmentation significative de la conductivité des eaux du lac potentiellement induite par des apports de nutriments issus du bassin versant,
- Une augmentation significative des concentrations en nitrates en période de brassage printanier.

b. Les affluents du lac de Chalain

1. Références bibliographiques utilisées

Les différentes études ayant permis d'analyser les caractéristiques physico-chimiques des affluents du lac de Chalain sont listées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3 : Références bibliographiques utilisées pour l'analyse des caractéristiques physico-chimiques des affluents du lac de Chalain.

Références	Années de mesures
SRAE, 1974	1972, 1973
SRAE, 1986	1978, 1979, 1980, 1984, 1985
Département du Jura, 2017	2017, 2018, 2019

Ces études concernent les 3 principaux affluents (Figure 7) (ruisseau du Moulin, de Fontenu et de Combe Verne) et parmi les différents paramètres physico-chimiques mesurés, 9 sont communs à ces 3 études (Oxygène dissous, saturation en oxygène, température, pH, conductivité, ammonium, nitrites, nitrates et orthophosphates).

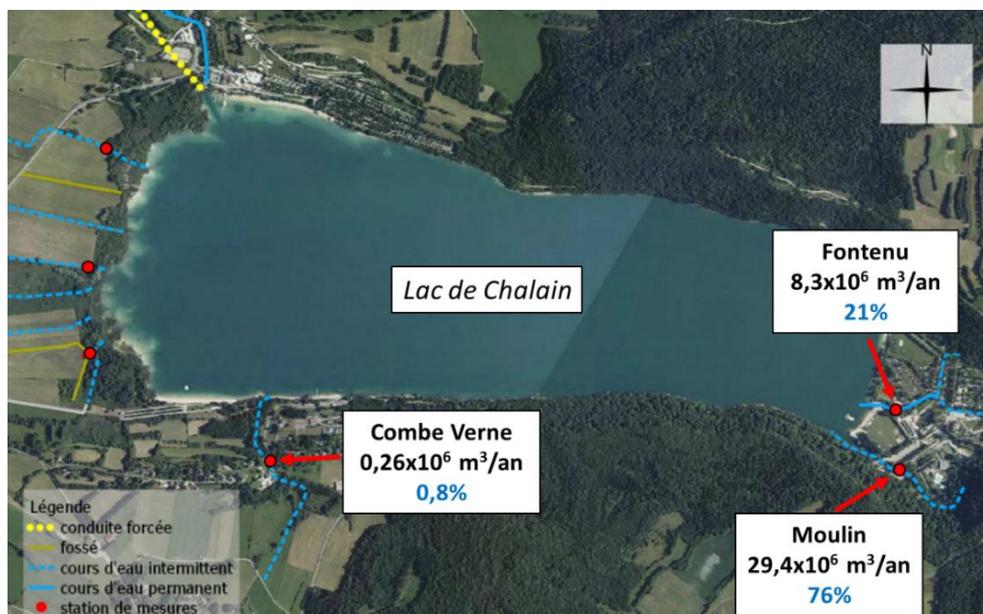


Figure 7 : Localisation, volume annuel écoulé (m³/an) et contribution (%) des affluents du lac de Chalain (volume annuel et contribution calculés à partir des données 2018).

2. Évolution des paramètres physico-chimiques des affluents

Concernant ces 3 affluents, une diminution significative du pH pour le ruisseau du Moulin et de Combe Verne (limite de significativité pour Fontenu : $p=0,051$) (Figure 8), et une augmentation significative

de la conductivité et de la concentration en nitrates pour les 3 ruisseaux (Figure 9 et 10) ont été observées entre les années 72/73 et 2018

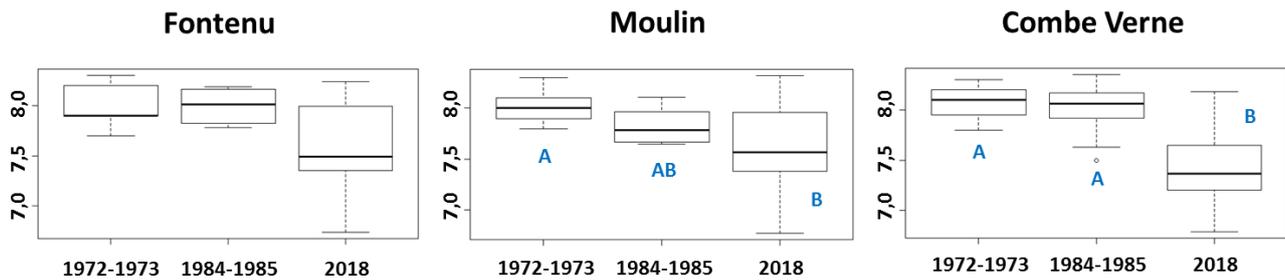


Figure 8 : Comparaison des valeurs de pH moyen annuel (1 mesure mensuelle) obtenues en 1972-1973, 1984-1985 et 2018 pour les ruisseaux de Fontenu ($p=0,051$), Moulin ($p=0,023$) et Combe Verne ($p=0,0005$).

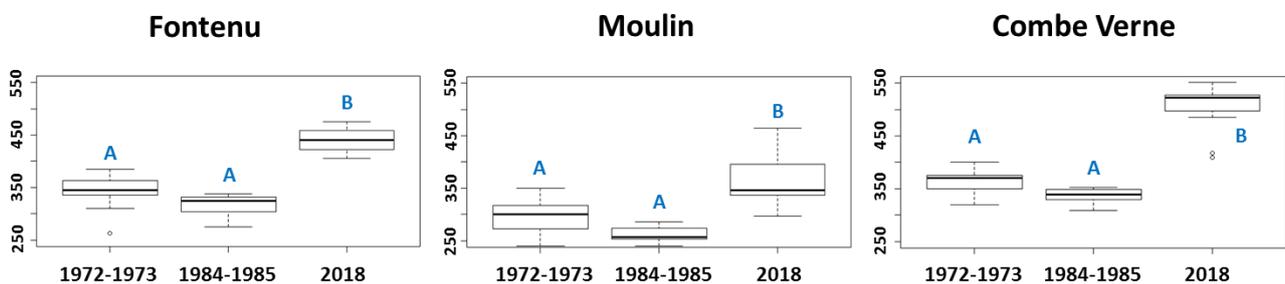


Figure 9 : Comparaison des valeurs de conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$) moyenne annuelle (1 mesure mensuelle) obtenues en 1972-1973, 1984-1985 et 2018 des ruisseaux de Fontenu ($p=1 \times 10^{-8}$), Moulin ($p=2 \times 10^{-7}$) et Combe Verne ($p=1 \times 10^{-8}$).

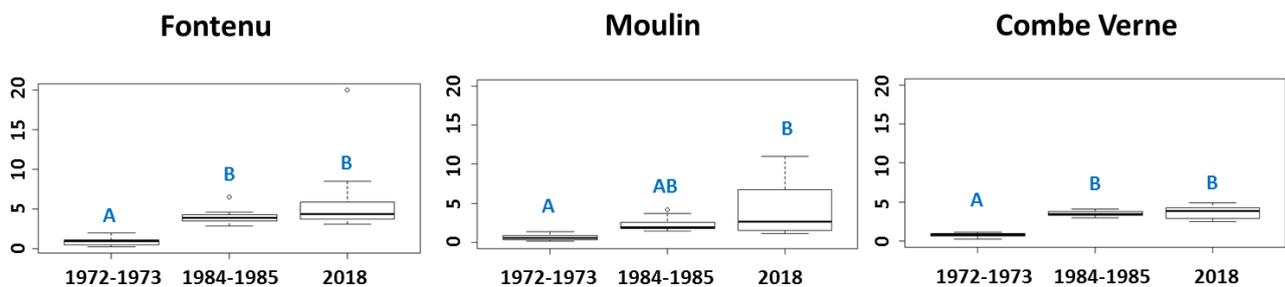


Figure 10 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles (1 mesure mensuelle) en nitrates (mg/L) obtenues en 1972-1973, 1984-1985 et 2018 pour les ruisseaux de Fontenu ($p=0,03$), Moulin ($p=0,0007$) et Combe Verne ($p=1 \times 10^{-7}$).

Les autres paramètres physico-chimiques ne montrent pas d'évolution significative entre 1972 et 2018.

3. Les affluents de la rive Ouest

Sur la rive Ouest, 3 affluents ont fait l'objet de mesures, par le département du Jura, afin de voir l'influence du bassin versant situé à l'Ouest du lac. Ce bassin versant d'une surface d'environ $3,5 \text{ km}^2$ (BE Caille, 2017) est majoritairement agricole (culture, fauche, pâture) et reçoit des apports occasionnels de fumiers, lisiers et engrais minéraux (Chambre d'agriculture du Jura, 2019). Depuis le mois d'Avril 2017, le département du Jura procède à des mesures mensuelles de différents paramètres physico-chimiques sur les ruisseaux des Condamines, de la Praye et de la Grande Chaux (Figure 11).

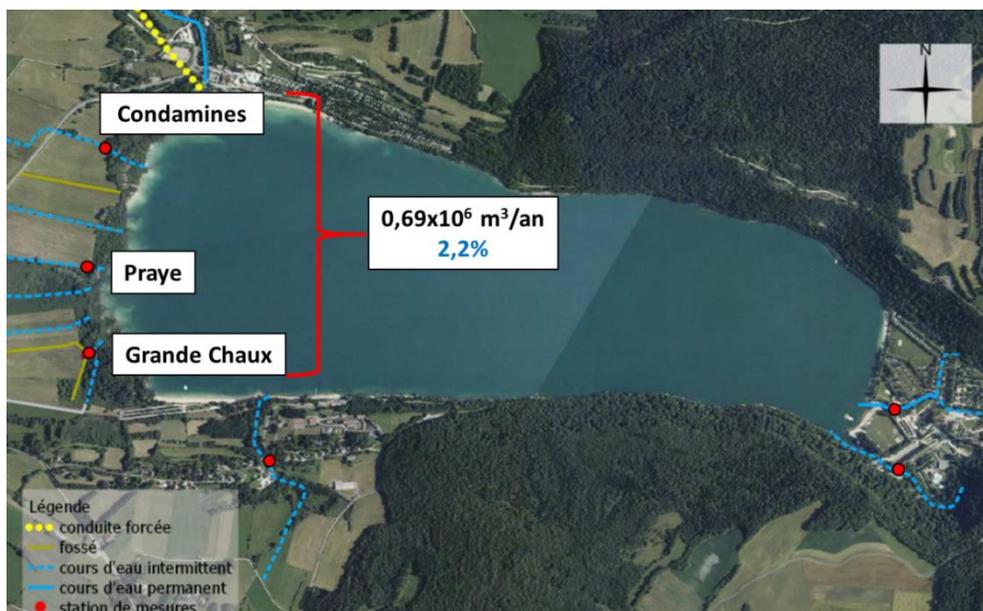


Figure 11 : Localisation, volume annuel écoulé (m³/an) et contribution (%) des affluents de la rive Ouest du lac de Chalain (volume annuel et contribution calculé à partir des données 2018).

Les valeurs des différents paramètres mesurés présentent une différence significative (Tableau 4 et 5) si on les compare aux valeurs des 3 autres ruisseaux (Fontenu, Moulin et Combe Verne, « Autres » tableaux 4 et 5). Il est fort probable que ces valeurs soient le reflet des faibles débits et des faibles volumes écoulés sur ces ruisseaux. Malgré la faible contribution de ces affluents au débit d'entrée du lac, les différentes mesures réalisées sur ces derniers suggèrent l'existence d'apports (matière organique et minérale) depuis le bassin versant. Il serait donc intéressant d'affiner les mesures afin de pouvoir estimer leur contribution en terme d'apports par rapport aux autres affluents et donc d'estimer l'impact du bassin versant Ouest sur le lac.

Tableau 4 : Paramètres physico-chimiques significativement moins élevés en rive Ouest

	Contributaires					
	Ouest			Autres		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
Débit (m ³ /s)	0	0,006	0,089	0,0007	0,14	1,636
Température (°C)	0,6	8,8	18,2	3	10,1	15,9
Oxygène dissous (mg(O ₂)/L)	2,6	8,2	11,7	8,6	10,5	12,1
Saturation en oxygène (%)	26,5	73,10	103,1	88	98,60	119,8
Magnésium (mg/L)	0,2	2,8	4,4	2	3,6	5,6

Tableau 5 : Paramètres physico-chimiques significativement plus élevés en rive Ouest.

	Contributaires					
	Ouest			Autres		
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max
Conductivité (µS/cm)	173	518,6	877	297	436,3	552
DBO (mg(O ₂)/L)	< 0,5	0,94	7	< 0,5	0,71	1,3
MES totales (mg/L)	0,6	4,23	58	0,3	2,48	20
COD (mg(C)/L)	1,41	3,5	7,1	0,94	1,8	3,9
Nitrates (mg(NO ₃)/L)	0,45	6,4	92	1,1	4,6	20
Phosphates (mg(PO ₄ /l)	0,02	0,047	0,37	0,01	0,031	0,15
TAC (°F)	12,8	24,3	32,4	15	22,4	28,5
TH (°F)	15,8	27,0	39,1	14,7	24,1	32,0
Calcium (mg/L)	63	101,8	151	55	88,9	120
Sodium (mg/L)	1,3	8,60	59	0,7	1,60	3,4
Chlorures (mg/L)	1,2	14,8	100	1,0	2,8	6,5

4. Estimation des apports en azote et en phosphate

La quantification des apports est obtenue à l'aide de la méthode des flux, qui prend en compte la concentration du paramètre considéré et le débit du cours d'eau au moment des prélèvements :

$$\text{Flux (g/s)} = \text{concentration du paramètre (g/m}^3\text{)} \times \text{débit du cours d'eau (m}^3\text{/s)}$$

Cette méthode permet d'estimer un flux annuel exprimé en tonnes par an. L'estimation est d'autant plus précise que l'intervalle de temps entre 2 mesures est court. Pour l'année 2018, les valeurs de flux d'azote estimées pour les différents affluents sont consignées dans le tableau suivant (Tableau 6) et sont obtenues à partir d'une mesure/mois de concentration et de débit. Elles permettent alors de quantifier la contribution de chaque ruisseau en terme d'apports en azote depuis le bassin versant.

Tableau 6 : Flux d'azote (T(N)/an) et contribution des différents affluents pour l'année 2018.

	Flux (T(N)/an)				Contrib. (%)
	Nitrates	Nitrites	Ammonium	Total	
Moulin	7,33	0,024	0,102	7,46	65,9
Fontenu	2,95	0,0045	0,024	2,98	26,3
Condamines	0,35	0,0004	0,0009	0,351	3,1
Combe Verne	0,26	0,0007	0,003	0,263	2,3
Praye	0,21	0,002	0,0105	0,226	2,0
Grande Chaux	0,039	0,0002	0,0008	0,041	0,4

Il apparait clairement que le ruisseau du Moulin représente la plus grande part des apports totaux en azote avec une contribution d'environ 66%. En 1984, Rocherolle estimait déjà ces apports en azote au lac par le ruisseau du Moulin à 66%. Cependant, le flux total était estimé à 15,2 T/an en 1984, et est estimé à 7,5 T/an en 2018. Il est possible que les apports en azote aient diminué entre 1984 et 2018 mais cette hypothèse va à contresens des observations faites sur l'augmentation significative des concentrations en nitrates dans le lac et ses affluents. A noter que les nitrates représentent 98% des apports totaux en azote.

Si l'on considère que cette méthode présente des incertitudes qui dépendent notamment du nombre de mesures et de l'intervalle de temps entre chaque mesure, il est toutefois possible que les valeurs de flux

annuels de 2018 soient moins précises que celles de 1984. En effet, en 1984, 49 mesures ont été réalisées (mesures hebdomadaires) contre 12 en 2018 (mesures mensuelles). Pour avoir une idée de la variabilité des valeurs de flux annuel en 1984 en fonction du nombre de mesures réalisées, ils ont été calculés d'une part à partir des valeurs maximales de flux mensuels et d'autre part, à partir des valeurs minimales de flux mensuels de l'année 1984.

Tableau 7 : Flux d'azote annuel maximal et minimal pour l'année 1984 (n=12).

	Flux annuel Max (T/an)	Flux annuel Min (T/an)
Moulin	36,9	4,47
Fontenu	15,7	2,27

Les valeurs obtenues (Tableau 7) confirment que la méthode d'estimation des flux présente des incertitudes. En effet, les flux annuels provenant du ruisseau du Moulin oscillent entre 4,47 et 36,9 T/an selon les valeurs de flux mensuel utilisées (minimales ou maximales) pour les calculs de flux annuels.

Il est probable que la fréquence mensuelle de mesure des débits et des concentrations de 2018, conduisent à des biais dans les estimations des flux annuels. Un pas de mesure plus court (hebdomadaire par exemple) combiné à des mesures « en continu » à des périodes ciblées (fortes précipitations par exemple) permettraient d'affiner ces résultats.

Concernant les flux de phosphates, il apparaît que ces derniers sont beaucoup plus faibles que les flux d'azote. Le ruisseau de Fontenu représente 61,4% des apports en phosphates, et le ruisseau du Moulin 26,3%. En 1984, Rocherolle estimait la contribution du ruisseau de Fontenu à 30% et celle du ruisseau du Moulin à 70%. Il semblerait donc que les apports de phosphates provenant du bassin versant du ruisseau du Moulin aient diminué et soient moins élevés que les apports provenant du bassin versant du ruisseau de Fontenu. Les remarques qui ont été faites sur l'incertitude de la méthode d'estimation des apports en azote et l'intervalle de temps entre chaque mesure s'appliquent également pour les apports en phosphates.

Tableau 8 : Flux de phosphates (kg(PO₄³⁻)/an) et contribution des différents affluents en 2018

	Flux Phosphates (kg(PO ₄ ³⁻)/an)		Contrib. 2018 (%)
	1984	2018	
Fontenu	349	280	61,4
Moulin	970	120	26,3
Praye	-	35,47	7,78
Combe Verne	-	8,1	1,78
Condamines	-	7,4	1,62
Grande Chaux	-	5,22	1,14

Comme pour l'azote, des flux annuels de phosphates ont été calculés à partir des valeurs maximales et des valeurs minimales de chaque mois de l'année 1984 (Tableau 9).

Tableau 9 : Flux de phosphates annuel maximal et minimal pour l'année 1984 (n=12).

	Flux annuel Max (kg/an)	Flux annuel Min (kg/an)
Moulin	2500	200
Fontenu	2420	490

L'analyse de l'évolution du peuplement phytoplanctonique (de 1984 à 2016) permet de constater que ce dernier évolue vers un peuplement à affinité eutrophe avec des dominances de chlorophycées et de cyanophycées qui n'existaient pas en 1984 (Tableau 12). Par exemple, le peuplement de la période septembre/octobre était majoritairement constitué de chrysophycées en 1984. A la même période, les peuplements échantillonnés entre 2006 et 2016 présentent des abondances relatives de cyanobactéries comprises entre 17 et 94 % suivant les années, alors que ces dernières représentaient moins de 1% du peuplement en 1984. On constate donc une augmentation de l'abondance relative de taxons à affinité eutrophe et une diminution des taxons à affinité mésotrophe.

Tableau 12 : Evolution des peuplements pour la période septembre/octobre

	Abondance relative (%)					
	1984	2006	2007	2010	2013	2016
Diatomées			3,7	1,3	0,4	1,9
Chrysophycées	80		5,9	0,8	1,35	26,5
Dinophycées	20	80	0,3		0,01	0,5
Cryptophycées			25,1	4,1	0,95	44,1
Chlorophycées			16,8	46,9	0,8	9
Cyanobactéries		20	47,4	46,9	94,2	17,7

Cette évolution du peuplement phytoplanctonique, d'un peuplement à affinité mésotrophe vers un peuplement à affinité eutrophe, se confirme par l'analyse de l'Indice Phytoplanctonique Lacustre (IPL) qui évolue de bon à moyen entre 1984 et 2016 et suggère donc une diminution de la qualité du peuplement phytoplanctonique (Figure 12). L'Indice phytoplanctonique est calculé à partir des listes floristiques obtenues lors des différentes campagnes de la période de production biologique. Il s'appuie sur des coefficients de qualité attribués à chaque groupe algal (les coefficients les plus élevés étant attribués aux groupes les plus liés à l'eutrophisation) et sur des classes d'abondances relatives.

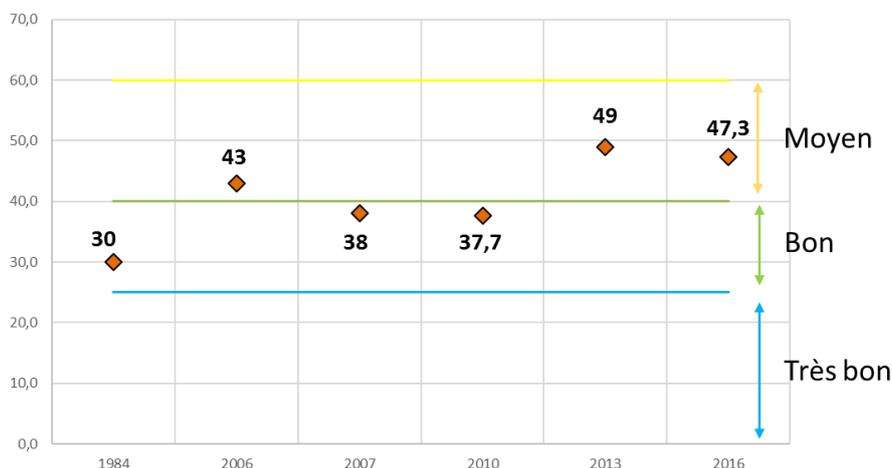


Figure 12 : Evolution de l'indice phytoplanctonique entre 1984 et 2016.

b. Communautés macrophytiques

Les différentes campagnes ayant étudié les communautés macrophytiques du lac de Chalain sont listées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 13 : Références bibliographiques utilisées pour l'analyse des communautés de macrophytes du lac de Chalain.

Références	Années de mesures
Magnin, 1904	1890-1900
Kreitmann, 1937	1937
SRAE, 1974	1973
SRAE, 1986	1984
Agence de l'eau RMC, 2007	2007
Agence de l'eau RMC, 2010	2010
Agence de l'eau RMC, 2013	2013
Agence de l'eau RMC, 2016	2016
Conservatoire botanique, 2017	2017

Entre 1890 et 1900, Magnin a réalisé un inventaire des macrophytes du lac de Chalain. Il notait sur tout le pourtour une phragmito-Scirpaie (Figure 13) continue mais peu dense, associée à *Nymphaea alba* à l'extrémité occidentale. Ce groupement était relayé au-delà de 1,8 à 2 m de profondeur par une nupharaie étroite, discontinue, ou en îlots disséminés, constituée de *Nuphar luteum* qui ne s'observait du reste que dans la partie orientale du lac, jusqu'à 4 m de profondeur. A l'emplacement actuel de la plage du Domaine Départemental, *Nuphar luteum* était remplacé par *Myriophyllum spicatum*. Il précise également qu'aucun potamot et aucune characée n'a été observé.



Figure 13 : Roseau commun, à gauche (*Phragmites australis*), Scirpe lacustre, à droite (*Scirpus lacustris*).

De 1903 à 1906, le lac de Chalain est aménagé en retenue d'eau par la S.A. l'Union électrique. Un bâtiment de prise d'eau et un canal souterrain sont construits pour alimenter une centrale, qui sera mise en service en 1912. Les travaux ont nécessité un abaissement brusque de 6 mètres (Kreitmann, 1937) ce qui a provoqué des effondrements de la berge en plusieurs points de la côte. Lorsque la centrale hydroélectrique a été mise en service, EDF était autorisé à abaisser le niveau du lac jusqu'à 10 mètres.

Les travaux ainsi que les marnages importants (généralement compris entre 3 et 4 mètres) ont eu un impact non négligeable sur les communautés macrophytiques du lac puisque qu'en 1937, les observations de Kreitmann indiquaient une beine vide de toute végétation, la présence de quelques taches de potamots (absent en 1890-1900), aucun nénuphar et la quasi-disparition de la phragmito-scirpaie tout autour du lac.

En 1973, les relevés effectués par le SRAE indiquent une recolonisation de la beine surtout en bordure de la moitié occidentale, là où les conditions semblent être les plus favorables (beine étendue, pente douce et sol argileux). Les observations indiquent la présence de characées au-delà de 10 mètres de profondeurs, puis à des profondeurs plus faibles (jusqu'à 6 mètres environ) la présence de potamots, puis entre 2 et 4 mètres, quelques pieds de *Nuphar luteum* sur la bordure sud-est. Enfin, du rivage jusqu'à 2 mètres de profondeur, des phragmites et des scirpes en bandes discontinues. A noter également la présence d'algues vertes filamenteuses (*Spirogyra sp.*, *Zygnema sp.*) en bordure du ruisseau de Fontenu et au niveau de la base nautique, peu nombreuses mais dont la présence indique des apports en nutriments (azote et phosphore) plus importants.

En 1984, les observations sont quasiment semblables à celles de 1974 avec une recolonisation de la beine par les phragmites, les scirpes et les potamots, la présence de quelques *Nuphar luteum*, et la présence de characées jusqu'à 6 mètres de profondeur. Une cartographie a été dressée et permet d'avoir un visuel sur la situation du peuplement macrophytique du lac en 1984 (Figure 14).

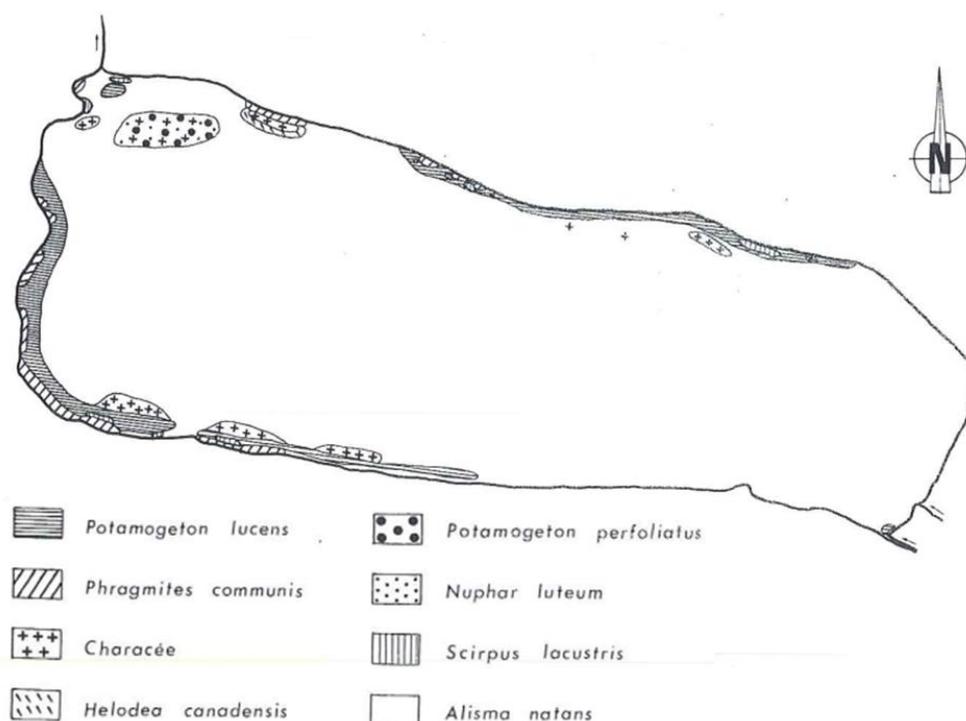


Figure 14 : Cartographie du peuplement de macrophytes du lac de Chalain en 1984.

En 1991, la mise en place d'une convention entre la régie de Chalain et EDF limite l'amplitude de marnage à 2 mètres (entre 488 et 486,2 m NGF). En 2007, 2010, 2013 et 2016, dans le cadre du suivi du réseau de surveillance du bassin RMC, et en 2017 par le conservatoire botanique, des relevés macrophytiques ont été réalisés. Les observations faites entre 2007 et 2017 sont quasiment identiques :

- Bandes de phragmites et scirpes discontinues,
- Quelques îlots de *Nuphar lutea* (aucun *Nymphaea alba*),
- Observations de potamots, Myriophylles et Najas (*marina* et *minor*, affinité eutrophe),
- Characées observées jusqu'à 8,6 m de profondeur,
- Présence de *Vaucheria* (≈ 9 mètres de profondeur) en 2016 (algue filamenteuse à affinité eutrophe).

Il apparaît donc que l'effondrement des berges et l'érosion de la berge lacustre résultant des travaux d'aménagement et des marnages excessifs, ont provoqué la destruction de nombreux habitats, un remodelage des berges du plan d'eau et donc une modification des communautés macrophytiques du lac avec :

- La disparition de *Nymphaea alba*
- La dislocation des bandes d'hélophytes
- L'apparition des potamots, characées et Najas

L'évolution du peuplement macrophytique, d'un peuplement à affinité mésotrophe vers un peuplement à affinité mésotrophe à tendance eutrophe

Préconisations :

Une réflexion sur les cotes de niveau d'eau du lac permettant de concilier l'obtention de conditions favorables 1- au développement des ceintures végétales (qui participent à la limitation des excès de nutriments et des développements planctoniques associés) et 2- à la préservation des sites palafittiques conduit à proposer un maintien du niveau du lac tout au long de l'année à une cote supérieure ou égale à 487m.

c. Macroinvertébrés benthiques

Les différentes campagnes ayant étudié les communautés de macroinvertébrés benthiques du lac de Chalain sont listées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 14 : Différentes études de la macrofaune benthique réalisées sur le lac de Chalain.

Année	Habitat	Période d'échantillonnage	Nb points échantillonnages littoraux	Nb points échantillonnages profonds	Nb points échantillonnages sublittoraux
1984	Multi-habitat	Mars, Juin et Octobre	7 (2m)	8 (20, 25 et 30m)	16 (3, 5, 10 et 15m)
1991	Sédiment fin	Mai	12 (2m)	7 (25m)	10 (10m)
1995	Sédiment fin	Avril	17 (2m)	10 (21m)	-
2004	Sédiment fin	Avril	17 (2m)	10 (21m)	-
2013	Sédiment fin	Avril	7 (3m)	5 (25m)	-
2018	Multi-habitat	Avril	15 (1m)	-	-

En 1995 et 2004, deux IBL (Indice Biologique Lacustre) ont été réalisés sur le lac de Chalain. L'IBL est un protocole standardisé permettant d'évaluer la qualité biologique des plans d'eau à partir des peuplements de macroinvertébrés de la zone littorale et profonde et qui apporte des informations sur la capacité biogène et la fonctionnalité d'un système lacustre. D'autres études ont été réalisées en 1984, 1991, 2013 et 2018 mais présentaient des protocoles d'échantillonnage différents (substrat échantillonné, nombre de points et profondeurs d'échantillonnage).

1. Comparaisons des IBL de 1995 et 2004

La note globale de l'IBL a chuté entre 1995 et 2004 passant de 17,1/20 à 14,7/20.

L'indice biologique littoral (BI), qui exprime le potentiel trophique, est stable (Tableau 15). En effet, la richesse taxonomique littorale (vl) augmente mais cette augmentation est compensée par une forte diminution de la densité littorale (dl).

L'indice de déficit taxonomique (Df/1) qui exprime le potentiel métabolique du lac diminue (0,99→0,66). En effet, l'indice de perte taxonomique (df) et l'indice de Qualité de la faune Littorale (ql) diminuent ; les taxons indicateurs de la zone littorale les plus sensibles (*Ephemera*) sont remplacés par des taxons moins sensibles en 2004, (*Endochironomus*).

Tableau 15 : Comparaison de l'IBL et de ses sous-indices entre 1995 et 2004.

Descripteurs et indices	Symbole	1995	2004
Richesse taxonomique littorale	vl	36	53
Densité littorale (nb individus/m ²)	dl	2657	1340
Indice qualité faune littorale	ql	1	0,7
Taxon indicateur		Ephemera	Endochironomus
Richesse taxonomique 0,66 Zmax	vf	16	17
Indice biotique littoral	BI	47,3	52,4
Indice de perte taxonomique	df	0,97	0,88
Indice de déficit taxonomique	Df	0,99	0,66
Indice Biologique Lacustre	IBL	17,1	14,7

La figure suivante (figure 15) représente l'évolution de la typologie du lac de Chalain entre 1995 et 2004 à partir de l'indice biologique littoral (BI) et de l'indice de déficit taxonomique (Df). Le lac passe donc d'un état mésobiotique-eufonctionnel en 1995 à un état mésobiotique-mésosfonctionnel en 2004. Cette dégradation de la fonctionnalité du lac suggère donc que les multiples perturbations que subit le lac (marnage, apports de matière organique, destruction des habitats, rejets diffus ou localisés, etc...) ont un impact négatif sur les communautés de macroinvertébrés benthiques du lac (diminution de la densité, disparition des taxons sensibles).

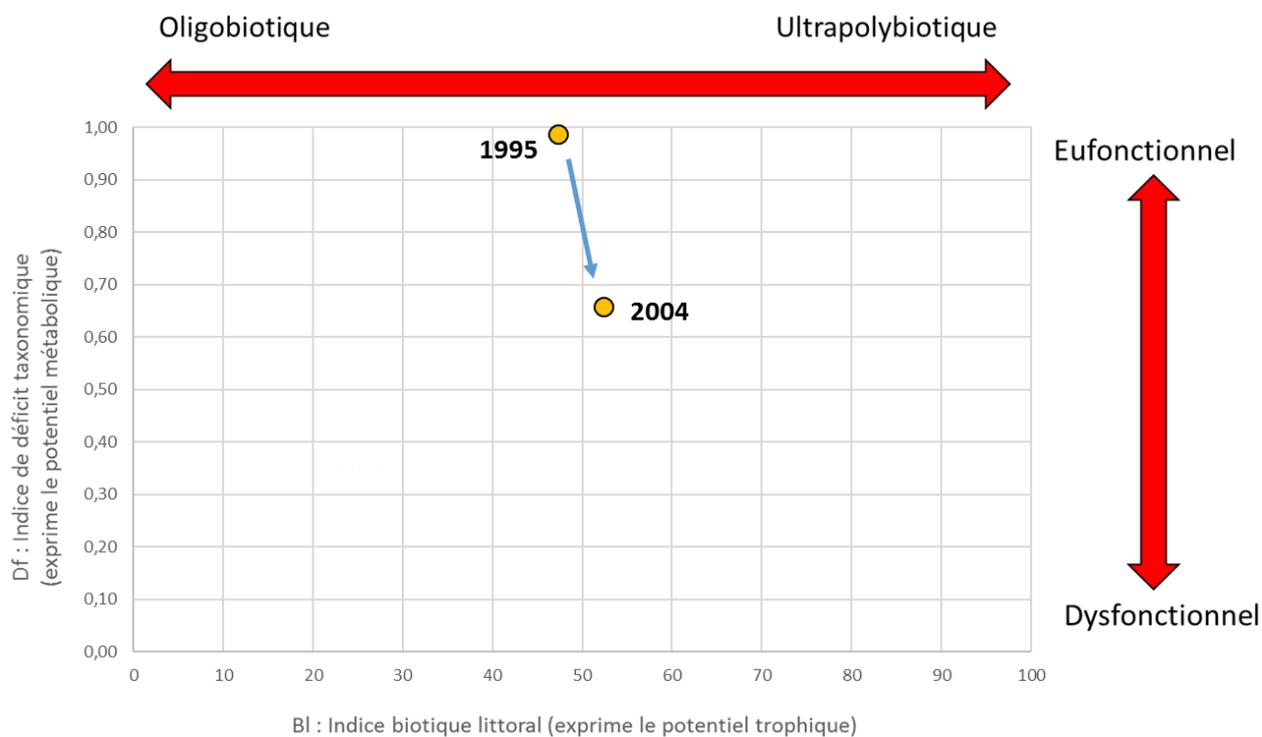


Figure 15 : Evolution de la typologie du lac de Chalain d’après les IBL de 1995 et 2004.

2. Evolution du peuplement de macroinvertébrés de la zone profonde

Concernant la composition des peuplements de la zone profonde, il apparaît que le lac de Chalain présente un peuplement peu sensible déjà en 1984 (Tableau 16). Cette observation est cohérente avec celle de la diminution des concentrations en oxygène et du pourcentage de saturation en oxygène en zone profonde entre les années 30 et les années 80. Les différentes campagnes n’ayant pas été réalisées à la même profondeur, il est difficile d’observer une évolution nette des peuplements. Toutefois, on remarque une disparition des bivalves du genre *Pisidium* à partir de 25 mètres de profondeur entre 1984 et 1991. Ces derniers sont présents en 1995 et en 2004 mais à 21 mètres de profondeur. L’évolution du peuplement de la zone profonde apparaît donc comme étant peu favorable.

Tableau 16 : Taxons de la zone profonde lors des différentes campagnes d'échantillonnage.

Taxons	1984 (30 m)	1991 (25m)	1995 (21m)	2004 (21m)	2013 (25m)
Diptères (hors Chironomidae)	Chaoborus	Chaoborus Ceratopogonidae	Chaoborus Ceratopogonidae	Chaoborus	Chaoborus
Mollusques	Pisidium		Pisidium	Pisidium	
Tanypodinae	Procladius	Pentaneurini x Ablabesmyia	Procladius Pentaneurini x Ablabesmyia	Procladius Ablabesmyia	Procladius
Chironomini	Chironomus	Einfeldia	Chironomus Cryptochironomus Einfeldia	Chironomus Polypedilum Einfeldia Paratendipes	Chironomus Endochironomus Paratendipes Paracladopelma
Tanytarsini	Tanytarsus	Tanytarsus Cladotanytarsus	Tanytarsus Cladotanytarsus Constempellina Paratanytarsus	Tanytarsus Cladotanytarsus Paratanytarsus	Tanytarsus
Orthoclaadiinae				Paracladius Psectrocladius	

3. Evolution du peuplement de macroinvertébrés de la zone littorale

Concernant le peuplement de la zone littorale, deux campagnes d'échantillonnage de macroinvertébrés benthiques littoraux (1984 et 2018) présentent des points de prélèvements communs. Le nombre de points de prélèvements était de 7 en 1984 contre 15 en 2018. Malgré un effort d'échantillonnage supérieur en 2018, la richesse taxonomique de la plupart des groupes de macroinvertébrés a diminué (Tableau 17).

En ne considérant que les 7 points de prélèvements communs (Figure 16), on observe une diminution significative de la richesse taxonomique totale entre les deux années ($p=0,0001$) avec une diminution significative des taxons sensibles Trichoptères-Ephéméroptères-Plécoptères (TEP) ($p=0,017$) (Figure 17).

Tableau 17 : Comparaison de la richesse taxonomique de différents groupes de macroinvertébrés entre 1984 et 2018, à partir de l'ensemble des points de prélèvements.

	Richesse taxonomique littorale	
	1984	2018
Trichoptères	16	8
Ephéméroptères	8	7
Plécoptères	1	1
Coléoptères	10	1
Odonates	2	1
Mégaloptères	1	1
Diptères (hors Chironomidae)	6	1
Crustacés	3	2
Hétéroptères	0	1
Achètes	0	1
Gastéropodes	4	1
Bivalves	2	1
Total	53	26

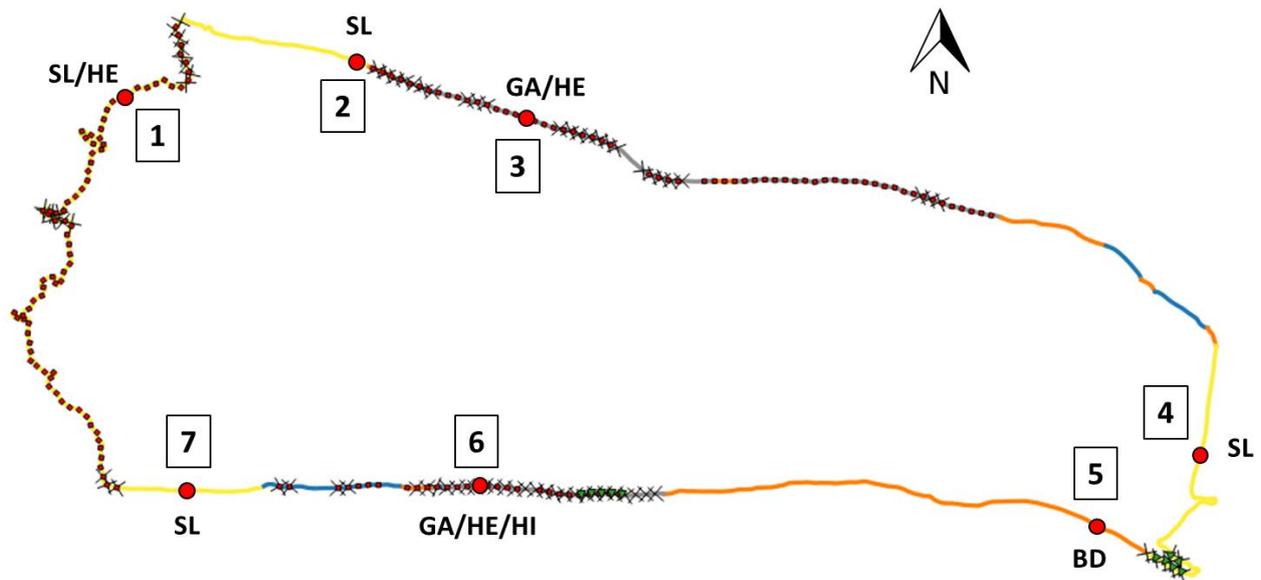


Figure 16 : Localisation et substrats prélevés des points d'échantillonnage littoraux communs entre les études de 1984 et 2018.

(SL = Sable ; GA = Galets ; BD = Blocs/Dalles ; HE = Hélophytes ; HI = Hydrophytes immergés)

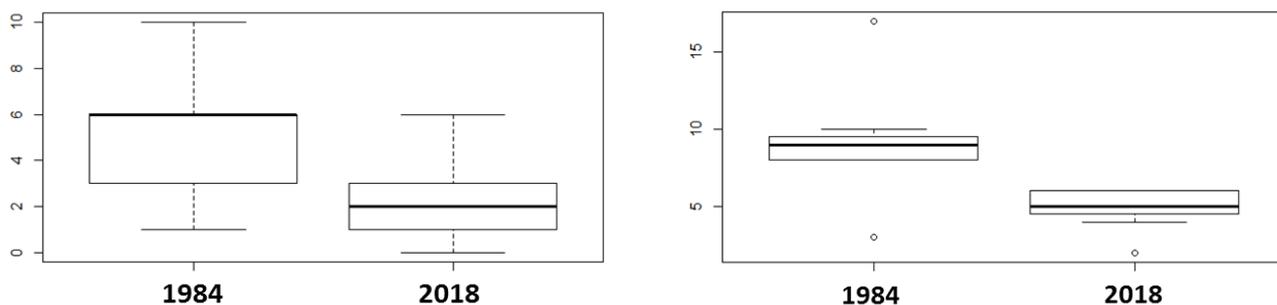


Figure 17 : Comparaison de la richesse taxonomique des différents groupes de macroinvertébrés (à gauche) et richesse taxonomique des TEP (à droite) des 7 points de prélèvements communs entre 1984 et 2018.

d. Mollusques

L'indice malacologique (IMOL ; Mouthon, 1993) de la qualité des systèmes lacustres vise à définir d'une manière simple et rapide l'état biologique global d'un plan d'eau à partir des populations de mollusques. En 1984, le lac de Chalain était classé avec un indice de 7, sur une échelle allant jusqu'à 8, car des bivalves (*Pisidium sp.*) étaient présents à 9/10 de la profondeur maximale, soit à environ 30 mètres de profondeur. Cette note reflète des conditions de vie satisfaisantes au fond permettant à des bivalves, tels que *Pisidium*, de se développer.

D'autres études des populations de mollusques ont été réalisées en 2007 et 2010. Lors de ces campagnes, aucun mollusque n'a été échantillonné à 30 mètres. Les *Pisidium* ont donc disparu de cette zone d'échantillonnage. Ces bivalves se maintiennent à 15 mètres de profondeur, sans gastéropodes, ce qui fait chuter la note de l'IMOL à 4/8 et reflète une dégradation des conditions de vie et de la qualité biologique du lac.

Concernant les densités de ces populations de *Pisidium* échantillonnés, on observe également une chute de ces densités à 15 mètres de profondeur de 1984 à 2010 (Tableau 19).

Tableau 19 : Évolution de la densité (individus/m²) des peuplements de *Pisidium* entre 1984 et 2010.

	1984	2007	2010
Z2 (15 m)	<i>Pisidium</i> (105 ind/m ²)	<i>Pisidium</i> (74 ind/m ²)	<i>Pisidium</i> (15 ind/m ²)
Z1 (30 m)	<i>Pisidium</i> (25 ind/m ²)	X	X

e. Oligochètes

Deux IOBL ont été réalisés sur le lac de Chalain en 2007 et 2010 (Tableau 20). L'indice IOBL permet d'apprécier la qualité biologique des sédiments fins ou sableux (oxygénation du fond, charge en matière organique). L'indice IOBL global est stable entre 2007 et 2010 (10,1 à 10) et correspond à une qualité moyenne des sédiments.

Tableau 20 : Paramètres faunistiques et indices IOBL en 2007 et 2010. L1 et L2 : prélèvements littoraux, C : prélèvements à 30m.

	2007			2010		
	L1	C	L2	L1	C	L2
Profondeur échantillonnée (m)	15	30,5	16	15,2	30,4	15
Richesse taxonomique	3	2	3	4	1	4
Abondance relative Tubificidae ASC (%)	100	98	54	65	100	67
Densité en oligochètes (ind/m ²)	2680	2180	10240	2910	2380	5630
Indice IOBL par site	10,3	9	12	11,4	8,1	12,3
Indice IOBL global	10,1			10		

En 1984, les populations d'oligochètes ont également été étudiées mais ces données ne sont pas comparables avec les IOBL de 2007 et 2010 car elles correspondent à 3 campagnes d'échantillonnages à 3 périodes différentes (Mai, Juillet et Octobre). Toutefois pour l'année 1984, l'indice IOBL à 30 mètres de profondeur (zone C, tableau 20) reconstitué par M. Lafont (NBCE, 2008) est égal à 10,7. Ce même indice est égal à 9 en 2007 et à 8,1 en 2010. On remarque donc une diminution de l'indice IOBL en zone profonde qui suggère une diminution du potentiel métabolique, une altération de la qualité des sédiments profonds et également une dégradation des conditions d'oxygénation.

Préconisations :

De nouvelles données sur la macrofaune benthique (littorale et profonde) seraient souhaitables afin de suivre au mieux les évolutions fonctionnelles du lac.

f. Ichtyofaune lacustre

Différentes études du peuplement piscicole ont été réalisées sur le lac de Chalain (Tableau 21).

Tableau 21 : Références bibliographiques utilisées pour l'analyse des communautés de poissons du lac de Chalain.

Études	Années de mesures
SRAE, 1986	1984
ONEMA, 2003	2003
Fagot, Fédération Pêche Jura, 2013	2011
AFB, 2019	2017

1984

- Filets littoraux : 4524 m² – filets pélagiques : 5859 m² (Total : 10383 m²)

2003

- Protocole Nordique (CEN) : filets benthiques : 1800 m² - filets pélagiques : 1650 m² (Total : 3450 m²) → ONEMA
- Protocole Filets Verticaux (FV) : filets benthiques : 994 m² - filets pélagiques : 3500 m² (Total : 4494 m²) → Fédération de pêche du Jura

2011

- Protocole CEN (idem 2003) → ONEMA
- Protocole FV (idem 2003) + Pêche électrique → Fédération de pêche du Jura

2017

- Protocole CEN : filets benthiques : 1800m² - filets pélagiques : 1320 m² (Total : 3120 m²)

Le peuplement piscicole du lac de Chalain est dominé par le triptyque corégone-gardon-perche qui représente 90,8 à 97,1% des effectifs et 68 à 74,5 % de la biomasse (Figure 18).

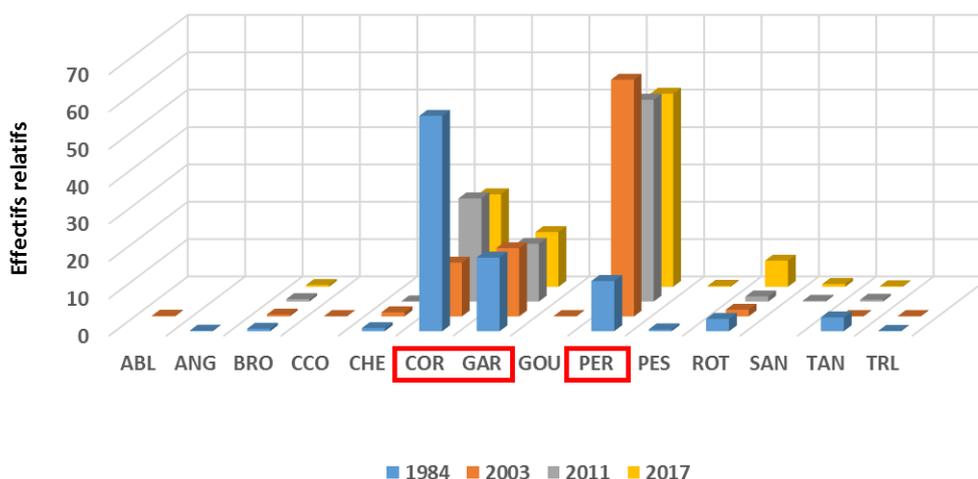


Figure 18 : Composition du peuplement en 1984, 2003, 2011 et 2017.

Le protocole normalisé (CEN) est basé sur une prospection systématique de différentes strates de profondeur des plans d'eau à l'aide de filets maillants multi-maillages. Ce protocole donne une image partielle du peuplement (pas de capture des espèces strictement littorales par exemple) mais sa mise en œuvre permet l'harmonisation et la comparabilité des résultats d'échantillonnage. Ce protocole a été utilisé en 2003, 2011 et 2017 et permet donc de comparer les résultats d'échantillonnage de ces 3 campagnes et de voir si une tendance évolutive se dégage. D'après la figure 19, une augmentation des effectifs et des biomasses est observable entre 2003 (292 individus et 29,8 kg/1000 m² de filets) et 2017 (590,4 individus et 39,7 kg/1000 m² de filets).

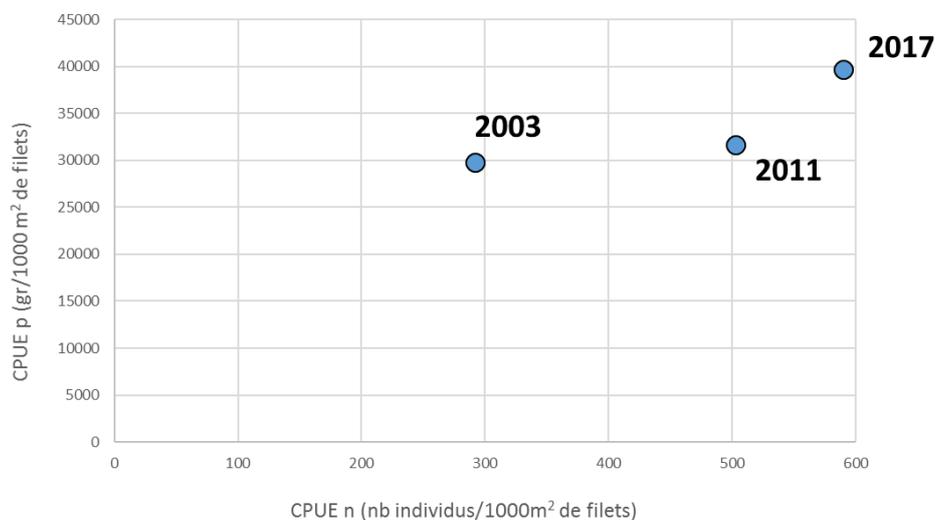


Figure 19 : Évolution des captures par unité d'effort (CPUE) numériques (ind/1000 m² de filets) et pondérales (gr/1000 m² de filets) à partir des données récoltées lors de l'utilisation du protocole CEN.

La figure 20 confirme cette augmentation des rendements numériques chez les carnassiers, les salmonidés et les cyprinidés. Concernant les rendements pondéraux, ces derniers augmentent pour les cyprinidés (Figure 21) mais ne présentent pas d'évolution nette pour les carnassiers et les salmonidés.

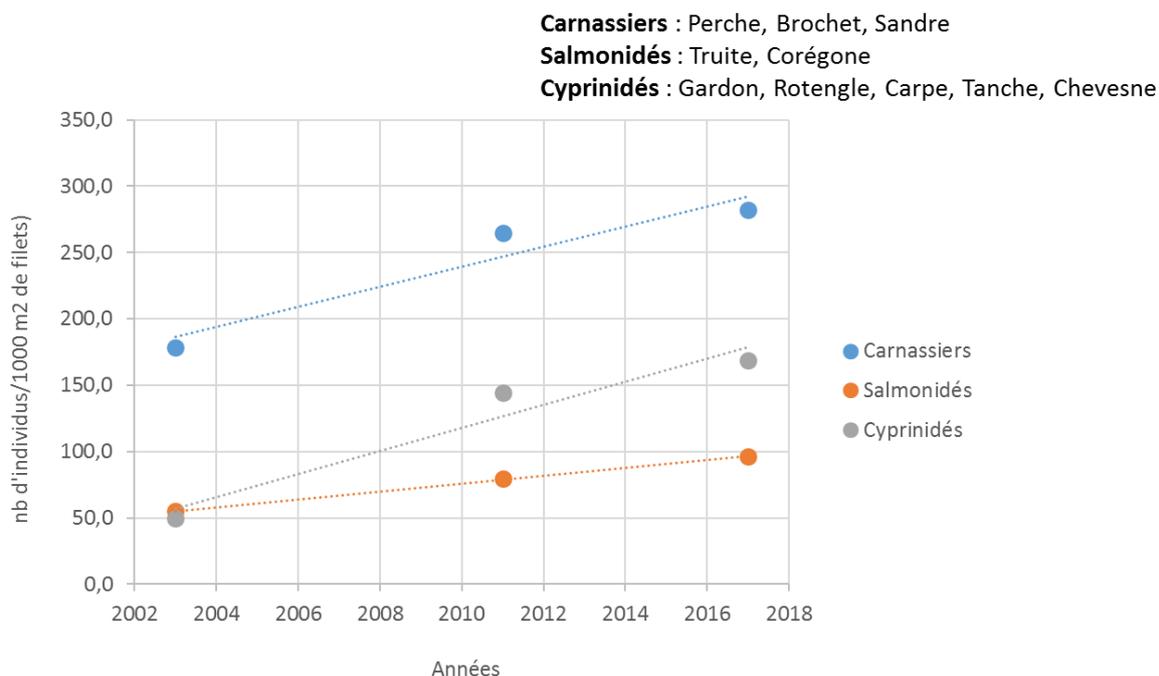


Figure 20 : Évolution des rendements numériques en carnassiers, salmonidés et cyprinidés capturés à Chalain à l'aide du protocole CEN en 2003, 2011 et 2017.

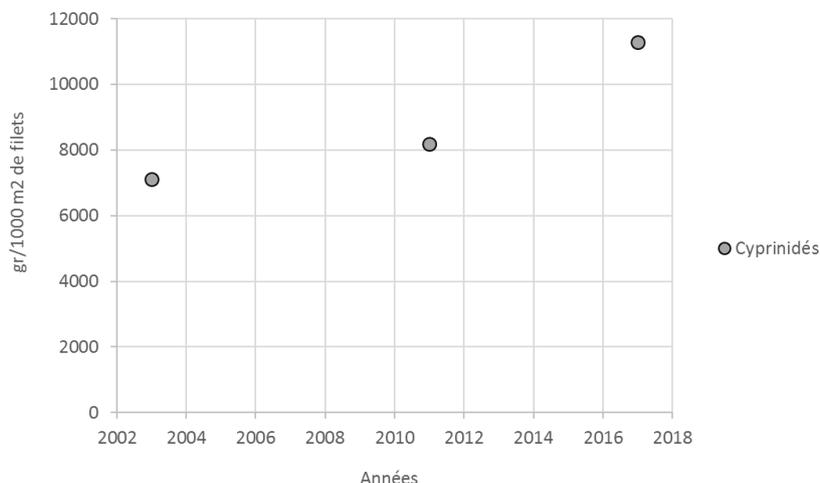


Figure 21 : Évolution des rendements pondéraux en cyprinidés capturés à Chalain à l'aide du protocole CEN en 2003, 2011 et 2017.

Concernant la distribution verticale (Figure 23 et 24), on observe une faible fréquentation des strates au-delà de 12 mètres de profondeurs, excepté par les corégones ainsi que la très faible densité d'individus à des profondeurs supérieures à 24 mètres. Cette dernière constatation peut s'expliquer en partie par le déficit en oxygène au niveau de cette zone en été et en automne.

La perche, comme l'ensemble des espèces, occupe préférentiellement les strates superficielles entre 0 et 12 mètres. La plus forte densité d'individus toutes espèces confondues s'observe entre 6 et 12 mètres en 2003, puis entre 0 et 6 mètres en 2011 et 2017 et est due à la présence de façon majoritaire des perches et des gardons.

En 2003, le corégone était majoritairement présent entre 12 et 18 mètres de profondeur. En 2011, ce dernier se répartit de façon plutôt homogène au niveau de la zone pélagique entre 6 et 24 mètres de fond, la majorité de la population étant présente entre 6 et 18 mètres. En 2017, il se répartit préférentiellement entre 0 et 12 mètres. Il semblerait donc que le corégone ait tendance à remonter dans la colonne d'eau. De plus, sa faible présence, voire son absence, lors des 3 campagnes, au-delà de 24 mètres, suggère que les conditions d'oxygénation de cette zone ne lui sont pas favorables. Au cours du temps, le corégone, poisson exigeant sur la qualité du milieu en particulier en termes de température et de concentration en oxygène, voit son espace vital optimum diminuer en fin de période de stratification (Figure 22). Dans les années 30, cet espace vital optimal couvrait l'ensemble de la colonne d'eau. Aujourd'hui, il se situe entre 7 et 18 mètres de profondeur environ, soit une réduction d'environ 2/3 de son espace vital optimum par rapport aux années 30.

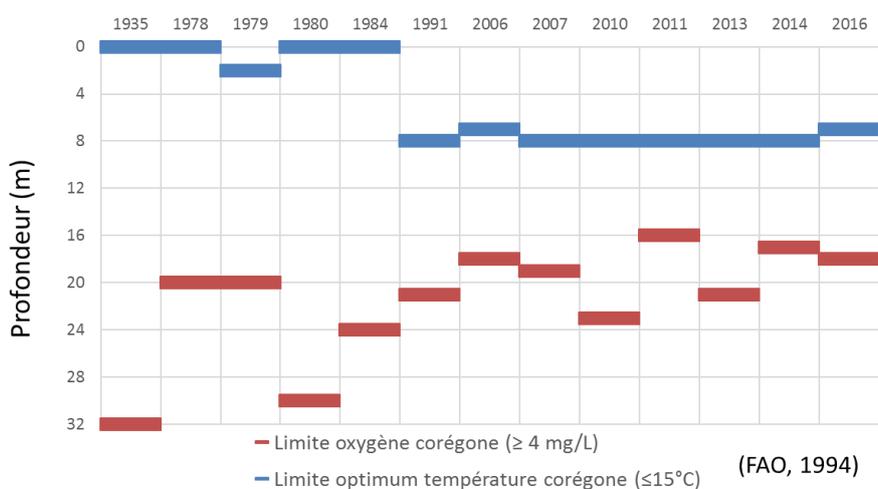


Figure 22 : Évolution de l'espace vital optimum pour le corégone (*Coregonus sp.*) en fin de période de stratification entre 1935 et 2016. ($p=0,0001$).

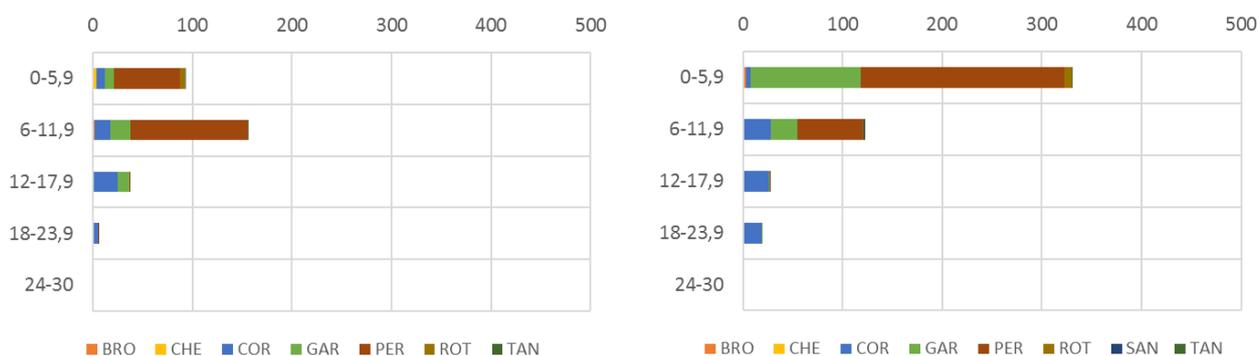


Figure 23 : Distribution spatiale du peuplement piscicole (2003 à gauche, 2011 à droite).

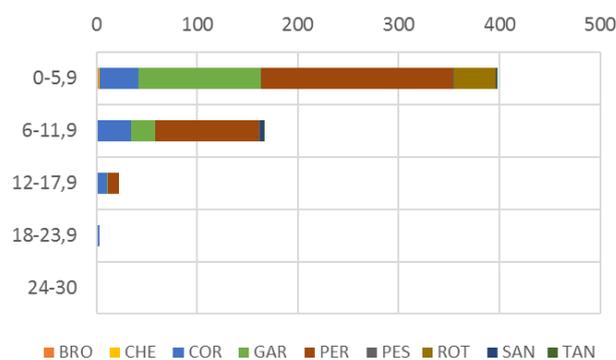


Figure 24 : Distribution spatiale du peuplement piscicole en 2017

Concernant la structure des populations, on observe une diminution de la taille moyenne du corégone entre 2003 et 2017 (Tableau 22). Cette diminution de la taille moyenne est liée à une forte augmentation des effectifs 0-15 cm et à une chute des effectifs 15-30 cm (Figure 25). En effet, les effectifs 0-15 cm voient leur CPUE numériques augmenter fortement entre 2011 et 2017 alors que l'alevinage, en particulier en corégone, n'est plus pratiqué depuis 2012.. Pour les effectifs 15-30 cm, qui voient leur CPUE numériques chuter entre 2011 et 2017, il est possible que cette faible population soit le résultat d'un problème de reproduction à un moment donné ou bien que l'augmentation des effectifs de perches de taille comprise entre 10 et 20 cm (Figure 26) engendre une augmentation de la compétition alimentaire sur le zooplancton, et donc une diminution des ressources pour les corégones de même taille.

La taille moyenne du gardon est en légère diminution depuis 2003 avec une certaine stabilité entre 2011 et 2017 (Tableau 22). En ce qui concerne ses effectifs, on observe une forte augmentation des effectifs 0-15 cm entre 2003 et 2011, reflet d'une bonne reproduction, et une stabilité des effectifs supérieurs.

Tableau 22 : Evolution de la taille moyenne du tryptique corégone-gardon-perche

	Corégone			Gardon			Perche		
	2003	2011	2017	2003	2011	2017	2003	2011	2017
Taille moyenne (cm)	27,7	25,2	19,4	13,5	9,8	10,2	11,6	9,4	12



Figure 25 : Evolution de la capture par unité d'effort (CPUE) numériques (individus/1000 m² de filets) par classe de taille, pour le corégone (à gauche) et pour le gardon (à droite).

Pour la perche, on ne remarque pas de nette évolution de la taille moyenne, cette dernière étant plutôt stable avec un légère diminution entre 2003 et 2011, puis une légère augmentation entre 2011 et 2017 (Tableau 22). On remarque d'ailleurs la même tendance concernant la CPUE numériques de la classe de taille 0-10 cm (Tableau 23). Ensuite, pour les classes de taille 10-20 et 20-30 cm, on observe une forte augmentation des CPUE numériques entre 2011 et 2017. La CPUE numérique est doublée pour la classe 10-20 cm et est multipliée par 5 pour la classe 20-30 cm, ce qui suggère une abondance de nourriture et des conditions de vie favorables pour les perches par rapport aux années précédentes.

Tableau 23 : Evolution des effectifs, des effectifs relatifs (%) et des CPUE numériques (ind/1000 m² de filets) de perches pour différentes classe de tailles.

Taille (cm)	2003			2011			2017		
	Effectifs	%	CPUE n	Effectifs	%	CPUE n	Effectifs	%	CPUE n
0 ; 10	475	74,5	137,7	793	84,6	220,3	589	61,87	170,7
10 ; 20	106	16,6	30,7	104	11,1	28,9	217	22,79	62,9
20 ; 30	18	2,8	5,2	27	2,9	7,5	120	12,61	34,8
30 ; 40	22	3,4	6,4	7	0,7	1,9	24	2,52	7,0
40 ; 50	17	2,7	4,9	6	0,6	1,7	2	0,21	0,6
Total	638	100,0	184,9	937	100	260,3	952	100	275,9

L'analyse du peuplement piscicole fait donc ressortir une augmentation de la capture par unité d'effort d'échantillonnage (numérique et pondérale) entre 2003 et 2017 (Figure 19) qui suggère une augmentation de la productivité piscicole du lac en lien avec une augmentation des concentrations en nutriments. Les observations faites par la fédération de pêche en 2011 (Fagot, 2013) sont donc confirmées par la prise en compte des données piscicoles de 2017 de l'AFB.

L'absence de captures au-delà de 24 mètres de profondeur (malgré un effort d'échantillonnage similaire) confirme l'existence de conditions de vie défavorables pour la faune lacustre, en particulier une dégradation des conditions d'oxygénation en zone profonde.

C. Paléolimnologie – Archives sédimentaires

Les différentes données (physico-chimiques et biologiques) étant rares avant les années 70, l'approche paléolimnologique (étude des carottes de sédiments) permet de retracer l'évolution récente de l'état écologique du lac. L'analyse des assemblages subfossiles de chironomes et de la matière organique des sédiments (Master 1 LCE, 2019) a permis de mettre en perspective l'état actuel du lac avec un état pré-perturbation au début du XXe siècle, et de proposer une première reconstitution de la trajectoire écologique du lac entre ces deux états.

a. Evolution des assemblages de chironomidae de la zone profonde et oxygénation de l'hypolimnion

L'étude de l'évolution des assemblages de Chironomidae a montré que la période, estimée entre 1934 et 1972, était nettement dominé par le taxon *Micropsectra* (Figure 26). Ce dernier était décrit comme le taxon dominant de la zone profonde des grands lacs péri-alpins (Genève, Bourget, Annecy), avant qu'ils ne soient touchés par la pollution en nutriments et l'hypoxie de leur zone profonde. *Micropsectra* est indicateur de conditions oligotrophes (Brodersen et Quinlan, 1986) et d'une bonne oxygénation. On retrouve également des capsules de *Paracladopelma* et d'*Heterotrissocladius*, qui sont aussi des taxons oxyphiles. Les assemblages reconstitués entre 1934 et le début des années 70 indiquent donc des conditions oligotrophes avec une bonne oxygénation de l'hypolimnion.

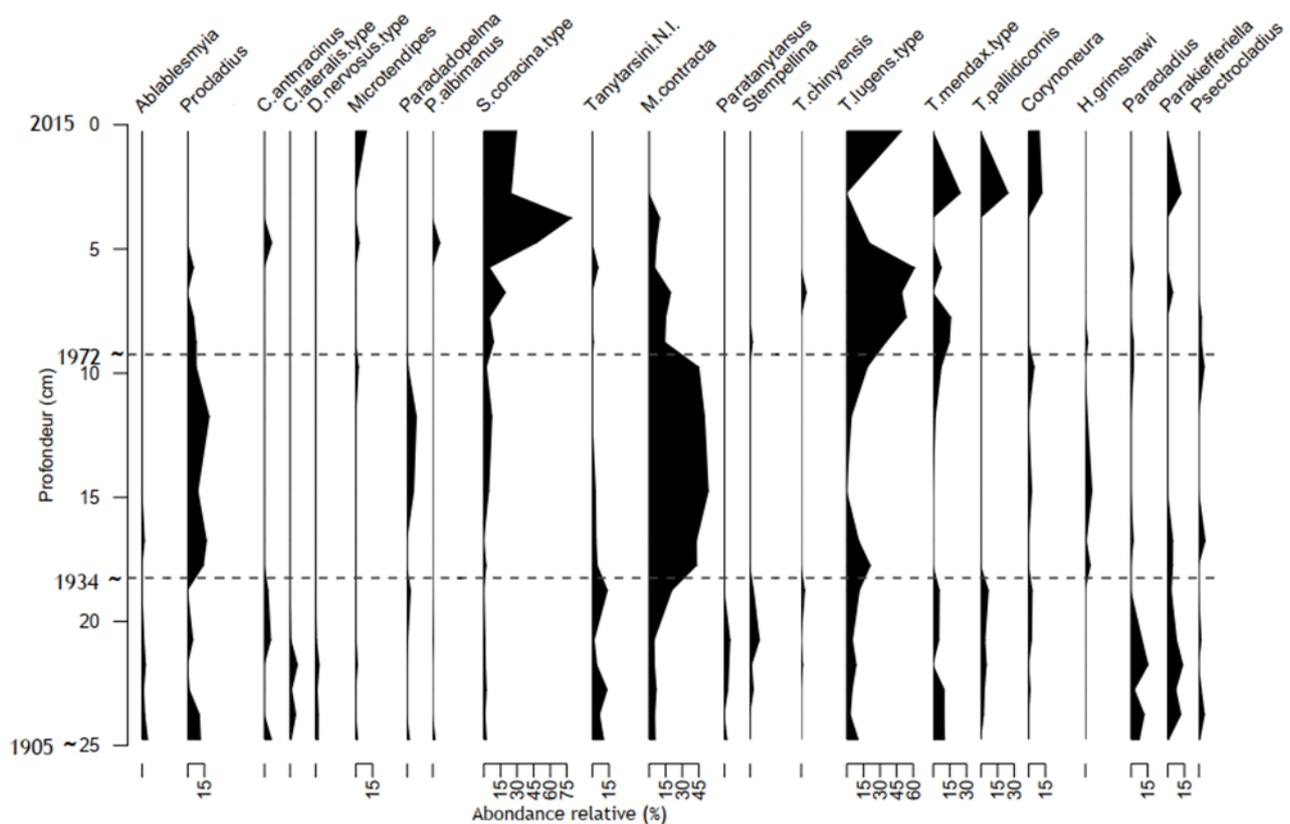


Figure 26 : Diagramme des principaux taxons de chironomes échantillonnés dans la carotte de sédiment

Au début des années 70, la diminution des abondances relatives de *Micropsectra* et de *Procladius*, la disparition de *Paracladopelma* et d'*Heterotrissocladus* et le développement plus important de *Tanytarsus lugens* (taxon plus tolérant vis-à-vis des conditions d'oxygénation), semblent indiquer une première dégradation des conditions d'oxygénation en zone profonde.

À la fin des années 80, le taxon *Procladius* disparaît et les abondances relatives de *Micropsectra contracta* ainsi que de *Tanytarsus lugens* deviennent très réduits. Ces deux derniers étant plus tolérant vis-à-vis des conditions en oxygène par rapport à *Procladius*. De plus, la proportion de *Sergentia coracina* augmente et domine alors les assemblages de Chironomidae. *Sergentia* est un indicateur de conditions plutôt mésotrophes (Wiederholm, 1980) et tolère des concentrations en oxygène plus faibles que les autres taxons cités précédemment. Ces différentes observations confirment ainsi l'existence d'une nouvelle dégradation de l'oxygénation hypolimnétique à la fin des années 80.

Pour l'échantillon estimé à l'année 2001, la quasi disparition des taxons de zone profonde est observée. Seul le taxon *Sergentia* est présent mais avec un flux de capsules très réduit (1 capsule/an/S). De tous les assemblages reconstitués dans l'étude, celui de l'échantillon de 2001 indiquerait les conditions d'oxygénation les plus mauvaises. La réapparition de *Tanytarsus lugens* dans l'échantillon le plus récent (2014) laisse penser à une légère amélioration depuis 2001 mais l'absence de *Micropsectra* indique des conditions toujours dégradées par rapport à celles antérieures à la fin des années 80.

L'évolution des conditions d'oxygénation dans l'hypolimnion, reconstituée par les assemblages chironomidiens, semble donc correspondre à celle que l'on connaît par l'intermédiaire des données existantes dans la littérature. Comme le montraient les données de Kreitmann (1937), le lac de Chalain présentait de bonnes conditions d'oxygénation de l'hypolimnion, qui se sont ensuite dégradées au cours du temps jusqu'à atteindre un niveau très faible, comme le montre les études les plus récentes (Agence de l'eau, 2016).

b. Évolution du carbone organique total (COT, % matière sèche) et du rapport carbone/azote (C/N)

L'analyse de l'évolution du COT et du C/N met en évidence 3 zones (Figure 27). Avant 1937, une correspondance entre la période d'importants apports de capsules du littoral et la période de plus grande variation du COT est observée. Cela semble indiquer que l'érosion du littoral serait à l'origine de ces variations. Le rapport C/N, fluctuant entre 13,5 et 18,1, indique des apports de matière organique plutôt d'origine macrophytique et/ou terrigène (Verneaux et *al.*, 1991). Les valeurs de COT élevées pourraient donc s'expliquer par des apports de matière organique supplémentaires, via l'érosion puis le dépôt en zone profonde de sédiments littoraux, plus riches en matière organique d'origine macrophytique et/ou terrigènes issus des effondrements de berges.

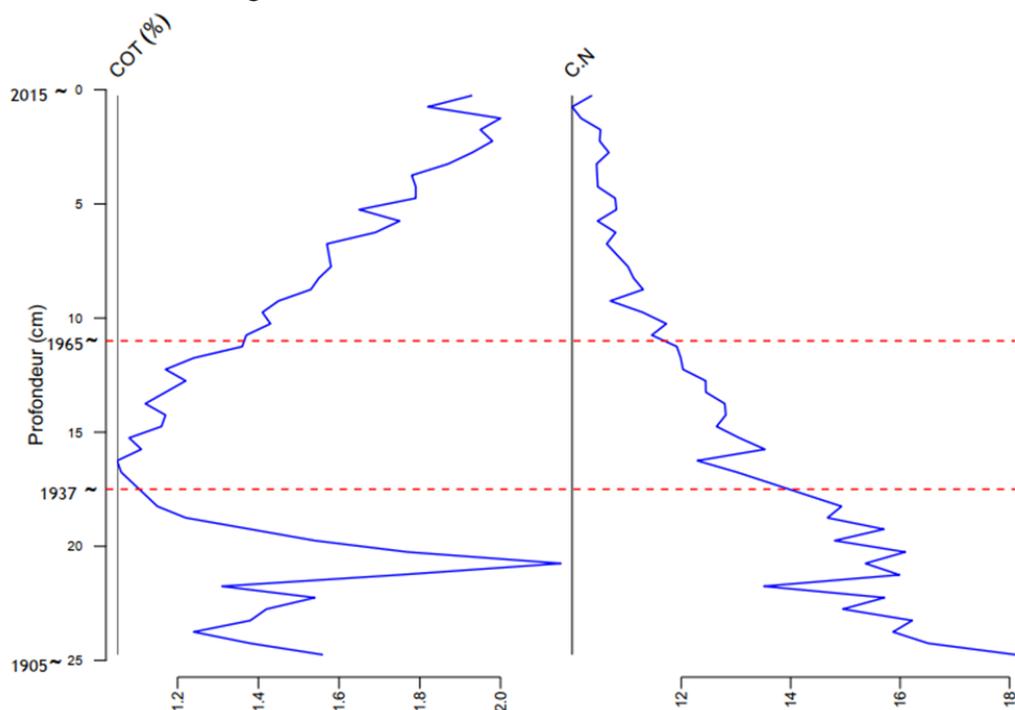


Figure 27 : Évolution du COT (%) et du rapport C/N des sédiments.

A partir de la fin des années 1930, on observe une diminution du rapport C/N qui indique un changement dans la nature de la matière organique des sédiments concomitante à une augmentation du COT. La diminution du C/N suggère une augmentation de la contribution des apports d'origine aquatique à la sédimentation organique totale dont on observe également une augmentation (COT %).

Le processus ayant conduit à une augmentation du COT et à une diminution du C/N, et donc à une augmentation des apports en zone profonde de matière organique d'origine aquatique, aurait donc commencé dès la fin des années 30, pour ensuite s'intensifier à partir des années 60 et commencer à avoir des effets néfastes sur les peuplements chironomidiens de profondeur, par la diminution de l'oxygénation hypolimnétique, à partir des années 70.

La première hypothèse de cette augmentation des apports d'origine aquatique serait une augmentation de la production primaire pélagique due à une augmentation des apports en nutriments provenant du bassin versant (pollution d'origine domestique, via les eaux usées, accentuée en période estivale, ou pollution d'origine agricole via l'épandage de fumier/lisier/boues). Cependant, la productivité lacustre n'est pas le seul facteur dirigeant les apports de matière en zone profonde. L'efficacité du fonctionnement trophique de la zone pélagique a également son importance. Le corégone a été introduit (après la seconde guerre mondiale) dans le lac de Chalain où il est devenu l'une des plus grande part de la biomasse du peuplement piscicole (voir chapitre sur l'ichtyofaune lacustre). Il est donc possible que son important développement au cours de la seconde moitié du XX^{ème} siècle ait entraîné une dégradation de

l'efficacité du fonctionnement trophique pélagique, par une diminution de la taille des daphnies due à la prédation du corégone sur ces dernières (Perga *et al.*, 2010). Ce phénomène pourrait donc avoir participé à l'augmentation des apports de matière organique en zone profonde et à la diminution de l'oxygénation hypolimnétique.

IV. Conclusions et préconisations

Tout d'abord, l'étude de la thermie de l'eau du lac a permis de mettre en avant certaines incertitudes concernant sa micticité (mono- ou dimictique), les dates précises du ou des brassages et la durée de stratification. Un enregistrement en continu des températures dans la colonne d'eau grâce à la mise en place d'une ligne d'une dizaine de sondes de mesures de température de l'eau (Thermistors) permettrait de lever ces incertitudes. Il a également été évoqué la possibilité de modéliser la thermie passée du lac à partir des données topographiques et de données météorologiques anciennes, ce qui permettrait de combler les périodes où aucune étude n'a été réalisée et de préciser la période à partir de laquelle on observe un changement significatif du régime thermique.

Ensuite, concernant l'oxygénation de l'eau, les résultats ont montré l'existence d'une désoxygénation de l'hypolimnion en période de stratification estivale. De 1933 à 2016, la désoxygénation à 25 mètres de profondeur s'accroît significativement et cette dégradation des conditions d'oxygénation semble correspondre à une diminution des concentrations en oxygène dans l'hypolimnion en début de stratification (augmentation du déficit à l'origine) observable de 1978 à 2016, ce qui suggère l'existence d'une diminution de l'efficacité des brassages, c'est-à-dire d'une diminution de la capacité du lac à réoxygéner efficacement sa colonne d'eau lors de la période de brassage. Comme pour la thermie de l'eau, un enregistrement en continu de l'oxygénation de la colonne d'eau du lac grâce à l'installation de sondes de mesures de l'oxygène (Oxymètres) sur la ligne de Thermistors, permettrait de pallier au manque de données disponibles sur le cycle annuel de l'oxygénation du lac de Chalain.

Concernant la conductivité des eaux du lac, on observe une augmentation de cette dernière de 1978 à 2016. Toutefois, les données concernant les ions majeurs sont trop ponctuelles et ne permettent pas de conclure quant aux éléments impliqués dans cette augmentation.

Concernant les nutriments, quelques données saisonnières disponibles montrent, certaines années, des augmentations des concentrations en nitrates (2006) et en orthophosphates (1980) dans l'épilimnion au cours de la période de stratification estivale ce qui pourrait suggérer des apports provenant du bassin versant. Entre les années 70-80 et les années 2000, les concentrations en nitrates de l'épilimnion en fin d'hiver-début de printemps augmentent significativement. Les données temporelles sur les orthophosphates sont trop partielles pour faire l'analyse de leur évolution. Toutefois, les données en phosphore total montrent une tendance à la baisse des concentrations moyennes annuelles de 2006 à 2016 mais le manque de données concernant ce paramètre ne permet pas de l'affirmer avec certitude.

Ces phénomènes d'augmentation de la conductivité et de la concentration en nitrates se confirment également au niveau des différents affluents du lac. Pour appréhender au mieux les apports provenant du bassin versant par les deux principaux tributaires (Ruisseau du Moulin et de Fontenu), il est nécessaire de renforcer le suivi des concentrations en azote et en phosphore sur une échelle de temps plus fine de façon à mieux comprendre les dynamiques et mieux quantifier les entrées dans le lac. Ainsi, la mise en place d'un préleveur automatique qui se déclencherait dès que le niveau d'eau atteint un certain niveau (cote de crue) a été évoqué ainsi que la poursuite du suivi des débits et des suivis mensuels physico-chimiques sur le bassin d'alimentation en ciblant des épisodes particuliers tels que les fortes précipitations après une période sèche ou lors des périodes d'épandages. Le maintien du suivi annuel (débits et physico-chimie) d'au moins un des affluents de la rive ouest est également nécessaire.

Enfin, concernant le compartiment biologique, il serait intéressant de réaliser de nouveau un IBL afin de voir l'évolution du peuplement de macroinvertébrés benthiques du lac, le dernier IBL réalisé datant de 2004. En effet, les macroinvertébrés benthiques sont de bons intégrateurs de leur milieu. En effet, ces derniers présentent une place importante dans le réseau trophique puisqu'ils sont à la fois consommateurs et proies pour de nombreuses espèces de poissons. Ils jouent donc le rôle de liens entre la base des chaînes trophiques et les prédateurs de niveaux supérieurs. De plus, ils présentent des cycles de vie et des exigences écologiques propre à chaque taxons qui vont permettre d'une part de caractériser l'état d'un hydrosystème et son évolution et d'autre part d'identifier les différentes sources de perturbation du lac.

Dans un contexte de changement climatique, il est crucial de limiter au maximum l'eutrophisation du lac afin d'éviter l'amplification des désoxygénations estivales de l'hypolimnion mais également d'augmenter la résilience du lac face à cette évolution. Cela passe par :

*1) une amélioration des installations et du réseau d'assainissement présent sur le bassin versant du lac,

*2) une amélioration des pratiques agricoles avec une limitation maximale des épendages d'effluents liquides de types lisiers/purins avec parallèlement l'installation d'appareils permettant des mesures en continu de l'azote et du phosphore au niveau des ruisseaux du Moulin et de Fontenu afin d'avoir des chroniques temporelles précises des arrivées d'azote et de phosphore dans les affluents et de pouvoir proposer des préconisations « audibles » pour les modifications des pratiques agricoles.

*3) une restauration de la zone humide en rive ouest du lac (bas marais) avec une suppression des fossés de drainage qui accélèrent les transits d'eau et de substances vers le lac diminuant ainsi le pouvoir épurateur de la zone.

*4) une limitation supplémentaire des marnages artificiels afin d'augmenter l'efficacité des mesures préconisées ci-dessus et de favoriser une reprise du développement des ceintures végétales propices à l'assimilation des excédents d'azote qui permettrait de limiter la production excessive pélagique. A noter que l'analyse des différents compartiments, aussi bien physico-chimiques que biologiques, ne permet pas de conclure sur le fait que le marnage actuel puisse être à l'origine de l'évolution trophique du lac observée ces dernières années. Dans le cadre d'une réflexion portant sur la protection des sites archéologiques palafittiques de la rive ouest du lac de Chalain, inscrits au patrimoine mondial par l'UNESCO, un groupe de travail a émis des préconisations concernant la gestion hydraulique du lac (cf encadré ci-dessous).

Protection des sites archéologiques inscrits au patrimoine mondial par l' UNESCO

Rédacteurs : Annick Richard, Ingénieur SRA BFC, chargée des sites UNESCO, et Hervé Richard, Directeur de Recherche émérite, Laboratoire Chrono-Environnement Besançon.

Groupe constitué de Frédéric Gachet (Directeur projets touristiques), Philippe ALBERT (Chef de service Service agriculture eau et milieux naturels), Théo-Paul HANS (Chargé de missions Haute Vallée de l'Ain), Aude LEROY-DUROST (Chef de service adjoint Service culture et patrimoine), Annick Richard (SRA BFC), Hervé Richard (UMR Chrono-environnement).

Les sites archéologiques situés sur la rive ouest du lac de Chalain constituent un potentiel documentaire tout à fait exceptionnel pour appréhender la mise en place des premières communautés du Néolithique sur le premier plateau jurassien. 32 groupes d' habitat ont été recensés. Enfouis sous le niveau de l' eau, leur conservation est d' une exceptionnelle qualité. La présence quasiment permanente de l' eau dans le bas-marais de Chalain a en effet permis le développement d' un milieu anaérobie qui a assuré une remarquable conservation des dépôts d' origine anthropique datés pour la plupart entre 3800 et 800 avant J.-C. Depuis près de six millénaires, un ensemble incomparable de vestiges est ainsi préservé dans la craie lacustre gorgée

d' eau. Cette ambiance particulière permet la conservation de plusieurs milliers d' objets, et plus généralement de restes en matières organiques qui ne sont habituellement pas conservés dans les sites archéologiques terrestres. Les fouilles ont mis au jour une documentation inestimable permettant de reconstituer la vie quotidienne des premières communautés agricoles du Jura.

Pour toutes ces raisons, les habitats lacustres de Chalain sont inscrits depuis le 27 juin 2011 sur la Liste du patrimoine mondial par l' UNESCO sous le nom de « Sites palafittiques préhistoriques autour des Alpes ». Cette reconnaissance internationale de leur intérêt scientifique majeur passe par leur conservation à long terme. Toutes les observations faites depuis de nombreuses années démontrent que ces sites sont menacés de disparition si la stabilité des conditions environnementales n' est pas maîtrisée. Pour une gestion raisonnée et durable de ce précieux patrimoine, deux conditions s' imposent pour éviter l' assèchement du bord du lac qui entraînerait la disparition des vestiges de bois et de végétaux (restes de constructions, ustensiles de la vie quotidienne, restes alimentaires...) et l' accentuation des fronts d' érosion visibles à certains endroits (stations 2, 5 et 6 par exemple) :

- le contrôle du niveau du lac ;*
- la restauration du bas-marais.*

Cela impose de stabiliser le milieu (lac et nappe phréatique) par :

- un rehaussement du niveau du lac jusqu' à la cote 487,50 m toute l' année, avec un contrôle strict de cette cote afin qu' elle ne descende jamais en dessous de 487 m, sachant que les vestiges archéologiques ne peuvent se conserver que s' ils restent continuellement dans une ambiance humide ;

- un contrôle rigoureux de l' amplitude des variations saisonnières du niveau lac, avec notamment un abaissement contrôlé durant l' été ;

- le comblement des drains artificiels qui entraînera une hausse de la nappe phréatique dans le bas marais ;

- l' exploitation agricole de la zone comprise entre le lac et la route (D 27) orientée vers l' herbage, en abandonnant les labours ;

- la suppression des arbres et arbustes pour éviter la prolifération des racines qui pompent la nappe phréatique et altèrent directement les vestiges archéologiques ; ce défrichage doit se limiter à des coupes sans dessouchage pour ne pas impacter les niveaux archéologiques pris dans les racines ; la zone ainsi défrichée devra être régulièrement entretenue.

Enfin, la fragilité de la zone comprise entre la ceinture tourbeuse et la rive du lac, là où sont concentrés la majorité des sites archéologiques, doit devenir une aire de protection totale ce qui nécessite la pose d' une clôture efficace pour empêcher les divagations sur cette zone riveraine très fragile sujette à des altérations rapides et irréversibles.

Références bibliographiques

- Agence de l'eau RMC (2008), Etude paléolimnologique sur 8 lacs du district Rhône-Méditerranée, Mise en place d'éléments de référence pour les lacs des 9 couleurs, d'Anterne, de Chalain, de Lauvitel, Nègre, de Remoray, du Vallon et de Vens 1er, 146 pages.
- Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) (2008), Etude des lacs du réseau de contrôle de surveillance du district Rhône-Méditerranée, Lac de Chalain, qualité physico-chimique, qualité hydrobiologique et hydromorphologique, Compte rendu des campagnes d'investigations de 2007, 58 pages.
- Agence de l'eau RMC (2011), Suivi des plans d'eau des bassins RMC en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Note synthétique d'interprétation des résultats, Chalain, campagne 2007, 16 pages.
- Agence de l'eau RMC (2011), Etude des plans d'eau du programme de surveillance des bassins Rhône-Méditerranée et Corse, Rapport des données brutes et interprétations, Lac de Chalain, suivi 2010, 69 pages.
- Agence de l'eau RMC (2012), Suivi des plans d'eau des bassins RMC en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Note synthétique d'interprétation des résultats, Chalain, campagne 2010.
- Anneville O., Beniston M., Gallina N., Gillet C., Jacquet S., Lazzarotto J. et Perroud M. (2013), L'empreinte du changement climatique sur le Léman, Arch. Sci. 66, pp 157-172
- Bureau d'études Caille (2017), Etude hydrogéologique par traçages pour la détermination du bassin d'alimentation du lac de Chalain, 28 pages.
- Bureau d'études NBCE (2008), Le lac de Chalain, Synthèse écologique, 83 pages.
- Conservatoire botanique national de Franche-Comté (2017), Etude de la flore, de l'entomofaune et cartographie de la végétation de l'abord ouest du lac de Chalain au lieu-dit les Vernois, 79 pages.
- Conservatoire botanique national de Franche-Comté (2017), Etude du lac de Chalain et des corniches de Fontenu, 59 pages.
- DESS Eaux continentales (1991), Suivi de qualité des eaux et étude physico-chimiques des sédiments de cinq lacs jurassiens (Bonlieu, Chalain, Grand Maclu, Narlay, Remoray). Université de Franche-Comté, 135 pages.
- Fagot J.B. (2017), Lacs du département du Jura, Observations physico-chimiques 2016, Fédération du Jura pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques, 43 pages.
- Fédération du Jura pour la pêche et la protection du milieu aquatique (2013), Diagnose piscicole du lac de Chalain, 74 pages.
- Kreitmann L. (1937), Etude hydrobiologique et aménagement piscicole de trois lacs du Jura utilisés industriellement, pp. 9-33.
- Magnin A. (1904), Monographies botaniques des lacs du Jura, Lac de Chalain, pp. 101-106

- Masson J.P. (1974), Le lac de Chalain, aspect général, caractéristique physico-chimique et biologique. Ministère de l'agriculture, Service régional de l'aménagement des eaux (SRAE), région de Franche-Comté, 71 pages.
- Perga M.E., Desmet M., Enters D., Reyss J.L.,(2010) A century of bottom-up- and top-down driven changes on a lake plank- tonic food web : a paleoecological and paleoisotopic study of Lake Annecy, France. *Limnology and Oceanography* 55: pp. 803-816.
- Rocherolle M.H. (1985), Lac de Chalain, Apports en fertilisants par ses affluents. Institut universitaire de technologie de Tours, 92 pages.
- Soulayrol M.O. (2017), Etude des pollutions diffuses d'origine agricole du lac de Chalain, Université de Montpellier, 62 pages.
- SRAE de Franche-Comté (1986), Le lac de Chalain, étude écologique, 157 pages.
- Suranyi T. (2019), Etude paléolimnologique du lac de Chalain : trajectoire écologique du lac au cours du dernier siècle, Université de Franche-Comté, 28 pages.

Annexes

Annexe 1 : Liste des différents documents, utilisés pour la réalisation de la synthèse écologique du lac de Chalain, classés par ordre chronologique.

- Magnin A. (1904), Monographies botaniques des lacs du Jura.
- Kreitmann L. (1937), Etude hydrobiologique et aménagement piscicole de trois lacs du Jura utilisés industriellement.
- Masson J.P. (1974), Le lac de Chalain, aspect général, caractéristique physico-chimique et biologique. Ministère de l'agriculture, Service régional de l'aménagement des eaux (SRAE), région de Franche-Comté
- Rocherolle M.H. (1985), Lac de Chalain, Apports en fertilisants par ses affluents. Institut universitaire de technologie de Tours
- SRAE de Franche-Comté (1986), Le lac de Chalain, étude écologique, 157 pages.
- DESS Eaux continentales (1991), Suivi de qualité des eaux et étude physico-chimiques des sédiments de cinq lacs jurassiens (Bonlieu, Chalain, Grand Maclu, Narlay, Remoray). Université de Franche-Comté, 135 pages.
- Colon M. et Guillard J. (2004), Résultats de la campagne d'hydroacoustique sur le lac de Chalain (octobre 2003) : intercalibration filets verticaux - filets maillants norme suédoise.
- Conseil supérieur de la pêche (2004), Mise en œuvre du protocole filets verticaux sur le lac de Chalain.
- Dahlberg M. (2004), Results of test fishing a lake in France with the Nordic standard method for sampling fish with multimesh gillnets.
- Bureau d'études NBCE (2008), Le lac de Chalain, synthèse écologique, 83 pages.
- Agence de l'eau RMC (2008), Etude paléolimnologique sur 8 lacs du district Rhône-Méditerranée, Mise en place d'éléments de référence pour les lacs des 9 couleurs, d'Arterne, de Chalain, de Lauvitel, Nègre, de Remoray, du Vallon et de Vens 1^{er}, 146 pages.
- Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) (2008), Etude des lacs du réseau de contrôle de surveillance du district Rhône-Méditerranée, Lac de Chalain, qualité physico-chimique, qualité hydrobiologique et hydromorphologique, Compte rendu des campagnes d'investigations de 2007, 58 pages.
- Agence de l'eau RMC (2011), Suivi des plans d'eau des bassins RMC en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Note synthétique d'interprétation des résultats, Chalain, campagne 2007, 16 pages.
- Agence de l'eau RMC (2011), Etude des plans d'eau du programme de surveillance des bassins Rhône-Méditerranée et Corse, Rapport des données brutes et interprétations, Lac de Chalain, suivi 2010, 69 pages.

- Agence de l'eau RMC (2012), Suivi des plans d'eau des bassins RMC en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Note synthétique d'interprétation des résultats, Chalain, campagne 2010.
- Fédération du Jura pour la pêche et la protection du milieu aquatique (2013), Diagnose piscicole du lac de Chalain, 74 pages.
- Agence de l'eau RMC (2014), Surveillance de la qualité des plans d'eau des bassins RMC, suivi 2013, Rapport de données et d'interprétation, Lac de Chalain, 102 pages.
- Agence de l'eau RMC (2015), Suivi des plans d'eau des bassins RMC en application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), Note synthétique d'interprétation des résultats, Chalain, campagne 2013.
- Agence de l'eau RMC (2017), Surveillance de la qualité des plans d'eau des bassins RMC, suivi 2016, Rapport de données et d'interprétation, Lac de Chalain, 122 pages.
- Bureau d'études Caille (2017), Etude hydrogéologique par traçages pour la détermination du bassin d'alimentation du lac de Chalain, 28 pages.
- Conservatoire botanique national de Franche-Comté (2017), Etude de la flore, de l'entomofaune et cartographie de la végétation de l'abord ouest du lac de Chalain au lieu-dit les Vernois.
- Conservatoire botanique national de Franche-Comté (2017), Etude du lac de Chalain et des corniches de Fontenu.
- Soulayrol M.O. (2017), Etude des pollutions diffuses d'origine agricole du lac de Chalain, Université de Montpellier, 62 pages.
- Suranyi T. (2019), Etude paléolimnologique du lac de Chalain : trajectoire écologique du lac au cours du dernier siècle, Université de Franche-Comté, 28 pages.

Annexe 2 : Données brutes des mesures de températures à différentes profondeurs lors des différentes campagnes réalisées.

- 1892

10/04/1892		02/07/1892	
Profondeur (m)	Température (°C)	Profondeur (m)	Température (°C)
0	10,7	0	21,1
5	10	5	20
9	7,9	10	16,8
16	6,3	15	8,8
21,5	5,5	20	6,5
34	5	33	5,3

- 1933

19/06/1933		14/08/1933		21/11/1933	
Profondeur (m)	Température (°C)	Profondeur (m)	Température (°C)	Profondeur (m)	Température (°C)
0	19,7	0	24,1	0	8,2
5	17,8	2	23,1	10	8,2
10	10,8	4	22,7	17	8,1
15	7,8	5	22,1	19	8
25	6,9	6	21	20	7,5
31	6,7	7	18,2	21	7,3
-	-	8	15,3	22	7
-	-	9	13,1	25	6,9
-	-	10	12,4	27	6,8
-	-	12,5	9,6	-	-
-	-	15	7,2	-	-
-	-	20	7,2	-	-
-	-	25	6,9	-	-

- 1972/1973

Profondeur (m)	Température (°C)											
	juil-72	août-72	sept-72	oct-72	nov-72	déc-72	janv-73	févr-73	mars-73	avr-73	mai-73	juin-73
0	22	-	16	13,5	12,1	-	7	4,9	3,9	8,8	11	20,7
10	13	-	13	12,8	11,5	-	7,1	5	3,6	6,3	7,5	10,3
20	11	-	11	10,5	10,2	-	7,1	5	3,6	5,5	5,8	8,3
30	11	-	11	10,2	10	-	7,1	5	3,6	5	5	7,6

- 1978

Profondeur (m)	Température (°C)									
	mars-78	avr-78	mai-78	juin-78	juil-78	août-78	oct-78	nov-78	déc-78	
0	7,2	9,5	12,5	18	20,5	19,8	14,9	9,2	3,5	
5	6,8	7,7	11	16,5	16,5	18,8	14,9	9,2	4,5	
10	5,8	6,8	7,3	9,2	8,8	10,2	10,8	9,2	4,5	
15	5,8	6,3	6,7	8,3	7,5	8	7,5	7,2	5	
20	5,5	5,9	6,3	8	7	7,8	7,2	6,2	5	
25	5,5	5,8	6	7,8	6,8	7,8	7	6,2	5	
30	5,3	5,8	6	6,8	6,8	7,5	7	6,2	5	

Annexe 2 (suite): Données brutes des mesures de températures à différentes profondeurs lors des différentes campagnes réalisées.

- 1979

Profondeur (m)	Température (°C)							
	janv-79	avr-79	juin-79	juil-79	août-79	sept-79	oct-79	nov-79
0	3,5	9	21,5	19,5	23	19,2	16,5	7,3
5	3,7	8,8	16,5	17,5	22	18	11,5	7,1
10	3,8	8	10,5	10	13,8	11,5	9,5	7,1
15	3,8	6,2	8,9	8	8,7	8,2	8,5	7,1
20	4	6,2	8	7,8	8,2	7,8	7,5	6,3
25	4	6,2	7,1	7,5	8,2	7,2	6,8	5,6
30	4	6	7	7,2	8,2	7,2	6,8	5,2

- 1980

Profondeur (m)	Température (°C)							
	févr-80	mars-80	mai-80	juin-80	juil-80	août-80	sept-80	oct-80
0	5	5,7	14	18,2	16	20,8	18,8	12,5
5	4,9	6	12,2	15,2	16	19,8	18,5	12,5
10	4,9	5,2	10	7,6	12	10,8	11,9	11,5
15	4,9	4,8	8,9	7,6	7,7	8,2	8,5	8,5
20	4,9	4,8	8,2	7,5	7,2	7,8	7,9	7,8
25	4,9	4,8	8,1	7,5	7,2	7,8	7,8	7,8
30	4,9	4,8	8,1	7,5	7,2	7,8	7,8	7,8

- 1984

Profondeur (m)	Température (°C)						
	avr-84	mai-84	juil-84	août-84	sept-84	nov-84	févr-85
0	12,7	13,2	20,4	21,2	15,1	11,4	4,3
2,5	11,7	12,9	18,2	20,9	15,1	11,3	4,3
5	9,3	12,8	18,1	20,6	15,1	11,1	4,3
7,5	7,7	11,7	13,5	19,8	15,1	11,1	4,3
10	7	7,8	10	12,6	14,8	11	4,3
15	5,9	6,4	6,9	7,4	8,3	8,2	4,3
20	5,6	5,9	6,2	6,6	6,9	6,8	4,3
25	-	-	6	6,2	6,3	6,4	4,4
30	5,4	5,6	6	6,2	6,3	6,3	4,4

- 1991

Profondeur (m)	Température (°C)								
	30/04/1991	13/05/1991	27/05/1991	10/06/1991	24/06/1991	09/07/1991	23/07/1991	06/08/1991	19/08/1991
0	10,6	12	15,7	16,8	19,6	23,7	24,5	23,6	22,8
2,5	-	12,2	16,7	16,8	19,4	22,9	24,2	23,3	22,8
5	10,1	12	16,3	16,8	15,1	18,4	22,2	22	22,8
7,5	-	11,3	12,7	12,7	10,9	13,9	14,7	16	18,1
10	8,6	9,8	10,8	10,6	8,1	10,3	10,7	11,2	11,4
12,5	-	8,6	9,4	9,4	7,1	7,9	8,2	8,6	8,9
15	7,2	7,9	8,3	8,9	6,7	7,1	7,3	7,4	7,4
17,5	-	7,8	8,1	8,3	6,3	6,7	6,9	6,9	6,8
20	6,7	7,4	7,8	8,1	5,9	6,6	6,8	6,8	6,6
25	6,5	7,1	7,5	8	5,9	6,5	6,8	6,3	6,4
27	-	7,5	7,6	27	-	-	-	-	-

Annexe 2 (suite): Données brutes des mesures de températures à différentes profondeurs lors des différentes campagnes réalisées.

- 2003 et 2006

23/10/2003	
Profondeur (m)	Température (°C)
0	13,17
1	13,2
2	13,21
3	13,21
4	13,21
5	13,2
6	13,2
7	13,2
8	13,21
9	13,21
10	12,92
11	12,1
12	10,77
13	8,86
14	7,67
15	7,05
16	6,73
17	6,49
18	6,38
19	6,22
20	6,13
21	6,04
22	5,97
23	5,91
24	5,83
25	5,73
26	5,7
27	5,68

Profondeur (m)	Température (°C)			
	20/03/2006	12/06/2006	24/08/2006	25/09/2006
0	5,5	20,2	18,7	19,4
1	5,5	20,2	18,7	19,3
2	5,3	19,8	18,7	19,4
3	5,1	18,9	18,7	19,4
4	4,8	17,4	18,7	19,4
5	4,7	16,8	18,7	19,4
6	4,5	14,2	16,9	17,9
7	4,4	10,9	15	15,9
8	4,4	9	13,5	14
9	4,3	7,5	11	11,6
10	4,3	6,5	8,8	9,4
11	4,3	5,9	7,4	8,2
12	4,2	5,7	6,7	7,2
13	4,2	5,6	6,3	6,5
14	4,2	5,5	6	6,2
15	4,1	5,4	5,9	6
16	4	5,3	5,7	5,8
17	4	5,3	5,6	5,6
18	4	5,2	5,5	5,6
19	4	5,1	5,4	5,4
20	4	5	5,4	5,4
21	4	4,9	5,3	5,3
22	4	4,9	5,2	5,3
23	4	4,9	5,2	5,2
24	4	4,9	5,1	5,2
25	4	4,8	5,1	5,2
26	4,1	4,6	5,1	5,1
27	4,2	4,8	5,1	5,1
28	4,1	4,8	5	5,1
29	4,1	4,7	-	5,1
30	4,1	4,7	-	5,1
31	4,1	-	-	-
32	4,1	-	-	-

Annexe 2 (suite): Données brutes des mesures de températures à différentes profondeurs lors des différentes campagnes réalisées.

- 2007

05/04/2007		05/06/2007		08/08/2007		12/09/2007	
Profondeur (m)	Température (°C)						
0	8,6	0	18,3	0	22,4	0	19,5
1	8,6	1	17,7	1	22,5	2	19,1
2	8,4	1,5	17,7	2	22,6	4	19,2
3,5	8,3	2,5	17,5	4	22,7	6	19,1
5	8,3	3,1	16,9	6	16,9	7,5	15,8
7	8,2	3,8	16,4	7	14	10	11,4
9	8,2	4,5	15,4	8,5	11,6	12,5	9,5
10,5	8	5	14,8	10	11	15	9
12	7,9	6,2	12,4	12	10,5	20	8,9
14	7,2	7	11,4	15	10,1	25	8,5
17	7	8	10,2	20	9,4	30	8,7
20	6,9	9	9,2	25	8,8	-	-
25	6,8	10	8,6	28	8,5	-	-
30	6,7	12	8	-	-	-	-
-	-	14	7,6	-	-	-	-
-	-	16	7,2	-	-	-	-
-	-	18	7	-	-	-	-
-	-	20	6,8	-	-	-	-
-	-	24	6,3	-	-	-	-
-	-	26	6,1	-	-	-	-
-	-	30	5,9	-	-	-	-

- 2010

18/03/2010		26/05/2010		27/07/2010		15/09/2010	
Profondeur (m)	Température (°C)						
0	4,8	0	17,9	0	22,9	0	18,9
1	4,7	1	18,1	1	22,9	1	18,8
2	4,7	2	18	2	22,9	2	18,8
3	4,7	3	16	3	22,9	3	18,7
4	4,6	4	14,9	4	22,8	4	18,6
5	4,6	5	13,9	5	22,8	5	18,4
6	4,6	6	12,7	6	16,6	6	17,8
7	4,6	7	11,3	7	13,5	7	16,8
8	4,6	8	9,3	8	11,9	8	15,4
9	4,6	9	8,4	9	10,4	9	13,1
10	4,6	10	8	10	9,7	10	12,2
11	4,5	11	7,9	11	9,1	11	10,5
12	4,5	12	7,8	12	8,6	12	8,5
13	4,5	13	7,6	13	8,3	13	8,8
14	4,5	14	7,3	14	8,2	14	8,5
15	4,5	15	7,1	15	8	15	8,4
16	4,5	16	6,9	16	7,9	16	8,3
17	4,5	17	6,8	17	7,8	17	8,3
18	4,5	18	6,7	18	7,8	18	8,2
19	4,5	19	6,6	19	7,7	19	8
20	4,5	20	6,5	20	7,7	20	8
21	4,5	25	6,3	23	7,8	25	7,9
22	4,5	30	6,1	25	7,5	30	7,9
23	4,5	-	-	28	7,8	-	-
24	4,5	-	-	-	-	-	-
25	4,5	-	-	-	-	-	-
26	4,5	-	-	-	-	-	-
27	4,5	-	-	-	-	-	-
28	4,5	-	-	-	-	-	-
32	4,3	-	-	-	-	-	-

Annexe 2 (suite): Données brutes des mesures de températures à différentes profondeurs lors des différentes campagnes réalisées.

- 2013 et 2014

Profondeur (m)	Température (°C)			
	20/03/2013	22/05/2013	29/07/2013	23/09/2013
0	5	12,8	24,6	18,1
1	5	12,8	24,6	18,2
2	4,9	12,8	24,7	17,9
3	4,9	12,8	24,7	17,3
4	4,9	12,8	22,7	17,2
5	4,9	12,8	19,3	17,2
6	4,8	12,8	15,4	17,1
7	4,8	11,4	12,1	16,5
8	4,8	10,2	10,3	16,1
9	4,7	9	9,4	13,3
10	4,7	7,8	8,2	9,8
11	4,7	7	7,4	8,4
12	4,7	6,7	6,9	7,5
13	4,7	6,4	6,5	6,9
14	4,6	6,2	6,2	6,4
15	4,6	6	6,1	6,3
16	4,6	5,8	5,9	6,1
17	4,6	5,7	5,7	5,9
18	4,6	5,6	5,6	5,8
19	4,6	5,4	5,6	5,7
20	4,5	5,3	5,5	5,7
21	4,5	5,2	5,4	5,6
22	4,5	5,2	5,4	5,5
23	4,5	5,1	5,4	5,5
24	4,4	5	5,3	5,5
25	4,4	5	5,3	5,4
26	4,4	5	5,3	5,4
27	4,4	4,9	5,3	5,4
28	4,4	4,9	5,3	5,4
29	4,4	4,9	5,2	5,4
30	4,4	4,9	5,2	5,3
31	4,4	4,9	-	-

03/10/2014	
Profondeur (m)	Température (°C)
0,22	18,91
1,2	18,76
2,15	18,41
3,15	18,36
4,13	18,31
5,12	18,23
6,09	18,18
7,07	17,3
8,06	15,01
8,91	12,62
10	10,52
11,03	9,32
12,01	8,14
13,01	7,33
13,89	6,98
14,87	6,79
15,95	6,63
16,94	6,5
17,95	6,41
19,96	6,26
20,96	6,19
21,9	6,15
22,87	6,13
23,85	6,1
24,79	6,06
25,87	6,04
26,91	6,01
27,95	5,99
28,96	5,98
29,87	5,95

Annexe 2 (suite): Données brutes des mesures de températures à différentes profondeurs lors des différentes campagnes réalisées.

- 2016

Profondeur (m)	Température (°C)			
	23/03/2016	31/05/2016	27/07/2016	19/09/2016
0	7,4	15,7	24,6	20,2
1	7,3	15,7	24,5	20,2
2	7,3	15,7	24,3	20,2
3	7,2	15,6	24,1	20,2
4	7,2	15,6	23,1	20,2
5	7,1	14,4	19,7	20,2
6	7,1	13	16	20,2
7	6,8	11,8	13	18,3
8	6,4	11,3	11,3	14,1
9	6,3	10,9	10,4	11,5
10	6,1	9,4	9,7	9,8
11	6	8,9	8,6	8,5
12	5,9	8,3	8,1	7,8
13	5,9	7,4	7,3	7,4
14	5,8	7,1	7,1	7,2
15	5,8	6,8	6,9	7,1
16	5,7	6,6	6,9	6,9
17	5,7	6,5	6,8	6,8
18	5,7	6,4	6,6	6,6
19	5,7	6,3	6,6	6,5
20	5,6	6,2	6,4	6,5
21	5,6	6,1	6,3	6,5
22	5,5	6,1	6,3	6,4
23	5,5	6,1	6,3	6,4
24	5,5	6	6,2	6,4
25	5,5	6	6,2	6,3
26	5,5	6	6,2	6,3
27	5,5	6	6,2	6,3
28	-	-	6,2	6,2
29	-	-	6,1	6,2