



HAL
open science

Diatomées fossiles et actuelles du lac d'Issarlès (Ardèche, France) : premiers enseignements

Anaïs Tahri, Aude Beauger, Olivier Voldoire, Elisabeth Allain, Jean-Paul Raynal, Emmanuelle Defive

► To cite this version:

Anaïs Tahri, Aude Beauger, Olivier Voldoire, Elisabeth Allain, Jean-Paul Raynal, et al.. Diatomées fossiles et actuelles du lac d'Issarlès (Ardèche, France) : premiers enseignements. BIOM - Revue scientifique pour la biodiversité du Massif central, 2022, 3 (1), pp.68-81. 10.52497/biom.v3i1.319 . hal-04644849

HAL Id: hal-04644849

<https://hal.science/hal-04644849>

Submitted on 15 Jul 2024

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

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

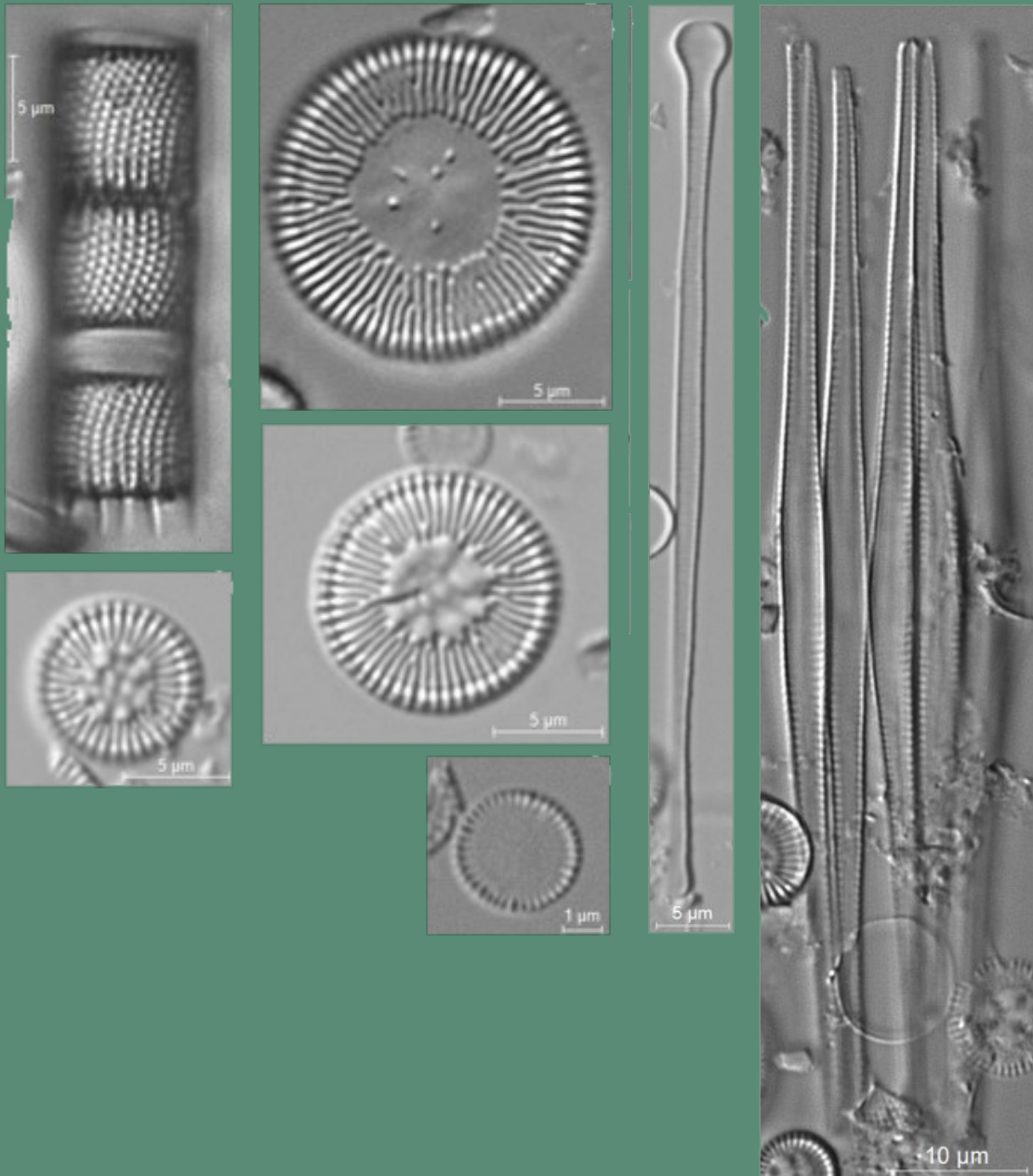


Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial 4.0 International License



BIOM

Revue scientifique pour la biodiversité
du Massif central



**Diatomées fossiles et actuelles du lac d'Issarlès (Ardèche, France) :
premiers enseignements**

Tahri *et al.* / BIOM 3 (2022) : 68-81

Diatomées fossiles et actuelles du lac d'Issarlès (Ardèche, France) : premiers enseignements

Anaïs Tahri¹, Aude Beauger¹, Olivier Voldoire¹, Elisabeth Allain¹, Jean-Paul Raynal² & Emmanuelle Defive¹

¹ Université Clermont Auvergne, CNRS, GEOLAB, F-63000 Clermont-Ferrand, France ;

² Université de Bordeaux I, CNRS, PACEA, UMR 5199, F-33000 Bordeaux, France

Corresponding author Anaïs Tahri - anais.tahri@doctorant.uca.fr

Soumis le 18 juillet 2022

Accepté le 9 novembre 2022

Publié le 14 décembre 2022

Résumé

Cette étude préliminaire porte sur la comparaison des flores diatomiques fossiles et actuelles du lac d'Issarlès (commune Le Lac-d'Issarlès, Ardèche) et de son bassin versant. La flore fossile est étudiée dans une carotte sédimentaire de 1,7 m (partie supérieure d'une carotte de 7 m de long prélevée sous 108 m d'eau), extraite en 2020. La flore actuelle est étudiée dans le lac d'Issarlès ainsi que dans divers points du bassin versant du lac : le ruisseau de la Clède et celui du Ravin des Charbonneyres ainsi que les lacs de barrages du Gage et de la Veyradeyre. La tendance observée de bas en haut de la séquence sédimentaire est marquée par la disparition du genre dominant, *Pantocsekiella*, remplacé par de nouvelles espèces comme *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa* qui sont favorisées dans les milieux turbulents et riches en nutriments. Ce bouleversement de la flore est corrélé à l'influence des retenues d'eau connectées au lac d'Issarlès, pièce maîtresse du complexe hydroélectrique de Montpezat mis en service en 1954. Un début d'eutrophisation (augmentation des nutriments et de la matière organique fermentescible) est observé dans le lac actuel. L'étude des diatomées des lacs de barrages et des ruisseaux affluents du lac nous permet de supposer une source d'eutrophisation en provenance du bassin versant naturel du lac, mais également du bassin versant étendu et artificialisé par la mise en place du « complexe hydroélectrique de Montpezat ». La similarité chimique observée entre l'eau du lac et l'eau des retenues souligne la potentielle influence de ces dernières sur la qualité des eaux du lac d'Issarlès. Les données de cette étude préliminaire montrent, d'une part, l'impact de l'exploitation de l'aménagement hydroélectrique de Montpezat sur le lac d'Issarlès et, d'autre part, soulignent une potentielle source de pollution dans le bassin versant du lac, à prendre en compte lors de l'élaboration de futurs plans de gestion. Cette étude livre également des données préliminaires sur l'histoire environnementale récente du lac d'Issarlès, jusqu'à ce jour très peu étudiée.

Abstract

This preliminary study focuses on the comparison of the fossil and current diatom communities of Issarlès lake (commune Le Lac-d'Issarlès, Ardèche) and its watershed. The fossil flora is studied in a 1.7 m sediment core (upper part of a 7 m long core), extracted in 2020. The current flora is studied in Issarlès lake and in various points of the watershed of the lake: the stream of the Clède and the stream "Ravin des Charbonneyres", as well as the Gage and Veyradeyre dams. The evolution observed from the bottom to the top of the sedimentary sequence is marked by the disappearance of the dominant genus, *Pantocsekiella*, replaced by new species such as *Fragilaria crotonensis* and *Asterionella formosa* that are favored by turbulent and nutrient-rich environments. This disruption of the flora is correlated to the influence of the water reservoirs connected to Issarlès lake, the centerpiece of the Montpezat hydroelectric complex commissioned in 1954. An onset of eutrophication (increased nutrients and fermentable organic matter) is observed in the current lake. The study of diatoms in the lake's, dams and streams suggests a source of eutrophication from the lake's natural watershed, but also from the extensive and artificialised watershed through the establishment of the hydroelectric complex. The chemical similarity observed between the lake's water and the dam's water highlights the potential influence of the dams on the water quality of Issarlès lake. The data from this preliminary study show the impact of the hydroelectric complex on Issarlès lake and point to a potential source of pollution in the watershed of the lake that will be important to consider if management plans are developed. Finally, this study has also enabled a preliminary knowledge of the actual environmental history of Issarlès lake which was up to now poorly studied.

Mots-clés

Lac
Diatomées
Paléoenvironnement
Eutrophisation
Lac d'Issarlès

Keywords

Lake
Diatoms
Paleoenvironment
Eutrophication
Issarlès lake

Introduction

Nous connaissons depuis plusieurs années une évolution climatique et environnementale impactant considérablement les écosystèmes à toutes les échelles, ce qui entraîne des modifications du fonctionnement et de la structure des milieux. Les lacs péri-alpins français, tels que les lacs d'Annecy ou du Bourget, ont ainsi connu des épisodes d'eutrophisation très importants au siècle dernier, avec une modification de la dynamique et de la production du phytoplancton et une croissance de la prédation du zooplancton (Jacquet et al. 2012). Dans le but de protéger ces écosystèmes, plusieurs plans de gestion et de protection environnementale sont mis en place. Ces derniers sont conçus à partir de la connaissance de l'évolution des milieux à protéger, permettant, à terme, de produire une modélisation de leur devenir. Différents outils et bio-indicateurs sont utilisés afin de reconstituer l'évolution des milieux, notamment les diatomées.

Les diatomées sont des micro-algues apparues au Jurassique et ayant colonisé tous les milieux aquatiques. Ces organismes sont influencés par les facteurs abiotiques de leur habitat comme la composition physico-chimique de l'eau (température, conductivité, etc.). Ces influences permettent d'affilier à chaque espèce de diatomée des préférences écologiques différentes à l'origine des indices de qualité de l'eau (Langlois 2006). Après la mort des diatomées, leur enveloppe siliceuse, nommée frustule, pourra être incorporée à la séquence sédimentaire en cours de constitution. Grâce au cortège diatomique identifié dans les sédiments à une profondeur (donc à une date) donnée et aux caractéristiques écologiques associées, il est possible de reconstituer les caractéristiques du milieu à cette période et d'envisager la question d'un éventuel impact anthropique. Les enseignements tirés de ces études peuvent contribuer à la mise en place de plans de gestion spécifiques (Miras et al. 2013).

Dans le Massif central français, seules quelques études paléoenvironnementales ont porté sur les diatomées fossiles.

Ces différentes études ont permis une connaissance de la flore diatomique et une reconstitution de l'évolution des différents sites étudiés ainsi que la mise en évidence des impacts anthropiques. Tous les types de milieux ont été étudiés, des maars (gisements de diatomites) tel celui de Senèze (Ehrlich 1968) et des milieux tourbeux (Gandouin et al. 2016 ; Serieyssol et al. 2012). Les archives sédimentaires lacustres à taux de sédimentation élevé permettant un enregistrement à haute résolution des changements environnementaux ont fait l'objet d'une attention particulière (Bradley 1999). Dans le Puy-de-Dôme, nous pouvons citer les travaux de Manguin (1954) sur la zone sublittorale du lac Pavin ou encore les études de Gasse (1969) et Stebich et al. (2005) sur des carottes sédimentaires du même lac. En Ardèche, à proximité du lac d'Issarlès, la séquence de la Narce du Béage couvrant les derniers 18 000 ans a livré une abondante flore diatomique (Dendievel et al. 2022). Le lac du Bouchet a été étudié par Paillès (1989) et le lac d'Aydat plus récemment par Beauger et al. (2022). Enfin, Rioual (2000) a étudié des carottes d'une vingtaine de centimètres prélevées à la partie supérieure de la colonne sédimentaire de plusieurs lacs : lac Chauvet, Gour de Tazenat, lac Pavin et lac d'Issarlès.

Le lac d'Issarlès (Fig. 1), situé dans la partie ardéchoise du très haut bassin de la Loire au sud-est du Massif central, est le moins étudié d'entre eux, malgré son fort potentiel (séquence sédimentaire d'une trentaine de mètres révélée par sismique réflexion et partiellement carottée en 2020 ; Chapron et al. 2022 ; Defive et al., accepté). L'étude de ce lac par Couëteux (1984) a permis une première analyse pollinique à partir d'une tranchée ouverte dans la plage lacustre du cône du ruisseau de la Clède et d'une carotte de boue lacustre de six mètres prélevée en 1982 mais non localisée. Elle a permis de caractériser des phases de végétation du Dryas supérieur jusqu'à l'actuel, mais a révélé plusieurs phases d'effondrements sous-lacustres, d'affaissements et de contamination pollinique actuelle dans des assemblages polliniques plus anciens.

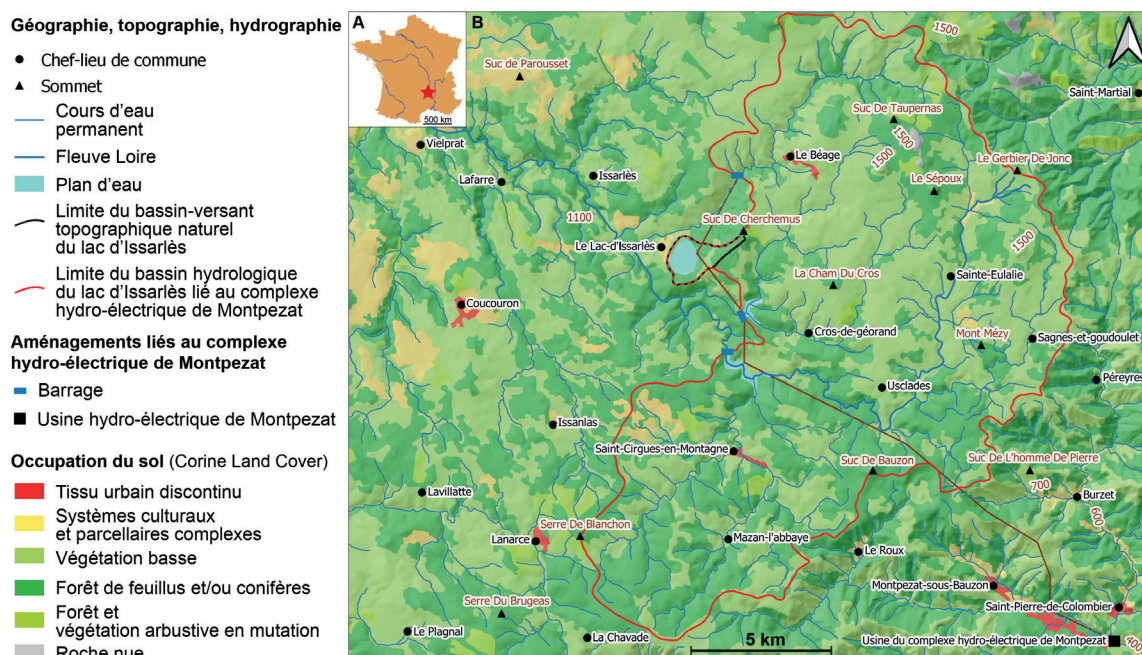


Figure 1 - Localisation du lac d'Issarlès en France (A) et dans le contexte des hauts bassins de la Loire et de l'Ardèche à l'échelle desquels se déploie le complexe de Montpezat (B).

Ce lac maar profond (108 m), aux pentes internes très abruptes, présente ainsi des enregistrements sédimentaires complexes. De plus, c'est un important site touristique estival (baignade principalement). Exploité depuis 1954 par Électricité de France (EDF) pour la production hydroélectrique, il constitue le réservoir principal au sein du « complexe de Montpezat » auquel sont connectés trois barrages construits dans trois vallées voisines et dont les eaux sont injectées dans le lac à plusieurs reprises chaque année. Le lac alimente l'usine de Montpezat, située plus de 600 m en contrebas au sud-est du lac dans le bassin de l'Ardèche, entraînant un abaissement du niveau du lac pouvant atteindre 40 m. Cet abaissement artificiel entraîne des remaniements et des perturbations dans les enregistrements sédimentaires.

Dans ce contexte, la présente étude a pour objectif de comparer la communauté diatomique des sédiments du lac avec la communauté actuellement présente dans la masse d'eau afin de caractériser l'évolution écologique du lac et les facteurs de cette évolution, ce pour quoi nous nous intéressons également à la communauté diatomique actuelle des affluents du lac et des barrages connectés. Cette étude reste néanmoins préliminaire car fondée sur un faible nombre d'échantillons fossiles.

Terrain d'étude et méthodologie

Site d'étude

Le lac d'Issarlès est le lac maar le plus profond de France (108 m). Le maar dont il occupe le cratère, rattaché au volcanisme récent (Pléistocène supérieur) du Bas Vivarais ou « Jeunes volcans d'Ardèche » sur la base de sa position morphostructurale (Mergoïl & Boivin 1993 ; Berger 2007), a fait l'objet en 2020 d'une datation directe par thermoluminescence sur les matériaux du tuff ring (Defive et al., accepté). Il s'est ouvert au sein du socle cristallin du granite migmatitique du Velay, aux confins des provinces volcaniques du Velay oriental (au nord-est, daté du Miocène supérieur) et du Devès (au nord-ouest, d'âge Plio-pléistocène).

Il a perforé un large replat perché 100 à 120 m au-dessus de la zone de confluence des cours d'eau qui l'encadrent à l'ouest (la Loire) et au nord (la Veyraderye).

Le bassin versant topographique du lac est d'extension très réduite (3,4 km² ; Arricau 2020), drainé par les ruisseaux permanents de la Clède et des Charbonneyres au nord-est, et par le ruisseau temporaire du col du Gage au sud-est (Fig. 1). La proximité du versant rhodanien, qui tombe ici abruptement sur les bas pays vivaro-ardéchois, expose ce secteur aux épisodes dits « cévenols », générateurs de ruissellements généralisés et d'écoulements torrentiels à fort pouvoir érosif. Depuis 1954, le fonctionnement hydrologique du lac a été bouleversé par la mise en service du complexe hydroélectrique de Montpezat. Du fait de la connexion avec les barrages construits sur la Veyraderye, le Gage et la Loire en amont du lac, le bassin hydrologique s'est considérablement étendu (plus de 200 km² ; Arricau 2020). Utilisé comme réservoir principal, le lac, auparavant stable autour de 997 m, connaît à plusieurs reprises entre septembre et juin un important marnage (variable, entre 960 et 1001 m) qui provoque une certaine érosion de ses flancs et perturbe son fonctionnement thermique naturel. Les eaux injectées depuis les barrages génèrent une augmentation de la turbidité et de la turbulence de la masse d'eau. Enfin, le lac attire chaque été un important flux de population autour des activités de tourisme et loisirs nautiques (Ingénierie Aménagement du Territoire Environnement IATE 2021).

Prélèvement des échantillons et analyses de la qualité des eaux étudiées

Un carottage a été réalisé en 2020, dans le cadre du programme DAM-2 (MSH 63) par la société ATHOS Environnement dans la partie la plus profonde du lac, à 107,3 m de profondeur, dans la plaine centrale du lac (Fig. 2). Ce carottage a permis de prélever les sept premiers mètres de sédiments, dont le premier tronçon de 1,7 m est présenté ici à travers huit échantillons. La datation de la séquence est en cours.

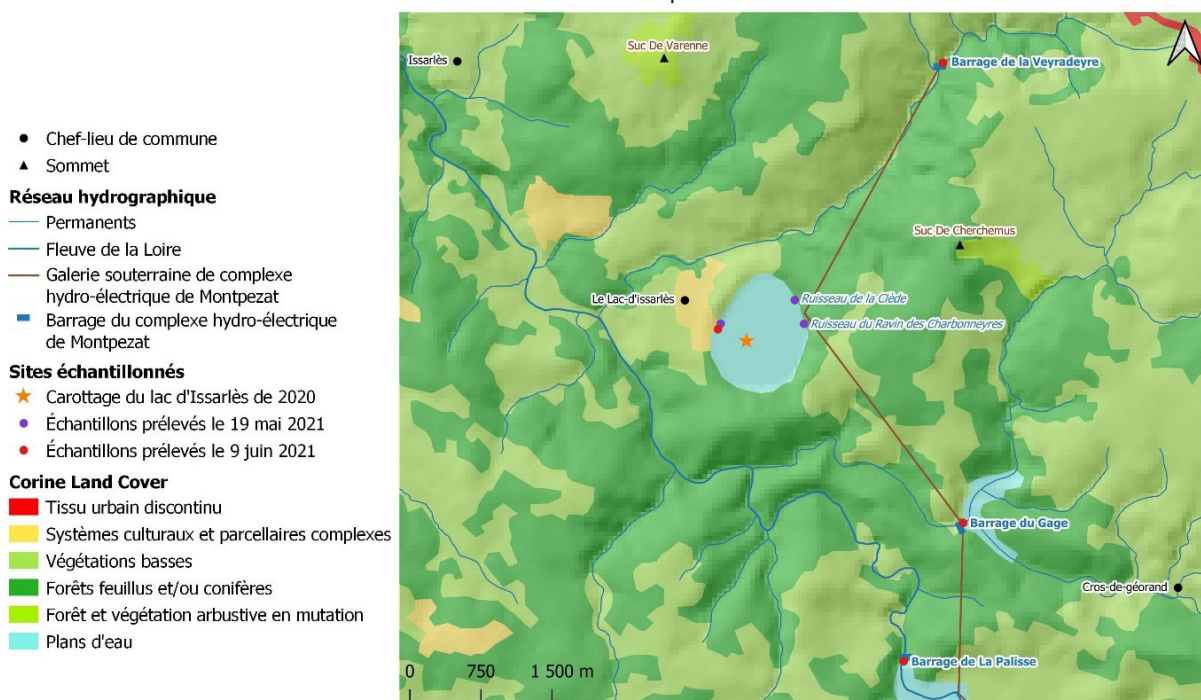


Figure 2 – Localisation des échantillons prélevés pour notre étude au printemps 2021.

Pour identifier la communauté diatomique actuelle, trois litres d'eau du lac ont été récoltés en mai et juin 2021 au niveau de la plage principale, côté ouest. Les diatomées présentes dans les ruisseaux de la Clède et du Ravin des Charbonneyres ont également été prélevées en mai 2021 en brossant les pierres présentes dans les zones courantes. Pour finir, en juin 2021, un litre d'eau a été échantillonné dans chacun des trois barrages connectés au lac d'Issarlès (Fig. 2). En mai, la conductivité, la température de l'eau et le pH ont été mesurés à l'aide d'une multi-sonde WTW Multiline 340i ainsi que l'oxygène dissout à l'aide d'une sonde Ysi ProODO. En juin, les mesures de température et d'oxygène dissout n'ont pu être effectuées. Un échantillon d'eau a été collecté dans tous les sites étudiés afin d'obtenir, en laboratoire, la concentration en ions majeurs à l'aide d'un chromatographe ionique HPLC.

Traitement des échantillons

Échantillons fossiles issus de la carotte

Huit échantillons de 1 cm³ chacun ont été prélevés entre 0 cm et 1,70 m dans la carotte et mis à sécher à 50 °C pendant 24 heures dans une étuve. Ensuite, de l'eau oxygénée (H₂O₂, 35 %) a été ajoutée pendant cinq jours afin de détruire toute matière organique présente dans les échantillons (Remadji 2019). Les échantillons ont ensuite été rincés trois fois à l'eau déminéralisée en éliminant le surnageant (Rioual 2000). Pour finir, une goutte du mélange final a été prélevée et déposée sur une lamelle et mise à sécher. Le montage final entre lame et lamelle a été effectué à l'aide d'une résine (Naphrax, indice de réflexion de 1,7).

Échantillons actuels

Après une journée de repos, le surnageant des échantillons d'eau du lac et des barrages a été éliminé. Ces échantillons, et ceux de diatomées épilithiques prélevés dans les ruisseaux, ont été remis en suspension afin de prélever 2 mL traités à l'eau oxygénée. Les phases de rinçage ainsi que le montage entre lame et lamelle sont identiques à celles des échantillons fossiles.

Les échantillons d'eau prélevés afin de mesurer les concentrations en ions majeurs dans les différents sites ont été filtrés sur des filtres Whatman GF/F de 47 mm de diamètre. Les échantillons filtrés ont ensuite été analysés dans les 24 h suivant le prélèvement à l'aide d'un chromatographe ionique : Dionex ICS 1100 pour les cations et Thermo Scientific Dionex Aquion pour les anions. Ce protocole permet de déterminer la concentration (en mg.L⁻¹) des ions suivants : lithium, sodium, ammonium, potassium, magnésium, calcium, fluorure, chlorure, nitrite, bromure, nitrate, phosphate, sulfate. Les ions hydrogénocarbonates sont titrés en laboratoire avec un kit de mesure d'alcalinité Hach.

Comptage et identification des diatomées

Chaque lame obtenue pour chaque échantillon a été analysée au microscope LEICA DM2700M à l'objectif x 100 à immersion. Pour chaque échantillon, conformément aux prescriptions classiques (Serieyssol & Cubizolle 2011), 300 à 400 valves de diatomées ont été comptées. Dans les échantillons fossiles, les valves cassées dont plus de la moitié est conservée sont comptées

comme un individu. Pour les échantillons actuels, seules les valves entières sont comptabilisées. L'identification des espèces a été réalisée par référence à Krammer & Lange-Bertalot (1997a, 1997b, 2000a, 2000b, 2004), Lange-Bertalot (2001), Krammer (2000, 2002, 2003), Houk et al. (2010), Coste & Rosebery (2011), Bey & Ector (2013a, 2013b, 2013c, 2013d, 2013e, 2013f), Lange-Bertalot et al. (2011, 2017), Levkov et al. (2016), Peeters & Ector (2017, 2018, 2019).

Traitements statistiques et analyses

Les diagrammes stratigraphiques ont été construits avec le logiciel C2 version 1.7.7 (Juggins 2014) pour les échantillons fossiles. Un cluster a été réalisé à partir de la matrice de distance de Bray-Curtis obtenue avec une analyse CONISS (constrained cluster analysis by sum-of-squares) dans le package rioja de R (Juggins 2009) (logiciel R-studio version 1.3.1093 [R Development Core Team 2006]). Les histogrammes concernant les échantillons actuels ont été réalisés avec le logiciel Excel. Ces figures permettent de visualiser la communauté diatomique des différents échantillons. Seules les diatomées dominantes, c'est-à-dire ayant une abondance relative supérieure à 1 % dans au moins un échantillon, apparaissent dans ces figures. Des diagrammes stratigraphiques et histogrammes relatifs aux traits écologiques des échantillons ont également été réalisés. Les pourcentages des modalités des traits auto-écologiques des diatomées (état trophique, saprobie et pH) (Van Dam et al. 1994) ont été calculés à l'aide du logiciel OMNIDIA 6.0.8 (Lecoite et al. 1993). Les traits écologiques de certaines espèces n'étant pas référencés dans le logiciel, la consultation de la bibliographie a été nécessaire (Tab. 1).

Tableau 1 – Écologie associée à certaines des espèces identifiées lors de notre étude.

Espèces	Écologie associée	Références bibliographiques
<i>Pantocsekiella comensis</i>	Espèce oligo-mésotrophe	Rioual 2000 et Voigt et al. 2008
<i>Pantocsekiella kuetzingiana</i>	Espèce oligo-mésotrophe et β-mésosaprobe	Barinova 2021
<i>Pantocsekiella minuscula</i>	Espèce oligotrophe	Zhang et al. 2015

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée à l'aide d'XLSTAT 2020.3.1 (Addinsoft 2022). Cette analyse a permis de déterminer les variables physico-chimiques influençant le plus les différents sites échantillonnés en mai et juin 2021. Pour finir, un test de contingence a été réalisé avec le logiciel R-studio, entre les échantillons du lac prélevés en mai et juin et l'échantillon fossile prélevé entre 0 et 1 cm, afin de comparer la structuration de leurs communautés diatomiques. Cette comparaison de distribution a été réalisée avec les espèces ayant une abondance relative supérieure à 5 %.

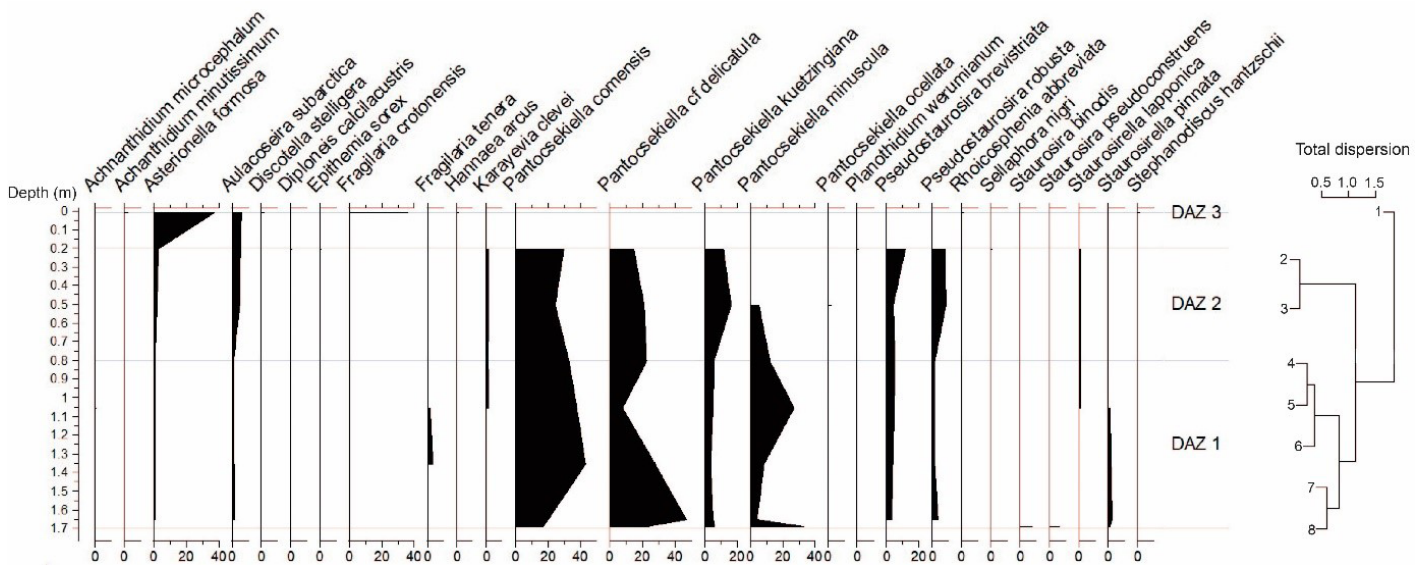


Figure 3 – Diagramme stratigraphique des espèces dominantes (abondance relative > 1 %) dans la carotte sédimentaire du lac d’Issarlès en fonction de la profondeur (en mètres).

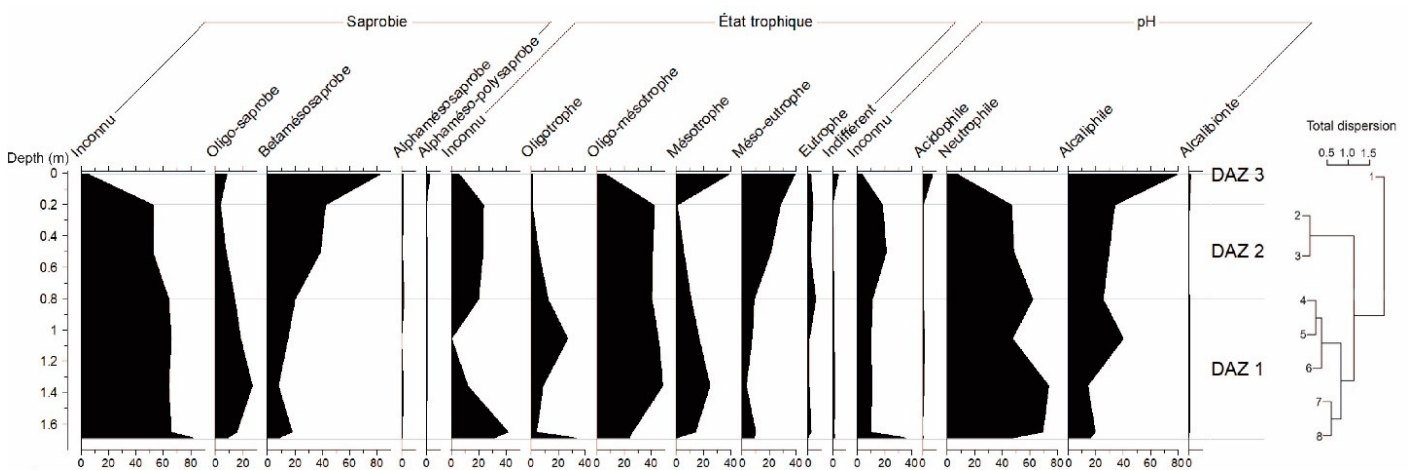


Figure 4 – Diagramme stratigraphique des traits écologiques, selon Van Dam et al. (1994), dans la carotte sédimentaire du lac d’Issarlès en fonction de la profondeur (en mètres).

Résultats

Étude de la carotte sédimentaire

153 espèces ont été identifiées dans les huit échantillons, dont 26 sont dominantes (> 1 %) (Fig. 3). Grâce au cluster réalisé, trois zones d’assemblages diatomiques (DAZ) ont été identifiées selon la composition de la communauté diatomique (Fig. 3).

Dans la DAZ 1, le genre *Pantocsekiella* domine. Nous observons une alternance de dominance entre *Pantocsekiella comensis* et *Pantocsekiella cf delicatula* (Hustedt) K.T. Kiss et Ács. Sont également observés des pics de dominance de *Pantocsekiella minuscula* (Fig. 3). Cette zone est dominée par des espèces oligo-mésotrophes (milieu avec peu de nutriments), neutrophiles et oligo-saprobies (milieu avec peu de matière organique fermentescibles) (Fig. 4).

La DAZ 2 est toujours dominée par *P. comensis* et *P. cf delicatula*. Nous notons une diminution puis une disparition de *P. minuscula* ainsi qu’une augmentation de *Pantocsekiella kuetzingiana* (Fig. 3). Les espèces oligo-mésotrophes, neutrophiles et β-mésosaprobies (milieu avec une pollution modérée en matière organique) sont présentes (Fig. 4).

La dernière zone, DAZ 3, composée d’un seul échantillon, est caractérisée par un changement total. Le genre *Pantocsekiella* disparaît, remplacé notamment par *Asterionella formosa* Hassall (37 %) et *Fragilaria crotonensis* Kitton (36 %). Cette zone contient également cinq autres espèces dont *Discotella stelligera* (Cleve et Grun.) Houk & Klee et *Stephanodiscus hantzschii* Grunow in Cleve & Grunow (Fig. 3). Cet échantillon est dominé par des espèces mésotrophes et méso-eutrophes (milieu moyennement pollué en nutriments), alcaliphiles et β-mésosaprobies (Fig. 4).

Tableau 2 – Concentration des anions et cations en mg.L^{-1} , conductivité en $\mu\text{S.cm}^{-1}$ et pH mesurés sur les sites d'études.

	Lac d'Issarlès (mai)	Lac d'Issarlès (juin)	Ruisseau de la Clède	Ruisseau du Ravin des Charbonneyres	Retenu de La Palisse	Retenu du Gage	Retenu de la Veyradeyre
Na^+	2,13	2,54	1,96	2,56	3,37	3,13	3,93
NH_4^+	$7,10^{-3}$	0,06	0,01	$8,10^{-3}$	0,03	$9,10^{-3}$	0,02
K^+	0,55	0,92	0,32	0,2	0,77	0,65	0,95
Mg^{2+}	0,73	1,07	1,3	0,78	0,86	1,79	1,95
Ca^{2+}	2	3,04	2,22	1,46	2,53	4,1	6,01
F	0,13	0,03	0,05	0,08	0,16	0,06	0,06
Cl^-	3,29	2,96	1,52	2,5	3,06	2,5	3,34
NO_2^-	0,01	0,01	$8,10^{-3}$	0,01	0,01	0,01	0,01
NO_3^-	1,75	1,25	0,63	0,8	0,69	0,57	1,23
PO_4^{3-}	0,04	0,04	0,02	0,14	0,04	0,03	0,05
SO_4^{2-}	2,05	2,08	2,42	2,62	2,09	1,89	2,37
HCO_3^-	6,6	11,8	11	5,6	13	25	26
Conductivité	42	43	46	37	40	52	70
pH	7,5	8,31	7,72	7,38	7,58	7,47	7,16

Étude des eaux actuelles du lac d'Issarlès et de son bassin versant

Qualité physico-chimique des eaux

Les différentes mesures physico-chimiques *in situ* et *ex situ* montrent des eaux avec une faible conductivité, avec un maximum atteint à $70 \mu\text{S.cm}^{-1}$ dans la retenue de la Veyradeyre (Tab. 2). Toutes les eaux analysées ont un pH neutre à légèrement basique, notamment pour le lac d'Issarlès et le ruisseau de la Clède. Seuls le lac d'Issarlès (mai et juin) et la retenue de la Veyradeyre ont une concentration en nitrates supérieure à 1 mg.L^{-1} .

L'ACP réalisée avec les données physico-chimiques des différents échantillons est caractérisée par une variance totale de 65,44 % (axe 1 : 42,09 % et axe 2 : 23,35 %) (Fig. 5). Cette ACP met en évidence trois groupes : **1**) le lac d'Issarlès (mai et juin) et la retenue de La Palisse sur la Loire, caractérisés par des valeurs élevées en Fluor F^- , en nitrate NO_3^- et un pH supérieur à 7,5 ; **2**) les retenues du Gage et de la Veyradeyre, caractérisés par des eaux à concentration élevée en sodium Na^+ , calcium Ca^{2+} , bicarbonate HCO_3^- , magnésium Mg^{2+} ainsi que par une conductivité de $52 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Gage) et $70 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Veyradeyre) ; **3**) les ruisseaux de la Clède et du Ravin des Charbonneyres, caractérisés surtout par des valeurs élevées en phosphates PO_4^{3-} et en sulfates SO_4^{2-} .

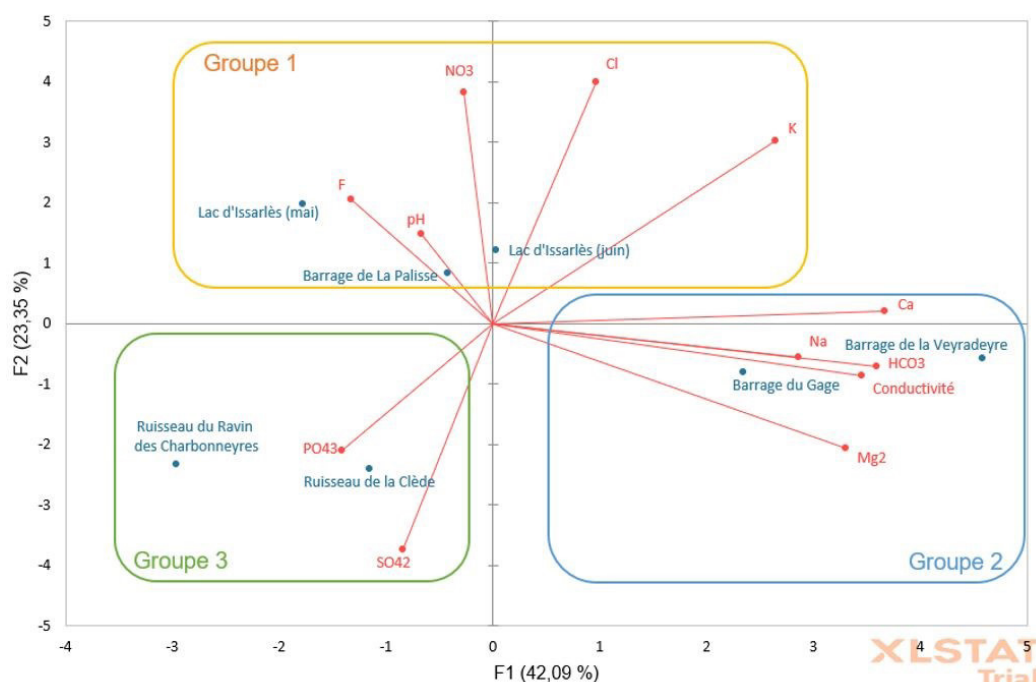


Figure 5 – Analyse en composantes principales des caractères physico-chimiques des eaux du lac d'Issarlès, des retenues (Loire, Veyradeyre et Gage) et des ruisseaux de la Clède et du Ravin des Charbonneyres.

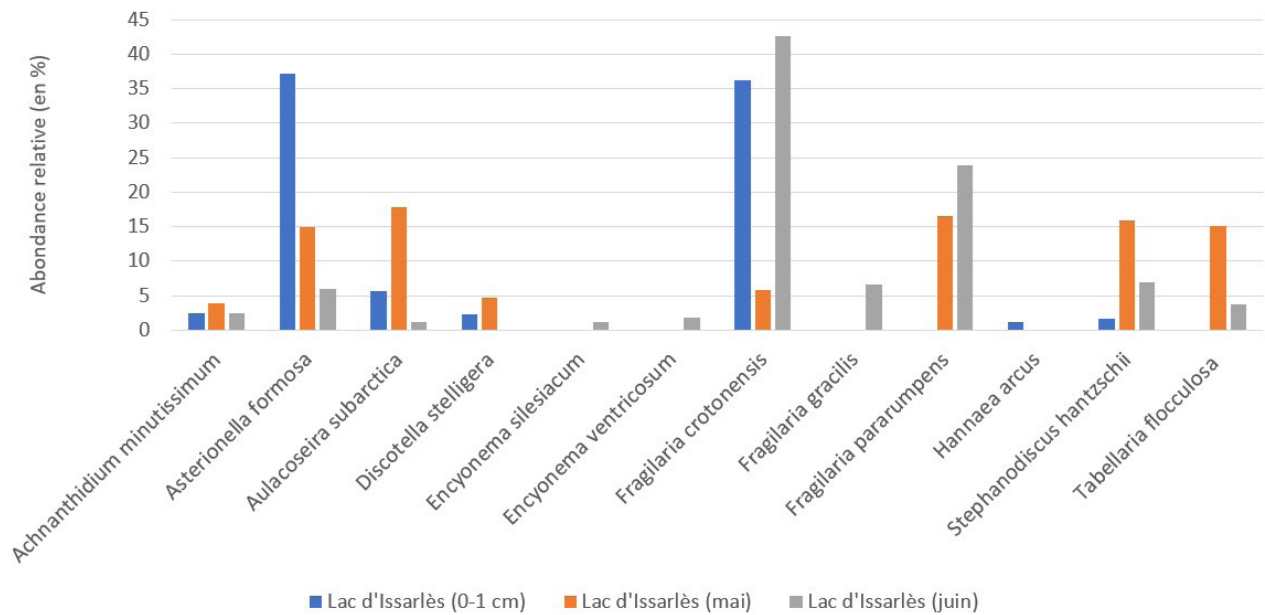


Figure 6 – Histogramme des espèces dominantes (abondance relative > 1 %) dans le lac d'Issarlès (0-1 cm, mai et juin 2021).

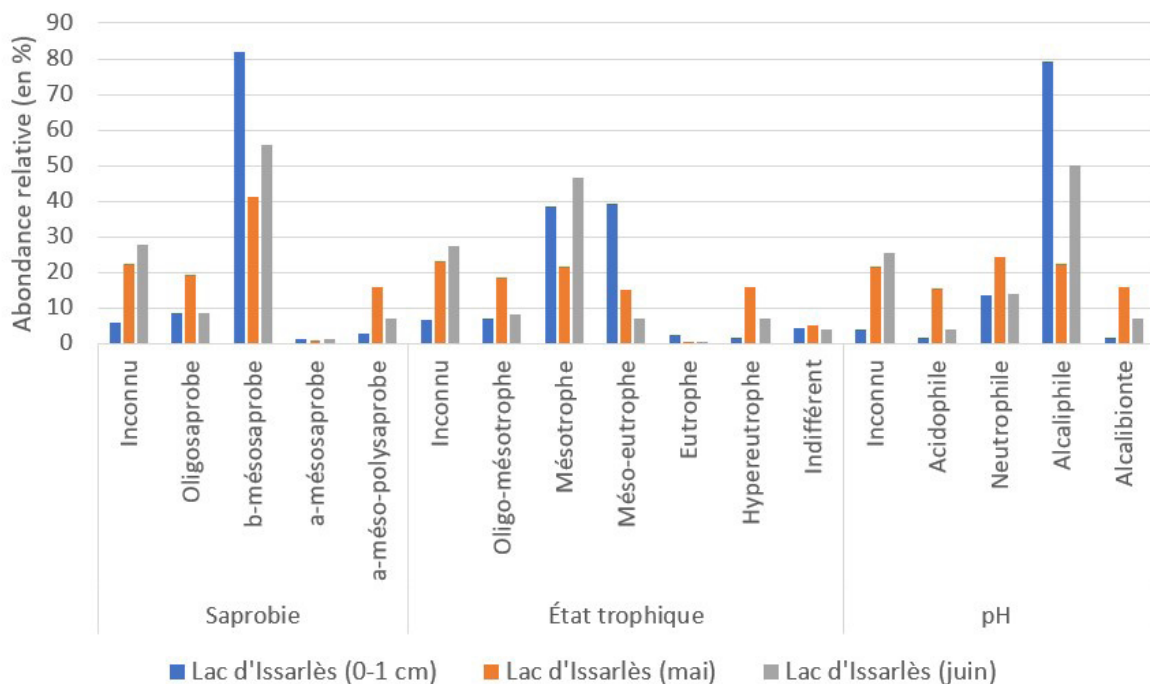


Figure 7 – Histogramme des traits écologiques associés à la communauté diatomique du lac d'Issarlès (0-1 cm, mai et juin 2021).

L'eau du lac d'Issarlès : communauté diatomique et écologie associée

La communauté diatomique du lac d'Issarlès diffère entre le mois de mai et le mois de juin (Fig. 6). Le lac est dominé en mai par *Aulacoseira subarctica* (O. Muller) Haworth (15 %) et *Fragilaria pararumpens* Lange-Bertalot, Hofmann & Werum (17 %), *Stephanodiscus hantzschii* (16 %) et *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing (15 %). En juin, ce sont *Fragilaria crotonensis* (42 %) et *Fragilaria pararumpens* (23 %) qui dominent le lac. Une espèce dominante similaire à l'échantillon fossile le plus récent (0-1cm) est observée au mois de juin : *F. crotonensis*.

Malgré des espèces dominantes différentes, le lac possède une saprobie et un état trophique relativement stable dans les classes β -mésosaprobe et mésotrophe (Fig. 7). Le mois de mai est principalement caractérisé par la présence d'espèces neutrophiles, et le mois de juin d'espèces alcaliphiles. L'échantillon possède des traits écologiques relativement similaires avec néanmoins, des abondances différentes.

Le test du χ^2 réalisé entre les échantillons actuels (mai et juin 2021) et fossile (0-1cm) du lac d'Issarlès montre une différence significative dans la structuration de leur communauté diatomique (X-squared 490,78 et df = 16, p-value < $2,2 \cdot 10^{-16}$).

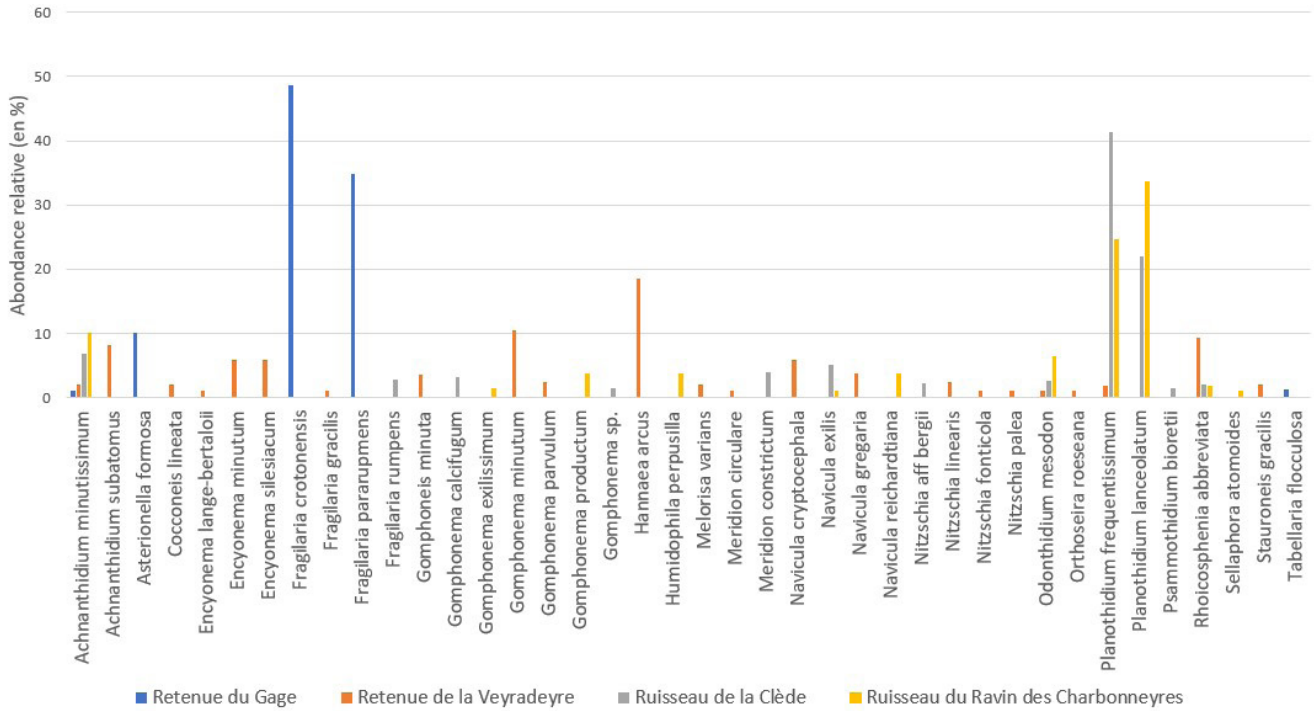


Figure 8 - Histogramme des espèces dominantes (abondance relative > 1 %) dans les barrages et les ruisseaux.

Communauté diatomique et écologie associée dans l'eau des retenues et des ruisseaux

L'échantillon prélevé dans la retenue de la Loire à La Palisse n'a pas pu être utilisé car il était stérile (probable problème de prélèvement). Concernant l'eau des deux autres retenues, celle du Gage est dominée par *Fragilaria crotonensis* et *Fragilaria pararumpens* avec une abondance relative de respectivement 48 % et 34 % (Fig. 8). La retenue de la Veyradeyre est dominée par les espèces *Hannaea arcus* (Ehr.) R.M. Patrick in Patrick & Reimer (8 %) et *Gomphonema minutum* (C.Agardh) (11 %). Les espèces dominantes dans les retenues du Gage et de la Veyradeyre permettent de qualifier ces sites de β -mésosaprobies (Fig. 9). La retenue du Gage est dominée par des espèces mésotrophes et la retenue de la Veyradeyre par des espèces eutrophes (milieux riches en nutriments).

Les espèces dominantes dans les ruisseaux de la Clède et du Ravin des Charbonneyres sont *Planothidium frequentissimum* (espèce principale pour la Clède avec 41 %) et *Planothidium lanceolatum*, (dominante dans le Ravin des Charbonneyres avec 33 %) (Fig. 8). La communauté diatomique présente dans ces ruisseaux permet de qualifier ces milieux d'eutrophes. Le ruisseau de la Clède est caractérisé par une eau α -mésosaprobe - polysaprobe (milieux riches en matière organique fermentescible), et le ruisseau du Ravin des Charbonneyres est qualifié de α -mésosaprobe (Fig. 9).

Une comparaison taxonomique a été réalisée afin d'identifier les espèces de diatomées communes entre le lac d'Issarlès et les autres sites étudiés (Tab.3). Les retenues de la Veyradeyre et du Gage ont le plus d'espèces en commun avec le lac d'Issarlès, respectivement 11 et 8 espèces, contre 3 espèces en commun entre le lac et le ruisseau de la Clède et, 6 espèces entre le lac et le ruisseau du Ravin des Charbonneyres.

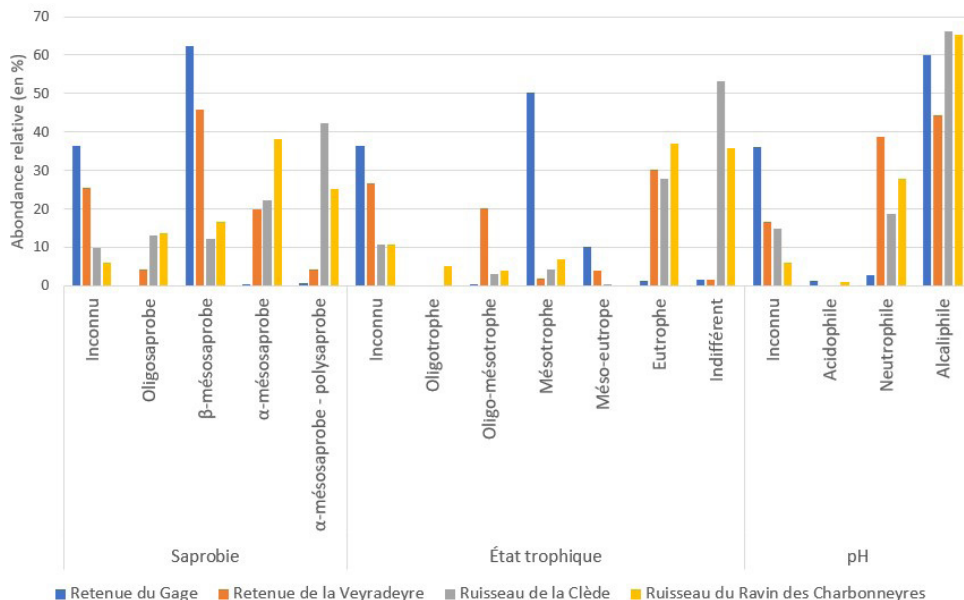


Figure 9 - Histogramme des traits écologiques associés à la communauté diatomique des barrages et des ruisseaux.

Tableau 3 – Similarité taxonomique entre les différents sites étudiés.

Espèces communes entre les sites	Lac d'Issarlès	Retenue du Gage	Retenue de la Veyradeyre	Ruisseau de la Clède	Ruisseau du Ravin des Charbonneyres
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	X	X	X	X	X
<i>Achnanthydium subatomus</i> (Hustedt) Lange-Bertalot	X		X		
<i>Asterionella formosa</i>	X	X			
<i>Cocconeis lineata</i> Ehrenberg	X		X		X
<i>Encyonema minutum</i>	X	X	X		X
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	X	X	X		
<i>Encyonema ventricosum</i> (C.Agardh) Grunow	X		X		
<i>Fragilaria crotonensis</i>	X	X			
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	X		X		
<i>Fragilaria pararumpens</i>	X	X			
<i>Gomphonema productum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt	X				X
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.Agardh	X	X	X		
<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot	X				X
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	X		X		
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	X		X		
<i>Psammothidium bioretii</i> (H.Germain) Bukhtiyarova & Round	X		X	X	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	X	X		X	X

Discussion

Le lac d'Issarlès dans le passé : les diatomées présentes dans la colonne sédimentaire du lac d'Issarlès

DAZ 1 : échantillons prélevés de 1,69 m à 0,805 m de profondeur

La présence des espèces du genre *Pantocsekiella* permet de définir le lac comme un milieu stable, avec peu de perturbations au sommet de la colonne d'eau et la mise en place d'une stratification thermique en période estivale (Voigt et al. 2008). En nous référant aux caractéristiques écologiques de *P. delicatula*, nous pouvons déduire que, lorsque *P. cf delicatula* a dominé, les températures du lac ont augmenté (Alexson et al. 2019). Cette zone est caractérisée par la dominance ponctuelle de *P. minuscula*. La présence de cette espèce a été mise en lien, dans le lac Ohrid, avec l'apport de sédiments clastiques augmentant la concentration en phosphore (Zhang et al. 2015). Cet apport de sédiments peut être causé par l'érosion des sols du bassin versant, en lien avec les activités humaines (défrichements par exemple), ou avec des événements climatiques à forte incidence morphogène (précipitations de forte intensité liées aux orages d'été ou aux événements cévenols). La présence de *P. comensis* dans toute la zone montre que le rapport silice/phosphore (Si/P) est faible (Voigt et al. 2018), ce qui peut être expliqué d'une part, par l'apport de phosphore, comme en témoigne la présence de *P. minuscula*, et, d'autre part, par une faible entrée de silice dans le lac, en lien avec de faibles précipitations hivernales (Voigt et al. 2008).

Cette zone est composée d'espèces vivant dans des milieux oligo-mésotrophes, oligo-saprobies et neutres (Fig. 4). Par conséquent, le lac était un milieu pauvre en nutriments et en matière organique fermentescible et un pH avoisinant 7 (Lavoie et al. 2008).

DAZ 2 : échantillons prélevés de 0,505 m à 0,205 m de profondeur

Cette zone est dominée par *P. comensis* accompagnée d'une augmentation de *P. kuetzingiana* (Fig. 3). Cette dernière, en plus d'apprécier les milieux β -mésosaprobies, est associée à une perturbation anthropique des bassins versants (phénomène observé en Suède) provoquant l'alcalinisation des eaux (Saros & Anderson 2014). Néanmoins, malgré un probable apport de sédiments provenant du bassin versant, l'abondance de *P. minuscula* reste faible (Fig. 3). De ce fait, certaines conditions ont dû rendre le lac défavorable à l'augmentation de *P. minuscula*, comme par exemple une stratification moins importante des eaux du lac. Cette stratification moins importante peut être due à une diminution des températures ou encore à la fréquence de vents intenses (Zhang et al. 2015). L'hypothèse d'une stratification moins importante, et donc d'un lac moins calme, peut être validée par la diminution en abondance de *P. comensis* par comparaison avec la DAZ 3 et par une augmentation d'*A. subarctica*, une espèce appréciant les milieux turbulents (Rioual 2000) (Fig. 3). L'échantillon prélevé à 0,205 m de profondeur est caractérisé par une diminution de l'abondance de *P. cf delicatula* (Fig. 3) et par l'apparition de plusieurs espèces nouvelles : *Diploneis calcilacustris* Lange-Bertalot et *A. Fuhrmann*, une espèce observée dans des

lacs riches en carbonates (Lange-Bertalot & Fuhrmann 2016) et *Planothidium werumianum* Lange-Bertalot et Båk, une espèce vivant dans des milieux eutrophes et β -mésosaprobe (Båk & Lange-Bertalot 2014) (Fig. 3). Nous pouvons donc supposer que l'apport en éléments nutritifs entraîne une diminution de l'abondance de *P. cf. delicatula* dans le lac. Selon les données de Rioual (2000), le lac aurait un taux d'accumulation de sédiments de l'ordre de 0,6 mm par an et la fin de la zone daterait donc de 300 ans environ. Pour cette zone, le lac est qualifié de β -mésosaprobe et oligo-mésotrophe à pH neutre (Fig. 4).

DAZ 3 : échantillon prélevé à 0,01 m de profondeur

Cette zone est composée d'un seul échantillon, de composition diatomique totalement différente de celle des autres zones comme l'illustre le cluster (Fig. 3). Cette différence s'exprime notamment par la disparition du genre *Pantocsekiella*, qui suggère que le lac ne peut plus alors être considéré comme un milieu calme et stratifié thermiquement (Voigt et al. 2008). Cet échantillon est codominé par *F. crotonensis* qui est généralement favorisée par une instabilité du milieu (Rioual 2000) ; sa présence dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord a été associée à une augmentation artificielle du phosphore entraînant une eutrophisation (Reavie & Cai 2019) (Fig. 3). La codominance d'*A. formosa* dans cette zone peut être expliquée par deux facteurs : une augmentation des nutriments dans le lac et/ou les effets du réchauffement climatique, entraînant notamment une diminution de la période avec couverture de glace (Sivarajah et al. 2016) (Fig. 3). Ces deux espèces ont également été observées dans des lacs oligotrophes de l'ouest des États-Unis, où l'augmentation de leur abondance relative est en corrélation avec l'augmentation de l'azote (Saros et al. 2011). De plus, *A. formosa* et *F. crotonensis* ont été identifiées dans la retenue de Pareloup (Aveyron) utilisée depuis les années 1950 pour la production d'électricité (Rhodes & Le Cohu 1987).

La prédominance de ces deux espèces dans les eaux du lac d'Issarlès témoignerait donc ici de l'influence du fonctionnement du complexe de Montpezat sur l'écologie du lac. Cette zone est également caractérisée par la présence de *Discotella stelligera* positivement corrélée à l'augmentation de la concentration en nitrates dans le milieu (Saros & Anderson 2014) (Fig. 3). Le lac a donc connu une augmentation des nutriments par rapport à DAZ 3, peut être causée par l'artificialisation du régime du lac depuis 1954. En effet, selon Rioual (2000), à 1 cm de profondeur les diatomées préservées dateraient de 16 ans. De ce fait, le changement observé dans cette zone serait bien causé par l'exploitation hydroélectrique, notamment du fait des injections d'eau entraînant un brassage profond dans le lac et une bonne disponibilité des nutriments dans toute la colonne d'eau. Les traits écologiques associés aux espèces identifiées témoignent, pour cette période, d'un lac méso-eutrophe, β -mésosaprobe et alcalin (Fig. 4). Par conséquent, en plus d'un accroissement des nutriments, le lac a également vu augmenter la quantité de matière organique fermentescible et le pH.

Malgré la proximité géographique entre les deux sites, nos données diatomiques diffèrent de celles produites à la Narce du Béage (Dendievel et al. 2022). Ceci peut résulter de conditions stationnelles différentes mais plus probablement de l'âge plus ancien de la séquence de la Narce.

Le lac d'Issarlès aujourd'hui, son bassin versant et les retenues associées

Caractéristiques physico-chimiques des eaux actuelles du lac d'Issarlès, des ruisseaux et des retenues

L'ACP réalisée sur les échantillons actuels permet de visualiser une proximité physico-chimique entre le lac et les retenues, notamment avec la retenue de La Palisse sur la Loire (Fig. 5). Il est possible de penser que l'eau injectée depuis les retenues influence la chimie du lac. Néanmoins, pour confirmer cette hypothèse, il serait nécessaire de connaître la chimie du lac avant la mise en service du complexe hydroélectrique de Montpezat. Aucune similitude chimique n'est observée entre les ruisseaux et le lac, ce qui témoigne sans doute de l'impact négligeable sur le lac de ces ruisseaux à faible débit.

Les concentrations ioniques mesurées sur les sites d'étude respectent les normes des eaux naturelles (Rodier et al. 1996). Ainsi, aucun site étudié n'est impacté d'un point de vue chimique. Une étude sur la qualité de l'eau du lac d'Issarlès effectuée selon les directives 2006/7/CE (IATE 2021) indique que la qualité microbiologique et piscicole du lac est « excellente » et la qualité écologique « bonne », confirmant les résultats chimiques obtenus. Ce rapport souligne la nécessité de connaître la qualité de l'eau des retenues connectées au lac d'Issarlès pour pouvoir évaluer leur influence sur ce dernier. D'après nos mesures, l'eau des retenues de la Loire et du Gage ont une qualité écologique qualifiée de « bonne » et de « très bonne » pour l'eau de la retenue de la Veyradeyre. Les affluents naturels du lac (ruisseaux de la Clède et du Ravin des Charbonneyres) sont considérés comme n'étant pas une source de pollution possible, car, comme indiqué plus haut, leur débit est trop faible en comparaison du volume d'eau du lac.

Les diatomées dans le lac d'Issarlès

La structuration des communautés diatomiques des eaux du lac d'Issarlès diffère significativement entre les mois de mai et juin 2021 (p -value < 0,05) (Fig. 6). Cette différence est marquée par le changement d'abondance relative des espèces, par exemple *F. crotonensis*, qui peut résulter du fonctionnement du complexe hydroélectrique. En effet, une semaine avant les prélèvements du mois de juin, de l'eau provenant de la retenue de la Veyradeyre a été injectée dans le lac. Cet apport a été favorable à la prolifération de *F. crotonensis*, espèce appréciant les turbulences (Rioual 2000).

D'après les diatomées présentes dans le lac, ce dernier peut être qualifié de mésotrophe. Néanmoins, la communauté diatomique identifiée est également composée d'espèces associées à des conditions hyper-eutrophes (e.g. *S. hantzschii*), méso-eutrophes (e.g. *Achnanthydium subatomus* (Hustedt) Lange-Bertalot ou encore oligo-mésotrophes (e.g. *Encyonema ventricosum*) (Bey & Ector 2013a, 2013e). On constate donc la cohabitation de communautés de diatomées vivant normalement dans des eaux caractérisées par des états trophiques différents. Cette situation rappelle celle du lac Pavin, où elle est interprétée comme indicatrice d'un début d'eutrophisation (Gasse 1969). À cela

s'ajoute la présence dans les eaux du lac d'Issarlès d'*A. formosa*, espèce considérée, dans le cas de la retenue de Pareloup, comme épuratrice du phosphore (Salençon & Thébault 1994). La présence de cette dernière pourrait potentiellement expliquer la présence d'espèces proliférant dans des milieux à état trophique différent.

Ce faisceau d'indices tendrait donc à montrer que le lac d'Issarlès serait en phase d'eutrophisation, ce qui diffère des conclusions du rapport d'IATE (2021) et de nos données d'analyses chimiques montrant un lac d'une bonne qualité écologique et chimique. La question de l'influence des retenues à travers les injections d'eau dans le lac d'Issarlès se pose donc pour expliquer ce début d'eutrophisation. Cette potentielle influence a déjà été mise en avant par Rioual (2000) avec la diminution de *Pantocsekiella* et l'augmentation des espèces *A. formosa* et *A. subarctica*. La communauté diatomique nous permet de qualifier le lac d' α -mésosaprobe en mai et β -mésosaprobe en juin, en lien avec une diminution de la quantité de matière organique fermentescible entre les deux dates. Enfin, les eaux actuelles du lac sont considérées comme alcalines (Fig. 7).

Les diatomées dans les ruisseaux et les barrages

Dans les deux ruisseaux étudiés, *P. lanceolatum* domine ; c'est une espèce tolérante à tous les états trophiques, pouvant se maintenir jusqu'à des conditions β -mésosaprobe, et qui tolère les milieux jusqu'à la transition α -mésosaprobe - polysaprobe (Lange-Bertalot et al. 2017) (Fig. 8). Les ruisseaux ont potentiellement une charge en matière organique importante (Lavoie et al. 2008). Le couplage de ces trois indicateurs permet de qualifier le ruisseau du Ravin des Charbonneyres d' α -mésosaprobe, eutrophe et alcalin et le ruisseau de la Clède d' α -mésosaprobe-polysaprobe, eutrophe et alcalin (Fig. 9). Ces ruisseaux sont ainsi caractérisés par une richesse en nutriments et en matière organique fermentescible. La richesse nutritive des affluents naturels du lac d'Issarlès nous permet de supposer qu'une source potentielle d'enrichissement se situe dans le bassin versant topographique naturel du lac.

Concernant les barrages, celui du Gage contient une eau correspondant à un milieu mésotrophe, β -mésosaprobe et alcalin. L'eau du barrage sur la Veyradeyre correspond à un milieu eutrophe, β -mésosaprobe et alcalin. Les deux barrages possèdent donc des eaux riches en nutriments et bien oxygénées. Nous observons ainsi une pollution par la matière organique beaucoup plus importante dans les ruisseaux que dans les retenues. Le risque d'une pollution par la matière organique proviendrait donc principalement du bassin versant topographique naturel du lac. Le risque d'un enrichissement en nutriments peut provenir du bassin versant topographique naturel du lac mais également de son bassin versant hydrologique artificialisé à travers les lacs de barrage connectés au lac d'Issarlès.

La proximité taxonomique observée entre le lac d'Issarlès et les eaux des retenues montre que ces dernières, en plus d'avoir une influence chimique, auraient également une influence sur la communauté diatomique du lac en y apportant leur propre communauté. En revanche, les ruisseaux n'auraient qu'un faible impact sur la composition diatomique du lac (Fig. 10).

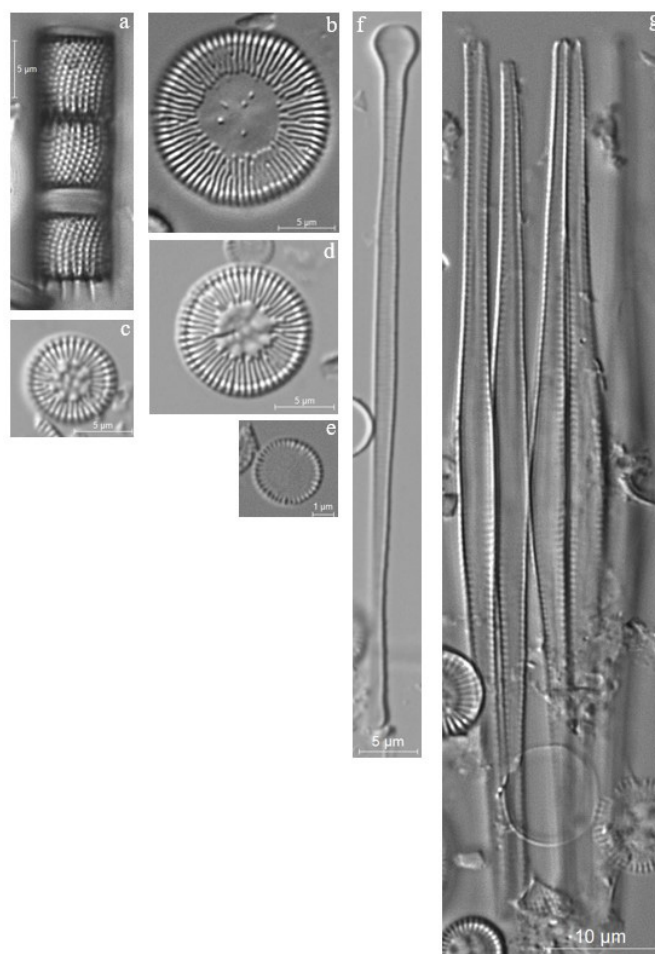


Figure 10 – Observations au microscope optique de (a) *Aulacoseira subarctica* ; (b) *Pantocsekiella kuetzingiana* ; (c) *Pantocsekiella comensis* ; (d) *Pantocsekiella* cf. *delicatula* ; (e) *Pantocsekiella minuscula* ; (f) *Asterionella formosa* ; (g) *Fragilaria crotonensis*.

Conclusion

L'étude des communautés diatomiques de la séquence sédimentaire du lac d'Issarlès a permis, sur la base d'un premier échantillonnage à faible résolution (8 échantillons pour 1,7 m de profondeur), de mettre en évidence un certain nombre de changements environnementaux qui demandent à être précisés et calés dans le temps. Nous avons observé de 0,205 m à 1,69 m de profondeur une dominance du genre *Pantocsekiella* indiquant que le lac était alors un milieu calme et stratifié. Nous avons identifié dans certains échantillons des indices d'érosion qui pourraient témoigner d'un impact anthropique sur le bassin versant topographique naturel du lac.

Cette étude a également permis de mettre en évidence, à la suite de Rioual (2000), l'influence des retenues connectées au lac d'Issarlès sur la communauté diatomique du lac. L'injection d'eau dans le lac depuis ces retenues empêche la stratification thermique des eaux et induit un milieu turbulent attesté par les espèces identifiées. L'enrichissement en nutriments, constaté tant au niveau du lac que des ruisseaux et des barrages connectés au lac, conduit à en rechercher la source à la fois dans le bassin versant topographique naturel du lac et dans son bassin hydrologique

artificialisé. Il serait intéressant de savoir si l'impact des injections d'eau depuis les retenues sur la communauté diatomique du lac est progressif ou brutal, ou encore si d'autres facteurs, comme l'augmentation globale des températures, peuvent influencer ces changements dans les communautés. Il importe, pour pouvoir répondre à ces questions, de dater la séquence sédimentaire et d'y repérer le niveau correspondant à la mise en service du complexe hydroélectrique de Montpezat, afin d'affiner le pas d'échantillonnage pour une meilleure résolution d'analyse.

Références

- Addinsoft, 2022. XLSTAT statistical and data analysis solution. Paris, France.
- Alexson E.-E., Wellard Kelly H.-A., Estépp L.-R. & Reavie E.-D., 2019. Morphological variation around the *Pantocsekiella comensis* complex in the Laurentian Great Lakes. *Diatom Research* 33(3): 321-337. <https://doi.org/10.1080/O269249X.2018.1544592>
- Arricau V., 2020. Géohistoire des risques naturels de trois lacs de cratères emblématiques du Massif Central français (lacs Pavin, Tazenat et Issarlès). Rapport de stage de Master 2, Université de Toulouse, 104p.
- Bağ M. & Lange-Bertalot H., 2014. Four small-celled *Planothidium* species from Central Europe proposed as new to science. *Oceanography and Hydrobiology Studies* 43(4) : 346-359. <https://doi.org/10.2478/s13545-014-0152-9>
- Barinova S. & Mamanazarova K., 2021. Diatom Algae-Indicators of Water Quality in the Lower Zarafshan River, Uzbekistan. *Water* 13(3): 358. <https://doi.org/10.3390/w13030358>
- Beauger A., Serieyssol K., Legrand B., Latour D., Berthon V., Lavrieux M. & Miras Y., 2022. 6700 years of diatom changes related to land use and climatic fluctuations in the lake Aydat catchment (Auvergne, France): coupling with cyanobacteria akinetes, pollen and non-pollen palynomorphs data. *Quaternary International* 624. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2022.01.013>
- Berger E., 2007. *Les jeunes volcans d'Auvergne*. Éditions Sud-Ouest, Bordeaux, 187p.
- Bey M.-Y. & Ector L., 2013a. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes Tome 1: Centriques, Monoraphidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes DREAL : 1-210.
- Bey M.-Y. & Ector L., 2013b. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes Tome 2: Araphidées, Brachyraphidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes DREAL : 1-172.
- Bey M.-Y. & Ector L., 2013c. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes Tome 3: Naviculacées: Naviculoidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes DREAL : 1-222.
- Bey M.-Y. & Ector L., 2013d. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes Tome 4: Naviculacées: Naviculoidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes DREAL : 1-242.
- Bey M.-Y. & Ector L., 2013e. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes Tome 5: Naviculacées: Cymbelloidées, Gomphonématoidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes DREAL : 1-244.
- Bey M.-Y. & Ector L., 2013f. *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes Tome 6: Bacillariacées, Rhopalodiacées, Surirellacées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Rhône-Alpes DREAL : 1-254.
- Bradley R., 1999. *Paleoclimatology, reconstructing climates of the Quaternary, second edition*. Academic Press Internationale Geophysics Series 64, 632p.
- Chapron E., Defive E., Arricau V., Jouve G., Thouvenot A. & Raynal J.-P., 2022. *Le lac d'Issarlès : du nouveau par 108 m de fond*. Les Cahiers du Mézenc 34 : 21-30.
- Coste M. & Rosebery J., 2011. *Guide iconographique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomée*. Rapport de recherche de l'Institut national de recherche en Sciences Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture IRSTEA : 1-241.
- Coûteaux M., 1984. *Recherches pollenanalytiques du lac d'Issarlès (Ardèche, France) : Évolution de la végétation et fluctuations lacustres*. Bulletin de la Société royale de botanique de Belgique 117 : 197-217. <https://www.jstor.org/stable/20793993>
- Defive E., Miallier D., Pilleyre T., Nomade S., Guillou H., Moska P., Tudyka K., Chapron E., Miras Y., Virmoux C., Queffelec A., Jouannic G., Cortial C., Goslar T. & Raynal J.-P., soumis. *New investigations about three young volcano-sedimentary systems of Velay-Vivarais (France) and co-evolution humans-volcanoes in perspective*. *Quaternaire*, accepté.
- Dendievel A.-M., Serieyssol K., Dietre B., Cubizolle H., Quiquerez A. & Haas J.-N., 2022. Late-Glacial and early Holocene environmental changes affecting the shallow lake basin of La Narce du Béage (Ardèche, Massif Central, France). *Quaternary International* 636 : 52-68.
- Ehrlich A., 1968. *Les diatomées fossiles des sédiments villafranchiens de Senèze (Haute-Loire, Massif central français)*. Bulletin de l'Association française pour l'étude du Quaternaire : 267-280. <https://doi.org/10.3406/quate.1968.1089>
- Gandouin E., Rioual P., Pailles C., Brooks S.-J., Ponel P., Guitel F., Djmalil M., Andrieu-Ponel V., Birks H.-J.-B., Leydet M., Belkacem D., Haas J.-N., Van der Putten N. & de Beaulieu J.-L., 2016. Environmental and climate reconstruction of the late-glacial-Holocene transition from a lake sediment sequence in Aubrac, French Massif Central: Chironomid and diatom evidence. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 461 : 292-309. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2016.08.039>
- Gasse F., 1969. *Les sédiments à diatomées du lac Pavin (Auvergne)*. Annales de la station biologique de Besse-en-Chandesse 4 : 221-237.
- Houk V., Klee R. & Tanala H., 2010. *Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and description (Fottea 10) part III: Stephanodiscaceae, Cyclotella, Tertiaries, Discotella*. Czech Phycological Society : 1-497.
- Ingénierie Aménagement du Territoire Environnement IATE, 2021. *Profil des eaux de baignade de type 1 au sens de la directive 2006/7/CE, commune du Lac d'Issarlès (07)*. 104p.
- Jacquet S., Anneville O. & Domaizon I., 2012. *Évolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget) : étude comparative de trajectoires de restauration post-eutrophisation*. *Archives des Sciences* 65 : 191-208. <http://doi.org/10.5169/seals-738361>
- Juggins S., 2009. Package 'rioja'. w.download.idg.pl, 1-55.
- Juggins S., 2014. *C2 software for ecological and palaeoecological data analysis and visualization*. University of Newcastle, Newcastle-upon-Tyne.
- Krammer K., 2000. *The genus Pinnularia*. *Diatoms of Europe* 1 :

- 1-703.
- Krammer K., 2002. *Cymbella*. Diatoms of Europe 3 : 1-584.
- Krammer K., 2003. *Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocymbella*. Diatoms of Europe 4 : 1-530.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1997a. *Bacillariophyceae Teil 1 : Naviculaceae*. In : Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(1), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2th ed., 876p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1997b. *Bacillariophyceae Teil 2 : Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. In : Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(2), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2th ed., 611p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 2000a. *Bacillariophyceae Teil 3 : Centrales, Fragilariaceae, Eunotiae*. In : Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(3), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2th ed., 576p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 2000b. *Bacillariophyceae Teil 5 : English and french translation of the keys*. In : Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(5), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2th ed., 599p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 2004. *Bacillariophyceae Teil 4: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zur Navicula (Lineolatae) und Gomphonema*. In : Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2(4), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2th ed., 468p.
- Lange-Bertalot H., 2001. *Navicula sensu stricto, 10 Genera separated from Navicula sensu lato Frustulia*. Diatom of Europe 2: 1-526.
- Lange-Bertalot H., Back M., Witkowski A. & Tagliaventi N., 2011. *Diatom of Europe: Eunotia and some related genera, volume 6*. Gantner Verlag, 747p.
- Lange-Bertalot H. & Fuhrmann A., 2016. *Contribution to the genus Diploneis (Bacillariophyta): Twelve species from Holarctic freshwater habitats proposed as new to science*. Fottea 16(2) : 157-183. <https://doi.org/10.5507/fot.2015.027>
- Lange-Bertalot H., Hofmann G., Werum M. & Cantonati M., 2017. *Freshwater Benthic Diatoms of Central Europe: over 800 common species used in ecological assessment. English edition with updated taxonomy and added species*. Koeltz Botanical Books, Schmittener-Oberreifenberg, Germany, 942p.
- Langlois C., 2006. *Les diatomées*. [En ligne] Langlois_biogeopal_TD5_FicheDiatomees.pdf (ipgp.fr) (15 février 2022)
- Lavoie I., Hamilton P.-B., Campeau S., Grenier M. & Dillon P.-J., 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada*. Presse de l'Université du Québec, Canada, 252p.
- Lecointe C., Coste M. & Prygiel J., 1993. « *Omnidia* »: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrologia 269(1) : 509-513.
- Levkov Z., Mitic-Kopanja D. & Reichardt E., 2016. *Diatoms of the European Inland waters and comparable habitats, volume 8: The diatoms genus Gomphonema from the Republic of Macedonia*. H. Lange-Bertalot Eds. : 1-552.
- Manguin E., 1954. *Contribution à la connaissance biologique des boues lacustres, lac Pavin (Puy-de-Dôme)*. Annales de l'École Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherches et Expériences Forestières, 14(1)^o: 67-84.
- Mergoïl J. & Boivin P., 1993. *Le Velay, son volcanisme et les formations associées*. Géologie de la France 3^o: 1-97.
- Miras Y., Lavrieux M. & Florez M., 2013. *Holocene ecological trajectories in lake and wetland systems (Auvergne, France): a palaeoenvironmental contribution for a better assessment of ecosystem and land use's viability in management strategies*. Annali di Botanica 3 : 127-133. <https://doi.org/10.4462/annbotrm-10317>
- MSH 63. *Les programmes suscités et soutenus par la MSH*, [En ligne] : <https://msh.uca.fr/content/dam-2> (7 novembre 2022)
- Paillès C., 1989. *Les diatomées du lac de maar du Bouchet (Massif-Central français). Reconstitution des paléoenvironnements au cours des 120 derniers millénaires*. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille II, 403p.
- Peeters V. & Ector L., 2017. *Atlas des diatomées des cours d'eau du territoire bourguignon, volume 1 : Centriques, Araphidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Bourgogne-Franche-Comté : 1-309.
- Peeters V. & Ector L., 2018. *Atlas des diatomées des cours d'eau du territoire bourguignon, volume 2 : Monoraphidées, Brachyraphidées*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Bourgogne-Franche-Comté : 1-271.
- Peeters V. & Ector L., 2019. *Atlas des diatomées des cours d'eau du territoire bourguignon, volume 3 : Naviculacées partie 1*. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement Bourgogne-Franche-Comté : 1-324.
- R Development Core Team, 2006. *R: a Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reavie E.-D. & Cai M., 2019. *Consideration of species-specific diatom indicators of anthropogenic stress in the Great Lakes*. PLoS ONE 14(5): e0210927. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210927>
- Remadji R., 2019. *Étude des diatomées actuelles des lacs du Tchad : Taxonomie, Diversité et Calibration*. Thèse de doctorat, Aix-Marseille-Université, 225p.
- Rhodes T.-E. & Le Cohu R., 1987. *Sédiments et paléolimnologie d'un réservoir : le lac de Pareloup (Aveyron, France). Premiers résultats*. International Journal of Limnology 23(1)^o: 3-7. <https://doi.org/10.1051/limn/1987003>
- Rioual P., 2000. *Diatom assemblages and water chemistry of lakes in the French Massif Central: a methodology for reconstruction of past limnological and climate fluctuations during the Eemian period*. Thèse de doctorat, University College London, 519p.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.-P., Chambon P., Champsaur H. & Rodi L., 1996. *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. Dunod 8ed, Paris, 1383p.
- Salençon M.-J. & Thébault J.-M., 1994. *Modélisation de l'écosystème du Lac de Pareloup avec les modèles ASTER et MELODIA*. Hydroécologie appliquée 6 : 369-426. <https://doi.org/10.1051/hydro:1994017>
- Saros J.-E., Michel T.-J., Interlandi S.-J., & Wolge A.-P., 2011. *Resource requirements of Asterionella formosa and Fragilaria crotonensis in oligotrophic alpine lakes : implications for recent phytoplankton community reorganizations*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62 : 1681-1689. <https://doi.org/10.1139/F05-077>
- Saros J.-E. & Anderson N.-J., 2014. *The ecology of the planktonic diatom Cyclotella and its implications for global environmental change studies*. Biological reviews 90(2)^o: 522-541. <https://doi.org/10.1111/brv.12120>
- Serieyssol K.-K. & Cubizolle H., 2011. *Diatom fossils in*

- mires: a protocol for extraction, preparation and analysis in palaeoenvironmental studies*. *Mires and Peat* 7(12) : 1-11.
- Serieyssol K., Cubizolle H., Tourman A. & Latour-Argant C., 2012. *Holocene evolution of two ponds on the Devès Plateau in the French Massif Central*. *Diatom Research* 27(4): 189-211. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2012.711994>
- Sivarajah B., Rühland K.-M., Labaj A.-L., Patterson A.-M. & Smol J.-P., 2016. *Why is the relative abundance of Asterionella formosa increasing in a Boreal Shield lake as nutrient levels decline?* *Journal of Paleolimnology* 55 : 357-367. <https://doi.org/10.1007/s10933-016-9886-2>
- Stebich M., Brüchmann C., Kulbe T. & Negendank K.-F.-W., 2005. *Vegetation history, human impact and climate change during the last 700 years recorded in annually laminated sediments of lac Pavin, France*. *Review of Paleobotany and Palynology* 133 : 115-133. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2004.09.004>
- Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J., 1994. *A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands*. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28(1) : 117-133. <https://doi.org/10.1007/BF02334251>
- Voigt R., Gröger E., Baier J. & Meischner D., 2008. *Seasonal variability of Holocene climate: a paleolimnological study on varved sediments in Lake Jues (Harz Mountains, Germany)*. *Journal of Paleolimnology* 40 : 1021-1052. <https://doi.org/10.1007/s10933-008-9213-7>
- Zhang X.-S., Reed J.-M., Laces J.-H., Francke A., Leng M.-J., Levkov Z. & Wagner B., 2015. *Complexity of diatom response to Lateglacial and Holocene climate and environmental change in ancient, deep and oligotrophic Lake Ohrid (Macedonia/Albania)*. *Biogeosciences Discuss* 12 : 14343-14375. <https://doi.org/10.5194/bgd-12-14343-2015>