

IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES CENTRALES PHOTOVOLTAÏQUES FLOTTANTES

Effets des centrales flottantes sur la
biodiversité aquatique et le fonctionnement
des plans d'eau de gravière



EXPERTISES

RAPPORT FINAL

Octobre 2025

REMERCIEMENTS

Comité de pilotage :

RALE Pierre (ADEME), EGLIN Thomas (ADEME), DESOUBRY Sophie (Urbasolar), PICART Julien (Urbasolar), MOULIN Marine (Akvo Energy), MALOUX Philibert (Akvo Energy), LYON Adrien (Akvo Energy), JARRY Léa (Ciel & Terre), MEURISSE Harold (Ciel & Terre), BRUN Céline (CNR), WATRIN Sarah (CNR), DURBE Gaël (Fédération de Pêche de la Haute-Garonne), FAVRIOU Pierre (Fédération de Pêche de la Haute-Garonne), ROY Johan (Fédération de Chasse de la Haute-Garonne), DE BILLY Véronique (OFB)

Équipe projet :

AZEMAR Frédéric (CRBE), BOULETTEAU Stéphanie (CRBE), COLAS Fanny (LEHNA), CUCHEROUSSET Julien (CRBE), MILLET Paul, (CRBE), NOBRE Regina (CRBE), PARTHUISOT Nathalie (CRBE), SALANON Julien (CRBE), TUDESQUE Loïc (CRBE)

CITATION DE CE RAPPORT

BOULÉTEAU Stéphanie, NOBRE Regina, AZEMAR Frédéric, MILLET Paul, PARTHUISOT Nathalie, SALANON Julien, TUDESQUE Loïc, COLAS Fanny, CUCHEROUSSET Julien. 2025. Impacts écologiques des centrales photovoltaïques flottantes : Effets des centrales flottantes sur la biodiversité aquatique et le fonctionnement des plans d'eau de gravière. 134 pages.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 2105D0038

Projet de recherche coordonné par : Julien CUCHEROUSSET (CRBE)

Appel à projet de recherche : Énergies Durables

Coordination technique - ADEME : Thomas EGLIN et Pierre RALE

Direction/Service : Direction Bioéconomie et Énergies Renouvelables

Résumé

Le photovoltaïque flottant, en plein essor mondial, est présenté comme une alternative au photovoltaïque terrestre, permettant de réduire la pression foncière et d'améliorer le rendement énergétique grâce au refroidissement des panneaux par l'eau. Toutefois, son implantation sur de petits plans d'eau, cruciaux pour la biodiversité et les services écosystémiques, soulève des interrogations quant à ses impacts écologiques potentiels, encore mal connus dans la littérature scientifique.

Le projet SOLAKE visait à combler ce manque en produisant des données robustes, via deux approches complémentaires : (1) une expérimentation en mésocosmes pour tester différents niveaux de recouvrement (0 à 65 %) en interaction avec l'enrichissement en nutriments du milieu, et (2) un suivi *in situ* sur des plans d'eau de gravières, peu profonds (moins de 10 m) et de quelques dizaines d'hectare, dont quatre équipés de centrales, selon un protocole BACI (Before-After-Control-Impact).

Les résultats expérimentaux ont montré que le recouvrement par les panneaux réduisait la température de l'eau et l'évaporation, modifiait la composition de certaines communautés (zooplancton, macroinvertébrés) et altérait certaines fonctions écosystémiques, surtout à des recouvrements élevés (> 45 %). En revanche, la décomposition et les émissions de CO₂ et CH₄ dépendaient davantage de l'enrichissement en nutriments que du recouvrement.

Lors des suivis des plans d'eau, 2 à 3 ans après l'installation, les centrales photovoltaïques flottantes ont entraîné un refroidissement moyen de -1,2 °C (jusqu'à -3 °C en été), une baisse de la luminosité et des nutriments particuliers, ainsi qu'une réduction nette des émissions de CO₂ et CH₄, par effet barrière physique. Les impacts observés sur la biodiversité aquatique et les réseaux trophiques sont restés en revanche limités ou non significatifs.

En conclusion, si les effets écologiques des centrales flottantes sont apparus globalement modérés dans les plans d'eau de gravière étudiés, les résultats expérimentaux ont montré que, lorsque des effets sont visibles, ils dépendent du taux de recouvrement et du contexte trophique de l'écosystème. Ces résultats soulignent la nécessité, pour concilier transition énergétique et préservation des écosystèmes aquatiques, de poursuivre l'évaluation des effets sur le temps plus long de la vie des centrales photovoltaïques flottantes et dans des écosystèmes aquatiques ayant des caractéristiques physiques et écologiques contrastées.

Abstract

Floating photovoltaics, which are rapidly expanding worldwide, appear to be an alternative to land-based photovoltaics, reducing land use pressure and improving energy efficiency through water cooling. However, their installation on small bodies of water, which are crucial for biodiversity and ecosystem services, raises concerns about their potential ecological impacts which remained understudied in the scientific literature.

The SOLAKE project aimed to fill this gap by producing robust data using two complementary approaches: (1) mesocosm experiments to test different levels of coverage (0 to 65%) in interaction with nutrient enrichment in the environment, and (2) *in situ* monitoring of 15 shallow (less than 10 m) gravel pit lakes, with four of them equipped with floatic power plants, following a BACI (Before-After-Control-Impact) design.

Experimental results demonstrated that panel cover reduced water temperature and evaporation, altered community composition (zooplankton, macroinvertebrates) and modulated some ecosystem functions, especially at high cover levels (> 45%). However, decomposition and CO₂ and CH₄ emissions depended more on nutrient enrichment level than cover levels.

During lake monitoring, 2 to 3 years after installation, floating photovoltaic power plants caused an average cooling of -1.2 °C (up to -3 °C in summer), a decrease in light intensity and particulate nutrients, and a net reduction in CO₂ and CH₄ emissions, due to their physical barrier effect. However, the effects observed on freshwater biodiversity and food web structure remained limited or not significant.

In conclusion, while the ecological effects of floating photovoltaic plants appeared to be moderate overall in the studied gravel pits, experimental results showed that, when they occurred, these effects depended on the level of coverage and the trophic context. To reconcile energy transition and the preservation of freshwater ecosystems, these results highlight the need to continue assessing the effects over the longer lifespan of floating photovoltaic power plants and in freshwater ecosystems with contrasting physical and ecological characteristics.

SOMMAIRE

SOMMAIRE5

1. Contexte du projet8

- 1.1. Positionnement et enjeux du projet8
- 1.2. État de l'art 11
- 1.3. Objectifs et caractère original du projet 24

2. Méthodologie25

- 2.1. Mesures expérimentales des effets écologiques des panneaux flottants [Objectif 1]..... 25
 - 2.1.1. Contexte et objectifs..... 25
 - 2.1.2. Design expérimental et déroulement de l'expérimentation 25
 - 2.1.3. Paramètres analysés 28
 - 2.1.3.1. Paramètres abiotiques..... 29
 - 2.1.3.1.1. Température de l'eau 29
 - 2.1.3.1.2. Évaporation de l'eau 29
 - 2.1.3.1.3. Paramètres physico-chimiques 30
 - 2.1.3.2. Suivi des communautés..... 30
 - 2.1.3.2.1. Zooplancton 30
 - 2.1.3.2.2. Macroinvertébrés 31
 - 2.1.3.3. Fonctionnement de l'écosystème..... 32
 - 2.1.3.3.1. Production primaire 32
 - 2.1.3.3.2. Gaz à effet de serre 33
 - 2.1.3.3.3. Métabolisme 34
 - 2.1.3.3.4. Décomposition de la matière organique 35
 - 2.1.4. Analyses statistiques 35
- 2.2. Suivi de terrain des conséquences écologiques des centrales flottantes [Objectif 2] 36
 - 2.2.1. Contexte et zone d'étude 36
 - 2.2.2. Méthode BACI et analyse statistique..... 37
 - 2.2.3. Déroulement des suivis et paramètres mesurés 40
 - 2.2.3.1. Suivis continus 41
 - 2.2.3.1.1. Température et luminosité 41
 - 2.2.3.1.2. Oxygène dissous 42
 - 2.2.3.2. Suivis saisonniers 43
 - 2.2.3.2.1. Physico-chimie de l'eau et des sédiments 43
 - 2.2.3.2.2. Biomasses algales et production primaire 45
 - 2.2.3.2.3. Richesse, composition et diversité des communautés 46
 - 2.2.3.2.4. Concentrations des gaz à effet de serre 50
 - 2.2.3.3. Suivis annuels ou bisannuels 51
 - 2.2.3.3.1. Communauté des poissons 51

2.2.3.3.2.	Isotopes stables et structure du réseau trophique	51
2.2.3.3.3.	Décomposition de la matière organique	53
2.2.3.3.4.	Dynamique de gaz à effet de serre	54

3. Résultats obtenus.....57

3.1.	Conséquences écologiques du taux de recouvrement : approche expérimentale en mésocosmes [Objectif 1]	57
3.1.1.	Réponse des paramètres abiotiques	57
3.1.1.1.	Température de l'eau	57
3.1.1.2.	Évaporation	58
3.1.1.3.	Physico-chimie de l'eau	60
3.1.2.	Réponse des communautés	61
3.1.2.1.	Communautés de zooplancton	61
3.1.2.2.	Communautés de macroinvertébrés	63
3.1.3.	Réponse du fonctionnement de l'écosystème	65
3.1.3.1.	Production primaire	65
3.1.3.2.	Gaz à effet de serre	67
3.1.3.3.	Métabolisme	68
3.1.3.4.	Décomposition	68
3.2.	Conséquences écologiques des centrales flottantes [Objectif 2]	69
3.2.1.	Suivis continus	69
3.2.1.1.	Température de l'eau	69
3.2.1.2.	Luminosité	73
3.2.1.3.	Dynamique de l'oxygène dissous et synchronie des écosystèmes	74
3.2.2.	Suivis saisonniers	75
3.2.2.1.	Physico-chimie et nutriments	75
3.2.2.1.1.	Physico-chimie et nutriments de l'eau	75
3.2.2.1.2.	Physico-chimie et nutriments du sédiment	81
3.2.2.2.	Biomasses algales pélagiques	83
3.2.2.3.	Concentrations microphytoplanctoniques et bactérioplanctoniques	85
3.2.2.4.	Diversité des communautés bactériennes de l'eau et du sédiment	86
3.2.2.5.	Communautés périphytiques	87
3.2.2.6.	Communautés phytoplanctoniques	91
3.2.2.7.	Communautés de zooplancton	97
3.2.3.	Suivis annuels ou bisannuels	100
3.2.3.1.	Communautés de poissons et populations de perche franche	100
3.2.3.2.	Isotopes stables et structure du réseau trophique	102
3.2.3.3.	Décomposition de la matière organique	105
3.2.3.4.	Dynamique des gaz à effet de serre	107

4. Bilan des résultats et perspectives.....111

4.1.	Bilan des résultats	111
------	---------------------	-----

4.2. Perspectives	113
5. Production et valorisation scientifique du projet	116
5.1. Articles scientifiques.....	116
5.2. Conférences scientifiques	116
5.3. Communications presse	116
5.4. Séminaires et réunions (liste non-exhaustive)	117
Références bibliographiques	119
Index des tableaux et figures.....	124
Sigles et acronymes	132

1. Contexte du projet

1.1. Positionnement et enjeux du projet

Le changement climatique, provoqué par les émissions de gaz à effet de serre, impacte fortement la biodiversité et les écosystèmes, avec des conséquences graves pour les sociétés humaines. La production et la consommation d'énergie, majoritairement d'origine fossile, qui inclut l'électricité, le chauffage et les transports, sont responsables de 75 % des émissions de gaz à effet de serre. L'augmentation de la demande énergétique, combinée à l'urgence de lutter contre le dérèglement climatique, accélère le développement des énergies dites renouvelables¹.

Les centrales photovoltaïques flottantes constituent une alternative ou un complément aux centrales photovoltaïques terrestres pour la production d'énergie renouvelable dans le cadre de la transition énergétique. Les centrales photovoltaïques flottantes consistent en des ensembles de panneaux photovoltaïques montés sur des structures flottantes qui sont sécurisées grâce à un système d'amarrage et qui flottent sur l'eau. Ces centrales sont généralement installées sur des plans d'eau artificiels comme des lacs de barrages, des retenues, des étangs de production piscicole ou des plans d'eau de gravière issus de l'exploitation de granulats^{2,3,4,5}. Le déploiement de cette technologie récente est associé à deux avantages principaux majeurs pour les développeurs : i) l'utilisation de nouvelles surfaces aquatiques qui diminue la pression foncière sur les terres et ii) le refroidissement par l'eau des panneaux solaires qui assure un gain de performance des centrales photovoltaïques flottantes par rapport aux centrales photovoltaïques terrestres^{6,7,8,9}.

Avec plus de 1142 centrales photovoltaïques flottantes fonctionnelles recensées fin 2022 dans le monde¹⁰ et de très nombreux projets en cours et à venir, la technologie du photovoltaïque flottant se développe très largement sur le globe^{11,9,12}. L'analyse que nous avons menée pour évaluer les caractéristiques des centrales et notamment leur taux de recouvrement (Nobre et al. (2024)¹³) a montré que les 643 centrales identifiées étaient installées sur des écosystèmes lentiques artificiels tels que des étangs, des plans d'eau de gravières et des réservoirs (**Figure 1**). Près de 85% des centrales étaient localisées en Asie (n = 545) et tout particulièrement au Japon (39 % ; n = 250). L'Europe comptait 70 centrales dont 20 aux Pays-Bas, 11 en Espagne, 9 en France, ainsi qu'au Royaume-Uni et en Italie. On recensait 18 centrales en Amérique du Nord, 7 en Amérique du Sud, 56 en Israël, 1 en Afrique du Sud et 2 en Océanie.

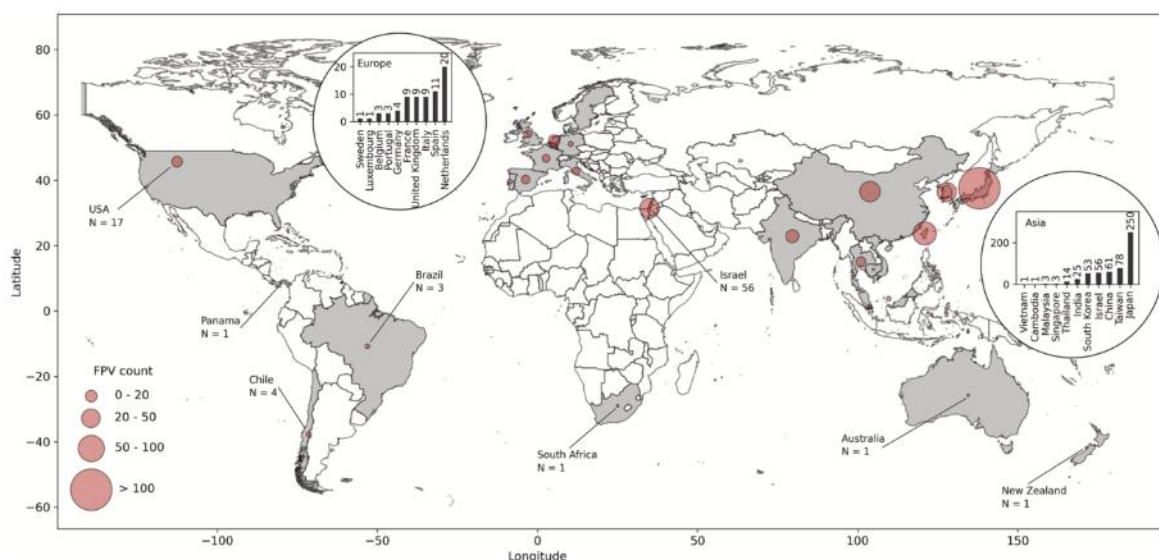


Figure 1 Cartographie mondiale de la distribution des centrales photovoltaïques flottantes (n = 643) répertoriées par Nobre et al. (2024)¹³. Le nombre de centrales dans chaque pays est proportionnel à la taille du cercle rouge.

La capacité installée totale (i.e. la somme de la production maximale atteinte par chaque installation) des centrales photovoltaïques flottantes dont les caractéristiques étaient disponibles ($n = 351$) représentait un total de 2,55 GWp, pour une capacité installée moyenne de $7\,320 \text{ kWp} \pm 23\,761$. Cette capacité variait de 5,2 kWp pour une centrale photovoltaïque flottante installée en Corée du Sud à $320\,000 \text{ kWp}$ pour une centrale photovoltaïque flottante installée en Chine. Cette dernière, située dans la province du Shandong, est, à notre connaissance, la plus grande centrale photovoltaïque flottante au monde¹⁴.

Les centrales photovoltaïques flottantes sont considérées par certains comme une technologie très prometteuse pour répondre aux besoins de la transition énergétique. Ainsi, dans leur article discutant du potentiel et des défis associés à l'installation de centrale photovoltaïque flottante sur les réservoirs hydroélectriques, Almeida *et al.* (2022)¹⁵ ont estimé que cette technologie pourrait permettre d'installer une capacité électrique équivalente à celle des centrales électriques à combustibles fossiles actuelles en couvrant seulement 10 % des grands réservoirs mondiaux. Ces auteurs indiquent aussi que certains pays, comme le Brésil et le Canada, pourraient bénéficier de cette technologie tandis que d'autres, notamment en Europe et au Moyen-Orient, pourraient rencontrer des difficultés à la déployer massivement en raison de la superficie limitée de leurs réservoirs et/ou d'un ensoleillement moins intense.

L'analyse globale effectuée par Nobre *et al.* (2024)¹³ décrivant les caractéristiques des plans d'eau équipés et des taux de recouvrement installés montrent en effet que de très nombreux petits plans d'eau sont concernés. Les centrales photovoltaïques flottantes sont installées sur de nombreux types de plans d'eau autres que des réservoirs, comme des étangs de traitement et de stockage d'eau et des lacs de gravières¹². Ainsi, 87% des photovoltaïques flottantes se trouvent dans des petits plans d'eau de taille inférieure à 50 ha (**Figure 2C**). Le taux de recouvrement moyen par les panneaux des centrales répertoriées dans le monde en 2023 était de 34 % ($\pm 22 \text{ ET}$, médiane = 35, $n = 494$, **Figure 2A**) et varie de 0,004 % sur un réservoir d'eau en Chine à 90 % sur un étang piscicole situé également en Chine. Le taux de recouvrement différerait significativement entre les continents avec un taux de recouvrement significativement plus élevée en Asie ($35 \% \pm 21,5 \%$) qu'en Europe ($28 \% \pm 24,5 \%$) et en Amérique du Nord ($28,5 \% \pm 25 \%$), respectivement (**Figure 2B**). Ces différences de couverture entre les continents pourraient être causées par des différences de cadre juridique réglementant l'installation du photovoltaïque flottant, d'acceptabilité sociale, et de caractéristiques des écosystèmes récipients (par exemple, la taille et la forme des systèmes, le type de système et l'utilisation). En effet, la superficie et la forme des lacs sont des facteurs clés pour expliquer le taux de recouvrement qui diminuait significativement avec la superficie des plans d'eau (**Figure 2C**) et leur complexité morphométrique (**Figure 2D**). Ainsi, plus la forme du lac différait d'une forme circulaire, plus le taux de recouvrement diminuait.

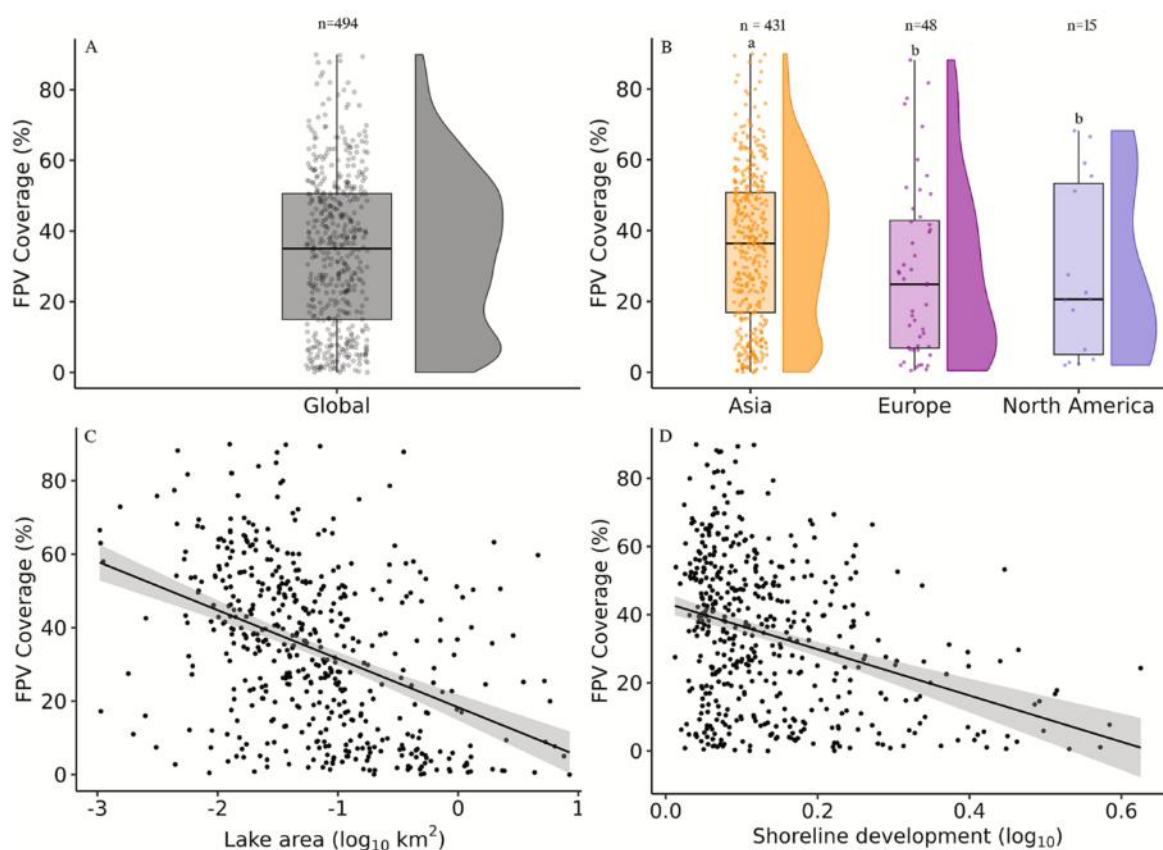


Figure 2 Caractéristiques du recouvrement des plans d'eau équipés de centrales photovoltaïques flottantes dans le monde : (A) taux de recouvrement global ($n = 494$), (B) taux de recouvrement par continent et relations entre le taux de recouvrement et la superficie du plan d'eau (C) ou entre le taux de recouvrement et la complexité morphométrique plans d'eau (D) (extrait de Nobre et al. (2024)¹³). Des lettres différentes indiquent des différences statistiquement significatives. Les lignes noires représentent les relations significatives. Le « Shoreline development » a été calculé pour évaluer la complexité morphologique des plans d'eau à partir du périmètre du lac L et de sa surface A de la manière suivante : $L / 2\sqrt{\pi A}$

Les écosystèmes d'eau douce rendent de nombreux services aux sociétés humaines. Ils ont une valeur utilitaire, comme l'approvisionnement en eau potable ou l'irrigation. Ils jouent également un rôle inestimable dans la régulation du climat, le maintien de la biodiversité, ainsi qu'un rôle culturel en lien avec le bien-être et l'esthétique^{16,17}. Pourtant, les écosystèmes d'eau douce sont parmi les écosystèmes de la planète les plus menacés et dégradés par les activités anthropiques telles que la dégradation des habitats ou la pollution. Ainsi, la demande accrue en eau, en production agricole, en besoins halieutiques ou en énergie hydroélectrique altère directement les biens et les services que les écosystèmes aquatiques d'eau douce fournissent à l'humanité¹⁸. Le déploiement du photovoltaïque flottant est susceptible d'affecter directement le fonctionnement de ces écosystèmes et les services écologiques qu'ils rendent, via des changements brutaux des conditions environnementales abiotiques. Des plus forts recouvrements modifieront probablement la biodiversité des lacs, leur fonctionnement et la fourniture de services écosystémiques. Cela pourra aussi avoir des implications socio-économiques plus directs en affectant la navigation, la pêche et d'autres activités récréatives. Étant donné la couverture de panneaux plus élevée sur les petits plans d'eau, les impacts sont susceptibles d'être plus importants dans ces écosystèmes car les niveaux de recouvrement dans ces plans d'eau atteignent le seuil prédit par les modèles pour commencer à avoir des effets négatifs sur la qualité de l'eau (40 %)³. Dans les réservoirs de très grande taille, le déploiement du photovoltaïque flottant d'un taux de recouvrement inférieur à 10 % a très probablement des conséquences plus limitées sur la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème. Dans les petits lacs qui sont les écosystèmes majoritairement équipés de panneaux photovoltaïques flottants et dont le taux de recouvrement est largement supérieur aux taux de recouvrement médian mondial de 35%¹³, les effets des panneaux pourraient être plus élevés¹⁹. Paradoxalement, ces petits plans d'eau représentent une grande fraction des systèmes lentiques dans le monde et abritent une grande

proportion de la biodiversité d'eau douce²⁰. Cependant, la gestion de ces petits plans d'eau n'est souvent pas soumise à des politiques ou législations complètes visant à leur protection (e.g. Directive Cadre sur l'Eau qui intègre les plans d'eau > 50 ha).

Ainsi, l'installation de centrales photovoltaïques flottantes sur ces petits plans d'eau soulève de nombreuses interrogations sur leurs impacts écologiques potentiels sur la biodiversité aquatique, ainsi que sur le fonctionnement de ces écosystèmes et les services qu'ils fournissent ^{21,22} que ce soit pour les industriels exploitant les centrales photovoltaïques flottantes, les usagers de ces écosystèmes dans lesquels elles sont installées, les services de l'État en charge des autorisations ou pour la communauté scientifique. **La production de connaissances scientifiques robustes et quantitatives sur les conséquences écologiques des centrales photovoltaïques flottantes sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes constitue donc un enjeu extrêmement fort. C'est dans ce contexte général et afin de répondre à cet enjeu que se positionne ce projet de recherche.**

1.2. État de l'art

Si la littérature technique qui traite de la problématique du photovoltaïque flottant, de sa rentabilité économique ou de ses effets physiques sur l'eau est en développement, la connaissance des impacts écologiques est principalement issue de travaux de modélisation et porte principalement sur les changements potentiels des propriétés abiotiques des lacs. **A notre connaissance, il n'existait aucune étude scientifique qui quantifiait *in-situ* les effets écologiques de l'installation de centrales photovoltaïques flottantes sur des plans d'eau au moment de la mise en œuvre de ce projet.** Les études existantes se sont principalement concentrées sur la modélisation des centrales photovoltaïques flottantes sur les propriétés physiques des écosystèmes aquatiques. Ces modèles prédisaient une diminution de l'évaporation²³, de la concentration en oxygène dissous² et une modification de la température et des patrons de stratification²⁴. Ces travaux suggéraient, de manière préliminaire, que la présence de panneaux solaires sur l'eau pourrait modifier la pénétration du vent et du rayonnement solaire et donc la température de l'eau. Ces résultats peuvent permettre d'anticiper de probables conséquences sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes.

Plusieurs hypothèses peuvent être formulées en utilisant des travaux analogues ayant quantifié les effets de la lumière, de la température et du vent en eau douce sur les écosystèmes lacustres¹⁹ (**Figure 3**). De manière intuitive, on peut prédire que la diminution de la pénétration de la lumière induite par les panneaux photovoltaïques flottants pourrait affecter la production primaire et la distribution de la biomasse des communautés autotrophes. La réduction de l'intensité lumineuse dans l'eau pourrait également diminuer la croissance phytoplanctonique (concentration en chlorophylle-a), mais pourrait aussi favoriser certaines espèces adaptées à des environnements faiblement lumineux (cyanobactéries). La diminution de la lumière pourrait influencer les interactions proies-prédateurs et modifier le comportement et la phénologie de certains organismes aquatiques. Un effet sur la température de l'eau étant également attendu, des changements de la solubilité de l'oxygène, la viscosité et la densité de l'eau, ainsi que des patrons de stratification thermique pourraient avoir lieu. Les changements de température pourraient modifier la taille des organismes, les interactions trophiques et les flux d'énergie dans les réseaux trophiques. En réduisant la vitesse du vent à la surface de l'eau, la présence de panneaux photovoltaïques flottants est susceptible de réduire le brassage de l'eau, de modifier la dynamique thermique, les flux de gaz et la distribution des nutriments. La réduction du vent pourrait diminuer la concentration en oxygène dissous et affecter la distribution des organismes aquatiques. Les flotteurs des centrales photovoltaïques flottantes pourraient également fournir une nouvelle forme d'habitat pour certains organismes aquatiques. L'ensemble de ces modifications auront donc des effets sur l'ensemble du réseau trophique, plantes et animaux, des microorganismes aux vertébrés. Il est néanmoins attendu que ces effets dépendent des caractéristiques (ex., physico-chimie) des lacs et de celles des installations photovoltaïques flottantes (ex. pourcentage de recouvrement, espacement entre les panneaux photovoltaïques). Les résultats des travaux plus récents ne sont pas si clairs. Par exemple, concernant la température, paramètre le plus étudié, si un nombre croissant d'études récentes de modélisation prédisent que la température de l'eau diminuera avec l'augmentation de la couverture des panneaux photovoltaïques flottants^{2,24,25}, d'autres études soulignent que les centrales photovoltaïques flottantes pourraient aussi contribuer au réchauffement des eaux de surface en raison de la réduction du vent^{24,26}

ou par l'émission de chaleur à partir de la structure des photovoltaïques flottantes et la réduction du flux de chaleur par évaporation²⁷.

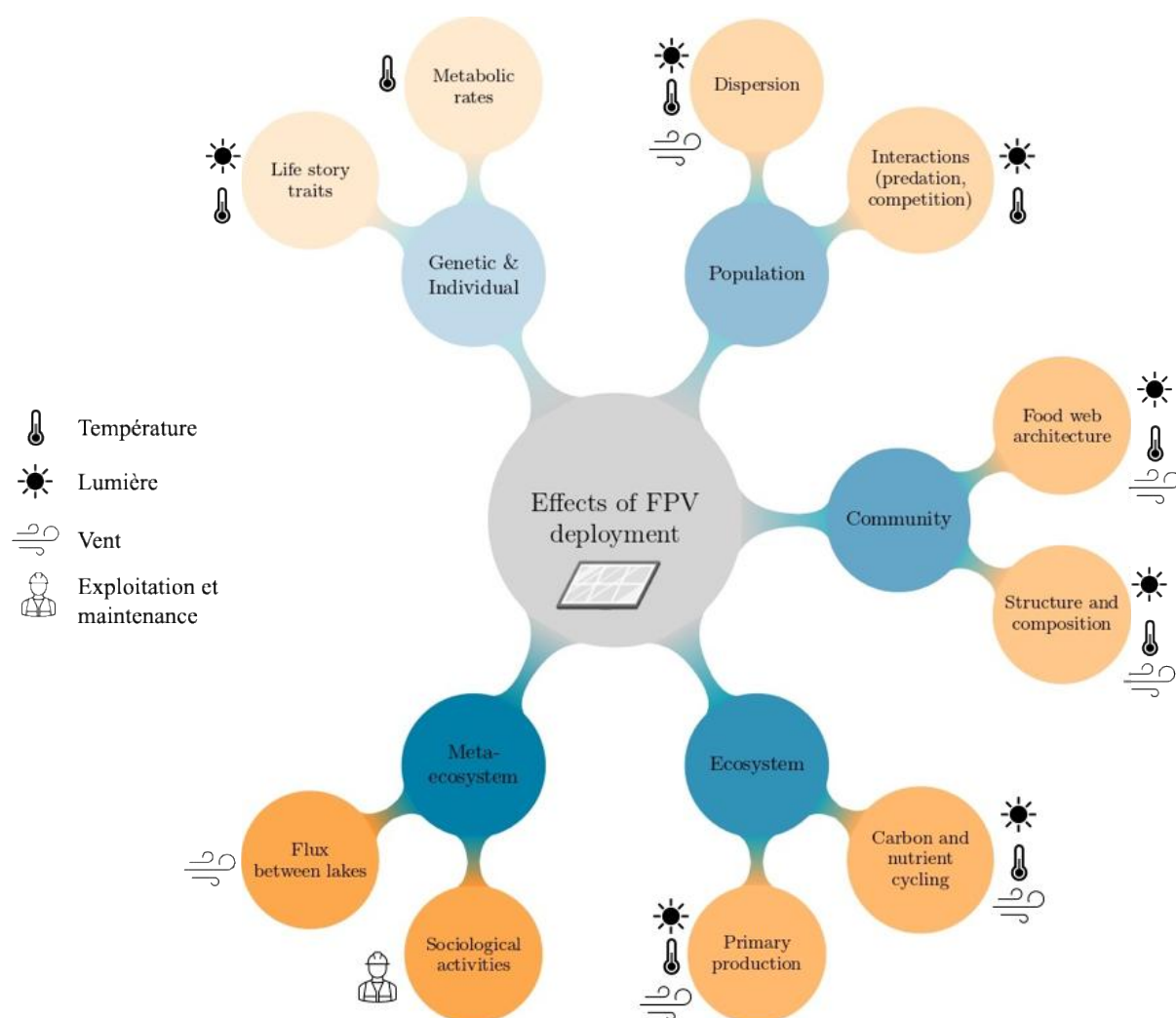


Figure 3 Effets écologiques potentiels d'une centrale photovoltaïque flottante (en orange) à travers les différents niveaux d'organisation écologique (en bleu). Ces effets sont supposés être causés par des altérations de la lumière, du vent, de la température, et des restrictions éventuelles d'usage et d'accès à l'écosystème liées à l'exploitation et la maintenance. Extrait de Nobre et al. 2024¹⁹. PVF : photovoltaïque flottant.

Les études reposant sur la modélisation fournissent des premières pistes de réflexion intéressantes, mais elles simplifient la réponse des écosystèmes car elles ignorent systématiquement le compartiment biologique de l'écosystème et les interactions complexes qui s'y passent. Ces prédictions sont aussi très dépendantes du contexte, comme par exemple, la surface de recouvrement du lac par les panneaux. Depuis l'écriture de ce projet, la littérature scientifique s'est enrichie de travaux ayant pour objectif d'analyser empiriquement les effets du photovoltaïque flottant, avec un total de 28 travaux publiés depuis 2019 (**Figure 4**). Ce nombre semble augmenter significativement, avec 7 publications recensées dans les premiers six mois de l'année 2025.

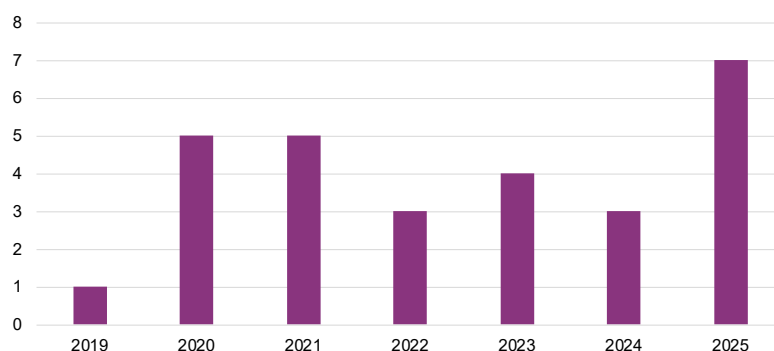


Figure 4 Évolution annuelle du nombre d'études empiriques portant sur l'effet des centrales photovoltaïques flottantes depuis 2019.

L'analyse de ces publications met en évidence une forte variabilité dans les sites étudiés et les designs expérimentaux utilisés (**Tableau 1**). Six études utilisent des dispositifs de laboratoire ou des mésocosmes, 5 des étangs, et les 14 travaillent sur des plans d'eau ou des réservoirs. Si l'on écarte les 3 expérimentations basées uniquement sur des centrales pilotes de laboratoire, la plupart des travaux (19/22) mesurent les effets des centrales en comparant au moins un site ou une zone couverte par les panneaux avec un site ou une zone témoin (CI : Control-Impact). Au sein des plans d'eau et des réservoirs, la comparaison des effets est le plus souvent intra-système (CI within). Dans ces études, les auteurs ont comparé, au sein d'un seul écosystème, un ou plusieurs points de la zone recouverte par les centrales avec un ou plusieurs points de la zone de référence ; les taux de recouvrement y sont très variables et souvent faibles par rapport à la superficie des écosystèmes. Parmi ces études, on peut citer le cas d'une étude portant sur une gravière de 19 ha et de 19 m de profondeur maximale située en Allemagne et recouverte, dans sa partie nord, d'une plateforme PVF représentant 8% de la surface du lac dans laquelle les auteurs comparent, pendant 15 mois la température de l'eau en continu et la qualité physico-chimique de l'eau (dont l'oxygène dissous et la chlorophylle a dans l'eau) un peu plus d'une fois par mois²⁸. A titre d'exemple, citons également le cas d'un réservoir artificiel de 270 ha et de 40 m de profondeur maximale dans lequel 3 centrales flottantes pilotes issus de technologies et ayant des tailles différentes (350, 400 et 600 m²) représentent moins de 1% de la superficie du lac, et où l'intensité lumineuse, la température de l'eau et la concentration en oxygène dissous ont été mesurées pendant 5 à 8 mois au centre des 3 systèmes et comparés avec les mesures effectuées à un point extérieur aux 3 centrales flottantes pilotes²⁹. Quatre études récentes (2024 et 2025) ajoutent une comparaison des effets avant et après installation de la centrale (BA : Before-After)^{30,31,32,33} et une seule d'entre elles teste spécifiquement l'interaction entre BA et CI (BACI)³¹.

De manière générale, les paramètres mesurés sont surtout abiotiques et portent sur la physico-chimie de l'eau. Seules six publications étendent leurs mesures à certaines communautés biologiques : production et croissance de poissons dans un étang aquacole³⁴ (Wang et al. 2022a), densité et diversité des rotifères³⁵, densité et diversité de l'avifaune^{30,36,33}, densité et diversité du phytoplancton et du zooplancton³⁶, végétation macrophytique et benthique et macroinvertébrés³³ et communautés bactériennes du sédiment³⁷. Une étude compare les concentrations en CO₂ et CH₄ dans l'eau³¹. Bien que les effets des centrales photovoltaïques flottantes sur la température de l'eau fassent partie des impacts les plus fréquemment étudiés (**Tableau 1**, 19/26 publications), l'analyse révèle que la plupart des recherches empiriques se sont principalement concentrées sur des installations pilotes à petite échelle et des observations à court terme ce qui limite fortement la robustesse des connaissances. Cette notion de 'court-terme' des études et de temporalité des impacts est un point extrêmement important.

Si les études empiriques et *in-situ* se développent nettement depuis ces dernières années et témoignent d'une volonté de mieux appréhender les effets écologiques globaux du photovoltaïque flottant dans la littérature scientifique, les connaissances sur la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème restent assez limitées et très souvent peu robustes. Les designs non répliqués, pseudo-répliqués, l'absence de témoin extérieur aux systèmes, la non prise en compte de compartiments biologiques et de fonctions écologiques clés dans le fonctionnement des lacs ne permettent que partiellement de répondre à la question des effets du photovoltaïque flottant sur les écosystèmes.

Tableau 1 Synthèse des études scientifiques publiées entre 2019 et 2025 qui quantifient empiriquement les effets écologiques du photovoltaïque flottant sur les écosystèmes d'eau douce. Les lignes correspondant à des études qui reposent sur des expérimentations en laboratoire sont surlignées en gris.

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
Château et al. 2019 ²	2019	Bassins d'aquaculture, Taiwan	CI (Contrôle-Impact)	1 site contrôle & 1 site impacté (40% de recouvrement)	Toutes les 2 semaines entre octobre 2017 & avril 2018 (hiver) puis entre avril 2018 et septembre 2018 (été)	Température de l'eau, OD (oxygène dissous), Chl-a, N, P, DBO & MES	Réduction de <ul style="list-style-type: none"> • concentration en Chl-a de 1,61 1,06 mg/L en hiver et de 1,06 à 0,86 mg/L en été • température de 20,99°C à 20,22°C en hiver et de 31,03°C à 29,63°C en été • concentration en OD de 0,80 mg/L
Chang et al. 2020 ³⁸	2020	Bassins d'aquaculture, Taiwan	CI	Simule l'installation de panneaux à des taux d'ombrage de 40% et 0%	1 an, entre le 10/05/2018 et le 30/05/2019	Température de l'eau, salinité, pH, OD, potential oxydo-réduction, nitrates, ammonium, taux de croissance et survie du chano (<i>Chanos chanos</i> , milkfish)	<ul style="list-style-type: none"> • le taux de survie et la biomasse des poissons est supérieure au taux de recouvrement de 40%
Mathijssen et al. 2020 ⁴	2020	Installation en laboratoire		Compare la lixiviation de 3 matériaux avec celle d'un matériau témoin		Lixiviation des métaux lourds et autres composés	<ul style="list-style-type: none"> • Une certaine lixiviation des métaux lourds est observée, mais les concentrations devraient rester conformes aux normes

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
Zhang <i>et al.</i> 2020 ³⁹	2020	Installation en laboratoire		Compare la croissance des algues sur différents polymères des cellules photovoltaïques		Croissance algale	<ul style="list-style-type: none"> • Les panneaux constitués de cellules polymères semi-transparentes présentent une croissance algale accrue par rapport aux systèmes opaques
Ziar <i>et al.</i> 2021 ⁴⁰	2020	Bassin de rétention des eaux pluviales (2,2ha, prof. max. 1,9m), Pays-Bas	CI intra	Mesures sous le système flottant pilote et à un emplacement témoin		Température de l'eau, OD, Ntot, Ptot, chl-a, cyano-chl	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la température de l'eau sous les panneaux de 0,2°C au printemps et de 0,8°C en été ; pas de différence en hiver • Augmentation de la fréquence d'hypoxie (OD < 6 mg/L) • pas de différences pour les autres paramètres de qualité • Réduction de la croissance des plantes sous les panneaux
Abdelal 2021 ⁴¹	2021	Mésocosmes (extérieur), Jordanie	CI	1 site impact (taux de recouvrement de 100%) & 1 site contrôle	Échantillonnage quotidien pour l'évaporation pendant 9 mois, hebdomadaire pour les paramètres de qualité de l'eau pendant 5 semaines	Évaporation de l'eau, Nitrate (NO ₃), Orthophosphates, Chl-a	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de l'évaporation de 60% dans le site impact • Réduction de la concentration en Chl-a de 61% pour l'eau souterraine et de 17,5% pour l'eau de surface • Réduction des concentrations de NO₃ de 14%

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
Al-Widyan et al. 2021 ⁴²	2021	Mésocosmes (extérieur), Jordanie	CI	1 site contrôle & 3 mésocosmes impact avec 30% de couverture bois & 3 avec 50% de couverture bois	Échantillonnage mensuel pendant 7 mois	Température de l'eau, conductivité, OD, Secchi, évaporation	<ul style="list-style-type: none"> • Économies d'eau de 31,2% et 54,5% pour les couvertures de 30 et 50%, respectivement • Transparence de l'eau plus élevée et teneur en OD plus faible, mais aucun test statistique n'est présenté
De lima et al. 2021 ⁴³	2021	Lac de carrière (63 ha, prof. max. 35m), Pays-Bas	CI intra	Compare plusieurs profondeurs au centre du parc solaire (couverture de 30 %) avec un emplacement de référence.	Surveillance continue pendant 10 mois (de février à décembre 2020). Nombreuses lacunes dans les données	Température de l'eau, OD, conductivité	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la température de l'eau dans la couche supérieure • Réduction de la température de l'eau de 1,1 mg/L et 1,7 mg/L en moyenne pendant l'hiver et l'été, respectivement • Biofouling sur les flotteurs après 9 mois
Rebelo et al. 2021 ⁴⁴	2021	Installation en laboratoire		Submersion de câbles photovoltaïques de 2 matériaux différents dans l'eau douce et l'eau de mer.		Dégradation des câbles, microplastiques et cuivre dans l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Le revêtement en caoutchouc dans l'eau salée accélère la dégradation du câble et la libération de cuivre. • Pas de relargage de microplastiques

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
Wang <i>et al.</i> 2022a ³⁴	2022	Bassins d'aquaculture (petits et peu profonds), Taiwan	CI	3 sites contrôle et 3 sites impact avec un recouvrement de 40% simulé à l'aide de filets tissés en PEHD	Surveillance continue de la température et de l'oxygène dissous pendant 3 à 4 mois au cours de l'été 2019 ; échantillonnage bihebdomadaire pour les autres paramètres.	OD, pH, P _{tot} , DBO, Orthophosphates, biomasse planctonique, croissance et production de poissons	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la température de l'eau, de la concentration en oxygène dissous, de la DBO et de la biomasse planctonique dans les sites impact • Taux de production et de survie plus élevés des espèces d'élevage dans les sites impact
Andini <i>et al.</i> 2022 ⁴⁵	2022	Mésocosmes in situ, Indonésie	CI	2 mésocosmes (50×50×100 cm, ±200 L) impact (taux de recouvrement de 100%) et 2 mésocosmes contrôle	7 campagnes d'échantillonnage du 25 mars au 15 avril 2021	P _{tot} , chl-a, OD, température, matière en suspension	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la température, de l'OD, de la conductivité et de la concentration en Chl-a dans les mésocosmes recouverts à 100% • Pas d'effets observés sur le P_{tot}
Wang <i>et al.</i> 2022b ⁴⁶	2022	Bassins de subsidence d'exploitation du charbon, Chine	CI	1 bassin contrôle, 1 bassin avec panneaux flottants & 1 bassin avec panneaux montés sur pilotis	1 prélèvement en juin en 6 points de chaque bassin	Métaux lourds	« suggère qu'une couverture photovoltaïque pourrait favoriser les risques cancérogènes potentiels des métaux lourds présents dans le bassin de décantation »
Yang <i>et al.</i> 2022 ²⁷	2022	Réservoir artificiel peu profond, Singapour	CI intra	2 systèmes pilotes (surfaces de 6 m ² et de 1 ha) comparés à un point de référence situé dans le même réservoir	Surveillance continue de la température et de l'OD en 2017 ; 4 prélèvements en 2016 pour d'autres paramètres	Température de l'eau, OD, MES, COT, COD, NH ₃ -N, NO _x -N, N _{tot} , PO ₄ -P, P _{tot} et chl-a	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de la température de l'eau de 0,3 °C et stabilité de la colonne d'eau sous les panneaux • Réduction de la chl-a, du COT et de l'OD de respectivement 30 %, 15 %

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
							et 50 %, et augmentation de l' N_{tot} (10 %) et du P_{tot} (30 %) <ul style="list-style-type: none"> • aucun effet sur la température de l'eau, la stabilité de la colonne d'eau ou la qualité de l'eau dans les zones adjacentes aux panneaux
Bax <i>et al.</i> 2023 ²⁹	2023	Oostvoornse lake, Pays-Bas (réservoir artificiel, 270ha, prof. max. 40m)	CI intra	3 systèmes pilotes comparés à un point de référence dans le même lac, couverture < 1 %	Surveillance continue de juillet à novembre 2021 pour la lumière et de mars à octobre 2021 pour la température et l'OD	Intensité lumineuse, température de l'eau, OD	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la luminosité comprise entre 73 % et 100 % par rapport à une mesure de référence • Preuves limitées des effets du FPV sur la température de l'eau et l'OD
Ilgen <i>et al.</i> 2023 ²⁶	2023	Lake Maiwald, Allemagne (37ha, prof. max. 70m)	CI intra	1 point au centre des panneaux (7700 m ²) et 2 points contrôle	De mi-juillet à mi-octobre	Irradiance, vitesse du vent et température de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • 73% réduction de l'irradiance • Réduction moyenne de la vitesse du vent en surface de 23% • Refroidissement moyen le plus élevé en journée de - 0,443°C en juillet ; le plus faible -0,106°C en octobre • Minimum et maximum quotidiens de stockage de chaleur retardés de 2 heures en Moyenne sous les panneaux

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
Li <i>et al.</i> 2023 ³⁵	2023	Lacs de subsidence minière, Chine	CI	7 zones humides couvertes (couverture de 30 à 60 %) et 13 sites contrôle	Échantillonnage en août 2021 dans les zones littorales (n = 2) et pélagiques (n = 2) de chaque zone humide	Densité et diversité des rotifères, température de l'eau, OD, conductivité, pH, Secchi	<ul style="list-style-type: none"> • Densité plus faible de rotifères dans les zones humides couvertes • Indices de diversité et d'uniformité plus élevés chez les rotifères des zones humides couvertes • Aucune différence dans la richesse en rotifères entre les sites contrôle et impact
Liu <i>et al.</i> 2023 ⁴⁷	2023	Lacs de subsidence minière, Chine	CI intra	Deux zones d'affaissement dues à l'exploitation du charbon recouvertes de panneaux (44,8 % et 8,12 %) avec environ 11 points d'échantillonnage dans chacune, en dehors et sous les panneaux	D'octobre 2020 à mars 2023	Température de l'eau, OD, Chl-a, pH et conductivité, Ptot, nitrates, ammonium	<ul style="list-style-type: none"> • Baisse de la température de l'eau et des fluctuations diurnes de la température de l'eau sous les panneaux • tendance à une diminution de l'OD sous les panneaux
Liu <i>et al.</i> 2024 ⁴⁸	2024	Lac de subsidence minière, Chine	CI intra	Comparaison entre les zones sous panneau par rapport aux zones adjacentes	Octobre 2020 à mars 2023, intervalles horaires	Température de l'eau à des profondeurs de 0,5, 2, 3 et 4 mètres	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction des températures maximales de l'eau sous les panneaux • Effet rafraîchissant pendant la journée et effet isolant pendant la nuit
Song <i>et al.</i> 2024 ³⁰	2024	Lacs de subsidence minière, Chine	BA + CI Interactions statistiques non testées	32 zones humides issues de l'affaissement minier, dont 8	Surveillance mensuelle d'octobre 2016 à mars 2017 et	Diversité, richesse des espèces, nombre total de communautés	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation du nombre d'oiseaux aquatiques, diminution de la diversité de Simpson et de

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
				équipées de panneaux	d'octobre 2021 à mars 2022	d'oiseaux aquatiques	l'uniformité de Pielou après l'installation des panneaux <ul style="list-style-type: none"> • Aucun changement significatif dans la richesse des espèces • Diminution de la proportion d'oiseaux plongeurs mais augmentation de la proportion d'oiseaux butineurs dans les sites équipés • Homogénéisation des communautés d'oiseaux aquatiques
Yang <i>et al.</i> 2024 ³⁶	2024	Lacs, Yangtze river basin, China	CI intra	26 centrales (flottantes et sur pilotis). Compare les données sous les panneaux, à côté de ceux-ci et en un point de référence	Été et hiver 2022	Température de l'eau, OD, diversité du phytoplancton, du microzooplancton, du macrozooplancton et des oiseaux	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la température de l'eau, %OD, plancton et diversité des oiseaux dans les centrales • Réduction de la richesse phytoplanctonique en hiver, de la densité au cours des deux saisons sous les panneaux ; aucune différence en termes d'indices Shannon ou Pielou. • Diminution de la richesse microzooplanctonique en été, de la densité pendant les deux saisons, mais augmentation de l'indice de Pielou en été

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
							<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la richesse macrozooplanctonique, de la densité, de l'indice de Shannon en hiver et augmentation de l'indice de Pielou en été
Chen <i>et al.</i> 2025 ³²	2025	Chine	BA + CI Interactions statistiques non testées	Compare les zones découvertes proches et lointaines dans des centrales dont la couverture varie entre 19,7 et 80,95% ; avant et après la construction des centrales		Température de l'eau de surface à l'aide d'images Landsat 8	<ul style="list-style-type: none"> • Température de l'eau de surface plus élevée à proximité des panneaux qu'à distance • L'effet chauffant des panneaux est renforcé avec un taux de recouvrement plus élevé
Ilgen <i>et al.</i> 2025 ²⁸	2025	Lake Leimersheim, Allemagne (gravière, 19ha, prof. max. 19m)	CI intra	Compare 2 zones contrôle avec 1 point sous la plate-forme (couverture de 8 %)	Surveillance continue de la température, 17 mesures entre mai 2023 et juillet 2024 pour les mesures de la qualité de l'eau	Température de l'eau, vent, OD, %O2, conductivité, pH, nitrate, turbidité, phycocyanine, Chl-a, COD, potentiel redox, colonisation des moules sur les flotteurs	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de 57 % du vent et de 88 % du rayonnement solaire sous les panneaux • Diminution de l'OD, du %O2, des nitrates et de la turbidité • Aucun effet des panneaux sur la température de l'eau ou la concentration en chl-a • Forte colonisation des flotteurs par les moules

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
Li et al. 2025 ³⁷	2025	Lacs de subsidence minière, Chine	CI	9 lacs, dont 2 avec panneaux uniquement, 2 avec panneaux + aquaculture, 3 témoins, 2 avec aquaculture uniquement	1 échantillonnage en octobre 2023, 4 échantillons de sédiments par site	Diversité, composition et modèles de cooccurrence des communautés bactériennes dans les sédiments	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de la diversité bactérienne dans les lacs avec panneaux et panneaux + aquaculture • Différence de composition des communautés bactériennes entre les 4 types de lacs
Ray et al. 2024 ³¹	2025	Bassins expérimentaux (30m x 30m ; prof. 2,4m), USA	BACI	3 bassins contrôle et 3 bassins impact (couverture de 70 %)	4 prélèvements avant l'installation des panneaux et 10 après, d'octobre 2020 à mars 2023	Température de l'eau, % OD, CO2 et CH4 dissous en surface et au fond, taux d'ébullition du CH4, valeurs k600	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrations plus élevées de CO2 et de CH4 (mais flux diffusifs plus faibles) sous les panneaux • Augmentation globale des émissions de gaz à effet de serre de 26,8 % • Réduction de la température de l'eau et l'OD
Sandrini et al. 2025 ³³	2025	Réservoir d'eau potable, Pays-Bas	BA + CI Interactions statistiques non testées	Compare avant et après l'installation des panneaux dans un lac (couverture de 24 %), ainsi qu'avec un réservoir de référence et un point de référence au sein du système	Dépend des paramètres	BA : température de l'eau, végétation benthique, macroinvertébrés, bactéries fécales, oiseaux CI : moules, métaux et métalloïdes	<ul style="list-style-type: none"> • Remplacement de communauté dominée par des macrophytes et algues benthiques par des cyanobactéries benthiques sous les panneaux • Absence de certains groupes de macroinvertébrés sous les panneaux • Bio-encrassement massif, augmentation du cuivre, du manganèse et du zinc (mais dans les normes)

Référence	Année de publication	Site(s) d'étude	Design expérimental	Détails expérimentaux	Fréquence échantillonnage / Durée du suivi	Paramètres mesurés	Effets écologiques des panneaux photovoltaïques flottants
							<ul style="list-style-type: none"> • Aucune différence globale en matière de nutriments, de phytoplancton, de température de l'eau, OD, de nombre d'oiseaux, d'E. coli • Légère augmentation des entérocoques intestinaux • Variation des biovolumes de zooplancton

1.3. Objectifs et caractère original du projet

L'identification des enjeux du photovoltaïque flottant et les connaissances limitées de ses effets globaux sur les écosystèmes démontrent que des suivis *in situ* sont nécessaires pour comprendre et quantifier les impacts des centrales photovoltaïques flottantes sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres, tout particulièrement dans les petits plans d'eau (< 50 ha) dont les taux de recouvrement sont disproportionnellement plus élevés que les grands réservoirs. Le photovoltaïque flottant est déployé dans des contextes industriels variés et sur des masses d'eau ayant des caractéristiques très différentes, mais ces questionnements restent encore peu abordés dans la littérature. Dans ce contexte, ce projet visait à générer des connaissances empiriques nouvelles sur les effets des panneaux solaires flottants sur tous les niveaux de la biodiversité aquatique et sur le fonctionnement des écosystèmes d'eau douce, en intégrant au maximum la variabilité des contextes environnementaux et industriels.

Plus spécifiquement, le projet se composait des deux sous-objectifs suivants :

Objectif 1 : Tester expérimentalement les conséquences écologiques de différents niveaux de recouvrement par des panneaux solaires flottants.

Objectif 2 : Mesurer en milieu naturel les effets écologiques de l'installation de centrales photovoltaïques flottantes dans plusieurs plans d'eau.

Ce projet repose ainsi sur des approches méthodologiques complémentaires : une approche expérimentale en mésocosmes aquatiques et un suivi *in-natura* de quantification des effets sur les écosystèmes lacustres mené selon un protocole BACI. Le protocole BACI (Before-After-Control-Impact : avant-après contrôle-impact) est fondé sur une double comparaison de réponses : (i) la réponse de différents paramètres, compartiments et processus entre des lacs équipés d'installations photovoltaïques (impact) et des lacs, écologiquement comparables, non équipés (contrôle) et (ii) la réponse de ces mêmes variables dans les lacs équipés avant et après l'installation de la centrale. Un tel protocole ainsi que l'approche expérimentale dans des mésocosmes aquatiques permettent de maîtriser la contexte-dépendance des installations, en prenant en compte l'état initial des écosystèmes avant installation de la centrale et les modalités de conception des centrales photovoltaïques flottantes. Le suivi *in-natura* permet d'expérimenter dans des conditions naturelles donc réalistes mais non choisies les effets de différentes configurations d'installation alors que l'approche expérimentale permet de tester de manière indépendante l'effet de certains facteurs dans un environnement connu mais nécessairement simplifié.

La réussite de l'approche *in-natura* implique de disposer d'un nombre suffisant d'écosystèmes comparables. Or, il est rare de trouver des écosystèmes relativement similaires, et situés dans une zone géographique restreinte afin de limiter les variations environnementales globales (e.g. conditions météorologiques). Pour mettre en place ce projet, nous nous sommes appuyés sur des plans d'eau de gravières située dans la plaine alluviale de la Garonne, situés en Haute-Garonne et en Ariège. Ces plans de gravières font (ou ont fait) l'objet, pour la plupart, de suivis environnementaux et sont relativement bien connus des scientifiques. Ces écosystèmes artificiels, déconnectés du réseau hydrographique, représentent des systèmes particulièrement bien adaptés pour mesurer les conséquences des changements environnementaux induits par l'homme, comme cela a été déjà fait par les partenaires scientifiques du projet^{49,50,51}. Depuis quelques années, des projets de centrales photovoltaïques flottantes se développent sur ce territoire, ce qui permet de sélectionner des sites contrôles assez semblables et proches géographiquement.

2. Méthodologie

2.1. Mesures expérimentales des effets écologiques des panneaux flottants [Objectif 1]

2.1.1. Contexte et objectifs

Les conséquences écologiques des centrales photovoltaïques flottantes peuvent être modulées par les caractéristiques environnementales des plans d'eau, telles que le climat, l'hydromorphologie du plan d'eau ou son statut trophique^{12,47,52}. Le statut trophique des plans d'eau (par exemple, oligotrophe ou eutrophe) peut jouer un rôle important dans cette modulation car la disponibilité des nutriments interagit avec la lumière pour contrôler la production primaire. Une grande partie des centrales photovoltaïques flottantes dans le monde sont installées dans des plans d'eau artificiels qui sont généralement petits et peu profonds. Ces plans d'eau présentent souvent un large éventail de niveau de maturité, allant de sites en cours d'exploitation jusqu'à des plans d'eau matures, chacun d'entre eux étant intégré dans des contextes écologiques différents, présentant donc une forte variabilité dans la disponibilité en nutriments, la production primaire et le fonctionnement de l'écosystème. Cela pourrait donc induire des différences dans les réponses écologiques au déploiement des centrales photovoltaïques flottantes qui sont encore mal connues.

Dans cette partie du projet, nous avons donc mis en place une approche expérimentale afin de quantifier les effets des centrales photovoltaïques flottantes sur les écosystèmes d'eau douce dans différents contextes environnementaux et technologiques. Nous avons testé les effets de différents taux de recouvrement par centrales photovoltaïques flottantes dans deux niveaux de maturité de l'écosystème afin d'évaluer les effets du recouvrement par des panneaux photovoltaïques flottants sur les conditions abiotiques dans l'eau, la structure des communautés et le fonctionnement de l'écosystème.

2.1.2. Design expérimental et déroulement de l'expérimentation

L'expérimentation en mésocosmes a été réalisée de mai à septembre 2023 au Métatron aquatique, une installation expérimentale du CNRS située à Moulis, en France (42°57'N 1°05'E)⁵³. Le design expérimental était basé sur quatre niveaux de recouvrement en centrales photovoltaïques flottantes et deux concentrations en nutriments. Les quatre niveaux de recouvrement en centrales photovoltaïques flottantes (0 %, 25 %, 45 % et 65 %) ont été sélectionnés afin de représenter une gamme réaliste de valeurs observées dans la distribution des recouvrements dans les centrales photovoltaïques flottantes installées à travers le monde^{54,13}. Deux niveaux de concentration en nutriments (faible et élevé) ont été sélectionnés pour représenter des statuts trophiques contrastés et observés dans ce type d'écosystèmes. Chaque combinaison de taux de recouvrement et de statut trophique a été répliquée quatre fois, conduisant à 32 mésocosmes (**Figures 5 et 6**).

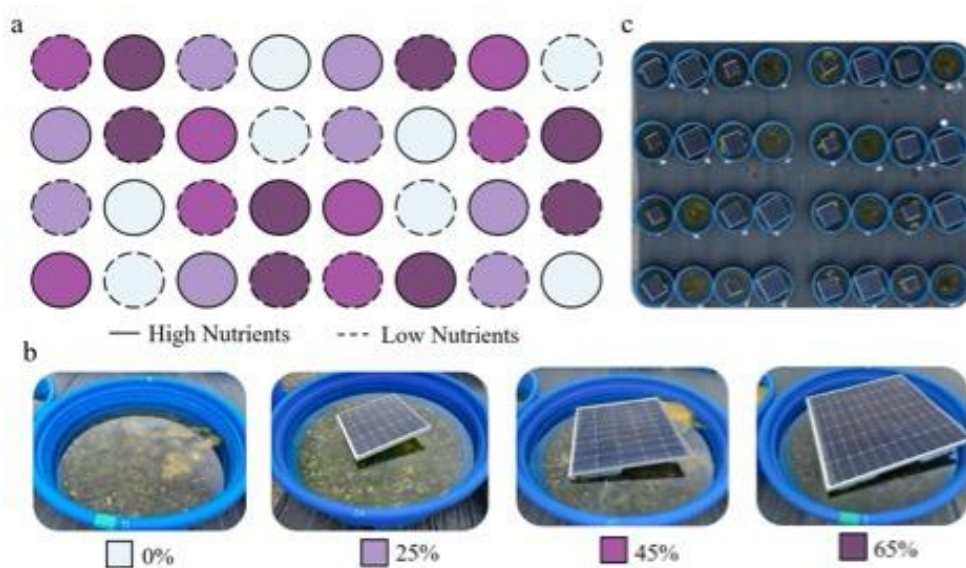


Figure 5 (a) Représentation schématique du design expérimental avec les deux traitements : recouvrement en centrales photovoltaïques flottantes (0 %, 25 %, 45 % et 65 %) et ajout de nutriments (niveaux élevés et faibles de nutriments) ; (b) Recouvrement en centrales photovoltaïques flottantes utilisées dans l'expérience ; (c) Vue aérienne de la plate-forme du mésocosme Métatron aquatique, CNRS, Moulis).



Figure 6 Plateforme contenant les mésocosmes utilisés dans cette expérimentation (Métatron aquatique, CNRS, Moulis).

L'expérimentation a débuté le 16 mai 2023, lorsque les panneaux solaires ont été installés. Les quatre niveaux de recouvrement ont été obtenus en créant une version réduite des flotteurs et panneaux installés sur les lacs. Plus précisément, des panneaux photovoltaïques défectueux ont été découpés pour obtenir les 4 niveaux de recouvrement (0 %, 25 %, 45 % et 65 %) avec une forme carrée. Les panneaux ont été fixés à une structure flottante (bidon) composée de PEHD (polyéthylène haute densité), qui est le polymère couramment utilisé pour les centrales photovoltaïques flottantes^{55,6}. Ces structures ont été attachées à la bordure de chaque mésocosme à l'aide d'un fil de nylon et positionnés au centre du mésocosme avec une inclinaison similaire à celle observée dans les centrales photovoltaïques flottantes et une orientation plein Sud. L'expérience a duré jusqu'au 11 septembre 2023 (117 jours), date à laquelle les paramètres physico-chimiques ont été mesurés et des échantillons de communautés biologiques et de paramètres de fonctionnement de l'écosystème ont été collectés (Figure 7).

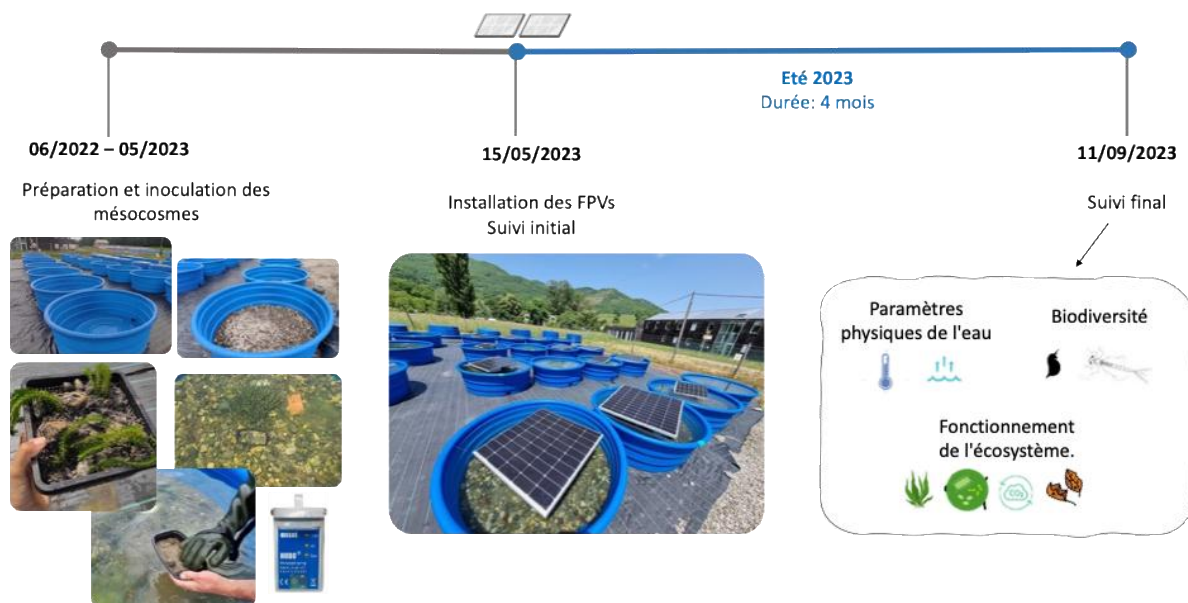


Figure 7 Chronologie de mise en place et de réalisation de l'expérimentation conduite dans le métatron aquatique (CNRS, Moulis).

Les mésocosmes étaient constitués de bassins circulaires en polyéthylène de 1100 L (abreuvoirs de 1,70 m de diamètre et 0,60 m de profondeur). En juin 2022 (soit environ un an avant le début de l'expérimentation), la préparation des mésocosmes a commencé. Un mélange de sable et de graviers (couche d'environ 5 cm) a été ajouté au fond de chaque mésocosme, imitant le substrat des plans d'eau de gravières. Les mésocosmes ont ensuite été remplis avec de l'eau filtrée provenant d'un cours d'eau adjacent. Début juillet, les mésocosmes ont été inoculés avec du phytoplancton, du périphton, du zooplancton et des macroinvertébrés provenant de plans d'eau de gravières voisins. En juillet 2022, quatre mollusques bivalves (*Corbicula*) et un inoculum d'invertébrés provenant de cours d'eau voisins (incluant notamment des éphémères, des hétéroptères, des odonates, des aselles et des trichoptères) ont été ajoutés aux mésocosmes. De plus, 10 à 15 mollusques (*Physa* sp.) provenant de la plateforme principale Metatron ont été introduits dans chaque mésocosme. En septembre 2022, trois fois cinq tiges de macrophytes (*Elodea canadensis*), toutes de taille similaire, ont été introduites dans chaque mésocosme. Pour simuler les apports allochtones d'origine terrestre, des feuilles de peuplier (*Populus nigra*) séchées à l'air ont été ajoutées pendant l'automne et l'hiver⁴⁹. Les mésocosmes sont restés ouverts pendant toute l'expérimentation pour permettre la colonisation naturelle par différents organismes. Un jour avant le début de l'expérience (15 mai 2023), des boîtes en plastique (200 × 100 × 30 mm) ont été remplies de substrat des mésocosmes et enterrées dans le substrat pour collecter des macroinvertébrés benthiques en fin d'expérimentation. Pour estimer la production primaire benthique, des carreaux en céramique (10 × 20 cm) ont été ajoutées au fond des mésocosmes⁵⁶ pour permettre le développement de biofilm entre le 7 juillet et le 11 septembre. Enfin, pour mesurer les taux de décomposition, un sac en maille (maille de 10 mm) contenant des feuilles de peuplier sénescents séchées à l'air (3 g de masse sèche) a été placé au fond de chaque mésocosme du 7 juillet au 11 septembre⁴⁹.

Deux niveaux de concentrations en nutriments (concentration faible en nutriments et concentration élevée en nutriments) ont été obtenus en ajoutant une solution de 20 mL (0,17 g) de phosphate (KH_2PO_4) et 20 mL (4,7 g) d'azote (NH_4NO_3) environ tous les 15 jours du 8 juillet 2022 au 24 mars 2023. Les mésocosmes avec une faible concentration en nutriments ont reçu deux ajouts de nutriments tandis que les mésocosmes avec une forte concentration en nutriments ont reçu un total de 12 ajouts. Au début de l'expérience (16 mai 2023), il y avait une concentration significativement plus élevée en azote total ($0,70 \pm 0,12$ mg/L vs. $0,46 \pm 0,08$ mg/L ; t-test, $p < 0,001$) et en phosphore total ($17,09 \pm 6,8$ µg/L vs. $11,2 \pm 3,61$ µg/L ; t-test, $p = 0,006$) dans les mésocosmes avec les niveaux élevés de nutriments par rapport aux mésocosmes avec les niveaux faibles de nutriments, respectivement (Figure 8).

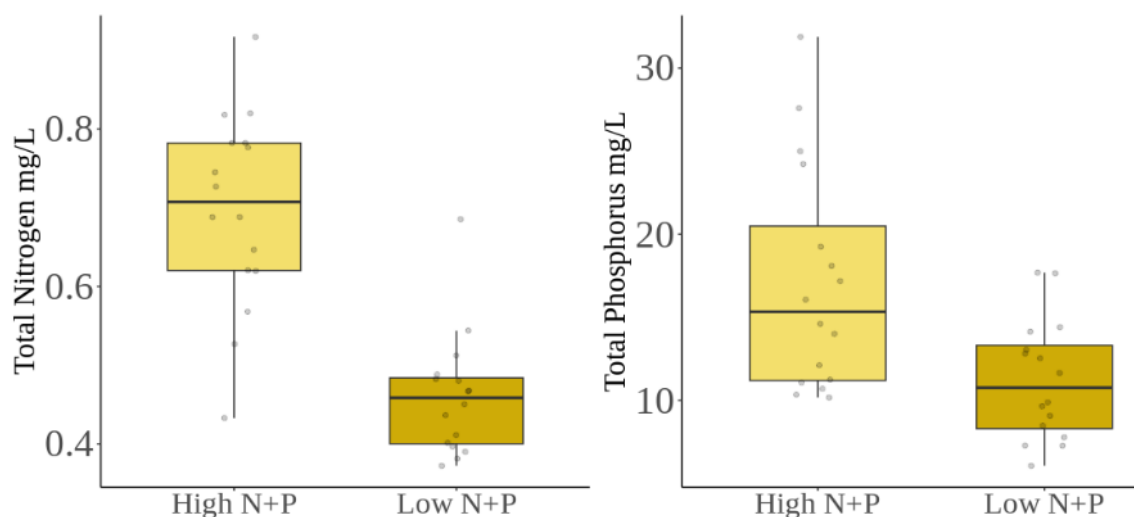


Figure 8 Concentrations en azote total et de phosphore total (mg/L) au début de l'expérimentation dans les mésocosmes (mai 2023) pour les traitements « niveau élevé de nutriments (High N+P) » et « niveau faible de nutriments Low N+P ».

2.1.3. Paramètres analysés

Les paramètres décrits dans le **tableau 2** ont été mesurés dans l'ensemble des mésocosmes 117 jours après la mise en place des panneaux.

Tableau 2 Liste des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels mesurés lors de l'expérimentation menée en mésocosmes et objectifs de ces mesures.

Paramètres mesurés		Objectifs des mesures
Paramètres abiotiques	- Température de l'eau	- Quantifier les propriétés physiques et la qualité chimique de l'eau - Contrôler l'effectivité de l'ajout en nutriments dans les traitements concernés
	- Evaporation - Caractéristiques physico-chimiques de l'eau : pH, conductivité, turbidité, phosphore total, azote total,	
Paramètres biotiques et fonctionnels	- Producteurs primaires : abondance du phytoplancton, des algues benthiques et biomasse macrophytique	- Évaluer l'équilibre entre les différents producteurs primaires de l'écosystème, en compétition pour la lumière et les nutriments
	- Consommateurs : abondance, richesse, diversité & composition du zooplancton et macroinvertébrés	- Caractériser la structure des communautés de consommateurs primaires et prédateurs
	- Concentrations du CO ₂ et CH ₄ dans l'eau	- Quantifier la production de gaz à effet de serre
	- Métabolisme du mésocosme : production d'oxygène et consommation d'oxygène	- Évaluer la balance autotrophie/hétérotrophie de l'écosystème (source principale du carbone)
	- Décomposition de la matière organique	- Quantifier la capacité du système à recycler la matière organique

2.1.3.1. Paramètres abiotiques

2.1.3.1.1. Température de l'eau

La température de l'eau (**Figure 9**) a été mesurée à l'aide de capteurs-enregistreurs de température haute fréquence HOBO UA-001-64 (HOBO ; Onset, USA ; résolution 0,14°C à 25°C, précision $\pm 0,5$) installés en mai 2023 au fond de chaque mésocosme à l'intérieur d'un tube en PVC pour éviter le rayonnement direct du soleil. Les mesures ont été réalisées avec un intervalle de 30 minutes. À la fin de l'expérience, les données issues de deux enregistreurs de température n'ont pas été utilisées dans les analyses parce qu'elles présentaient des valeurs aberrantes, probablement dues à des problèmes d'étalonnage ou à une exposition directe à la lumière du soleil. Avec ces données, nous avons calculé les températures moyennes journalières de l'eau dans chaque mésocosme pendant toute la durée de l'expérience. La température quotidienne de l'eau a été centrée en retirant la température moyenne de toutes les observations. Ensuite, la variabilité quotidienne de la température de l'eau a été calculée en utilisant le coefficient de variation (CV).



Figure 9 Installation d'un capteur-enregistreur de température dans un mésocosme.

2.1.3.1.2. Évaporation de l'eau

Le niveau d'eau a été suivi dans chaque mésocosme pendant l'expérimentation à l'aide d'une perche graduée. Les fluctuations de niveau d'eau ont été utilisées comme indicateur des taux d'évaporation. En partant du principe que les changements de niveau d'eau dans les mésocosmes étaient uniquement dus à l'évaporation et aux précipitations, la prise en compte des précipitations nous a permis d'estimer les taux d'évaporation sur la base des changements de niveau d'eau observés. Une vague de chaleur durant l'expérimentation a entraîné des pertes d'évaporation significatives et, pour éviter des niveaux d'eau trop bas, un volume d'eau identique a été ajouté dans chaque mésocosme le 17 août 2023. Les précipitations quotidiennes ont été obtenues au niveau de la station météorologique la plus proche (Saint-Girons, 43°00'19 N, 1°06'25 E ; Météo-France). Le taux d'évaporation (L. jour⁻¹) a été calculé pour chaque mésocosme en divisant la variation nette du niveau d'eau (différence entre le niveau d'eau initial et le niveau d'eau final corrigée par les précipitations totales pendant l'expérimentation) par le nombre de jours de l'expérimentation.

2.1.3.1.3. Paramètres physico-chimiques

A la fin de l'expérimentation, nous avons mesuré certains paramètres physico-chimiques (Figure 10) à l'aide d'une sonde multi-paramètre (YSI ProDSS). Des prélèvements d'eau brute et filtrée ont été réalisés en vue de l'analyse de la concentration en nutriments dissous (carbone organique dissous) et totaux (azote total et phosphore total).



Figure 10 Mesure de paramètres physico-chimiques à l'aide d'une sonde multi-paramètre et prélèvement d'eau filtrée dans un mésocosme.

2.1.3.2. Suivi des communautés

2.1.3.2.1. Zooplancton

Les communautés biologiques ont été échantillonnées le 11 septembre. Pour le zooplancton, l'échantillonnage a été réalisé en filtrant 20 L d'eau à l'aide d'un filet et un tamis de 50 μm (Figure 11). Les échantillons ont été conservés dans de l'éthanol (90 %) et identifiés par la suite au niveau de l'espèce lorsque cela était possible. Les copépodes et les cladocères ont été concentrés dans un volume connu puis analysés par sous-échantillons successifs sous une loupe binoculaire (grossissement x 12) dans une

roue de comptage Ward, jusqu'à ce que 100 individus d'une même espèce ou 200 individus d'un même taxon soient comptés⁵⁷. Si cela était nécessaire pour l'identification, certains spécimens ont été disséqués et observés dans du glycérol sous microscope (grossissement x 40 – x 1000). Les rotifères et les nauplii de copépodes ont été observés et comptés dans 1/20 du volume de l'échantillon dans une cellule de comptage de Sedgewick-Rafter sous microscope (grossissement x 40 – x 1000). L'abondance du zooplancton (ind. L⁻¹) et la diversité (indice de Shannon) ont ensuite été calculées.



Figure 11 Prélèvement de zooplancton dans un mésocosme.

2.1.3.2.2. Macroinvertébrés

Les macroinvertébrés ont été échantillonnés le 11 septembre en retirant soigneusement les boîtes en plastique placées au fond de chaque mésocosme et en tamisant l'échantillon dans un tamis de maille de 500 μm (**Figure 12**). Les échantillons ont été conservés dans de l'éthanol (90 %), puis comptés et identifiés au niveau de la famille à l'aide d'une loupe binoculaire. L'abondance totale des macroinvertébrés dans chaque mésocosme a été estimée en extrapolant la surface du bac en plastique à la surface du mésocosme (2,01 m²). En plus, les macroinvertébrés présents dans les sachets de décomposition ont également été identifiés et comptés. L'abondance totale des macroinvertébrés a été calculée comme la somme des organismes collectés dans les deux dispositifs. L'indice de Shannon a également été calculé pour les macroinvertébrés.



Figure 12 Tamisage d'un prélèvement de macroinvertébrés dans un mésocosme.

2.1.3.3. Fonctionnement de l'écosystème

A la fin de l'expérience, nous avons mesuré huit paramètres liés à des fonctions clés du fonctionnement des écosystèmes. Ces paramètres incluaient la production primaire pélagique et benthique, la surface des macrophytes (estimation de la production macrophytique), la concentration de gaz à effet de serre dissous dans la colonne d'eau (CO_2 , CH_4), le métabolisme de l'écosystème (production primaire brute (GPP – *Gross Primary Production*) et respiration de l'écosystème (ER – *Ecosystem Respiration*) et la décomposition de la matière organique.

2.1.3.3.1. Production primaire

La production primaire de phytoplancton (microalgues pélagiques) a été mesurée en quantifiant la concentration de chlorophylle-a ($\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$) dans l'eau. Pour cela, 1 L d'eau a été prélevé dans chaque mésocosme et filtré sur un filtre Whatman GF/C (47 mm de diamètre, $1,2 \mu\text{m}$ de pore). La concentration en pigment de chlorophylle-a a été mesurée par spectrophotométrie après extraction à l'acétone (90%) et ultrasonication des filtres. La production primaire en microalgues benthiques a été quantifiée en mesurant la concentration de chlorophylle-a ($\mu\text{g chl-a.cm}^{-2}$) mesurée sur des carreaux de céramique à l'aide d'un fluoromètre portatif (BenthosTorch ; BBE Moldaenke GmbH). La production primaire en macrophyte a été quantifiée en estimant la surface de chaque mésocosme couverte par des macrophytes (**Figure 13**).



Figure 13 Quantification de la production primaire benthique et macrophytique dans un mésocosme.

2.1.3.3.2. Gaz à effet de serre

Les échantillons pour l'analyse des concentrations en gaz à effet de serre ont été prélevés le 11 septembre, avant toute autre prélèvement dans les mésocosmes afin de limiter les perturbations potentielles (**Figure 14**). Les concentrations de surface (0,5 m de profondeur) en CH_4 et CO_2 ont été mesurées selon la méthode dite de l'espace de tête. Cette méthode consiste à prélever un volume d'eau (430 mL) et à équilibrer (désorber) les gaz dissous avec un espace de tête composé d'air atmosphérique (570 mL) afin de quantifier la quantité de gaz dissous de l'échantillon d'eau à partir des concentrations mesurées dans l'espace de tête. Trois prélèvements d'eau ont été réalisés dans chaque mésocosme. Pour cela, une pompe péristaltique a été utilisée pour prélever de l'eau du mésocosme à 0,25 m de profondeur dans une bouteille en verre de 1000 mL. La bouteille a été vigoureusement agitée pendant 1 minute pour équilibrer l'air et l'eau. Après équilibre, 40 mL d'échantillons de gaz ont été extraits de l'espace de tête à l'aide d'une seringue étanche et placés dans un vacutainer pré-évacué (Labco, UK), en surpression (25 mL), puis conservé à l'abri de la lumière. Un échantillon d'air atmosphérique a également été réalisé à l'aide d'une seringue de 50 mL et conservé dans un vacutainer pré-évacué tel que décrit précédemment. Les pressions partielles en CH_4 et CO_2 ainsi que les rapports isotopiques ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) du C dans chaque gaz ont été déterminés au laboratoire par un analyseur CRDS (G2201-i, Picarro) préalablement calibrés avec des standards de calibration.



Figure 14 Prélèvement en vue de la quantification de la concentration en gaz à effet de serre.

Les teneurs de gaz mesurées dans l'espace de tête ont été corrigées par partitionnement entre les phases gaz (espace de tête) et liquide (échantillon d'eau) en prenant en compte les équilibres avec les carbonates pour le CO₂⁵⁸. La différence entre la pression partielle du gaz dans l'eau (P_{final}) et celle mesurée dans l'espace de tête est fonction du coefficient d'équilibre gaz-liquide (KH), de la pression partielle du gaz dans l'espace de tête avant désorption/équilibre et après équilibre, du volume molaire (V_m) et du ratio entre le volume de la phase liquide et de la phase gaz (HSR) tel que :

$$P_{final} = \frac{\left((P_{HS} \times KH_{eq}) + (HSR \times \frac{P_{HS} - P_{initial}}{V_m}) \right)}{KH_{sample}}$$

Avec HSR le ratio entre le volume de la phase liquide et de la phase gaz ; $P_{initial}$ la pression partielle atmosphérique ; V_m le volume molaire ; KH_{eq} et KH_{sample} sont le coefficient d'équilibre gaz-liquide à la température de l'eau lors de l'équilibre et à la profondeur du prélèvement, respectivement.

Le coefficient d'équilibre gaz-liquide K a été calculé en tenant compte de la salinité S (‰) et de la température T (kelvin) sous les conditions de désorption :

$$\ln K_0 = A_1 + A_2 \frac{100}{T} + A_3 \ln \left(\frac{T}{100} \right) + S \left[B_1 + B_2 \frac{T}{100} + B_3 \left(\frac{T}{100} \right)^2 \right]$$

Les constantes A_1 , A_2 , A_3 et B_1 , B_2 , B_3 sont celles déterminées par Weiss (1974)⁵⁹ et Lide (2007)⁶⁰ pour le CO₂ et le CH₄ respectivement.

2.1.3.3.3. Métabolisme

Le métabolisme de l'écosystème a été quantifié en utilisant la méthode des changements diurnes des concentrations d'oxygène dissous^{61,62} qui a permis d'estimer les taux de production primaire brute (GPP – Gross Primary Production), ainsi que le taux de respiration (ER – Ecosystem Respiration). Les concentrations en oxygène dissous (mg. L⁻¹) ont été mesurées à l'aide d'une sonde à oxygène (ProDSS Multiparameter Water Quality Meter ; YSI) avec des mesures prises à trois moments : au lever du soleil (t_0 , 10 septembre 2023), au coucher du soleil (t_1 , 10 septembre 2023), et au lever du soleil suivant (t_2 , 11 septembre 2023).

2.1.3.3.4. Décomposition de la matière organique

A la fin de l'expérimentation, les dispositifs de décomposition (sachets contenant des feuilles de peupliers, **Figure 15**) ont été retirés des mésocosmes et immédiatement congelés à -20°C . Ils ont ensuite été rincés puis séchés à l'étuve à 60°C pendant 72 heures⁶². Le poids sec a ensuite été mesuré à l'aide d'une balance de précision de 0,01 g. Le taux de décomposition (K, jour^{-1}) a ensuite été calculé^{63,49} pour une durée d'exposition de 117 jours.



Figure 15 Préparation et installation des dispositifs pour mesurer la décomposition dans un mésocosme.

2.1.4. Analyses statistiques

Nous avons utilisé des modèles linéaires à effets mixtes (LMM) pour tester les effets du taux de recouvrement en panneaux solaires (4 modalités), du niveau de nutriments (2 modalités) et de leur interaction sur les variables mesurées au niveau des conditions environnementales, des communautés biologiques et du fonctionnement de l'écosystème. Le bloc expérimental (distribution spatiale des mésocosmes en huit blocs sur la plateforme, **Figure 5**) a été utilisé comme facteur aléatoire dans chaque modèle. Pour l'analyse des données de température qui a été mesurée quotidiennement, l'identité du mésocosme a été imbriquée dans le bloc expérimental afin de tenir compte de l'autocorrélation temporelle des variables de réponse basées sur les variables de température de l'eau. Pour déterminer si le taux de recouvrement en panneaux solaires et le niveau de nutriments modulaient la composition des communautés de zooplancton et de macroinvertébrés, une analyse NMDS (non-metric multidimensional scaling) a été réalisée pour chaque communauté. Les deux premiers axes de chaque NMDS ont été utilisés comme variable de réponse dans les modèles utilisés pour tester les effets des traitements sur la composition des communautés de zooplancton et de macroinvertébrés. La significativité des facteurs fixes et de leurs interactions a été testée à l'aide de la fonction Anova issue du package car⁶⁴. Des tests post-hoc (tests de Tukey avec ajustements) ont ensuite été utilisés pour identifier les différences significatives entre les traitements. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R (v,4,2,2)⁶⁵ en utilisant les packages lme4, emmeans (v,1,8,5) et le package ggplot2 pour les représentations graphiques des résultats.

2.2. Suivi de terrain des conséquences écologiques des centrales flottantes [Objectif 2]

2.2.1. Contexte et zone d'étude

Le suivi de terrain a été mené dans le sud-ouest de la France dans le département de la Haute-Garonne et de l'Ariège (Occitanie) traversé par la Garonne, ce qui donne lieu à différentes plaines d'inondation. Toulouse, située dans l'une d'entre elles, est la 3^{ème} ville la plus peuplée de France et affiche l'une des plus fortes augmentations de population (+6,0% entre 2016 et 2021, INSEE 2024). Ainsi, depuis les années 1960, le lit de la Garonne connaît une extraction importante de graviers en réponse à l'expansion de l'agglomération toulousaine^{49,50}. Au sud de Toulouse, on dénombre ainsi plus de 300 plans d'eau de gravière sur une aire de 50 km² (Figure 16).

Environ 50 de ces lacs de gravières sont suivis par le CRBE dans le cadre d'un programme de suivi de l'environnement et de la biodiversité (SEE-Life CNRS). Ces lacs artificiels, tous situés dans une même zone géographique, constituent un cadre intéressant pour étudier les schémas et les mécanismes régissant la biodiversité au sein de réseaux dynamiques, tels que les méta-écosystèmes et les méta-communautés⁶⁶. Ces lacs offrent un gradient de conditions environnementales locales. Ils diffèrent notamment en termes de surface (de 4 à 47 ha), de profondeur maximale (de 1 à 10 m), d'âge (de 10 à 70 ans) et de statut trophique. Les usages de ces lacs sont très diversifiés. Certains sont encore exploités tandis que d'autres sont désormais utilisés pour de nombreux usages liés à la pratique de la pêche récréative et différents loisirs. Depuis 2022, des plans d'eau de gravière de la zone d'étude sont recouverts de panneaux solaires flottants pour la production d'énergie électrique.

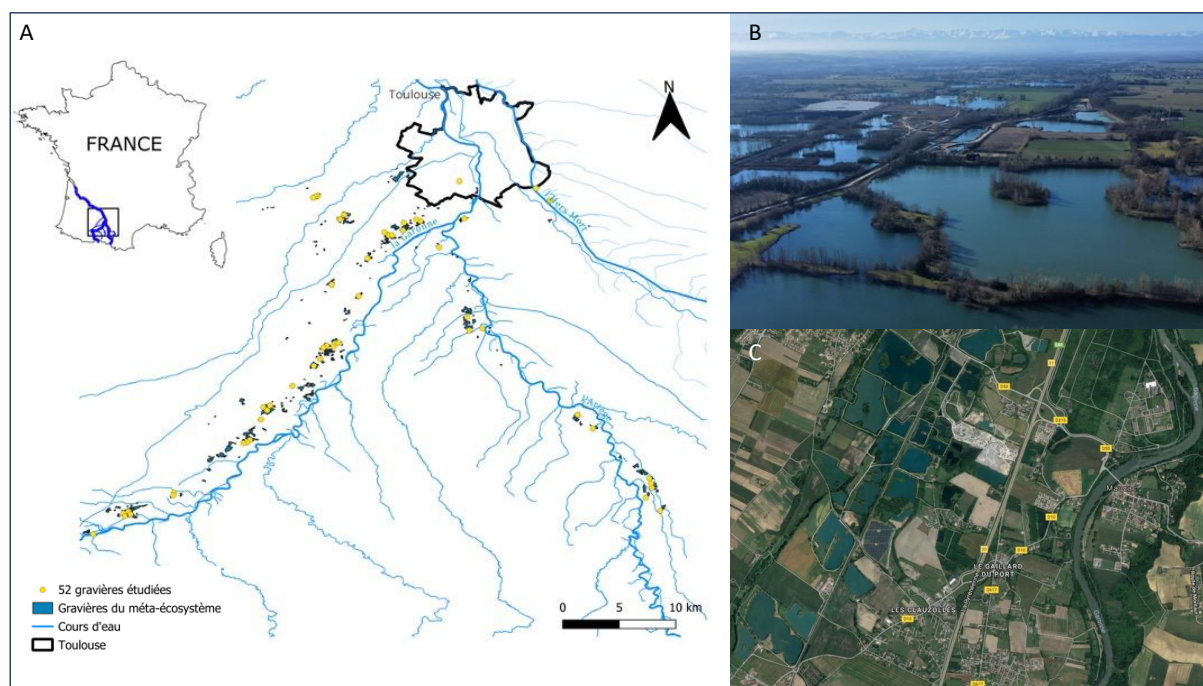


Figure 16 (A) Carte et exemples de vue aérienne (B) et satellitaire (C) de la zone d'étude des plans d'eau de gravière. Les gravières présentes et étudiées dans le cadre du suivi SEE-Life CNRS sont respectivement représentées en bleu et jaune sur la carte.

A l'écriture du projet, nous suivions plus particulièrement 15 lacs de la zone d'étude : 10 dans la plaine de la Garonne et 5 dans la plaine de l'Ariège (Figure 17). 9 centrales photovoltaïques flottantes (6 dans la plaine de la Garonne et 3 de l'Ariège) devaient y être construites entre mi-2021 et fin 2022 par trois développeurs différents. Pour des raisons techniques et administratives, seulement 4 centrales ont été

construites et mises en service entre 2021 et 2022 pour les 3 centrales situées côté vallée de la Garonne et en 2023 pour la centrale située côté vallée de l'Ariège (voir **Figure 20** de la partie 2.2.3). Le recul temporel post-installation est donc très limité pour cette 4^{ème} centrale flottante.

Les centrales photovoltaïques flottantes étudiées sont constituées d'un assemblage de modules de flotteurs en polyéthylène haute densité ancrés sur les berges ou sur le fond des plans d'eau et surmontés de panneaux solaires ayant une inclinaison fixe. Les configurations de flotteurs étudiées sont des technologies à flotteurs purs, et correspondent à deux des trois technologies dominantes au niveau mondial (Sungrow et Ciel & Terre) d'après la base de données SERIS^{10,67}. Les taux de couverture des centrales étudiées calculées sur les images satellites comme le ratio entre la surface totale de la centrale et la surface totale du lac varient entre 38% et 55,5%. Le taux de couverture moyen des 4 centrales (46%) est dans la gamme supérieure des taux de recouvrement mesurés dans les travaux de Nobre *et al.* (2024)¹³ (34 % (\pm 22 ET) ; n = 494) ; **Figure 2A**) et Xia *et al.* (2023)⁵⁴ (médiane = 35%).

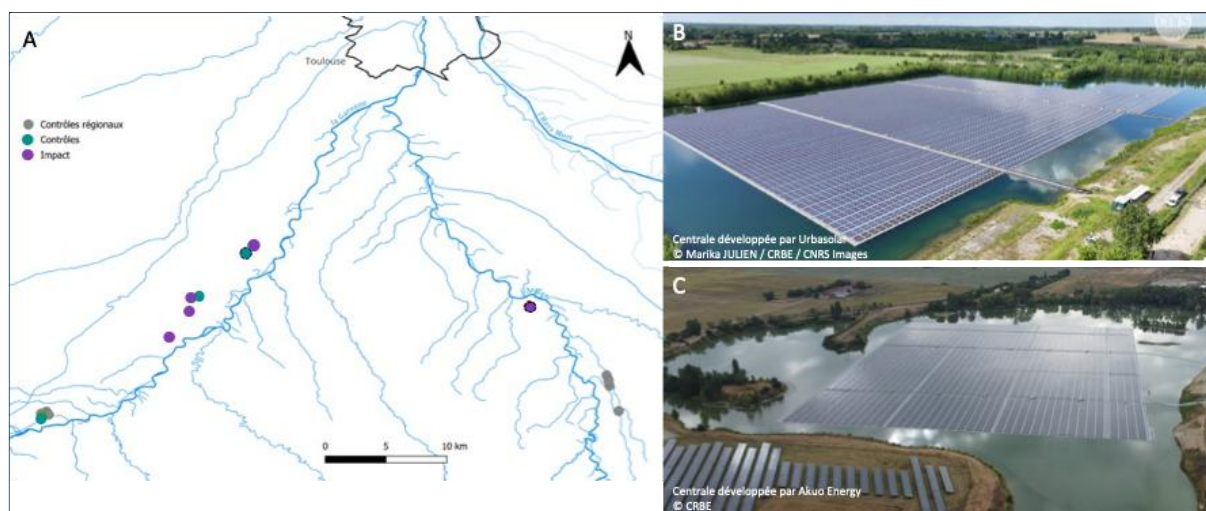


Figure 17 (A) Carte des plans d'eau de gravière suivis dans le cadre de ce projet et exemples de vue aérienne de deux installations photovoltaïques flottantes étudiées (B et C). Les centrales étudiées sont représentées en violet. Les ronds verts représentent les plans d'eau utilisés comme lacs Contrôle dans la suite des analyses. Les ronds gris représentent le pool régional de lacs suivis également dans ce projet, initialement étudiées en prévision d'installations de centrales.

2.2.2.Méthode BACI et analyse statistique

Nous avons utilisé une approche avant-après-contrôle-impact (BACI : Before-After Control-Impact) pour quantifier les effets de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (**Figure 18**). Cette approche consiste à (i) comparer un groupe de lacs équipés (lacs nommés *Impact*) à un groupe de lacs non équipés (nommés *Contrôle*) pour mesurer les mêmes paramètres aux mêmes moments dans chaque groupe de lacs et à (ii) mesurer ces mêmes paramètres dans les lacs *Impact* avant installation (*Avant*) et après installation (*Après*) des centrales photovoltaïques flottantes. Les modèles BACI sont très appropriés pour de telles études car ils intègrent à la fois des changements temporels et des sites de contrôle, ce qui réduit efficacement l'influence des covariables non mesurées sur les effets observés⁶⁸. L'intérêt d'une telle approche est de tester l'interaction entre l'effet BA et l'effet CI.

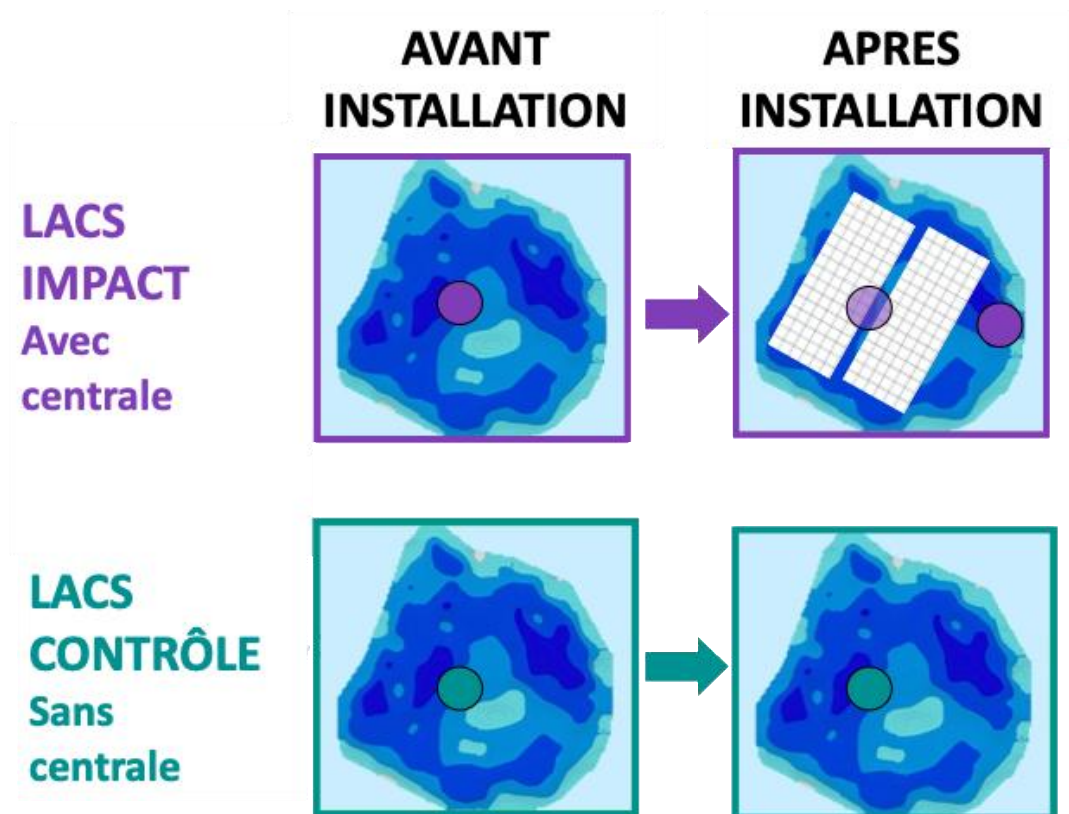


Figure 18 Principe de suivi écologique des plans d'eau de gravière mis en œuvre dans le projet, selon le protocole BACI (Before-After Control-Impact). Les ronds représentent les positions des bouées (cf 2.2.3).

Les lacs Contrôle et les lacs Impact ont été jumelés sur la base de leurs similitudes hydromorphologiques, établies à l'aide d'une analyse en composantes principales (ACP) sur des paramètres environnementaux (rapport surface/volume, profondeur maximale, périmètre et altitude). La distance euclidienne entre les coordonnées des lacs des deux premiers axes de l'ACP (93,4 % de la variance) a été utilisée pour définir les paires de lacs (Figure 19). Pour chaque paire de lacs, la date du milieu de la période entre le début et la fin de l'installation de la centrale photovoltaïque flottante a été considérée comme la date de transition entre les périodes avant et après dans les analyses BACI.

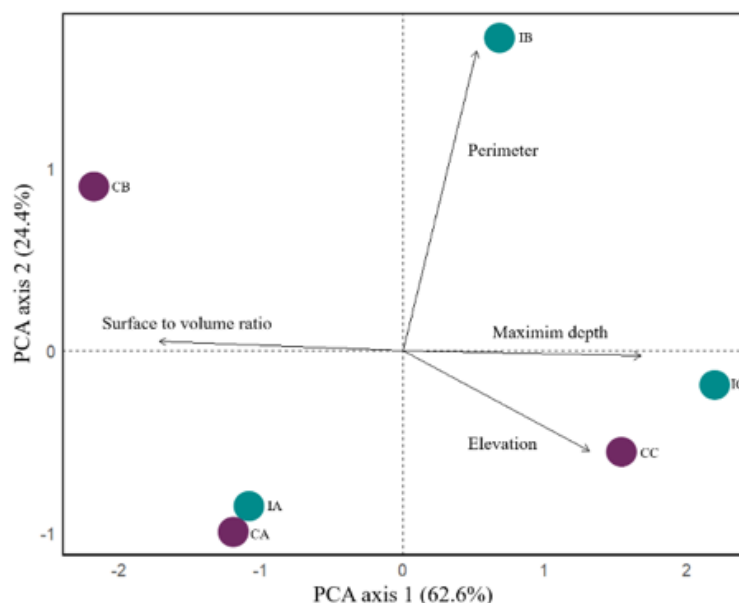


Figure 19 ACP résumant les conditions hydromorphologiques (ratio surface:volume du lac, profondeur maximale, périmètre et altitude) dans les 6 lacs de la plaine toulousaine. Les ronds turquoise représentent les lacs Impact et les ronds pourpres, les lacs Contrôle. A, B et C correspondent aux 3 paires.

Nous avons utilisé un modèle linéaire à effets mixtes (LMM) pour tester la signification de l'interaction entre la période (Avant-Après) et le traitement (Contrôle-Impact) sur l'ensemble des paramètres mesurés. Le modèle linéaire à effets mixtes est un modèle statistique comprenant des effets fixes, qui représentent la relation entre la variable dépendante et les variables explicatives (prédicteurs) qui sont cohérentes dans tous les groupes ou niveaux des données, et des effets aléatoires qui permettent de prendre en compte la variabilité non expliquée par les effets fixes⁶⁹. Dans notre modèle, la paire de lacs, la saison et l'année ont été utilisées comme effets aléatoires. Nous avons inclus l'année et la saison comme effets aléatoires pour tenir compte de la variabilité potentielle de la relation testée causée par des fluctuations temporelles entre les différentes années et saisons. L'identité des lacs et les paires de lacs ont également été utilisées comme effets aléatoires pour tenir compte des différentes dates d'installation des centrales. Cette approche permet de mieux estimer l'effet fixe de l'installation des centrales en tenant compte des variations potentielles spécifiques au site, en séparant la variabilité au niveau du site de la tendance générale. Pour les données mesurées en continu pour lesquelles la valeur mesurée à l'instant $t+1$ est directement affectée par la valeur mesurée à l'instant t , une structure d'autocorrélation de premier ordre, qui comprend le coefficient de corrélation entre l'observation résiduelle du temps t donné et le résidu au temps $t-1$, a été également incluse dans le modèle.

2.2.3. Déroulement des suivis et paramètres mesurés

Les paramètres décrits dans le **tableau 3** ont été mesurés dans les 15 lacs de la zone d'étude présentés dans la **Figure 17**.

Tableau 3 Liste des paramètres mesurés lors des suivis continus, saisonniers et annuels ou bisannuels de terrain et objectifs de ces mesures.

Paramètres mesurés	Objectifs des mesures
Suivis continus <ul style="list-style-type: none"> - Température de l'eau (toutes les 10 min) à 50 cm de profondeur et tous les mètres - Luminosité (lux) à 50 et 100 cm de profondeur 	<ul style="list-style-type: none"> - Quantifier les variations temporelles des propriétés physiques de la masse d'eau
Suivis saisonniers <ul style="list-style-type: none"> - Profondeur maximale du lac - pH, conductivité, turbidité en surface et tous les mètres de l'eau - Concentration en matières en suspension, ammonium, nitrates, nitrites, orthophosphates, carbone organique dissous, carbone organique total, phosphore total, azote total et alcalinité de l'eau (prélèvement intégré sur toute la hauteur d'eau) - Composition élémentaire (%C, %N, %P) et quantité de matière organique du sédiment - Biomasses des producteurs primaires : concentration en chlorophylle a du phytoplancton, du périphyton et biomasse sur les flotteurs - Structure (composition et diversité) des communautés procaryotes de l'eau et du sédiment - Structure des communautés algales du phytoplancton et du benthos (galets et flotteurs) - Structure et abondance des communautés du zooplancton - Concentrations du CO₂ et CH₄ dans l'eau 	<ul style="list-style-type: none"> - Quantifier les variations de niveau d'eau - Caractériser la qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments du lac (au point le plus profond) - Quantifier l'évolution temporelle (saisonnière et interannuelle) des biomasses des producteurs primaires - Quantifier l'évolution temporelle de la structure des communautés bactériennes de l'eau et du sédiment, algales et du zooplancton - Quantifier l'évolution temporelle des concentrations de gaz à effet de serre dans l'eau
Suivis annuels ou bisannuels <ul style="list-style-type: none"> - Structure et abondance des communautés de poissons - Analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) des producteurs primaires, consommateurs et prédateurs présents dans les lacs 	<ul style="list-style-type: none"> - Quantifier l'évolution temporelle de la structure des communautés de poissons - Reconstituer le réseau trophique de chaque lac ; identifier les principales sources de carbone, évaluer l'organisation du réseau et les principales interactions trophiques

Paramètres mesurés	Objectifs des mesures
- Décomposition de la matière organique	- Quantifier la capacité de l'écosystème littoral à recycler la matière organique
- Concentrations et ratios isotopiques en CO ₂ et CH ₄ sur des profils entre l'interface sédiments/eau et l'interface eau/atmosphère	- Évaluer les flux de gaz à effet de serre entre le sédiment et l'eau, les processus de transformation des gaz et les émissions à la surface

Dans les 15 lacs suivis, une bouée a été positionnée dans la zone la plus profonde du plan d'eau, ancrée avec une chaîne depuis le fond du lac jusqu'à la surface de l'eau. La grande majorité des mesures et prélèvements a été effectuée à ce mouillage principal. Dans les lacs équipés de centrales photovoltaïques flottantes, le mouillage principal a été retiré pendant les travaux d'installation puis réinstallé à la même localisation à l'aide d'un GPS. Ce mouillage s'est retrouvé fixé à la structure flottante sous la centrale. Un mouillage secondaire a été installé, en zone non-recouverte, à environ 50 m de la plateforme et à une profondeur équivalente à celle du mouillage principal afin de prendre en compte l'hétérogénéité spatiale dans les mesures (**Figure 18**). Toutes les bouées ont été positionnées dans la partie « pélagique » des lacs, à une distance d'environ 80 m, hors de la zone d'ombrage liée à la végétation riveraine.

Les prélèvements et mesures ont consisté en 3 types de suivi marqués par des fréquences d'analyse différentes : des suivis en continu, des suivis saisonniers et des suivis bisannuels (**Figure 20**).

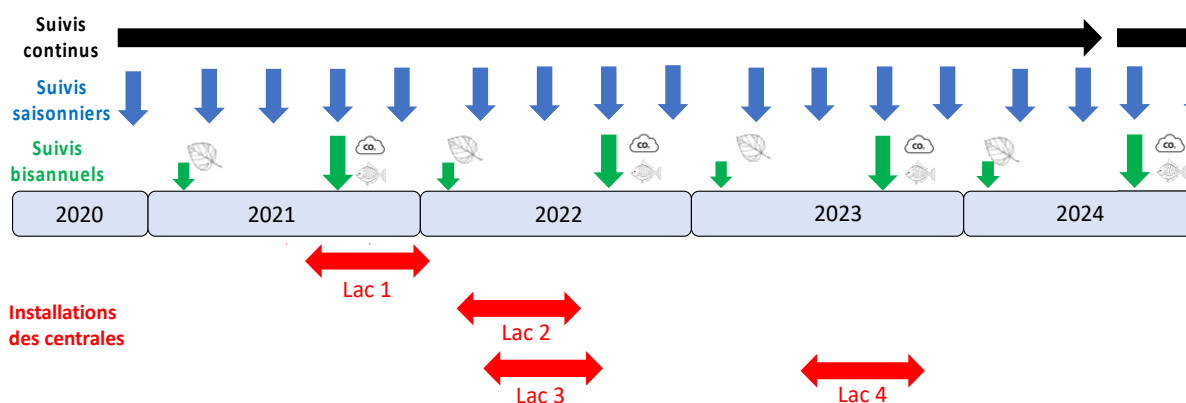


Figure 20 Chronologie du déroulement des suivis expérimentaux et de l'installation des centrales photovoltaïques flottantes du projet.

2.2.3.1. Suivis continus

Pour certains paramètres importants que nous supposons être très probablement modifiés par l'installation des centrales, nous avons réalisé des suivis en continu. Ainsi, la température de l'eau, la luminosité de surface et la concentration en oxygène dissous ont été mesurées à l'aide de capteurs-enregistreurs disposés sur une chaîne verticale suspendue à la bouée (**Figure 21**). Ces données, enregistrées toutes les 10 minutes, ont ensuite été utilisées afin de quantifier des modifications du fonctionnement thermodynamique et du métabolisme des plans d'eau .

2.2.3.1.1. Température et luminosité

Deux capteurs-enregistreurs HOB0 (Onset, EU) de température et de luminosité et de température seule ont été respectivement placés à 50 cm et 1 m de profondeur et puis tous les mètres jusqu'au fond du lac. Suite à d'importants problèmes techniques, les capteurs MX2201 initialement installés en décembre 2020 ont été remplacés par les capteurs UA-002-64 (température et lumière) et UA-001-64 (température). Ces problèmes techniques ont entraîné des données manquantes (environ 1% de l'ensemble des données).

Pour estimer ces valeurs manquantes, nous avons calculé la température moyenne enregistrée par les enregistreurs les plus proches positionnés directement au-dessus et au-dessous du point de données manquant sur le même câble vertical. Pour limiter les différences potentielles entre les lacs dues aux fluctuations du niveau de l'eau et aux différences de profondeur maximale de l'eau, les analyses ont été effectuées en utilisant les enregistreurs déployés jusqu'à 4 m de profondeur. Les températures quotidiennes de l'eau ont été calculées à chaque profondeur. La température de l'air horaire a été téléchargée dans le catalogue de données publique de Météo France à la station la plus proche des sites étudiés (Montaut ; 43,192167 N ; 1,643500 E). Concernant la luminosité, les données n'ont pas pu être exploitées comme nous le prévoyons initialement pour deux raisons principales. La première est le biofouling du capteur de luminosité dont l'intensité était très variable entre les lacs et ne permettait donc

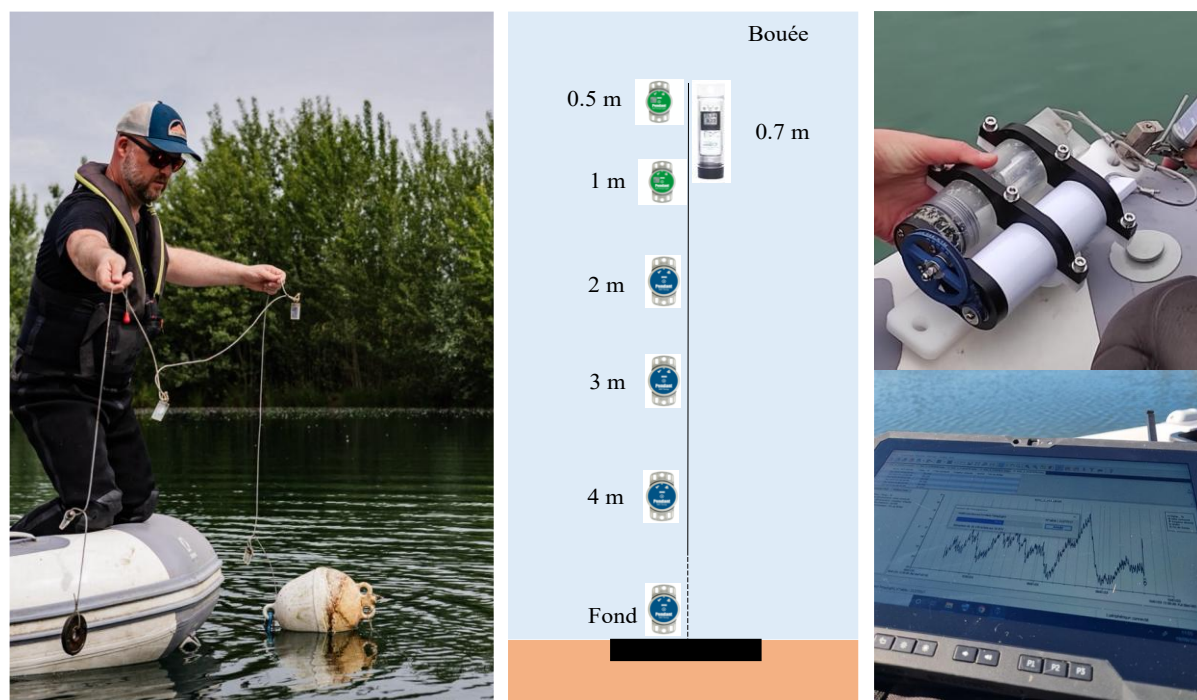


Figure 21 Chaîne verticale de capteurs-enregistreurs de la température, de la lumière et de l'oxygène dissous. Détail d'un miniDOT associé à un WIPER. Téléchargement saisonnier des données.

pas de comparaison directe des données. La seconde est un effet d'ombrage directe des structures photovoltaïques sur le capteur dont l'intensité variait fortement dans la journée et entre saisons en fonction de la trajectoire du soleil. Afin de limiter les risques de mauvaise interprétation des données, nous nous sommes limités ici à une utilisation ponctuelle des mesures. Il serait important de mettre en place un protocole de quantification de l'effet des centrales sur la luminosité en travaillant le long de transects et non en un point fixe, peu représentatif et pertinent pour ce paramètre.

2.2.3.1.2. Oxygène dissous

Le capteur-enregistreur de concentration en oxygène dissous miniDOT (PME) a été installé à 70 cm de profondeur (Figure 21). Après leur installation, les capteurs d'oxygène dissous ont tous été équipés d'un système autonome d'antifouling WIPER (PME) assurant à l'aide d'une brosse intégrée un nettoyage du capteur d'oxygène tous les 6 heures. Tous les capteurs ont été téléchargés, nettoyés et les niveaux des batteries ont été vérifiés tous les trois mois lors des suivis saisonniers. Étant donné que la présence des panneaux modifie les échanges gazeux à l'interface eau-air, nous avons ici utilisé les données d'oxygènes dissous pour mesurer les effets sur la synchronie des écosystèmes⁷¹.

2.2.3.2. Suivis saisonniers

D'autres paramètres relatifs à la qualité de l'eau, la biodiversité (structure des communautés) et le fonctionnement des écosystèmes (processus fonctionnels) ont été mesurés tous les trois mois (mars, juin, septembre et décembre) dans le cadre d'un suivi saisonnier. Les prélèvements et mesures ont été effectués depuis un bateau à la bouée dans les lacs non équipés ou avant installation des centrales photovoltaïques flottantes ou depuis la surface de la plateforme dans les centrales flottantes.

2.2.3.2.1. Physico-chimie de l'eau et des sédiments

La profondeur a été mesurée à l'aide d'un profondimètre à main Plastimo Echotest II. Les paramètres physico-chimiques (température, concentration en oxygène dissous, saturation en O_2 , pH, conductivité, turbidité) ont été mesurés sous la surface et tous les mètres le long d'un profil vertical à l'aide d'une sonde multi-paramètres YSI ProDSS (Figure 22). Le rayonnement photosynthétiquement actif (PAR) a été mesuré sous la surface, à 20, 50 et 100 cm de profondeur à l'aide d'un capteur quantique Apogee MQ-500. Un prélèvement d'eau intégré sur la colonne d'eau a été réalisé en mélangeant 2,2 L d'eau prélevés sous la surface et à chaque mètre de profondeur à l'aide d'un échantillonneur horizontal à clapets Van Dorn (Anhydre) (Figure 22). L'eau collectée a été sous-échantillonnée, stockée à 4°C jusqu'au laboratoire, congelée à -20°C pour l'analyse de la concentration en Matière En Suspension (MES, 1 L), les éléments dissous (orthophosphates, ammonium, nitrates, nitrites, Carbone Organique Dissous (COD), 60 mL), les nutriments totaux (C total, N total et P total, 100 mL) et l'alcalinité (TAC) de l'eau. L'eau des analyses d'éléments dissous a été filtrée sur un filtre Whatman GF/C (25 mm de diamètre, 1,2 μm de pore).

L'ensemble des analyses ont été effectuées par la Plateforme d'Analyses Physico-Chimiques (PAPC) du CRBE. Les concentrations en PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- et NO_2^- ont été analysées par spectrophotométrie sur un analyseur séquentiel Bluvision SKALAR (norme NF ISO 15923-1 et méthode interne au chlorure de vanadium pour les NO_3^-). La concentration de COD a été mesurée par oxydation catalytique à 720°C et mesure infrarouge du CO_2 sur un analyseur de carbone organique total Shimadzu TOC-L après acidification à l'HCl de l'échantillon (norme NF EN 1484). La concentration en MES a été mesurée par pesée de la matière filtrée sur fibre de verre (GF/F) obtenue par filtration sous vide et rapportée au volume filtré (norme NF EN 872). Les concentrations en C total et N total ont été obtenues sur un analyseur de carbone organique total Shimadzu TOC-L par oxydation catalytique à 720°C et mesure infrarouge du CO_2 produit (norme NF EN 1484 pour le C et NF EN 12260 pour l'N). La concentration en P total a été obtenue par méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium sur un analyseur séquentiel Bluvision SKALAR après oxydation au persulfate en milieu acide (norme NF ISO 15293-1). Enfin, le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) a été mesuré par la méthode potentiométrique sur METROHM 855 (norme NF EN ISO 9963-1).

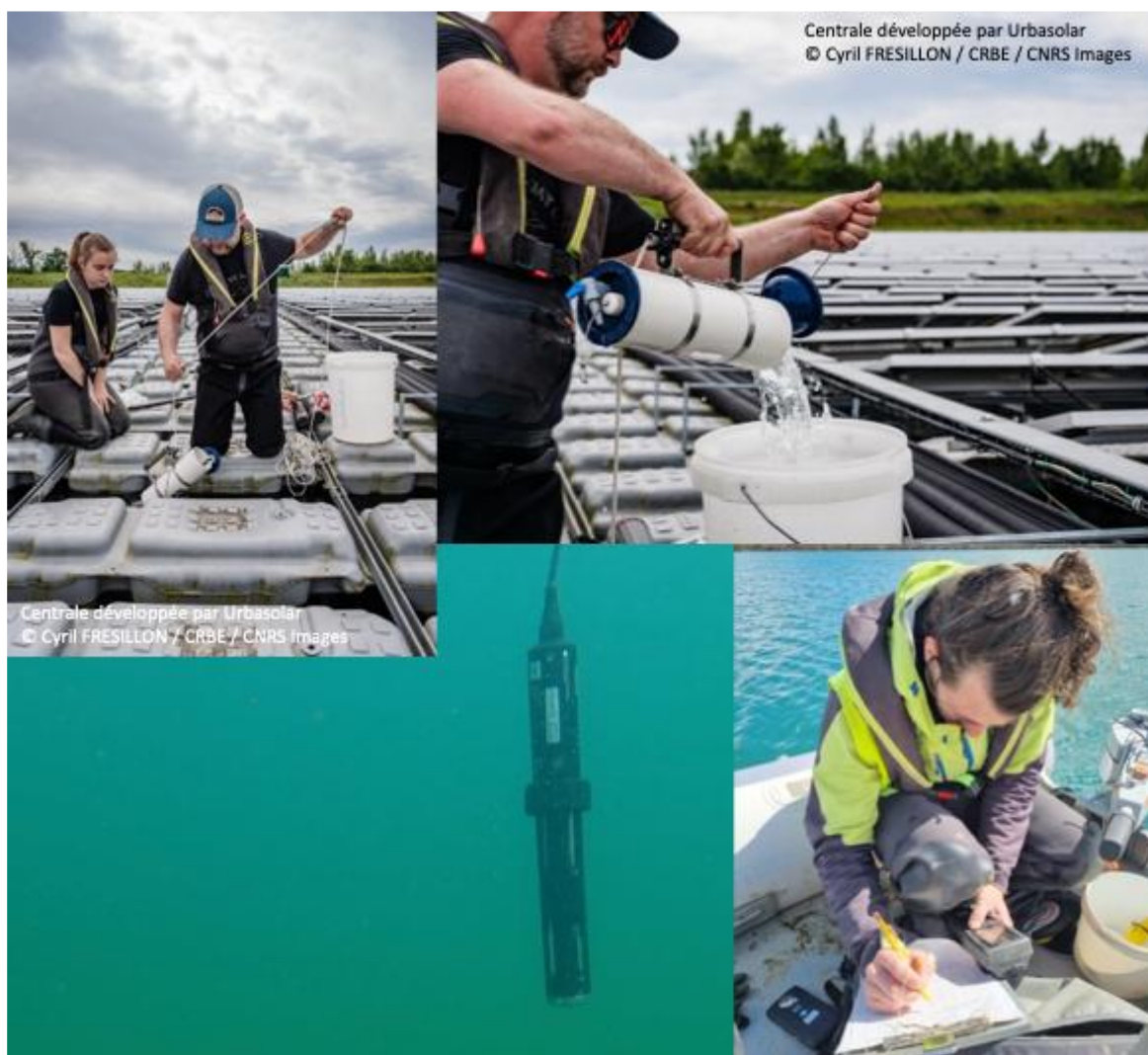


Figure 22 Prélèvement intégré d'eau à l'aide d'une bouteille Van Dorn au-dessus d'une centrale flottante (en haut) en vue des analyses chimiques de l'eau. Relevé des paramètres physico-chimiques de l'eau selon un profil vertical à l'aide d'une sonde multi-paramètres.

Environ 500 mL de sédiment a été prélevé à l'aide d'une benne à sédiments Ekman (152 mm x 152 mm d'empreinte) (Figure 23), stocké à 4°C jusqu'au laboratoire puis congelé à -20°C avant l'analyse de la quantité de matière organique (perte au feu) et de sa composition élémentaire. La perte au feu du sédiment a été quantifiée par brûlage à 550°C au four à moufle puis pesée (norme NF EN 15935). Les proportions en C total et N total du sédiment ont été obtenues en analyse élémentaire sur un analyseur FlashSmart Thermo Scientific après décarbonatation des échantillons (normes NF ISO 10964, 13878 et NF EN 13137).



Figure 23

2.2.3.2.2. Biomasses algales et production primaire

La transparence de l'eau a été évaluée à l'aide d'un disque de Secchi. La concentration en chlorophylle-a et cyanobactéries du phytoplancton ($\mu\text{g L}^{-1}$) a été mesurée 3 fois à la surface de l'eau en détectant la fluorescence in vivo naturelle émises par les cellules algales, à l'aide d'une AlgaeTorch (BBE Moldaenke GmbH) (Figure 24).

La biomasse benthique des différents groupes algaux (cyanobactéries, algues vertes et diatomées) a été mesurée à l'aide d'une BenthosTorch (BBE BBE Moldaenke GmbH) à la surface de galets prélevés en berge du lac et à la surface inférieure d'un flotteur (dans le cas d'une centrale). Trois galets ont été prélevés dans 3 zones du littoral de chaque lac pour représenter l'hétérogénéité potentielle de colonisation ; la biomasse obtenue est une valeur moyenne de ces 9 mesures. Dans le cas des centrales flottantes, un flotteur de la même technologie que celle installée dans le lac a été disposé afin d'être retourné pour effectuer 3 mesures.

Les flotteurs sont parfois très colonisés par d'autres organismes vivants que des algues (Figure 24). Ainsi, le biofilm fixé sur le flotteur a été aussi gratté à l'aide d'une brosse à dent et d'un emporte-pièce de surface connue pour évaluer la biomasse totale sèche et organique ayant colonisé chaque flotteur. De retour au laboratoire, le biofilm collecté dans un tube Falcon pré-pesé a été centrifugé ($6000 \times g$, 15 min). Une fois le surnageant éliminé, le tube contenant le culot de biofilm a été placé à l'étuve (105°C , 8 h) puis pesé pour quantifier la matière sèche. La proportion de cendres, et inversement de matière organique, a été quantifiée par pesée différentielle avant et après pyrolyse (500°C , 8h).



Figure 24 Mesure de la concentration en chlorophylle dans l'eau à l'aide d'un fluoromètre pélagique (à gauche) ; mesure de la biomasse algale fixée sur les flotteurs à l'aide d'un fluoromètre benthique (en haut au centre) et exemples de biofouling sur les flotteurs à l'aide d'un fluoromètre benthique (en haut au centre) et exemples de biofouling sur les flotteurs expérimentaux une fois retournés.

2.2.3.2.3. Richesse, composition et diversité des communautés

Les structures des communautés microbiennes, phytoplanctonique, zooplanctonique, et des diatomées benthiques ont été mesurées à chaque saison.

2.2.3.2.3.1 Structure des communautés procaryotes

La structure des communautés microbiennes a été évaluée par séquençage haut-débit dans l'eau et le sédiment de chaque lac. 500 mL d'eau ont été échantillonnés dans le mélange intégré prélevé pour les analyses physico-chimiques, et environ 10 mL de sédiment remonté avec la benne Ekman a été transféré dans un tube Falcon 15 mL. L'eau et le sédiment ont été stockés à 4°C sur le bateau avant d'être transférés à -20°C au laboratoire. Chaque échantillon d'eau a été décongelé puis filtré à travers une membrane en polycarbonate de 0,2 µm membrane (Whatman, Maidstone, UK) sur un dispositif de filtration préalablement nettoyé, avant d'en extraire immédiatement l'ADN.

Extraction de l'ADN génomique. L'ADN du filtre et l'ADN de 250 mg de sédiment ont été extraits au laboratoire à l'aide du kit d'extraction Qiagen DNeasy® PowerSoil® (Qiagen, Venlo, Netherlands) en suivant le protocole du fabricant. Ce kit permet d'éliminer efficacement les inhibiteurs de la PCR, même dans les matrices biologiques les plus difficiles. La lyse cellulaire est réalisée par des méthodes mécaniques et chimiques. La procédure de ce kit comprend une étape de lyse mécanique durant laquelle l'échantillon (filtre ou culot de sédiment) est placé dans un tube à billes puis vortexé 2x 5 minutes à 25 Hz dans un TissueLyzer II. L'ADN génomique total est ensuite capturé sur une membrane de silice dans une colonne d'essorage. L'ADN est lavé et a été élué de la membrane dans 70 µL de tampon d'élution puis quantifié par spectrophotométrie (Nanodrop® 1000, Wilmington, USA). Un témoin négatif avec de l'eau milliQ a été réalisé lors de chaque série d'extraction (1 témoin par saison et par matrice biologique, eau ou sédiment).

Amplification et séquençage de l'ADN. La composition en procaryotes des échantillons a été évaluée par l'amplification de la région V4 du gène de l'ARNr 16S à l'aide des amorces utilisées dans le cadre du Earth Microbiome Project : c515F 5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA -3'⁷² et 806R 5'-GGACTACNVGGGTWTCTAAT-3'⁷³. La PCR a été réalisée à partir de 2 µL d'ADN extrait dans un mélange de 20 µL comprenant 10 µL d'AmpliTaQ Gold Mastermix® (Thermo Fisher Scientific, Waltham, USA), 0,16 µg. µL⁻¹ BSA, et 0,5 µM de chaque amorce en suivant ce programme : dénaturation initiale à 95°C pendant 10 min, suivie de 35 cycles à 95°C pendant 30 secondes, à 50°C pendant 30 secondes, et à 72°C pendant 1min 45, se terminant par une extension finale à 72°C pendant 10 min.

Certaines combinaisons d'étiquettes de 8 pb ont également été ajoutées à l'extrémité 5' des amorces avant et arrière pour identifier les échantillons après l'étape de séquençage. L'efficacité de la PCR a été évaluée en incluant des échantillons positifs et négatifs. La PCR a été réalisée en trois exemplaires sur chaque extrait d'ADN. Les PCR et les librairies ont été préparées au laboratoire par la plateforme B2M avec le TruSeq nano de Illumina.

Séquençage et analyse bio-informatique des séquences. Le séquençage a été réalisé sur un run sur la plateforme externe Novogene en utilisant la chimie Illumina NovaSeq 2x250 bp. L'analyse bioinformatique a été réalisée au laboratoire par la plateforme B2M. Nous avons utilisé le logiciel OBITools développé par Boyer et al. (2016)⁷⁴ pour traiter et filtrer les séquences Illumina. Tout d'abord, les reads paires-end ont été assemblés, et les séquences de faible qualité ont été supprimées (fastq average quality scores < 40). Après démultiplexage, les séquences identiques ont été dérépliquées. Ensuite, les séquences de longueur inadaptée ont été filtrées (<100 bp). Enfin, les séquences ont été regroupées en utilisant un seuil de similarité de 97%.

Le nettoyage des données et l'assignation taxonomique ont été réalisées avec le package R metabar⁷⁵ et les analyses de données avec le package R phyloseq⁷⁶. L'assignation taxonomique des séquences procaryotes a été réalisée à partir de la base de données Silva 138 SSU⁷⁷ avec la fonction silva_annotator. Les contaminants d'extraction potentiels, les motus fallacieux et non ciblés, les valeurs aberrantes de la PCR et les sauts d'étiquettes ont été signalés et supprimés de l'ensemble de données. Notez que pour les séquences, 0,81% valeurs aberrantes de PCR ont été identifiées et supprimées. Enfin, après le nettoyage des données, le jeu de données contient 183,669 MOTUs pour 327 échantillons analysés.

Pour des raisons logistiques, l'échantillonnage a commencé en juin 2021 un peu plus tardivement que pour les autres analyses et les analyses de séquençage n'intègrent pas les échantillons de l'année 2024.

Abondance des bactéries et du microphytoplancton. 1,5 mL d'eau ont été fixés en triplicats dans trois cryotubes contenant 0,25 % final de Glutaraldéhyde et 0,01 % final de Poloxamer puis stockés au congélateur à -70°C avant analyses en cytométrie en flux (< 6 mois) pour évaluer la densité des cellules de très petite taille.

Les échantillons ont été décongelés et pré-filtrés sur 30 µm pour éviter de boucher l'appareil avec des particules agrégées ou de plus grosses tailles. La densité du microphytoplancton a été évaluée grâce à l'autofluorescence de la chlorophylle par cytométrie en flux (Accuri C6, BD). Les différentes populations ont été quantifiées en combinant les critères de taille, granularité et de fluorescences orange et rouge.

Pour les quantifications de bactéries totales, les échantillons pré-filtrés ont été dilués au 1/10 dans de l'eau pré-filtrée sur 0,2 µm et marqués au Sybr Green I (Thermo Fisher Scientific) à la concentration finale de 10⁻⁴. Des billes de 1 µm (Polysciences) ont servi de standard de taille interne. Les cellules marquées ont été différenciées du bruit de fond particulaire en combinant les paramètres de taille et de fluorescence verte des particules analysées.

Les données sont récupérées via le logiciel du cytomètre, récupérées sous forme FCS puis analysées (gates) et quantifiées en utilisant Floreada.io pour obtenir des densités cellulaires par mL.

2.2.3.2.3.2 Structure des communautés algales

Dénombrement et identification du phytoplancton. La structure de la communauté phytoplanctonique a été mesurée par microscopie inversée sur un échantillon d'eau prélevé **dans la zone euphotique correspondant à la tranche d'eau comprise entre la surface et 2,5 fois la profondeur de disparition du disque de Secchi**. Concrètement un volume d'eau d'environ 0,5 L a été prélevé dans le prélèvement intégré effectué pour les analyses physico-chimiques **sur cette profondeur**. Lorsque la zone euphotique était supérieure à la profondeur du lac le prélèvement intégré a été réalisé jusqu'à environ 1 m au-dessus

du fond. Le contenu du mélange a été homogénéisé avant le prélèvement du sous-échantillon. L'échantillon a été placé à 4°C, fixé à l'aide d'une solution de Lugol alcalin à une concentration finale de 1% et conservé à 4°C à l'obscurité.

L'analyse du phytoplancton a été effectuée par Artemis conformément à la méthode d'Üthermol (1958) et aux recommandations de la norme NF EN 15204. L'échantillon est agité une dizaine de fois doucement afin d'homogénéiser son contenu avant d'être transféré dans une chambre de sédimentation puis laissé à l'obscurité, à température ambiante et dans un lieu sans vibration pour permettre une bonne sédimentation de l'échantillon. Après sédimentation, la colonne de la chambre est retirée et remplacée par une lame de verre.

Toutes les identifications ont été réalisées à l'aide d'un microscope inversé au niveau spécifique ou en cas d'incertitude à un niveau moindre à l'aide des ouvrages de référence, après avoir vérifié au plus faible grossissement que la répartition des algues était bien homogène. Dans le cas contraire, un nouvel échantillon a été préparé. Le comptage a été réalisé sur au moins 30 champs choisis aléatoirement dans l'ensemble de la chambre de comptage à un grossissement de x 400 et sur 400 individus minimum. A ce stade, les diatomées de l'échantillon ont été comptées mais non identifiées spécifiquement.

L'identification et le dénombrement de chaque taxon de diatomées pélagiques ont été réalisés à partir d'un autre échantillon d'eau collecté par filtration. Cet échantillonnage a consisté à filtrer l'eau à l'aide d'un filet à plancton de 10 µm de maille, une taille de maille capable de collecter les plus petits taxons de diatomées connus (**Figure 25**). Le filet a été immergé à quelques mètres sous la surface et délicatement relevé pour collecter les diatomées dans toute la colonne d'eau. La filtration d'un grand volume d'eau avec un maillage plus petit (par exemple 5 µm) n'aurait pas été possible en raison du colmatage rapide du filet par les organismes planctoniques, en particulier les cyanophycées pendant leurs périodes de croissance. La filtration s'est poursuivie jusqu'à ce que le filet se colmate et ne puisse plus filtrer efficacement l'eau. Le matériel obtenu a ensuite été concentré et stocké dans un flacon de 40 ml, puis fixé avec de l'éthanol à 90 %.

En laboratoire, les échantillons de diatomées pélagiques ont été préparés selon la norme BDI NF T90-354 utilisée pour l'évaluation des cours d'eau en France (AFNOR, 2016). Pour chaque échantillon, un sous-échantillon (2 mL environ) a été oxydé dans du peroxyde d'hydrogène bouillant à 30 % et de l'acide chlorhydrique. Toute trace d'acide chlorhydrique a été éliminée par des cycles de rinçage successifs à l'eau déminéralisée. Pour obtenir des lames permanentes, des aliquots des échantillons oxydés ont été séchés sur des lamelles couvre-objet et fixés sur des lames de microscope à l'aide d'une résine à indice de réfraction élevé (Naphrax®, R.I. = 1,7). L'observation des diapositives a été réalisée à l'aide d'un microscope Olympus BX51 équipé d'un système optique à contraste interférentiel différentiel (Nomarski) à un grossissement de 1000 x, où un minimum de 400 valves de diatomées a été compté sur chaque diapositive.

Les proportions de chaque taxon de diatomées ont été incluses dans la liste du phytoplancton dont les résultats ont été exprimés en abondance (nombres de cellules par mL) et en biovolume (mm³/L).



Figure 25 Échantillonnage au filet des diatomées pélagiques.

Communautés de diatomées benthiques. La structure des assemblages de diatomées benthiques a été évaluée en analysant l'abondance relative des différentes espèces de diatomées ayant colonisé les galets et les flotteurs en suivant le même protocole d'identification et de dénombrement que pour les diatomées pélagiques.

Les diatomées benthiques ont été échantillonnées sur des galets collectés le long de la rive du lac (profondeur d'environ 20-50 cm) qui ont été brossés à l'aide d'une brosse à dents pour recueillir le biofilm. Afin d'obtenir un échantillon représentatif de la communauté benthique, y compris des organismes sensibles à la lumière du soleil et au brassage de l'eau, trois galets ont été échantillonnés en trois points différents de la zone littorale. Tous les biofilms collectés ont été regroupés en un échantillon intégratif.

Les diatomées ont été également collectées sur le flotteur installé spécifiquement pour les prélèvements. Le protocole d'échantillonnage a consisté à retourner le flotteur, à brosser le biofilm avec une brosse à dents dans des zones distinctes du flotteur et à collecter le biofilm dans un récipient en plastique.

Le matériel obtenu a ensuite été concentré et stocké dans un flacon de 40 ml, fixé avec de l'éthanol à 90 % avant d'être analysé.

La structure des communautés de diatomées benthiques a été évaluée à partir des abondances relatives de chaque taxon en calculant plusieurs descripteurs. La richesse en genres (richesse taxonomique), l'indice de diversité de Shannon (H_0) et la régularité de Pielou (J') ont été calculés dans R à l'aide du paquet vegan. La résolution taxonomique au niveau du genre a été utilisée car elle permet de capturer des informations écologiques pertinentes, telles que les formes de vie et les traits fonctionnels^{78,79}, qui sont essentielles pour comprendre les schémas des communautés, en fournissant suffisamment d'informations pour analyser la structure et la composition des assemblages de diatomées entre les compartiments. L'analyse de la composition de la communauté de diatomées a été réalisée sur les taxons dont l'abondance relative était ≥ 5 % à au moins une occasion d'échantillonnage.

2.2.3.2.3.3 Structure des communautés de zooplancton

Les échantillons de zooplancton ont été prélevés en effectuant un ou plusieurs traits verticaux (selon l'abondance des organismes) sur l'ensemble de la colonne d'eau à l'aide d'un filet à plancton d'un vide de maille de 50 μm . Les échantillons ont été concentrés à l'aide d'un tamis de 32 μm puis conservés à l'éthanol 96%. Le volume d'eau filtré a été calculé en tenant compte de la hauteur de la colonne d'eau, du diamètre d'ouverture du filet (40 cm) et du nombre de traits verticaux effectués.

Chaque échantillon a été coloré à l'érythrosine (2 à 3 gouttes d'une solution à 8 g/L) pour mettre en évidence les organismes et faciliter le tri parmi les matières en suspension. Après homogénéisation de l'échantillon, un sous-échantillon de volume connu a été extrait à l'aide d'une seringue à large ouverture puis transféré dans une roulette de comptage où les organismes ont été déterminés et comptés sous loupe binoculaire. Un minimum de 200 individus ont été comptés dans chaque échantillon, si besoin en cumulant plusieurs sous-échantillons pour évaluer l'abondance des taxons minoritaires.

La résolution taxonomique a été adaptée afin d'optimiser l'information et le temps de traitement. Les rotifères ont, pour la plupart des taxons pourvus d'une lorica, été identifiés au niveau de l'espèce sinon au genre selon Koste (1978)⁸⁰. Les crustacés cladocères ont été identifiés à l'espèce selon Amoros (1984)⁸¹, Margaritora (1985)⁸² et Alonso (1996)⁸³. Toutefois, les espèces d'un même genre difficiles à différencier par les opérateurs successifs ont été regroupées pour l'analyse des données afin d'éviter les risques d'erreurs d'identification (*Daphnia* spp., *Ceriodaphnia* spp., *Moina* spp.). L'identification des espèces de copépodes nécessitant une dissection, ils n'ont été identifiés qu'au niveau de l'ordre (Cyclopoida, Calanoida) et distingués entre adultes, copépodites et larves nauplius.

2.2.3.2.4. Concentrations des gaz à effet de serre

Les concentrations de surface (0,5 m de profondeur) en CH₄ et CO₂ ont été mesurées selon la méthode dite de l'espace de tête à chaque saison. Cette méthode consiste à prélever un volume d'eau (430 mL) et à équilibrer (désorber) les gaz dissous avec un espace de tête composé d'air atmosphérique (570 mL) afin de quantifier la quantité de gaz dissous de l'échantillon d'eau à partir des concentrations mesurées dans l'espace de tête. Trois prélèvements d'eau ont été réalisés à chaque campagne d'échantillonnage pour chaque lac. Ils ont été réalisés à l'aide d'une pompe péristaltique à 0,5 m de profondeur au niveau de la bouée équipée des capteurs de température et d'oxygène dissous. Les échantillons de gaz ont été conservés dans des vacutainers pré-évacués (Labco, UK), en surpression (25 mL) et à l'abri de la lumière. A chaque campagne et pour chaque lac, un échantillon d'air atmosphérique a également été réalisé à l'aide d'une seringue de 50 mL et conservés dans un vacutainer pré-évacué tel que décrit précédemment. Les pressions partielles en CH₄ et CO₂ ainsi que les rapports isotopiques (¹³C/¹²C) du C dans chaque gaz ont été déterminés au laboratoire par un analyseur CRDS (G2201-i, Picarro) préalablement calibrés avec des standards de calibration.

Les teneurs de gaz mesurées dans l'espace de tête ont été corrigées par partitionnement entre les phases gaz (espace de tête) et liquide (échantillon d'eau) en prenant en compte les équilibres avec les carbonates pour le CO₂⁵⁸. La différence entre la pression partielle du gaz dans l'eau (P_{final}) et celle mesurée dans l'espace de tête est fonction du coefficient d'équilibre gaz-liquide (KH), de la pression partielle du gaz dans l'espace de tête avant désorption/équilibre et après équilibre, du volume molaire (V_m) et du ratio entre le volume de la phase liquide et de la phase gaz (HSR) tel que :

$$P_{final} = \frac{\left((P_{HS} \times KH_{eq}) + \left(HSR \times \frac{P_{HS} - P_{initial}}{V_m} \right) \right)}{KH_{sample}}$$

Avec HSR le ratio entre le volume de la phase liquide et de la phase gaz ; $P_{initial}$ la pression partielle atmosphérique ; V_m le volume molaire ; KH_{eq} et KH_{sample} sont le coefficient d'équilibre gaz-liquide à la température de l'eau lors de l'équilibre et à la profondeur du prélèvement, respectivement.

Le coefficient d'équilibre gaz-liquide K a été calculé en tenant compte de la salinité S (‰) et de la température T (kelvin) sous les conditions de désorption :

$$\ln K_0 = A_1 + A_2 \frac{100}{T} + A_3 \ln \left(\frac{T}{100} \right) + S \left[B_1 + B_2 \frac{T}{100} + B_3 \left(\frac{T}{100} \right)^2 \right]$$

Les constantes A_1 , A_2 , A_3 et B_1 , B_2 , B_3 sont celles déterminées par Weiss (1974)⁵⁹ et Lide (2007)⁶⁰ pour le CO₂ et le CH₄ respectivement.

En parallèle de la mesure des concentrations en gaz, la vitesse du vent a été mesurée à la surface de l'eau et à 1 m au-dessus à l'aide d'un anémomètre à main Skywatch®.

2.2.3.3. Suivis annuels ou bisannuels

Pour certains suivis, les mesures ont été faites une fois par an ou tous les deux ans, en septembre. L'ensemble des lacs a été échantillonné au moins une fois avant installation des panneaux et une fois après.

2.2.3.3.1. Communauté des poissons

La communauté de poissons a été échantillonnée en utilisant une combinaison de filets maillants et de pêche électrique dans les lacs⁵⁰. Les filets maillants ont été déployés dans la zone pélagique de la zone la plus profonde de chaque lac (taille mono-maille 50 mm et multi-maille Pélagique EN 14757), et un ensemble de 8 filets a été distribué au hasard dans la zone littorale pour représenter les différents types de substrats et d'habitats (taille mono-maille : 12, 20, 30 et 60 mm et Benthique EN 14757) (Figure 26). La pêche au filet maillant a toujours été effectuée le matin et les filets ont été posés pendant 1,5 heure afin de réduire la mortalité.



Figure 26 Pose et démaillage de filets maillants sous les centrales photovoltaïques flottantes.

La pêche électrique a été réalisée en utilisant l'approche d'échantillonnage ponctuel de l'abondance (EPA) qui est une méthode rentable et non destructive pour échantillonner différentes espèces et différents stades de vie des communautés de poissons dans les écosystèmes lenticques. Le nombre total de points EPA et de filets maillants déployés par lac dépendait de la taille du lac et du périmètre de la rive. Chaque poisson échantillonné a été identifié jusqu'à l'espèce et la longueur de la fourche a été mesurée au millimètre près. La masse corporelle de chaque individu a ensuite été obtenue en utilisant les relations longueur-poids de chaque espèce de la zone d'étude. Pour un sous-ensemble de poissons capturés et anesthésiés, un petit fragment de nageoire pelvienne a été échantillonné pour des analyses ultérieures d'isotopes stables. Au niveau des communautés de poissons, nous avons calculé la richesse taxonomique, et la diversité de Shannon. Concernant les abondances, nous avons utilisé les données de biomasses totales (BPUE) et pélagiques (BPUE) et leur ratio (pélagique / totale). Concernant la population de perche franche, espèce présente dans le plus de plans d'eau, nous avons calculé l'abondance totale (BPUE), ainsi que la taille moyenne des adultes, des juvéniles et des juvéniles de l'année selon Zhao et al. (2016)⁵⁰.

2.2.3.3.2. Isotopes stables et structure du réseau trophique

Les communautés de macroinvertébrés ont été échantillonnées à l'aide d'un troubleau, d'une benne à sédiments Ekman, et de filets Surber (500 µm) dans des quadrats de 1 × 1 m à trois endroits différents sur

les berges du lac et dans la zone pélagique pour capturer la diversité de l'habitat. Chaque macroinvertébré a été identifié au niveau de la famille et compté. Pour chaque famille, un groupe d'individus (en fonction de leur taille) a été prélevé en vue d'analyses des isotopes stables. Les écrevisses (*Procambarus clarkii* et *Faxonius limosus*) ont été échantillonnées à l'aide de nasses placées une nuit dans les zones littorales de chaque lac (Alp et al. 2016). Un échantillon de muscle abdominal a été prélevé après l'euthanasie à l'aide de pinces et de ciseaux pour des analyses ultérieures d'isotopes stables. Des échantillons de zooplancton et de phytoplancton ont été prélevés à l'aide d'un filet (maillage de 80 μm et 20 μm , respectivement) ; des échantillons de périphyton ont été prélevés à l'aide de brosses sur des galets prélevés en berge ; des échantillons de macrophytes et de feuilles de peuplier noir (*Populus nigra*, l'espèce d'arbre dominante) ont également été prélevés pour l'analyse des isotopes stables (Figure 27).

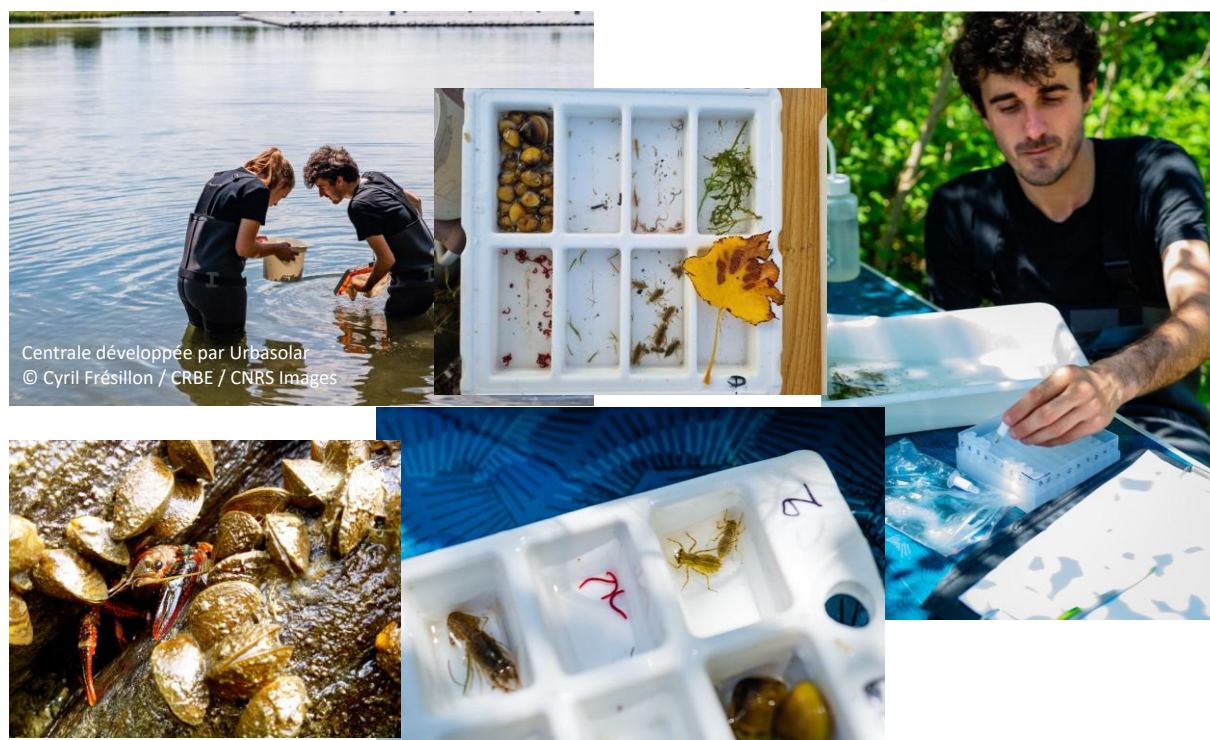


Figure 27 Échantillonnage et tri des producteurs primaires et consommateurs primaires du réseau trophique en vue des analyses isotopiques.

L'analyse des isotopes stables a été réalisée pour déterminer les sources alimentaires et les niveaux trophiques des organismes en analysant les rapports isotopiques du carbone et de l'azote ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$, respectivement) dans leurs tissus. Les valeurs $\delta^{13}\text{C}$ permettent de retracer les sources primaires de carbone dans le régime alimentaire d'un consommateur, en distinguant les différents types de producteurs primaires (par exemple, les plantes en C3 par rapport aux plantes en C4, les sources marines par rapport aux sources terrestres). Par ailleurs, les valeurs $\delta^{15}\text{N}$ augmentent avec le niveau trophique, ce qui permet d'estimer la position d'un organisme dans le réseau alimentaire (les valeurs $\delta^{15}\text{N}$ les plus élevées étant attribuées à des niveaux trophiques plus élevés). Cette approche isotopique offre une vue d'ensemble des interactions trophiques et des flux d'énergie, et permet de saisir les schémas alimentaires à long terme qui échappent souvent aux méthodes instantanées, telles que les contenus stomacaux^{84,85}.

Tout d'abord, les échantillons d'organismes (nageoires de poisson, macroinvertébrés, zooplancton et producteurs primaires) ont été séchés au four à 60°C pendant 72 heures au laboratoire. Pour les macroinvertébrés, les échantillons séchés ont été broyés à la main à l'aide d'un pilon afin d'obtenir une poudre homogène. Les échantillons secs de macrophytes ont été broyés à l'aide d'un moulin à roulement à billes. Le périphyton et le phytoplancton ont été congelés à -80°C puis lyophilisés pendant 72 heures pour obtenir une poudre homogène.

Les analyses des isotopes stables du carbone et de l'azote ont été réalisées par le Cornell University Stable Isotope Laboratory (COIL, USA). Le travail effectué dans ce laboratoire a consisté en plusieurs étapes : broyage de l'échantillon en poudre, généralement de l'ordre de 1 à 2 mg, pesée et encapsulage dans des

capsules d'étain. Les échantillons encapsulés ont ensuite été chargés dans un analyseur élémentaire couplé à un spectromètre de masse à rapport isotopique (IRMS). L'analyseur élémentaire brûle les échantillons sur le site en présence d'un excès d'oxygène, les convertissant en gaz simples (par exemple, CO₂, N₂). Ces gaz sont ensuite séparés et purifiés avant d'être introduits dans l'IRMS. L'IRMS mesure les abondances relatives des isotopes stables dans les échantillons. L'étalonnage est effectué à l'aide d'étalons internationaux (air atmosphérique et VPDB), et toutes les mesures sont rapportées par rapport à ces étalons en notation delta (par exemple, $\delta^{13}\text{C}$ en ‰).

Sur la base des valeurs en $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ obtenues pour chaque échantillon, plusieurs métriques ont été calculées. À l'échelle des communautés de poissons, nous avons d'abord calculé, dans chaque plan d'eau, la taille de la niche isotopique à l'aide des métriques TA (Total Area) et SEAc (Standard ellipse) à partir des données isotopiques corrigées. Au niveau de la communauté de poissons, nous avons également calculé le PPMR (Predator-Prey Mass Ratio) sur la base de la relation entre $\delta^{15}\text{N}$ et la taille des individus (approche en classe de taille, log₂). Au niveau du réseau trophique (poissons et ressources potentielles), nous avons calculé la longueur de la chaîne trophique FCL (Food Chain Length) ainsi que la taille de la niche isotopique du réseau trophique à l'aide des métriques TA (Total Area) et SEAc (Standard ellipse). Concernant les populations de perche franche, nous avons analysé les données brutes en $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ des adultes et des juvéniles de l'année. Enfin, les données brutes en $\delta^{13}\text{C}$ des mollusques, du périphyton, du phytoplancton et du zooplancton ont été également analysées.

2.2.3.3.3. Décomposition de la matière organique

La décomposition de la matière organique a été évaluée en mesurant la perte de masse de litière de feuilles. Des feuilles de peuplier noir (*Populus nigra*) ont été collectées en un même lieu pendant la chute des feuilles en novembre et décembre. La litière de feuilles a été séchée à l'air pour le stockage et la détermination de la masse initiale (à 0,01 g près).

La mesure de la décomposition a suivi le protocole employé depuis plusieurs années sur ces sites⁴⁹. Ainsi, les feuilles de peuplier séchées et prépesées ont été immergées entre mi-avril et mi-juin dans plusieurs points de la zone littorale de chaque lac. Des paquets de 3 g de feuilles ont été exposés dans des sachets en plastique à mailles carrées de 5 mm pour évaluer l'activité des macroinvertébrés (et microorganismes). Des paquets de 3 g de feuilles ont été immergés dans des sacs à mailles fines en nylon de 500 µm pour évaluer la perte de masse due principalement à l'activité microbienne et au lessivage. Pour différencier la contribution des écrevisses à celle des petits macroinvertébrés détritivores et de l'activité microbienne à la décomposition, des paquets de feuilles supplémentaires non confinées ont également été exposés (feuilles liées par un fil de fer). Quatre répétitions de chaque type de paquet de feuilles ont été placées dans chaque lac. Les sites d'exposition ont été espacés d'au moins 100 m et leurs positions exactes sur le littoral ont été choisies pour capturer la variabilité intra-lac de la morphologie de la zone littorale (Figure 28).



Figure 28 Préparation des dispositifs pour la mesure de la décomposition.

Les taux de décomposition de la litière ont été mesurés en juin après environ 45-50 jours, période durant laquelle une grande partie du stock de litière de feuilles est encore disponible. La température de l'eau dans la zone littorale a été enregistrée toutes les heures par des enregistreurs de température (HOBO Temperature/Light Data Logger UA-002-64 ; Onset Computer Corporation, Bourne, MA, USA) attachés à la barre de fer sur un site choisi au hasard par lac. À la fin de la période d'exposition à la litière, les paquets de feuilles ont été récupérés, placés individuellement dans des sacs en plastique, transportés au laboratoire à 4°C et stockés à 20°C jusqu'à leur traitement. Au laboratoire, les feuilles ont été soigneusement rincées, séchées au four à 70°C pendant 72 heures et pesées à 0,01 g près.

Le taux de décomposition journalier (k) a été calculé comme suit :

$$K = -\frac{\ln X}{t}$$

où X est la proportion de la masse de litière restante calculée comme le rapport entre la masse finale (M_f) et la masse initiale (M_i) de litière de feuilles séchée à l'étuve et t est le temps d'exposition (jours)⁶³. M_i a été estimée sur la base de la relation entre la masse de la litière de feuilles séchée à l'air et la masse de la litière de feuilles séchée à l'étuve, établie en utilisant des paquets de feuilles supplémentaires séchés à l'étuve pendant 72 h après la mesure de la masse séchée à l'air.

2.2.3.3.4. Dynamique de gaz à effet de serre

Une fois par an en septembre, les mesures de concentrations de CO_2 et CH_4 ont été complétées par des mesures permettant de prendre en compte les flux benthiques à l'interface sédiment-eau, les processus de transformation des gaz dans la colonne d'eau (à travers l'analyse des profils de gaz dissous et des rapports isotopiques du carbone dans les gaz), ainsi que les émissions à l'interface eau-atmosphère.

Des chambres benthiques statiques (40,5 L, 0,20 m²) et opaques ont été utilisées pour estimer les flux de CO_2 et de CH_4 à l'interface entre les sédiments et l'eau. Les chambres benthiques opaques réduisent l'intensité lumineuse de $80,5 \pm 15,5$ % en moyenne par rapport à des chambres transparentes, selon des expériences préalables menées en mésocosmes pendant 9 jours. Les chambres benthiques sont équipées de capteurs submersibles de gaz à effet de serre (Mini Pro CH_4 TM, Mini Pro CO_2 TM, ProOceanus, Nouvelle-Écosse, Canada), d'oxygène et de température (hobo

$$\frac{dS}{dt} = k(C_w - S)$$

U26, Onset, Bourne, États-Unis). Elles sont également munies d'un agitateur (5–7 tr/min) situé en haut de la chambre, ainsi que d'un évent central. Deux clapets anti-retour situés aux coins des chambres permettent à l'eau de s'écouler à l'intérieur lors de l'immersion. Les chambres sont immergées depuis un bateau au point le plus profond de chaque lac. Les teneurs en CO₂ et CH₄ à l'intérieur de la chambre ont été mesurées toutes les 30 secondes pendant 1h30. Les mesures ont été répliquées trois fois à chaque campagne de mesure pour l'ensemble des lacs. Les flux de CH₄ et de CO₂ F_x (mmol m⁻² j⁻¹) ont été calculés en considérant le temps d'équilibrage des capteurs submersibles. En effet, en raison du temps de réponse (T_{63} , environ 3 minutes pour les sondes de CO₂ et 8 minutes pour celles de CH₄), l'évolution temporelle enregistrée des concentrations de CO₂/CH₄ correspond aux effets combinés de l'équilibrage de la sonde avec la concentration ambiante, ainsi qu'à l'augmentation progressive des concentrations provenant des flux émis par le sédiment. En supposant que la réponse de la sonde est proportionnelle à la différence entre la lecture de la sonde (S) et la concentration ambiante dissoute en CO₂/CH₄ (C_w), le taux de variation dS/dt est donné par :

(Eq. 1)

où k est le coefficient de taux d'équilibrage de la sonde (égal à $1/T_{63}$). La solution à l'équation 1 est :

$$S(t) = (C_w - S_{(0)})(1 - e^{-kt}) + S_{(0)} \quad (\text{Eq. 2})$$

où $S_{(0)}$ est la lecture initiale de la sonde au début du déploiement. Étant donné que C_w n'est pas constante mais dépend du flux émis par le sédiment, l'équation 2 est modifiée comme suit :

$$S(t) = \left(C_{w(0)} + \frac{\text{Flux} \times \text{Aire}}{86,4 \times \text{Vol}} \times t - S_{(0)} \right) (1 - e^{-kt}) + S_{(0)} \quad (\text{Eq. 3})$$

où Aire (m²) et Vol (L) sont respectivement la surface et le volume de la chambre statique, et 86.4 est un facteur de conversion des secondes en jours et des litres en mètres cubes. Pour chaque déploiement, l'équation 3 a été ajustée aux données de la sonde à l'aide d'un algorithme non linéaire standard (JMP pro 17) afin d'estimer de manière optimale les valeurs de **Flux**, **S(0)**, **C_w(0)** et **k** (ou $1/T_{63}$). Les modélisations dont les coefficients de détermination R² étaient supérieures ou égales à 0.80 ont été considérées pour quantifier les flux benthiques de gaz à effet de serre.

La dynamique des gaz dans la colonne d'eau a été étudiée par des prélèvements à différentes profondeurs, selon la méthode de l'espace de tête décrite précédemment pour le prélèvement et l'analyse des concentrations des gaz dans l'eau de surface à chaque saison. Les profondeurs d'échantillonnage ont été déterminées en fonction de la présence éventuelle d'une stratification thermique et d'une oxycline, identifiées respectivement à partir de profils de température et d'oxygène dissous. Aucun des lacs n'a présenté de stratification au cours des différentes campagnes de mesure ; les prélèvements ont donc été réalisés à intervalles réguliers, tous les mètres.

Les émissions en CO₂ et CH₄ ont été mesurées en utilisant une chambre flottante (Volume : 7,5 L ; Surface : 0,071 m²) reliée à un analyseur de gaz (GLA131, ABB) par spectroscopie d'absorption (OA-ICOS). La chambre flottante a été déployée à trois reprises sur chaque lac pendant 5 minutes (durée minimale pour atteindre la saturation dans la chambre). Au cours du déploiement, la chambre flottante est laissée dérivante. Les émissions de gaz (E_{gaz} en $E_{\text{gaz}} = S \times t \times V_{FC}(V_m \times A)^{-1}$ μmol m⁻² jour⁻¹) à l'interface eau-air ont été calculé selon l'équation :

Avec S la pente de la régression linéaire des concentrations de gaz dans la chambre en fonction du temps (en ppm min⁻¹), t le facteur de conversion des minutes en jours (1440 min jour⁻¹), V_{FC} le volume de la chambre (m³), V_m le volume molaire du gaz (en m³ mol⁻¹) et A l'aire de la chambre (m²). Les flux ont été calculés uniquement pour des régressions linéaires dont le R² > 0,8 et la pente est significative ($P > 0,05$).

Puis, le coefficient d'échange (k_{gas}) en m jour⁻¹ a été calculé à partir des flux mesurés (E_{gas}) et des pressions partielles du gaz (en atmosphère) dans l'air ($p_{\text{gas a}}$) et dans l'eau de surface ($p_{\text{gas w}}$) selon l'équation :

$$k_{gas} = \frac{E_{gazgas}}{(p_{gas\ w} - p_{gas\ a})}$$

Avec E_{gaz} exprimé en $\text{mol m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$, K_{gas} le coefficient de solubilité du gaz dans l'eau exprimé en $\text{mol m}^{-3} \text{ atm}^{-1}$ à la température de l'eau de surface de chaque site.

Le coefficient d'échange a été ensuite normalisé à un nombre de Schmidt de 600 ($k_{600\ gas}$) aux températures d'eau de surface selon l'équation :

$$k_{600\ gas} = k_{gas} \left(\frac{600}{Sc_{gas,T}} \right)^{-n}$$

Avec $Sc_{gas,T}$ le nombre de Schmidt pour le gaz considéré à la température de l'eau de surface du site et $n=2/3$ car la vitesse du vent à 10 m était inférieure à $3,7 \text{ m s}^{-1}$ ⁸⁶.



Figure 29 Dispositifs de prélèvement et analyses des gaz dissous dans l'eau.

3. Résultats obtenus

3.1. Conséquences écologiques du taux de recouvrement : approche expérimentale en mésocosmes [Objectif 1]

3.1.1. Réponse des paramètres abiotiques

3.1.1.1. Température de l'eau

Au cours de l'expérimentation, les températures quotidiennes de l'eau ont été, en moyenne, de $22,5^{\circ}\text{C} \pm 3,25$ ET, allant de $29,9^{\circ}\text{C} \pm 0,04$ ET le 21 août à $12,2^{\circ}\text{C} \pm 0,15$ ET le 20 mai (**Figure 30**). La température de l'eau a diminué significativement avec l'augmentation du taux de recouvrement en panneaux solaires (LMM, $p < 0,001$) (**Figure 30** et **Figure 31a**). Il n'y avait pas d'effet du niveau de nutriments sur la température de l'eau (**Tableau 4**). Les tests post-hoc ont démontré que tous les effets du taux de recouvrement différaient les uns des autres ($p < 0,001$), avec des réductions de température d'environ $0,4^{\circ}\text{C}$, $0,6^{\circ}\text{C}$ et $1,3^{\circ}\text{C}$ à 25 %, 45 % et 65 % FPV, respectivement, par rapport aux mésocosmes non-recouverts par des panneaux solaires (**Figure 31a**). La variabilité quotidienne de la température était significativement affectée par l'interaction entre le taux de recouvrement en panneaux solaires et le niveau de nutriments ($\chi^2 = 8,55$, $p = 0,04$; **Tableau 4**). Les deux traitements en nutriments ont montré une diminution de la variabilité quotidienne de la température avec l'augmentation du taux de recouvrement en panneaux solaires, et cette réduction était quasiment significativement plus prononcée dans les systèmes à niveau faible de nutriments avec le niveau de couverture le plus élevé ($p = 0,052$). Dans les mésocosmes avec des niveaux faibles de nutriments, la variabilité quotidienne de la température dans les mésocosmes non-recouverts n'était pas différente de celle dans les mésocosmes avec 25 % de recouvrement en panneau solaire (**Figure 31b**).

Tableau 4 Résultats des modèles (*p*-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur les paramètres abiotiques.

Variables	Transformation	Recouvrement	Nutriment	Interaction
Température quotidienne	Centrée	<0,001	0,973	0,739
Variabilité de température	-	<0,001	0,113	0,036
Évaporation	-	<0,001	0,946	0,152
pH	-	0,019	<0,001	0,158
Azote total	-	0,158	<0,001	0,972
Phosphore total	-	0,486	0,868	0,630
Carbone organique dissous	-	0,014	0,616	0,223

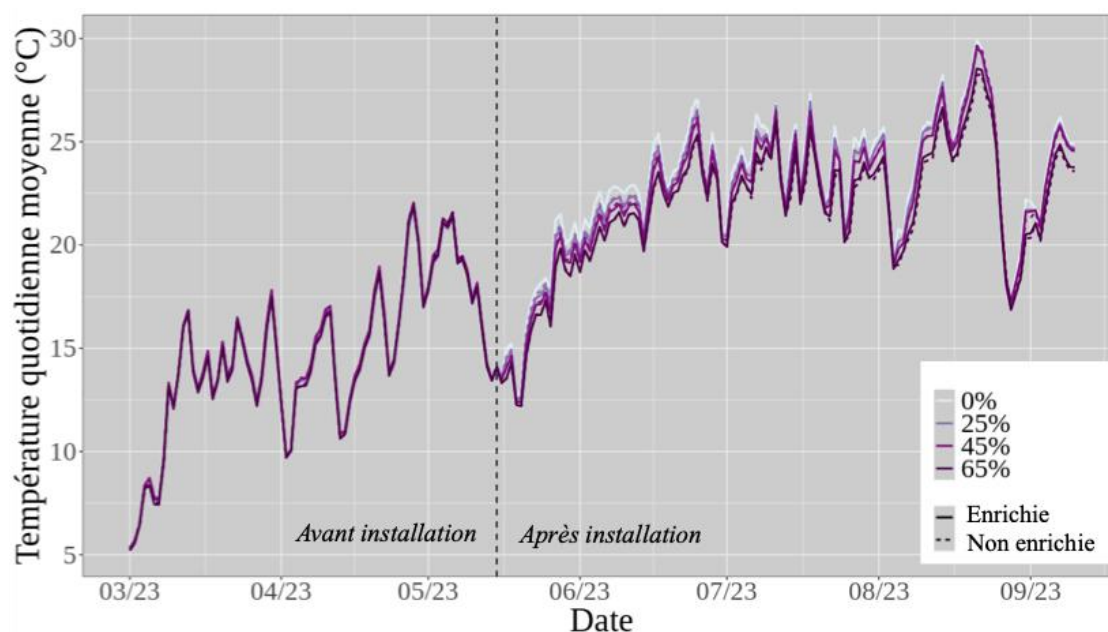


Figure 30 Dynamique temporelle de la température quotidienne de l'eau dans les mésocosmes des différents traitements avant et après installation des panneaux solaires.

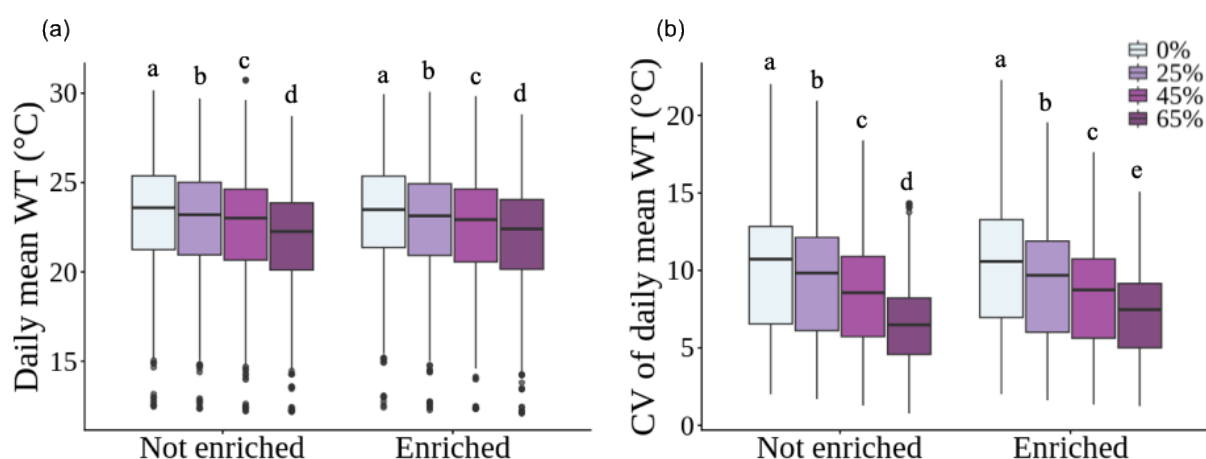


Figure 31 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur (a) la température moyenne journalière de l'eau (°C) et (b) la variabilité journalière de la température de l'eau. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements (comparaisons post-hoc par paire, $p < 0,05$). WT = water temperature.

3.1.1.2. Évaporation

Pendant l'expérimentation, nous avons observé une différence marquée de dynamique de niveau d'eau dans les mésocosmes entre les traitements (**Figure 32**). En utilisant les niveaux d'eau pour calculer les taux d'évaporation, nous n'avons pas trouvé d'effet significatif du niveau de nutriments sur le taux d'évaporation (**Tableau 2**). Les taux d'évaporation diminuaient significativement avec l'augmentation du taux de recouvrement en panneaux solaires (LMM, $\chi^2 = 116,72$, $p < 0,001$, **Figure 33**). Les comparaisons post-hoc ont révélé des différences significatives entre tous les niveaux de couverture (**Figure 33**). Ainsi, par rapport aux mésocosmes sans centrale photovoltaïque flottante (taux d'évaporation moyen : $8,57 \text{ L}^{-1} \pm 0,35 \text{ ET}$), les taux d'évaporation étaient inférieurs de 8,3 %, 13,3 % et 18,8 % pour les couvertures de 25

% (moyenne : $7,86 \pm 0,29$ ET), 45 % (moyenne : $7,43 \text{ L}^{-1} \pm 0,41$ ET) et 65 % (moyenne : $6,96 \text{ L}^{-1} \pm 0,15$ ET), respectivement.

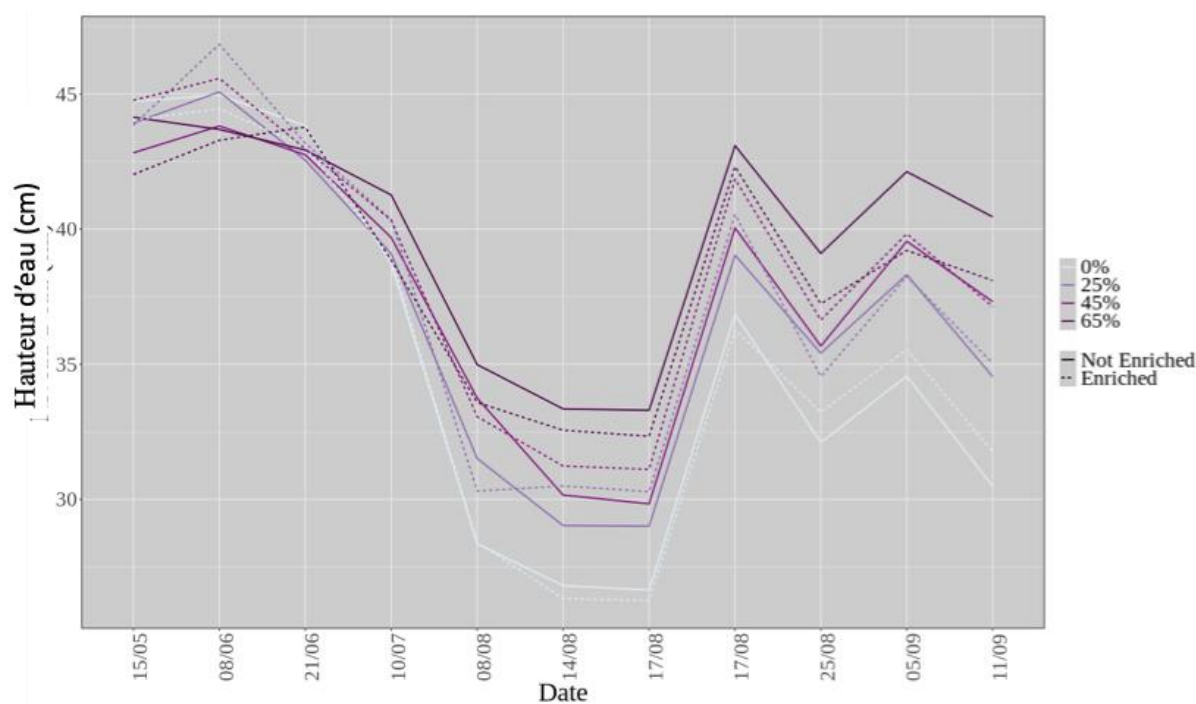


Figure 32 Dynamique temporelle du niveau d'eau dans les mésocosmes pour les différents traitements pendant l'expérimentation.

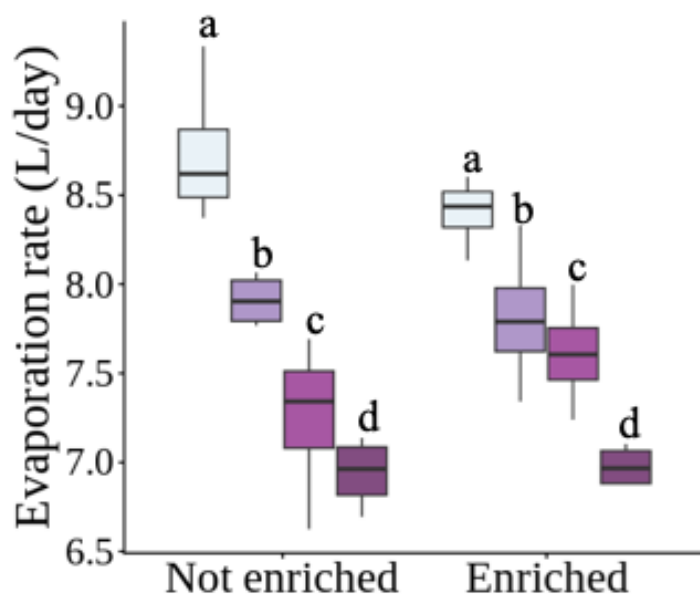


Figure 33 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le taux d'évaporation. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements (comparaisons post-hoc par paire, $p < 0,05$).

3.1.1.3. Physico-chimie de l'eau

Nous avons observé un effet significatif des deux traitements sur le pH de l'eau (**Tableau 2** et **Figure 34**) avec globalement une diminution du pH avec l'augmentation du taux de recouvrement en panneaux solaires et une diminution du pH dans les mésocosmes avec un niveau de nutriments élevé. Concernant la concentration en azote total, nous avons observé un effet significatif du niveau de nutriments (**Tableau 2** et **Figure 35a**). Concernant la concentration en phosphore total, nous avons observé aucun effet significatif des deux traitements (**Tableau 2** et **Figure 35b**). Concernant la concentration en carbone organique dissous, nous avons observé un effet significatif du taux de recouvrement en panneaux solaires (**Tableau 2** et **Figure 35c**).

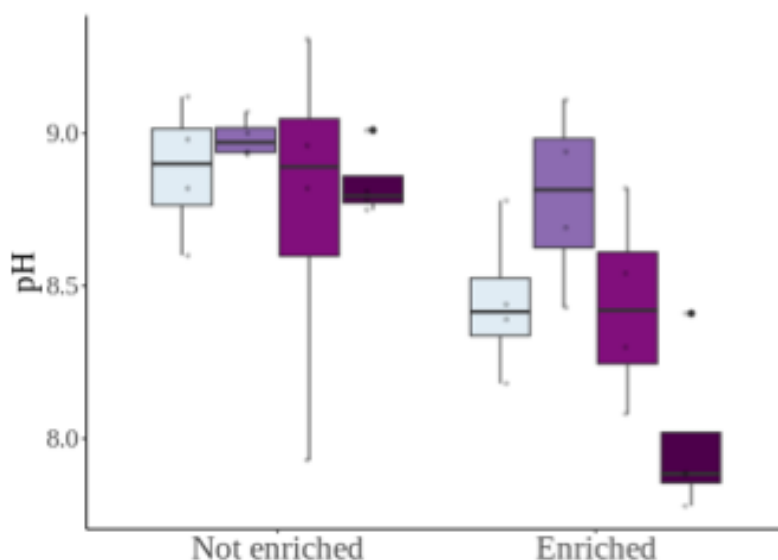


Figure 34 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le pH de l'eau. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).

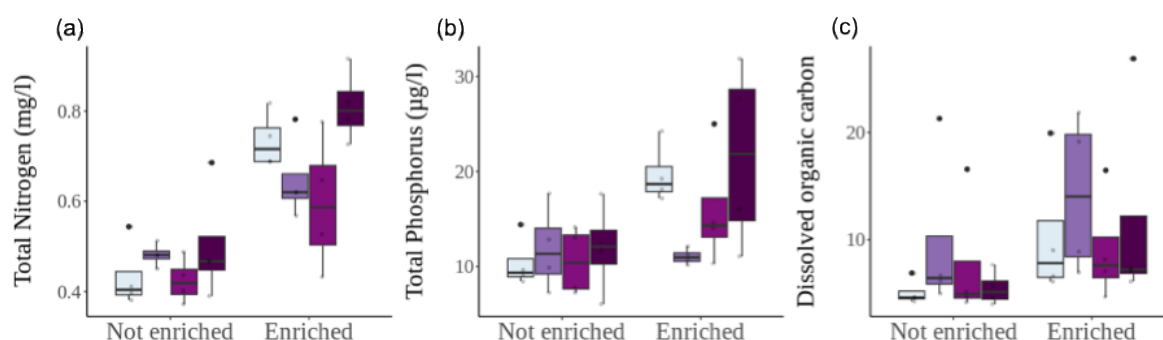


Figure 35 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la concentration en (a) azote total, (b) phosphore total et (c) carbone organique dissous. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.

3.1.2. Réponse des communautés

3.1.2.1. Communautés de zooplancton

Au total, 30 taxons de zooplancton ont été identifiés dans les mésocosmes. Parmi elles, 21 taxons avaient des abondances relatives supérieures à 5 % dans au moins un mésocosme et elles représentaient 99,2 % de l'abondance totale de zooplancton. Globalement, les espèces les plus abondantes étaient *Ceriodaphnia setosa*, qui représentait 16,7 % de l'ensemble du zooplancton échantillonné, suivi de *Simocephalus vetulus* (14,8 %) et de *Polyarthra* (13,3 %). Concernant l'abondance du zooplancton, nous avons observé un effet significatif du taux de recouvrement (LMM, $\chi^2 = 15,07$, $p = 0,002$), avec des différences significatives observées seulement entre les taux de recouvrement de 25 % et 45 % (comparaisons post-hoc par paires, $p = 0,007$), avec une plus grande abondance dans les traitements à 45 % (**Tableau 3**). Aucun effet significatif des traitements n'a été mesuré sur la richesse en zooplancton (**Tableau 5** et **Figure 36a**). Concernant la diversité de Shannon du zooplancton, un effet significatif de l'interaction entre le taux de recouvrement et le niveau de nutriments a été observé (LMM, $\chi^2 = 14,62$, $p = 0,002$; **Tableau 5** et **Figure 36b**). Les tests post-hoc ont révélé que cet effet était dû à une diversité de Shannon significativement plus faible dans les traitements enrichis à 0 et 45 % de couverture ($p < 0,05$).

Tableau 5 Résultats des modèles (*p*-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur les communautés de zooplancton.

Variables	Transformation	Recouvrement	Nutriment	Interaction
Abondance	Log10(x+1)	0,002	0,903	0,099
Richesse	-	0,567	0,054	0,269
Diversité	-	0,849	0,350	0,001
Composition - NMDS1	-	0,036	0,043	0,290
Composition - NMDS2	-	0,088	0,001	0,193

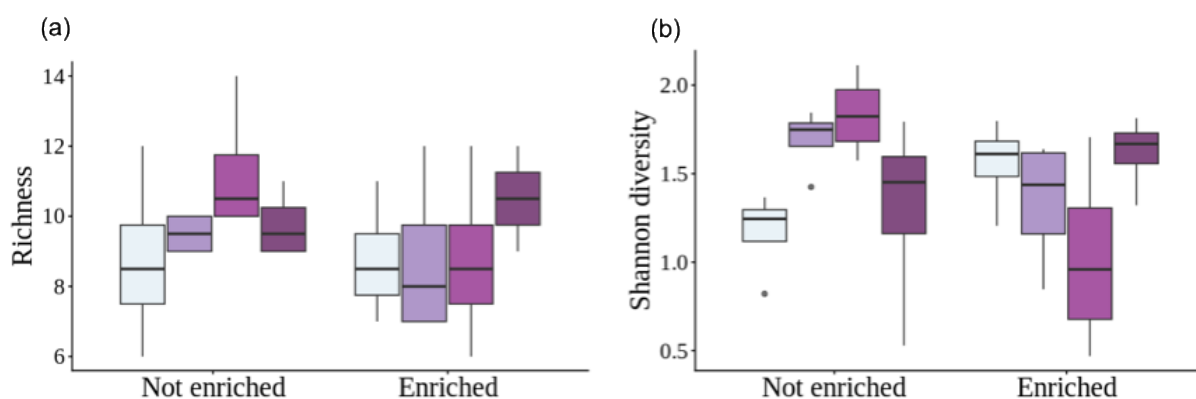


Figure 36 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur (a) la richesse et (b) la diversité (indice de Shannon) dans les communautés de zooplancton. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.

Concernant la composition de la communauté de zooplancton (axe NMDS1), nous avons mesuré un effet significatif du taux de recouvrement en panneaux solaires (LMM, $\chi^2 = 8,54$, $p = 0,036$), avec des différences observées uniquement entre les communautés avec des taux de recouvrement de 25 et 65 % (**Tableau 3** et **Figure 37**). Les principales différences étaient dues aux taxons suivants : *Ceriodaphnia setosa*,

Simocephalus vetulus, *Polyarthra*, *Pleuroxus denticulatus* et les nauplii (Figure 38). Aucun effet significatif du taux de recouvrement en panneaux solaires n'a été observé sur l'axe NMDS2 (Tableau 3). La composition de la communauté de zooplancton (axe NMDS1) était également significativement différente entre les deux traitements en nutriments ($\chi^2 = 4,10$, $p = 0,043$; Tableau 3 et Figure 37) avec principalement une différence due à la plus grande abondance de *Simocephalus vetulus* dans les mésocosmes avec un niveau élevé de nutriments (Figure 38). Un effet du traitement en nutriments a également été observé sur l'axe NMDS2 (LMM, $\chi^2 = 10,24$, $p = 0,001$).

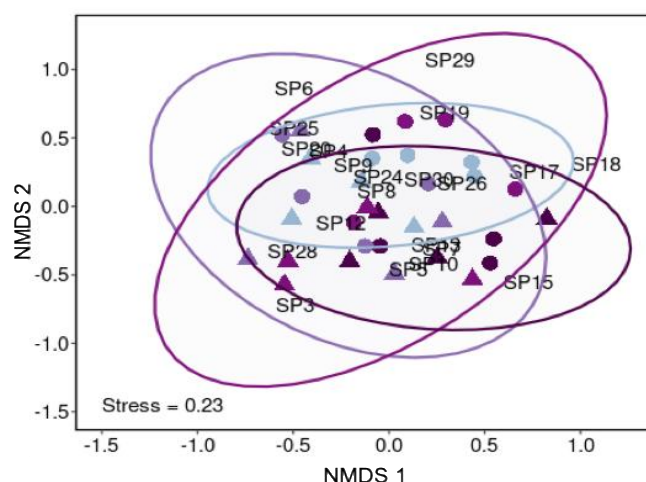


Figure 37 Distribution des traitements dans les deux premiers axes de l'analyse NMDS (non-metric multidimensional scaling) réalisée sur la communauté de zooplancton. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des ellipses de couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté par des triangles et des cercles, respectivement. Chaque symbole représente un mésocosme.

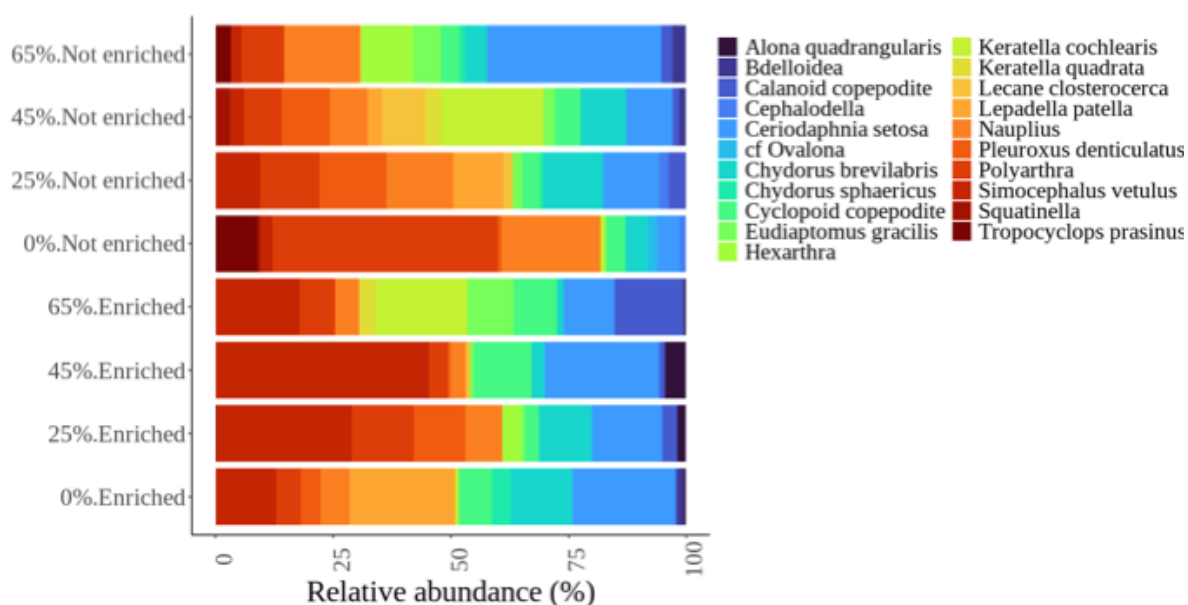


Figure 38 Abondance relative moyenne des taxons de zooplancton dans chaque traitement.

3.1.2.2. Communautés de macroinvertébrés

Au total, neuf taxons de macroinvertébrés ont été identifiés : Chironomidae, Asellidae, Planarian, Planorbidae, Limnaea, Trichoptera, Annelida, Odonata et Coleoptera. L'abondance totale des macroinvertébrés dans les mésocosmes était significativement affectée par l'interaction entre FPV et le niveau de nutriments (LMM, $p = 0,02$) (**Tableau 6**), indiquant un effet du taux de recouvrement différent en fonction du niveau de nutriments. Dans le traitement à un niveau élevé de nutriment, il y avait une plus grande abondance de macroinvertébrés que les traitements à faible teneur en nutriments pour les couvertures de 0 % ($p = 0,007$) et de 45 % ($p = 0,05$). Dans le traitement à niveau faible en nutriments, le recouvrement de 0 % présentait une abondance totale de macroinvertébrés inférieure à celle du traitement de 65 % (comparaisons post hoc par paires, $p = 0,02$). La richesse en macroinvertébrés a également été affectée par l'interaction entre panneaux et le niveau de nutriments (LMM, $p = 0,03$, **Figure 39a**), avec une plus grande richesse en macroinvertébrés observée dans les traitements à 0 % avec un niveau élevé de nutriments par rapport au traitement à 0 % de couverture en panneaux à faible niveau de nutriments. Dans les traitements à niveau élevé de nutriments, les mésocosmes avec des taux de recouvrement de 45 % et 65 % présentaient une richesse significativement plus faible par rapport aux mésocosmes avec des taux de recouvrement de 0 % (comparaisons post hoc par paires, $p = 0,04$ et $p = 0,02$, respectivement). La diversité de Shannon des macroinvertébrés était significativement affectée par le taux de recouvrement en panneaux solaires (LMM, $p = 0,047$, **Tableau 6** et **Figure 39b**), avec une diversité plus faible dans les mésocosmes avec un taux de recouvrement de 65 % par rapport aux mésocosmes sans panneaux solaires (comparaisons post hoc par paires, $p = 0,05$) et ce quel que soit le niveau de nutriments.

Tableau 6 Résultats des modèles (p -values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur les communautés de macroinvertébrés.

Variables	Transformati on	Recouvreme nt	Nutriment	Interaction
Abondance	$\text{Log}_{10}(x+1)$	0,163	0,021	0,022
Richesse	$\text{Log}_{10}(x+1)$	0,005	0,562	0,026
Diversité	$\text{Log}_{10}(x+1)$	0,047	0,535	0,746
Composition - NMDS1	-	0,007	0,12	0,024
Composition - NMDS2	-	0,156	0,271	0,278

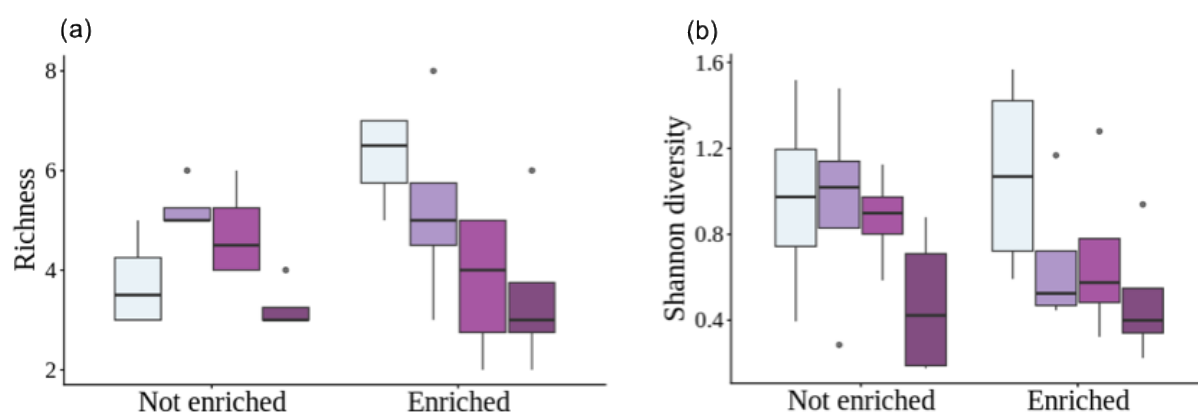


Figure 39 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur (a) la richesse et (b) la diversité (indice de Shannon) dans les communautés de macroinvertébrés. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.

Concernant la composition des communautés de macroinvertébrés, nous avons observé un effet significatif de l'interaction entre le taux de recouvrement et le niveau de nutriments pour l'axe NMDS1 uniquement (LMM, $\chi^2 = 9,47$, $p = 0,02$, **Tableau 6** et **Figure 40**). Spécifiquement, il existait des différences de composition des communautés entre les niveaux de nutriments élevés et faibles dans les mésocosmes sans panneau solaire (comparaisons post hoc par paires $p = 0,004$). Dans les traitements à faible niveau de nutriments, les communautés différaient significativement entre le traitement sans panneau solaire et les traitements avec 25 % ($p = 0,02$), 45 % ($p = 0,02$) et 65 % ($p = 0,002$) de taux de recouvrement de panneaux solaires (**Figure 40** et **Figure 41**).

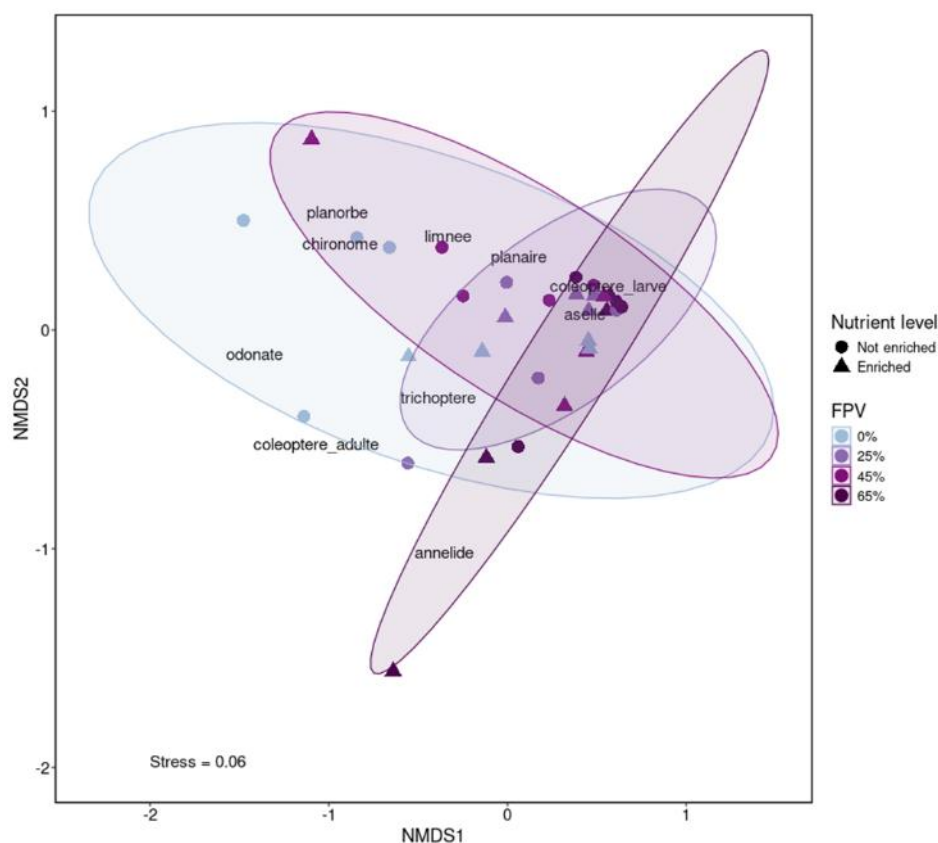


Figure 40 Distribution des traitements dans les deux premiers axes de l'analyse NMDS (non-metric multidimensional scaling) réalisée sur la communauté de macroinvertébrés. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des ellipses de couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté par des triangles et des cercles, respectivement. Chaque symbole représente un mésocosme.

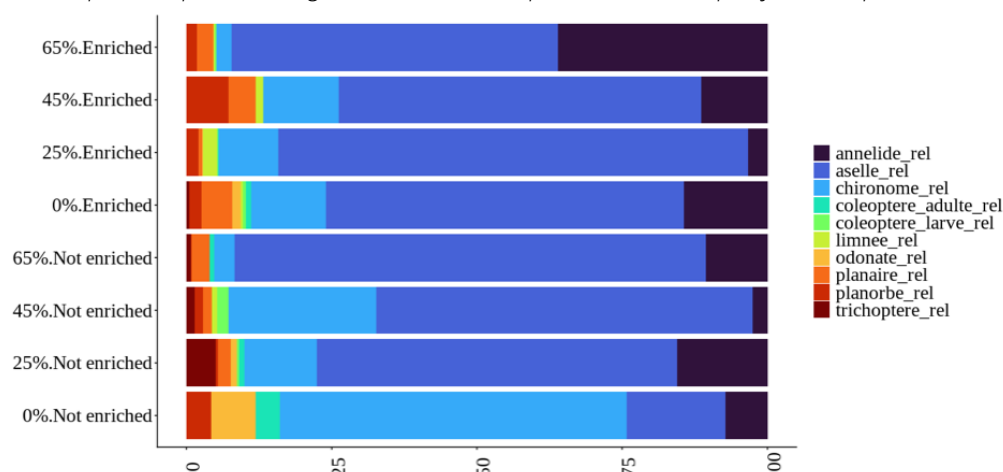


Figure 41 Abondance relative moyenne des taxons de macroinvertébrés dans chaque traitement.

3.1.3. Réponse du fonctionnement de l'écosystème

3.1.3.1. Production primaire

Concernant la production primaire pélagique, nous avons observé un effet significatif du taux de recouvrement (LMM, $\chi^2 = 13,07$, $p = 0,004$) et du niveau de nutriments (LMM, $\chi^2 = 5,60$, $p = 0,02$) (**Tableau 7** et **Figure 42**). Pour le taux de recouvrement, les comparaisons post hoc ont révélé que les mésocosmes avec des taux de recouvrement de 0 % ($1,96 \mu\text{g L}^{-1} \pm 2,14 \text{ ET}$) et de 25 % ($1,78 \mu\text{g L}^{-1} \pm 1,67 \text{ ET}$) présentaient des productions primaires pélagiques significativement plus faibles que les mésocosmes avec un taux de recouvrement de 65 % ($5,97 \mu\text{g L}^{-1} \pm 7 \text{ ET}$). Aussi, la production primaire pélagique était globalement plus élevée dans les mésocosmes à faible niveau de nutriments ($4,38 \mu\text{g L}^{-1} \pm 5,30 \text{ ET}$) par rapport aux mésocosmes à fort niveau de nutriments (moyenne $1,93 \mu\text{g L}^{-1} \pm 1,50 \text{ ET}$, $p = 0,03$). Concernant la production primaire benthique, nous avons observé un effet significatif du traitement en nutriments sur les cyanobactéries ($p = 0,013$) et les diatomées ($p = 0,125$) et un effet significatif de l'interaction taux de recouvrement et niveau de nutriments sur les algues vertes benthiques ($p = 0,020$) (**Tableau 7** et **Figure 43**).

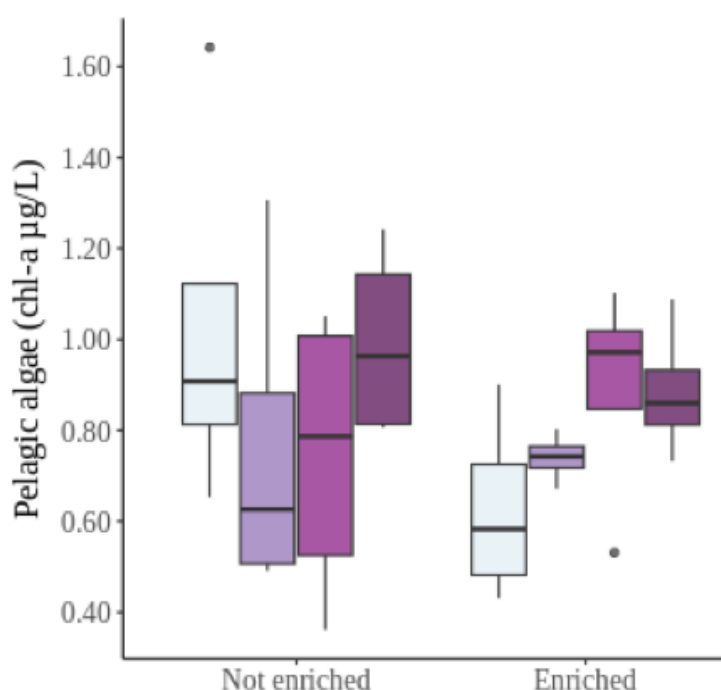


Figure 42 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la production primaire pélagique. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).

Tableau 7 Résultats des modèles (*p*-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur le fonctionnement des écosystèmes.

Variables	Transformation	Recouvrement	Nutriment	Interaction
Production pélagique	Log10(x+1)	0,497	0,268	0,157
Diatomées benthiques	Log10(x+1)	0,012	0,125	0,537
Cyanobactéries benthiques	Log10(x+1)	0,435	0,013	0,121
Algues vertes benthiques	Log10(x+1)	0,064	0,659	0,020
Macrophytes	-	<0,001	0,015	0,069
Décomposition	-	0,705	<0,001	0,420
Métabolisme – GPP	-	<0,001	0,071	0,180
Métabolisme – R	-	<0,001	0,129	0,146
Concentration en CO ₂	Log(x)	0,241	<0,001	0,523
Concentration en CH ₄	Log(x)	0,102	0,657	0,863

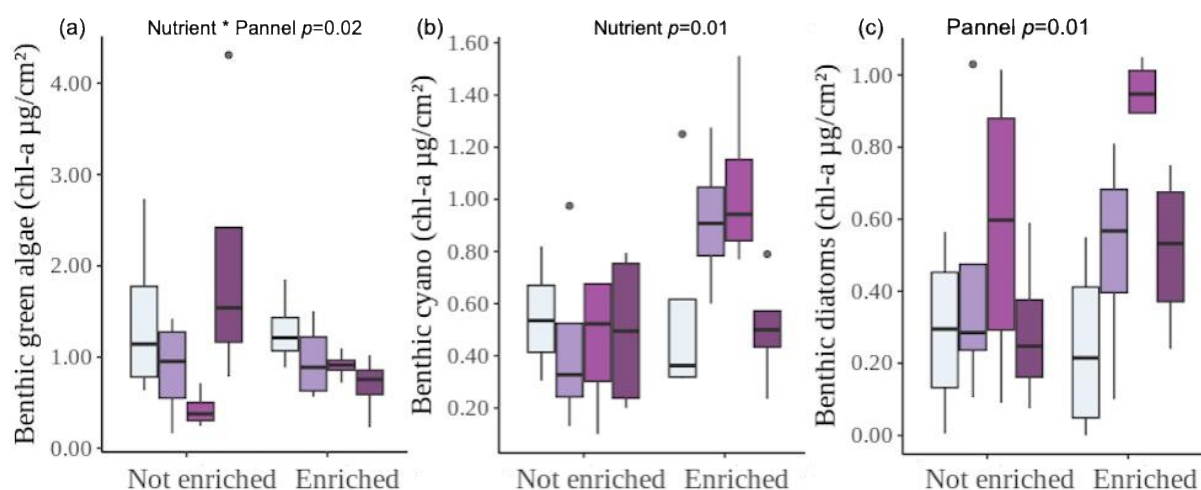


Figure 43 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la production primaire benthique des (a) algues vertes, (b) cyanobactéries et (c) diatomées. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.

La surface couverte par des macrophytes était significativement affectée par le taux de recouvrement en panneaux solaires (LMM, $\chi^2 = 3532$, $p = <0,001$, **Tableau 7** et **Figure 43**), avec les mésocosmes avec un taux de recouvrement de 0 % ayant une surface couverte par des macrophytes ($0,28 \text{ m}^2 \pm 0,06 \text{ ET}$) plus faible que les traitements avec un taux de recouvrement de 25 % ($0,55 \pm 0,12 \text{ ET}$, $p = 0,002$), 45 % ($0,59 \pm 0,21 \text{ ET}$, $p < 0,001$) et 65 % ($0,62 \pm 0,15 \text{ ET}$, $p < 0,001$) (**Figure 44**). La surface couverte par des macrophytes était significativement plus élevée dans les traitements avec un niveau de nutriment élevé (LMM, $\chi^2 = 5,90$, $p = 0,01$).

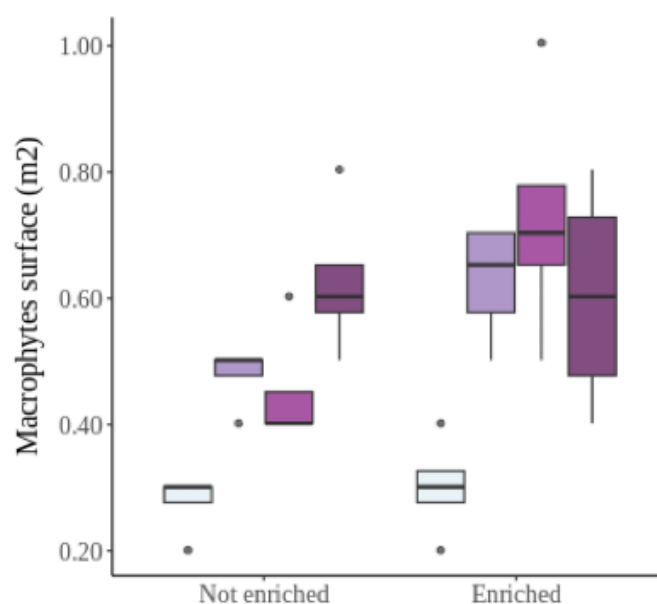


Figure 44 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur les macrophytes (surface du mésocosme recouverte). Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).

3.1.3.2. Gaz à effet de serre

Concernant les gaz à effet de serre, nous avons trouvé un effet significatif du traitement du niveau de nutriments sur la concentration en CO_2 , avec des concentrations plus élevées dans les mésocosmes avec des niveaux élevés de nutriments (LMM, $\chi^2 = 11,22$, $p < 0,001$, **Tableau 7** et **Figure 45**). Aucun effet des deux traitements n'a été observé sur CH_4 (**Tableau 7** et **Figure 45**).

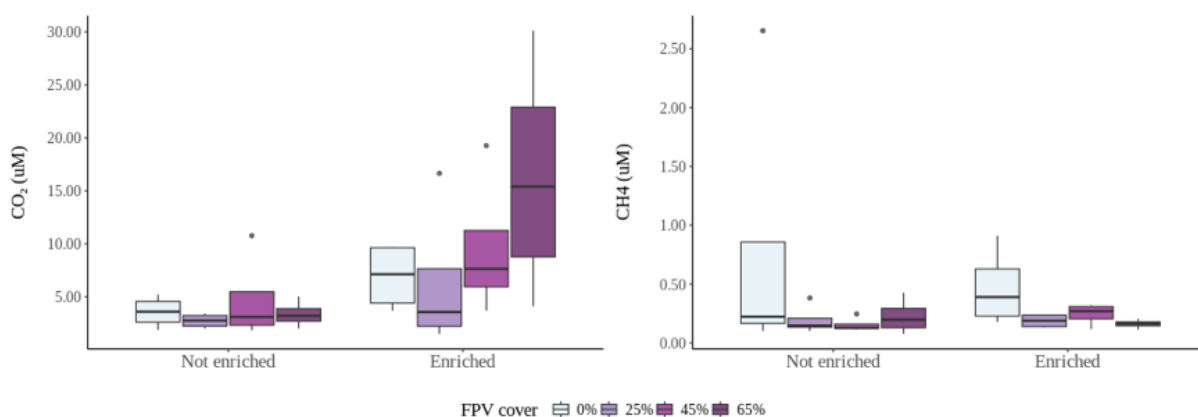


Figure 45 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la concentration en gaz à effet de serre (CO_2 et en CH_4). Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.

3.1.3.3. Métabolisme

Concernant le métabolisme de l'écosystème, nous avons observé un effet significatif du taux de recouvrement sur la GPP (Gross Primary Production) (LMM, $\chi^2 = 45,1$, $p < 0,001$, **Tableau 7** et **Figure 46**). Les tests post-hoc ont révélé que la GPP était significativement plus basse dans les mésocosmes avec des recouvrements de 45% et 65% ($p < 0,01$) par rapport à ceux recouverts à 0 % et 25 % ($p < 0,01$). Il n'y avait pas de différence significative entre les mésocosmes avec des recouvrements de 0 % et de 25 % ($p = 0,67$), ni entre les mésocosmes avec des recouvrements de 45 % et de 65 % ($p = 0,99$). Globalement, des résultats similaires ont été observés pour ER (Ecosystem Respiration, **Tableau 7** et **Figure 46**).

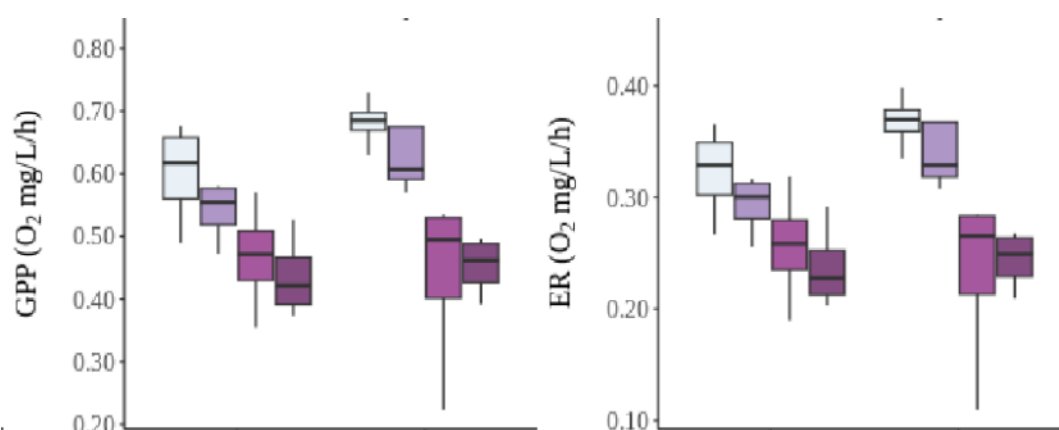


Figure 46 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le métabolisme (GPP – Gross Primary Production et ER – Ecosystem Respiration). Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.

3.1.3.4. Décomposition

Les taux de décomposition étaient significativement plus élevés dans les traitements avec un niveau élevé de nutriments ($0,011 \text{ k jour}^{-1} \pm 0,002 \text{ ET}$) par rapport aux traitements avec un niveau faible de nutriments ($0,008 \text{ k jour}^{-1} \pm 0,001 \text{ ET}$, LMM, $\chi^2 = 23,32$, $p < 0,001$, **Figure 47**), sans effet significatif du taux de recouvrement en panneaux solaires (**Tableau 7** et **Figure 47**).

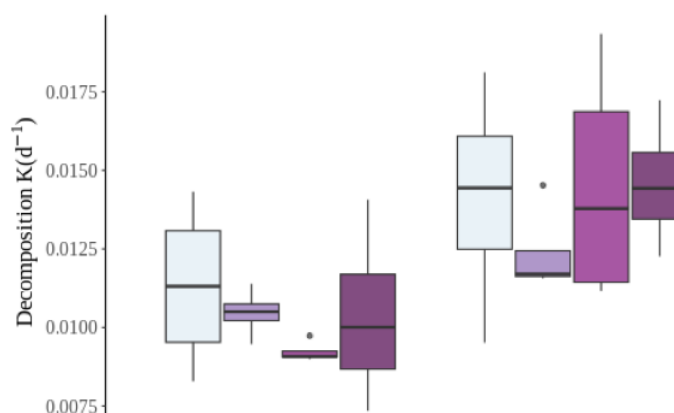


Figure 47 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le taux de décomposition. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).

3.2. Conséquences écologiques des centrales flottantes [Objectif 2]

3.2.1. Suivis continus

3.2.1.1. Température de l'eau

Pendant la période suivie, la température quotidienne de l'eau a présenté de fortes variations saisonnières, avec une moyenne de 16,6 °C (\pm 6,9 ET), allant de 4,0 °C en hiver à 29,7 °C en été dans les six plans d'eau étudiés (Figure 48). Après installation des centrales photovoltaïques flottantes, la température de l'eau était significativement plus basse dans les plans d'eau équipés d'une centrale photovoltaïque flottante que dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante (LMM, interaction BA x CI : $p < 0,001$; Figure 48 et Figure 49).



Figure 48 Température de l'eau (moyenne quotidienne (°C)) pour chaque paire de plans d'eau avec (bleu, $n = 3$) et sans (violet, $n = 3$) centrales photovoltaïques flottantes entre décembre 2020 et décembre 2023. La colonne verticale en pointillés représente la période d'installation des centrales photovoltaïques flottantes.

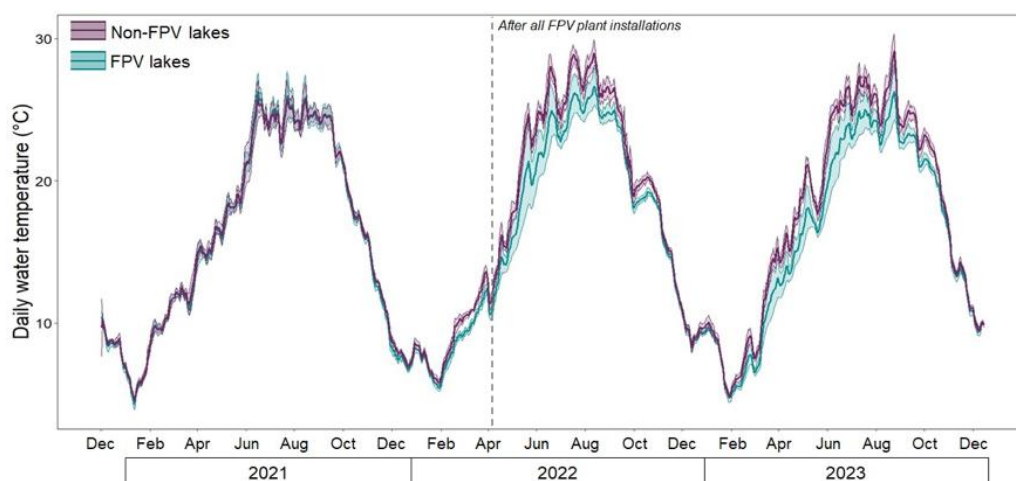


Figure 49 Température de l'eau (moyenne quotidienne (°C)) dans les plans d'eau avec (bleu, $n = 3$) et sans (violet, $n = 3$) centrales photovoltaïques flottantes entre décembre 2020 à décembre 2023. La ligne verticale en pointillés représente la date à laquelle toutes les centrales photovoltaïques flottantes ont été installées.

Avant l'installation des centrales photovoltaïques flottantes, la température de l'eau était, en moyenne, de $15,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 6,6$ ET) et de $15,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 6,8$ ET) dans les plans d'eau avec et sans centrale photovoltaïque flottante, respectivement. Après l'installation des centrales photovoltaïques flottantes, la température de l'eau était en moyenne de $16,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 6,5$ ET) et $18,1\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 7,1$ ET) dans les plans d'eau avec et sans centrale photovoltaïque flottante, respectivement (Figure 50). Dans l'ensemble, la présence d'une centrale photovoltaïque flottante a fait baisser la température moyenne de l'eau de $1,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\pm 1,0$ ET) sur la période de suivi par rapport aux plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante.

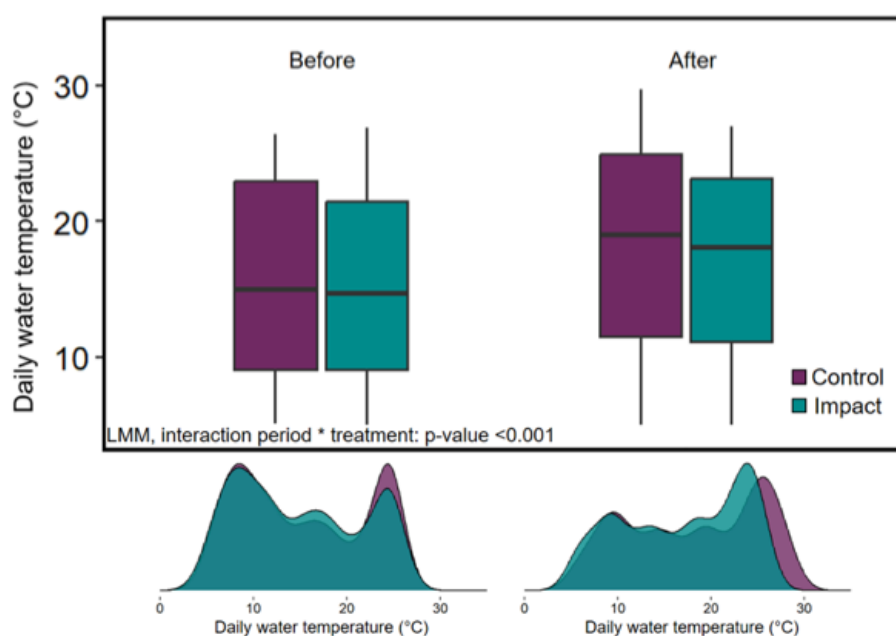


Figure 50 Température de l'eau (moyenne quotidienne en °C) et distribution de la densité des valeurs dans les plans d'eau avec (bleu, $n = 3$) et sans (violet, $n = 3$) centrales photovoltaïques flottantes avant (à gauche) et après (à droite) leur installation.

La diminution de la température de l'eau induite par la présence de centrale photovoltaïque flottante était significativement et positivement associée à la température de l'air (LMM : $p < 0,001$; **Figure 51**). Globalement, une baisse de la température de l'eau de $0,08\text{ °C}$ entre les plans d'eau avec et sans centrale photovoltaïque flottante a été observée lorsque la température de l'air a augmenté de 1 °C (**Figure 51**). Lorsque la température moyenne quotidienne de l'air était inférieure à 10 °C , la diminution de la température de l'eau était très limitée ($< 0,5\text{ °C}$). Lorsque la température moyenne quotidienne de l'air était supérieure à 30 °C , la réduction de la température de l'eau était supérieure à 2 °C . Les différences les plus importantes de température de l'eau entre les plans d'eau avec et sans centrale photovoltaïque flottante ont dépassé 3 °C durant les périodes les plus chaudes (**Figure 51**).

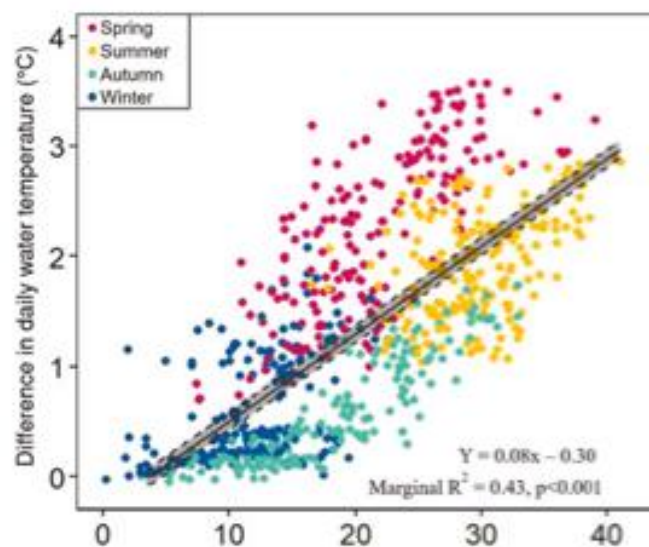


Figure 51 Effet de la température de l'air sur la différence de température de l'eau (moyenne quotidienne en $^{\circ}\text{C}$) entre les plans d'eau sans centrales photovoltaïques flottantes (témoins) et les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (impact). Les points représentent les différences moyennes observées calculées à partir de chaque paire de plans d'eau.

La réduction de la température de l'eau induite par la présence de centrale photovoltaïque flottante était significativement différente entre saisons (LMM : $p < 0,001$). Une différence plus importante de la température quotidienne de l'eau entre les sites témoins et les sites avec centrale photovoltaïque flottante a été observée au printemps (différence quotidienne moyenne de $2,3\text{ °C} \pm 0,9\text{ ET}$), suivie par l'été (différence quotidienne moyenne de $1,9\text{ °C} \pm 0,6\text{ ET}$) (tests post-hoc $p > 0,001$, **Figure 52**). Ces deux saisons ont montré des différences significativement plus importantes que l'hiver et l'automne (différences moyennes de $0,6\text{ °C} \pm 0,6\text{ ET}$ pour l'hiver et $0,6\text{ °C} \pm 0,5\text{ ET}$ pour l'automne) (**Figure 52**).

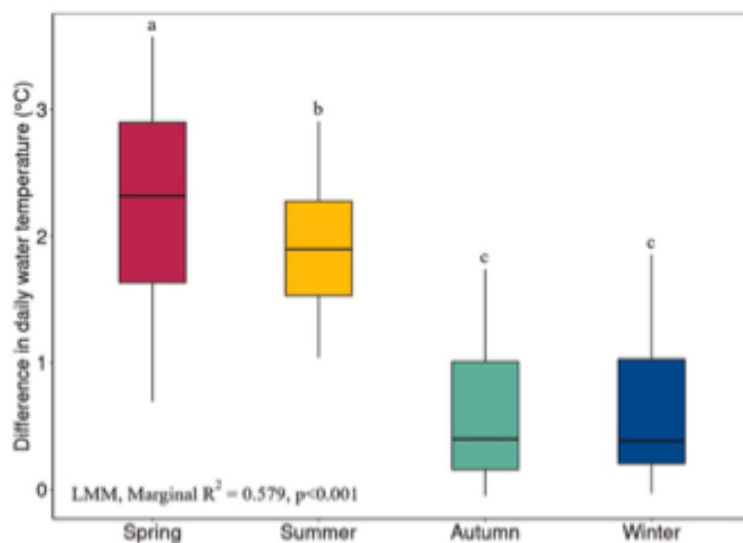


Figure 52 Différence de température de l'eau (moyenne quotidienne en °C) entre les plans d'eau sans centrales photovoltaïques flottantes (témoins) et les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (impact) pour chaque saison. Les lettres différentes indiquent des différences significatives.

Dans les centrales photovoltaïques flottante, la température de l'eau mesurée dans la zone couverte par la centrale ($17,0\text{ °C} \pm 6,5\text{ ET}$) ne différait pas de manière significative (LMM, $p = 0,963$; **Figure 53**) de la température de l'eau mesurée dans la zone non couverte ($16,8\text{ °C} \pm 6,5\text{ ET}$).

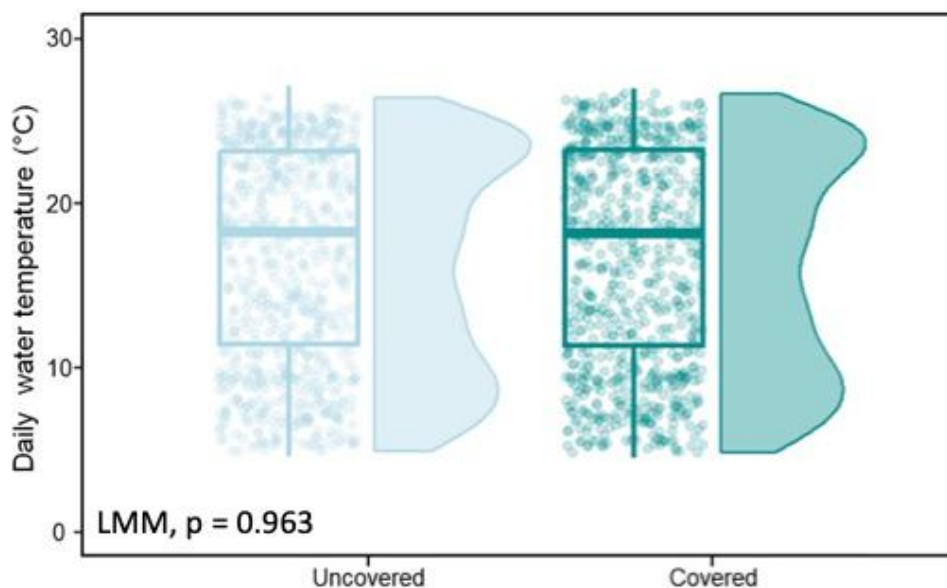


Figure 53 Température de l'eau (moyenne quotidienne, °C) dans les plans d'eau équipés de centrales photovoltaïques flottantes après l'installation dans les zones non couvertes (bleu clair, gauche) et couvertes (bleu foncé, droite).

3.2.1.2. Luminosité

Comme indiqué précédemment, en raison du biofouling et des mesures trop localisées des capteurs, il est difficile de quantifier les effets des centrales photovoltaïques flottantes sur la luminosité avec le protocole utilisé, même si ces effets sont évidents en observation directe (**Figure 54**).

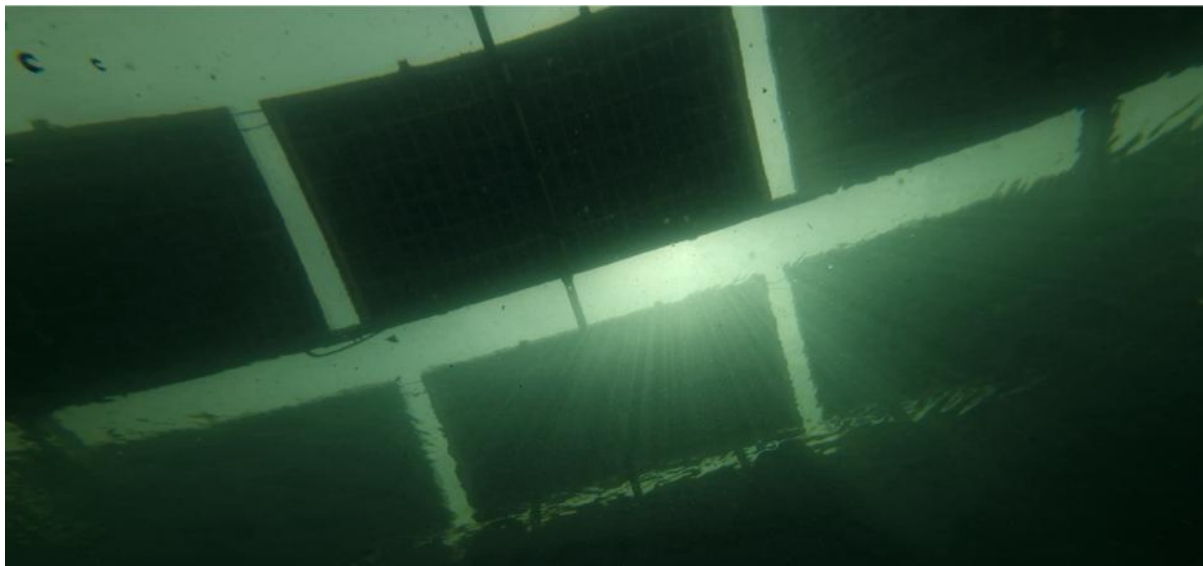


Figure 54 Photographie sous-marine de la zone couverte par une centrale photovoltaïque flottante et illustrant les effets sur la luminosité dans l'eau.

A titre d'exemple pour illustrer ces effets, en prenant les valeurs de luminosité des capteurs au cours de deux journées de mars 2024, dans deux plans d'eau équipés de centrale photovoltaïque flottante et en comparant zones couvertes et non-couvertes (**Figure 55**), on observe ponctuellement une diminution de la luminosité à 50 cm de la surface d'un facteur 6 à 10. Il est clair que cette diminution est fortement variable entre les saisons mais aussi entre les différentes localisations sous les centrales photovoltaïques flottantes (**Figure 55**).

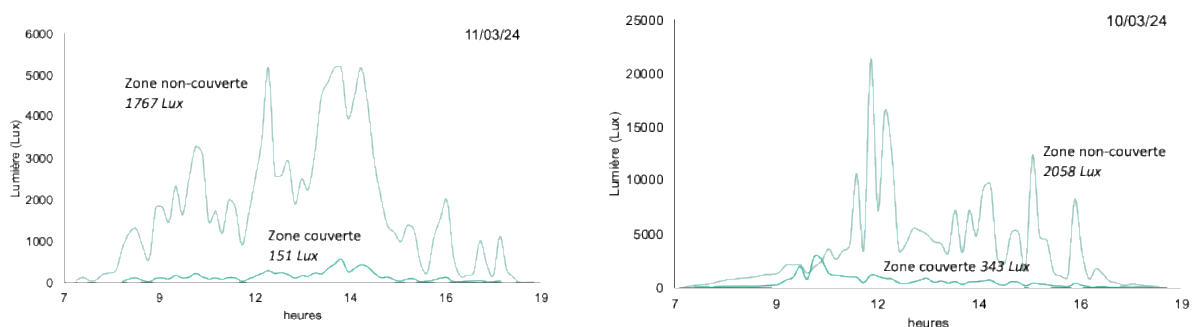


Figure 55 Illustration des effets des centrales photovoltaïques flottantes sur la luminosité dans l'eau dans une zone couverte et une zone non-couverte dans deux plans d'eau gauche et droite, respectivement).

3.2.1.3. Dynamique de l'oxygène dissous et synchronie des écosystèmes

Sur la base des données d'oxygène dissous mesurées en 2023 et 2024 sur des périodes communes aux six plans d'eau (**Figure 56**), nous avons pu quantifier la synchronie pour l'année 2023 et l'année 2024. Mesurer la synchronie consiste à comparer la similitude des fluctuations temporelles d'une fonction de l'écosystème entre plusieurs écosystèmes. C'est une approche intégrative qui permet de quantifier l'étendue spatiale et temporelle des réponses coordonnées des écosystèmes aux perturbations naturelles ou anthropiques⁷¹.

Globalement, les 3 plans d'eau sans centrales photovoltaïques flottantes semblaient moins synchronisés que les 3 plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (**Figure 57**) mais ces tendances n'étaient pas significatives en 2023 ni en 2024 (Kruskal-Wallis, $p = 0,329$ et $p = 0,093$, respectivement).

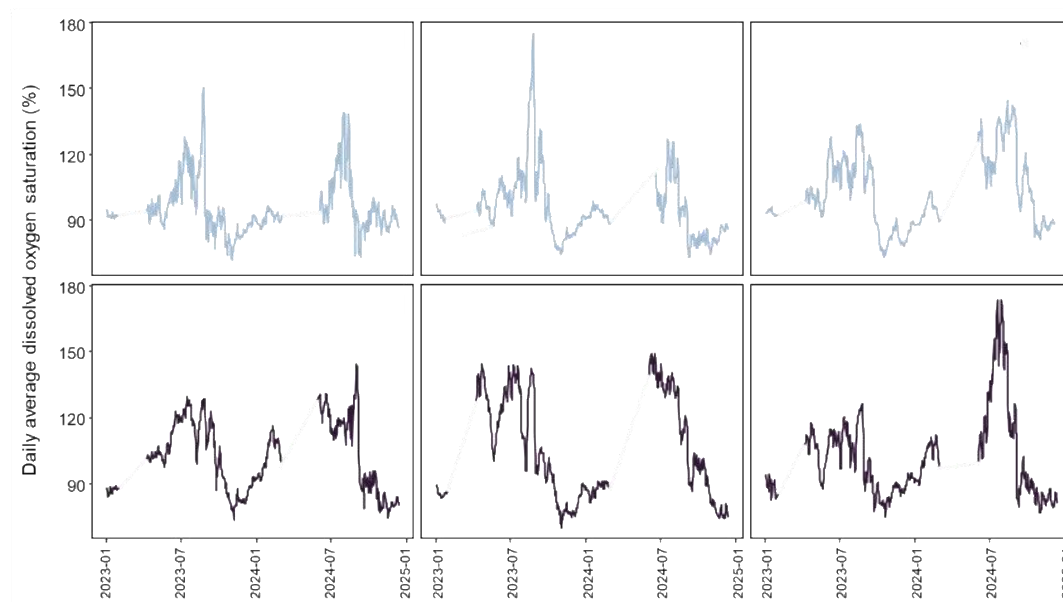


Figure 56 Dynamique temporelle de la saturation en oxygène dissous enregistrée par les capteurs en 2023 et 2024 dans les plans d'eau contrôles (haut) et dans les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (bas).

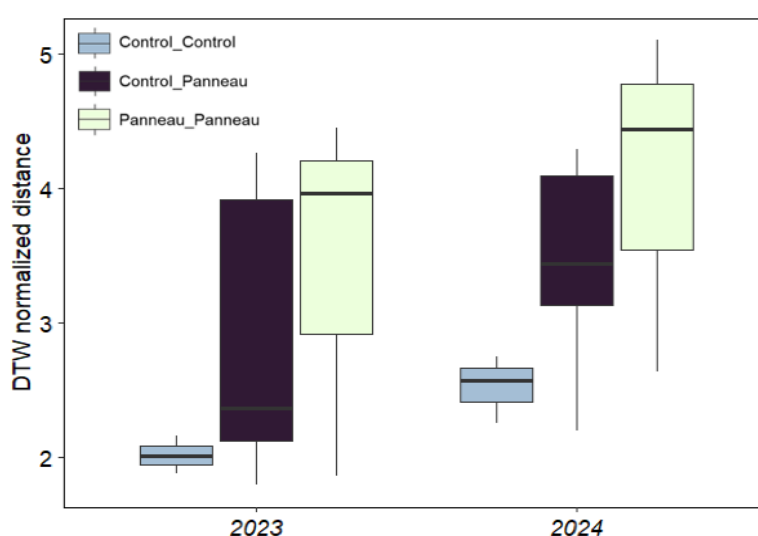


Figure 57 Niveau de synchronie (DTW) en 2023 et en 2024 entre les plans d'eau contrôles (bleu), entre les plans d'eau contrôles et les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (violet) et entre les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (vert).

3.2.2.Suivis saisonniers

3.2.2.1. Physico-chimie et nutriments

3.2.2.1.1. Physico-chimie et nutriments de l'eau

Concernant les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés à l'aide d'une sonde multi paramètres et d'un disque de Secchi (exemple du pH dans la **Figure 58**), nous n'avons observé aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI ; **Tableau 8**) sur le pH (**Figure 59**), la conductivité (**Figure 60**), la turbidité (**Figure 61**) et la transparence (**Figure 62**) de l'eau.

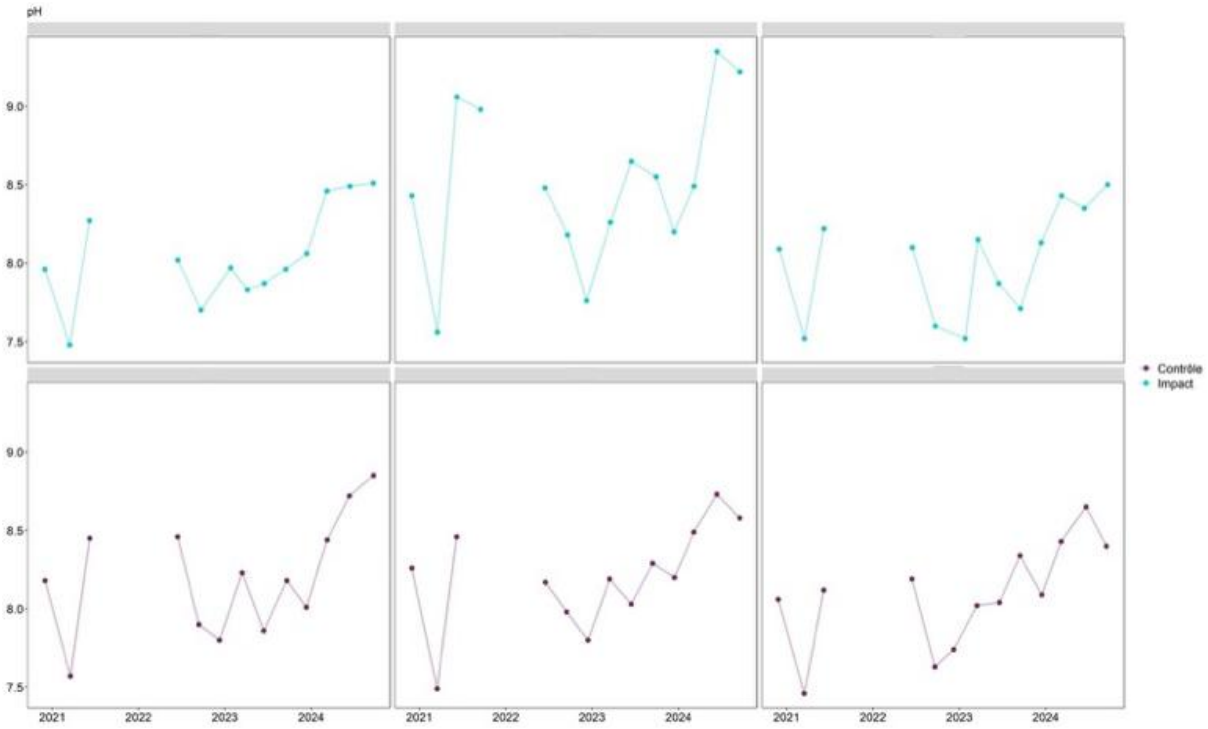


Figure 58 Illustration de la structure des données brutes (ici le pH) utilisées dans les analyses statistiques dans les plans d'eau.

Tableau 8 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètre et d'un disque de Secchi. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres physico-chimiques	p-values de l'interaction BA x CI
pH	0,516
Conductivité	0,440
Turbidité	0,321
Transparence (Secchi)	0,564

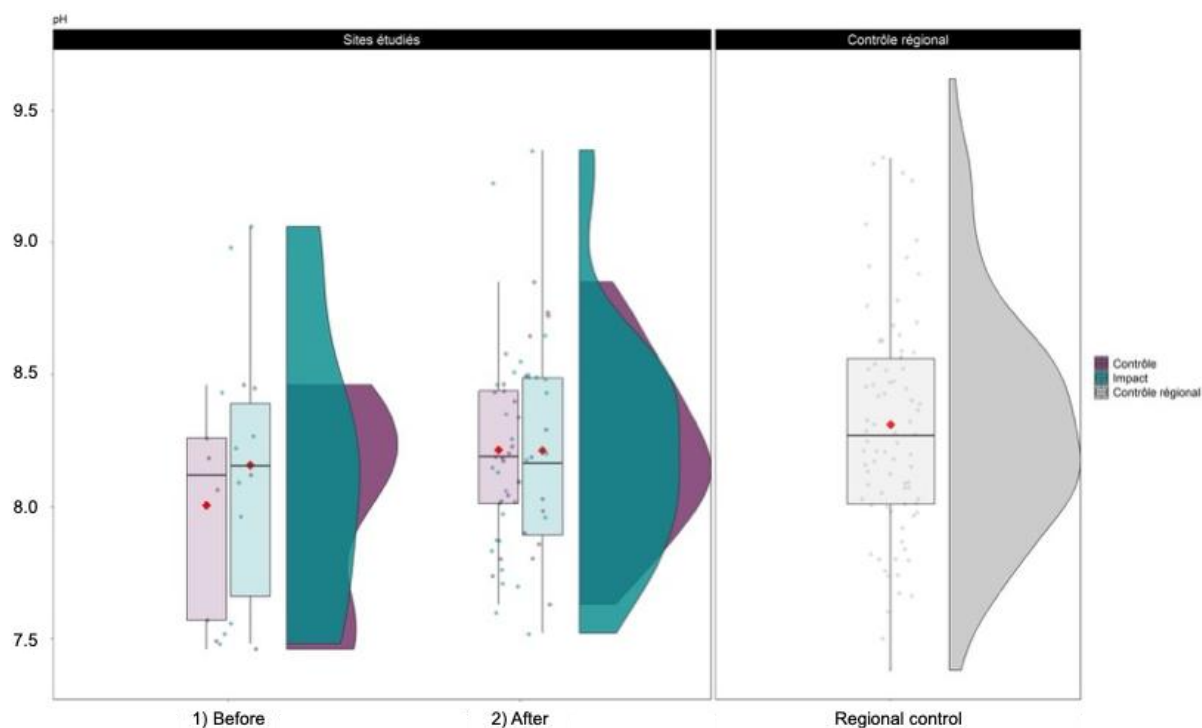


Figure 59 Comparaison entre les valeurs du pH de l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

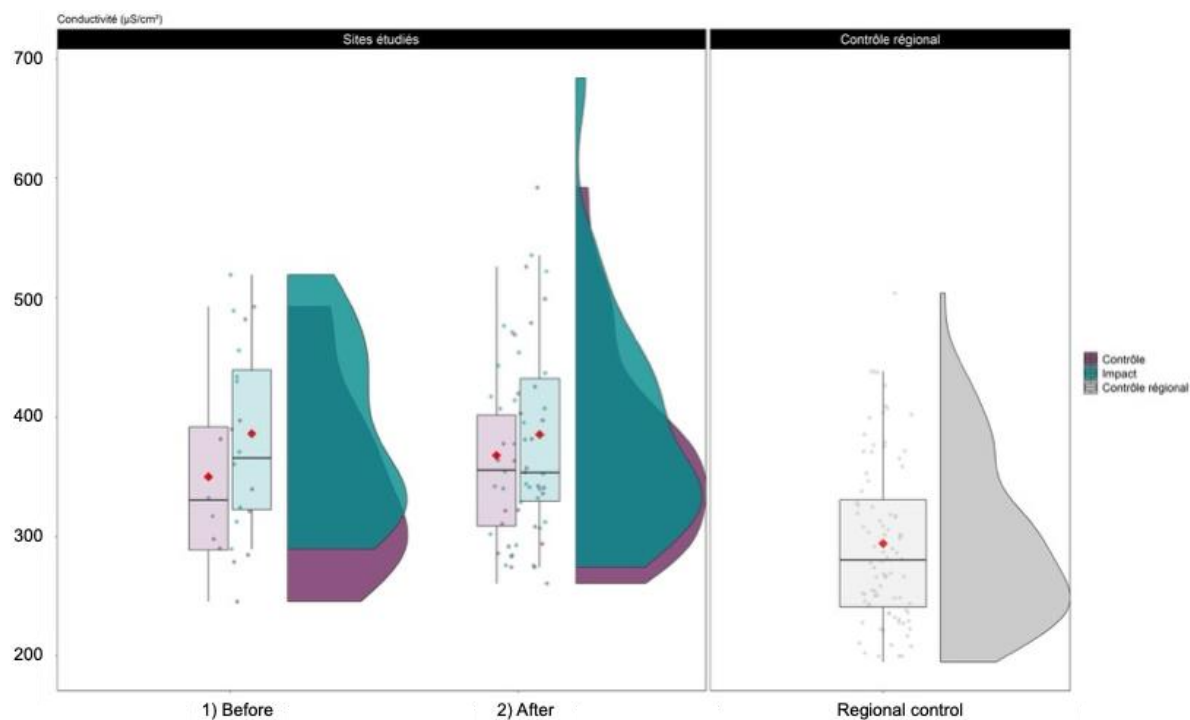


Figure 60 Comparaison entre les valeurs de conductivité de l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

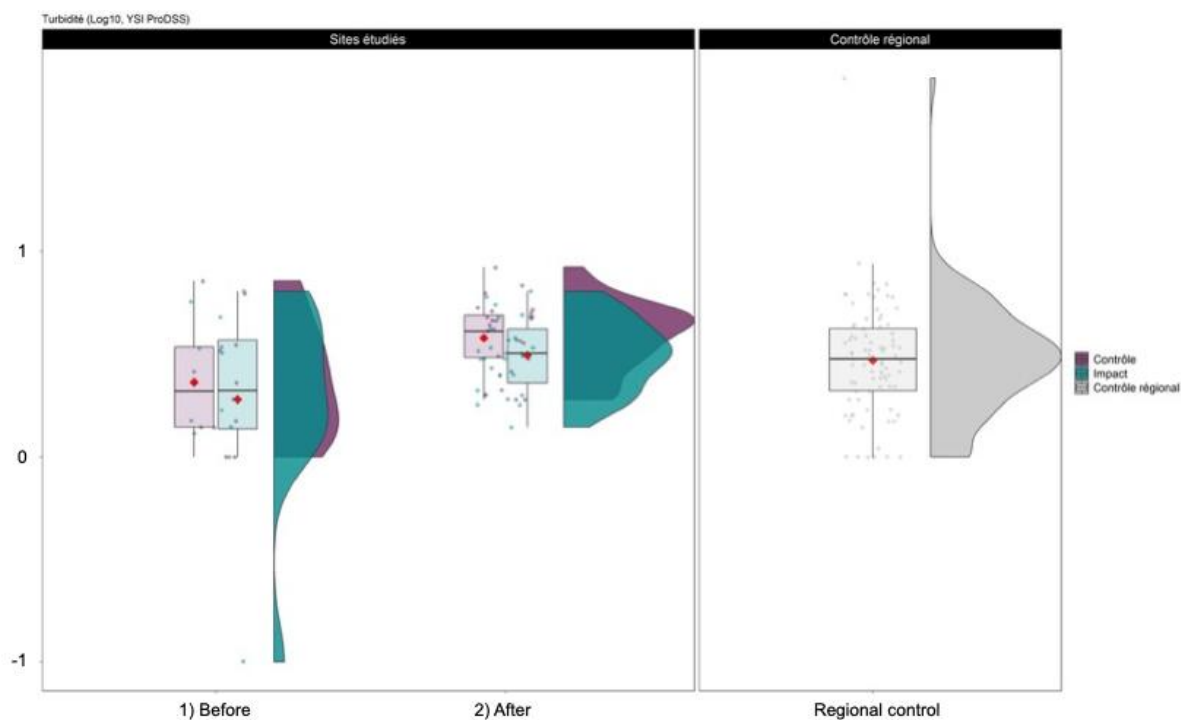


Figure 61 Comparaison entre les valeurs de turbidité de l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

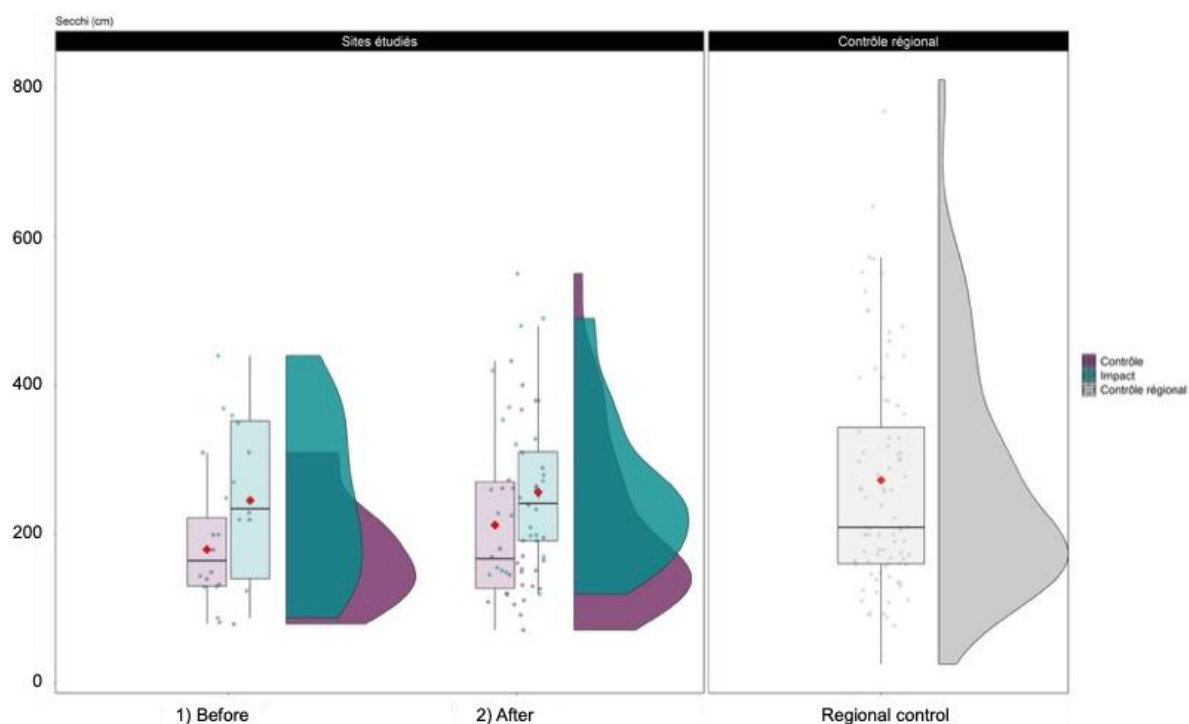


Figure 62 Comparaison entre les valeurs de transparence de l'eau (Secchi) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Concernant les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au laboratoire, nous n'avons observé aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI ; **Tableau 9**) sur les matières en suspension (**Figure 63**). Nous avons observé un effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI ; **Tableau 9**) sur les concentrations en nutriments dissous, à savoir le carbone organique total (**Figure 64**), le phosphore total (**Figure 65**) et l'azote total (**Figure 66**). Dans les centrales photovoltaïques flottantes, nous avons observé une diminution relative du carbone organique total, du phosphore total et de l'azote total. En revanche, aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) n'a été observé sur les concentrations en nutriments dissous (phosphate, ammonium, nitrate, nitrite et carbone organique dissous, **Tableau 9**).

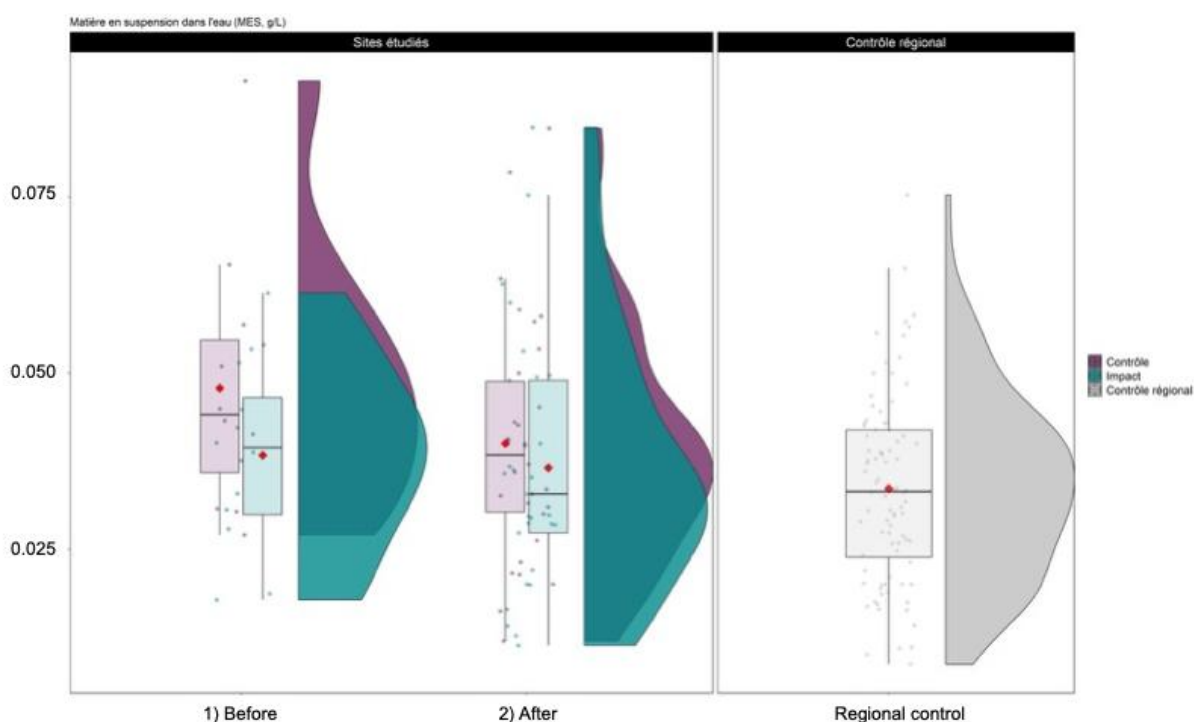


Figure 63 Comparaison entre les concentrations en matière en suspension dans l'eau (Secchi) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

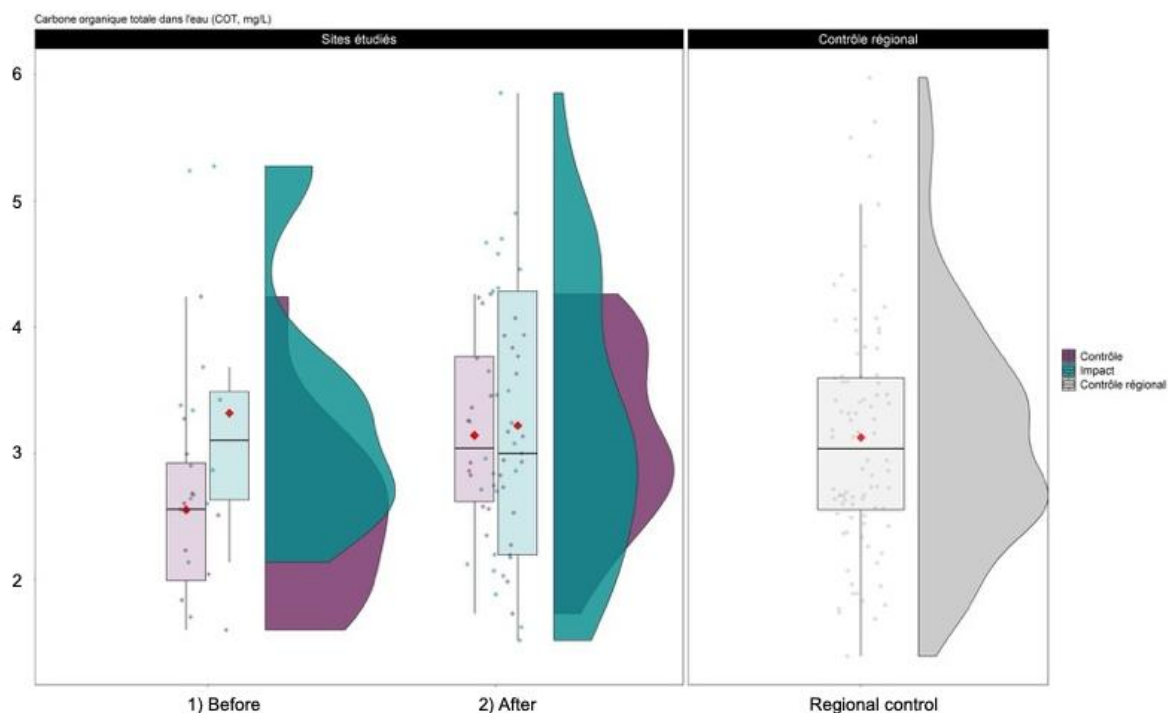


Figure 64 Comparaison entre les concentrations en carbone organique total dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

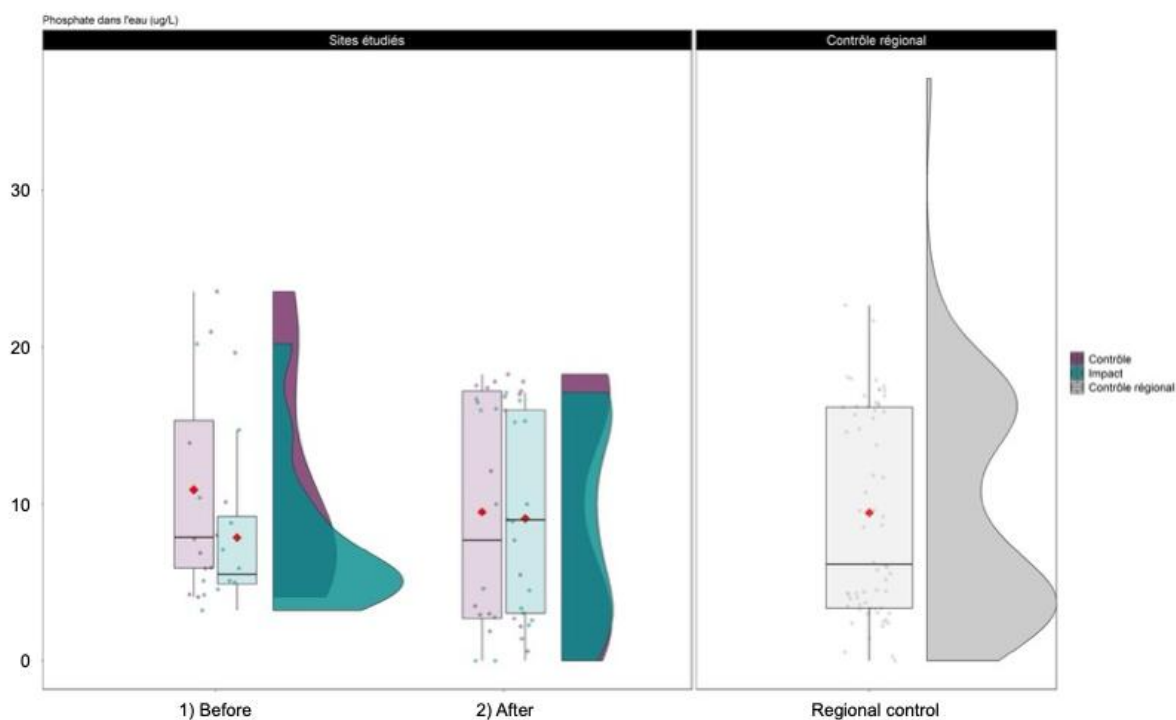


Figure 65 Comparaison entre les concentrations en phosphore total dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

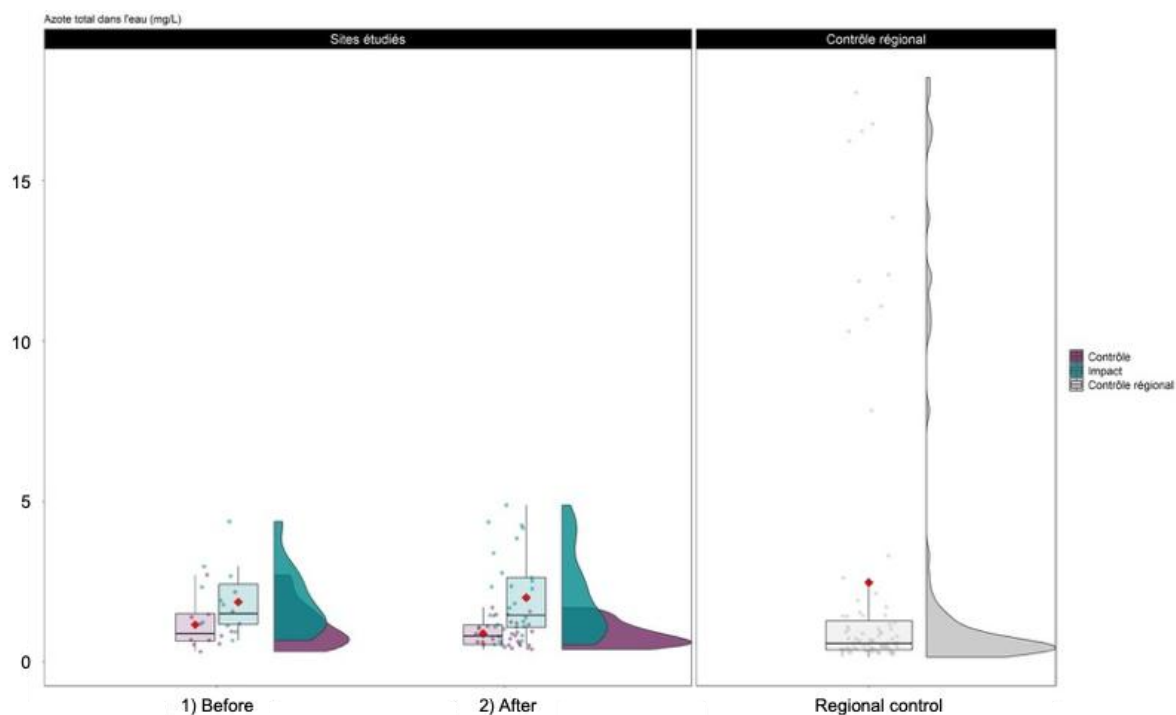


Figure 66 Comparaison entre les concentrations en azote total dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Tableau 9 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au laboratoire. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres physico-chimiques eau	p-values de l'interaction BA x CI
Matière en suspension (MES)	0,343
Carbone organique total (COT)	0,028
Phosphore total (Ptot)	0,021
Azote total (Ntot)	0,019
Phosphate (PO_4^{3-})	0,442
Ammonium (NH_4^+)	0,609
Nitrate (NO_3^-) + Nitrite (NO_2^-)	0,309
Nitrite (NO_2^-)	0,408
Carbone organique dissous (COD)	0,702

3.2.2.1.2. Physico-chimie et nutriments du sédiment

Concernant les paramètres physico-chimiques du sédiment, mesurés au laboratoire, nous n'avons observé aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI ; **Tableau 10**) sur la perte au feu (**Figure 67**), le ratio C/N (**Figure 68**), et les concentrations en C, N et P (**Tableau 10**) dans le sédiment.

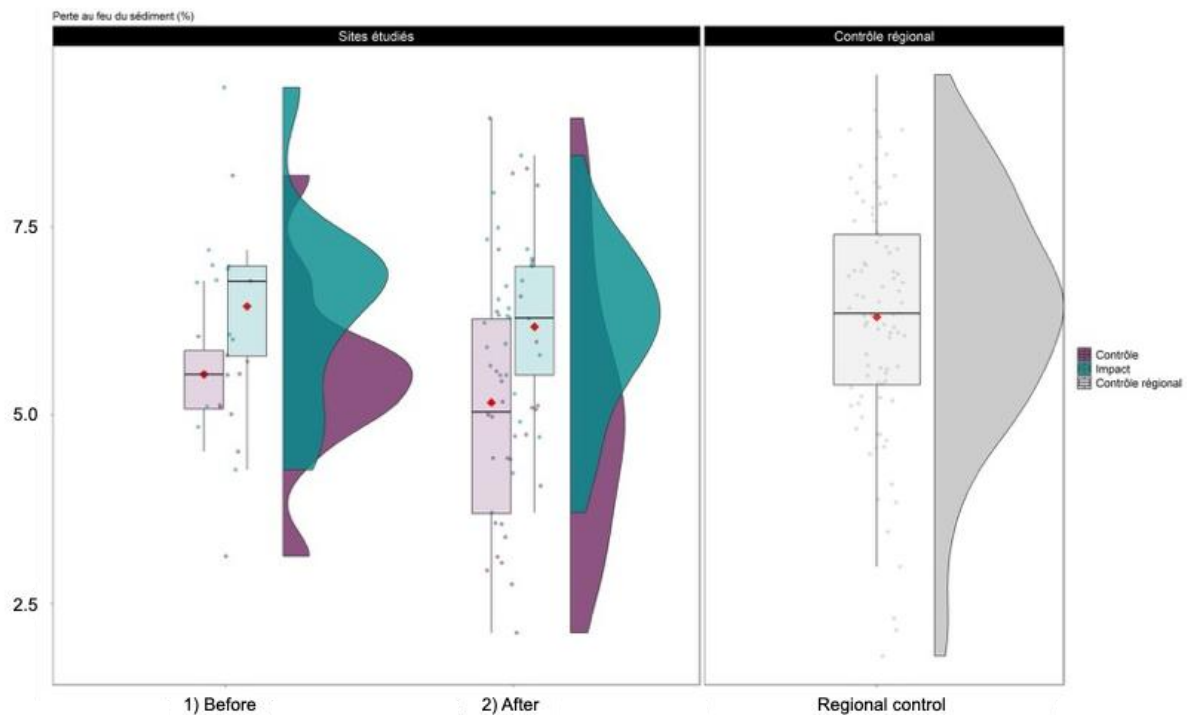


Figure 67 Comparaison entre les valeurs de perte au feu du sédiment avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

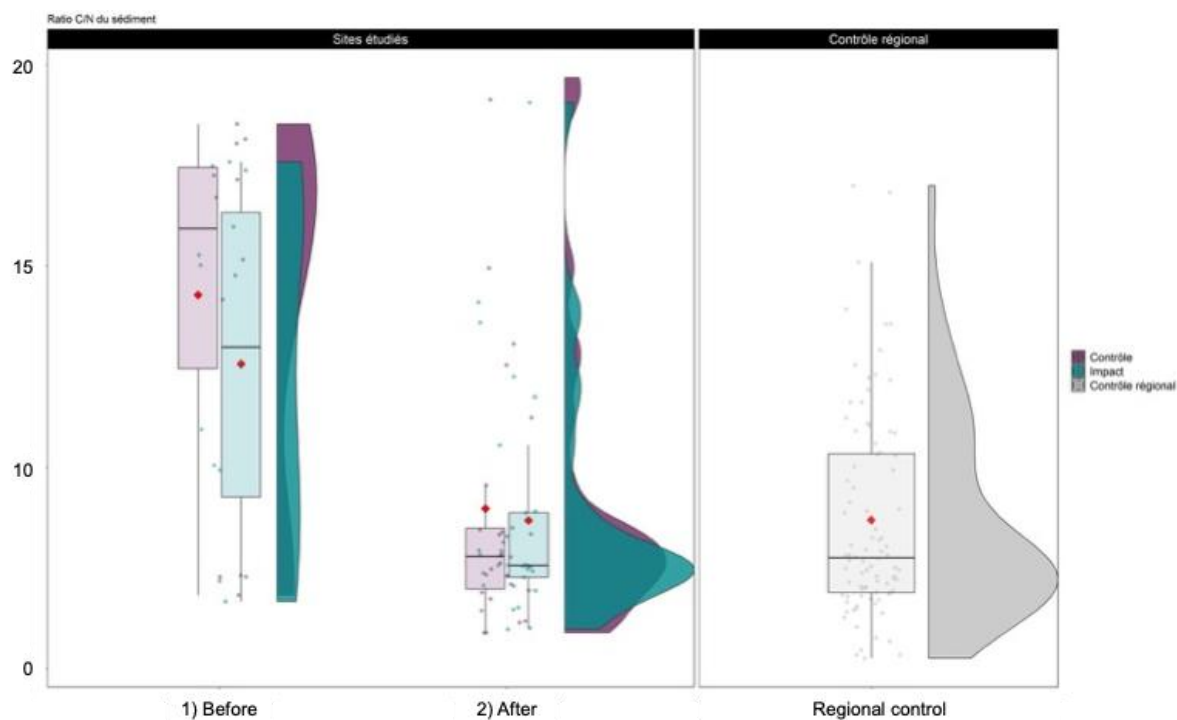


Figure 68 Comparaison entre les valeurs du ratio C/N du sédiment avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Tableau 10 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres physico-chimiques du sédiment. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres physico-chimiques sédiment	p-values de l'interaction BA x CI
Perte au feu	0,806
Ratio C/N	0,418
Concentration en C	0,235
Concentration en N	0,539
Concentration en P	0,110

3.2.2.2. Biomasses algales pélagiques

Concernant la production primaire dans la zone pélagique (Figure 69), nous n’avons observé aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI ; Tableau 11) sur la concentration en microalgues (chlorophylle-a, Figure 70), la concentration en cyanobactéries et la turbidité (Tableau 11).

Tableau 11 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l’interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres liés à la production primaire pélagique mesurés à l’aide d’un fluoromètre portatif. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres de la production primaire pélagique	p-values de l’interaction BA x CI
Chlorophylle-a totale	0,629
Cyanobactéries	0,734
Turbidité	0,204

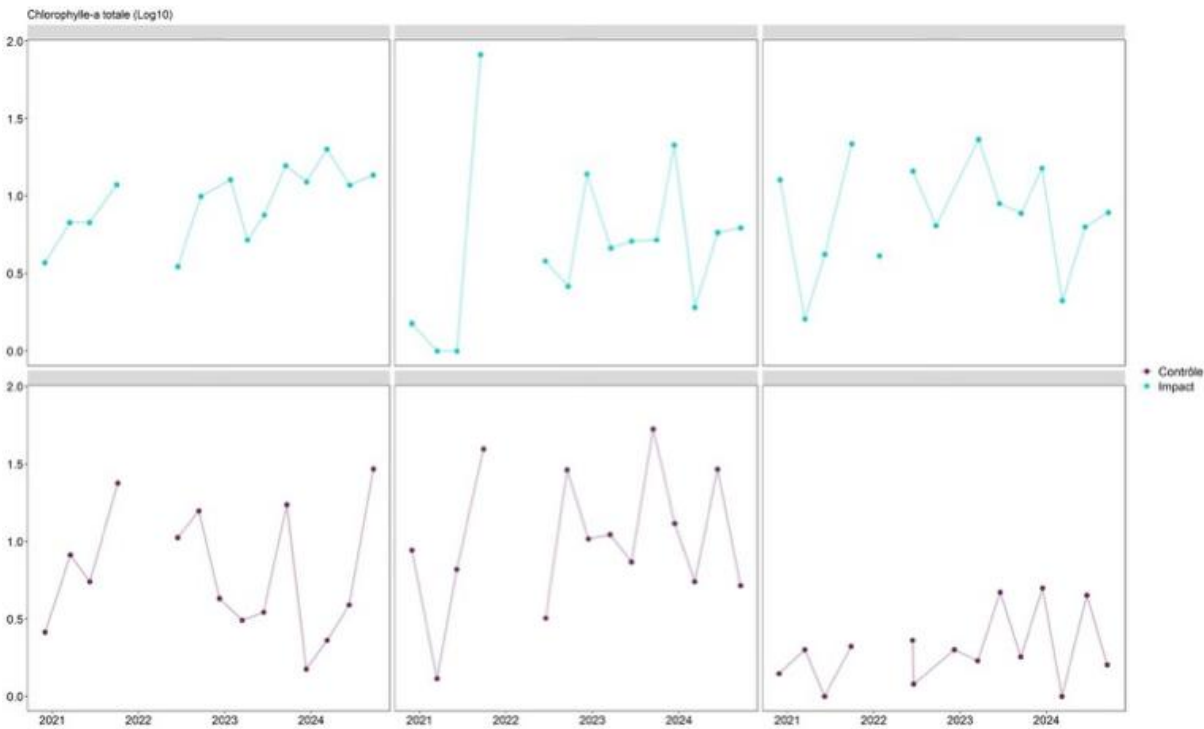


Figure 69 Illustration de la dynamique des concentrations en microalgues (chlorophylle-a) utilisées dans les analyses statistiques.

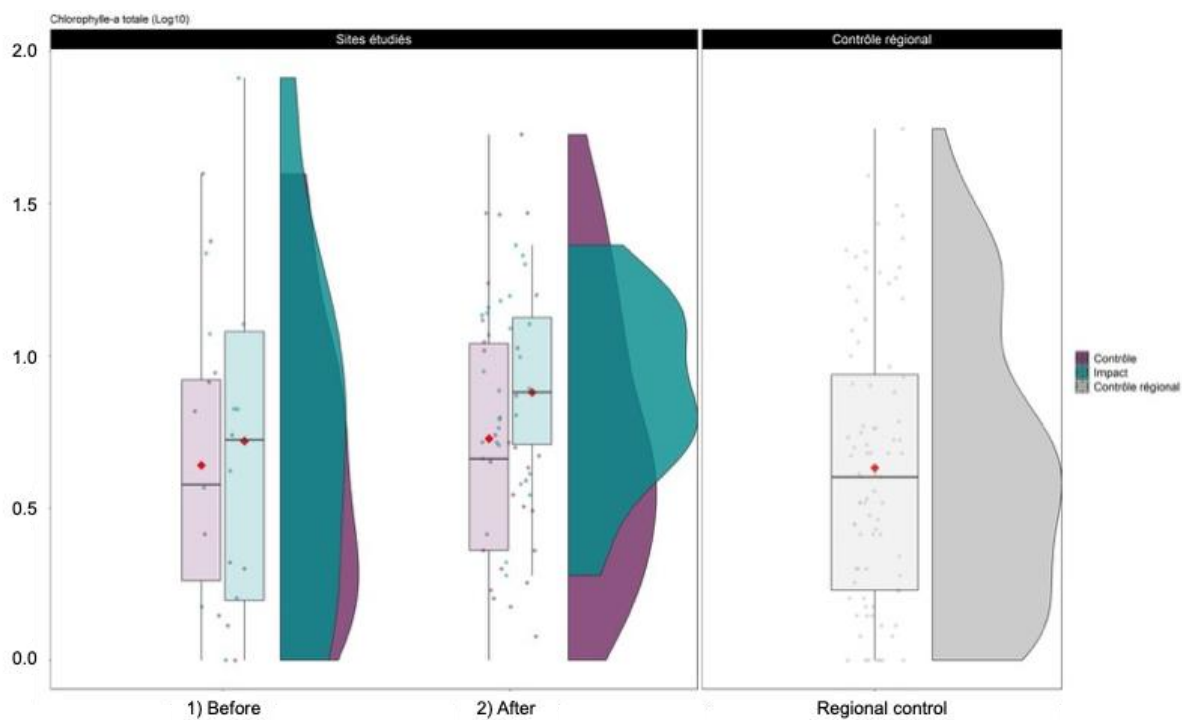


Figure 70 Comparaison entre les valeurs de la chlorophylle-a dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

3.2.2.3. Concentrations microphytoplanctoniques et bactérioplanctoniques

Concernant les communautés microphytoplanctoniques échantillonnées dans la zone pélagique des plans d'eau, nous n'avons observé aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI, $p > 0,005$; **Tableau 12**) sur l'abondance du microphytoplancton (**Figure 71**). On a observé un effet significatif de la présence de centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI, $p < 0,005$; **Tableau 12**) sur l'abondance bactérienne dans l'eau (**Figure 72**), avec une diminution de l'abondance du bactérioplancton dans les centrales.

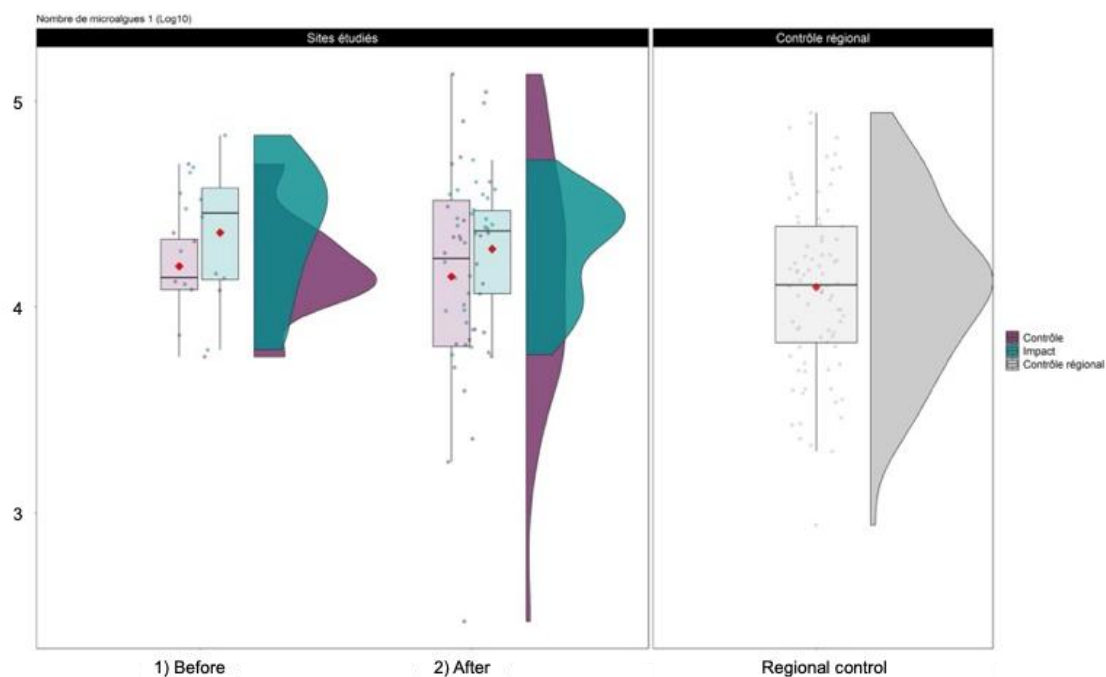


Figure 71 Comparaison entre les concentrations microphytoplanctoniques (cytométrie) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

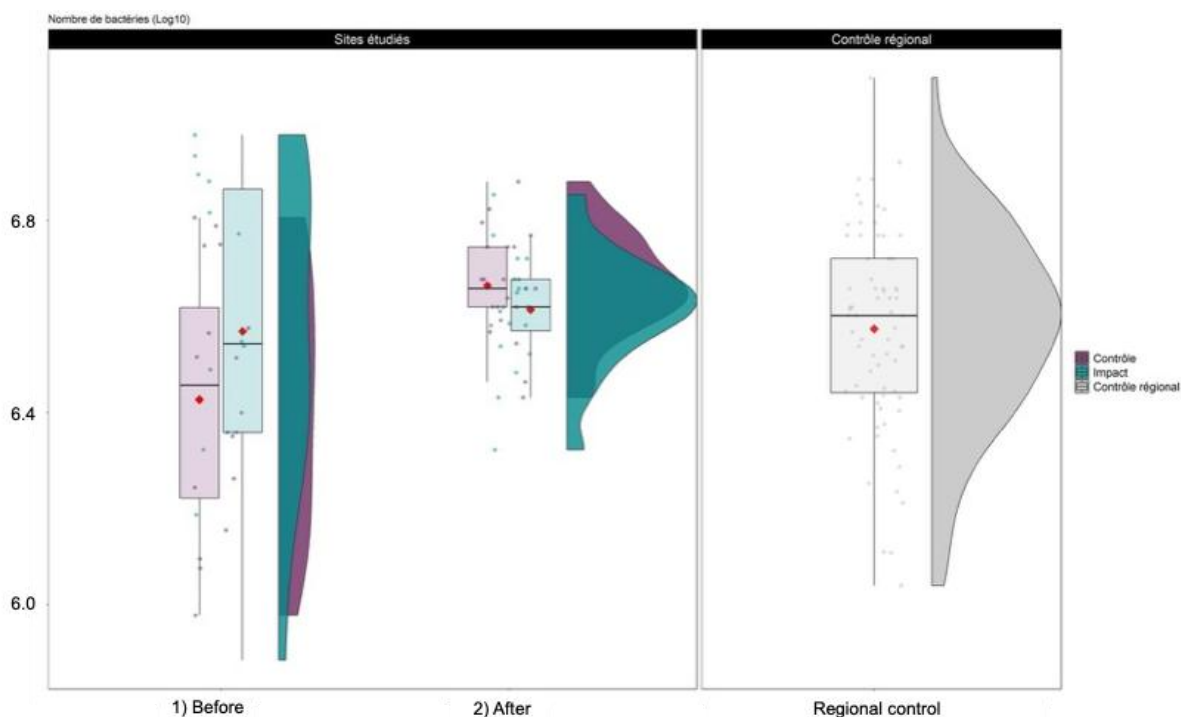


Figure 72 Comparaison entre les concentrations bactériennes de l'eau (cytométrie) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Tableau 12 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les abondances du microphytoplancton et du bactérioplancton mesurés par cytométrie en flux. Les valeurs significatives sont en gras.

Abondances	p-values de l'interaction BA x CI
Microphytoplancton (Log10 densité)	0,165
Bactérioplancton (Log10 densité)	0,009

3.2.2.4. Diversité des communautés bactériennes de l'eau et du sédiment

Concernant les communautés bactériennes échantillonnées dans la zone pélagique ou dans les sédiments des lacs, nous n'avons observé aucun effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI, $p > 0,005$; **Tableau 13**) sur la richesse en bactéries et leur diversité ni dans l'eau et les sédiments (ex **Figure 73**). Pour rappel, le nombre d'échantillons utilisés pour l'analyse BACI était inférieur à celui des autres analyses. Le résultat est donc à interpréter avec plus de précaution.

Tableau 13 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de diversité des communautés bactériennes de l'eau et du sédiment mesurés par séquençage haut-débit. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres de diversité bactérienne	p-values de l'interaction BA x CI
Richesse bactéries de l'eau	0,230
Diversité bactéries de l'eau (Shannon)	0,809
Richesse bactéries du sédiment	0,386
Diversité bactéries du sédiment (Shannon)	0,457

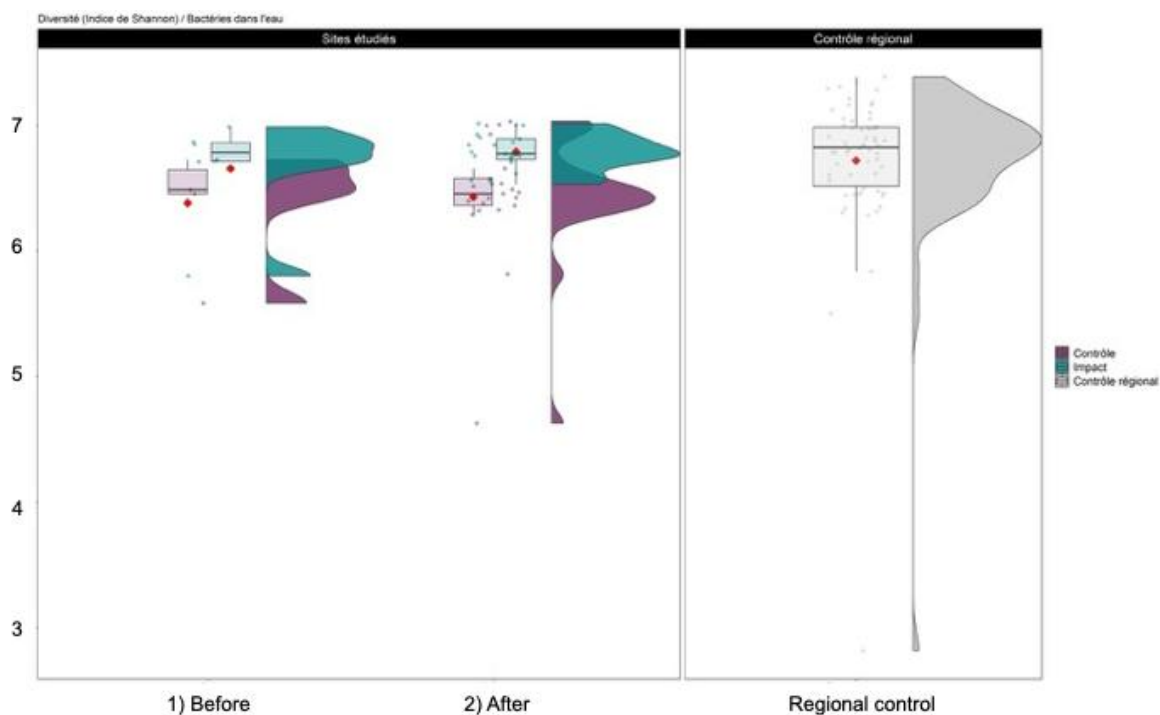


Figure 73 Comparaison entre la diversité du bactérioplancton (séquençage haut-débit) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

3.2.2.5. Communautés périphtiques

Nous avons observé une colonisation assez rapide des flotteurs par des biofilms phototrophes (i.e. en partie composés de microorganismes photosynthétiques) (**Figure 74**). La biomasse de biofilm a eu tendance à augmenter fortement au cours de la première année post-installation, pouvant atteindre des biomasses de 120 g de matière sèche par m² (**Figure 75**).



Figure 74 Photographies illustrant la colonisation des flotteurs par des biofilms phototrophes. Les flotteurs peuvent aussi servir de support de colonisation par des éponges d'eau douce ou des pontes (droite).

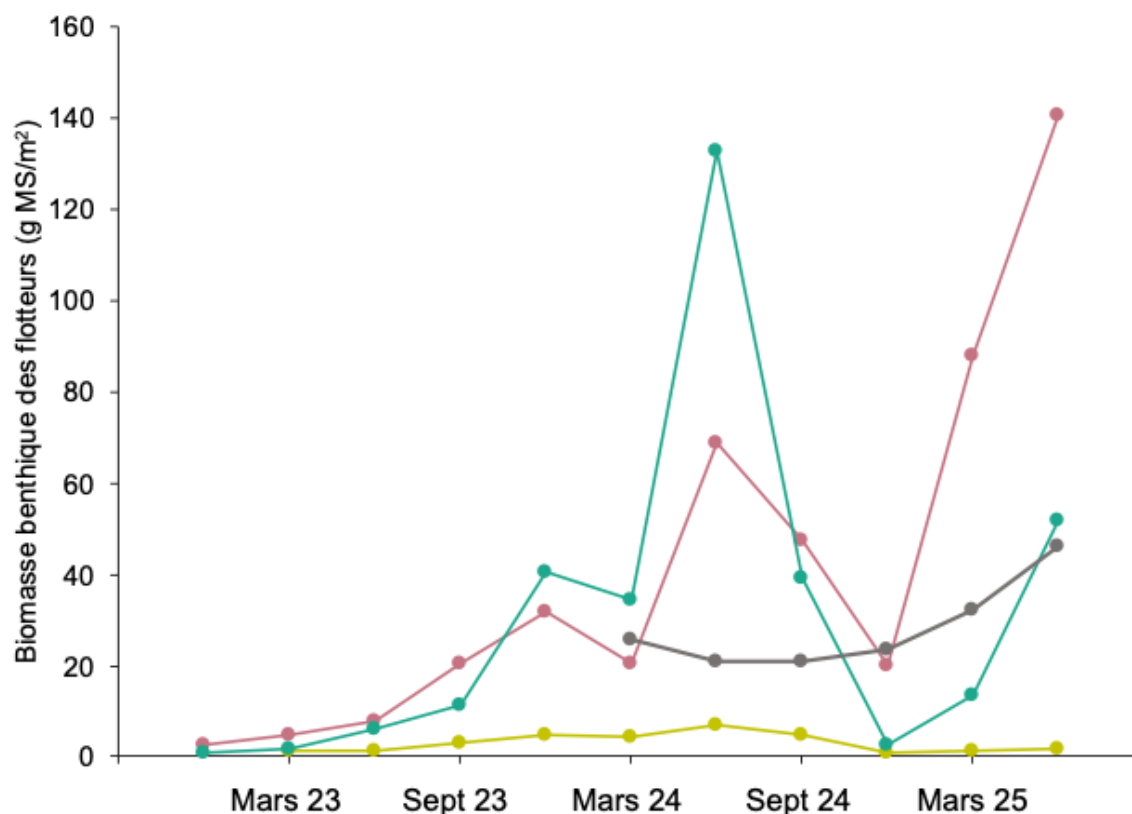


Figure 75 Dynamique temporelle des biomasses benthiques mesurées sur les flotteurs de 2023 à 2025 dans chaque plan d'eau avec centrale photovoltaïque flottante.

Dans ces biofilms, nous avons focalisé nos analyses sur les diatomées (**Figure 76**) et avons comparé les communautés présentes sur les flotteurs des centrales photovoltaïques flottantes à celles présentes dans la zone pélagique (phytoplanctonique) et la zone benthique (galets). Au total, 220 espèces appartenant à 62 genres ont été identifiées dans les compartiments benthiques, pélagiques et sur les flotteurs. Parmi ces genres, 23 présentaient une abondance relative $\geq 5\%$ lors d'au moins un prélèvement (**Figure 77**), représentant collectivement 98,71 % de l'abondance totale observée des diatomées. Les trois compartiments partageaient 21 genres. Alors qu'*Asterionella* était exclusivement présente dans les compartiments benthique et pélagique, *Gomphonella* était limitée au compartiment benthique. Dans l'ensemble, la richesse taxonomique, la diversité de Shannon et l'uniformité étaient significativement différentes entre habitats (**Figure 77**), mais aucun effet significatif de la saison d'échantillonnage ou de son interaction avec le compartiment n'a été observé.

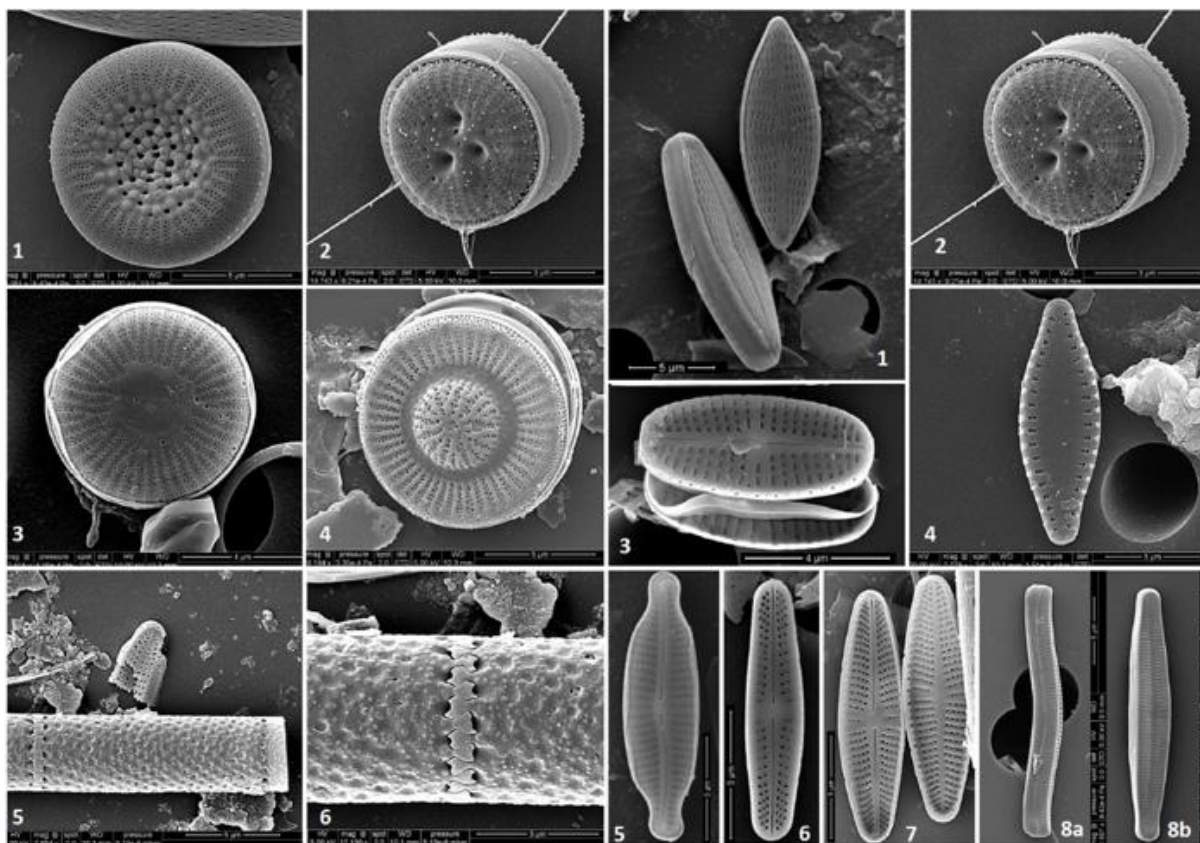


Figure 76 Photographies prises au microscope électronique à balayage de diatomées échantillonnées dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.

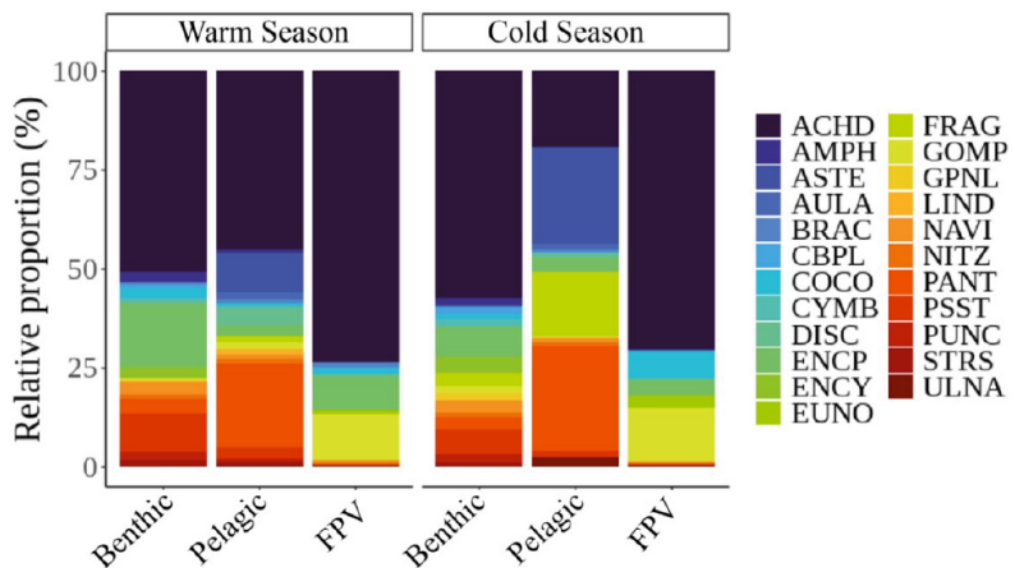


Figure 77 Proportion relative de chaque taxon de diatomées dans les trois habitats (benthique, pélagique et flotteurs) dans les périodes chaudes (gauche) et froides (droite).

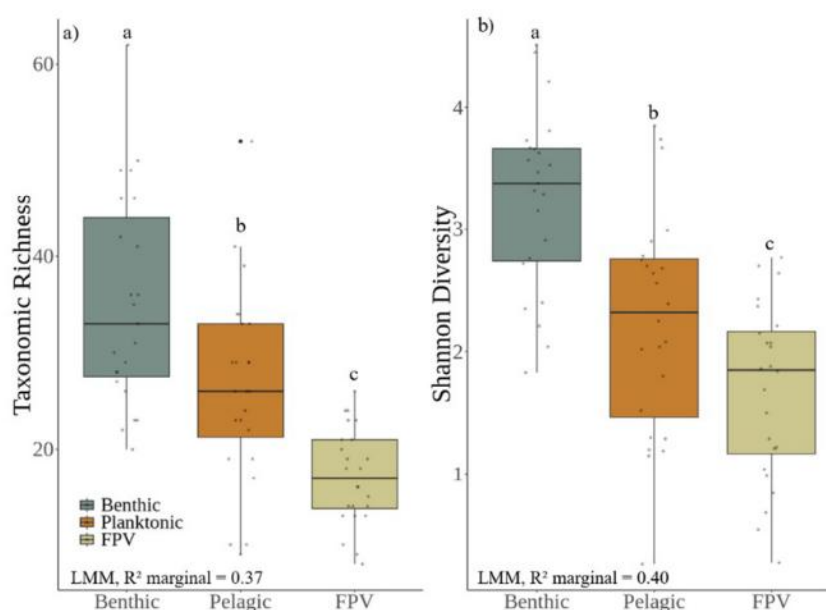


Figure 78 Richesse taxonomique (gauche) et diversité de Shannon (droite) des diatomées dans les trois habitats (benthique, pélagique et flotteurs).

La richesse taxonomique différait significativement entre les trois compartiments ($\chi^2 = 65,86$, $df = 2$, $p < 0,001$; **Figure 78**). Les effets fixes expliquaient 37 % de la variance (LMM, R^2 marginal = 0,37), tandis que les effets aléatoires (saison et site) contribuaient à hauteur de 26 % supplémentaires (LMM, R^2 conditionnel = 0,63). La richesse taxonomique était la plus élevée dans le compartiment benthique (moyenne $35,30 \pm 11,03$ ET), suivi de l'habitat pélagique (moyenne $26,50 \pm 10,10$ ET), la richesse la plus faible étant observée sur les flotteurs FPV (moyenne $17,12 \pm 5,01$ ET) (comparaisons par paires post-hoc, $p < 0,001$; **Figure 78**). La diversité de Shannon différait également de manière significative entre les compartiments ($\chi^2 = 50,80$, $df = 2$, $p < 0,001$, LMM, R^2 marginal = 0,40, R^2 conditionnel = 0,48), la diversité la plus élevée étant observée dans le compartiment benthique (moyenne $3,24 \pm 0,74$ ET), suivi du compartiment pélagique (moyenne $2,24 \pm 0,91$ ET) et des flotteurs (moyenne $1,68 \pm 0,71$ ET) (comparaisons par paires post-hoc, $p < 0,001$; **Figure 78**). Enfin, l'équitabilité a été significativement affectée par le compartiment ($\chi^2 = 27,86$, $df = 2$, $p < 0,001$, LMM, R^2 marginal = 0,30), étant plus élevée dans le compartiment benthique (moyenne $0,63 \pm 0,11$ ET) que dans les deux autres compartiments (moyenne $0,47 \pm 0,15$ ET et moyenne $0,41 \pm 0,17$ ET pour les communautés pélagiques et celles des flotteurs). Il n'y avait pas de différence significative en termes d'équitabilité entre les compartiments flotteurs et pélagiques (comparaisons par paires post-hoc, $p = 0,33$).

La composition de la communauté a été significativement influencée par la période (PERMANOVA, $F = 2,38$, $R^2 = 0,02$, $df = 1$, $p = 0,03$), l'habitat (PERMANOVA, $F = 21,03$, $R^2 = 0,37$, $df = 2$, $p < 0,001$) et leur interaction (PERMANOVA, $F = 2,15$, $R^2 = 0,04$, $df = 2$, $p = 0,02$; **Figure 79**). La PERMANOVA par paires a révélé que, dans un même compartiment, seules les communautés pélagiques différaient entre les périodes chaudes et froides ($R^2 = 0,17$, $p = 0,02$), tandis que, dans une même période, tous les compartiments étaient différents les uns des autres (**Figure 78**). Au cours de la période d'étude, *Achnantheidium* a présenté l'abondance relative la plus élevée sur les FPV ($72 \% \pm 24$ ET), suivi de *Gomphonema* ($12 \% \pm 14$ ET) et *Encyonopsis* ($6 \% \pm 14$ ET). Ensemble, ces genres représentaient 90 % de l'abondance totale des diatomées sur les flotteurs FPV. *Achnantheidium* était également dominant dans les compartiments benthiques ($54 \% \pm 16$ ET), suivi par *Encyonopsis* ($12 \% \pm 9$ ET) et *Pseudostaurosira* ($8 \% \pm 8$ ET) (tableau S5). Dans le compartiment pélagique, pendant la saison froide, *Pantocsekiella* ($27 \% \pm 28$ ET), *Asterionella* ($24 \% \pm 34$ ET), *Achnantheidium* ($19 \% \pm 20$ ET) et *Fragilaria* ($16 \% \pm 28$ ET) représentaient ensemble 86 % de l'abondance relative des genres, tandis que les échantillons de saison chaude étaient principalement composés d'*Achnantheidium* ($45 \% \pm 27$ ET), *Pantocsekiella* ($21 \% \pm 26$ ET) et *Asterionella* ($10 \% \pm 23$ ET) (**Figure 78**).

Les taxons très abondants exclusivement dans l'un des compartiments contribuaient le plus aux différences de composition des communautés entre les différents compartiments. Dans l'ensemble, les

différences entre les communautés pélagiques et benthiques étaient dues à *Pantocsekiella*, *Achnantheidium*, *Asterionella* et *Encyonopsis*. *Achnantheidium*, *Pantocsekiella*, *Asterionella* et *Gomphonema* étaient responsables des principales différences entre les compartiments pélagiques et les flotteurs. *Encyonopsis*, *Pseudostaurosira*, *Gomphonema* et *Achnantheidium* ont déterminé la différence entre les compartiments FPV et benthiques. Les différences saisonnières observées dans le compartiment pélagique étaient dues à *Asterionella*, *Achnantheidium*, *Pantocsekiella* et *Fragilaria*.

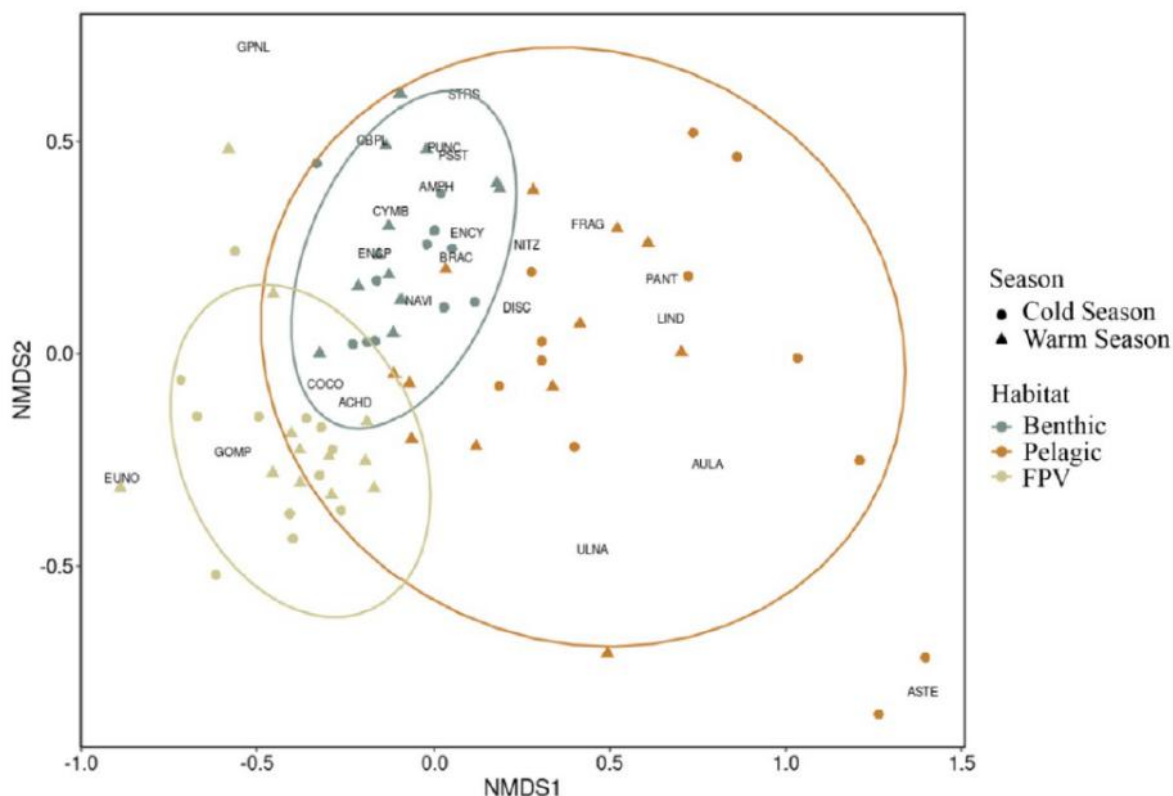


Figure 79 Structure des communautés de diatomées (analyse multivariée) dans les trois habitats (benthique, pélagique et flotteurs) et durant les deux périodes analysées (chaudes et froides).

3.2.2.6. Communautés phytoplanctoniques

Concernant le phytoplancton prélevé dans la zone pélagique des plans d'eau (**Figure 80**), nous avons réalisé les analyses univariées (richesse taxonomique, indice de Shannon, densité et biovolume) sur trois groupes : le phytoplancton, les cyanobactéries et les diatomées du phytoplancton. Pour le phytoplancton, nous n'avons pas observé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) sur les variables testées (**Figure 81** et **Tableau 14**). Pour les cyanobactéries, nous n'avons pas observé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) sur les variables testées (**Figure 82** et **Tableau 14**). Néanmoins, trois variables (Richesse, Shannon et Densité) étaient proches d'un effet significatif de l'interaction ($p = 0,063$, $0,097$ et $0,057$, respectivement). Pour les diatomées phytoplanctoniques, nous n'avons pas observé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) sur la richesse et le biovolume (**Tableau 14**) mais une interaction significative sur la densité avec une augmentation relative dans les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (**Figure 83** et **Tableau 14**).

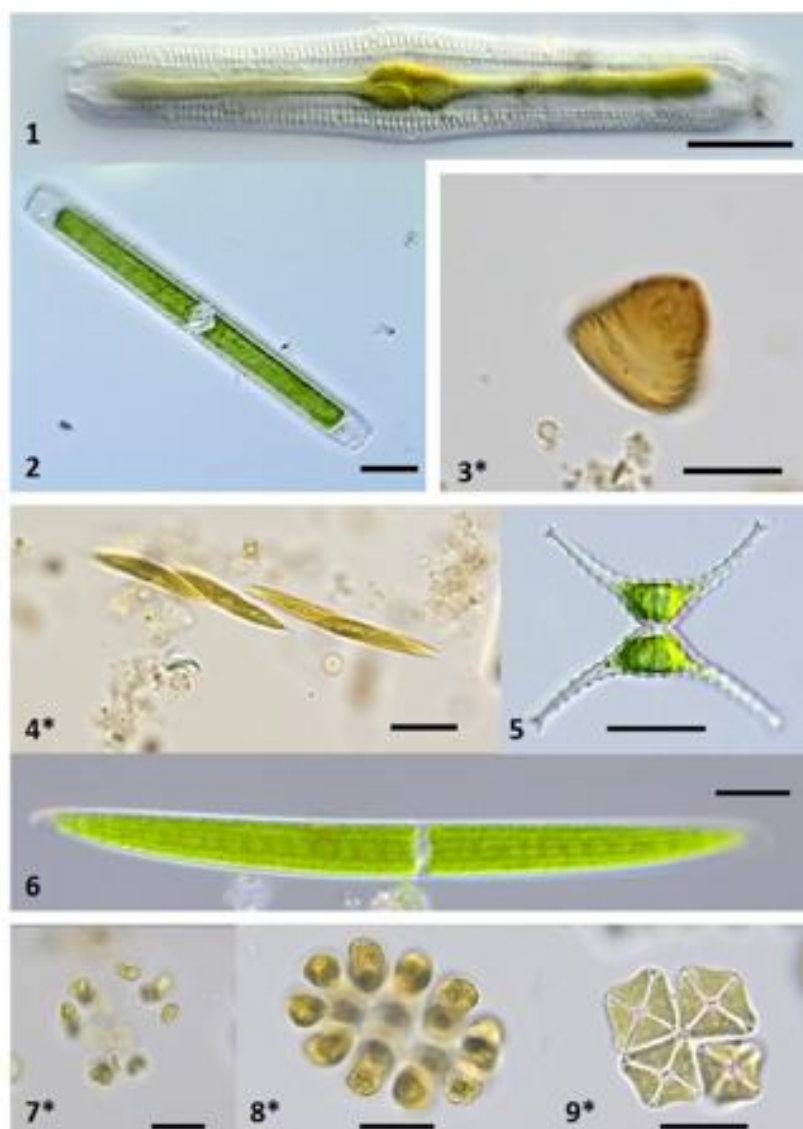


Figure 80 Exemples de microalgues phytoplanctoniques observées dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.

Tableau 14 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de la communauté phytoplanctonique. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres de la communauté phytoplanctonique	p-values de l'interaction BA x CI
Phytoplancton - Richesse	0,881
Phytoplancton - Shannon	0,199
Phytoplancton - Biovolume	0,136
Phytoplancton - Densité	0,569
Cyanobactéries - Richesse	0,063
Cyanobactéries - Shannon	0,097
Cyanobactéries - Biovolume	0,673
Cyanobactéries - Densité	0,057
Diatomées - Richesse	0,765
Diatomées - Biovolume	0,278
Diatomées - Densité	0,006

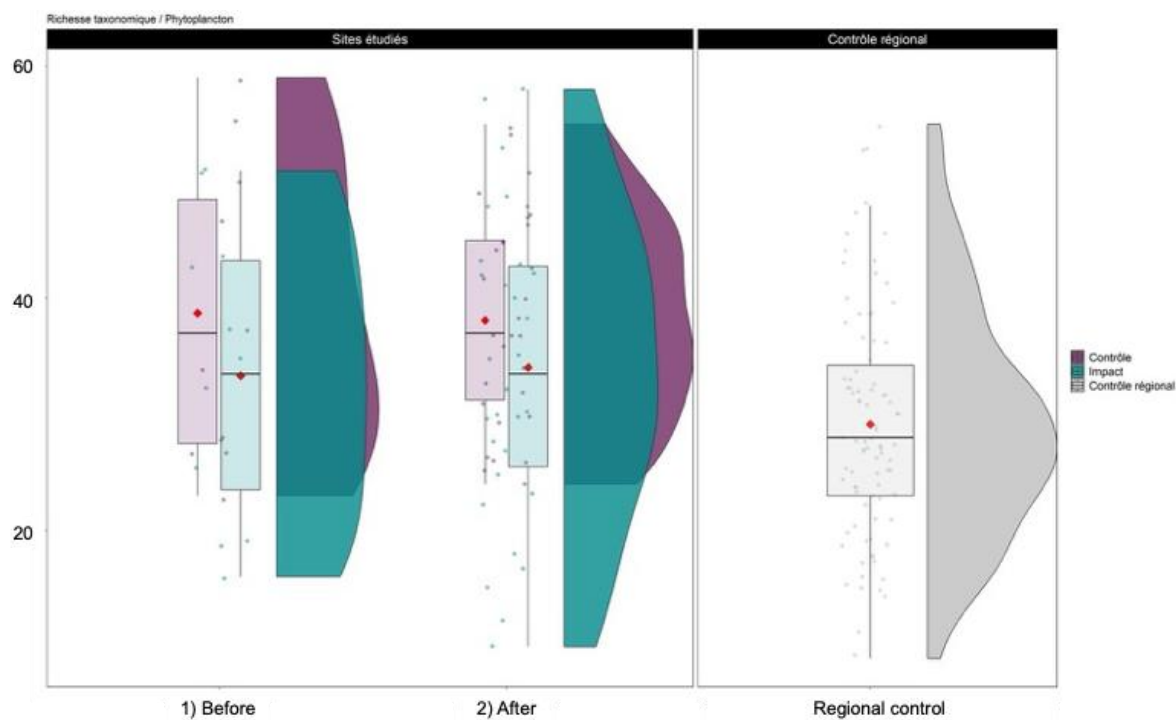


Figure 81 Comparaison entre les richesses taxonomiques du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

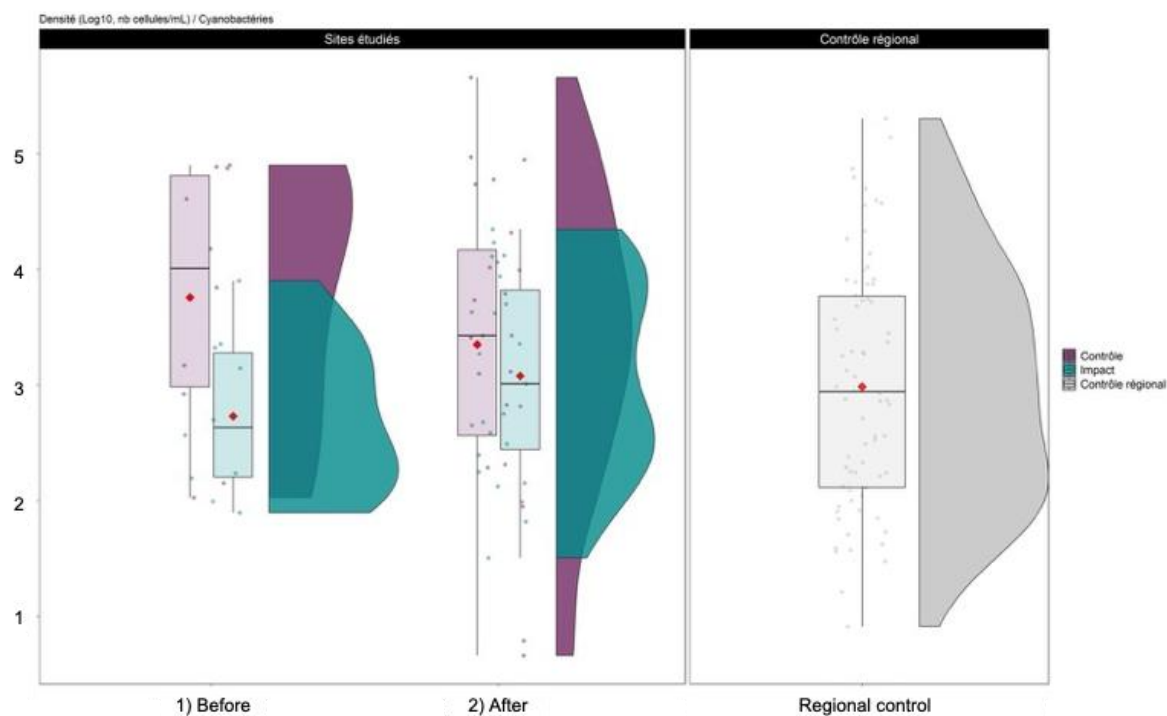


Figure 82 Comparaison entre les densités de cyanobactéries du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

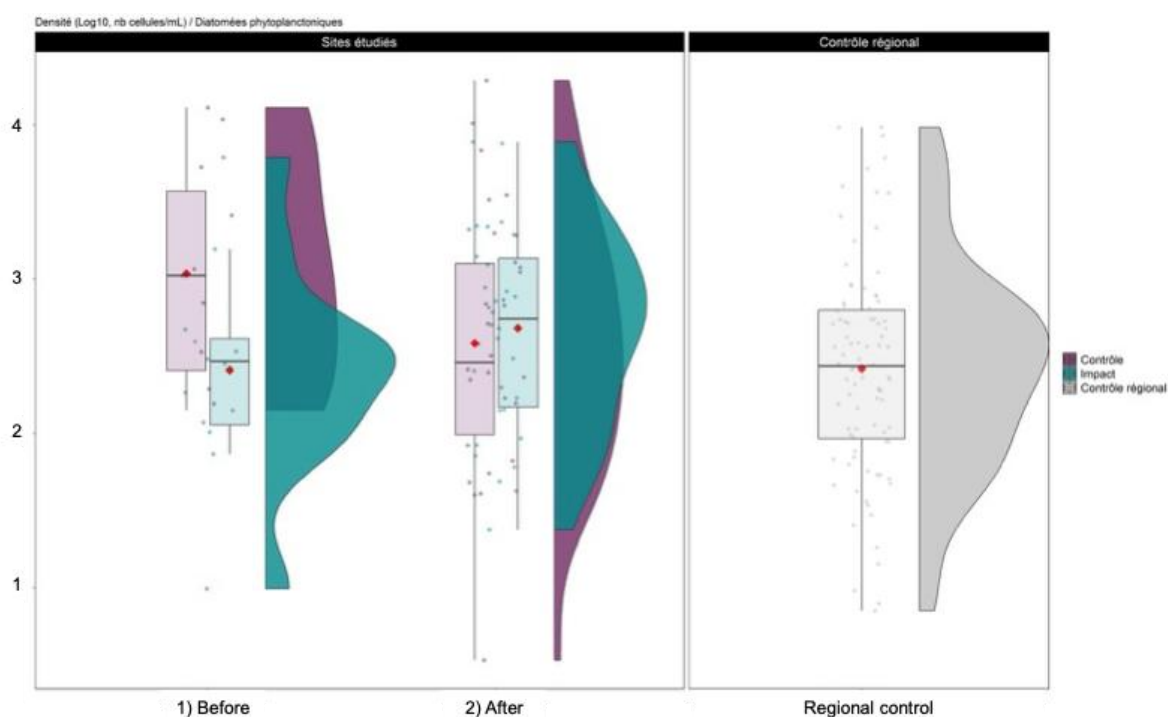


Figure 83 Comparaison entre les densités de diatomées du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Comme attendu dans ce type de communauté de producteurs primaires, nos données ont également montré une très forte variabilité saisonnière (**Figure 84**). Sans rentrer nécessairement dans les détails de cette variabilité car le nombre de répliquats par saison reste limité, nous avons réalisé une analyse plus fine sur les données collectées de phytoplancton au printemps dans les plans d'eau avec et sans centrale photovoltaïque flottante.

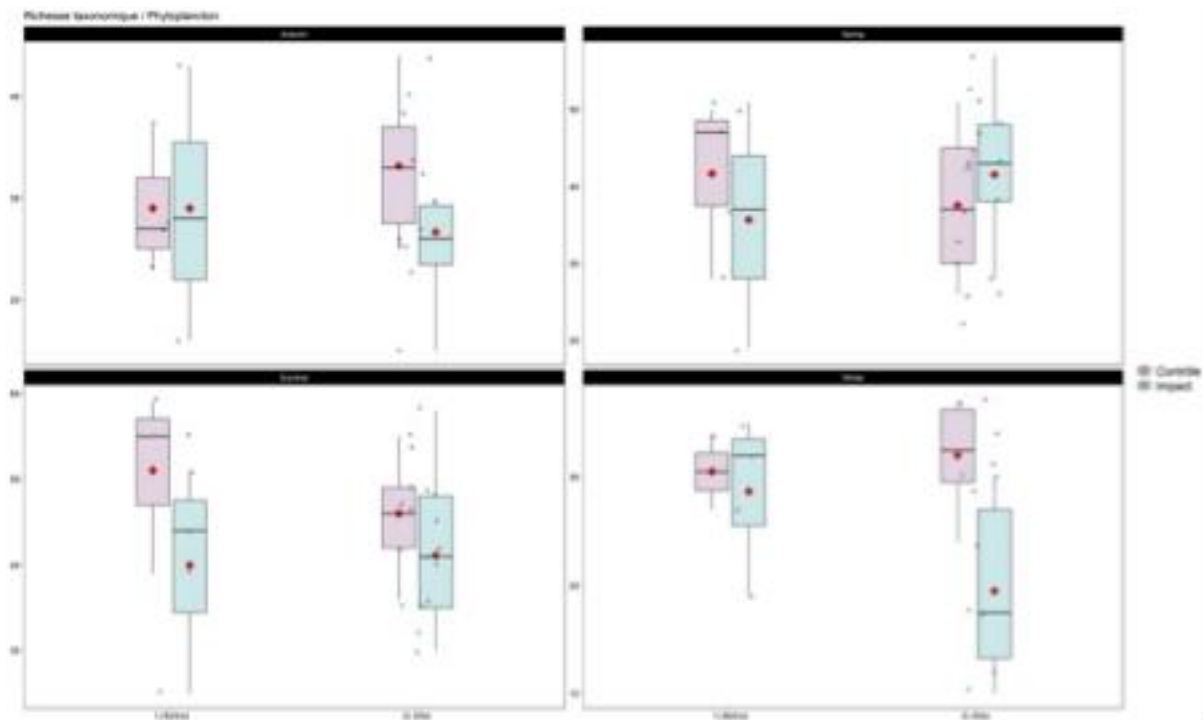


Figure 84 Comparaisons entre les richesses taxonomiques du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Chaque panneau représente une saison.

Nos analyses ont montré une tendance vers un effet de la présence des centrales photovoltaïques flottantes sur la structure des communautés de phytoplancton (interaction BA x CI, $p = 0,063$) (**Figure 85** et **Figure 86**).

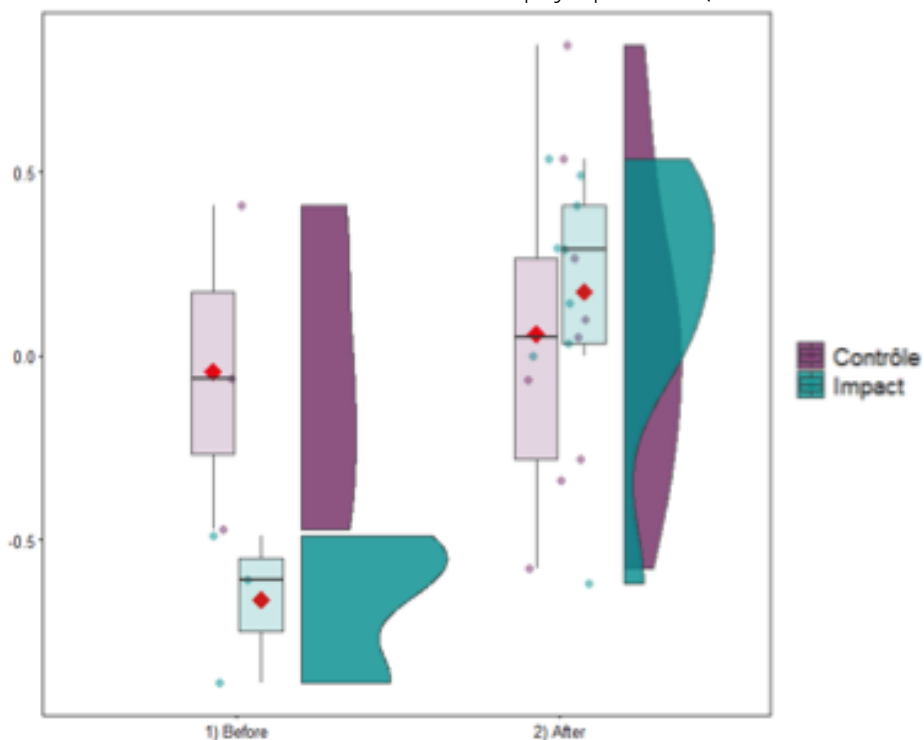


Figure 85 Comparaison entre les compositions des communautés phytoplanctoniques avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante.

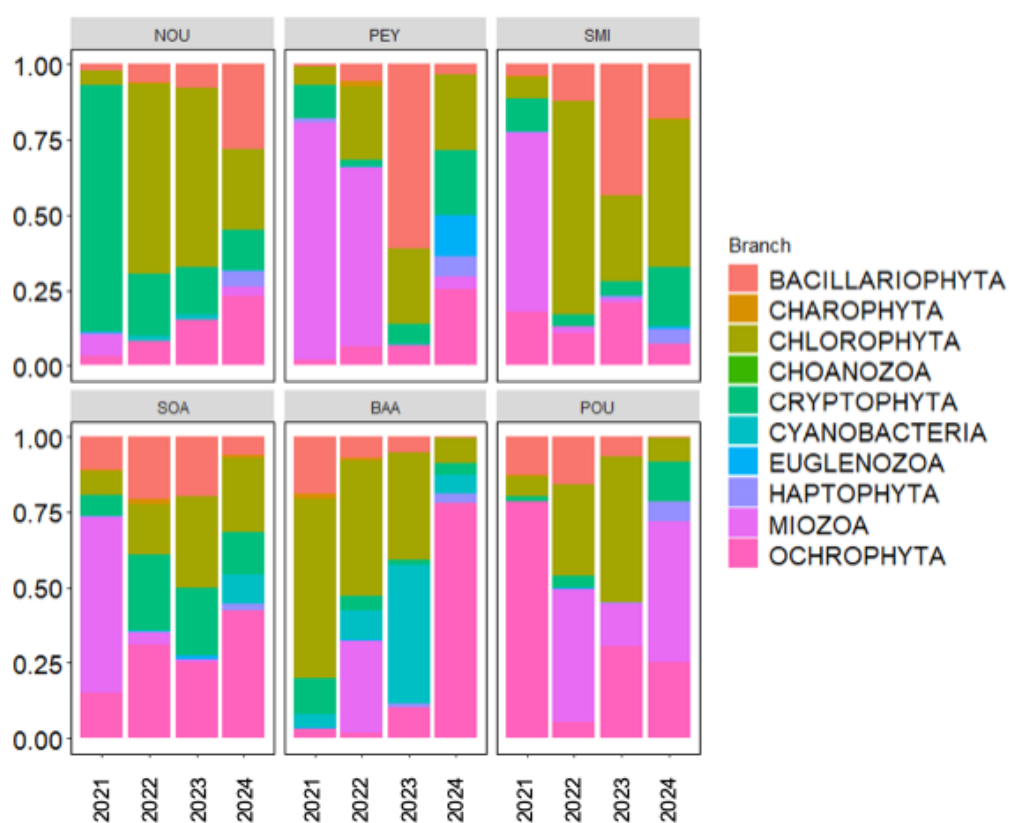


Figure 86 Composition des communautés de phytoplancton au printemps dans les plans d'eau avec (haut) et sans (bas) centrales photovoltaïques flottantes.

3.2.2.7. Communautés de zooplancton

Concernant le zooplancton, les communautés contenaient principalement des rotifères (Figure 87), des copépodes et des cladocères (Figure 88). Globalement, les abondances totales de zooplancton présentaient une dynamique marquée dans la plupart des plans d'eau suivis (Figure 89), même si ces dynamiques variaient fortement entre les plans d'eau.

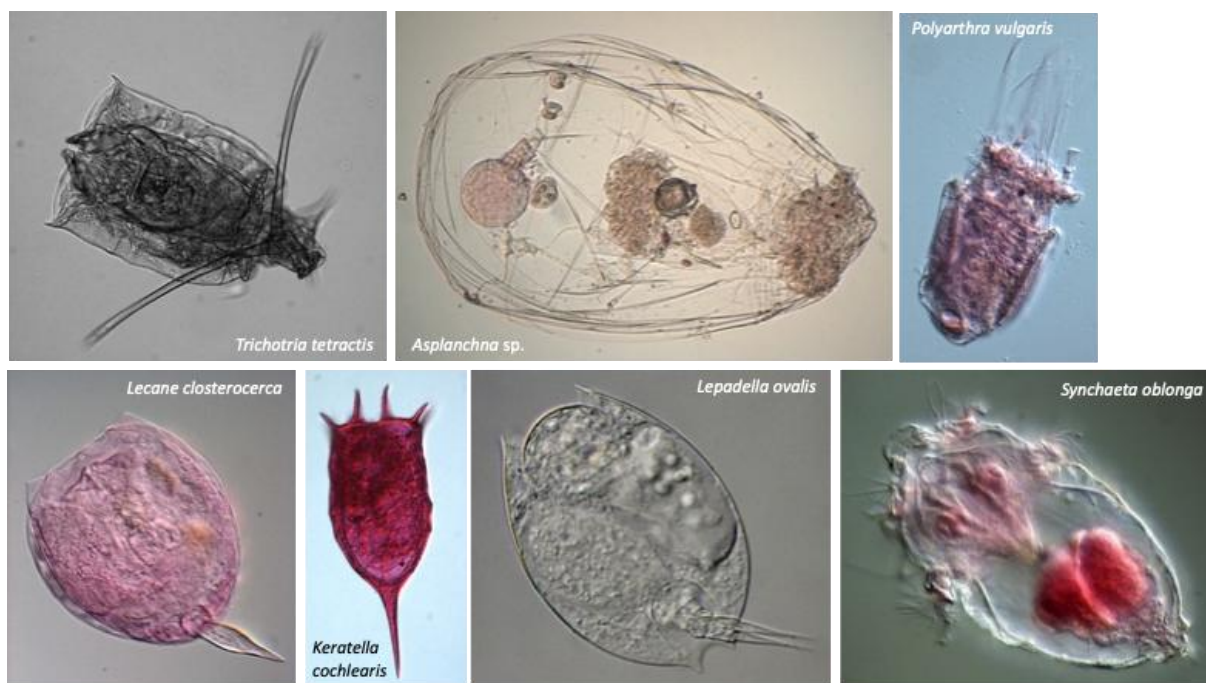


Figure 87 Exemples de rotifères observés dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.

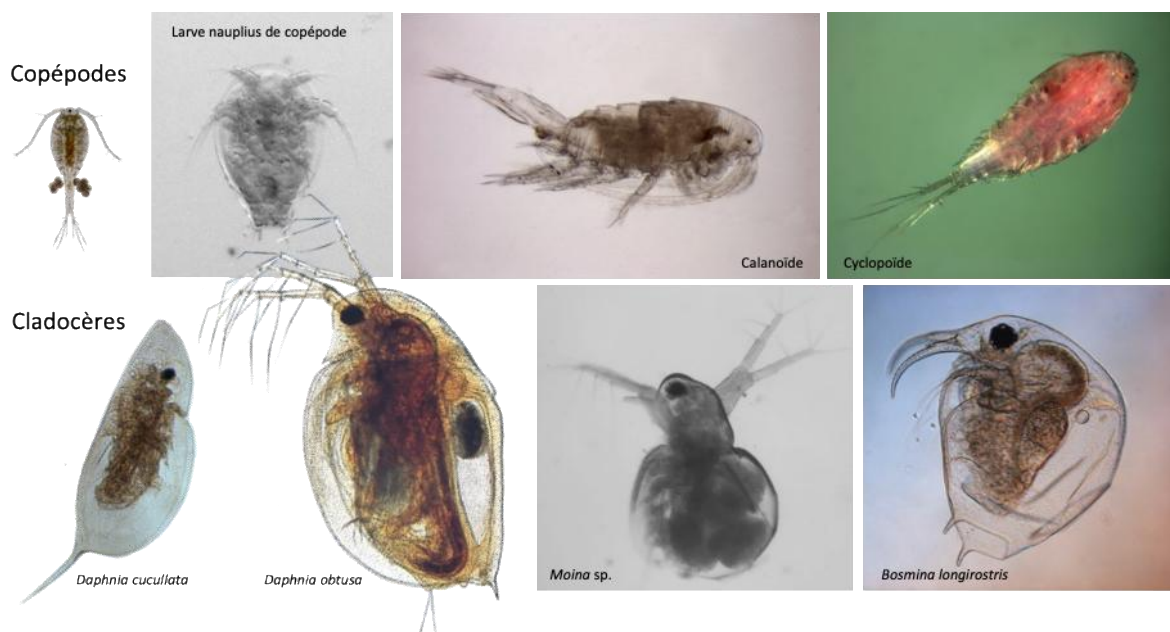


Figure 88 Exemples de copépodes et de cladocères observés dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.

Nous n'avons pas observé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) sur les différents descripteurs des communautés de zoo plancton (**Figure 89**, **Figure 90**, **Figure 91**, et **Tableau 15**).

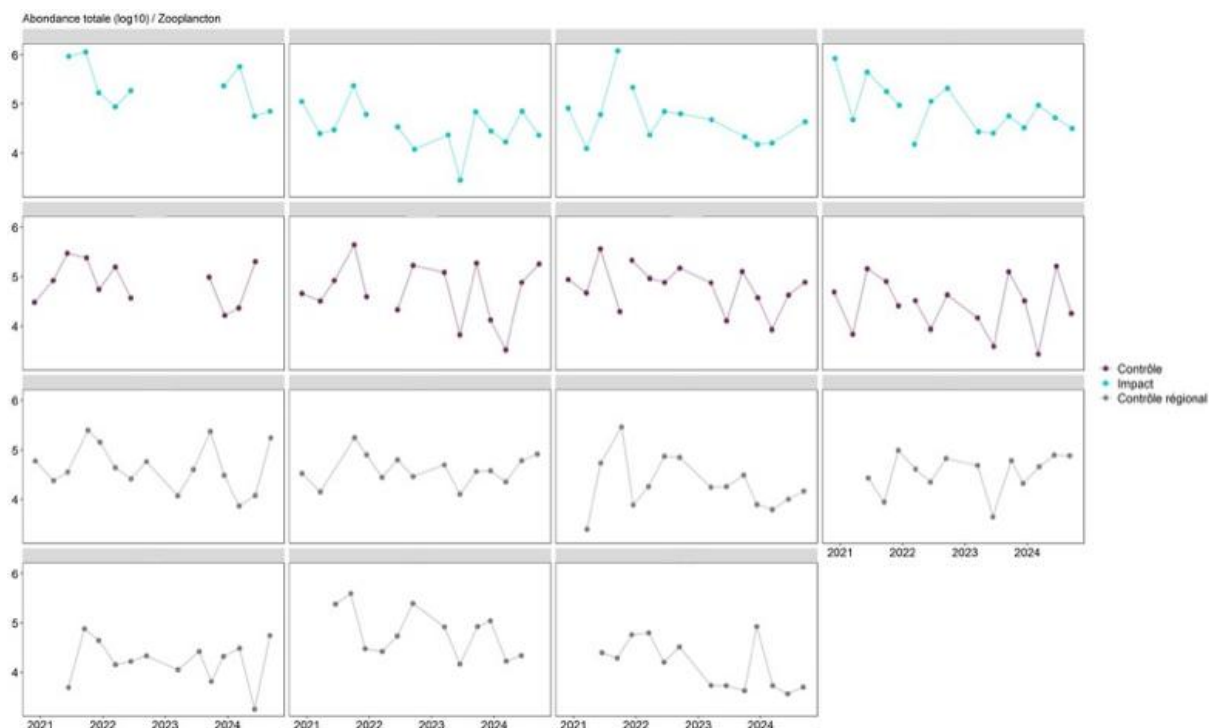


Figure 89 Illustration de la dynamique des abondances totales de zooplancton utilisée dans les analyses statistiques. Chaque couleur correspond à un type de site (contrôle, impact et sites régionaux).

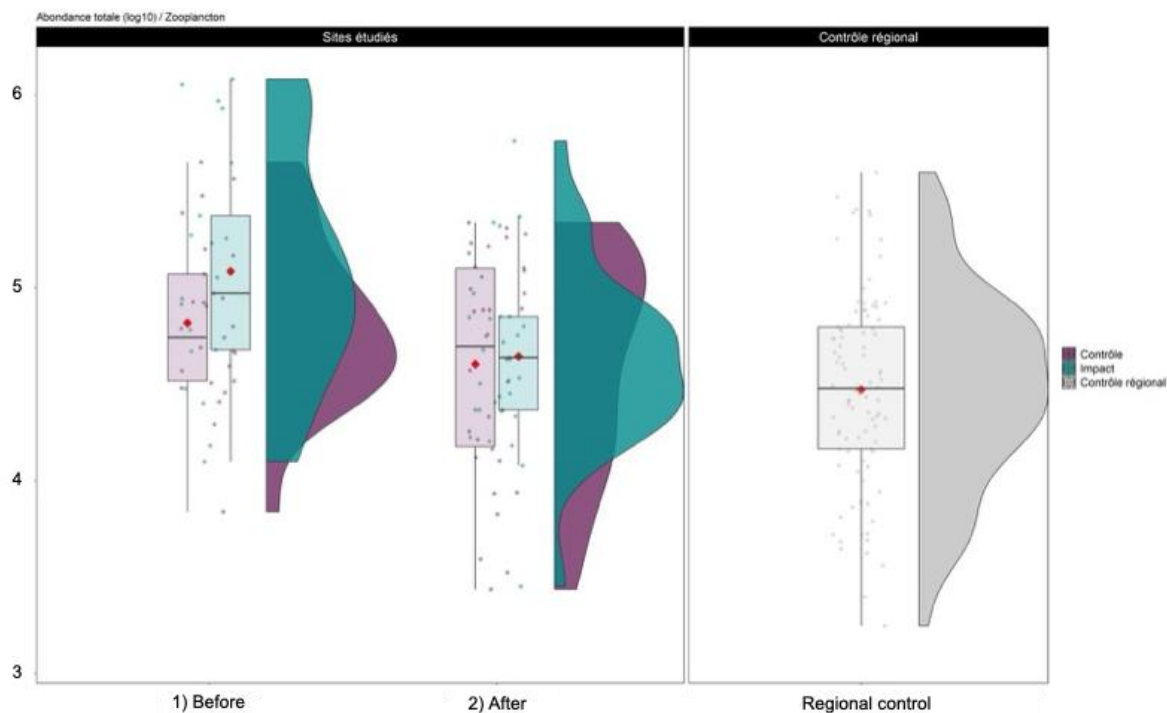


Figure 90 Comparaison entre les abondances totales de zooplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

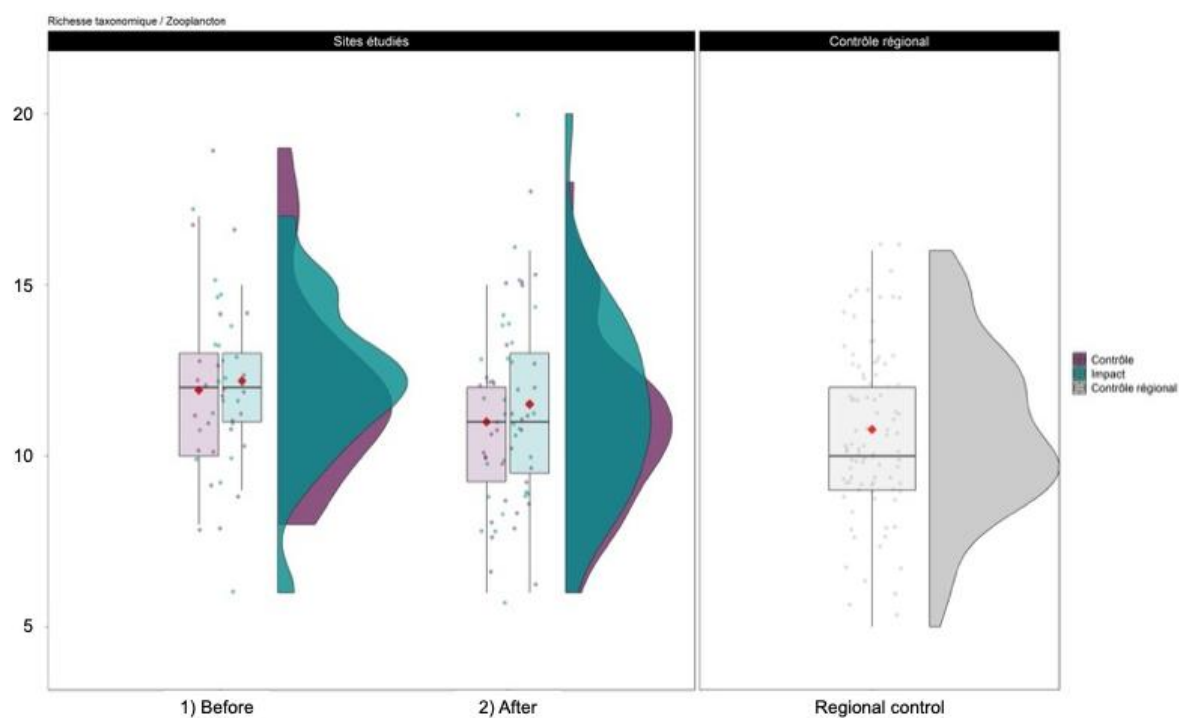


Figure 91 Comparaison entre les richesses taxonomiques des communautés de zooplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

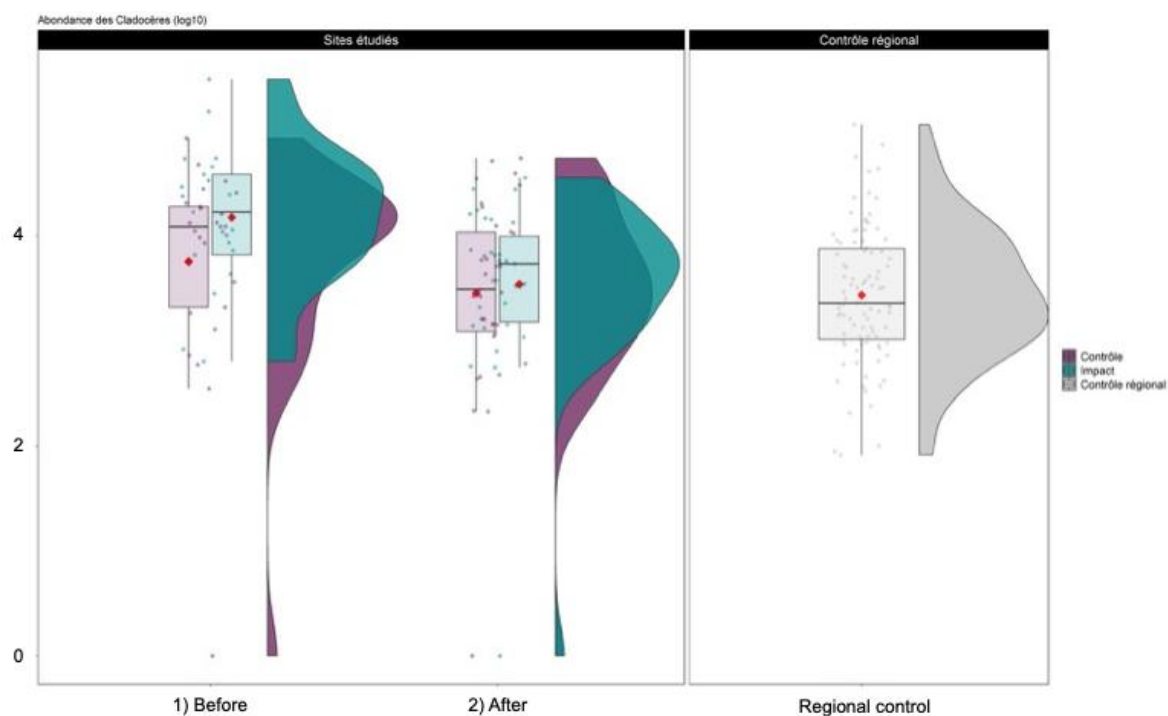


Figure 92 Comparaison entre les abondances des cladocères avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Tableau 15 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de la communauté de zooplancton. Les valeurs significatives sont en gras.

Paramètres de la communauté de zooplancton	p-values de l'interaction BA x CI
Zooplancton - Richesse	0,488
Zooplancton - Shannon	0,563
Zooplancton - Pielou	0,705
Zooplancton - Densité	0,335
Rotifères - Densité	0,591
Cladocères - Densité	0,462
Copépodes - Densité	0,387
Ratio Rotifères/Cladocères/Copépodes	0,737

3.2.3. Suivis annuels ou bisannuels

3.2.3.1. Communautés de poissons et populations de perche franche

Les données collectées pour les poissons ont été analysées au niveau des communautés et des populations de perche franche, espèce ubiquiste et présente dans tous les sites. Quelle que soit la variable testée, nous n'avons pas observé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) sur les différents descripteurs des communautés de poissons et des populations de perche franche (Figure 93, Figure 94, Figure 95, et Tableau 16).

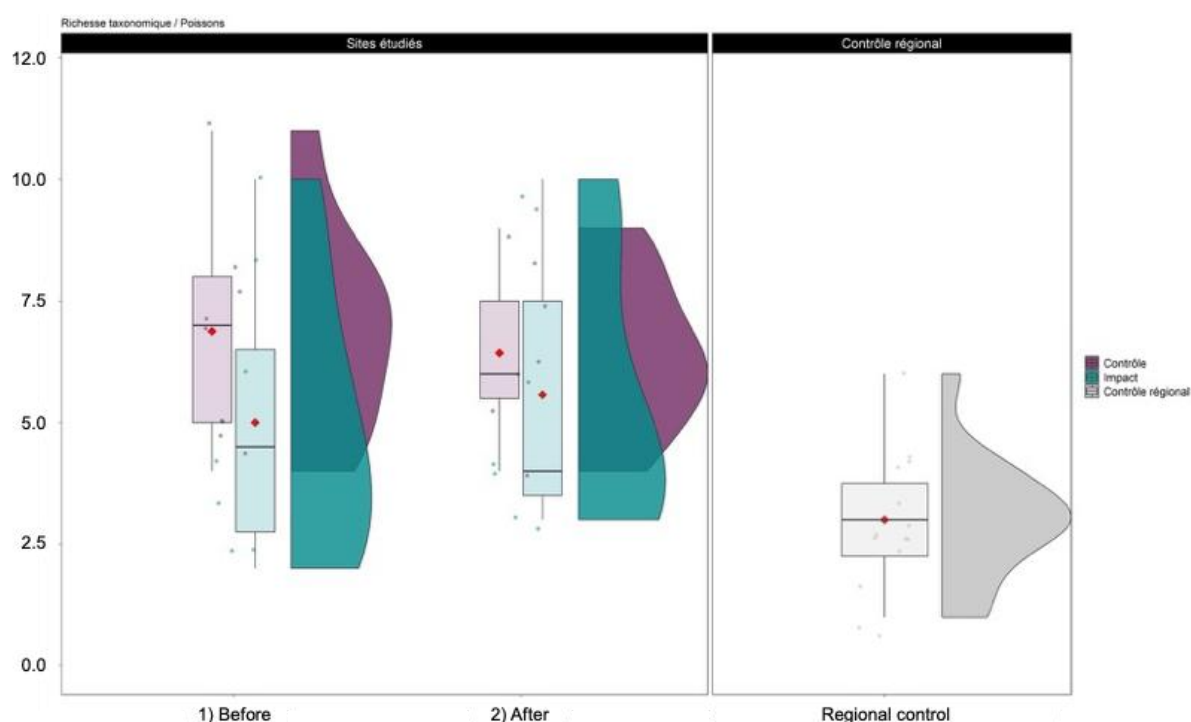


Figure 93 Comparaison entre les richesses taxonomiques des communautés de poisson avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

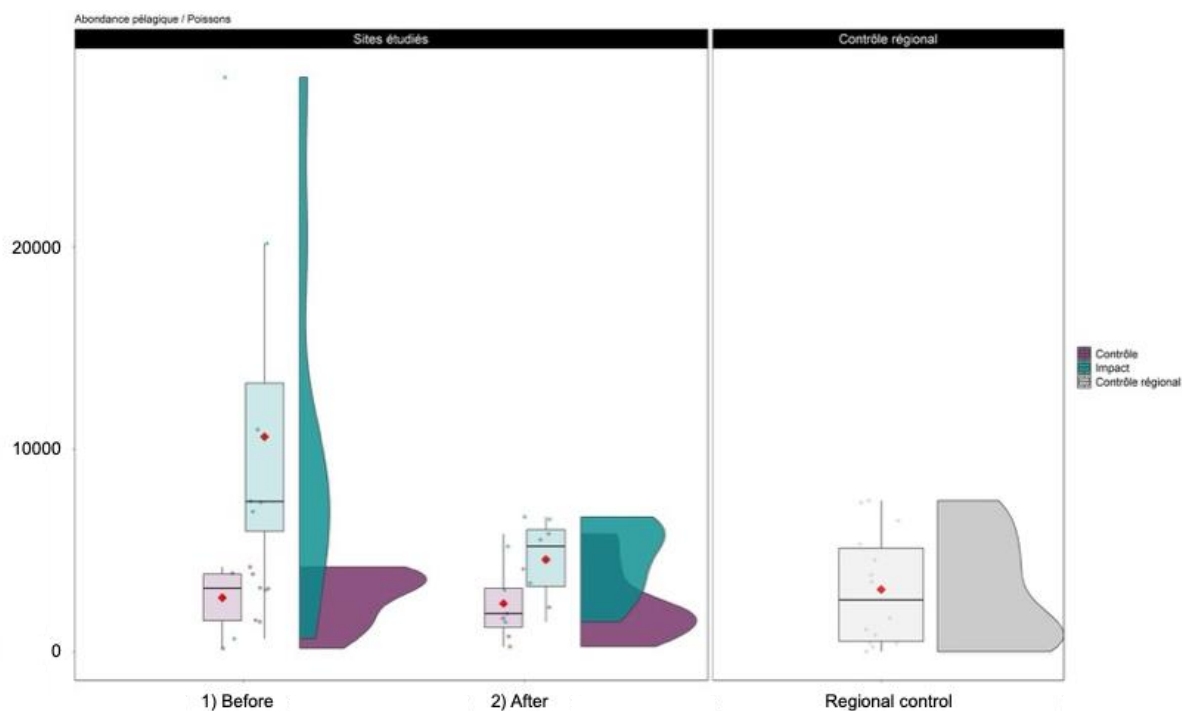


Figure 94 Comparaison entre les abondances de poissons (BPUE) dans la zone pélagique avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

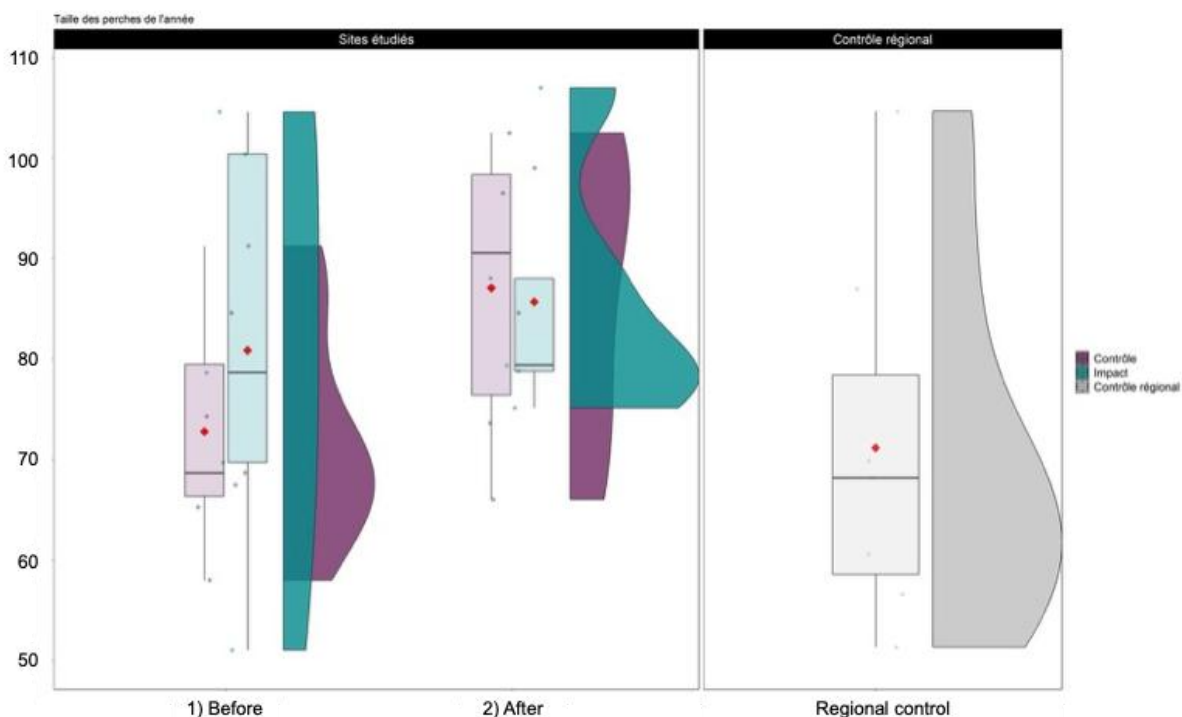


Figure 95 Comparaison entre les tailles (mm) des juvéniles de l'année de perche franche avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Tableau 16 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de la communauté de poisson et les populations de perche franche. Les valeurs significatives sont en gras.

Niveau de description	Paramètres	p-values de l'interaction BA x CI
Communauté	Richesse taxonomique	0,242
	Indice de Shannon	0,847
	Abondance totale (BPUE)	0,713
	Abondance pélagique (BPUE)	0,296
	Ratio BPUE Pélagique / Totale	0,422
Population – Perche	Abondance totale (BPUE)	0,123
	Taille des adultes	0,270
	Taille des juvéniles	0,261
	Taille des juvéniles de l'année	0,876

3.2.3.2. Isotopes stables et structure du réseau trophique

L'analyse des isotopes stables du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) et de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) permet de reconstituer la structure d'un réseau trophique dans un espace bidimensionnel où l'axe des abscisses représente l'origine des ressources consommées et l'axe des ordonnées la position trophique de chaque taxon. La structure isotopique du réseau a été représentée pour chaque plan d'eau (**Figure 96**) et plusieurs métriques intégratives permettant de décrire ces structures ont été calculées. Globalement, les analyses statistiques de ces métriques n'ont pas révélé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI) sur les métriques mesurées au niveau des communautés et des populations de perche franche (**Figure 97**, **Figure 98** et **Tableau 17**). Concernant les valeurs brutes de l'isotope stable du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) mesuré sur les baselines isotopiques (ressources : mollusques, périphyton, phytoplancton et zooplancton), nous avons observé un effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI, $p = 0,037$) sur les valeurs de l'isotope stable du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) du périphyton avec une diminution relative dans les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (**Figure 99** et **Tableau 17**).

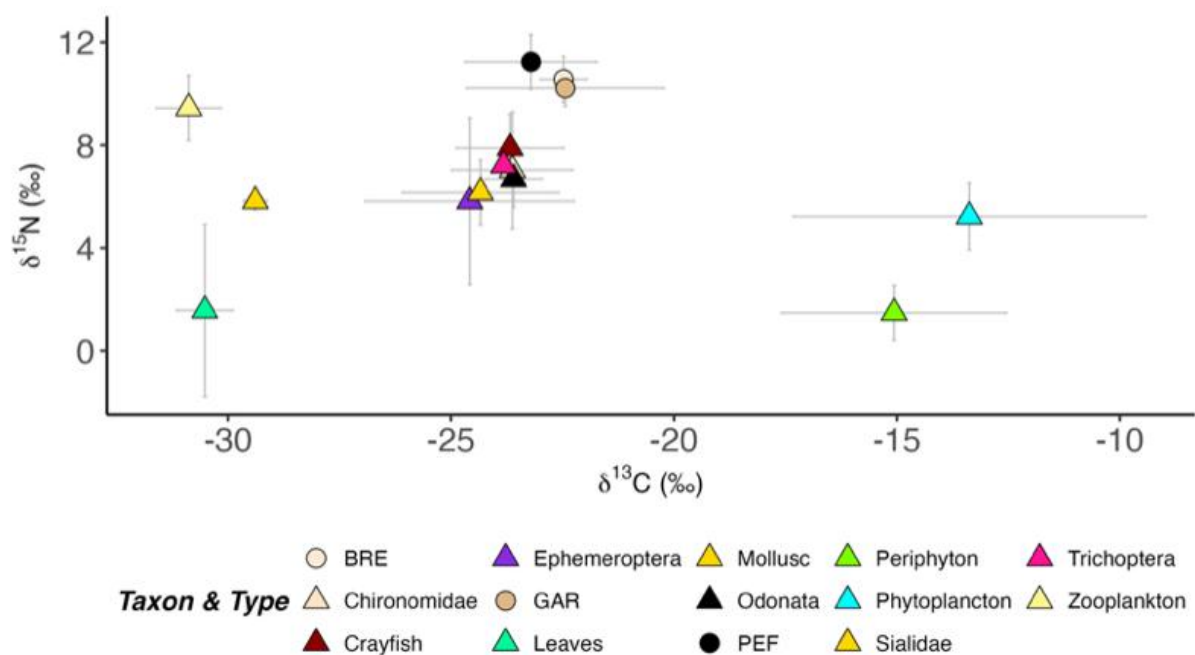


Figure 96 Illustration des valeurs des isotopes stables ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$) obtenues dans un plan d'eau pour les différents compartiments et niveaux trophiques et utilisées pour calculer les différentes métriques. Chaque couleur correspond à un type d'organisme ou groupe d'organismes. Les cercles représentent les poissons et les triangles représentent les ressources trophiques potentielles. BRE : brème commune (*Abramis brama*), GAR : gardon (*Rutilus rutilus*), PEF : perche franche (*Perca fluviatilis*).

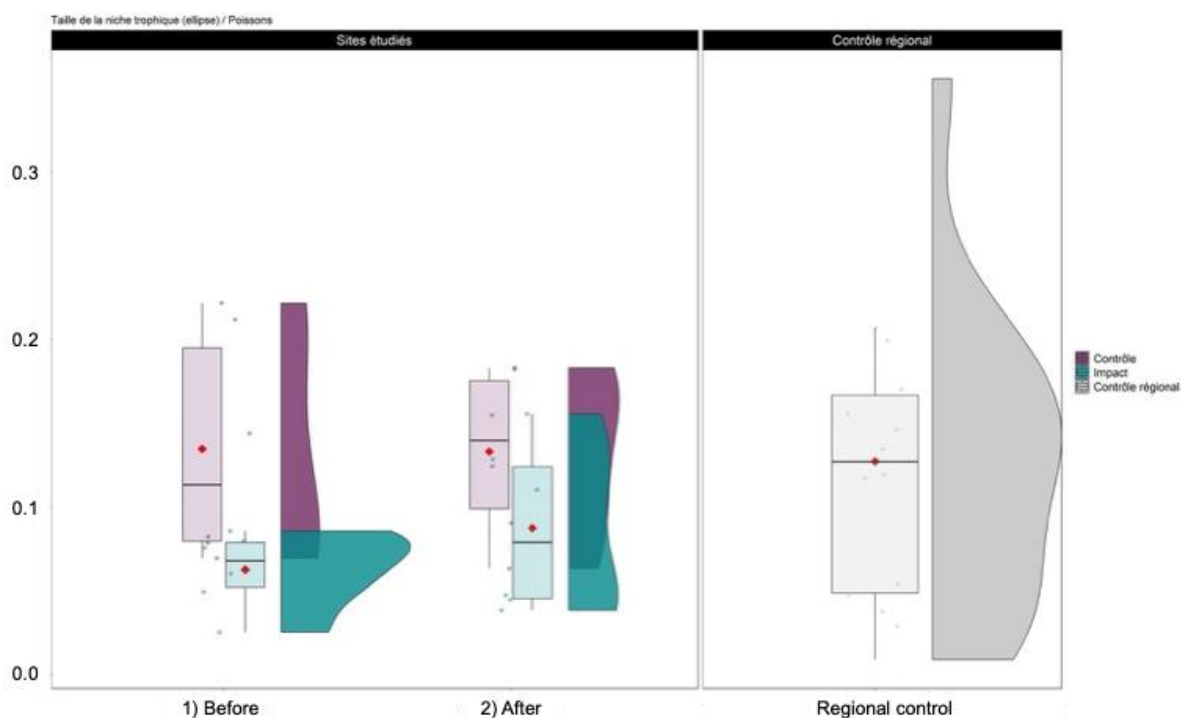


Figure 97 Comparaisons de la taille de la niche trophique de la communauté de poissons avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

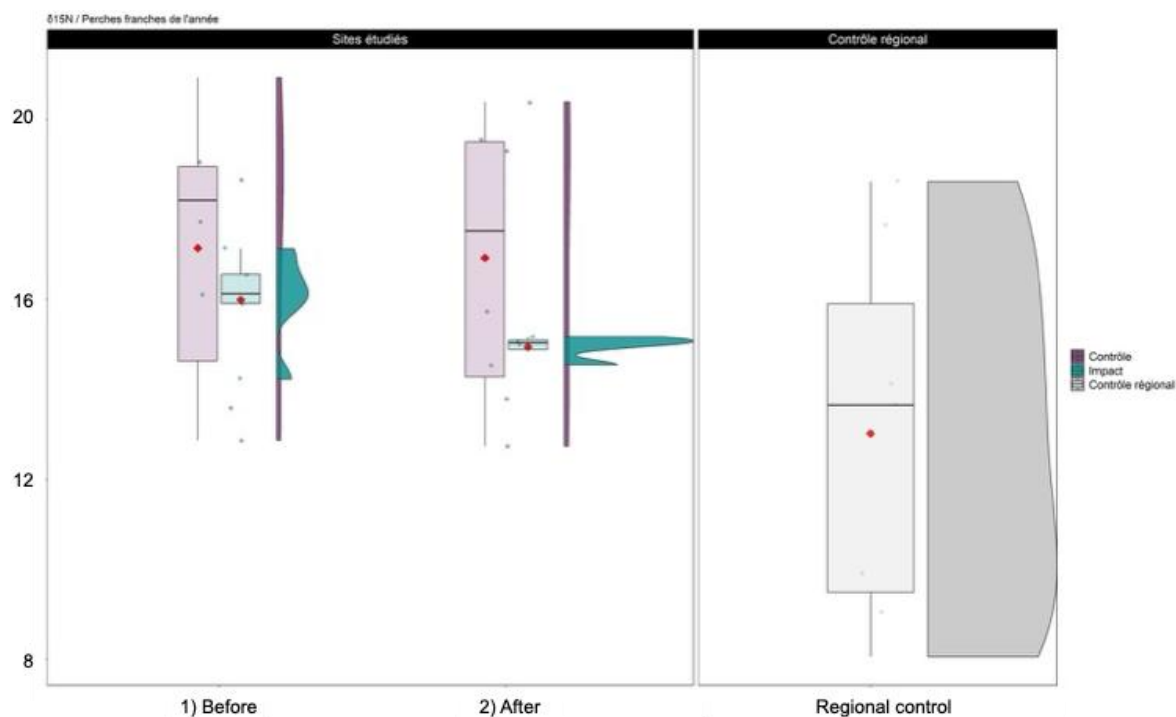


Figure 98

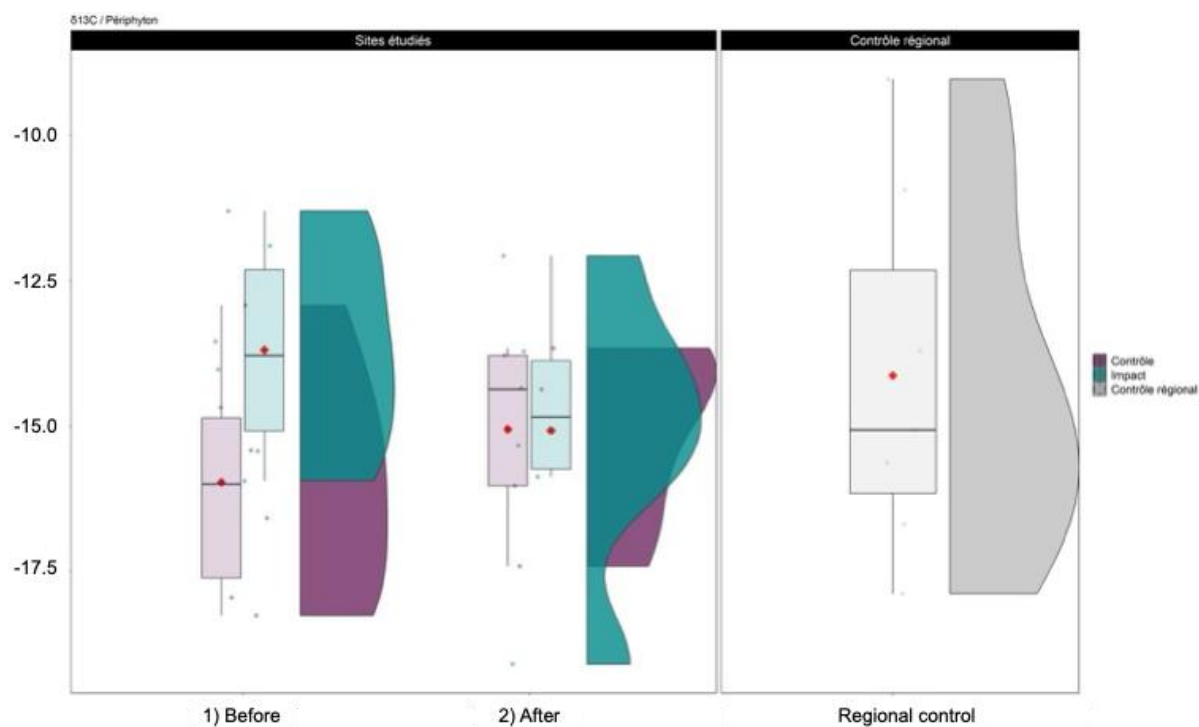


Figure 99 Comparaison entre les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ du périphyton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.

Tableau 17 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les métriques isotopiques au niveau des communautés de poissons, des populations de perche franche et des baselines (ressources). Les valeurs significatives sont en gras.

Niveau de description	Paramètres	p-values de l'interaction BA x CI
Communautés	Ratio Prédateur/Proie (PPMR)	0,686
	Total Area (TA_corrected)	0,522
	Standard Ellipse (SEAc_corrected)	0,461
	Longueur chaîne trophique	0,632
	Total Area FW (TA_FW)	0,277
	Standard Ellipse FW (SEAc_FW)	0,148
Perche franche	$\delta^{15}\text{N}$ Adultes	0,982
	$\delta^{13}\text{C}$ Adultes	0,155
	$\delta^{15}\text{N}$ Juvéniles de l'année	0,620
	$\delta^{13}\text{C}$ Juvéniles de l'année	0,115
Baselines	$\delta^{13}\text{C}$ Mollusques	0,716
	$\delta^{13}\text{C}$ Périphyton	0,037
	$\delta^{13}\text{C}$ Phytoplancton	0,678
	$\delta^{13}\text{C}$ Zooplancton	0,274

3.2.3.3. Décomposition de la matière organique

Quel que soit le type de dispositif utilisé, nous n'avons pas observé d'effet significatif de la présence des centrales photovoltaïques flottantes (interaction BA x CI, $p > 0.05$) sur les taux de décomposition de la matière organique (**Figure 100**).

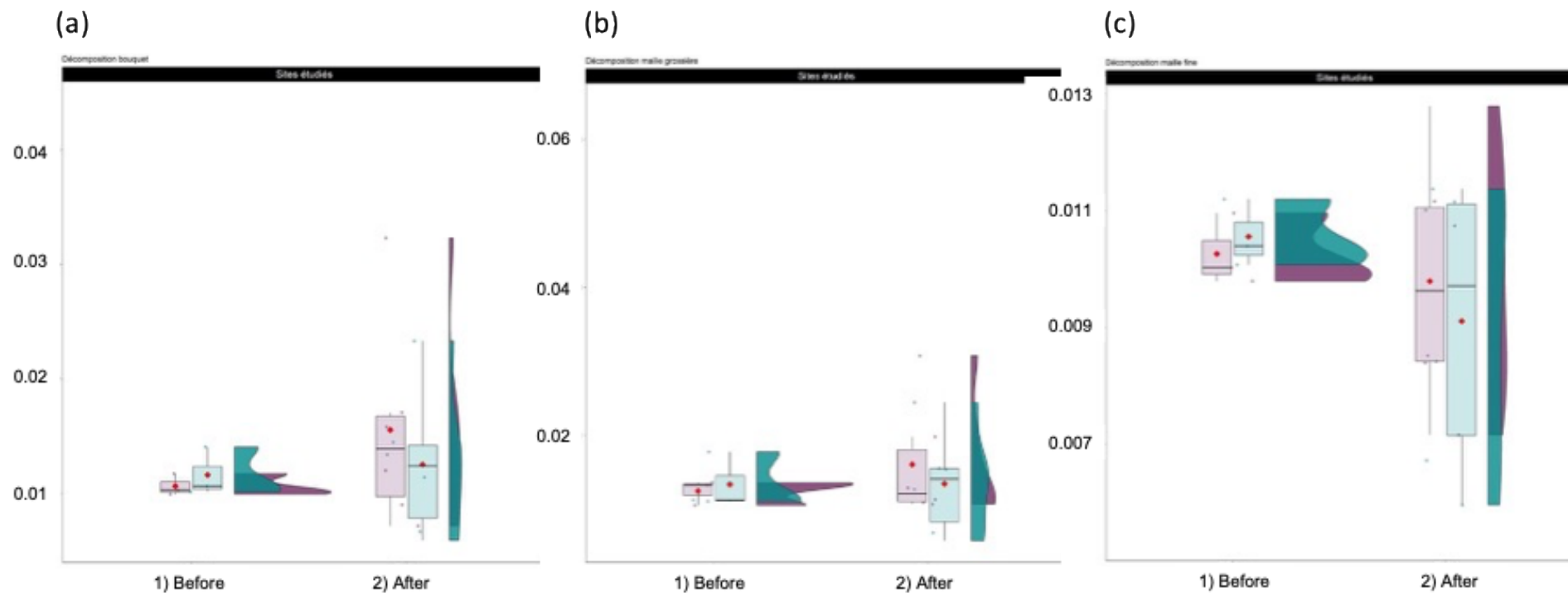


Figure 100 Comparaison entre les taux de décomposition dans les dispositifs sans maille (a), à maille grossière (b) et à maille fine (c) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante.

3.2.3.4. Dynamique des gaz à effet de serre

Les flux benthiques de CO₂ et de CH₄ ont été mesurés en fin de période estivale avant installation des centrales photovoltaïques flottantes (2021) et les deux à trois années qui ont suivies. Les flux benthiques ont varié respectivement de -51,5 à 167,8 mmol m⁻² jour⁻¹ (moyenne ± ET : 32,3 ± 56,4) et de 0,03 à 220,7 mmol m⁻² jour⁻¹ (moyenne ± ET : 31,2 ± 68,7). Parmi les trois lacs équipés de centrales photovoltaïques flottantes, les plus fortes productions de gaz à effet de serre ont été observées dans la centrale de Carbonne, tandis que les plus faibles ont été mesurées dans la centrale de Peyssies avant l'installation des centrales (en 2021). Notamment, ce dernier est le seul lac présentant un influx de CO₂ de l'eau vers les sédiments, ce qui suggère une activité photosynthétique benthique suffisamment intense pour compenser les processus de respiration aérobie. Alors que les flux benthiques sont globalement plus faibles au cours des deux à trois années suivant l'installation des centrales, les flux benthiques de CO₂ dans la centrale de Peyssies augmentent atteignant des valeurs positives en 2023. Cette évolution suggère une diminution de la production primaire benthique, précédemment rapportée avant installation. La diminution des flux benthiques de GES observée dans les autres centrales, ainsi que pour le CH₄ dans la centrale de Peyssies, ne peut être attribuée à un effet des centrales photovoltaïques flottantes. En effet, une tendance similaire est également observée dans les lacs témoins, ce qui suggère une variabilité interannuelle marquée de la production de gaz à effet de serre, vraisemblablement liée aux conditions hydroclimatiques (Figure 101).

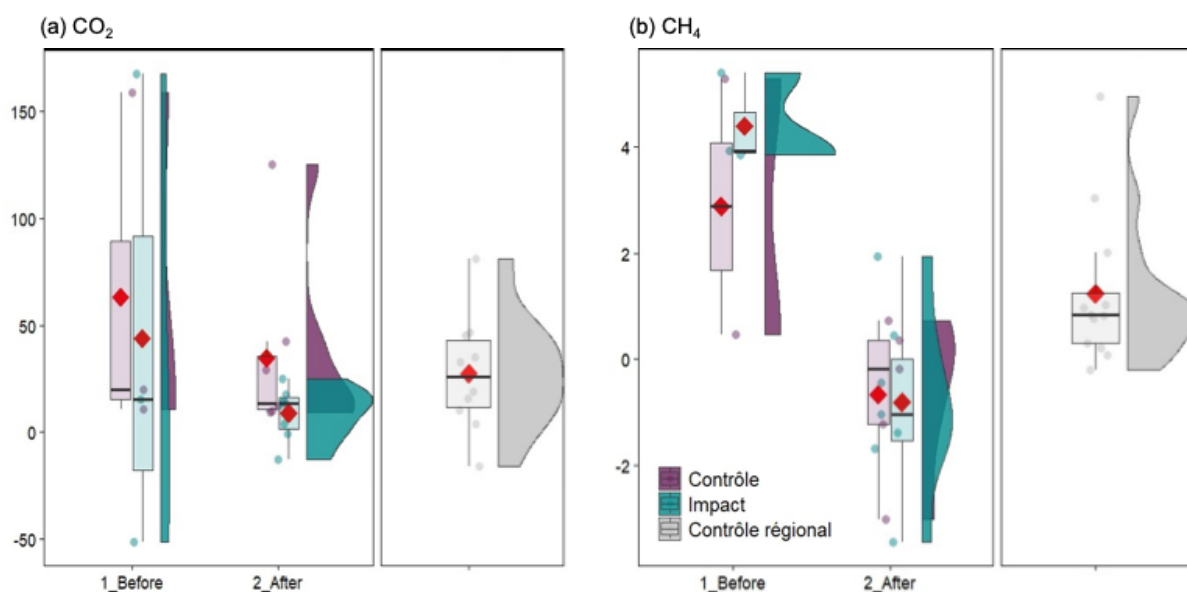


Figure 101 Comparaison entre les flux benthiques de CO₂ (a) et de CH₄ (b) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional. Les flux sont exprimés en mmol m⁻² jour⁻¹ et ont été log-transformés pour le CH₄ afin d'ajuster la distribution.

Une fois produits, une partie des gaz diffuse dans la colonne d'eau, où ils peuvent être intégrés dans les réseaux trophiques : via les producteurs primaires pour le CO₂, et par méthanotrophie pour le CH₄. Lors des campagnes annuelles, les concentrations de CH₄ ne présentaient pas de gradient vertical marqué, ce qui suggère une oxydation limitée du méthane, probablement liée à la faible profondeur des masses d'eau. Cette hypothèse est appuyée par l'absence ou le faible degré de fractionnement isotopique du méthane le long de la colonne d'eau, confirmant une oxydation peu active dans ce compartiment. Toutefois, les signatures isotopiques du méthane sont globalement élevées dans l'ensemble des lacs étudiés (-36,5 ‰ ± 8,6 ET), ce qui suggère que l'oxydation du méthane se produit principalement dans un autre compartiment, vraisemblablement dans les sédiments. En revanche, les concentrations de CO₂ montraient des profils verticaux plus contrastés, caractérisés notamment par des concentrations plus

élevées au fond qu'en surface. En particulier, les concentrations en CO₂ mesurées lors de la dernière campagne annuelle en septembre 2024 étaient trois fois plus élevées sur le fond qu'en surface.

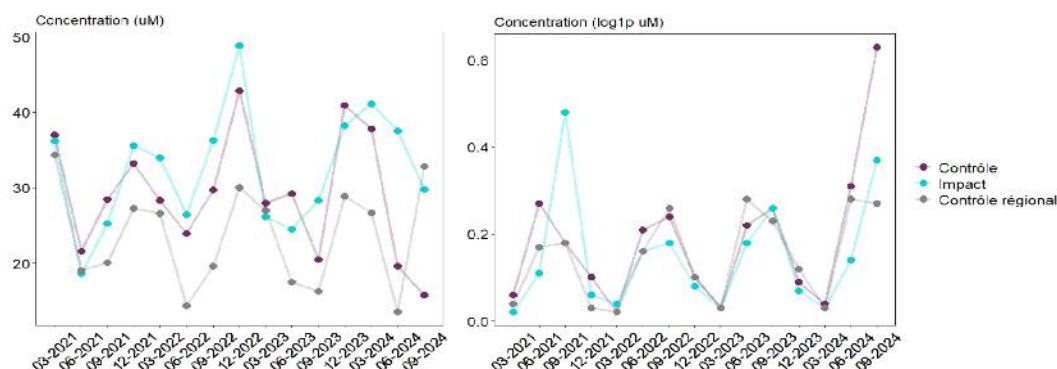


Figure 102 Évolution temporelle des concentrations de CO₂ (µmol L⁻¹) et de CH₄ (log (µmol L⁻¹ + 1)) moyennées par catégorie de lacs (contrôle par paire de site, contrôle régional et impact).

La dynamique saisonnière des concentrations de surface a été évaluée pour chaque lac depuis 2021 (**Figure 102**). Les concentrations de CO₂ et de CH₄ ont varié respectivement de 0,6 à 63,9 µmol L⁻¹ (moyenne ± ET : 27,1 ± 12,2) et de 0 à 29,9 µmol L⁻¹ (moyenne ± ET : 0,7 ± 2,4) dans l'ensemble des lacs échantillonnés au cours des différentes campagnes de mesure. Les concentrations en gaz à effet de serre présentent des variations saisonnières marquées et cohérentes entre les différentes catégories de lacs, avec une dynamique couplée entre les deux gaz. Les concentrations de CO₂ sont significativement plus faibles durant la saison estivale et plus élevées en hiver ($F = 6,9$, $P < 0,001$). À l'inverse, les concentrations de CH₄ sont significativement plus élevées à la fin de l'été qu'en hiver ($F = 3,0$, $P = 0,03$). Cette variabilité saisonnière s'explique par la dynamique de production de matière organique et par l'évolution des températures. En été, l'activité des producteurs primaires entraîne une séquestration du CO₂, réduisant ainsi sa concentration dans la colonne d'eau. Cependant, l'élévation des températures estivales, combinée aux apports en matière organique issus de la production primaire et des écosystèmes terrestres à l'automne, favorise les processus de respiration anaérobie, notamment la méthanogenèse. L'installation de panneaux solaires flottants n'a pas entraîné de modifications significatives des concentrations de gaz à effet de serre ni de leur dynamique saisonnière, en comparaison avec les lacs contrôles. Toutefois, une tendance à l'augmentation des concentrations estivales de CO₂ a été observée dans les lacs équipés de centrales photovoltaïques flottantes après leur mise en place.

De manière générale, l'ensemble des lacs est sursaturé en CO₂ et CH₄ indiquant un potentiel net d'émission de gaz à effet de serre. Une exception concerne les sites témoins, qui ont présenté, de manière ponctuelle (au printemps 2022 et à l'été 2024), des concentrations sous-saturées en CO₂.

Les émissions de CO₂ et de CH₄ ont été mesurées à l'aide de chambres flottantes, avant et après l'installation des centrales photovoltaïques flottantes. Pour les lacs équipés, les mesures ont été effectuées à la fois directement sous les panneaux et dans des zones non couvertes. Avant l'installation des centrales, les émissions moyennes de CO₂ et de CH₄ étaient significativement plus élevées dans les trois centrales (respectivement $69,7 \pm 27,0$ ET et $12,2 \pm 15,0$ ET mmol m⁻² jour⁻¹) que dans leurs lacs témoins respectifs ($44,7 \pm 41,5$ ET et $3,0 \pm 2,0$ ET mmol m⁻² jour⁻¹). Ainsi, les lacs équipés affichaient un potentiel de réchauffement climatique 2,7 fois supérieur à celui des lacs témoins avant l'installation des centrales, une fois les émissions exprimées en équivalent CO₂. Toutefois, les émissions de gaz à effet de serre variaient fortement d'un lac à l'autre, notamment parmi ceux équipés de centrales. La centrale de Peyssies, en particulier, présentait un important influx de CO₂ ($-46,1 \pm 9,2$ mmol·m⁻²·jour⁻¹), indiquant une activité photosynthétique intense des producteurs primaires. En revanche, les deux autres centrales montraient un efflux net de CO₂ ($177,6 \pm 17,7$ ET ; $77,8 \pm 17,1$ ET mmol m⁻² jour⁻¹). Concernant le méthane, la centrale de Peyssies émettait en moyenne 11 fois plus de CH₄ que les deux autres centrales ainsi que l'ensemble des lacs témoins, au cours de la campagne annuelle.

Après l'installation des centrales photovoltaïques flottantes, les lacs équipés présentaient en moyenne des émissions de gaz à effet de serre 3,5 fois inférieures à celles des lacs témoins lorsque les mesures étaient effectuées en zone d'eau libre. Sous les panneaux, les réductions étaient encore plus marquées, avec des émissions de CO₂ et de CH₄ respectivement 16 fois et 37 fois plus faibles que celles observées dans les lacs témoins. Cette réduction des émissions ne s'accompagne toutefois pas d'une diminution des concentrations de gaz dissous dans l'eau après l'installation des centrales. Cela suggère que la baisse des émissions est principalement due à une réduction des vitesses de transfert des gaz à l'interface eau-atmosphère (Figure 103). En effet, les vitesses de transfert ont été fortement réduites sous les panneaux solaires : en moyenne de 93 % pour le CO₂ et de 86 % pour le CH₄, par rapport aux vitesses mesurées en eau libre dans les mêmes lacs. Ces vitesses étaient également plus faibles que celles observées dans les lacs témoins, en particulier pour le CH₄ (réduction de 86 %).

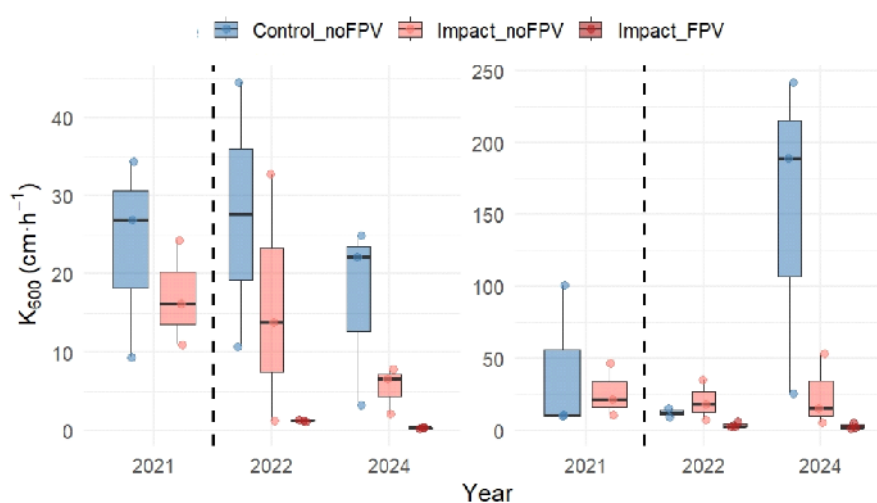


Figure 103 Distribution des vitesses de transfert (k_{600}) exprimées en cm h^{-1} pour le CH₄ (gauche) et le CO₂ (droite) avant (2021) et après (2022, 2024) installation des centrales. Les vitesses de transfert ont été mesurées par la méthode des chambres flottantes en eau libre dans les lacs témoins (Control_noFPV) et dans les lacs équipés (Impact_noFPV) ainsi que sous les panneaux dans les lacs équipés (Impact_FPV).

Au cours de ce suivi, les effets biogéochimiques des centrales photovoltaïques flottantes ont été évalués durant les trois années suivant leur installation sur trois lacs présentant des caractéristiques biogéochimiques et trophiques initiales fortement contrastées. La centrale de Peyssies se distinguait par une autotrophie nette durant une partie de l'année, reflet d'une activité photosynthétique intense. En revanche, les deux autres centrales étaient caractérisées par une hétérotrophie persistante tout au long de l'année, suggérant une prédominance des processus de respiration dans leur fonctionnement métabolique. Cette variabilité inter-lac suggèrent que les dynamiques de production et d'émission de gaz à effet de serre dépendent fortement des caractéristiques écologiques propres à chaque système (activité biologique, composition des sédiments, apports organiques, etc.). Par conséquent, les trajectoires biogéochimiques des lacs à la suite de l'installation des centrales ne sont pas directement comparables, mais mériteront d'être interprétées à la lumière du contexte écologique spécifique de chaque écosystème. Bien que les trajectoires mesurées soient limitées à une échelle de temps relativement courte, elles ne révèlent pas de changements brutaux dans le fonctionnement biogéochimique des lacs équipés, par rapport aux évolutions naturelles observées dans leurs lacs témoins. Toutefois, l'analyse des trajectoires individuelles met en évidence une augmentation notable de la production de CO₂ dans la centrale de Peyssies, pouvant traduire soit une intensification des processus de respiration de la matière organique, soit une diminution de la biomasse des producteurs primaires benthiques. Par ailleurs, dans les trois lacs étudiés, une réduction des émissions de gaz à effet de serre a été observée, sans diminution concomitante des concentrations de surface en gaz dissous. Ces résultats suggèrent que les centrales photovoltaïques flottantes exercent un effet barrière sur les échanges gazeux à l'interface eau-atmosphère, probablement via une réduction de l'agitation de surface, de la turbulence

induite par le vent, et une altération des gradients thermiques. Ce frein physique au transfert gazeux pourrait contribuer à limiter, au moins temporairement, l'impact climatique potentiel des lacs équipés, malgré le maintien de concentrations élevées de GES dans la colonne d'eau. En dépit de cette réduction des émissions, aucune accumulation significative de gaz à effet de serre n'a été observée en surface, ce qui laisse supposer un possible transfert de ces gaz vers d'autres compartiments, tels que les réseaux trophiques (par exemple, via la méthanotrophie ou la séquestration par les biofilms colonisant les structures flottantes). Les concentrations accrues de CO₂ mesurées au fond des lacs équipés par rapport à la surface lors de la campagne annuelle de 2024 pourraient appuyer cette hypothèse.

La variabilité du fonctionnement biogéochimique entre les lacs étudiés et le découplage observé entre les différentes composantes de la dynamique des gaz à effet de serre (production benthique, concentration dans la colonne d'eau, émissions en surface) soulignent la complexité des réponses écologiques aux centrales photovoltaïques flottantes. Si aucun changement brutal n'a été détecté à court terme, certaines trajectoires suggèrent des mécanismes de réponse différenciés, potentiellement liés à des effets indirects des panneaux (modification de la lumière, de la turbulence, de l'oxygénation, etc.). Les effets physiques des centrales, en particulier leur rôle de barrière aux échanges gazeux, pourraient atténuer temporairement leur impact climatique direct, mais leur influence sur les processus internes (respiration, méthanotrophie, séquestration trophique) reste encore mal quantifiée. La tendance à l'accumulation de CO₂ au fond de certains lacs pourrait signaler des modifications profondes du métabolisme lacustre et justifie une attention particulière. Dans ce contexte, la poursuite d'un suivi pluriannuel et intégré, prenant en compte la diversité des états trophiques et des taux de recouvrement, apparaît essentielle pour évaluer l'influence réelle des centrales photovoltaïques flottantes sur la contribution des lacs au cycle global du carbone et aux émissions de gaz à effet de serre.

4. Bilan des résultats et perspectives

4.1. Bilan des résultats

L'état de l'art que nous avons réalisé a révélé les fortes lacunes en termes de connaissances scientifiques sur les conséquences écologiques des centrales photovoltaïques flottantes. Néanmoins, nous avons pu mettre en évidence que des études récentes commençaient à produire des connaissances robustes sur le sujet et c'est dans ce contexte que se place ce projet de recherche. Cette étude a porté sur un type d'écosystèmes particuliers, des petits plans d'eau artificiels issus de l'exploitation de granulats dans une plaine alluviale et ayant une surface et une profondeur moyennes relativement faibles. Il est donc important de considérer ces caractéristiques dans la prise en compte de nos résultats. En effet, les effets environnementaux des centrales dépendent très probablement des caractéristiques liées à la taille du lac (i.e. superficie, volume, profondeur)⁸⁷ qui gouvernent d'importants processus hydrologiques et écologiques^{88,89,90} mais également des caractéristiques techniques de la centrale photovoltaïque (autres que le taux de recouvrement).

Que ce soit lors de l'expérimentation ou des suivis des plans d'eau, la réponse des paramètres abiotiques que nous avons suivis (i.e. température, luminosité et évaporation) peut être qualifiée de rapide, d'assez forte et de relativement semblable entre les systèmes suivis. Concernant la température, par exemple, les résultats in situ démontrent que la présence de centrales photovoltaïques flottantes réduit nettement la température annuelle de l'eau (moyenne dans la colonne d'eau) et ces résultats sont globalement semblables à ceux reportés dans la littérature dans certaines études empiriques ou de modélisation (e.g. Wang *et al.* 2022³⁴, Château *et al.* 2019² ; Exley *et al.* 2021²⁴ ; Ji *et al.* 2022²⁵). Nos résultats montrent aussi que la baisse de la température de l'eau varie fortement entre les saisons et que la diminution de température est observée en dehors de la zone recouverte par les panneaux, ce qui suggère que l'effet sur la température de l'eau s'étend au-delà de la zone couverte par les centrales flottantes. Les mesures et observations en mésocosmes confirment cette diminution de température et démontrent qu'elle dépend du taux de recouvrement et donc de l'effet d'ombrage des panneaux sur la masse d'eau. Les diminutions observées (0,4°C, 0,6°C et 1,3°C pour des taux de recouvrement de 25%, 45% et 65%, respectivement) suggèrent que cette diminution de température n'est pas linéaire avec le taux de recouvrement. L'augmentation du taux de recouvrement entraîne aussi une diminution de la variabilité quotidienne de la température de l'eau dans les mésocosmes, démontrant une augmentation de l'inertie thermique avec la surface recouverte par les panneaux.

Concernant les différents compartiments de la biodiversité aquatique que nous avons suivis lors de l'expérimentation ou des mesures en plans d'eau, nous n'avons pas observé de réponse brutale et en cascade des différents compartiments biologiques pendant la période étudiée. A ce stade des investigations, des modifications dans les communautés de certains producteurs primaires dans les plans d'eau et de certains consommateurs (zooplancton et macro-invertébrés) dans les mésocosmes ont été observées. Concernant les processus fonctionnels mesurés dans les écosystèmes, nous n'avons pas observé de bouleversement profond du fonctionnement des écosystèmes et les effets mis en évidence étaient plutôt la conséquence directe des effets physiques des centrales photovoltaïques sur les plans d'eau que des effets indirects induits par des modifications des structures des communautés.

Dans l'expérimentation en mésocosmes, plus spécifiquement, nous avons mis en évidence que l'augmentation du taux de recouvrement en panneaux solaires diminuait de manière non linéaire la température moyenne et sa variabilité ainsi que le taux d'évaporation et le métabolisme de l'écosystème (**Figure 104**). En interaction avec le taux de nutriments dans les mésocosmes, nous avons mis en évidence que l'augmentation du taux de recouvrement en panneaux solaires induisait des effets sur les communautés des consommateurs (zooplancton et macroinvertébrés) ainsi que sur le niveau de production primaire.

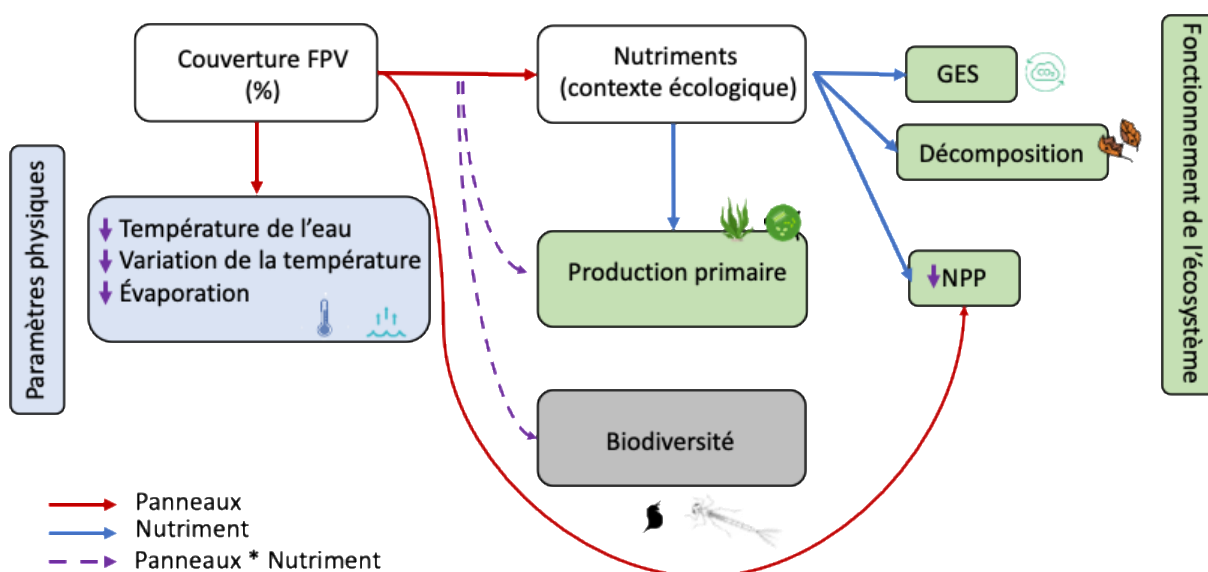


Figure 104 Synthèse des effets des panneaux solaires en interaction avec le niveau d'enrichissement en nutriments mesurés expérimentalement en mésocosmes sur les paramètres physico-chimiques de l'eau, la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème lacustre.

Dans le suivi des plans d'eau, nous avons observé que la présence de centrale photovoltaïque flottante induisait une modification de la température, de la luminosité et des concentrations de certains nutriments (**Figure 105**). Ces modifications des caractéristiques abiotiques de l'environnement étaient associées à une modification de la vitesse de transfert des gaz à l'interface air-eau. De plus, nous avons observé certaines modifications dans les communautés de producteurs primaires.

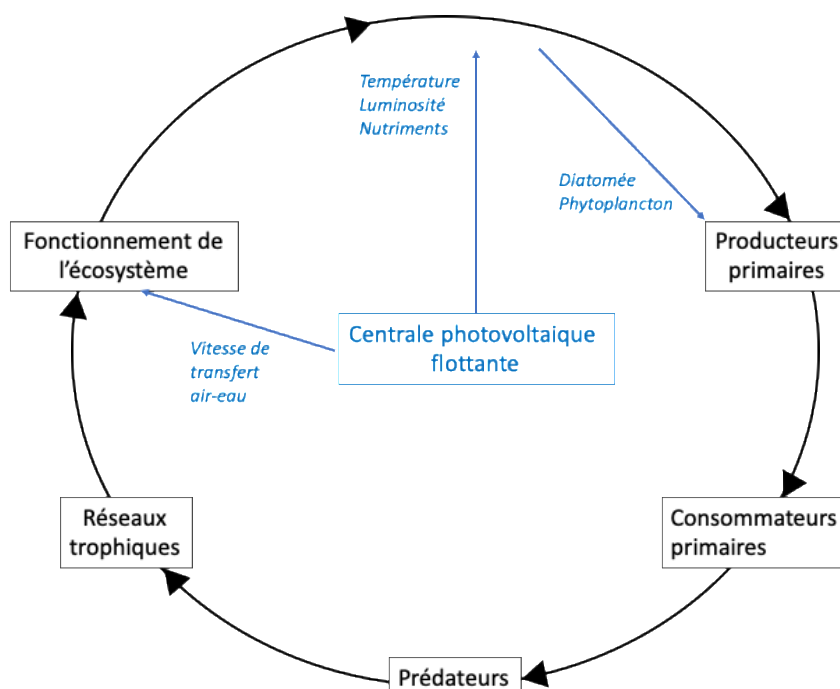


Figure 105 Synthèse des conséquences écologiques des centrales photovoltaïques flottantes mesurées empiriquement selon l'approche BACI dans les plans d'eau de gravières.

4.2. Perspectives

Globalement, nos résultats soulignent une difficulté dans l'identification d'une réponse globale et unidirectionnelle des paramètres biotiques dans les plans d'eau à la présence de centrales photovoltaïques flottantes, contrairement à ce que nous avons observé dans les mésocosmes ou pour les paramètres abiotiques. Cela est en partie dû au nombre limité de centrales photovoltaïques flottantes que nous avons pu suivre, à la durée limitée des suivis pré et post-installation et/ou à une forte contexte-dépendance des effets, comme nous l'avons observée dans les mésocosmes. Cette forte contexte-dépendance des effets, i.e. une différence dans la réponse observée dans chaque plan d'eau, est parfaitement illustrée dans la **Figure 106** qui représente la densité du phytoplancton dans les quatre paires de lacs étudiées, y compris la paire de la centrale photovoltaïque flottante que nous n'avons pas pu inclure dans les analyses statistiques BACI par manque de recul temporel post-installation. Alors que les causes de cette contexte-dépendance restent à identifier, il semble bien que cela puisse fortement conditionner les effets mesurés. En effet, la figure montre que, même si les différences de densité phytoplanctonique ne sont pas statistiquement significatives globalement, les sens de variation diffèrent selon les paires de plans d'eau. Les **Figure 106** et **Figure 107** suggèrent par exemple une augmentation de la densité de phytoplancton, en partie due à une augmentation de la densité en cyanobactéries dans la centrale photovoltaïque flottante exclue du reste des analyses (lac de Cintegabelle) par rapport à son site témoin (paire A de la **Figure 106**).

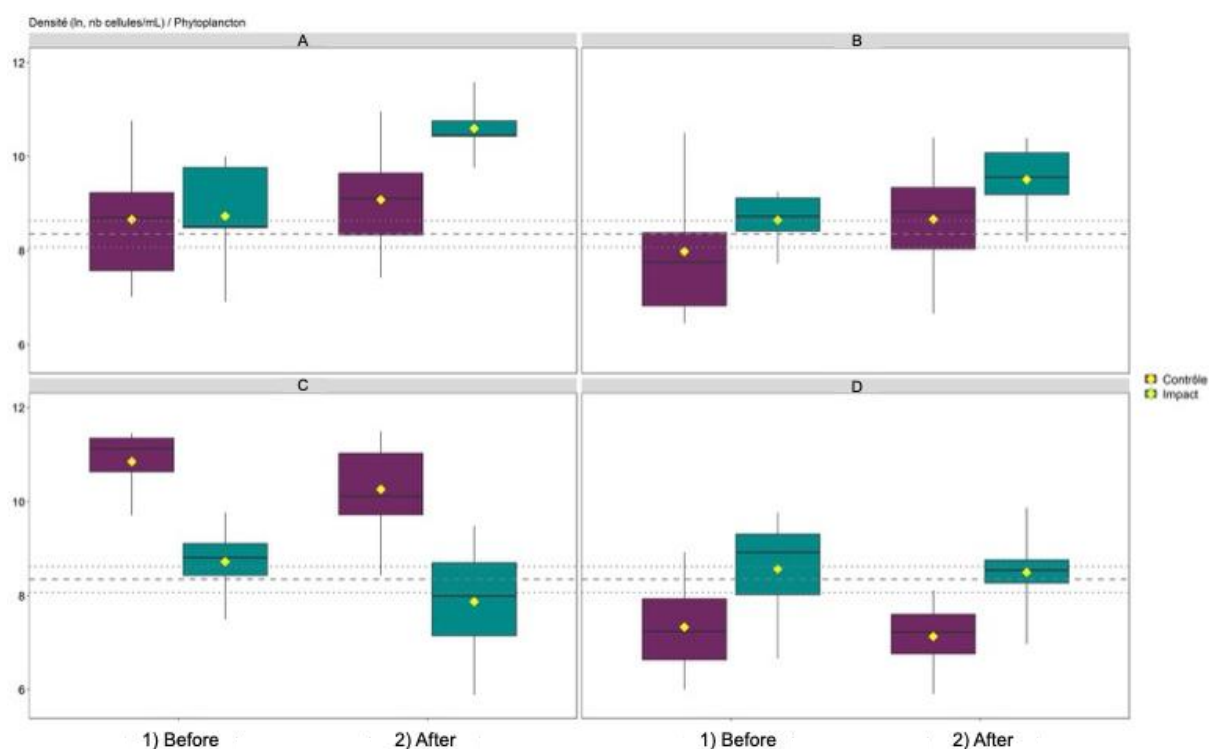


Figure 106 Exemples de l'hétérogénéité des réponses entre les paires de plans d'eau : comparaison de la densité de phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante pour chaque paire de plans d'eau.

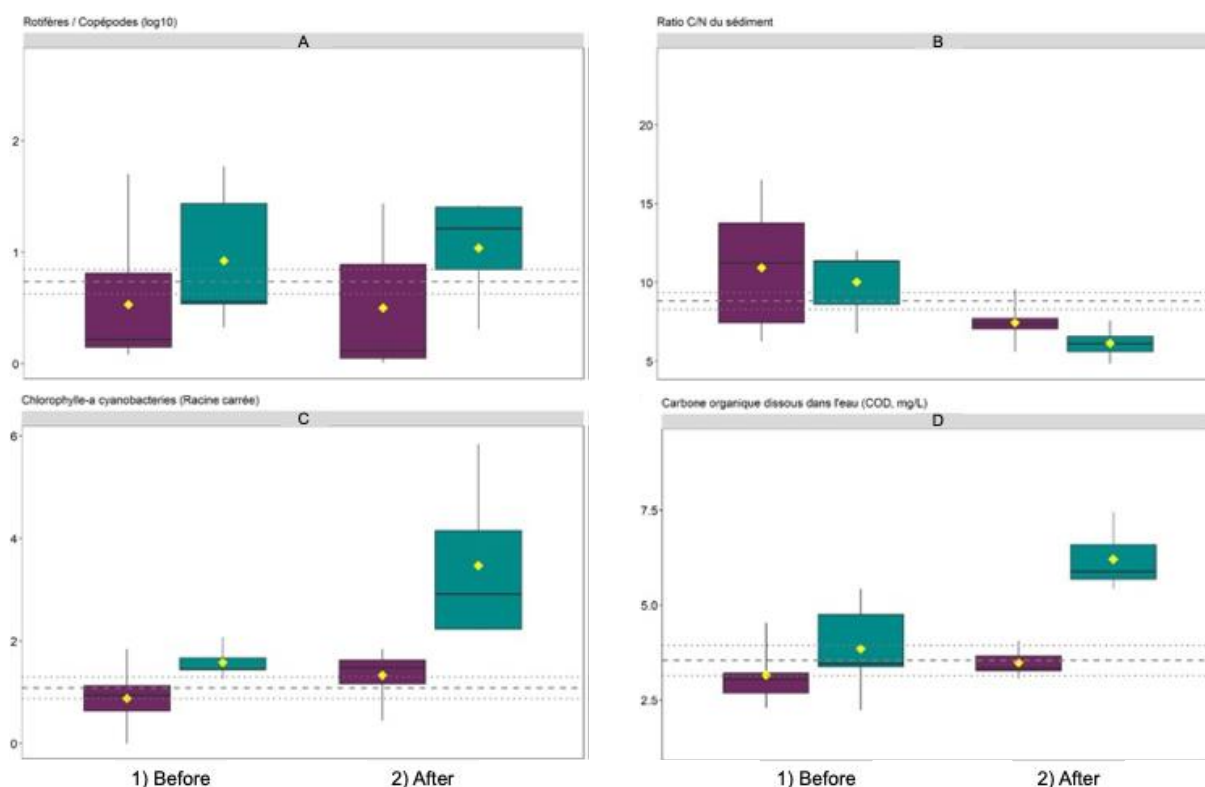


Figure 107 Exemples des réponses observées avant (gauche) et après (droite) installation de la centrale photovoltaïque flottante de Cintegabelle (bleu) et dans le lac témoin associé (violet) : A) ratio rotifères / copépodes, B) ratio C/N du sédiment, C) chlorophyll a des cyanobactéries et D) carbone organique dissous de l'eau.

Il est également important d'envisager ici, en plus de la perspective de contexte écologique du plan d'eau pour moduler les impacts écologiques des centrales photovoltaïques flottantes, celle de la temporalité de mise en place des impacts écologiques, notamment sur les moyen- et long-termes. En effet, les centrales photovoltaïques flottantes sont installées en général pour une durée longue, de 30 ans, soit 10 fois plus que la durée de notre étude post-installation. Ainsi, l'absence d'impacts ou la mesure d'impacts faibles mesurés à l'échelle du projet SOLAKE peuvent signifier que pas ou peu d'impacts se mettront en place et seront suivis d'une résilience rapide ou lente (**Figure 108**). Ainsi, on peut envisager que l'intensité maximale des réponses écologiques soit atteinte très rapidement et que les réponses se stabilisent pour la durée de l'exploitation des centrales photovoltaïques flottantes.

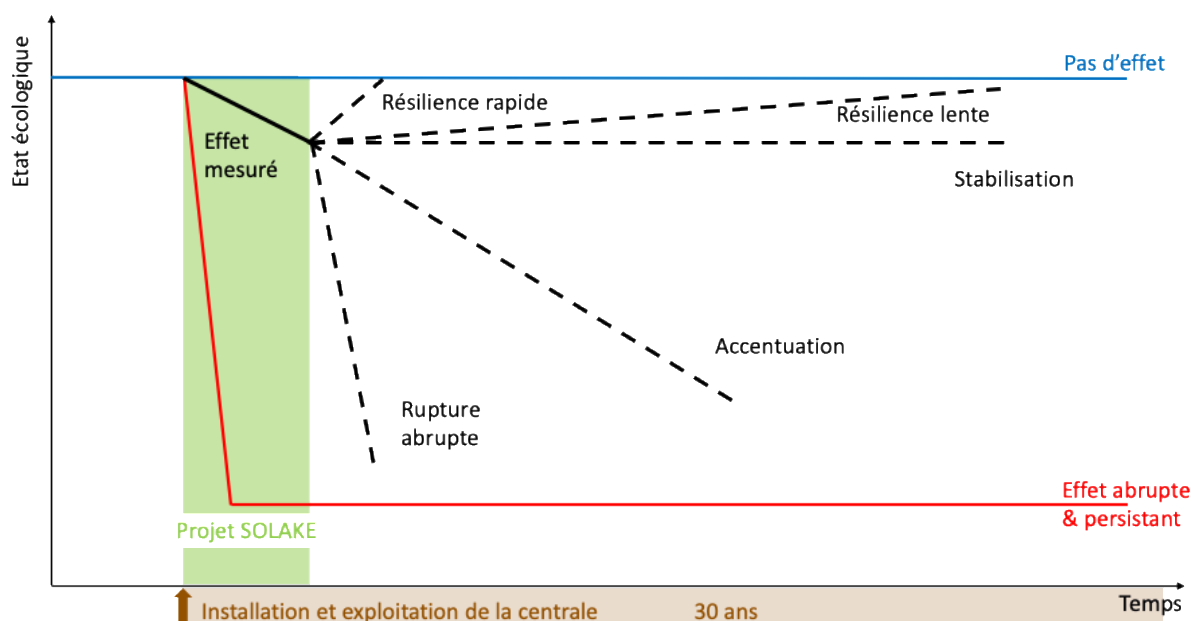


Figure 108 Perspectives de dynamiques temporelles potentielles des impacts écologiques des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau de gravières à l'échelle de leur exploitation (30 ans).

Néanmoins, étant donné les résultats obtenus lors de notre expérimentation en mésocosmes, il est aussi possible que les effets mesurés sur les conditions abiotiques des plans d'eau lors de cette étude se propagent aux compartiments biotiques, plus ou moins rapidement, et s'accroissent dans la durée d'exploitation des centrales photovoltaïques flottantes (**Figure 108**). Il est difficile à ce stade de prédire ces trajectoires mais nous soulignons ici l'importance de la mise en place de suivis à long-terme de ces dynamiques écologiques en réponse à des perturbations anthropiques. Afin de mieux appréhender ces dynamiques complexes, les suivis de plans d'eau menés dans le cadre du projet SOLAKE seront prolongés pendant 3 ans dans le cadre d'un nouveau projet soutenu par l'OFB. Dans ce nouveau projet, les conséquences écotoxicologiques et évolutives seront également quantifiées. Des mesures sur des pas de temps plus longs seront réalisées que ce soit en milieu naturel ou lors d'une expérimentation pluriannuelle en macrocosmes.

Les observations de terrain du projet SOLAKE nous conduisent à identifier trois perspectives de recherche importantes. La première concerne les macrophytes et les effets directs de la diminution de la luminosité sur leur biomasse et leur distribution spatiale dans les zones couvertes et non-couvertes par les centrales photovoltaïques flottantes qui restent à mesurer. La deuxième concerne les dynamiques des concentrations de microalgues et les blooms de cyanobactéries. Les suivis saisonniers ne sont pas assez fréquents pour permettre une quantification fine des dynamiques temporelles algales et l'utilisation de la télédétection satellitaire n'est pas possible une fois les centrales photovoltaïques flottantes installées. Un enjeu intéressant au regard de cette perspective est la possibilité d'un déploiement, assez systématique, de capteurs-enregistreurs pour suivre finement les dynamiques algales. Enfin, et compte tenu de la forte contexte-dépendance mise en évidence, la troisième perspective serait de pouvoir déployer des suivis environnementaux du type de celui mis en œuvre dans le présent projet dans des masses d'eau de tailles et de profondeurs supérieures et dans des milieux plus eutrophes que les plans d'eau de gravière étudiés dans le projet SOLAKE.

5. Production et valorisation scientifique du projet

5.1. Articles scientifiques

Nobre R, Boulêtreau S, Colas F, Azémar F, Tudesque L, Parthuisot N, Favriou P, Cucherousset J. 2023. **Potential ecological impacts of floating photovoltaics on lake biodiversity and ecosystem functioning.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 188, 113852. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113852>

Nobre R, Boulêtreau S, Cucherousset J. 2022. **Small lakes at risk from extensive solar-panel coverage.** *Nature* 607, 239–239. <https://doi.org/10.1038/d41586-022-01891-w>

Nobre R, Rocha SM, Healing S, Ji Q, Boulêtreau S, Armstrong A, Cucherousset J. 2024. **A global study of freshwater coverage by floating photovoltaics.** *Solar Energy* 267, 112244. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2023.112244>

Nobre R, Vagnon C, Boulêtreau S, Colas F, Azémar F, Tudesque L, Parthuisot N, Millet P, Cucherousset J. 2025. **Floating photovoltaics strongly reduce water temperature: A whole-lake experiment.** *Journal of Environmental Management* 375: 124230. <https://10.1016/j.jenvman.2025.124230>

Nobre R, Cucherousset J, Boulêtreau S, Azémar F, Parthuisot N, Colas F, Millet P, Tudesque L. 2025. **Diatom assemblages colonizing floating photovoltaic floaters are distinct from those in benthic and pelagic compartments of gravel pit lakes.** *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 426 10. <https://doi.org/10.1051/kmae/2025006>

Nobre R, Boulêtreau S, Colas F, Azémar F, Tudesque L, Parthuisot N, Favriou P, Cucherousset J. 2025. **Photovoltaïque flottant : quels impacts potentiels sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres ?** Office français de la biodiversité. Collection Comprendre pour agir. 20 pages. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/photovoltaque-flottant-quels-impacts-potentiels-biodiversite-fonctionnement>

5.2. Conférences scientifiques

SFE² GFÖ EEF 2022 Joint Meeting - 21-25 Nov 2022, Metz (France). "Under shadows: How floating photovoltaic energy may impact freshwater biodiversity and ecosystem functioning?" <https://sfe2gfomeeting.sciencesconf.org/>

5.3. Communications presse

Interview pour le podcast allemand **Quarks**, enregistré lors de la conférence SFE² GFÖ EEF 2022 Joint Meeting - 21-25 nov 2022, Metz (France). Diffusé le 23 décembre 2022. <https://www1.wdr.de/mediathek/audio/wdr5/quarks/> Début du reportage à 00:39:45 min de l'enregistrement audio.

Interview pour **Sciences et Avenir - la Recherche** - communication EnR et biodiversité. Projet Solake, quels impacts des centrales photovoltaïques flottantes ? Publié dans le Journal La Recherche et sur YouTube en Janvier 2025. <https://youtube.com/shorts/2d5KcOg5SvQ?si=gDdgDzmmwYsrTfcYj>

Interview pour un article du **Canard enchaîné** "Le lac est tombé dans le panneau", Professeur Canardeau, paru le 19/12/2024 <https://www.lecanardenchaîne.fr/environnement/49690-le-lac-est-tombe-dans-le-panneau>

Reportage photo **CNRS image 2025**. Photovoltaïque flottant : quel impact sur nos lacs? <https://images.cnrs.fr/reportage-photo/rep001304>

Documentaire **CNRS image**, partenariat **Le Monde**, *Jusqu'où les centrales photovoltaïques posées sur des lacs modifient leur écosystème*, 18 juin 2025. https://www.lemonde.fr/sciences/video/2025/06/18/jusqu-ou-les-centrales-photovoltaïques-posees-sur-des-lacs-modifient-leur-ecosysteme_6614211_1650684.html

5.4. Séminaires et réunions (liste non-exhaustive)

J. Cucherousset, F. Colas, S. Boulêtreau, Hector Rodriguez Perez (OFB) et R. Nobre, **Réunion de lancement du projet, lac de Pouvil**, 19/09/2022

J. Cucherousset, Séminaire de présentation du projet, **Urbasolar**, Montpellier, 15/02/2022

J. Cucherousset, Séminaire de présentation du projet, **Union des Fédérations pour la pêche et la protection du milieu aquatique du Bassin Adour-Garonne**, 13/12/2022

J. Cucherousset, Séminaire de présentation du projet, **Pays du Sud Toulousain**, 31/03/2023

J. Cucherousset, Séminaire de présentation du projet, **AKUO energy**, 30/05/2023

J. Cucherousset, Impacts écologiques des centrales photovoltaïques flottantes sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes : bilan des connaissances et travaux en cours, **Séminaire Photovoltaïque & Biodiversité**, LPO, ADEME & OFB, Assemblée Nationale, Paris, 29/11/2023


J. Cucherousset, Séminaire de présentation du projet, **Forum des énergies renouvelables 2023 Energaïa**, Montpellier, 13/12/2023

J. Cucherousset, Effets des centrales photovoltaïques flottantes sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres : connaissances scientifiques et résultats des projets SOLAKE et ECLIPSE, **Séminaire de restitution, Observatoire des énergies renouvelables et de la biodiversité**, Toulouse, 19/06/2025

Participation de l'équipe projet du CRBE à l'organisation des séminaires et ateliers de la journée « Photovoltaïques flottant et biodiversité : quels effets sur les écosystèmes lacustres ? » du 19/06/2025



SÉMINAIRE & ATELIERS



Photovoltaïque flottant et biodiversité : quels effets sur les écosystèmes lacustres ?

Restitution des projets de recherche SOLAKE et ECLIPSE

Le 19 juin 2025 à Toulouse

© Michel Brémond - OFB

<p>Lieu</p> <p>Amphithéâtre Nougare 2 allée du Pr. Camille Soula 31400 Toulouse A accès : https://www.imft.fr/contact/</p>	<p>Organisation</p> <p>ADEME, Université de Toulouse (CRBE), OFB, AD'Occ Région Occitanie, Conseil régional Occitanie, IMFT</p>
--	--



Références bibliographiques

- (1) Olabi, A. G.; Abdelkareem, M. A. Renewable Energy and Climate Change. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2022**, *158*, 112111. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112111>.
- (2) Château, P.-A.; Wunderlich, R. F.; Wang, T.-W.; Lai, H.-T.; Chen, C.-C.; Chang, F.-J. Mathematical Modeling Suggests High Potential for the Deployment of Floating Photovoltaic on Fish Ponds. *Sci. Total Environ.* **2019**, *687*, 654–666. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.420>.
- (3) Haas, J.; Khalighi, J.; De La Fuente, A.; Gerbersdorf, S. U.; Nowak, W.; Chen, P.-J. Floating Photovoltaic Plants: Ecological Impacts versus Hydropower Operation Flexibility. *Energy Convers. Manag.* **2020**, *206*, 112414. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112414>.
- (4) Mathijssen, D.; Hofs, B.; Spierenburg-Sack, E.; Van Asperen, R.; Van Der Wal, B.; Vreeburg, J.; Ketelaars, H. Potential Impact of Floating Solar Panels on Water Quality in Reservoirs; Pathogens and Leaching. *Water Pract. Technol.* **2020**, *15* (3), 807–811. <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.062>.
- (5) Piana, V.; Kahl, A.; Saviozzi, C.; Schumann, R. Floating PV in Mountain Artificial Lakes: A Checklist for Site Assessment. *Renew. Energy Environ. Sustain.* **2021**, *6*, 4. <https://doi.org/10.1051/rees/2021002>.
- (6) Sahu, A.; Yadav, N.; Sudhakar, K. Floating Photovoltaic Power Plant: A Review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2016**, *66*, 815–824. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.051>.
- (7) Armstrong, A.; Page, T.; Thackeray, S. J.; Hernandez, R. R.; Jones, I. D. Integrating Environmental Understanding into Freshwater Floatovoltaic Deployment Using an Effects Hierarchy and Decision Trees. *Environ. Res. Lett.* **2020**, *15* (11), 114055. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf7b>.
- (8) Rosa-Clot, M.; Tina, G. M. Current Status of FPV and Trends. In *Floating PV Plants*; Elsevier, 2020; pp 9–18. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817061-8.00002-6>.
- (9) Dörenkämper, M.; Wahed, A.; Kumar, A.; De Jong, M.; Kroon, J.; Reindl, T. The Cooling Effect of Floating PV in Two Different Climate Zones: A Comparison of Field Test Data from the Netherlands and Singapore. *Sol. Energy* **2021**, *214*, 239–247. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2020.11.029>.
- (10) Rodríguez-Gallegos, C. D.; Gandhi, O.; Sun, H.; Paton, C.; Zhang, J.; Moideen Yacob Ali, J.; Alvarez-Alvarado, M. S.; Zhang, W.; Rodríguez-Gallegos, C. A.; Chua, L. H. C.; Reindl, T. Global Floating PV Status and Potential. *Prog. Energy* **2025**, *7* (1), 015001. <https://doi.org/10.1088/2516-1083/ad9074>.
- (11) Stiubiener, U.; Carneiro Da Silva, T.; Trigos, F. B. M.; Benedito, R. D. S.; Teixeira, J. C. PV Power Generation on Hydro Dam's Reservoirs in Brazil: A Way to Improve Operational Flexibility. *Renew. Energy* **2020**, *150*, 765–776. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.01.003>.
- (12) Exley, G.; Hernandez, R. R.; Page, T.; Chipps, M.; Gambro, S.; Hersey, M.; Lake, R.; Zoannou, K.-S.; Armstrong, A. Scientific and Stakeholder Evidence-Based Assessment: Ecosystem Response to Floating Solar Photovoltaics and Implications for Sustainability. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2021**, *152*, 111639. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111639>.
- (13) Nobre, R.; Rocha, S. M.; Healing, S.; Ji, Q.; Boulêtreau, S.; Armstrong, A.; Cucherousset, J. A Global Study of Freshwater Coverage by Floating Photovoltaics. *Sol. Energy* **2024**, *267*, 112244. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2023.112244>.
- (14) Bai, B.; Xiong, S.; Ma, X.; Liao, X. Assessment of Floating Solar Photovoltaic Potential in China. *Renew. Energy* **2024**, *220*, 119572. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2023.119572>.
- (15) Almeida, R. M.; Schmitt, R.; Grodsky, S. M.; Flecker, A. S.; Gomes, C. P.; Zhao, L.; Liu, H.; Barros, N.; Kelman, R.; McIntyre, P. B. Floating Solar Power Could Help Fight Climate Change — Let's Get It Right. *Nature* **2022**, *606* (7913), 246–249. <https://doi.org/10.1038/d41586-022-01525-1>.
- (16) Díaz, S.; Pascual, U.; Stenseke, M.; Martín-López, B.; Watson, R. T.; Molnár, Z.; Hill, R.; Chan, K. M. A.; Baste, I. A.; Brauman, K. A.; Polasky, S.; Church, A.; Lonsdale, M.; Larigauderie, A.; Leadley, P. W.; Van Oudenhoven, A. P. E.; Van Der Plaats, F.; Schröter, M.; Lavorel, S.; Aumeeruddy-Thomas, Y.; Bukvareva, E.; Davies, K.; Demissew, S.; Erpul, G.; Failler, P.; Guerra, C. A.; Hewitt, C. L.; Keune, H.; Lindley, S.; Shirayama, Y. Assessing Nature's Contributions to People. *Science* **2018**, *359* (6373), 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>.
- (17) Postel, S. L.; Carpenter, S. R. Freshwater Ecosystem Services. In *Nature's Services*; Daily, G.: Washington DC, 1997; pp 195–294.
- (18) Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Liermann, C. R.; Davies, P. M. Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity. *Nature* **2010**, *467* (7315), 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>.
- (19) Nobre, R.; Boulêtreau, S.; Colas, F.; Azemar, F.; Tudesque, L.; Parthuisot, N.; Favriou, P.; Cucherousset, J. Potential Ecological Impacts of Floating Photovoltaics on Lake Biodiversity and Ecosystem

Functioning. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2023**, *188*, 113852. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113852>.

- (20) Downing, J. A. Emerging Global Role of Small Lakes and Ponds: Little Things Mean a Lot. *Limnetica* **2010**, *29* (1), 9–24. <https://doi.org/10.23818/limn.29.02>.
- (21) Armstrong, A.; Page, T.; Thackeray, S. J.; Hernandez, R. R.; Jones, I. D. Integrating Environmental Understanding into Freshwater Floatovoltaic Deployment Using an Effects Hierarchy and Decision Trees. *Environ. Res. Lett.* **2020**, *15* (11), 114055. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbf7b>.
- (22) Haas, J. Floating Photovoltaic Plants_ Ecological Impacts versus Hydropower Operation Flexibility. *Energy Convers. Manag.* **2020**, *8*.
- (23) Taboada, M. E.; Cáceres, L.; Graber, T. A.; Galleguillos, H. R.; Cabeza, L. F.; Rojas, R. Solar Water Heating System and Photovoltaic Floating Cover to Reduce Evaporation: Experimental Results and Modeling. *Renew. Energy* **2017**, *105*, 601–615. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.12.094>.
- (24) Exley, G.; Armstrong, A.; Page, T.; Jones, I. D. Floating Photovoltaics Could Mitigate Climate Change Impacts on Water Body Temperature and Stratification. *Sol. Energy* **2021**, *219*, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2021.01.076>.
- (25) Ji, Q.; Li, K.; Wang, Y.; Feng, J.; Li, R.; Liang, R. Effect of Floating Photovoltaic System on Water Temperature of Deep Reservoir and Assessment of Its Potential Benefits, a Case on Xiangjiaba Reservoir with Hydropower Station. *Renew. Energy* **2022**, *195*, 946–956. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2022.06.096>.
- (26) Ilgen, K.; Schindler, D.; Wieland, S.; Lange, J. The Impact of Floating Photovoltaic Power Plants on Lake Water Temperature and Stratification. *Sci. Rep.* **2023**, *13* (1), 7932. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34751-2>.
- (27) Yang, P.; Chua, L. H. C.; Irvine, K. N.; Nguyen, M. T.; Low, E.-W. Impacts of a Floating Photovoltaic System on Temperature and Water Quality in a Shallow Tropical Reservoir. *Limnology* **2022**, *23* (3), 441–454. <https://doi.org/10.1007/s10201-022-00698-y>.
- (28) Ilgen, K.; Goulart, C. B.; Hilgert, S.; Schindler, D.; Van De Weyer, K.; De Carvalho Bueno, R.; Bleninger, T.; Lastrico, R.; Gföllner, L.; Graef, A.; Fuchs, S.; Lange, J. Hydrological and Ecological Effects of Floating Photovoltaic Systems: A Model Comparison Considering Mussel, Periphyton, and Macrophyte Growth. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* **2025**, No. 426, 11. <https://doi.org/10.1051/kmae/2025008>.
- (29) Bax, V.; Van De Lageweg, W. I.; Hoosemans, R.; Van Den Berg, B. Floating Photovoltaic Pilot Project at the Oostvoornse Lake: Assessment of the Water Quality Effects of Three Different System Designs. *Energy Rep.* **2023**, *9*, 1415–1425. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2022.12.080>.
- (30) Song, X.; Liu, T.; Wang, G.; Zhang, Y.; Li, C.; Willem F, D. B. Floating Photovoltaic Systems Homogenize the Waterbird Communities across Subsidence Wetlands in the North China Plain. *J. Environ. Manage.* **2024**, *349*, 119417. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119417>.
- (31) Ray, N. E.; Holgerson, M. A.; Grodsky, S. M. Immediate Effect of Floating Solar Energy Deployment on Greenhouse Gas Dynamics in Ponds. *Environ. Sci. Technol.* **2024**, *58* (50), 22104–22113. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06363>.
- (32) Chen, D.; Peng, Q.; Lu, J.; Huang, P.; Liu, Y.; Peng, F. Assessing Effect of Water Photovoltaics on Nearby Water Surface Temperature Using Remote Sensing Techniques. *Adv. Space Res.* **2025**, *75* (1), 138–147. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2024.08.040>.
- (33) Sandrini, G.; Wagenvoort, A.; Van Asperen, R.; Hofs, B.; Mathijssen, D.; Van Der Wal, A. Illuminating the Impact of a Floating Photovoltaic System on a Shallow Drinking Water Reservoir: The Emergence of Benthic Cyanobacteria. *Water* **2025**, *17* (8), 1178. <https://doi.org/10.3390/w17081178>.
- (34) Wang, T.; Chang, P.; Huang, Y.; Lin, T.; Yang, S.; Yeh, S.; Tung, C.; Kuo, S.; Lai, H.; Chen, C. Effects of Floating Photovoltaic Systems on Water Quality of Aquaculture Ponds. *Aquac. Res.* **2022**, *53* (4), 1304–1315. <https://doi.org/10.1111/are.15665>.
- (35) Li, W.; Wang, Y.; Wang, G.; Liang, Y.; Li, C.; Svenning, J.-C. How Do Rotifer Communities Respond to Floating Photovoltaic Systems in the Subsidence Wetlands Created by Underground Coal Mining in China? *J. Environ. Manage.* **2023**, *339*, 117816. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117816>.
- (36) Yang, S.; Zhang, Y.; Tian, D.; Liu, Z.; Ma, Z. Water-Surface Photovoltaic Systems Have Affected Water Physical and Chemical Properties and Biodiversity. *Commun. Earth Environ.* **2024**, *5* (1), 632. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01811-y>.
- (37) Li, X.; Zhang, L.; Shen, Z.; Li, S.; Fang, W.; Xu, C. Distribution Patterns and Community Assembly Processes of Bacterial Communities across Different Sediment Habitats of Subsidence Lakes. *J. Environ. Manage.* **2025**, *374*, 124077. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124077>.
- (38) Ping-Hung Chang; Shinn-Lih Yeh; Ying-Chou Lee; Wan-Ling Huang; Su-Yun Li; Chun-Yi Yeh; Bo-Ying Chen. Simulation of Environmental Factor Variations of Floating Photovoltaic Milkfish Culture Pond. *臺灣*

水產學會刊 2020, 47 (2). [https://doi.org/10.29822/JFST.202006_47\(2\).0003](https://doi.org/10.29822/JFST.202006_47(2).0003).

- (39) Zhang, N.; Jiang, T.; Guo, C.; Qiao, L.; Ji, Q.; Yin, L.; Yu, L.; Murto, P.; Xu, X. High-Performance Semitransparent Polymer Solar Cells Floating on Water: Rational Analysis of Power Generation, Water Evaporation and Algal Growth. *Nano Energy* **2020**, *77*, 105111. <https://doi.org/10.1016/j.nanoen.2020.105111>.
- (40) Ziar, H.; Prudon, B.; Lin, F. (Vicky); Roeffen, B.; Heijkoop, D.; Stark, T.; Teurlincx, S.; De Senerpont Domis, L.; Goma, E. G.; Extebarria, J. G.; Alavez, I. N.; Van Tilborg, D.; Van Laar, H.; Santbergen, R.; Isabella, O. Innovative Floating Bifacial Photovoltaic Solutions for Inland Water Areas. *Prog. Photovolt. Res. Appl.* **2021**, *29* (7), 725–743. <https://doi.org/10.1002/pip.3367>.
- (41) Abdelal, Q. Floating PV; an Assessment of Water Quality and Evaporation Reduction in Semi-Arid Regions. *Int. J. Low-Carbon Technol.* **2021**, *16* (3), 732–739. <https://doi.org/10.1093/ijlct/ctab001>.
- (42) Al-Widyan, M.; Khasawneh, M.; Abu-Dalo, M. Potential of Floating Photovoltaic Technology and Their Effects on Energy Output, Water Quality and Supply in Jordan. *Energies* **2021**, *14* (24), 8417. <https://doi.org/10.3390/en14248417>.
- (43) De Lima, R. L. P.; Paxinou, K.; C. Boogaard, F.; Akkerman, O.; Lin, F.-Y. In-Situ Water Quality Observations under a Large-Scale Floating Solar Farm Using Sensors and Underwater Drones. *Sustainability* **2021**, *13* (11), 6421. <https://doi.org/10.3390/su13116421>.
- (44) Rebelo, R.; Fialho, L.; Novais, M. H. Floating Photovoltaic Systems: Photovoltaic Cable Submersion and Impacts Analysis.
- (45) Andini, S. Evaluating the Effect of Floating Photovoltaic on Trophic State Using Mesocosm Experiments. In *Proceedings of The 7th International Conference on Modern Approaches in Science, Technology & Engineering*; Acavent, 2021. <https://doi.org/10.33422/7th.steconf.2021.06.336>.
- (46) Wang, X.; Zhao, Y.; Chu, Z.; Yu, X.; Fan, T.; Li, G.; Zhang, J.; Xu, X.; Zhen, Q.; Cheng, X.; Dong, Z. Influence of Solar Photovoltaic System on the Concentration and Environmental Risks of Heavy Metals in Subsidence Pond Water from Coal Mining Area: A Case Study from Huainan Subsidence Pond. *Water* **2022**, *14* (14), 2257. <https://doi.org/10.3390/w14142257>.
- (47) Liu, Z.; Ma, C.; Li, X.; Deng, Z.; Tian, Z. Aquatic Environment Impacts of Floating Photovoltaic and Implications for Climate Change Challenges. *J. Environ. Manage.* **2023**, *346*, 118851. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118851>.
- (48) Liu, Z.; Ma, C.; Yang, Y.; Li, X.; Gou, H.; Folkard, A. M. Water Temperature and Energy Balance of Floating Photovoltaic Construction Water Area—Field Study and Modelling. *J. Environ. Manage.* **2024**, *365*, 121494. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121494>.
- (49) Alp, M.; Cucherousset, J.; Buoro, M.; Lecerf, A. Phenological Response of a Key Ecosystem Function to Biological Invasion. *Ecol. Lett.* **2016**, *19* (5), 519–527. <https://doi.org/10.1111/ele.12585>.
- (50) Zhao, T.; Grenouillet, G.; Pool, T.; Tudesque, L.; Cucherousset, J. Environmental Determinants of Fish Community Structure in Gravel Pit Lakes. *Ecol. Freshw. Fish* **2016**, *25* (3), 412–421. <https://doi.org/10.1111/eff.12222>.
- (51) Colas, F.; Baudoin, J.-M.; Bonin, P.; Cabrol, L.; Daufrèsne, M.; Lassus, R.; Cucherousset, J. Ecosystem Maturity Modulates Greenhouse Gases Fluxes from Artificial Lakes. *Sci. Total Environ.* **2021**, *760*, 144046. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144046>.
- (52) Yamamichi, M.; Kazama, T.; Tokita, K.; Katano, I.; Doi, H.; Yoshida, T.; Hairston, N. G.; Urabe, J. A Shady Phytoplankton Paradox: When Phytoplankton Increases under Low Light. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2018**, *285* (1882), 20181067. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1067>.
- (53) Richard, M.; Garreau, A.; Bestion, E.; Cucherousset, J.; Montoya, J. M.; Blanchet, S. The Aquatic Metatron: A Large-scale Experimental Facility to Study the Combined Effects of Habitat Fragmentation and Climate Change on Aquatic Meta-ecosystems. *Methods Ecol. Evol.* **2025**, *16* (1), 57–65. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14431>.
- (54) Xia, Z.; Li, Y.; Guo, S.; Chen, R.; Zhang, W.; Zhang, P.; Du, P. Mapping Global Water-Surface Photovoltaics with Satellite Images. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2023**, *187*, 113760. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113760>.
- (55) Essak, L.; Ghosh, A. Floating Photovoltaics: A Review. *Clean Technol.* **2022**, *4* (3), 752–769. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4030046>.
- (56) Kahlert, M.; McKie, B. G. Comparing New and Conventional Methods to Estimate Benthic Algal Biomass and Composition in Freshwaters. *Env. Sci. Process. Impacts* **2014**, *16* (11), 2627–2634. <https://doi.org/10.1039/C4EM00326H>.
- (57) Mack_2012_A Comparative Analysis of Zooplankton Field Collection and Sample Enumeration Methods - Mack - 2012 .Pdf.

- (58) Koschorreck, M.; Prairie, Y. T.; Kim, J.; Marcé, R. Technical Note: CO₂ Is Not like CH₄ – Limits of and Corrections to the Headspace Method to Analyse pCO₂ in Fresh Water. *Biogeosciences* **2021**, *18* (5), 1619–1627. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1619-2021>.
- (59) Weiss, R. F. Carbon Dioxide in Water and Seawater: The Solubility of a Non-Ideal Gas. *Mar. Chem.* **1974**, *2* (3), 203–215. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(74\)90015-2](https://doi.org/10.1016/0304-4203(74)90015-2).
- (60) Lide, D. R. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, CRC Press.; New York, 2007.
- (61) Des Roches, S.; Shurin, J. B.; Schluter, D.; Harmon, L. J. Ecological and Evolutionary Effects of Stickleback on Community Structure. *PLoS ONE* **2013**, *8* (4), e59644. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059644>.
- (62) Závorka, L.; Lassus, R.; Britton, J. R.; Cucherousset, J. Phenotypic Responses of Invasive Species to Removals Affect Ecosystem Functioning and Restoration. *Glob. Change Biol.* **2020**, *26* (10), 5693–5704. <https://doi.org/10.1111/gcb.15271>.
- (63) Lecerf, A.; Dobson, M.; Dang, C. K.; Chauvet, E. Riparian Plant Species Loss Alters Trophic Dynamics in Detritus-Based Stream Ecosystems. *Oecologia* **2005**, *146* (3), 432–442. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0212-3>.
- (64) Weisberg, S.; Fox, J. *An R Companion to Applied Regression*; 2011.
- (65) R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, R Foundation for Statistical Computing.; Vienna, 2023.
- (66) Leibold, M. A.; Holyoak, M.; Mouquet, N.; Amarasekare, P.; Chase, J. M.; Hoopes, M. F.; Holt, R. D.; Shurin, J. B.; Law, R.; Tilman, D.; Loreau, M.; Gonzalez, A. The Metacommunity Concept: A Framework for Multi-scale Community Ecology. *Ecol. Lett.* **2004**, *7* (7), 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>.
- (67) IEA-PVPS-T13-31-2025-REPORT-Floating-PV-Plants.Pdf.
- (68) Chevalier, M.; Russell, J. C.; Knappe, J. New Measures for Evaluation of Environmental Perturbations Using Before-After-Control-Impact Analyses. *Ecol. Appl.* **2019**, *29* (2), e01838. <https://doi.org/10.1002/eap.1838>.
- (69) Zuur, A. F.; Ieno, E. N.; Walker, N.; Saveliev, A. A.; Smith, G. M. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*; Statistics for Biology and Health; Springer New York: New York, NY, 2009. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.
- (70) Winslow, L. A.; Zwart, J. A.; Batt, R. D.; Dugan, H. A.; Woolway, R. I.; Corman, J. R.; Hanson, P. C.; Read, J. S. LakeMetabolizer: An R Package for Estimating Lake Metabolism from Free-Water Oxygen Using Diverse Statistical Models. *Inland Waters* **2016**, *6* (4), 622–636. <https://doi.org/10.1080/IW-6.4.883>.
- (71) Vagnon, C.; Olden, J. D.; Boulêtreau, S.; Bruel, R.; Chevalier, M.; Garcia, F.; Holtgrieve, G.; Jackson, M.; Thebault, E.; Tedesco, P. A.; Cucherousset, J. Ecosystem Synchrony: An Emerging Property to Elucidate Ecosystem Responses to Global Change. *Trends Ecol. Evol.* **2024**, *39* (12), 1080–1089. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2024.08.003>.
- (72) Caporaso, J. G.; Lauber, C. L.; Walters, W. A.; Berg-Lyons, D.; Lozupone, C. A.; Turnbaugh, P. J.; Fierer, N.; Knight, R. Global Patterns of 16S rRNA Diversity at a Depth of Millions of Sequences per Sample. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **2011**, *108* (supplement_1), 4516–4522. <https://doi.org/10.1073/pnas.1000080107>.
- (73) Apprill, A.; McNally, S.; Parsons, R.; Weber, L. Minor Revision to V4 Region SSU rRNA 806R Gene Primer Greatly Increases Detection of SAR11 Bacterioplankton. *Aquat. Microb. Ecol.* **2015**, *75* (2), 129–137. <https://doi.org/10.3354/ame01753>.
- (74) Boyer, F.; Mercier, C.; Bonin, A.; Le Bras, Y.; Taberlet, P.; Coissac, E. OBITOOL: A Unix-Inspired Software Package for DNA Metabarcoding. *Mol. Ecol. Resour.* **2016**, *16* (1), 176–182. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12428>.
- (75) Zinger, L.; Lionnet, C.; Benoiston, A.; Donald, J.; Mercier, C.; Boyer, F. metabar: An R Package for the Evaluation and Improvement of DNA Metabarcoding Data Quality. *Methods Ecol. Evol.* **2021**, *12* (4), 586–592. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13552>.
- (76) McMurdie, P. J.; Holmes, S. Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS ONE* **2013**, *8* (4), e61217. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>.
- (77) Quast, C.; Pruesse, E.; Yilmaz, P.; Gerken, J.; Schweer, T.; Yarza, P.; Peplies, J.; Glöckner, F. O. The SILVA Ribosomal RNA Gene Database Project: Improved Data Processing and Web-Based Tools. *Nucleic Acids Res.* **2012**, *41* (D1), D590–D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>.
- (78) Tudesque, L.; Grenouillet, G.; Gevrey, M.; Khazraie, K.; Brosse, S. Influence of Small-Scale Gold Mining on French Guiana Streams: Are Diatom Assemblages Valid Disturbance Sensors? *Ecol. Indic.* **2012**, *14* (1), 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.018>.

- (79) Tudesque, L.; Pool, T. K.; Chevalier, M. Planktonic Diatom Community Dynamics in a Tropical Flood-Pulse Lake: The Tonle Sap (Cambodia). *Diatom Res.* **2019**, *34* (1), 1–22. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2019.1585960>.
- (80) Edmondson, W. T. Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Radertiere Mittel-europas, 2nd Ed. Gebruder Borntraeger, Berlin and Stuttgart. V. 1, Text, 673 p.; V. 2, Plates, 476 p. DM238. *Limnol. Oceanogr.* **1981**, *26* (2), 400–400. <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.2.0400a>.
- (81) Amoros, C. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises - 5. Crustacés Cladocères. *Bull. Mens. Société Linn. Lyon* **1984**, *53* (3), 72–107. <https://doi.org/10.3406/linly.1984.10627>.
- (82) Margaritora, F. G.; Specchi, M. *Cladocera*; Fauna d'Italia; Calderini: Bologna, 1985.
- (83) Alonso García Amilibia, M.; Ramos Sánchez, M. de los Á. *Fauna ibérica: branchiopoda*; Museo nacional de ciencias naturales: Madrid, 1996.
- (84) Fry, B. G. *Stable Isotope Ecology*, Corrected as of 3rd printing.; Environmental science; Springer: New York, NY, 2008.
- (85) Layman, C. A.; Araujo, M. S.; Boucek, R.; Hammerschlag-Peyer, C. M.; Harrison, E.; Jud, Z. R.; Matich, P.; Rosenblatt, A. E.; Vaudo, J. J.; Yeager, L. A.; Post, D. M.; Bearhop, S. Applying Stable Isotopes to Examine Food-web Structure: An Overview of Analytical Tools. *Biol. Rev.* **2012**, *87* (3), 545–562. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00208.x>.
- (86) Jähne, B.; Münnich, K. O.; Börsinger, R.; Dutzi, A.; Huber, W.; Libner, P. On the Parameters Influencing Air-water Gas Exchange. *J. Geophys. Res. Oceans* **1987**, *92* (C2), 1937–1949. <https://doi.org/10.1029/JC092iC02p01937>.
- (87) Nobre, R. L. G.; Vagnon, C.; Boulêtreau, S.; Colas, F.; Azémar, F.; Tudesque, L.; Parthuisot, N.; Millet, P.; Cucherousset, J. Floating Photovoltaics Strongly Reduce Water Temperature: A Whole-Lake Experiment. *J. Environ. Manage.* **2025**, *375*, 124230. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124230>.
- (88) Lewis, W. Global Primary Production of Lakes: 19th Baldi Memorial Lecture. *Inland Waters* **2011**, *1* (1), 1–28. <https://doi.org/10.5268/IW-1.1.384>.
- (89) Scheffer, M.; Van Geest, G. J.; Zimmer, K.; Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Butler, M. G.; Hanson, M. A.; Declerck, S.; De Meester, L. Small Habitat Size and Isolation Can Promote Species Richness: Second-order Effects on Biodiversity in Shallow Lakes and Ponds. *Oikos* **2006**, *112* (1), 227–231. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>.
- (90) Schindler, D. E.; Scheuerell, M. D. Habitat Coupling in Lake Ecosystems. *Oikos* **2002**, *98* (2), 177–189. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980201.x>.

Index des tableaux et figures

TABLEAUX

Tableau 1 Synthèse des études scientifiques publiées entre 2019 et 2025 qui quantifient empiriquement les effets écologiques du photovoltaïque flottant sur les écosystèmes d'eau douce. Les lignes correspondant à des études qui reposent sur des expérimentations en laboratoire sont surlignées en gris.	14
Tableau 2 Liste des paramètres abiotiques, biotiques et fonctionnels mesurés lors de l'expérimentation menée en mésocosmes et objectifs de ces mesures.	28
Tableau 3 Liste des paramètres mesurés lors des suivis continus, saisonniers et annuels ou bisannuels de terrain et objectifs de ces mesures.	40
Tableau 4 Résultats des modèles (p-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur les paramètres abiotiques.	57
Tableau 5 Résultats des modèles (p-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur les communautés de zooplancton.	61
Tableau 6 Résultats des modèles (p-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur les communautés de macroinvertébrés.	63
Tableau 7 Résultats des modèles (p-values) testant les effets des deux traitements (taux de recouvrement et niveau de nutriment) et de leur interaction sur le fonctionnement des écosystèmes.	66
Tableau 8 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés à l'aide d'une sonde multiparamètre et d'un disque de Secchi. Les valeurs significatives sont en gras.	75
Tableau 9 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres physico-chimiques de l'eau mesurés au laboratoire. Les valeurs significatives sont en gras.	80
Tableau 10 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres physico-chimiques du sédiment. Les valeurs significatives sont en gras.	82
Tableau 11 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres liés à la production primaire pélagique mesurés à l'aide d'un fluoromètre portable. Les valeurs significatives sont en gras.	83
Tableau 12 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les abondances du microphytoplancton et du bactérioplancton mesurés par cytométrie en flux. Les valeurs significatives sont en gras.	86
Tableau 13 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de diversité des communautés bactériennes de l'eau et du sédiment mesurés par séquençage haut-débit. Les valeurs significatives sont en gras.	86
Tableau 14 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de la communauté phytoplanctonique. Les valeurs significatives sont en gras.	92
Tableau 15 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de la communauté de zooplancton. Les valeurs significatives sont en gras.	100
Tableau 16 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les paramètres de la communauté de poisson et les populations de perche franche. Les valeurs significatives sont en gras.	102
Tableau 17 Synthèse des résultats (p-value) des modèles statistiques testant les effets de l'interaction Before-After x Control-Impact sur les métriques isotopiques au niveau des communautés de poissons, des populations de perche franche et des baselines (ressources). Les valeurs significatives sont en gras.	105

FIGURES

Figure 1 Cartographie mondiale de la distribution des centrales photovoltaïques flottantes (n = 643) répertoriées par Nobre et al. (2024) ¹³ . Le nombre de centrales dans chaque pays est proportionnel à la taille du cercle rouge.	8
Figure 2 Caractéristiques du recouvrement des plans d'eau équipés de centrales photovoltaïques flottantes dans le monde : (A) taux de recouvrement global (n = 494), (B) taux de recouvrement par continent et relations entre le taux de recouvrement et la superficie du plan d'eau (C) ou entre le taux de recouvrement et la complexité morphométrique plans d'eau (D) (extrait de Nobre et al. (2024) ¹³). Des lettres différentes indiquent des différences statistiquement significatives. Les lignes noires représentent les relations significatives. Le « Shoreline development » a été calculé pour évaluer la complexité morphologique des plans d'eau à partir du périmètre du lac L et de sa surface A de la manière suivante : $L / 2\sqrt{\pi \cdot A}$	10
Figure 3 Effets écologiques potentiels d'une centrale photovoltaïque flottante (en orange) à travers les différents niveaux d'organisation écologique (en bleu). Ces effets sont supposés être causés par des altérations de la lumière, du vent, de la température, et des restrictions éventuelles d'usage et d'accès à l'écosystème liées à l'exploitation et la maintenance. Extrait de Nobre et al. 2024 ¹⁹ . PVF : photovoltaïque flottant.	12
Figure 4 Évolution annuelle du nombre d'études empiriques portant sur l'effet des centrales photovoltaïques flottantes depuis 2019.	13
Figure 5 (a) Représentation schématique du design expérimental avec les deux traitements : recouvrement en centrales photovoltaïques flottantes (0 %, 25 %, 45 % et 65 %) et ajout de nutriments (niveaux élevés et faibles de nutriments) ; (b) Recouvrement en centrales photovoltaïques flottantes utilisées dans l'expérience ; (c) Vue aérienne de la plate-forme du mésocosme Métatron aquatique, CNRS, Moulis)... ..	26
Figure 6 Plateforme contenant les mésocosmes utilisés dans cette expérimentation (Métatron aquatique, CNRS, Moulis).	26
Figure 7 Chronologie de mise en place et de réalisation de l'expérimentation conduite dans le métatron aquatique (CNRS, Moulis).	27
Figure 8 Concentrations en azote total et de phosphore total (mg/L) au début de l'expérimentation dans les mésocosmes (mai 2023) pour les traitements « niveau élevé de nutriments (High N+P) » et « niveau faible de nutriments Low N+P ».	28
Figure 9 Installation d'un capteur-enregistreur de température dans un mésocosme.	29
Figure 10 Mesure de paramètres physico-chimiques à l'aide d'une sonde multi-paramètre et prélèvement d'eau filtrée dans un mésocosme.	30
Figure 11 Prélèvement de zooplancton dans un mésocosme.	31
Figure 12 Tamisage d'un prélèvement de macroinvertébrés dans un mésocosme.	32
Figure 13 Quantification de la production primaire benthique et macrophytique dans un mésocosme.	33
Figure 14 Prélèvement en vue de la quantification de la concentration en gaz à effet de serre.	34
Figure 15 Préparation et installation des dispositifs pour mesurer la décomposition dans un mésocosme.	35
Figure 16 (A) Carte et exemples de vue aérienne (B) et satellitaire (C) de la zone d'étude des plans d'eau de gravière. Les gravières présentes et étudiées dans le cadre du suivi SEE-Life CNRS sont respectivement représentées en bleu et jaune sur la carte.	36
Figure 17 (A) Carte des plans d'eau de gravière suivis dans le cadre de ce projet et exemples de vue aérienne de deux installations photovoltaïques flottantes étudiées (B et C). Les centrales étudiées sont représentées en violet. Les ronds verts représentent les plans d'eau utilisés comme lacs Contrôle dans la suite des analyses. Les ronds gris représentent le pool régional de lacs suivis également dans ce projet, initialement étudiées en prévision d'installations de centrales.	37
Figure 18 Principe de suivi écologique des plans d'eau de gravière mis en œuvre dans le projet, selon le protocole BACI (Before-After Control-Impact). Les ronds représentent les positions des bouées (cf 2.2.3).	38
Figure 19 ACP résumant les conditions hydromorphologiques (ratio surface:volume du lac, profondeur maximale, périmètre et altitude) dans les 6 lacs de la plaine toulousaine. Les ronds turquoises représentent les lacs Impact et les ronds pourpres, les lacs Contrôle. A, B et C correspondent aux 3 paires.	39
Figure 20 Chronologie du déroulement des suivis expérimentaux et de l'installation des centrales photovoltaïques flottantes du projet.	41
Figure 21 Chaîne verticale de capteurs-enregistreurs de la température, de la lumière et de l'oxygène dissous. Détail d'un miniDOT associé à un WIPER. Téléchargement saisonnier des données.	42

Figure 22 Prélèvement intégré d'eau à l'aide d'une bouteille Van Dorn au-dessus d'une centrale flottante (en haut) en vue des analyses chimiques de l'eau. Relevé des paramètres physico-chimiques de l'eau selon un profil vertical à l'aide d'une sonde multi-paramètres.	44
Figure 23 Prélèvement de sédiment à l'aide d'une benne Ekman en vue des analyses chimiques et biologiques du sédiment.	45
Figure 24 Mesure de la concentration en chlorophylle dans l'eau à l'aide d'un fluoromètre pélagique (à gauche) ; mesure de la biomasse algale fixée sur les flotteurs à l'aide d'un fluoromètre benthique (en haut au centre) et exemples de biofouling sur les flotteurs à l'aide d'un fluoromètre benthique (en haut au centre) et exemples de biofouling sur les flotteurs expérimentaux une fois retournés.	46
Figure 25 Échantillonnage au filet des diatomées pélagiques.	49
Figure 26 Pose et démaillage de filets maillants sous les centrales photovoltaïques flottantes.	51
Figure 27 Échantillonnage et tri des producteurs primaires et consommateurs primaires du réseau trophique en vue des analyses isotopiques.	52
Figure 28 Préparation des dispositifs pour la mesure de la décomposition.	54
Figure 29 Dispositifs de prélèvement et analyses des gaz dissous dans l'eau.	56
Figure 30 Dynamique temporelle de la température quotidienne de l'eau dans les mésocosmes des différents traitements avant et après installation des panneaux solaires.	58
Figure 31 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur (a) la température moyenne journalière de l'eau (°C) et (b) la variabilité journalière de la température de l'eau. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement. Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements (comparaisons post-hoc par paire, $p < 0,05$). WT = water temperature.	58
Figure 32 Dynamique temporelle du niveau d'eau dans les mésocosmes pour les différents traitements pendant l'expérimentation.	59
Figure 33 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le taux d'évaporation. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments). Des lettres différentes indiquent une différence significative entre les traitements (comparaisons post-hoc par paire, $p < 0,05$).	59
Figure 34 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le pH de l'eau. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).	60
Figure 35 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la concentration en (a) azote total, (b) phosphore total et (c) carbone organique dissous. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.	60
Figure 36 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur (a) la richesse et (b) la diversité (indice de Shannon) dans les communautés de zooplancton. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.	61
Figure 37 Distribution des traitements dans les deux premiers axes de l'analyse NMDS (non-metric multidimensional scaling) réalisée sur la communauté de zooplancton. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des ellipses de couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté par des triangles et des cercles, respectivement. Chaque symbole représente un mésocosme.	62
Figure 38 Abondance relative moyenne des taxons de zooplancton dans chaque traitement.	62
Figure 39 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur (a) la richesse et (b) la diversité (indice de Shannon) dans les communautés de macroinvertébrés. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.	63

Figure 40 Distribution des traitements dans les deux premiers axes de l'analyse NMDS (non-metric multidimensional scaling) réalisée sur la communauté de macroinvertébrés. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des ellipses de couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté par des triangles et des cercles, respectivement. Chaque symbole représente un mésocosme.	64
Figure 41 Abondance relative moyenne des taxons de macroinvertébrés dans chaque traitement.	64
Figure 42 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la production primaire pélagique. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).	65
Figure 43 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la production primaire benthique des (a) algues vertes, (b) cyanobactéries et (c) diatomées. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.	66
Figure 44 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur les macrophytes (surface du mésocosme recouverte). Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).	67
Figure 45 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur la concentration en gaz à effet de serre (CO ₂ et en CH ₄). Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.	67
Figure 46 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le métabolisme (GPP – Gross Primary Production et ER – Ecosystem Respiration). Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments) de chaque figure, respectivement.	68
Figure 47 Effets du taux de recouvrement et du niveau de nutriments sur le taux de décomposition. Le traitement du taux de recouvrement est représenté par des couleurs différentes (0 %, 25 %, 45 % et 65 % de clair à foncé, respectivement) et le traitement du niveau de nutriments est représenté à gauche (niveau faible de nutriments) et à droite (niveau élevé de nutriments).	68
Figure 48 Température de l'eau (moyenne quotidienne (°C)) pour chaque paire de plans d'eau avec (bleu, n =3) et sans (violet, n =3) centrales photovoltaïques flottantes entre décembre 2020 et décembre 2023. La colonne verticale en pointillés représente la période d'installation des centrales photovoltaïques flottantes.	69
Figure 49 Température de l'eau (moyenne quotidienne (°C)) dans les plans d'eau avec (bleu, n =3) et sans (violet, n =3) centrales photovoltaïques flottantes entre décembre 2020 à décembre 2023. La ligne verticale en pointillés représente la date à laquelle toutes les centrales photovoltaïques flottantes ont été installées.	70
Figure 50 Température de l'eau (moyenne quotidienne en °C) et distribution de la densité des valeurs dans les plans d'eau avec (bleu, n = 3) et sans (violet, n = 3) centrales photovoltaïques flottantes avant (à gauche) et après (à droite) leur installation.	70
Figure 51 Effet de la température de l'air sur la différence de température de l'eau (moyenne quotidienne en °C) entre les plans d'eau sans centrales photovoltaïques flottantes (témoins) et les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (impact). Les points représentent les différences moyennes observées calculées à partir de chaque paire de plans d'eau.	71
Figure 52 Différence de température de l'eau (moyenne quotidienne en °C) entre les plans d'eau sans centrales photovoltaïques flottantes (témoins) et les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (impact) pour chaque saison. Les lettres différentes indiquent des différences significatives.	72
Figure 53 Température de l'eau (moyenne quotidienne, °C) dans les plans d'eau équipés de centrales photovoltaïques flottantes après l'installation dans les zones non couvertes (bleu clair, gauche) et couvertes (bleu foncé, droite).	72
Figure 54 Photographie subaquatique de la zone couverte par une centrale photovoltaïque flottante et illustrant les effets sur la luminosité dans l'eau.	73

Figure 55 Illustration des effets des centrales photovoltaïques flottantes sur la luminosité dans l'eau dans une zone couverte et une zone non-couverte dans deux plans d'eau gauche et droite, respectivement).	73
Figure 56 Dynamique temporelle de la saturation en oxygène dissous enregistrée par les capteurs en 2023 et 2024 dans les plans d'eau contrôles (haut) et dans les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (bas).	74
Figure 57 Niveau de synchronie (DTW) en 2023 et en 2024 entre les plans d'eau contrôles (bleu), entre les plans d'eau contrôles et les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (violet) et entre les plans d'eau avec centrales photovoltaïques flottantes (vert).	74
Figure 58 Illustration de la structure des données brutes (ici le pH) utilisées dans les analyses statistiques dans les plans d'eau.	75
Figure 59 Comparaison entre les valeurs du pH de l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	76
Figure 60 Comparaison entre les valeurs de conductivité de l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	76
Figure 61 Comparaison entre les valeurs de turbidité de l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	77
Figure 62 Comparaison entre les valeurs de transparence de l'eau (Secchi) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	77
Figure 63 Comparaison entre les concentrations en matière en suspension dans l'eau (Secchi) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	78
Figure 64 Comparaison entre les concentrations en carbone organique total dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	79
Figure 65 Comparaison entre les concentrations en phosphore total dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	79
Figure 66 Comparaison entre les concentrations en azote total dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	80
Figure 67 Comparaison entre les valeurs de perte au feu du sédiment avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	81
Figure 68 Comparaison entre les valeurs du ratio C/N du sédiment avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	82
Figure 69 Illustration de la dynamique des concentrations en microalgues (chlorophylle-a) utilisées dans les analyses statistiques.	83
Figure 70 Comparaison entre les valeurs de la chlorophylle-a dans l'eau avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet)	

centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	84
Figure 71 Comparaison entre les concentrations microphytoplanctoniques (cytométrie) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	85
Figure 72 Comparaison entre les concentrations bactériennes de l'eau (cytométrie) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	86
Figure 73 Comparaison entre la diversité du bactérioplancton (séquençage haut-débit) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	87
Figure 74 Photographies illustrant la colonisation des flotteurs par des biofilms phototrophes. Les flotteurs peuvent aussi servir de support de colonisation par des éponges d'eau douce ou des pontes (droite)...	87
Figure 75 Dynamique temporelle des biomasses benthiques mesurées sur les flotteurs de 2023 à 2025 dans chaque plan d'eau avec centrale photovoltaïque flottante.	88
Figure 76 Photographies prises au microscope électronique à balayage de diatomées échantillonnées dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.	89
Figure 77 Proportion relative de chaque taxon de diatomées dans les trois habitats (benthique, pélagique et flotteurs) dans les périodes chaudes (gauche) et froides (droite).	89
Figure 78 Richesse taxonomique (gauche) et diversité de Shannon (droite) des diatomées dans les trois habitats (benthique, pélagique et flotteurs).	90
Figure 79 Structure des communautés de diatomées (analyse multivariée) dans les trois habitats (benthique, pélagique et flotteurs) et durant les deux périodes analysées (chaudes et froides).....	91
Figure 80 Exemples de microalgues phytoplanctoniques observées dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.	92
Figure 81 Comparaison entre les richesses taxonomiques du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	93
Figure 82 Comparaison entre les densités de cyanobactéries du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	93
Figure 83 Comparaison entre les densités de diatomées du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	94
Figure 84 Comparaisons entre les richesses taxonomiques du phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Chaque panneau représente une saison.....	95
Figure 85 Comparaison entre les compositions des communautés phytoplanctoniques avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante.	95
Figure 86 Composition des communautés de phytoplancton au printemps dans les plans d'eau avec (haut) et sans (bas) centrales photovoltaïques flottantes.	96
Figure 87 Exemples de rotifères observés dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.	97
Figure 88 Exemples de copépodes et de cladocères observés dans les plans d'eau suivis dans ce projet de recherche.....	97
Figure 89 Illustration de la dynamique des abondances totales de zooplancton utilisée dans les analyses statistiques. Chaque couleur correspond à un type de site (contrôle, impact et sites régionaux).	98
Figure 90 Comparaison entre les abondances totales de zooplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	98

Figure 91 Comparaison entre les richesses taxonomiques des communautés de zooplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	99
Figure 92 Comparaison entre les abondances des cladocères avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	99
Figure 93 Comparaison entre les richesses taxonomiques des communautés de poisson avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	100
Figure 94 Comparaison entre les abondances de poissons (BPUE) dans la zone pélagique avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	101
Figure 95 Comparaison entre les tailles (mm) des juvéniles de l'année de perche franche avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	101
Figure 96 Illustration des valeurs des isotopes stables ($\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{13}\text{C}$) obtenues dans un plan d'eau pour les différents compartiments et niveaux trophiques et utilisées pour calculer les différentes métriques. Chaque couleur correspond à un type d'organisme ou groupe d'organismes. Les cercles représentent les poissons et les triangles représentent les ressources trophiques potentielles. BRE : brème commune (<i>Abramis brama</i>), GAR : gardon (<i>Rutilus rutilus</i>), PEF : perche franche (<i>Perca fluviatilis</i>).	103
Figure 97 Comparaisons de la taille de la niche trophique de la communauté de poissons avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	103
Figure 98 Comparaison entre les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des juvéniles de l'année des perches franches avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	104
Figure 99 Comparaison entre les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ du périphyton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional.	104
Figure 100 Comparaison entre les taux de décomposition dans les dispositifs sans maille (a), à maille grossière (b) et à maille fine (c) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante.	106
Figure 101 Comparaison entre les flux benthiques de CO_2 (a) et de CH_4 (b) avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante. Le panneau supplémentaire à droite (gris) représente les valeurs du paramètre testé dans les plans d'eau sans centrale photovoltaïque flottante du pool régional. Les flux sont exprimés en $\text{mmol m}^{-2} \text{ jour}^{-1}$ et ont été log-transformés pour le CH_4 afin d'ajuster la distribution.	107
Figure 102 Évolution temporelle des concentrations de CO_2 ($\mu\text{mol L}^{-1}$) et de CH_4 ($\log(\mu\text{mol L}^{-1} + 1)$) moyennées par catégorie de lacs (contrôle par paire de site, contrôle régional et impact).	108
Figure 103 Distribution des vitesses de transfert (k600) exprimées en cm h^{-1} pour le CH_4 (gauche) et le CO_2 (droite) avant (2021) et après (2022,2024) installation des centrales. Les vitesses de transfert ont été mesurées par la méthode des chambres flottantes en eau libre dans les lacs témoins (Control_noFPV) et dans les lacs équipés (Impact_noFPV) ainsi que sous les panneaux dans les lacs équipés (Impact_FPV).	109

Figure 104 Synthèse des effets des panneaux solaires en interaction avec le niveau d'enrichissement en nutriments mesurés expérimentalement en mésocosmes sur les paramètres physico-chimiques de l'eau, la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème lacustre.	112
Figure 105 Synthèse des conséquences écologiques des centrales photovoltaïques flottantes mesurées empiriquement selon l'approche BACI dans les plans d'eau de gravières.	112
Figure 106 Exemples de l'hétérogénéité des réponses entre les paires de plans d'eau : comparaison de la densité de phytoplancton avant (gauche) et après (droite) installation des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau avec (bleu) et sans (violet) centrale photovoltaïque flottante pour chaque paire de plans d'eau.	113
Figure 107 Exemples des réponses observées avant (gauche) et après (droite) installation de la centrale photovoltaïque flottante de Cintegabelle (bleu) et dans le lac témoin associé (violet) : A) ratio rotifères / copépodes, B) ratio C/N du sédiment, C) chlorophylle a des cyanobactéries et D) carbone organique dissous de l'eau.....	114
Figure 108 Perspectives de dynamiques temporelles potentielles des impacts écologiques des centrales photovoltaïques flottantes dans les plans d'eau de gravières à l'échelle de leur exploitation (30 ans). ..	115

Sigles et acronymes

ADEME : Agence de la transition écologique

BACI : Before-After-Control-Impact

Chl : chlorophylle

CRBE : Centre de Recherche sur la Biodiversité et l'Environnement

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

Ntot : Azote total

OD : Oxygène Dissous

OFB : Office Français de la Biodiversité

Ptot : Phosphore total

PVF : Photovoltaïque Flottant

L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique - , nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, du ministère de l'économie, des finances et de la souveraineté industrielle et numérique et du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



EXPERTISES

Impacts écologiques des centrales solaires flottantes

Le photovoltaïque flottant, en expansion mondiale, est présenté comme une alternative au solaire terrestre, mais dont on connaît très peu les impacts écologiques sur la biodiversité et les écosystèmes aquatiques. Le projet SOLAKE a évalué ses impacts écologiques dans des plans d'eau de gravière avec deux approches : des expérimentations en mésocosmes pour tester les effets isolés ou combinés d'une augmentation du taux de recouvrement par des panneaux (de 0 à 65 % de sa surface) et un suivi *in situ* de 15 gravières, dont 4 équipées de centrales selon un protocole BACI (Before-After Control-Impact). Les résultats en mésocosmes montrent que les panneaux diminuent la température de l'eau et l'évaporation, modifient certaines communautés biologiques et fonctions écologiques, surtout à fort taux de recouvrement. *In situ*, après deux ans post-installation, les centrales réduisent la température de l'eau, la luminosité, les concentrations en nutriments et les émissions de dioxyde de carbone et de méthane, sans effets notables sur la biodiversité et la structure des réseaux trophiques. Les impacts dépendent du contexte, notamment trophique, du milieu. Ces résultats soulignent la nécessité d'un suivi des impacts à long terme et dans divers écosystèmes.

Le développement du photovoltaïque flottant s'accélère à l'échelle mondiale, mais ses impacts écologiques demeurent encore peu documentés.

Le projet SOLAKE apporte des premières données empiriques de ces effets, issues d'un protocole expérimental rigoureux intégrant la biodiversité et le fonctionnement global des écosystèmes aquatiques.

Deux ans après l'installation des centrales commerciales sur des plans d'eau de gravière (Occitanie), les mesures montrent un refroidissement moyen de l'eau de 1,2 °C, une diminution de la luminosité, des concentrations en nutriments particulières et des émissions de méthane et dioxyde de carbone. Les effets sur la biodiversité et les réseaux trophiques apparaissent faibles ou non significatifs à ce stade de la vie des centrales, mais méritent un suivi sur le long terme.