



RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

Campagne 2024

CONSEIL SCIENTIFIQUE
DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LEMAN

RAPPORTS
SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

CAMPAGNE 2024

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2024, 2025

Éditeur

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN – CIPEL
VILLA BARTON, RUE DE LAUSANNE 132 - 1202 GENÈVE

Tél. : 022 365 44 33 (depuis la Suisse)
+41 22 365 44 33 (depuis l'étranger)
E-mail : cipel@cipel.org
Site web : <http://www.cipel.org>

La reproduction partielle de rapports et illustrations publiés dans les « Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman » est autorisée à la condition d'en mentionner la source.

La reproduction intégrale de ce rapport doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT.....	4
RÉSUMÉ EXECUTIF.....	7
EXECUTIVE SUMMARY.....	10
ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES.....	13
1. INTRODUCTION	14
2. MÉTHODES	14
3. PARAMÈTRES PHYSIQUES.....	16
4. PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ASSOCIÉS À L'ACTIVITÉ PHYTOPLANCTONIQUE	19
5. ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET CHLORURES.....	24
PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	46
1. INTRODUCTION	47
2. MÉTHODES	47
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	48
ÉTUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES.....	57
1. INTRODUCTION	58
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	59
3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2024.....	60
4. ÉVOLUTION DEPUIS 2014	62
BIOMASSE CHLOROPHYLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN	66
1. INTRODUCTION	67
2. MÉTHODES	67
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	67
ZOOPLANCTON DU LÉMAN	73
1. INTRODUCTION	75
2. MÉTHODES	75
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	76
RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE.....	83
1. INTRODUCTION	84
2. MÉTHODOLOGIE.....	84
3. RÉSULTATS.....	85
4. CONCLUSION	87
FRAI DU CORÉGONE (<i>COREGONUS SP.</i>) ET DE LA PERCHE (<i>PERCA FLUVIATILIS</i>) DANS LE LÉMAN ...	90
1. CONTEXTE ET OBJECTIF	92
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	92
3. RÉSULTATS.....	97
4. CONCLUSION	101

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT ET DU LÉMAN	105
1. INTRODUCTION	107
2. MÉTHODOLOGIE DE SURVEILLANCE	107
3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS	109
4. SYNTHÈSE ET CONCLUSION	127
ANALYSE DES PFAS DANS LES POISSONS DU LÉMAN.....	145
1. INTRODUCTION	146
2. MÉTHODES DE PRÉLÈVEMENTS ET ANALYSES	146
3. RÉSULTATS DANS LE POISSON ENTIER	147
4. RÉSULTATS DANS LE FILET	150
5. CONCLUSION	155
ÉTENDUE DE LA ZONE HYPOXIQUE AU FOND DU LÉMAN	162
1. INTRODUCTION	164
2. MÉTHODOLOGIE ET ÉCHANTILLONNAGE.....	166
3. VITESSE D'ACQUISITION DES PROFILS, ÉTALONNAGE ET CONTRÔLES DES MESURES	166
4. EXTENSION DE LA ZONE HYPOXIQUE	168
5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	171
VERS UNE MEILLEURE CONNAISSANCE DE L'ÉCOPHYSIOLOGIE DE LA MOULE QUAGGA IMPLANTÉE DANS LE LÉMAN	177
1. INTRODUCTION	178
2. MÉTHODES	179
3. RÉSULTATS.....	182
4. DISCUSSION ET CONCLUSION.....	184
QUEL OBJECTIF PHOSPHORE POUR LE LÉMAN :	
UN CONTRÔLE DÉSORMAIS CLIMATIQUE DES CONDITIONS D'OXYGÈNE AU FOND DU LAC	188
1. INTRODUCTION	190
2. MÉTHODOLOGIE.....	191
3. CONDITIONS D'OXYGÈNE DE RÉFÉRENCES (HISTORIQUE)	193
4. FACTEURS DE CONTRÔLE ET RÔLE DU PHOSPHORE	194
5. L'HYPOXIE DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE FUTUR.....	197
SUIVI DE LA FAUNE MACRO BENTHIQUE DU LITTORAL DU LÉMAN :	
ANALYSE DE LA CAMPAGNE 2024 ET DYNAMIQUE TEMPORELLE.....	220
1. INTRODUCTION	222
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	222
3. RÉSULTATS.....	225
4. DISCUSSION	239
SURVEILLANCE DE LA MOULE QUAGGA DANS LE LÉMAN 2024	245
1. INTRODUCTION	247
2. MÉTHODES	248
3. RÉSULTATS.....	251
4. DISCUSSION	260

DÉVERSEMENTS DES EAUX USÉES PAR TEMPS DE PLUIE SUR LE TERRITOIRE DE LA CIPEL :	
ÉTAT DES LIEUX LÉGAL ET TECHNIQUE.....	263
1. INTRODUCTION	265
2. SYNTHÈSE DU CADRE LÉGAL.....	267
3. ENQUÊTE SUR LES DÉVERSOIRS D'ORAGE.....	279
4. CONCLUSION	295
ERRATUM :	
RAPPORT “PLA’STOCK – ÉTUDE DU STOCK DE MICROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN” ..	304
AUTEURS ET AUTRICES DES RAPPORTS.....	305

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne	46°27' lat. N	6°32' long. E de Greenwich
Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2021) *	372.05 m	maxi : 372.19 (1977) mini : 371.78 (1949)
Longueur des rives **	200.2 km	France : 58.0 km Suisse : 142.2 km Vaud : 102.0 km Valais : 7.6 km Genève : 32.6 km
Superficie du plan d'eau **	580.1 km ²	France : 234.8 km ² Suisse : 345.3 km ² Vaud : 298.0 km ² Valais : 10.6 km ² Genève : 36.7 km ²
Volume moyen	89 milliards m ³ soit 89 km ³	
Débit moyen annuel du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2021) *	183 m ³ /s	maxi (1999) : 227 m ³ /s mini (1976) : 127 m ³ /s
Débit moyen annuel du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2021) *	250 m ³ /s	maxi (1995) : 327 m ³ /s mini (1976) : 166 m ³ /s
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen)	11.3 ans	
Longueur de son axe	72.3 km	
Profondeur maximale	309.7 m	
Profondeur moyenne	152.7 m	

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac

	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Superficie du plan d'eau (km ² / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km ² / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km ³ / %)	89	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	23.3

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

* Données hydrologiques de l'OFEV (Office fédéral de l'environnement)

** Calculs informatiques effectués sur des cartes OFT (Office fédéral de topographie) au 1:25'000

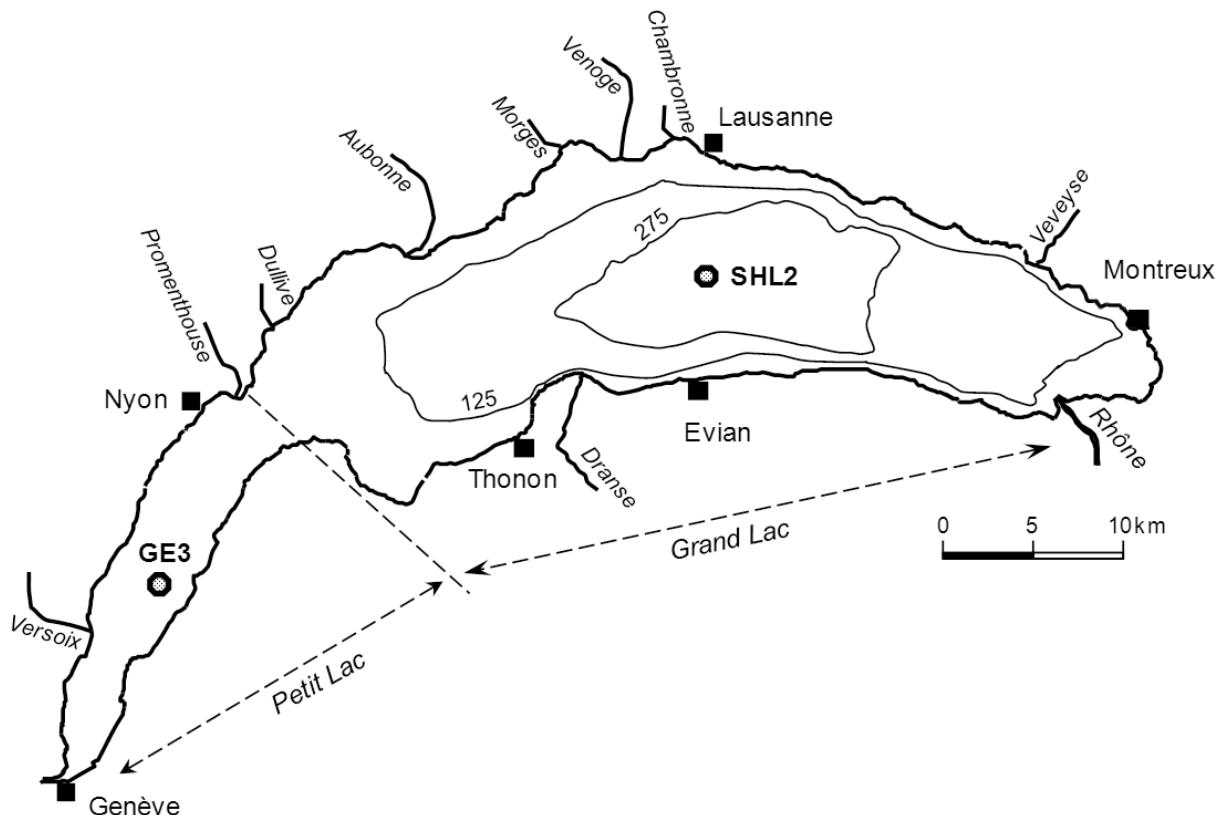


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris)	7'999 km ²	
Surface du bassin versant (sans le lac)	7'419 km ²	France : 893 km ² Suisse : 6'526 km ²
Altitude moyenne	1'670 m	
Altitude maximale (Pointe Dufour)	4'634 m	
Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) *	9.40 %	
Population permanente * *	1'400'847	France (2017) : 168'639 Suisse (2018) : 1'232'208
Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants	Surfaces en eau	7 %
	Surfaces d'habitat et infrastructures	7 %
	Surfaces agricoles utiles (incluant les alpages)	26 %
<i>Source des données :</i> Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009) France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)	Surfaces boisées	31 %
	Surfaces improductives	29 %
La surface agricole utile se répartit de la manière suivante :	62 % d'herbages (dont alpages) 22 % de terres arables 4 % de viticulture 2 % d'arboriculture 10 % de zones agricoles hétérogènes	
<i>Source des données :</i> Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ; Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006		

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(Jusqu'à la frontière franco-suisse ; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

Surface du bassin versant (lac compris)	10'323 km ²	
Altitude moyenne	1'580 m	
Altitude maximale (Mont-Blanc)	4'810 m	
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale)	8.40 %	
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2021) *	339 m ³ /s	Max. (1995) : 434 m ³ /s Min. (1976) : 219 m ³ /s
Population permanente * *	2'255'320	France (2017) : 581'057 Suisse (2018) : 1'674'263

* Données hydrologiques de l'OFEV (Office fédéral de l'environnement)

** Portraits régionaux 2013 et 2020 (année 2012 et 2018) - Office fédéral de la statistique/Recensements de la population 2011 et 2017 - Insee

RÉSUMÉ EXECUTIF

CAMPAGNE 2024

PAR

Le Conseil scientifique de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman

COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN – CIPEL

VILLA BARTON, RUE DE LAUSANNE 132 - 1202 GENÈVE

1. RÉSULTAT DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac ainsi que le suivi biologique sont réalisées au point le plus profond du lac, désigné SHL2. Historiquement, ce site a été choisi comme point de référence en raison de son éloignement de potentielles sources de pollution littorales et de sa localisation à la verticale du point de plus grande profondeur. De ce fait, SHL2 répond à l'exigence requise pour le suivi de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Un deuxième site (GE3), localisé dans le Petit Lac, est par ailleurs suivi par le Service de la surveillance et de la protection des eaux et des milieux aquatiques (SSPMA, Canton de Genève). La synthèse des données obtenues à SHL2 est effectuée annuellement et est complétée par les données du point GE3 tous les six ans. La surveillance des micropolluants est réalisée à SHL2 et à la station « Porte du Scex » sur le Rhône (station 1837 du programme NAWA de l'OFEV).

1.1 ÉVOLUTION DES CONDITIONS PHYSICO-CHIMIQUES ET DES COMPARTIMENTS BIOTIQUES PÉLAGIQUES

L'année 2024 se classe au 5^{ème} rang des années les plus chaudes depuis 1991 à l'échelle locale. Elle est également marquée par un déficit d'ensoleillement.

En raison d'un hiver doux et un réchauffement printanier précoce, le brassage hivernal n'a atteint que 100 m et la température de l'eau au fond du lac (309 m) augmente légèrement aux alentours de 6.3°C et a augmenté de 1.3°C depuis le dernier brassage complet de 2012. Les concentrations en oxygène à 309 m continuent de diminuer lentement et sont inférieures au seuil de 4 mg/L tout au long de l'année. La moyenne annuelle atteint 1.9 mg/L en 2024.

En 2024, les concentrations en phosphore total sont en large diminution par rapport à 2023 (16.9 µgP/L) et la moyenne annuelle atteint 15.6 µgP/L, valeur très proche de l'objectif de 15 µgP/L fixé en 2011 par la CIPEL. La concentration des ions chlorures dans le Léman diminue à nouveau et atteint une moyenne annuelle de 10.8 mg/L.

La distribution et la dynamique de la communauté des picocyanobactéries, révèle des abondances pouvant dépasser 10⁵ cellules/mL en période estivale et 2024 ne fait pas exception avec des pics aux mois de juillet et août. Il est attendu que la proportion de ces petites formes phytoplanctoniques, croisse régulièrement avec la réoligotrophisation de l'écosystème et le réchauffement de ses eaux.

En 2024, le phytoplancton a présenté une dynamique saisonnière marquée, avec des abondances variables en début d'année et la dominance de taxons indicateurs de milieux brassés et oligotrophes (petites diatomées centriques). La communauté printanière est ensuite dominée par une diatomée pennée (*Fragilaria crotonensis*) et en été la communauté est dominée par des espèces indicatrices de milieux oligotrophes et atteint un maximum le 1^{er} juillet, avec une biomasse de 2831 µg/L. À partir de novembre la biomasse diminue fortement et reste stable jusqu'à la fin de l'année. La particularité de l'année 2024 est de présenter une proportion en taxons tolérant les crues la plus élevée de toute la chronique. La biomasse moyenne annuelle (1006 µg/L) est plus faible que la moyenne des dix dernières années (1618 µg/L) et proche de l'objectif proposé par la CIPEL (1000 µg/L). En 2024, la chlorophylle A présentait une moyenne annuelle d'environ 4 µg/L, relativement stable depuis 2018. L'indice de Brettum, donne un état écologique du lac de « bonne » qualité pour l'année 2024 et dépasse pour la première fois l'objectif de la CIPEL.

En 2024, *Eudiaptomus gracilis*, unique représentant des copépodes calanoïdes, demeure le taxon dominant du zooplancton microcrustacéen. Le développement printanier a été observé à partir de la fin du mois de mars et le pic des abondances a été atteint début avril. À l'échelle interannuelle, la communauté microcrustacéenne présente une tendance à la baisse depuis la fin des années 80, en lien avec la réoligotrophisation du lac. Depuis 2020 les valeurs d'abondance sont particulièrement basses mais restent stables à cette faible valeur en 2024. Les effectifs des cladocères carnivores *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* ont encore subi une diminution en 2024, de même que les groupes des cyclopoides et calanoïdes.

Après une année 2023 durant laquelle les larves des mollusques *Dreissena* spp. n'étaient plus observées toute l'année, 2024 marque le retour de la présence de ces larves même pendant l'hiver, témoignage de la présence de la moule quagga, dont la reproduction n'est pas limitée à la période estivale au contraire de sa cousine, la moule zébrée.

L'alimentation des corégones est principalement composée des taxons qui, dans le Léman, voient leur abondance diminuer (*Daphnia*, *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii*). L'analyse du bol alimentaire du corégone en 2024 est atypique en raison d'une forte contribution des daphnies de janvier à juin, ce qui semble marquer la fin de la tendance à la baisse observée au cours de ces dernières années.

La phénologie de la reproduction du corégone pour l'hiver 2023-2024 est plus précoce que celle de l'année précédente et probablement en lien avec une diminution plus rapide des températures de l'eau durant cette saison. La phénologie de reproduction de la perche en 2024 est similaire à 2023 malgré un début de reproduction plus tardif, probablement en lien avec la baisse de température de l'eau suite à des coups de vent. Comme en 2023, l'essentiel des pontes ont eu lieu à 20 m.

1.2 ÉVOLUTION DES TENEURS EN MICROPOLLUANTS ET MÉTAUX DANS LES EAUX (RHÔNE ET LÉMAN)

En 2024, un total de 256 substances a été analysé, incluant pesticides, résidus médicamenteux, substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), métaux et divers composés industriels aux stations SHL2 pour le lac et Porte du Scex pour le Rhône.

Seuls six pesticides ont été quantifiés dans le Rhône à la Porte du Scex, contre 12 en 2023. Les charges annuelles sont estimées à 135 kg, dominées par le glyphosate et son métabolite AMPA. Dans le Léman à SHL2, 27 pesticides et métabolites ont été détectés, sans dépassement des normes légales, ni écotoxicologiques. À SHL2, le 2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine (ADMP), métabolite des herbicides de la famille des sulfonylurées et intermédiaire pour la synthèse de ces mêmes substances a été ajouté au suivi en 2024 et représente jusqu'à 44 % du total des pesticides analysés. Il dépasse systématiquement les concentrations d'AMPA qui était auparavant le pesticide présentant les concentrations les plus importantes. Concernant les résidus médicamenteux, 15 substances ont été quantifiées dans le Rhône, principalement la metformine, son métabolite guanylurée, et la méthénamine. La charge annuelle est estimée à 3 268 kg, ce qui est en baisse par rapport à 2021–2022. Dans le Léman, 21 résidus ont été détectés, toujours dominés par la metformine. Les quatre nouvelles substances ajoutées à la surveillance en 2024 sont retrouvées dans les eaux du Léman : la gabapentine, l'acide valsartan, l'oxypurinol et l'ioméprol. Les PFAS sont aussi nouvellement suivis : sept PFAS ont été détectés dans le Rhône et cinq dans le Léman, mais les concentrations restent faibles. Le PFOS est le congénère le plus récurrent. D'autres substances ont été ajoutées au suivi en 2024 et ont été retrouvées dans tous les échantillons du Léman : la mélamine et l'acide tétrachlorophthalique.

Dans l'ensemble, les résultats montrent une tendance similaire aux années précédentes avec une baisse des concentrations pour certains polluants, comme la guanylurée. Aucun dépassement des critères de qualité environnementale définis par le Centre Ecotox au niveau Suisse n'est observé, ni à la Porte du Scex, ni au milieu du lac. Toutefois, de nouveaux micropolluants ont été ajoutés au suivi et sont détectés à des concentrations préoccupantes. Ces résultats confirment la nécessité de poursuivre la veille scientifique et d'élargir le champ du suivi analytique lorsque de nouvelles substances pertinentes sont identifiées. Ils invitent également à poursuivre les efforts entrepris depuis des années au niveau du bassin versant afin de réduire les apports de micropolluants dans le Léman.

2. ÉTUDES SPÉCIFIQUES

2.1 PFAS DANS LES POISSONS

Une double campagne de prélèvement de poissons du Léman a eu lieu en 2024 à l'occasion de l'inventaire piscicole du Léman et une campagne organisée par les chimistes cantonaux romands. Le rapport exploite les données issues de ces deux campagnes présentant un total de 119 poissons analysés pour la plupart des PFAS entre C4 et C14. Les acides carboxyliques sont fréquemment détectés avec 93 % des échantillons positifs pour les PFAS entre C8 et C14. Toutefois, le PFOS, de la famille des acides sulfoniques, montre des concentrations qui dépassent de plus d'un ordre de grandeur celles des autres composés. Les produits de substitution (GenX, DONA et F53B) n'ont été quantifié dans aucun des échantillons. Sur l'ensemble des filets analysés, des lottes, brochets et truites dépassaient au moins un seuil réglementaire. La comparaison avec les données historiques montre une tendance temporelle à la baisse pour le PFOS, mais une tendance temporelle à l'augmentation dans les filets de perche pour certains PFAS à chaîne longue.

2.2 ZONE HYPOXIQUE

Cette étude confirme le profil incurvé de la zone hypoxique ($< 4\text{mg/L}$) en fonction de la profondeur du lac en étendant la zone d'étude jusqu'aux profondeurs où l'ensemble de la colonne n'est pas en hypoxie. Elle a en outre permis de mettre en évidence que le profil d'incurvation de la zone hypoxique varie d'une année à l'autre et que par conséquent une extrapolation des données SHL2 n'était pas possible. Le volume total du lac en hypoxie en 2024 est de $6.05 \times 10^6 \text{ m}^3$, soit 6.82 % du volume total.

2.3 ÉCOPHYSIOLOGIE DE LA MOULE QUAGGA

Cette étude avait pour objectif de décrire le taux de croissance de la moule quagga en fonction des saisons et des habitats à l'aide d'une approche basée sur la photogrammétrie. Cette étude a pu mettre en évidence que la moule quagga grandit de manière identique quelle que soit la saison ou son habitat. Seule sa taille influence son taux de croissance qui est plus important quand elle est petite.

2.4 PROSPECTIVE PHOSPHORE

Cette étude vise à déterminer les paramètres qui contrôlent aujourd'hui les conditions d'oxygénation des eaux du fond du lac. Malgré la réduction considérable des concentrations de phosphore depuis les années 1980, des épisodes prolongés d'hypoxie persistent dans les eaux profondes du Léman.

Pour identifier les facteurs responsables de cette hypoxie, l'étude s'appuie sur une approche de modélisation en combinant des données limnologiques et paléolimnologiques. Cette approche permet de simuler l'évolution du régime du brassage hivernal du lac à l'horizon 2100 et d'évaluer les conditions d'oxygénation associées à différents scénarios réalisables de concentrations en phosphore et de consommation d'oxygène.

Les résultats montrent que l'hypoxie des eaux profondes est désormais principalement contrôlée par les effets du réchauffement climatique. Même une réduction des concentrations de phosphore jusqu'aux niveaux pré-eutrophisation ne suffirait pas à rétablir une bonne oxygénation. L'étude conclut que le Léman est en transition vers un nouvel état écologique, marqué par une hypoxie structurelle des eaux profondes, où les épisodes d'oxygénation deviendront de plus en plus rares sous l'effet du changement climatique.

2.5 SUIVI DE LA MACROFAUNE INVERTÉBRÉE BENTHIQUE

La campagne de suivi d'août 2024 des macroinvertébrés benthiques du Léman est la première à avoir été menée avec un protocole commun et un échantillonnage synchrone entre le canton de Genève, le canton de Vaud et Thonon Agglomération avec deux stations par région. Les communautés observées sont dominées en abondance par cinq taxons représentant plus de 90 % des individus : 71 % pour trois taxons exotiques (le crustacé *Dikerogammarus*, le gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* et les Dreissènes), et 19 % pour les diptères chironomes et les oligochètes. Malgré une homogénéisation apparente liée à la surabondance d'espèces exotiques, d'importantes différences inter-sites persistent. Les Dreissènes, bien que présentes partout, ne sont dominantes en termes d'abondance qu'à Rivaz et Thonon-les-Bains. La richesse taxonomique varie de 14 à 25 taxons selon les stations, avec une diversité plus élevée dans les stations genevoises. Quelques recommandations de suivi sont proposées sur la base du retour d'expérience de cette analyse.

2.6 SUIVI DE LA MOULE QUAGGA

Au cours de l'été 2024, une deuxième étude portant sur les populations de moules quagga a été menée sur 72 sites du Léman, à la suite d'une première campagne en 2022. Les résultats obtenus à l'issue du suivi mené en 2024 mettent en évidence une augmentation significative de la longueur des coquilles, en comparaison avec les résultats du suivi de 2022. En revanche, les résultats obtenus en 2024 ne montrent pas de tendance à l'augmentation de la population de moules quagga par rapport à 2022. Le suivi à plus long terme permettra de préciser la tendance. Pour l'instant, le rythme de ce suivi est fixé à 2 ans avec une prochaine campagne prévue en 2026.

2.7 DÉVERSOIRS D'ORAGE

Ce travail propose une synthèse du cadre légal en vigueur sur les déversements d'eaux usées en France et en Suisse et sur les futures réformes à venir. Une enquête a aussi été réalisée auprès des 62 stations d'épuration ayant une capacité nominale supérieure à 10'000 équivalent-habitants (EH). L'objectif était de dénombrer les déversoirs d'orage (DO) de plus de 2'000 EH situés sur le territoire CIPEL ainsi que d'obtenir des données sur leur niveau d'équipement en appareils d'autosurveillance, leur position, leurs déversements et leur entretien. Cette étude a identifié un écart important en matière de cadre législatif entre la France et la Suisse, le premier étant plus contraignant. Les résultats ont également montré que les objectifs de la recommandation de la CIPEL de 2019 sont majoritairement atteints en France et ne le sont pas en Suisse. Par ailleurs, 377 DO ont pu être identifiés et 350 ont été localisés, permettant ainsi de réaliser la première carte des DO à l'échelle du territoire de la CIPEL.

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAIGN 2024

BY

The Scientific council of the international commission for the protection of Lake Geneva waters

INTERNATIONAL COMMISSION FOR GENEVA LAKE PROTECTION – CIPEL

VILLA BARTON, RUE DE LAUSANNE 132 - 1202 GENÈVE

1. RESULTS OF THE MONITORING PROGRAM

Physicochemical analysis of lake water and biological monitoring are undertaken at the deepest point of the lake, designated SHL2. Historically, this site was chosen as a reference point due to its distance from potential sources of littoral pollution and its location directly above the deepest point. As a result, SHL2 meets the requirements for monitoring under the European Water Framework Directive. A second site (GE3), located in the Petit Lac, is also monitored by the Service de la surveillance et de la protection des eaux et des milieux aquatiques (SSPMA, Canton of Geneva). The data obtained at SHL2 is summarized annually and supplemented by data from GE3 every six years. Micropollutants are monitored at SHL2 and at the “Porte du Scex” station on the Rhône (station 1837 of the OFEV NAWA program).

1.1 CHANGES IN PHYSICAL AND CHEMICAL CONDITIONS AND PELAGIC BIOTIC COMPARTMENTS

The year 2024 ranks fifth among the warmest years since 1991 at the local level. It was also marked by a deficit in sunshine.

Due to a soft winter and early spring warming, winter mixing only reached 100 m and the water temperature at the bottom of the lake (309 m) has risen slightly to around 6.3 °C, an increase of 1.3 °C since the last complete mixing in 2012. Oxygen concentrations at 309 m continue to decline slowly and remain below the threshold of 4 mg/L throughout the year. The annual average reaches 1.9 mg/L in 2024.

In 2024, total phosphorus concentrations are significantly lower than in 2023 (16.9 µgP/L) and the annual average reaches 15.6 µgP/L, very close to the target of 15 µgP/L set in 2011 by CIPEL. The concentration of chloride ions in Lake Geneva will decrease again, reaching an annual average of 10.8 mg/L.

The distribution and dynamics of the picocyanobacteria community reveal abundances that can exceed 105 cells/mL in the summer, and 2024 was no exception, with peaks in July and August. The proportion of these small phytoplankton forms is expected to grow steadily with the re-oligotrophication of the ecosystem and warmer waters.

In 2024, phytoplankton exhibited pronounced seasonal dynamics, with variable abundances at the beginning of the year and the dominance of taxa characteristic of mixed and oligotrophic environments (small centric diatoms). The spring community was then dominated by a pennate diatom (*Fragilaria crotonensis*), and in summer the community was dominated by species indicative of oligotrophic environments, reaching a maximum on July 1st (2831 µg/L). Starting in November, biomass declined sharply and remained stable until the end of the year. The distinctive feature of 2024 is that it has the highest proportion of flood-tolerant taxa in the entire record. The average annual biomass (1006 µg/L) is lower than the average for the last ten years (1618 µg/L) and close to the target proposed by CIPEL (1000 µg/L). In 2024, chlorophyll A had an annual average of around 4 µg/L, which has been relatively stable since 2018. The Brettum index gives the lake a “good” ecological status for 2024, exceeding the CIPEL target for the first time.

In 2024, *Eudiaptomus gracilis*, the only representation of calanoid copepods, remains the dominant taxon of microcrustacean zooplankton. Spring development was observed from the end of March, with peak abundance reached in early April. On an interannual scale, the microcrustacean community has been declining since the late 1980s, in line with the lake's re-eutrophication. Since 2020, abundance values have been particularly low but remain stable at this low level in 2024. The numbers of the carnivorous cladocerans *Bythotrephes longimanus* and *Leptodora kindtii* declined further in 2024, as did the cyclopoids and calanoids.

In 2023 in which *Dreissena* spp. mollusk larvae were no longer observed throughout the year, 2024 was marked by the return of these larvae, even during the winter, indicating the presence of the quagga mussel, whose reproduction is not limited to the summer period, unlike its cousin, the zebra mussel.

The diet of whitefish consists mainly of taxa that are becoming less abundant in Lake Geneva (*Daphnia*, *Bythotrephes longimanus*, and *Leptodora kindtii*). Analysis of the whitefish digestive tract in 2024 is atypical due to a high contribution from daphnia from January to June, which seems to mark the end of the downward trend observed in recent years.

The spawning phenology of whitefish for the winter of 2023-2024 is earlier than in the previous year and is probably linked to a more rapid decrease in water temperatures during this season. The spawning phenology of perch in 2024 is similar to 2023 despite a later start to spawning, probably linked to the drop in water temperature following strong winds. As in 2023, most spawning took place at 20 m.

1.2 TRENDS IN MICROPOLLUTANT AND METAL CONTENT IN WATER (RHÔNE RIVER AND GENEVA LAKE)

In 2024, a total of 256 substances were analyzed, including pesticides, drug residues, per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), metals, and various industrial compounds at the SHL2 stations for the lake and Porte du Scex for the Rhône.

Only six pesticides were quantified in the Rhône at Porte du Scex, compared with 12 in 2023. Annual loads are estimated at 135 kg, dominated by glyphosate and its metabolite AMPA. In Lake Geneva at SHL2, 27 pesticides and metabolites were detected, without exceeding legal or ecotoxicological standards. At SHL2, 2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine (ADMP), a metabolite of sulfonylurea herbicides and an intermediate in the synthesis of these same substances, was added to the monitoring program in 2024 and accounts for up to 44 % of the total pesticides analyzed. It consistently exceeds the concentrations of AMPA, which was previously the pesticide with the highest concentrations. Regarding drug residues, 15 substances were quantified in the Rhône, mainly metformin, its metabolite guanylurea, and methenamine. The annual load is estimated at 3,268 kg, which is down from 2021–2022. In Lake Geneva, 21 residues were detected, still dominated by metformin. The four new substances added to the monitoring program in 2024 were found in Lake Geneva: gabapentin, valsartan acid, oxypurinol, and iomeprol. PFAS are also newly monitored: seven PFAS were detected in the Rhône and five in Lake Geneva, but concentrations remain low. PFOS is the most common congener. Other substances were added to the monitoring program in 2024 and were found in all samples from Lake Geneva: melamine and tetrachlorophthalic acid.

Overall, the results show a similar trend to previous years, with a decrease in concentrations for certain pollutants, such as guanylurea. No exceedances of the environmental quality criteria defined by the Ecotox Center at the Swiss level were observed, either at the Porte du Scex or in the middle of the lake. However, new micropollutants have been added to the monitoring program and are being detected at concentrations that give cause for concern. These results confirm the need to continue scientific monitoring and to broaden the scope of analytical monitoring when new relevant substances are identified. They also call for the continuation of efforts undertaken for many years at the watershed level to reduce the input of micropollutants into Lake Geneva.

2. SPECIFIC STUDIES

2.1 PFAS IN FISH

A double sampling campaign of fish from Lake Geneva took place in 2024 as part of the Lake Geneva fish inventory and a campaign organized by the cantonal chemists of French-speaking Switzerland. The report uses data from these two campaigns, presenting a total of 119 fish analyzed for most PFAS between C4 and C14. Carboxylic acids are frequently detected, with 93 % of samples testing positive for PFAS between C8 and C14. However, PFOS, from the sulfonic acid family, shows concentrations that exceed those of other compounds by more than an order of magnitude. Substitute products (GenX, DONA, and F53B) were not quantified in any of the samples. Of all the nets analyzed, burbot, pike, and trout exceeded at least one regulatory threshold. Comparison with historical data shows a downward trend over time for PFOS, but an upward trend over time in perch nets for certain long-chain PFAS.

2.2 HYPOXIC ZONE

This study confirms the curved profile of the hypoxic zone (< 4 mg/L) as a function of lake depth by extending the study area to depths where the entire column is not hypoxic. It also showed that the curved profile of the hypoxic zone varies from year to year and that, as a result, it was not possible to extrapolate the SHL2 data. The total volume of the lake in hypoxia in 2024 is 6.05×10^6 m³, or 6.82 % of the total volume.

2.3 ECOPHYSIOLOGY OF THE QUAGGA MUSSEL

The aim of this study was to describe the growth rate of the quagga mussel according to season and habitat using a photogrammetry-based approach. The study showed that the quagga mussel grows at the same rate regardless of the season or habitat. Only its size influences its growth rate, which is higher when it is small.

2.4 PHOSPHORUS FORECAST

This study aims to determine the parameters that currently control oxygenation conditions in the lake's bottom waters. Despite a considerable reduction in phosphorus concentrations since the 1980s, prolonged episodes of hypoxia persist in the deep waters of Lake Geneva.

To identify the factors responsible for this hypoxia, the study uses a modeling approach combining limnological and paleolimnological data. This approach makes it possible to simulate the evolution of the lake's winter mixing regime by 2100 and to assess the oxygenation conditions associated with different realistic scenarios of phosphorus concentrations and oxygen consumption.

The results show that deep-water hypoxia is now mainly controlled by the effects of global warming. Even a reduction in phosphorus concentrations to pre-eutrophication levels would not be sufficient to restore good oxygenation. The study concludes that Lake Geneva is transitioning to a new ecological state, marked by structural hypoxia in deep waters, where episodes of oxygenation will become increasingly rare as a result of climate change.

2.5 MONITORING OF BENTHIC INVERTEBRATE MACROFAUNA

The August -2024 monitoring campaign of benthic macroinvertebrates in Lake Geneva is the first to have been conducted using a common protocol and synchronized sampling between the cantons of Geneva and Vaud and the Thonon Agglomeration, with two stations per region. The communities observed are dominated in abundance by five taxa representing more than 90 % of individuals: 71 % for three exotic taxa (the crustacean *Dikerogammarus*, the gastropod *Potamopyrgus antipodarum*, and the Dreissena mussels), and 19 % for chironomid diptera and oligochaetes. Despite apparent homogenization due to the overabundance of exotic species, significant differences between sites persist. Dreissenids, although present everywhere, are only dominant in terms of abundance in Rivaz and Thonon-les-Bains. Taxonomic richness varies from 14 to 25 taxa depending on the site, with higher diversity in the Geneva sites. A few monitoring recommendations are proposed based on the feedback from this analysis.

2.6 MONITORING OF THE QUAGGA MUSSEL

During the summer of 2024, a second study of quagga mussel populations was conducted at 72 sites in Lake Geneva, following an initial campaign in 2022. The results obtained from the 2024 monitoring show a significant increase in shell length compared to the results of the 2022 monitoring. However, the results obtained in 2024 do not show an upward trend in the quagga mussel population compared to 2022. Longer-term monitoring will help clarify the trend. For the time being, the monitoring cycle has been set at two years, with the next campaign scheduled for 2026.

2.7 STORMWATER OVERFLOWS

This study provides an overview of the current legal framework governing wastewater discharges in France and Switzerland and future reforms. A survey was also conducted among 62 wastewater treatment plants with a nominal capacity of more than 10,000 population equivalents (PE). The aim was to count the number of storm overflows (SO) with a capacity of more than 2,000 PE located in the CIPEL territory and to obtain data on their level of equipment in terms of self-monitoring devices, their location, their discharges, and their maintenance. This study identified a significant difference in the legislative framework between France and Switzerland, with the former being more restrictive. The results also showed that the objectives of the 2019 CIPEL recommendation have been largely achieved in France but not in Switzerland. In addition, 377 DO were identified and 350 were located, enabling the first map of DO to be produced for the entire CIPEL territory.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA AND METEOROLOGICAL DATA

CAMPAGNE 2024

PAR

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRAE, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

Bien que 2024 ait été l'année la plus chaude jamais enregistrée au niveau mondial (+ 1.6 °C par rapport à l'ère préindustrielle), elle ne figure qu'au 5^e rang des températures de l'air mesurées autour du Léman. La couche de surface (0 - 10 m) a connu un hiver exceptionnellement doux, un déficit d'ensoleillement et un réchauffement printanier précoce. Une anomalie thermique mensuelle maximale de + 3.6 °C par rapport à la médiane historique a été enregistrée en mai.

Les conditions météorologiques de l'hiver 2024, caractérisées par des températures douces, n'ont permis qu'un brassage partiel jusqu'à 100 m (campagne du 20 février). En l'absence de brassage complet et d'apports d'eau suffisamment froides de surface vers le fond, la température au fond est restée entre 6.3 °C et 6.4 °C (+ 1.3 °C depuis le dernier brassage complet de 2012). De même, l'absence de brassage complet a empêché la recharge en oxygène dans les couches profondes du lac. Les concentrations en oxygène dissous au fond varient faiblement de 1.2 à 2.9 mgO₂/L, la limite réglementaire de 4 mg/L étant atteinte qu'à partir d'une profondeur d'environ 265 m.

En 2024, les concentrations moyennes annuelles en phosphore total et en orthophosphates sont respectivement de 15.6 µgP/L et de 12.8 µgP/L. La concentration moyenne en nitrate est de 0.54 mgN/L, de nouveau en dessous du seuil de 5.6 mgN/L exigé par l'ordonnance sur la protection des eaux suisse.

La concentration des ions chlorures dans le Léman baisse de nouveau en 2024. La concentration moyenne annuelle de 2024 s'élève à 10.43 mg/L.

ABSTRACT

Although 2024 was the warmest year on record globally (+ 1.6 °C above the pre-industrial era), it ranks only fifth in terms of air temperatures measured around Lake Geneva. The surface layer (0 - 10 m) experienced an exceptionally mild winter, a deficit in solar radiation, and an early spring warming, with a maximum monthly anomaly in May of +3.6 °C relative to the historical median.

Winter 2024 conditions allowed only partial mixing down to 100 m (campaign of 20 February), maintaining bottom-water temperatures between 6.3 °C and 6.4 °C (+ 1.3 °C since the last full mixing in 2012). Dissolved oxygen at depth varied only slightly, from 1.2 to 2.9 mg/L, with the regulatory threshold of 4 mg/L reached only at around 265 m.

Over the course of 2024, the annual mean concentrations of total phosphorus and orthophosphate were 15.6 µgP/L and 12.8 µgP/L, respectively. Nitrate levels averaged 0.54 mgN/L, once again falling below the Swiss Water Protection Ordinance limit of 5.6 mgN/L, while chloride concentrations declined to an annual mean of 10.43 mg/L.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman réalisé dans le Grand Lac à la station SHL2 en 2024, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphates, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, et transparence).

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2024 (température de l'air, pluviométrie, ensoleillement, rayonnement global et vents) est intégré à ce rapport et figure en Annexe 5. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRAE (Figure 1).

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman fournies par l'Observatoire OLA (Observatoire des Lacs Alpins) pour la période 1973-2024 (SOERE OLA-IS 2024).

2. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la Figure 1. La station SHL2, qui fait l'objet de ce rapport, est située au centre du Grand Lac entre Évian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (- 309.7 m).

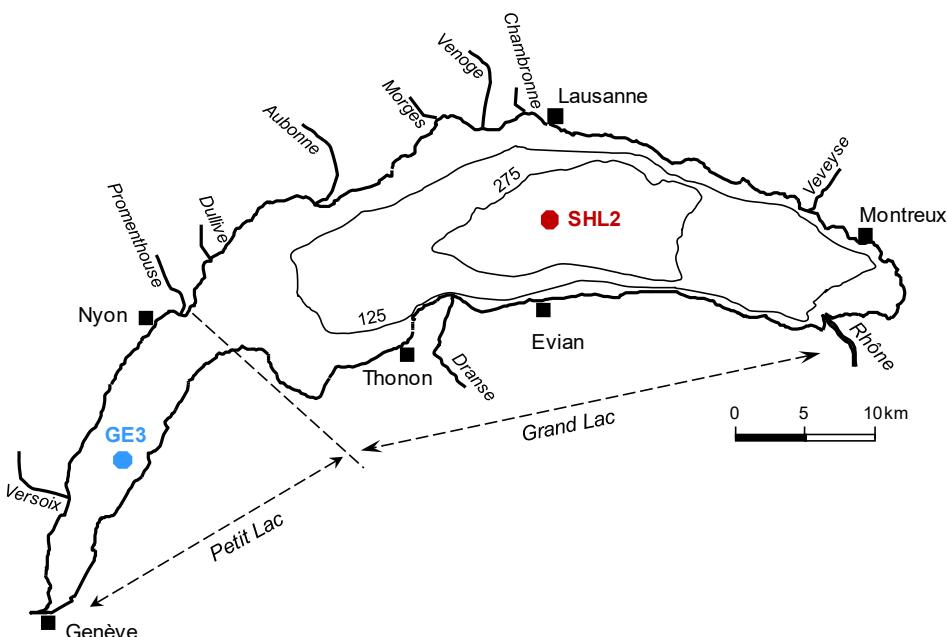


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour le suivi de la CIPEL sur le Léman.

Figure 1 : Location of the sampling stations for the CIPEL monitoring of Lake Geneva.

Le point SHL2 a été sélectionné pour surveiller l'évolution à long terme de la qualité physico-chimique du Grand Lac en raison de sa localisation dans la zone pélagique, moins impactée directement par les activités littorales localisées qui contribuent à l'hétérogénéité spatiale des conditions physico-chimiques (ports, rivières...). De plus, ce point se situe au niveau de la zone la plus profonde du lac, et permet ainsi d'échantillonner l'intégralité de la colonne d'eau jusqu'à 309 m de profondeur.

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 : 0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 ; 30 ; 35 ; 50 ; 100 ; 150 ; 200 ; 250 ; 275 ; 290 ; 300 ; 305 et 309 m. Les stocks et concentrations moyennes pondérées des éléments chimiques sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes 2 et 3).

La fréquence d'échantillonnage est ajustée en fonction des conditions météorologiques requises pour la navigation ainsi que du cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac évoluent rapidement, la fréquence du suivi est plus importante. Elle suit le plan suivant : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense.

En 2024, il y a eu 18 campagnes de prélèvements, réparties selon les dates indiquées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement, Léman - Grand Lac (SHL2).

Table 1 : Dates of the sampling - Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	2024-01-25	10	2024-07-01
2	2024-02-20	11	2024-07-15
3	2024-03-13	12	2024-08-06
4	2024-03-26	13	2024-09-03
5	2024-04-08	14	2024-09-23
6	2024-04-24	15	2024-10-21
7	2024-05-13	16	2024-11-05
8	2024-05-28	17	2024-11-26
9	2024-06-18	18	2024-12-17

Les mesures « *in situ* » et les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARRTEL INRAE USMB de Thonon-les-Bains (Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Limniques : Unité Mixte de Recherche associant l'INRAE et l'Université de Savoie Mont Blanc). Lors de chaque prélèvement, une sonde de pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique un écart moyen d'un mètre par rapport à la profondeur théorique. Ces écarts, qui varient entre 0 et 5 m, sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par la plateforme d'analyse chimique de l'Observatoire des grands Lacs (OLA) à Thonon-les-Bains. Les méthodes analytiques utilisées sont conformes aux normes de qualité de l'eau normalisées AFNOR et sont comparées par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de fidélité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'Annexe 4.

Lors de chaque campagne, les conditions météorologiques (aspect de l'eau, état de surface, température de l'air, pression atmosphérique, hygrométrie, nébulosité, ensoleillement, direction et vitesse du vent) et la transparence de l'eau sont notées au moment de prélèvements. Les profils verticaux de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a* *in vivo* avec une résolution de 0.1 m sont également réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergée CTD-90M (Sea & Sun Technology GmbH).

3. PARAMÈTRES PHYSIQUES

3.1 BRASSAGE HIVERNAL ET STRATIFICATION EN 2024

En 2024, le brassage hivernal est demeuré partiel pour la douzième année consécutive. La profondeur maximale d'homogénéisation thermique, observée lors de la campagne du 20 février, a été de 100 m (Figure 2a-c).

La température des eaux profondes est restée stable entre 6.3 °C et 6.4 °C tout au long de l'année. Ce brassage partiel ne compense pas la consommation chimique et biologique en oxygène et ne permet pas de réoxygénérer l'hypolimnion : la limite réglementaire de 4 mgO₂/L est atteinte vers 265 m (Figure 2c). La concentration en oxygène dissous mesurée au fond a varié de 1.2 mgO₂/L à 2.9 mgO₂/L, soit un niveau comparable à celui de 2023, ne respectant pas ainsi la limite réglementaire.

À partir du mois de mars, l'instauration de la stratification thermique a favorisé l'activité phytoplanctonique.

La stratification estivale maximale est observée le 6 août avec une température maximale des eaux de surface de 25.8 °C.

La déstratification, marquée par l'enfoncement de la thermocline, a débuté le 23 septembre, entraînant une diminution de l'oxygène dans le métalimnion due à l'activité microbienne (Figure 2b).

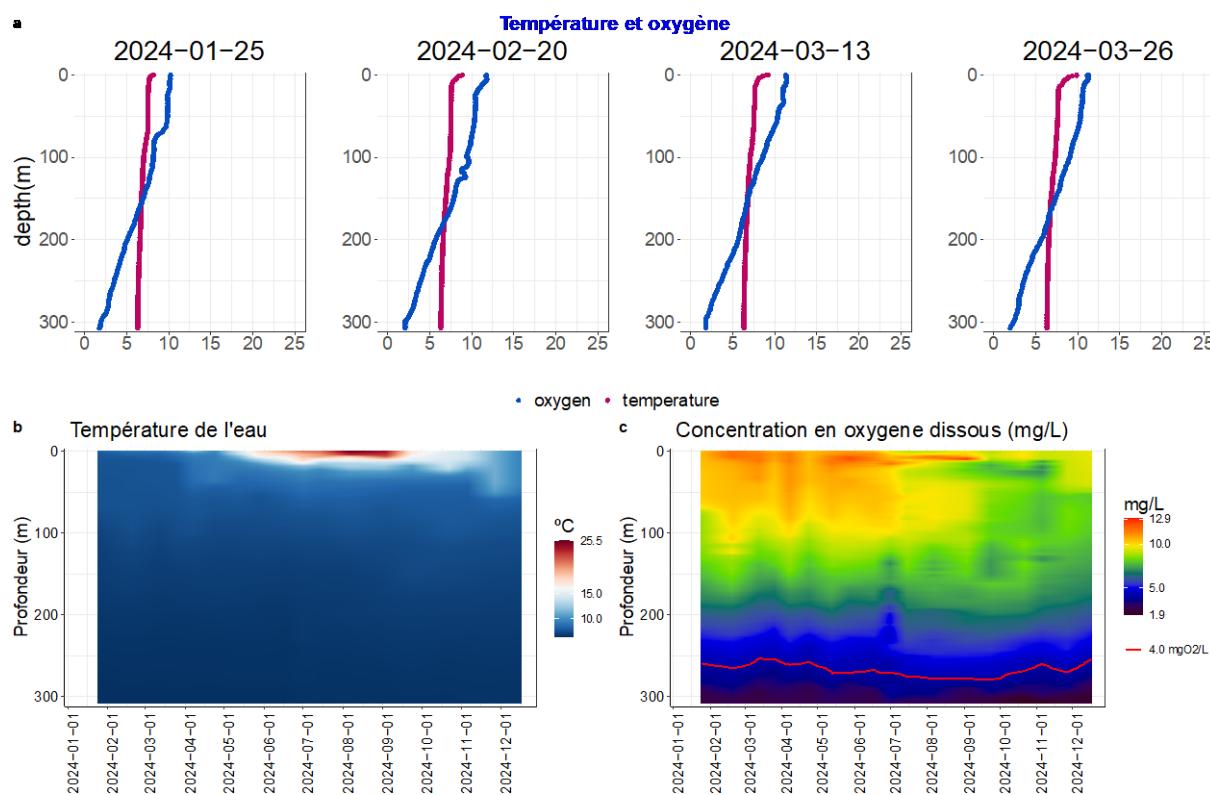


Figure 2 : Les profils verticaux de température et d'oxygène pour a) les trois premiers mois de l'année, b) la température de l'eau en 2024, c) la concentration en oxygène dissous. Les couleurs beige, blanche et grise indiquent respectivement l'épilimnion, la thermocline et l'hypolimnion.

Figure 2 : Vertical profiles of temperature and oxygen for a) the first three months of the year, b) water temperature in 2024, c) dissolved oxygen concentration. The beige, white, and grey colors indicate the epilimnion, thermocline, and hypolimnion, respectively.

3.2 VARIABILITÉ ANNUELLE ET INTER-ANNUELLE DE LA TEMPÉRATURE DE L'EAU

En 2024, la température moyenne mondiale de l'air a atteint 1.60 °C au-dessus du niveau préindustriel 1850–1900, faisant de cette année la plus chaude jamais enregistrée depuis 1850 selon le Copernicus Climate Change Service. À l'échelle locale (moyenne inter-stations Genève-Cointrin, Changins, Pully, Thonon-INRAE), la température annuelle 2024 se classe au 5^e rang de la série chronologique 1991 - 2024 (Annexe 5, Tableau 1.2).

Malgré un déficit d'ensoleillement en 2024 par rapport à 2022 - 2023, la température moyenne de la couche 0 - 10 m est demeurée très élevée. Pour la plupart des mois, elle dépasse la distribution mensuelle historique (1973 - 2023) : en hiver, au printemps et en automne, l'écart à la médiane varie de + 1.1 °C à + 3.6 °C (mai 2024) ; en été, elle reste dans la partie haute de l'intervalle interquartile du boxplot (Figure 3).

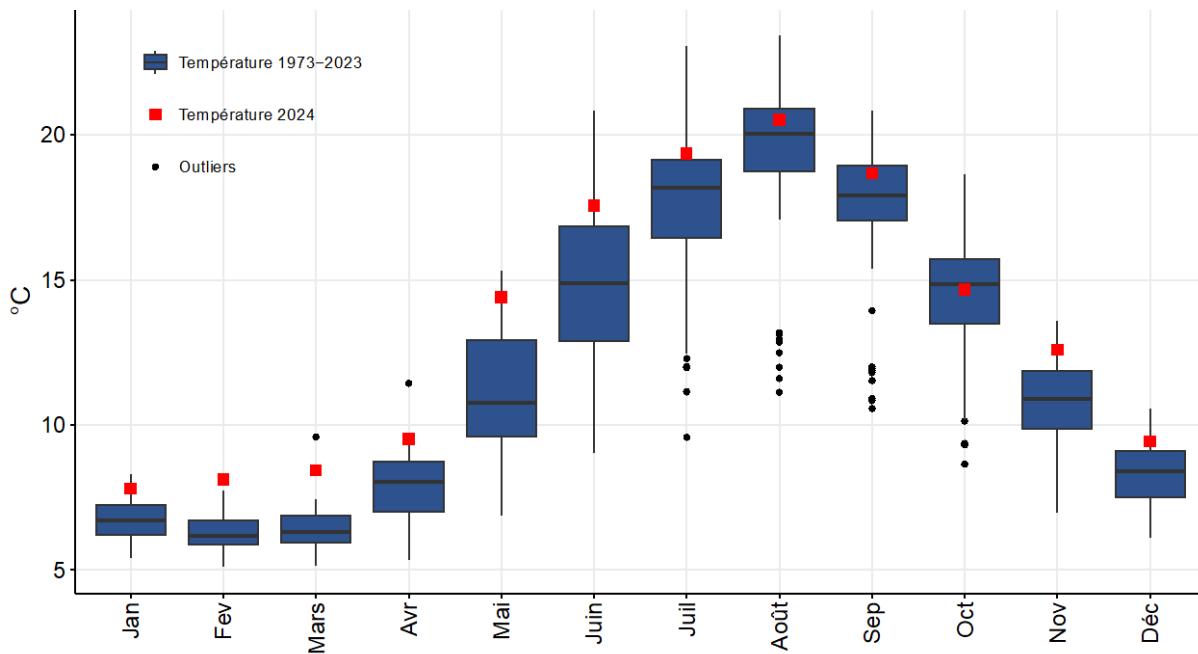


Figure 3 : Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche (0-10m) 1973-2023 (boxplot) et 2024 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 3 : Monthly average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 – 2023 (boxplot) and in 2024 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

La Figure 4 compare l'évolution interannuelle des températures moyennes à 5 m et 309 m, révélant une amplitude beaucoup plus forte dans la couche de surface. Depuis 1973, la température annuelle moyenne de la couche 0 - 10 m suit une tendance de réchauffement significative ($p < 0.005$), culminant à 13.4 °C en 2024, soit 0.2 °C de moins qu'en 2023. En parallèle, l'absence de brassage hivernal complet explique l'augmentation de la température des eaux profondes. La température des eaux profondes est restée stable entre 6.3 °C et 6.4 °C tout au long de l'année et les moyennes annuelles sont passées de 5.1 °C en 2012 à 6.4 °C en 2024 (+ 1.3 °C sur 12 ans).

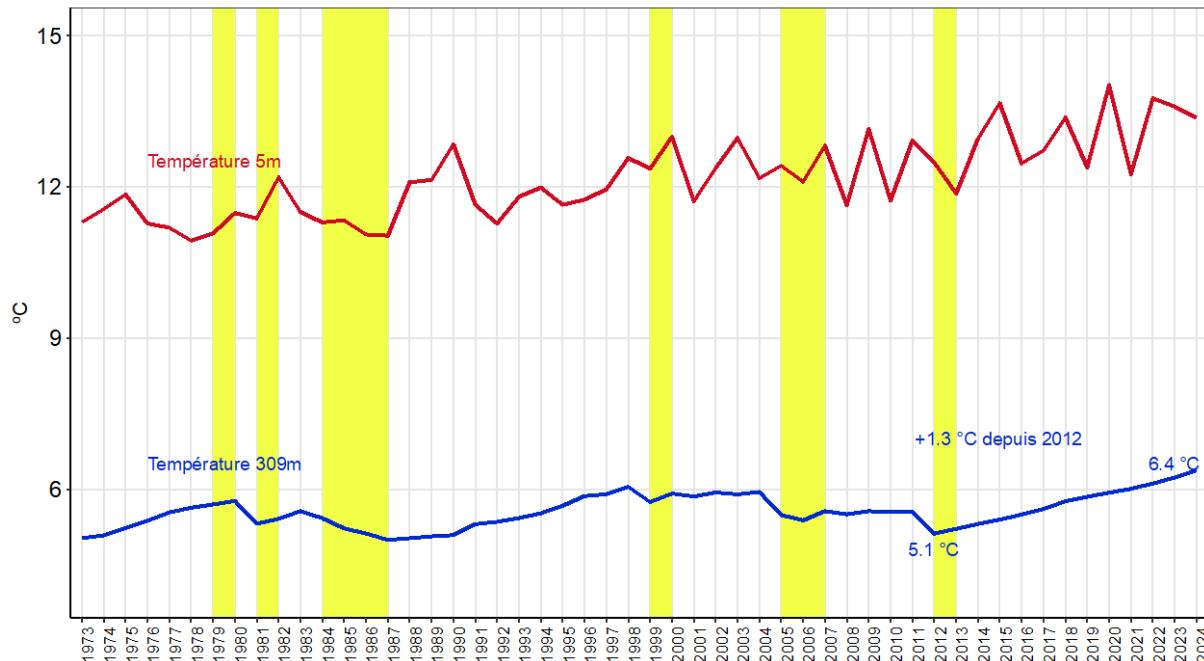


Figure 4 : Évolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 5 et 309 m de 1973 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les hivers qui ont conduit à une homogénéisation de la colonne d'eau (soit par l'effet de mélange convective ou d'écoulements de densité).

Figure 4 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 5 and 309 m from 1973 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent winters when the water column has been homogenised (due to convective mixing and density currents).

4. PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ASSOCIÉS A L'ACTIVITÉ PHYTOPLANCTONIQUE

4.1 TRANSPARENCE DE L'EAU

En hiver 2024, la transparence maximale atteinte le 25 janvier est de 13.2 m (Figure 5a). Dès le 20 février, elle chute brutalement à 4.65 m, en lien avec une reprise précoce de l'activité phytoplanctonique favorisée par un hiver exceptionnellement doux et un début de stratification (Figure 2a).

Ensuite, ces biomasses phytoplanctoniques sont broutées par le zooplancton (Rasconi, Perney, Rimet, ce rapport). Par conséquent, la phase des eaux claires a été observée avec une augmentation exceptionnelle de la transparence de l'eau à 13.2 m le 8 avril 2024.

Après cette date, la transparence demeure élevée jusqu'à mi-mai, puis décline progressivement pour rester faible tout l'été. Sur la dernière partie de l'année, elle augmente progressivement et atteint 12.6 m le 17 décembre 2024 (Figure 5a).

La Figure 5b présente la dynamique interannuelle par saison : la transparence hivernale, toujours supérieure à celle des autres saisons, montre une tendance à la baisse significative, attribuable à une activité phytoplanctonique hivernale croissante et à l'augmentation de la biomasse algale (Anneville et al. 2008). Aucune tendance n'apparaît pour le printemps, l'été ou l'automne.

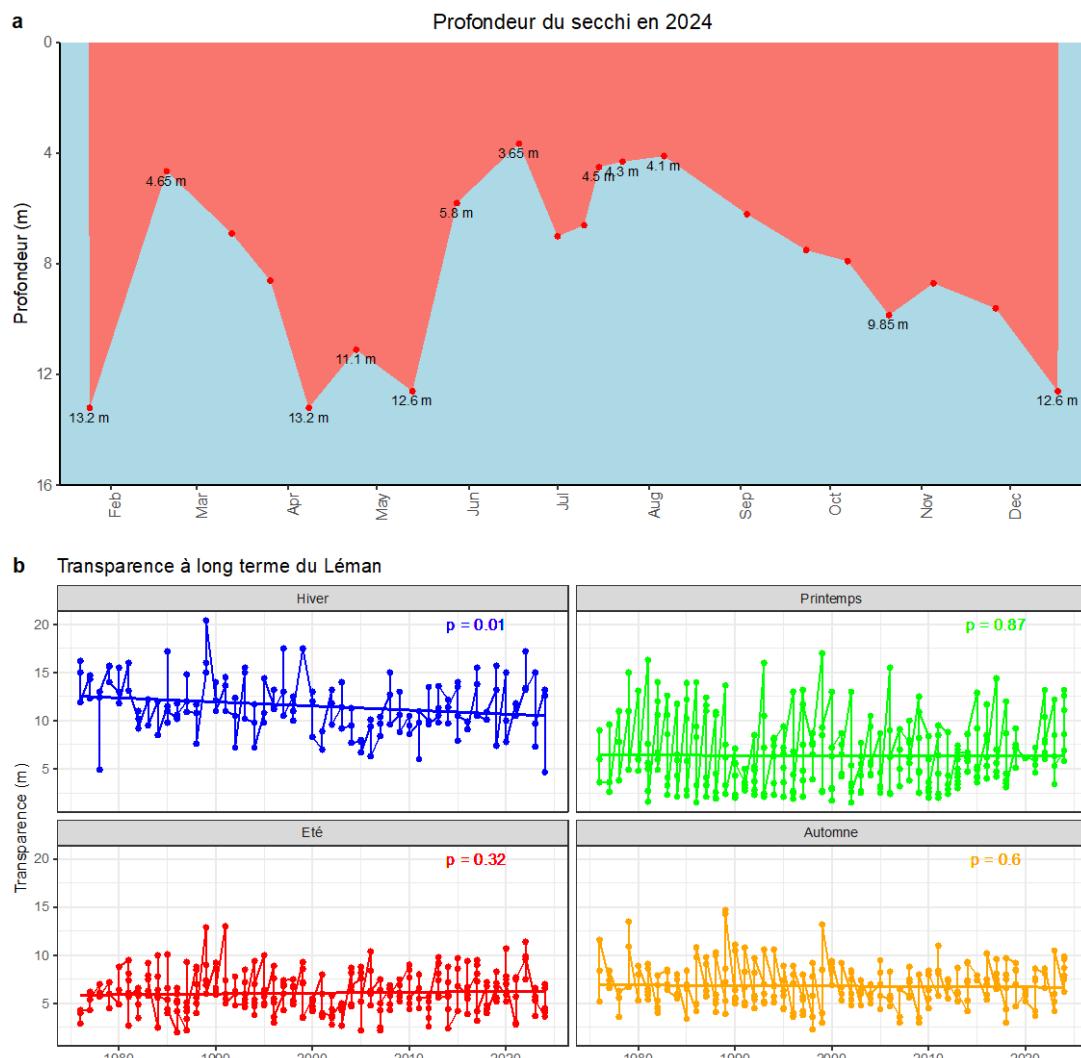


Figure 5 : Transparence de l'eau (a) en 2024 et (b) à long terme du Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 5 : Water transparency (a) in 2024 and (b) long term, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.2 PH

La Figure 6 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. Le pH est aux alentours de 8 dans la couche de surface lors du mélange hivernal. En présence des conditions propices (lumière et température), l'augmentation de l'activité phytoplanctonique provoque une augmentation du pH à 8.3 dès le 20 mars 2024. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO₂ lors de la photosynthèse. Durant l'été, le pH reste élevé dans les dix premiers mètres entre 8.6 et 8.8. Le pH reste élevé et atteint la valeur maximale de 8.9 le 20 septembre 2024. Le pH diminue progressivement par la suite et le pic du pH s'enfonce en raison de la déstratification de la masse d'eau et de la diminution de l'activité phytoplanctonique (Figure 6).

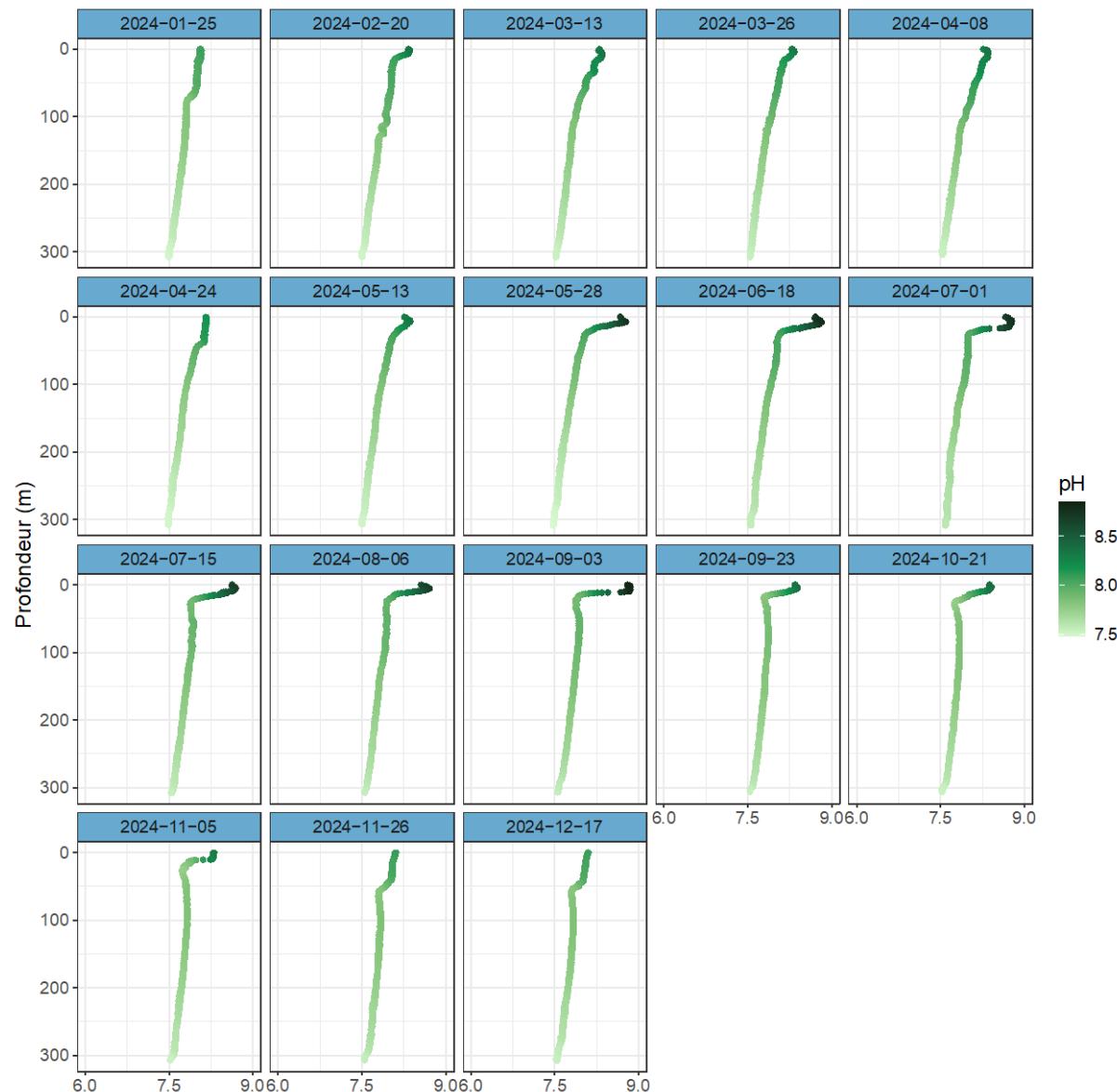


Figure 6 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 6 : Vertical profiles of pH, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.3 OXYGÈNE DISSOUS

La Figure 7 montre l'évolution des profils de saturation en oxygène dans la colonne d'eau du lac entre 0 et 30 m.

L'activité phytoplanctonique printanière engendre une sursaturation en oxygène à la surface qui atteint un pic de 127 % à 6.5 m le 28 mai 2024. Par la suite, l'oxygène dissous dans la couche d'eau superficielle reste en sursaturation jusqu'à l'été. La valeur maximale est observée en début de l'automne de 145 % à 9.6 m le 3 septembre. Par la suite, l'oxygène dans la couche 0 - 30 m diminue progressivement à cause de la baisse de l'activité photosynthétique avec l'arrivée de la période hivernale. Cette diminution peut aussi résulter de la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau profondes appauvries, en raison de l'activité bactérienne, ainsi que du dégazage vers l'atmosphère, induit par le rééquilibrage des gradients de saturation. Durant cette période, l'enfoncement de la thermocline se met en place. La diminution des concentrations en oxygène dissous de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers la couche d'eau plus profonde est observée avec un minimum d'environ 85 % entre 0 et 30 m durant le reste de l'année.

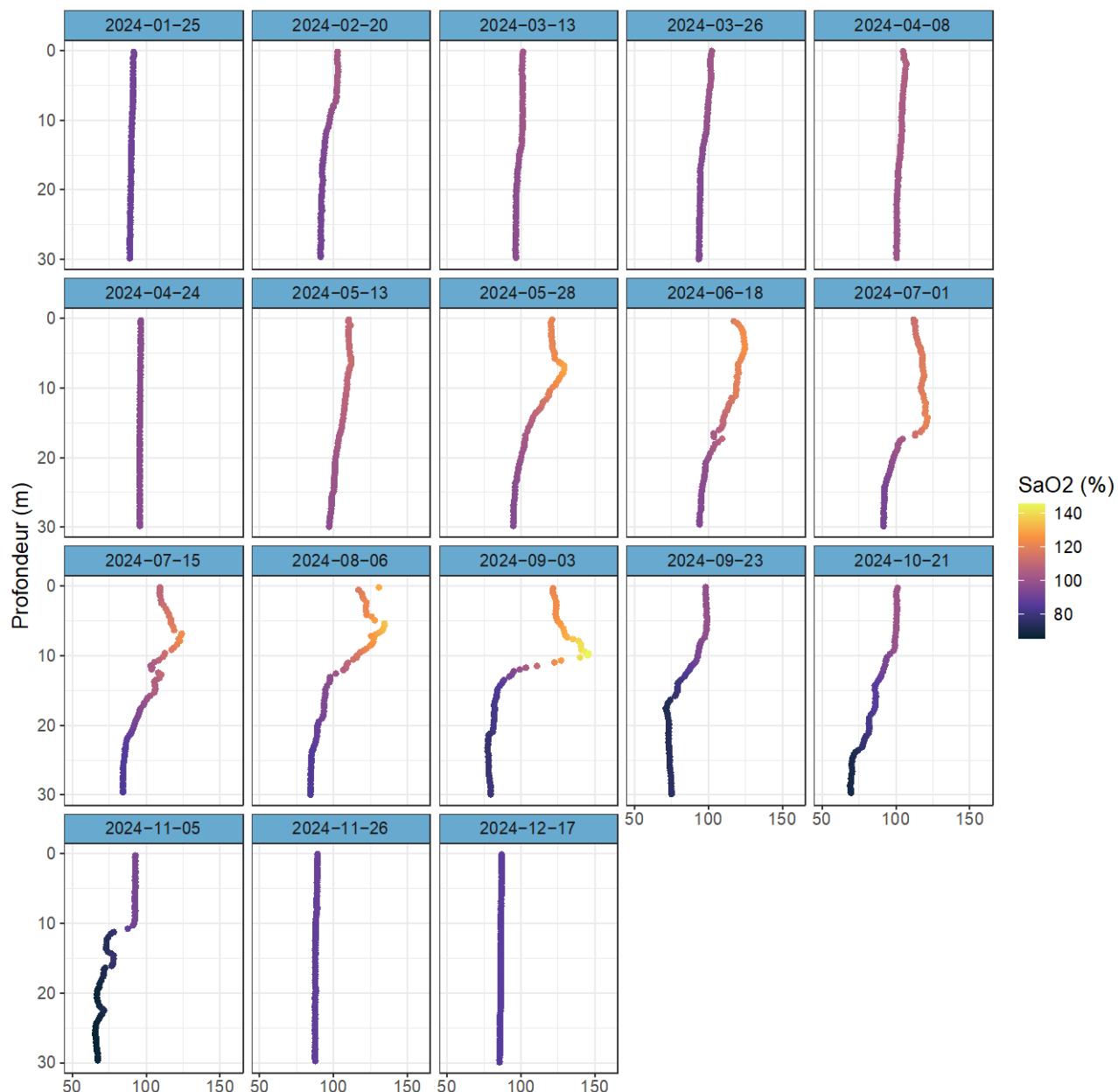


Figure 7 : Saturation en oxygène dissous entre 0 et 30 m de la colonne d'eau, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : Saturation of dissolved oxygen between 0 and 30 m of lake's water column, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

En 2024, à l'issue de ce brassage partiel, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est de 1.5 mgO₂/L. Cette concentration est inférieure à la valeur minimale de 4 mgO₂/L relative aux exigences de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux).

Les concentrations demeurent inférieures au seuil de 4 mgO₂/L toute au long de l'année 2024 pour les eaux profondes (Figure 8). La variabilité de l'oxygène au fond en 2024 reste plus faible par rapport aux autres années : 1.2 mg/L (minimum), 1.9 mg/L (moyenne) et 2.9 mg/L (maximum).

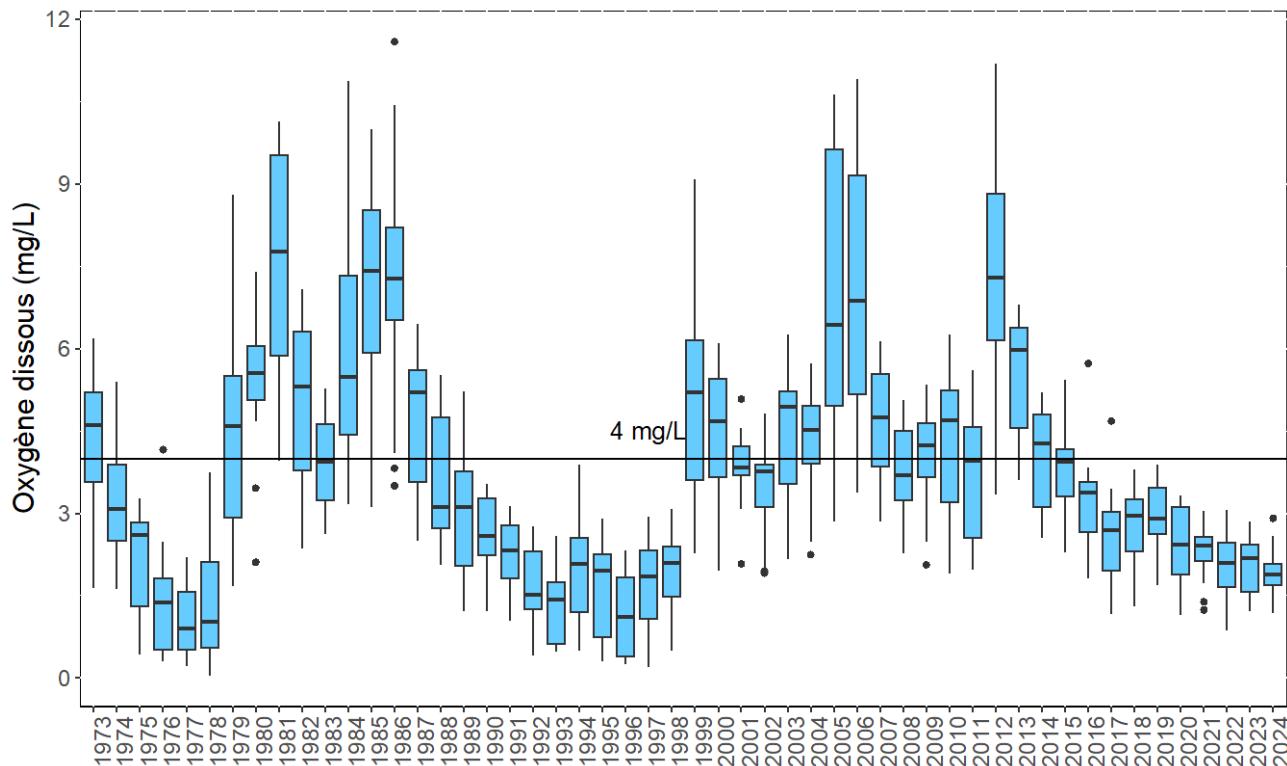


Figure 8 : Évolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux à 309 m de 1972 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2).
 Figure 8 : Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.4 MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire dans la couche d'eau superficielle au centre du lac est en partie composée de cellules phytoplanctoniques, qui peut être utilisé avec précaution comme indicateur indirect de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Les concentrations en carbone organique particulaire (COP) correspondent donc essentiellement à la quantité en carbone contenue dans l'ensemble du phytoplancton. Les concentrations en carbone, azote organique particulaire et phosphore total particulaire sont présentées dans la Figure 9.

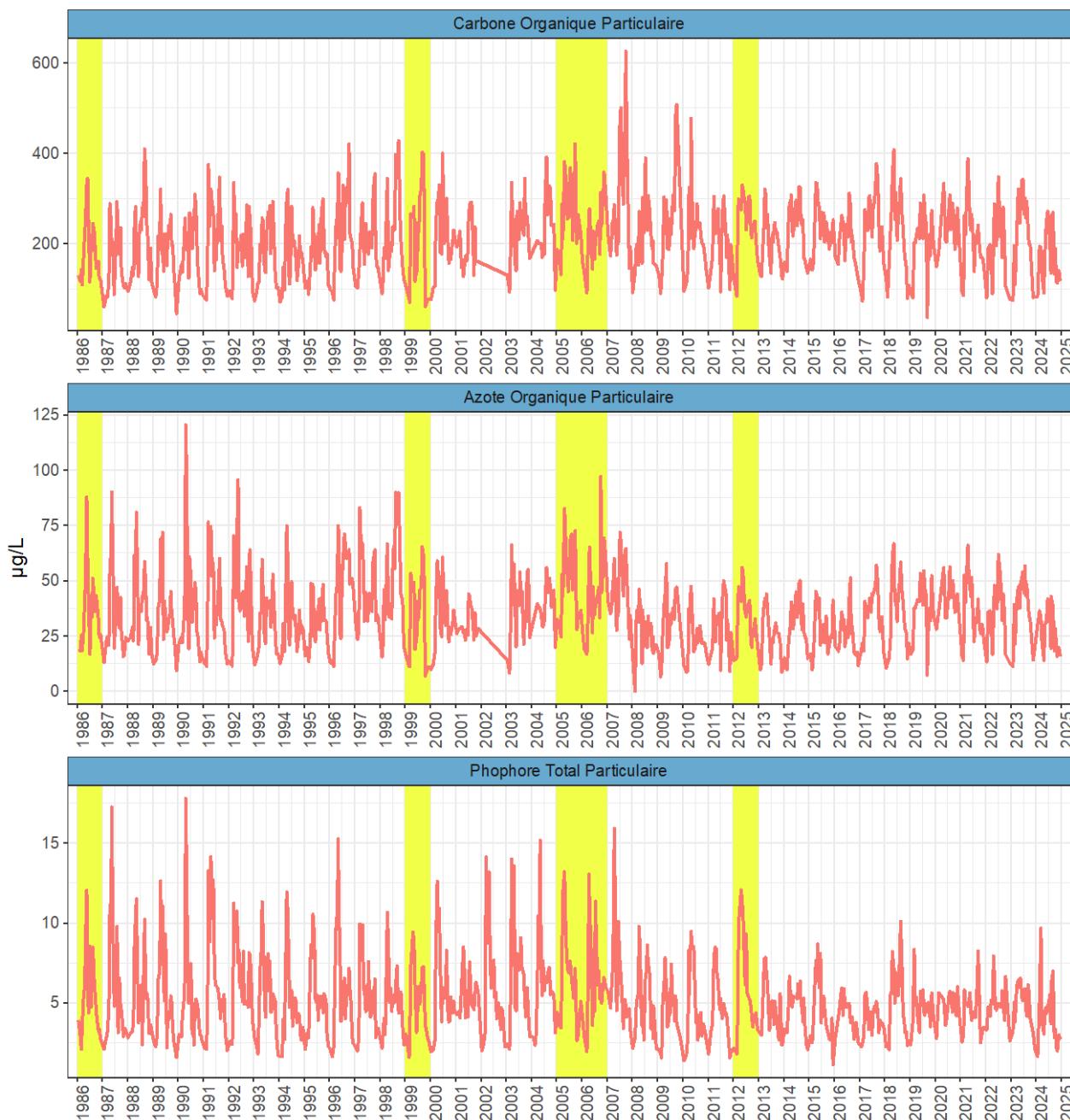


Figure 9 : Évolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche 0 - 20 m de 1986 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2) : a) Carbone organique particulaire, b) Azote organique particulaire, c) Phosphore total particulaire.

Figure 9 : Temporal change in particulate matter concentrations in the 0 - 20 m layer from 1986 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) : a) Particulate organic carbon, b) Particulate organic nitrogen, c) Particulate total phosphorus.

5. ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET CHLORURES

5.1 PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATES

En 2024, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total estimée sur l'ensemble du grand lac est de 15.6 µgP/L, soit une baisse de 1.3 µgP/L par rapport à l'année 2023 (Figure 10). La concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates est de 12.8 µgP/L en 2024, soit une baisse de 0.2 µgP/L par rapport à l'année 2023.

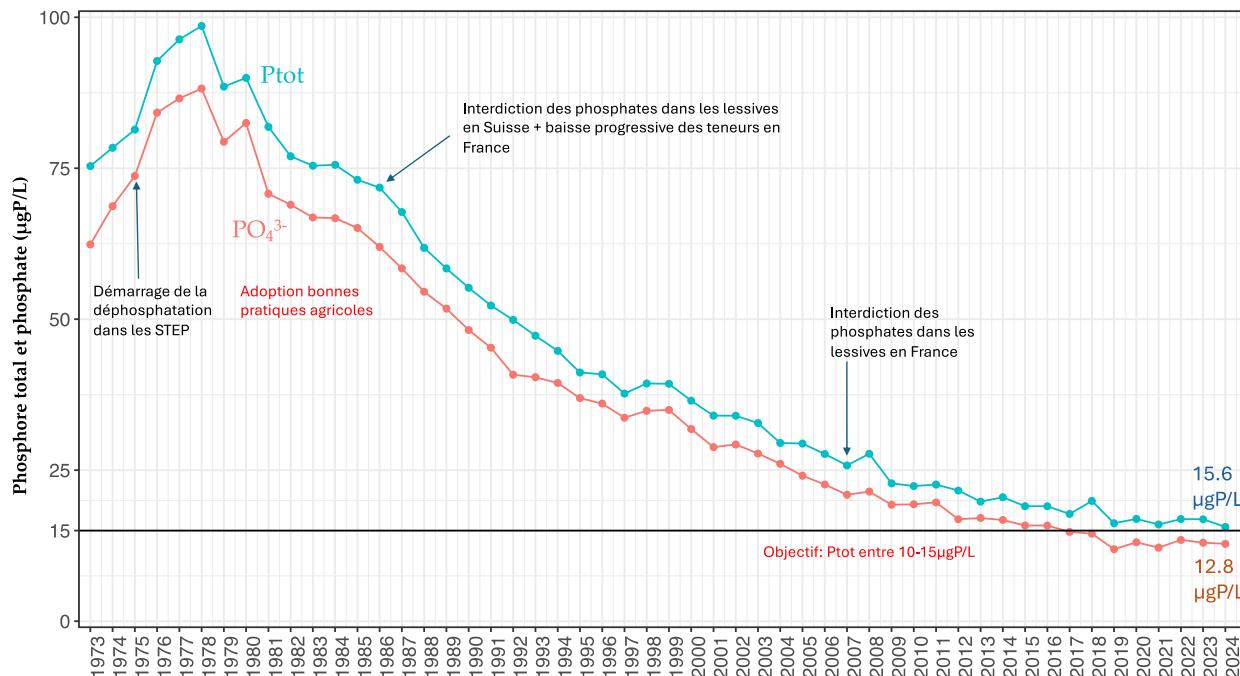


Figure 10 : Évolution de la concentration moyenne annuelle pondérée des orthophosphates et de phosphore total estimée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 10 : Long-term change in weighted mean annual total concentration of orthophosphate and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La concentration en phosphore est considérée comme limitante pour la croissance phytoplanctonique à partir de 10 µgP/L et critique à partir de 3 µgP/L (Sas, 1989 ; Reynolds, 1997). L'absence du brassage complet depuis 2012 a fortement contribué à l'appauvrissement du phosphore de la couche de surface, zone arbitrant l'activité phytoplanctonique.

En 2023, les concentrations en phosphore dissous étaient inférieures à 10 µgP/L jusqu'à 100 m (Figure 11). Par conséquence, le brassage hivernal de 2024 qui s'est étendu jusqu'à seulement 100 m, n'a pu permettre la fertilisation de la couche euphotique. Ainsi, en 2024, le phosphore dissous disponible pour la production primaire était extrêmement faible jusqu'à 100 m et les concentrations inférieures ou égales à 3 µgP/L atteignent régulièrement 50 m (Figure 11.B). Un tel appauvrissement dépasse donc les préconisations visant à réduire la prolifération des espèces connues pour leurs efflorescences dans le Léman (Anneville et al. 2001). Et, les processus physiques qui ont contribué au maintien de biomasses phytoplanctoniques soutenues (Anneville et al. 2001) dont certains peuvent remobiliser les nutriments jusqu'à 90 m (Lemmin 1998), sont probablement aujourd'hui devenus inefficaces, expliquant ainsi les fortes modifications observées en 2024 dans la communauté phytoplanctonique en termes de composition et d'abondance (Rimet, ce rapport). Ces dernières années, la distribution verticale des concentrations en phosphore présente un profil très différent de celui observé lors du dernier bloom de *P. rubescens* en 2017 ou lors des efflorescences régulières de *Mougeotia* au début des années 2000 et en 2015 (Figure 11.A).

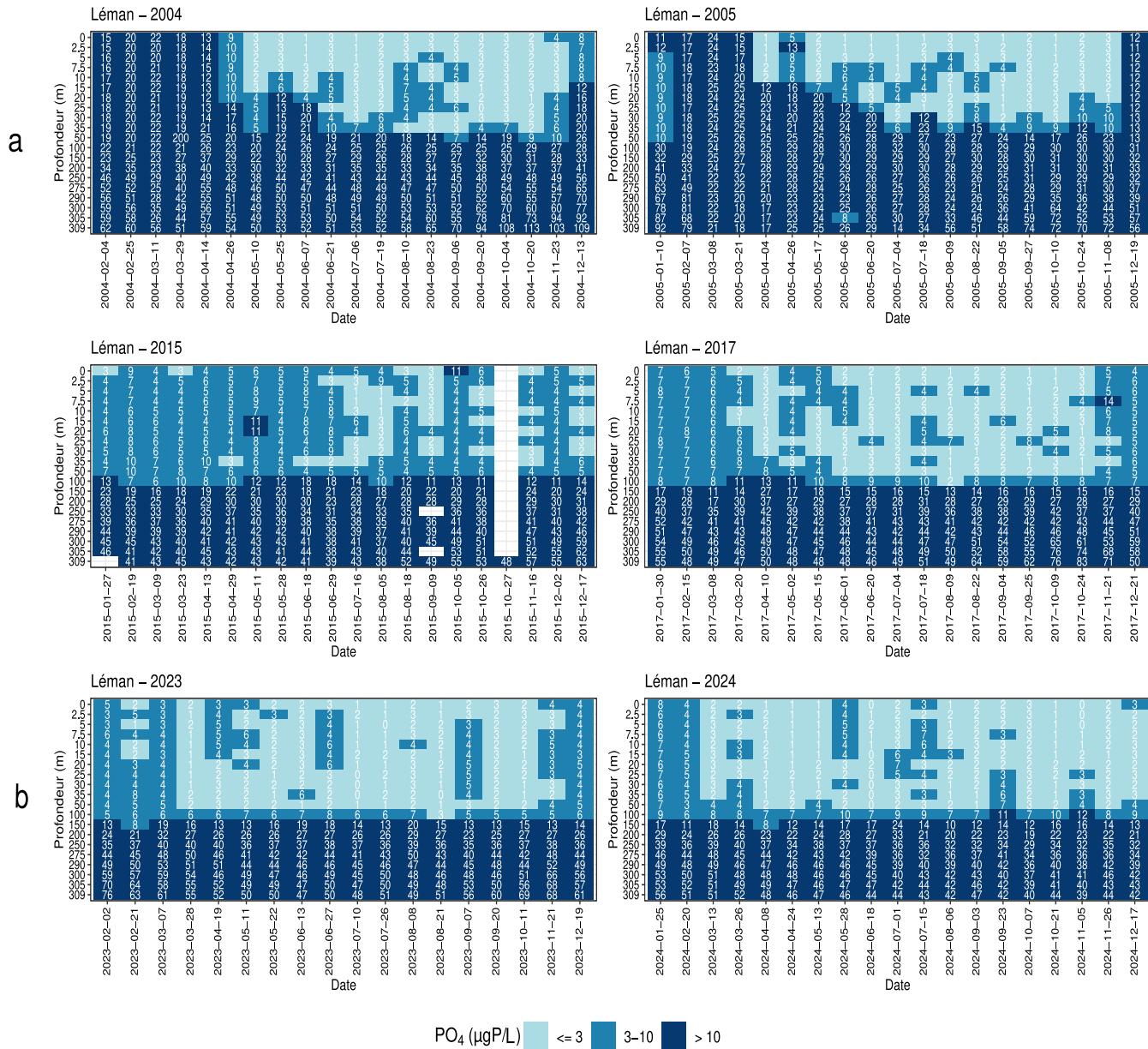


Figure 11 : Distribution des concentrations en orthophosphates pour les années suivantes a) : 2004, 2005 et 2015 (efflorescences de *Mougeotia*), 2017 (bloom de *Planktothrix rubescens*), ainsi que b) 2023 et 2024 (deux années récentes).

Figure 11 : Distribution of orthophosphate concentrations for the following years a) : 2004, 2005, and 2015 (associated with *Mougeotia* blooms), 2017 (*Planktothrix rubescens* bloom), and b) 2023 and 2024 (two recent years).

5.2 AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

L'azote nitrique ou nitrate est un élément nutritif essentiel au développement des micro-organismes photosynthétiques.

En 2024, la concentration pondérée moyenne d'azote total a atteint 729 µgN/L, en hausse par rapport aux 702 µgN/L de 2023. Parallèlement, la teneur en nitrates est redescendue à 544 µgN/L (contre 570 µgN/L en 2023), se situant largement sous le seuil de 5.6 mgN/L fixé par l'Ordonnance sur la protection des eaux suisse (Figure 12).

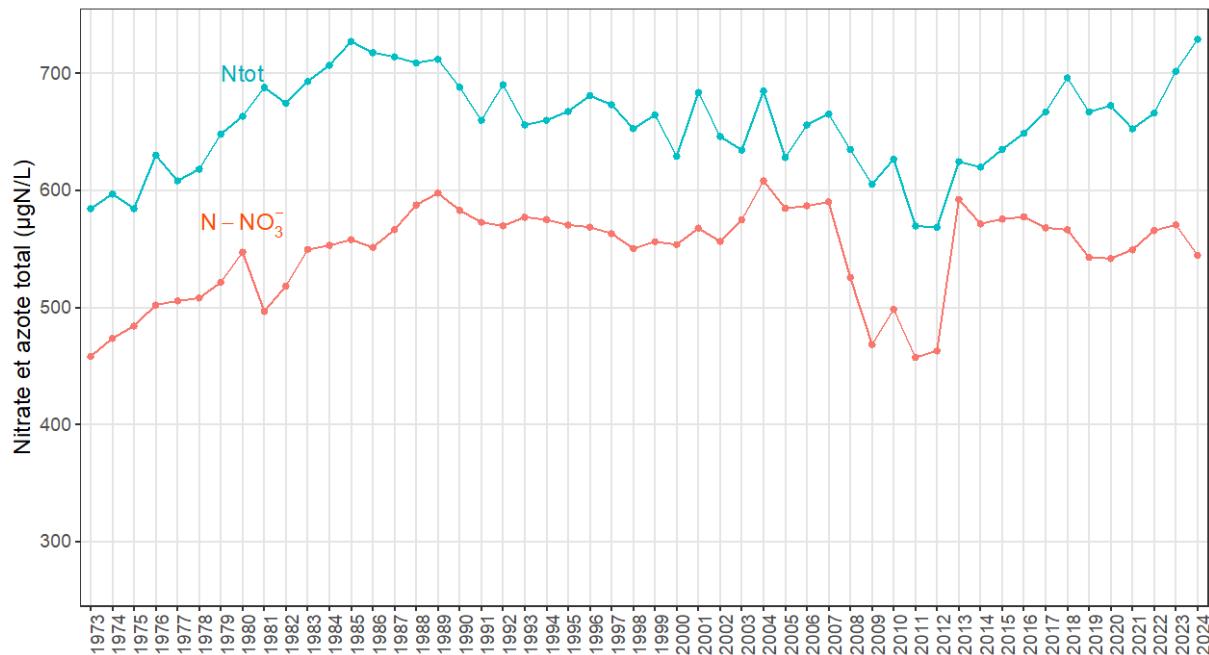


Figure 12 : Évolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 12 : Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.3 SILICE

La silice constitue une source nutritive importante pour les diatomées afin de construire leur frustule. La variation saisonnière de silice est souvent en corrélation avec la dynamique de développement des diatomées.

La concentration moyenne annuelle entre 0 - 30 m en 2024 est de 0.82 mgSiO₂/L, soit une légère augmentation par rapport à 2023. Elle est élevée à l'issue du brassage et diminue progressivement avec le développement phytoplanctonique pour atteindre une valeur minimale de 0.46 mgSiO₂/L pendant l'été 2024. A partir de l'automne, la consommation de la silice par le phytoplancton diminue nettement. En parallèle, l'enfoncement de la thermocline s'accompagne d'une remobilisation de la silice présente dans le haut de l'hypolimnion, entraînant une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac.

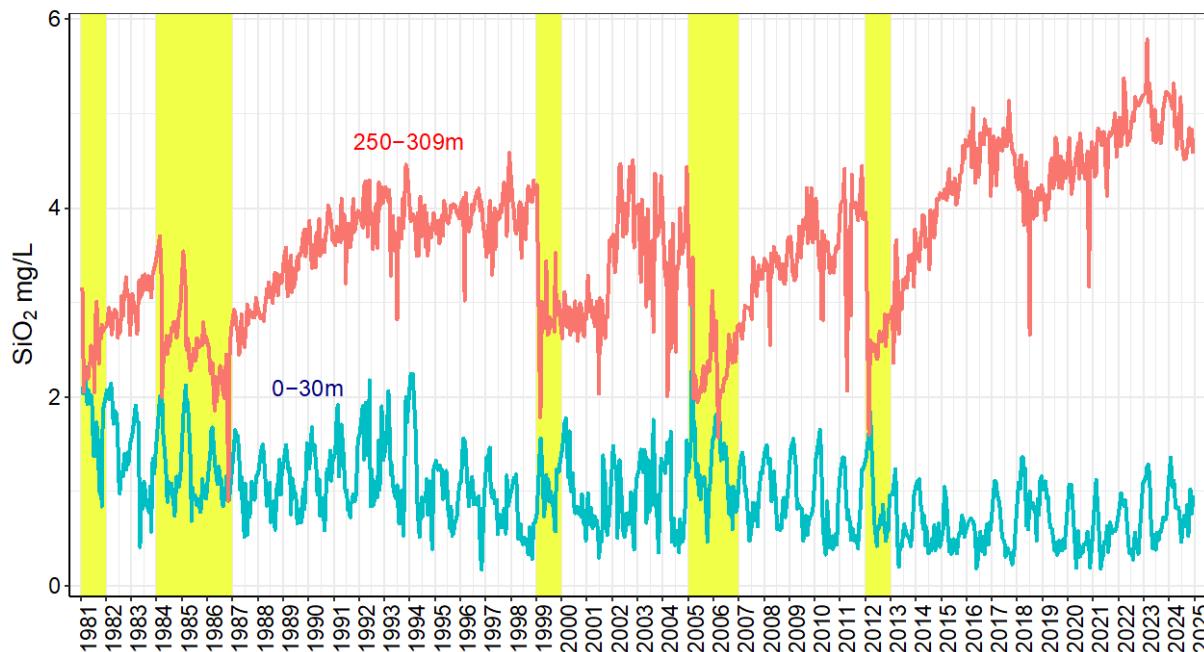


Figure 13 : Concentration moyenne pondérée en silice (SiO₂) dans la couche 0 - 30 m et la couche profonde (250 - 309 m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2024. Les barres en jaune représentent les hivers qui ont conduit à une homogénéisation de la colonne d'eau (soit par l'effet de mélange convectif ou d'écoulements de densité).

Figure 13 : Concentration of silicia (SiO₂) in the 0-30 m layer and bottom layer (250 – 309 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2024. The yellow shades represent winters when the water column has been homogenized (due to convective mixing and density currents).

D'après la Figure 13, la silice augmente au fond du lac depuis le dernier brassage, on atteint des concentrations record depuis quelques années. En surface (0 - 30 m) les concentrations sont stables (bien que fluctuantes à l'échelle annuelle) mais relativement faibles par rapport aux concentrations observées dans les années 80. Ceci indiquerait que la succession des brassages hivernaux partiels aurait des conséquences sur la disponibilité de la silice, cette dernière resterait piégée dans les couches profondes de l'hypolimnion. Ce changement dans la disponibilité de la silice pourrait avoir des conséquences soit sur la composition taxonomique du phytoplancton, soit une baisse de l'abondance des diatomées.

5.4 CHLORURE

Après une période de stabilisation entre 2016 et 2021, les concentrations des ions chlorures dans le Léman ont repris une augmentation (Figure 13), jusqu'en 2024, marquée par une légère diminution. Le stock de chlorure en 2024 est égal à 897 mille tonnes, soit une moyenne annuelle pondérée de 10.4 mg/L contre 928 mille tonnes (soit 10.8 mg/L) en 2023.

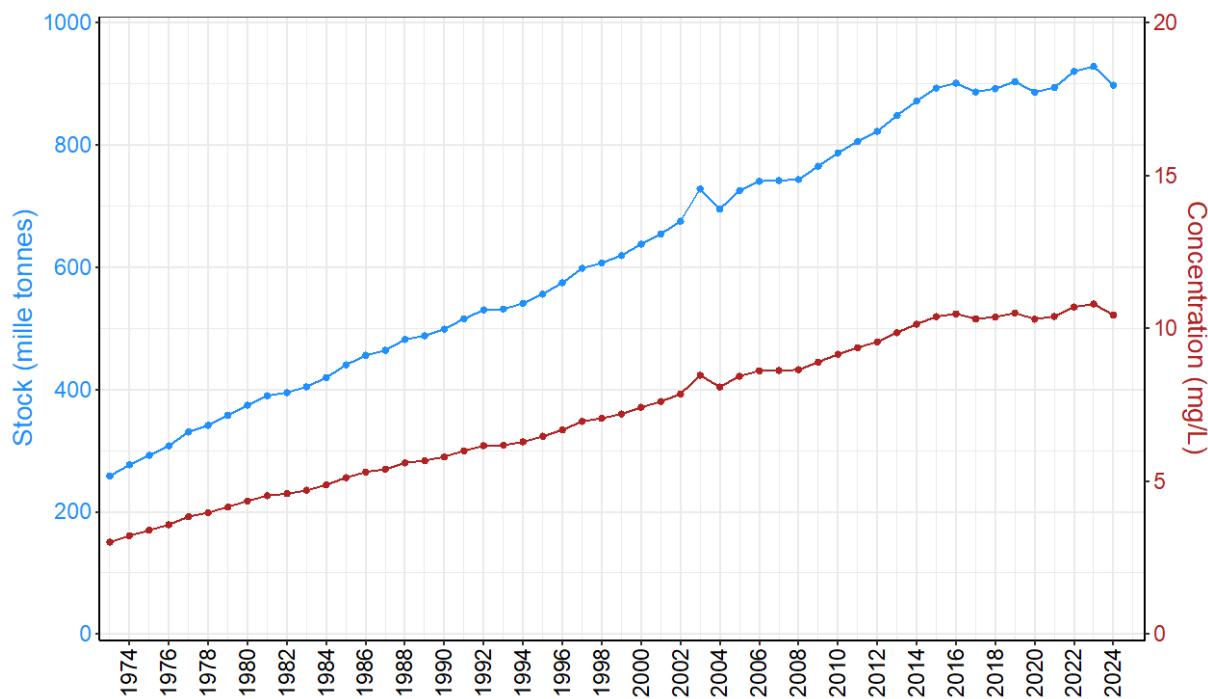


Figure 14 : Évolution du stock et de la concentration de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 14 : Change in stock and concentration of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O., C. Kaiblinger, R.D. Tadonléké, J.-C. Druart et Dokulil M.T. (2008). Contribution of Long-term monitoring to the European Water Framework Directive implementation. Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference, Sengupta M. & Dalwani R. (Ed.), 1122-1131
- Anneville O., Ginot V. et Angeli N. (2001). Évolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 161-189.
- Lemmin U. 1998. Courantologie lémanique. Arch. Sci. Genève, 51(1), 103-120.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- Rasconi, S., Anneville, O., Lainé, L. (2025) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2024. pp. 46-54.
- Reynolds C.S. 1997. Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory. Excellence in Ecology, Ecology Institute, 371p.
- Rimet, F. (2025) Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2024.
- Sas H. 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag, Richarz, 497p.
- SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRAE Thonon-les-Bains, 2024, developed by Eco-Informatics ORE INRAE Team.

ANNEXES

ANNEXE 1

La concentration moyenne pondérée est calculée en prenant en compte le volume de la couche d'eau considérée :

$$C_{moyenne pondérée} = \frac{\sum Ci * Vi}{\sum Vi}$$

Avec :

Ci : Concentration obtenue des mesures ou analyses du laboratoire à la profondeur d'échantillonnage

Vi : Volume de la strate qui correspond à la profondeur d'échantillonnage

Les volumes des strates qui permettent de calculer les concentrations moyennes pondérées sont présentés ci-dessous. Les volumes des strates ont changé durant différentes périodes : entre 1957 et 1976, de 1976 à 1980, de 1981 à 1990, de 1991 à 1992, de 1993 à 2001, et depuis 2002. Ces variations sont dues à des modifications dans les protocoles de collecte et aux ajustements des profondeurs d'échantillonnage qui y sont associés.

Tableau 2 : Volume des strates des couches d'eau.

Table 2 : Volume of the water layer strata.

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1957 - mars 1976	0	1.2388	dès 04.1976 - 1980	0	1.2388	1990-1981	0.0	0.6200
		5	1.8516		5	1.8516		2.5	1.2376
		10	1.2279		10	1.2279		5.0	1.2328
		20	1.8310		20	1.8310		7.5	1.2279
		30	2.4268		30	2.4268		10.0	1.8310
		40	3.5583		40	3.5583		15.0	2.4268
		50	6.7501		50	6.7501		20.0	3.5583
		100	14.2477		100	14.2477		30.0	6.7501
		150	16.5454		150	16.5454		50.0	14.2477
		200	20.0474		200	14.0402		100.0	23.5655
		250	13.3846		225	12.0143		200.0	19.0344
		300	2.5840		250	6.0745		250.0	6.0745
					275	2.6058		275.0	1.6991
					309	1.2811		280.0	0.4539
								285.0	0.4134
								290.0	0.3821
								295.0	0.3628
								300.0	0.3034
								305.0	0.2451
								309.0	0.0271

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1992-1991	0.0	0.6200	2001-1993	0	0.6200	dès 2002	0	0.6200
		2.5	1.2376		2.5	1.2376		2.5	1.2376
		5.0	1.2328		5	1.2328		5	1.2328
		7.5	1.2279		7.5	1.2279		7.5	1.2279
		10.0	1.8310		10	1.8310		10	1.8310
		15.0	2.4268		15	2.4268		15	2.4268
		20.0	3.5583		20	3.5583		20	2.3722
		30.0	6.7501		30	6.7501		25	2.3111
		50.0	14.2477		50	14.2477		30	2.2500
		100.0	16.5454		100	16.5454		35	4.3928
		150.0	14.0402		150	14.0402		50	13.2300
		200.0	12.0143		200	12.0143		100	16.5454
		250.0	6.0745		250	6.0745		150	14.0402
		275.0	1.6991		275	2.1530		200	12.0143
		280.0	0.4539		290	0.9769		250	6.0745
		285.0	0.4134		300	0.4848		275	2.1530
		290.0	0.3821		305	0.2451		290	0.9769
		295.0	0.3628		309	0.0271		300	0.4848
		300.0	0.3034					305	0.2451
		305.0	0.2451					309	0.0271
		309.0	0.0271						

ANNEXE 2

Tableau 3 : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'Annexe 1.

Table 3 : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted from, SOERE OLA-IS according to ponderation coefficient in Annexe 1.

Année	Oxygène	Ptot	PO ₄ ³⁻	Ntot	Σ Nmin	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	COP	NOP	Ppart	Transparence	Transparence
	mg·L ⁻¹	µgP·L ⁻¹	µgP·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	mgCl·L ⁻¹	µgC·L ⁻¹	µgN·L ⁻¹	µgP·L ⁻¹	12 mois	mai-septembre
1973	8.78	75.36	62.39	584.40	466.94	7.39	458.60	3.01					
1974	8.14	78.39	68.72	597.00	484.80	10.64	473.96	3.22				8.46	5.98
1975	7.96	82.51	73.76	607.69	503.41	7.88	495.07	3.40				7.30	3.78
1976	7.22	91.33	82.17	617.11	513.46	8.80	504.64	3.58				8.18	4.00
1977	7.05	96.35	86.57	608.13	513.05	6.59	505.57	3.85				7.95	5.18
1978	7.55	98.56	88.20	618.18	515.47	21.17	508.11	3.97				7.27	5.64
1979	8.48	88.52	79.38	648.04	528.35	5.87	521.57	4.16				10.42	5.86
1980	8.30	89.96	82.50	663.31	554.25	6.14	547.20	4.35				8.88	6.04
1981	9.37	81.85	70.80	687.95	506.76	9.01	496.75	4.53				8.10	5.82
1982	9.27	76.99	68.96	674.52	528.10	8.64	518.31	4.60				7.28	5.53
1983	9.16	75.42	66.86	692.93	561.01	10.25	549.51	4.70				7.86	6.35
1984	9.52	75.56	66.73	707.01	565.35	11.33	553.01	4.88				7.35	5.58
1985	9.53	73.09	65.11	727.24	572.04	13.54	557.96	5.12			3.19	8.28	4.94
1986	9.83	71.80	61.96	717.64	558.88	6.77	551.31	5.30	110.4	18.97	3.06	7.50	4.32
1987	9.62	67.75	58.42	714.05	573.85	6.58	566.48	5.40	71.9	13.91	2.93	8.01	4.71
1988	9.33	61.82	54.55	708.89	593.73	5.37	587.52	5.60	115.3	17.17	2.62	7.18	5.19
1989	8.64	58.41	51.76	711.99	604.15	5.76	597.65	5.67	93.2	14.23	2.11	10.02	6.21
1990	8.34	55.21	48.21	688.11	589.61	5.65	583.02	5.80	100.9	16.07	2.45	7.94	6.07
1991	8.49	52.27	45.29	659.85	579.60	5.94	572.72	6.00	91.5	15.08	2.55	7.84	5.86
1992	8.42	49.89	40.81	690.27	576.37	5.44	569.73	6.16	91.2	17.67	2.81	6.77	5.20
1993	8.29	47.27	40.40	655.96	581.32	3.27	577.19	6.18	88.1	13.32	2.32	8.23	5.42
1994	8.33	44.76	39.44	659.88	580.01	4.05	575.04	6.29	83.6	14.04	2.17	7.10	5.87
1995	8.22	41.18	36.94	667.46	575.08	3.48	570.44	6.47	88.2	12.75	2.21	7.67	5.89
1996	8.27	40.88	36.02	680.93	574.17	4.46	568.64	6.68	107.4	22.32	2.31	7.17	4.56
1997	8.41	37.68	33.69	673.22	568.32	4.20	563.06	6.96	107.4	23.12	2.19	8.17	6.73
1998	8.25	39.35	34.84	652.72	556.54	8.52	550.35	7.06	103.1	23.05	2.22	6.98	5.65
1999	8.72	39.30	34.98	664.45	560.48	3.86	556.21	7.20	93.0	13.24	2.28	8.10	5.72
2000	9.09	36.51	31.81	629.10	557.97	4.46	553.71	7.42	109.8	14.74	2.47	7.58	5.35
2001	8.51	34.03	28.82	683.60	570.39	4.31	567.65	7.61	95.6	13.07	2.34	6.29	5.06
2002	8.45	34.02	29.27	646.16	559.20	3.97	556.52	7.85	94.4 ^b	13.4 ^b	2.02	6.78	4.28
2003	8.60	32.80	27.76	634.39	578.68	3.71	575.07	8.47	93.2	13.77	2.32	6.71	4.86
2004	9.16	29.51	26.06	685.02	611.55	3.03	608.07	8.08	98.5	15.70	2.58	6.82	5.95
2005	9.28	29.41	24.08	628.08	588.75	3.79	584.73	8.44	128.5	22.03	2.96	6.14	5.36
2006	9.80	27.68	22.63	655.90	590.33	2.80	586.72	8.61	109.3	19.04	2.43	7.12	6.83
2007	9.00	25.78	20.94	665.25	593.89	3.76	590.15	8.63	114.7	17.57	2.42	6.40	5.33
2008	8.84	27.72	21.47	634.96	530.55	3.73	525.71	8.65	103.5	11.66	2.14	8.04	6.20
2009	9.30	22.82	19.38	605.24	472.54	4.39	468.35	8.90	114.3	11.34	1.78	7.26	5.94
2010	9.18	22.37	19.36	626.72	503.40	3.71	498.35	9.15	110.0	8.74	2.05	6.83	5.52
2011	8.96	22.62	19.66	569.53	462.87	4.66	457.37	9.37	86.6	9.72	2.05	6.84	6.42
2012	9.25	21.63	16.87	568.42	470.84	5.70	462.95	9.56	99.7	10.13	2.62	6.47	4.24
2013	9.20	19.79	17.09	624.52	597.08	3.83	592.33	9.86	92.5	9.40	2.22	7.71	7.00
2014	8.55	20.52	16.75	619.85	576.48	3.79	571.51	10.14	95.9	10.65	2.02	7.57	5.83
2015	8.53	19.03	15.84	635.13	581.96	4.89	575.48	10.38	100.9	8.78	2.09	8.56	6.94
2016	8.07	19.02	15.82	648.79	732.01	4.66	725.91	10.48	91.5	8.36	1.91	7.40	6.05
2017	8.21	17.75	14.79	667.02	573.17	3.55	568.11	10.31	96.6	12.05	1.99	8.63	6.48
2018	8.57	19.90	14.49	696.21	571.97	3.95	566.38	10.37	79.73	11.6	2.28	6.70	4.56
2019	8.58	16.21	11.93	667.08	548.31	4.27	542.73	10.50	72.92	13.1	2.19	8.20	7.05
2020	8.02	16.92	13.05	672.41	547.19	3.89	541.86	10.30	77.43	13.2	2.60	8.06	7.56
2021	8.10	16.00	12.17	652.56	556.46	5.52	549.26	10.39	84.05	14.1	2.09	6.80	5.10
2022	8.01	16.90	13.45	665.98	572.02	5.05	565.64	10.70	75.15	12.3	2.43	9.83	8.85
2023	7.92	16.87	12.98	701.66	576.24	3.86	570.55	10.79	72.77	11.1	2.05	6.98	5.30
2024	7.80	15.60	12.80	728.99	549.25	3.06	544.63	10.44	60.97	9.0	2.02	8.02	6.23

b : valeurs interpolées

ANNEXE 3

Tableau 4 : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2024, Léman - Grand Lac (SHL2).

Table 4 : Annual total content in metric tons from 1957 to 2024, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Année	Oxygène	Ptot	P-PO ₄ ³⁻	Ntot	Nmin	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Cl ⁻	COP	Ppart	Npart
	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes
1973	754752	6481	5365	50258	40157	635	39440	258645			
1974	699850	6741	5910	51342	41693	915	40760	276825			
1975	684518	7096	6344	52262	43293	678	42576	292158			
1976	620945	7854	7067	53072	44157	757	43399	307846			
1977	606011	8286	7445	52300	44122	567	43479	330756			
1978	649332	8476	7585	53164	44331	1820	43697	341584			
1979	729640	7613	6826	55731	45438	505	44855	357827			
1980	713880	7737	7095	57044	47666	528	47060	374291			
1981	805457	7039	6089	59163	43581	775	42721	389682			
1982	797560	6621	5931	58009	45417	743	44574	395186			
1983	787909	6486	5750	59592	48247	881	47258	404467			
1984	818624	6498	5739	60803	48620	974	47559	419641			
1985	819979	6286	5600	62542	49195	1164	47985	440308			
1986	845574	6175	5329	61717	48064	582	47413	455880	9495	263	1632
1987	827109	5827	5024	61408	49351	565	48718	463978	6187	252	1197
1988	802149	5316	4691	60965	51061	461	50527	481840	9912	225	1477
1989	743387	5023	4452	61232	51957	495	51398	487935	8016	181	1224
1990	717603	4748	4146	59177	50706	486	50140	498688	8676	211	1382
1991	730179	4495	3895	56747	49846	511	49254	515859	7869	219	1296
1992	724135	4291	3510	59363	49568	467	48997	530155	7839	242	1520
1993	712729	4065	3474	56413	49993	282	49638	531618	7575	199	1146
1994	716736	3849	3392	56750	49881	349	49453	540857	7192	187	1207
1995	706729	3541	3177	57402	49457	300	49058	556198	7585	190	1097
1996	711214	3515	3098	58560	49379	383	48903	574455	9238	199	1920
1997	723582	3240	2897	57897	48875	362	48423	598270	9240	188	1988
1998	709186	3384	2996	56134	47862	732	47330	607035	8867	191	1983
1999	750310	3380	3009	57143	48201	332	47834	619195	7998	196	1139
2000	781665	3140	2736	54103	47985	384	47619	637923	9447	213	1268
2001	732118	2927	2478	58789	49054	371	48818	654269	8219	201	1124
2002	726872	2926	2517	55570	48091	341	47861	675317	8119 ^b	173	1154 ^b
2003	739242	2821	2387	54558	49766	319	49456	728063	8019	199	1184
2004	787556	2538	2241	58912	52594	261	52294	695142	8469	222	1350
2005	798444	2529	2071	54015	50633	326	50287	725507	11054	254	1894
2006	842395	2381	1946	56408	50769	241	50458	740676	9402	209	1637
2007	773780	2217	1801	57211	51074	323	50753	741952	9861	208	1511
2008	760175	2384	1847	54607	45627	321	45211	743509	8897	184	1003
2009	799905	1962	1667	52050	40639	377	40278	765090	9832	153	976
2010	789390	1924	1665	53898	43293	319	42858	787041	9462	176	751
2011	770351	1945	1690	48980	39807	401	39334	805638	7450	177	835
2012	795700	1860	1451	48884	40492	491	39814	822136	8575	225	872
2013	790938	1702	1469	53708	51349	329	50941	847951	7952	191	808
2014	735592	1765	1440	53307	49578	326	49150	871926	8248	174	916
2015	733428	1637	1363	54621	50049	421	49491	893011	8675	180	755
2016	694048	1636	1361	55796	62953	400	62429	900917	7865	165	719
2017	706053	1527	1272	57364	49293	306	48857	886772	8312	171	1036
2018	737418	1712	1246	59874	49189	340	48709	891953	6857	196	995
2019	737713	1394	1026	57369	47154	367	46675	903380	6271	188	1124
2020	689356	1456	1123	57827	47058	335	46600	886212	6659	224	1139
2021	696223	1376	1047	56120	47855	475	47236	893750	7228	180	1211
2022	688645	1454	1157	57274	49194	434	48645	920275	6463	209	1058
2023	682112	1451	1117	60343	49557	332	49067	928299	6258	176	957
2024	670789	1342	1101	62693	47235	263	46838	897576	5243	174	770

b : valeurs interpolées

ANNEXE 4

Tableau 5 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques.

Table 5 : Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis.

Paramètre	Unité	Incertitude élargie *
		U (%)
pH		0.4
TAC	$\text{meq}\cdot\text{L}^{-1}$	1.8
χ	$\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	1.1
NO_3^-	$\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$	5.1
NH_4^+	$\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$	11.2
Ntot	$\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$	10.9
NOP	$\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$	6.0
PO_4^{3-}	$\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$	6.2
Ptot	$\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$	8.4
Ppart	$\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$	8.0
COP	$\mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$	3.0
Cl^-	$\text{mgCl}^-\cdot\text{L}^{-1}$	4.4
SiO_2	$\text{mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	3.9

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons de SHL2 avec un facteur d'élargissement de 2.

ANNEXE 5

MÉTÉOROLOGIE

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est constitué des stations climatiques de l’Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l’INRAE de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont : la température de l’air, la pluviométrie, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins.

Rappel : MétéoSuisse, ainsi que MétéoFrance utilisent une période de référence de 30 ans pour classer les événements météorologiques actuels. Le choix de cette période dite de référence est basé sur les spécifications de l’Organisation météorologique mondiale (OMM). La période de référence, utilisée à partir de janvier 2021 est 1991 - 2020.

2. TEMPÉRATURE DE L’AIR

En 2024, lors du premier trimestre la température moyenne est de 2.5 °C supérieure à la normale de l’inter-stations. Les mois de mai et septembre sont eux légèrement inférieurs à leur normale. (Tableau 1.1, Figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l’air à chaque station en 2024 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2024 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	3.7	3.7	4.2	5.0	2.6
Février	6.8	7	7.5	7.3	3.2
Mars	8.8	8.5	9.1	9.0	6.9
Avril	10.7	10.4	10.7	10.6	10.5
Mai	14.2	13.9	14.2	14.6	14.6
Juin	18.7	18.4	18.7	19.0	18.4
Juillet	21.4	21.1	21.4	21.8	20.6
Août	22.5	22.1	22.4	22.8	20.2
Septembre	15.1	15.1	15.3	16.0	16.0
Octobre	12.6	12.4	13	13.3	11.6
Novembre	7.3	7.2	7.8	8.4	6.5
Décembre	2.6	2.7	3.6	4.2	3.3
Moyenne	12.0	11.9	12.3	12.7	11.2

En 2024, la température moyenne annuelle inter-stations est de 12.2 °C. L’année 2024 se classe au cinquième rang (sur 34) de la chronologie 1991 - 2024 (la 1^{ère} étant 2022 avec 12.9 °C ; la dernière étant 1996 avec 10.2 °C) (Tableau 1.2, Figure 1.2).

Tableau 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air de l'inter-stations (°C).

Table 1.2 : Mean annual air temperature at the inter-stations (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1991	10.4	2008	10.9
1992	10.9	2009	11.3
1993	10.4	2010	10.3
1994	11.9	2011	11.8
1995	10.9	2012	11.1
1996	10.2	2013	10.3
1997	11.1	2014	11.7
1998	11.0	2015	11.7
1999	11.0	2016	11.2
2000	11.6	2017	11.5
2001	11.0	2018	12.3
2002	11.5	2019	11.8
2003	11.7	2020	12.3
2004	11.0	2021	11.0
2005	10.6	2022	12.9
2006	11.3	2023	12.8
2007	11.4	2024	12.2

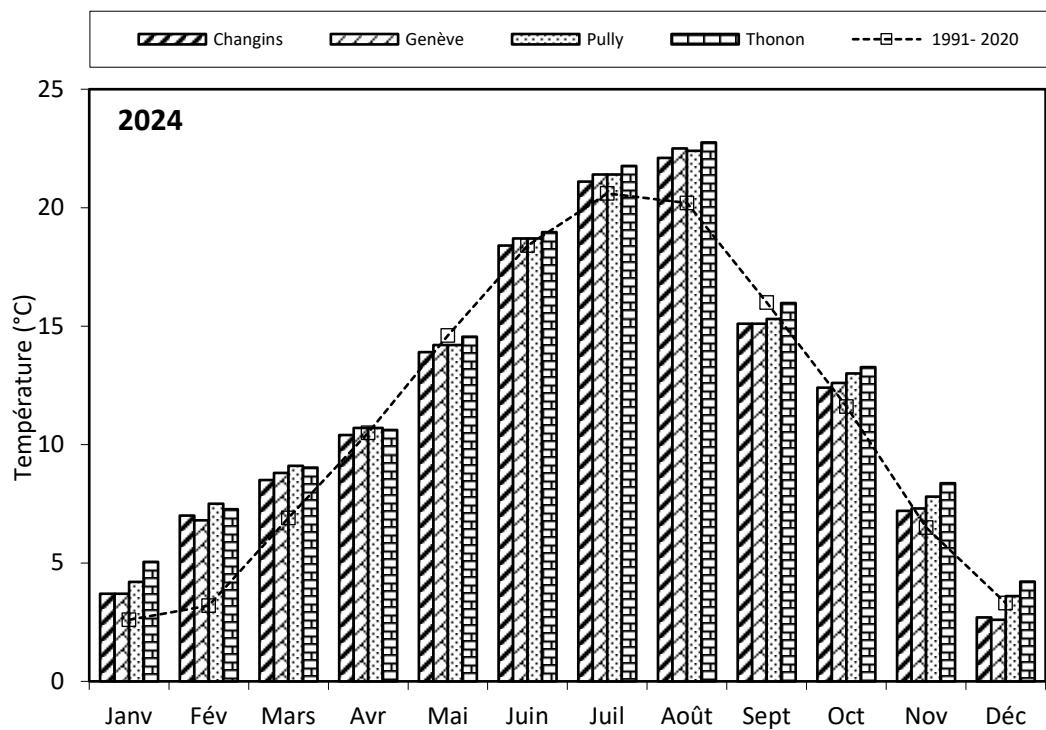


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2024 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2024 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

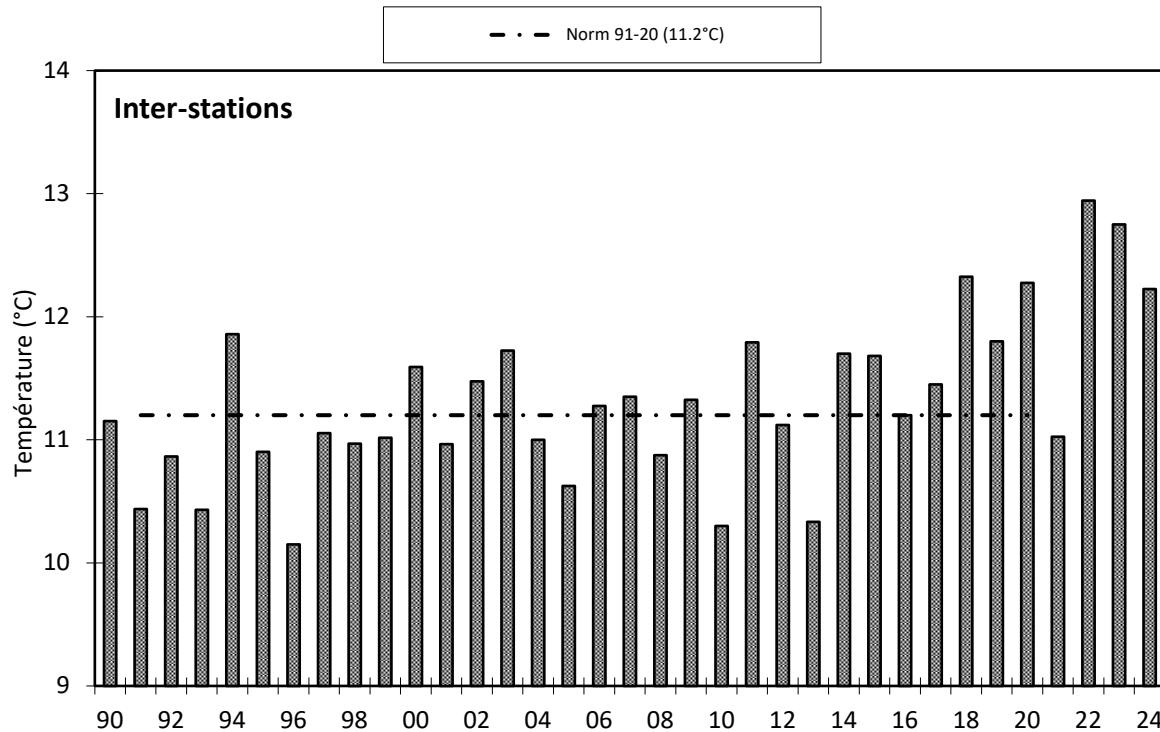


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

Figure 1.2 : Mean annual air temperature for the inter-stations (°C).

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2024 sur le bassin lémanique est de 1'052 mm, soit 45 mm (4.5 %) supérieur à la normale inter-stations (1'006.2 mm) relevée sur les 4 stations entre 1991 et 2020. Pully est la station la plus arrosée avec 1'269.3 mm, Genève avec 907.8 mm a les précipitations les moins importantes (Tableau 2.1, Figure 2.1).

Les mois de janvier, mai, juin, septembre et octobre ont leur pluviométrie supérieure à leurs normales. Pour le mois de septembre à Pully la pluie relevée est 100 mm de plus que celle relevée sur les autres stations.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2024.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2024.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	103.3	108.7	116	93.5	72.7
Février	45.5	65.8	54.5	42.0	58.5
Mars	44.7	49.1	64.3	57.5	64.4
Avril	48.2	57.1	51.4	45.0	73.0
Mai	109.9	140.2	144.1	148.5	92.6
Juin	136.5	153.9	143.5	93.5	91.0
Juillet	40.1	36.3	79.3	61.5	88.3
Août	26.6	40.3	111.7	56.0	91.5
Septembre	121.1	124.3	221.4	119.0	90.1
Octobre	122.8	135.2	121.3	144.5	100.2
Novembre	48.7	49.2	68.4	66.0	91.8
Décembre	60.4	70.6	93.4	71.5	92.1
Total Annuel	907.8	1'030.7	1'269.3	998.5	1'006.2

En inter-stations, l'année 2024 se classe au 16^e rang (sur 34) de la chronologie pluviométrique 1991 - 2024 (la 1^{re} étant 2001 avec 1'299 mm, la dernière étant 2011 avec 750 mm) (Tableau 2.2, Figure 2.2).

Tableau 2.2 : Pluviométrie annuelle de l'inter-stations (mm).

Table 2.2 : Annual rainfall at the inter-stations (mm).

Années	Pluviométrie totale annuelle	Années	Pluviométrie totale annuelle
1991	860.3	2008	1'047.8
1992	1'057.8	2009	849.9
1993	1'060.5	2010	815.5
1994	1'124.1	2011	750.1
1995	1'194.7	2012	1'092.3
1996	972.8	2013	1'219.0
1997	1'022.9	2014	1'068.1
1998	924.6	2015	808.7
1999	1'266.0	2016	1'115.0
2000	1'028.2	2017	833.7
2001	1'298.7	2018	916.9
2002	1'169.5	2019	1'004.1
2003	760.6	2020	971.1
2004	980.0	2021	1'104.3
2005	775.1	2022	823.6
2006	1'069.2	2023	1'152.0
2007	1'135.7	2024	1'051.6

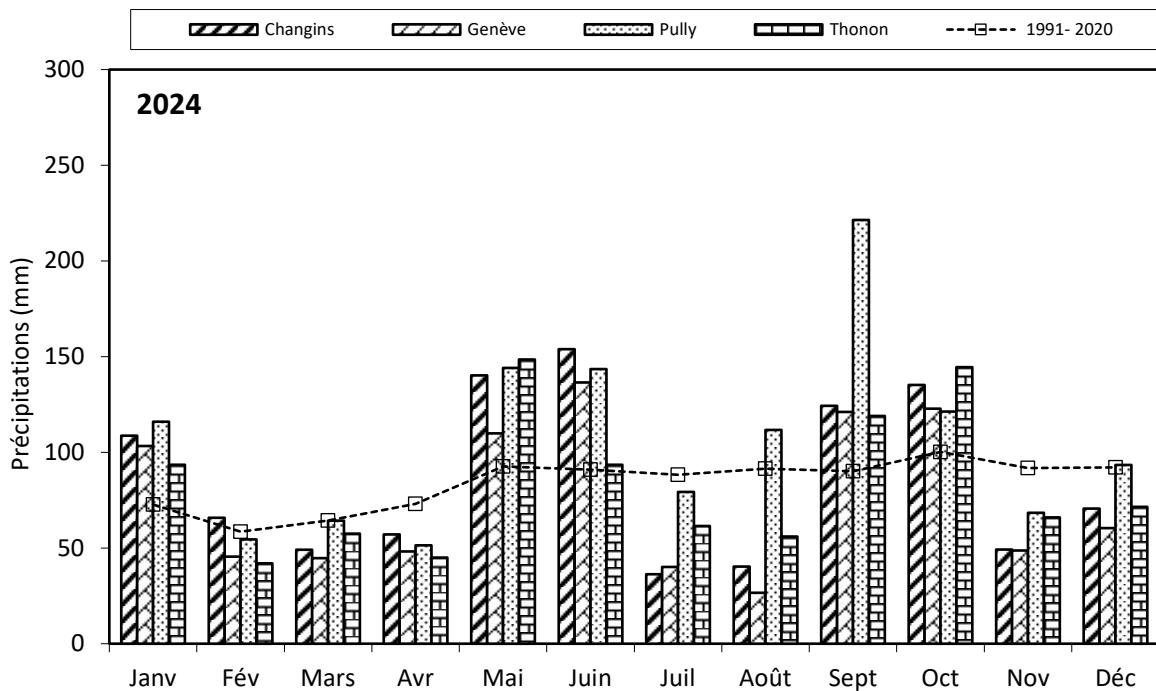


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2024 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2024 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

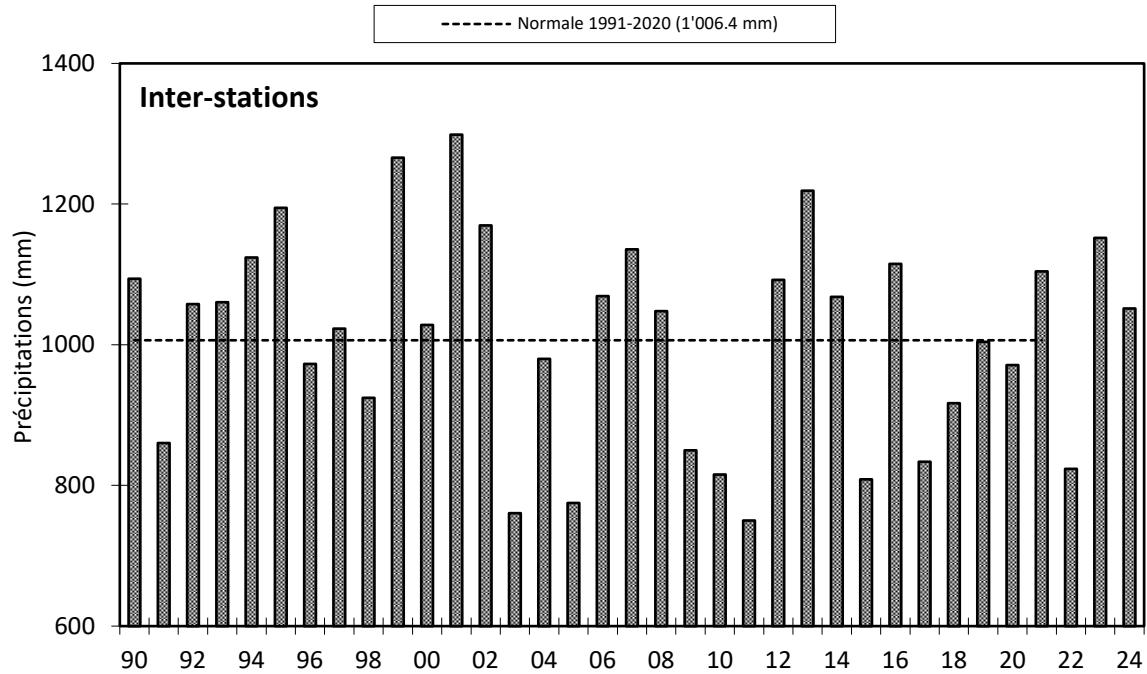


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

Figure 2.2 : Annual rainfall at the inter-stations (mm).

4. INSOLATION

L'insolation mesurée lors du premier semestre fut très déficitaire (- 196 h), (Tableau 3.1, Figure 3.1). Il n'y a qu'au mois d'août ou l'insolation fut excédentaire (+ 55 h).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2024 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2024 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	57.8	68.9	59.3	42.9	66.4
Février	94.1	104.2	86.8	105.7	102.4
Mars	110.3	123.9	123.2	148.7	168.5
Avril	143.6	157.4	143.8	186.8	195.4
Mai	156.4	151	174	207.5	220.0
Juin	193.2	182.7	173.6	231.7	250.2
Juillet	284.1	271.1	249.9	305.9	269.4
Août	305.8	302.9	284.8	291.6	243.9
Septembre	146.9	151.7	137.2	152.7	189.4
Octobre	77.5	84.3	88.3	81.3	124.1
Novembre	66.6	76.4	112.8	52.4	70.2
Décembre	56.9	53.2	56.1	25.3	51.0
Total annuel	1'693.2	1'727.3	1'689.8	1'832.5	1'950.9

L'année 2024 avec une moyenne inter-stations de 1'735.8 heures est une année très peu ensoleillée. Le déficit sur l'année est de 215 h (soit 11 %) par rapport à la normale. 2024 se classe 31^{ème} (sur 34) sur la période 1991 - 2024 (la première étant 2022 avec 2'361.5 h, la dernière étant 1993 avec 1'669.2 h) (Tableau 3.2, Figure 3.3).

Tableau 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations (h).

Table 3.2 : Annual insolation at the inter-stations (h).

Années	Insolation totale annuelle	Années	Insolation totale annuelle
1991	1'870.0	2008	1'961.9
1992	1'676.1	2009	2'028.4
1993	1'669.2	2010	1'817.3
1994	1'707.5	2011	2'203.0
1995	1'896.5	2012	2'008.4
1996	1'769.3	2013	1'813.2
1997	1'948.4	2014	1'902.8
1998	1'981.7	2015	2'043.9
1999	1'770.1	2016	1'847.7
2000	1'998.9	2017	2'089.5
2001	1'837.6	2018	2'042.3
2002	1'828.6	2019	2'152.8
2003	2'290.5	2020	2'150.6
2004	2'000.1	2021	1'994.3
2005	2'138.4	2022	2'361.5
2006	1'992.4	2023	2'084.2
2007	2'096.7	2024	1'735.8

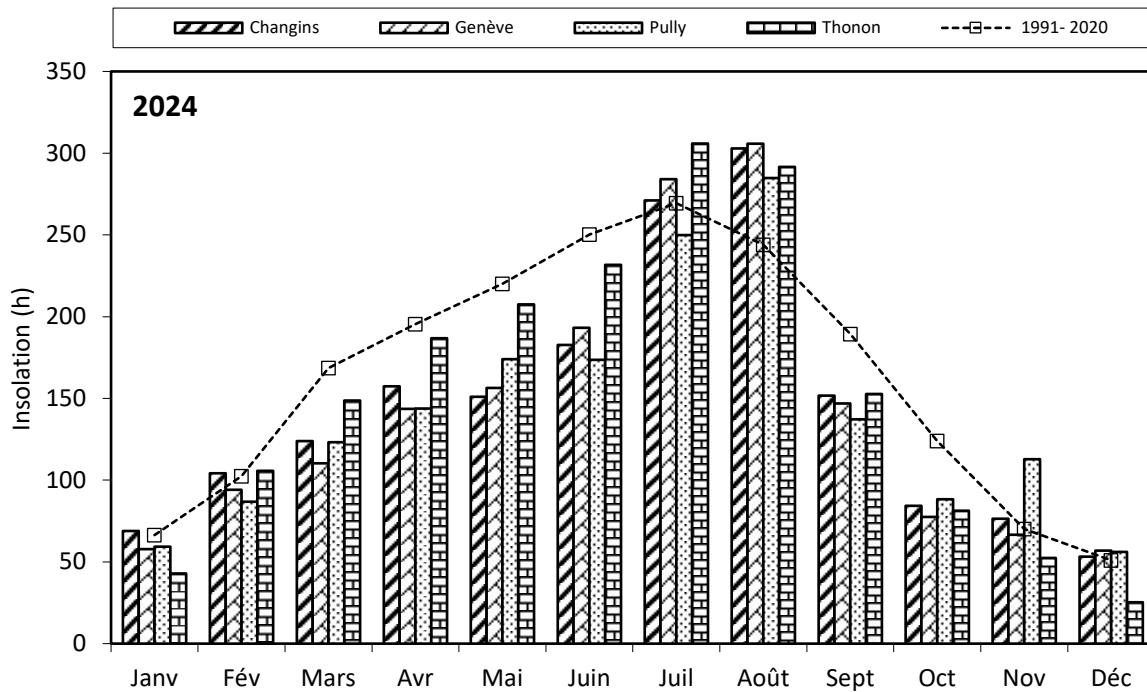


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2024 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2024 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

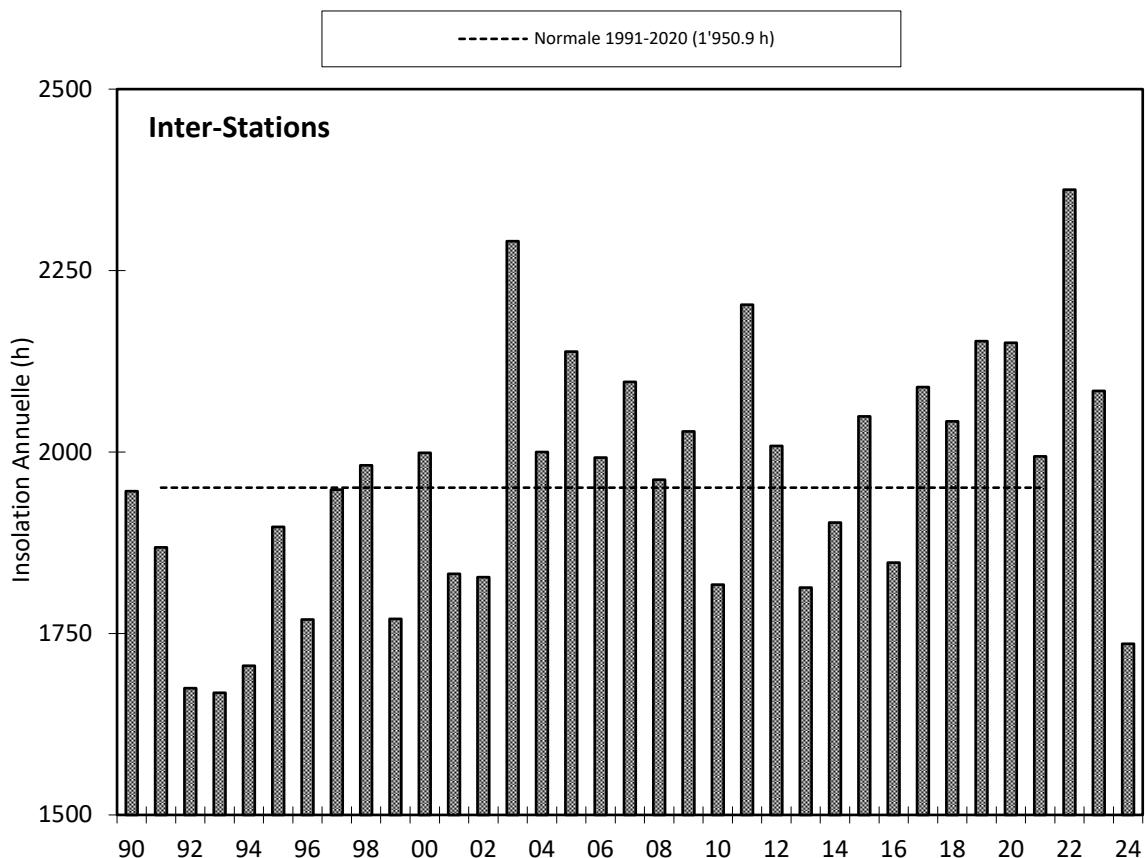


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2024 est de 12.4 MJ/m²/d (Tableau 4.1, Figure 4.1).

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2024 (moyenne journalière en MJ/m²/d).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2024 (mean daily irradiation in MJ/m²/d).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Inter-stations 1991 - 2020
Janvier	3.8	4.3	4.1	3.0	3.8
Février	7.4	7.5	7.5	6.7	7.0
Mars	10.9	11.1	11.5	10.8	11.9
Avril	15.9	15.7	15.6	15.4	16.5
Mai	18.6	18.0	19.0	18.1	19.6
Juin	21.2	20.1	19.5	20.5	22.2
Juillet	23.9	23.3	22.6	23.6	21.9
Août	22.0	22.1	21.2	21.1	18.7
Septembre	12.8	13.0	11.9	11.9	13.9
Octobre	7.0	7.2	8.0	6.3	8.2
Novembre	4.4	4.7	6.1	3.7	4.4
Décembre	3.0	3.3	3.3	2.1	3.0
Moyenne Annuelle	12.6	12.5	12.5	11.9	12.6

Pour l'inter-stations en 2024, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'526 MJ/m², ce qui classe l'année, 21^{ème} (sur 34) sur la période 1991 – 2024 (Tableau 4.2, Figure 4.2).

Tableau 4.2 : Rayonnement global annuel en inter-stations (MJ/m²).

Table 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ/m²).

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1991	4'415	2008	4'486
1992	4'219	2009	4'837
1993	4'126	2010	4'575
1994	4'100	2011	5'000
1995	4'339	2012	4'747
1996	4'310	2013	4'547
1997	4'405	2014	4'653
1998	4'378	2015	4'869
1999	4'188	2016	4'584
2000	4'488	2017	4'923
2001	4'310	2018	4'922
2002	4'337	2019	4'981
2003	4'894	2020	4'995
2004	4'858	2021	4'840
2005	4'712	2022	5'243
2006	4'593	2023	4'849
2007	4'671	2024	4'526

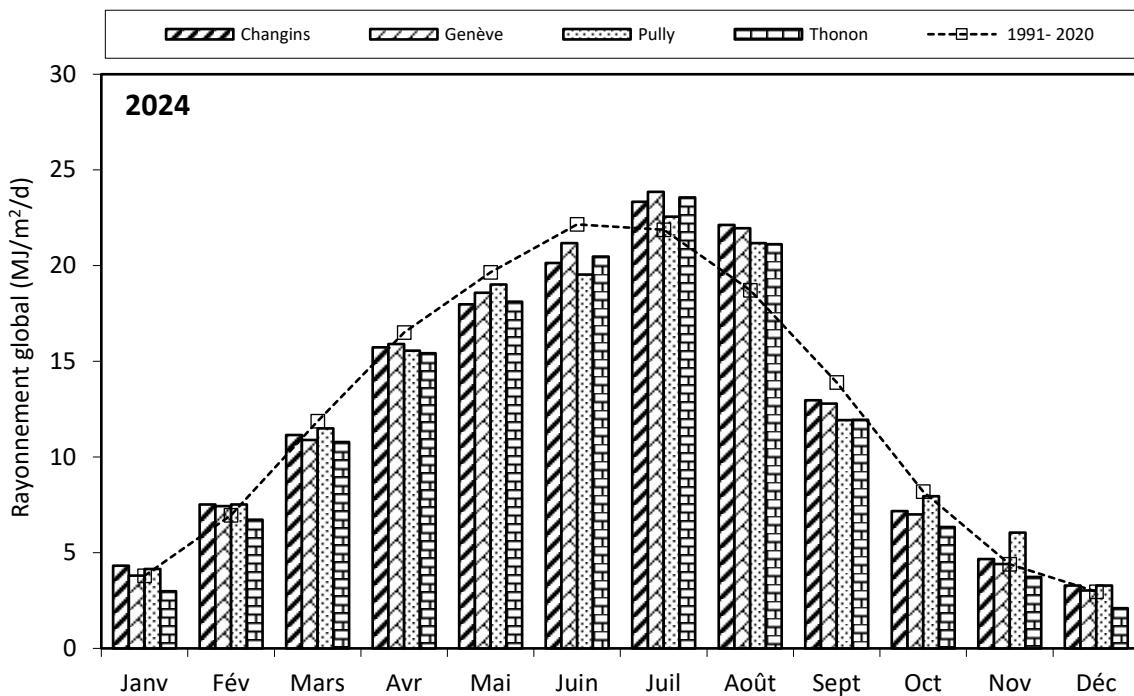


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2024 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2024 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

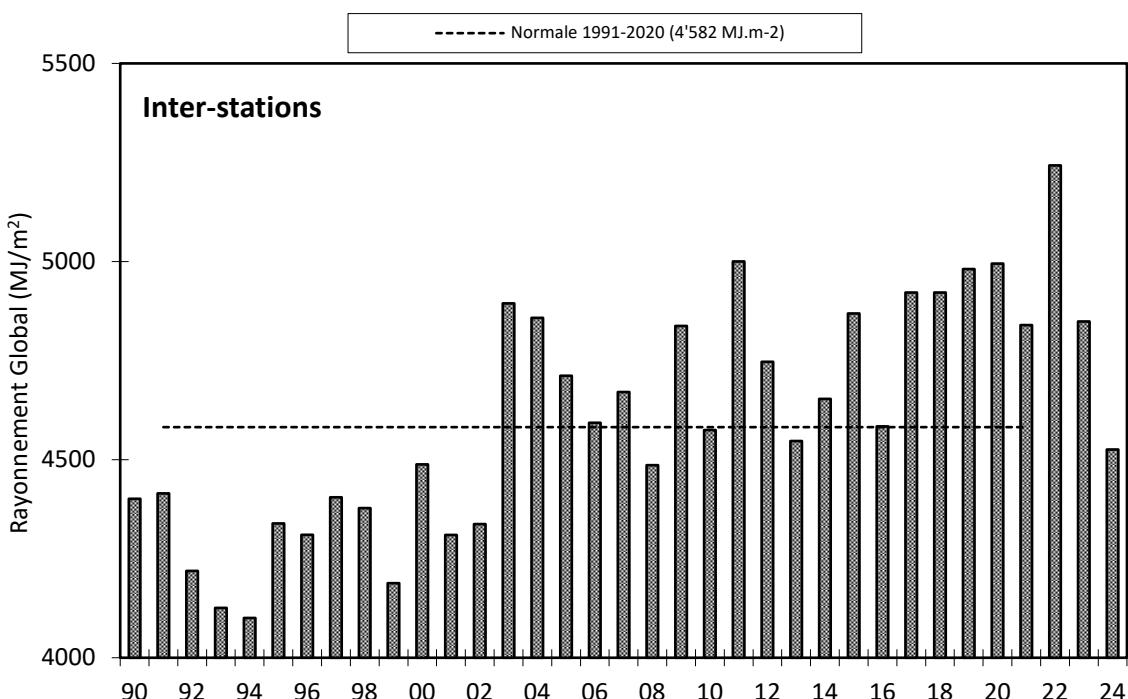


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ/m²).

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ/m²).

6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

En 2024 à Changins, station de référence, les mois de janvier et septembre furent venteux (+ 0.4 et + 0.6 m/s par rapport à la normale 1991-2020). Tandis que le mois de mars et le trimestre (mai, juin, juillet) furent eux faiblement venteux. Dans l'ensemble l'année 2024 pour la vitesse du vent peut être considérée comme normale (Tableau 5.1, Figure 5.1 et Tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2024 (m/s).

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2024 (m/s).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1991-2020
Janvier	2.7	2.9	1.9	2.0	2.5
Février	2.4	2.4	1.5	1.0	2.8
Mars	2.3	2.2	1.6	1.1	3.1
Avril	2.9	3	1.9	1.8	3.0
Mai	2.3	2.2	1.6	1.0	2.8
Juin	2.6	2.4	1.5	1.2	2.6
Juillet	2.1	2.1	1.6	1.0	2.6
Août	2	2.2	1.6	1.0	2.6
Septembre	2.9	3	1.9	1.6	2.4
Octobre	1.9	1.8	1.3	1.1	2.3
Novembre	2.2	2.5	1.7	1.6	2.3
Décembre	2.2	2.4	1.6	1.5	2.5
Moyenne annuelle	2.4	2.4	1.6	1.3	2.6

Pour l'année 2024 à Changins, il a été enregistré 26 jours de vent fort (> 5 m/s). Il n'est pas observé de répartition particulière pour les jours à vent fort (14 et 12 respectivement pour le 1^{er} et seconde semestre). Le maximum de vent moyen journalier pour l'année 2024 a été relevé le 17 septembre avec la vitesse de 8.6 m/s (Figure 5.2).

Tableau 5.2 : Vent moyen annuel à Changins (m/s).

Table 5.2 : Mean annual wind speed at Changins (m/s).

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1991	3.2	2008	2.5
1992	2.8	2009	2.6
1993	2.9	2010	2.6
1994	2.7	2011	2.2
1995	2.9	2012	2.6
1996	2.7	2013	2.4
1997	2.5	2014	2.3
1998	3.0	2015	2.5
1999	2.9	2016	2.4
2000	2.6	2017	2.5
2001	2.8	2018	2.6
2002	2.6	2019	2.6
2003	2.3	2020	2.6
2004	2.4	2021	2.7
2005	2.2	2022	2.5
2006	2.4	2023	2.7
2007	2.7	2024	2.4

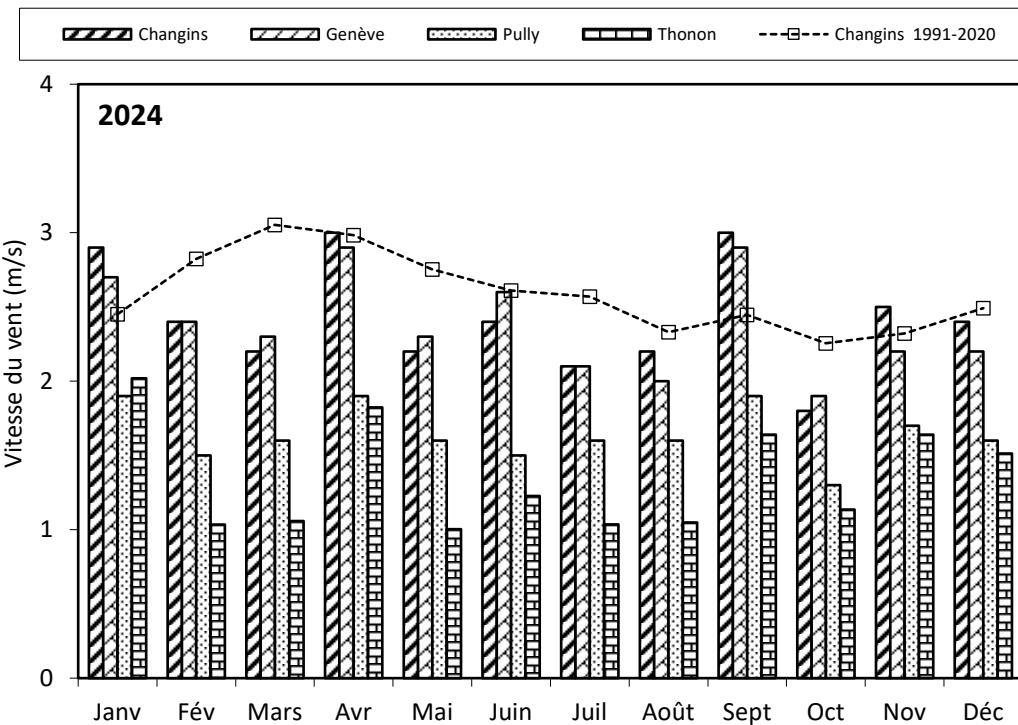


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2024 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2024 (histogram), and at Changins for the period 1991 - 2020 (curve).

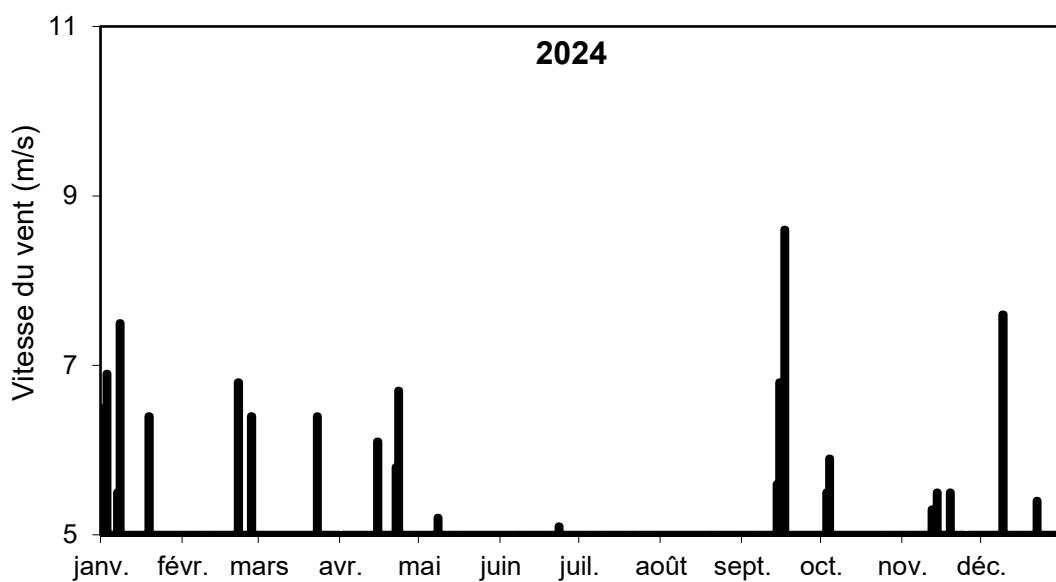


Figure 5.2 : Répartition annuelle en 2024 des vents forts (> 5 m/s) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution in 2024 of strong winds (> 5 m/s) at Changins.

6.2 ROSE DES VENTS

Pour l'année 2024 à Changins, 65 % des vents (Figure 5.3) se répartissent selon le demi-cercle S-O-N. 73 % des vents enregistrés ont une vitesse entre 0 et 3 m/s. Les vents qui sont supérieurs à 5 m/s représentent 10.5 % des vents totaux, 43.9 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 47 % sont d'origine opposée S-O.

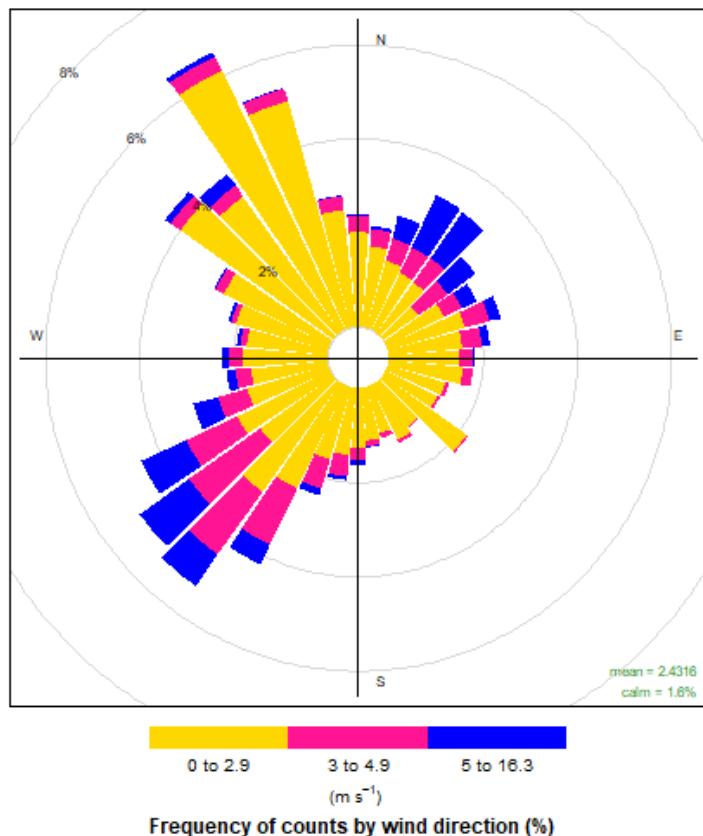


Figure 5.3 : Rose des vents à Changins en 2024 (pourcentage d'occurrence des vents horaires par direction et par classe de force).

Figure 5.3 : Wind rose at Changins in 2024 (frequency of hourly wind direction occurrence by strength).

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Frédéric RIMET

INRA UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

En 2024, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Parmi celles-ci, deux campagnes exceptionnelles, menées les 10 et 23 juillet, ont été spécialement conçues pour évaluer l'impact de la crue historique du Rhône, survenue le 30 juin 2024, sur la qualité de l'eau du lac Léman.

Le début de l'année (janvier à mai) se caractérise par des biomasses assez variables, dominées d'abord par de petites Diatomées centriques typiques de milieux brassés, puis par de grandes diatomées pennées. Puis, pendant la phase estivale, la composition taxonomique change fortement et est d'abord dominée par des Chrysophycées indicatrices de milieux oligotrophes (mai, juin), puis de grandes Diatomées pennées (juillet). Ensuite, ce sont des Diatomées plutôt de milieux benthiques et/ou tolérant les crues qui vont présenter des biomasses importantes (août-septembre). En automne, un pic de biomasse d'une espèce de Chrysophycée est enregistré en octobre, puis la biomasse diminue fortement en fin d'année et est dominée par de petits taxons typiques de milieux brassés et de faible luminosité.

L'année 2024 présente une biomasse annuelle assez faible (1006 µg/L) inférieure à la moyenne des 10 années précédentes. Cette biomasse annuelle est légèrement supérieure à l'objectif proposé par la CIPEL, qui est de ne pas dépasser 1000 µg/L. La particularité de l'année 2024 est de présenter une proportion en taxons tolérant les crues la plus élevée de toute la chronique : ce type de taxon est régulièrement présent avec des biomasses relatives importantes depuis plus d'une 10^{aine} d'années.

Enfin, l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, donne un état écologique du lac de « bonne » qualité pour l'année 2024 (classification selon « intercalibration lake type »). La valeur de 2024 est la plus élevée de toute la chronique, et est supérieur à l'objectif de la CipeL (4).

ABSTRACT

In 2024, 20 sampling campaigns were conducted at the SHL2 station to analyze the qualitative and quantitative evolution of phytoplankton communities. Among these, two exceptional campaigns, carried out on 10th and 23rd July, were specifically designed to assess the impact of the historic Rhône River flood that occurred on June 30, 2024, on the water quality of Lake Geneva.

The beginning of the year (January to May) was marked by highly variable biomasses, initially dominated by small centric diatoms typical of mixed environments, followed by large pennate diatoms. During the summer period, the taxonomic composition changed significantly: it was first dominated by Chrysophytes indicative of oligotrophic environments (May–June), then by large pennate diatoms in July. In August and September, the phytoplankton community was mainly composed of diatoms typical of benthic environments and/or tolerant of flood conditions, presenting high biomasses. In autumn, a biomass peak of a Chrysophyte species was recorded in October, followed by a sharp decrease at the end of the year, dominated by small taxa typical of mixed, low-light environments.

The year 2024 showed a relatively low annual biomass (1006 µg/L), below the average of the previous ten years, though slightly exceeding the target set by CIPEL, which is not to surpass 1000 µg/L. A notable feature of 2024 is the exceptionally high proportion of flood-tolerant taxa—the highest ever recorded in the dataset. These taxa have, however, been regularly observed with significant relative biomasses for over a decade.

Finally, the Brettum index, which assesses the lake's trophic status based on the phytoplankton species composition, indicated a "good" ecological status for Lake Geneva in 2024 (according to the "intercalibration lake type" classification). The 2024 value was the highest on record and exceeded the target value set by CIPEL (threshold = 4).

1. INTRODUCTION

Le phytoplancton est le principal producteur primaire des réseaux trophiques des écosystèmes pélagiques. Il constitue de ce fait un élément essentiel dans la compréhension du fonctionnement des lacs. Il présente une diversité exceptionnelle et sa composition en espèces change entre les saisons et d'année en année. C'est par conséquent un indicateur écologique de choix pour les lacs.

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2024 à la station SHL2, localisée au centre du Grand Lac au point le plus profond, entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que la biomasse, la diversité (indice de Shannon), les groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002), ainsi que l'indice trophique de Brettum (1989), ont été calculés sur toute la série chronologique (1974 - 2024). Les concentrations en chlorophylle *a*, la production phytoplanctonique et les picocyanobactéries font l'objet de chapitres séparés.

2. MÉTHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2024 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, juin, aout, décembre, trois fois par mois en juillet et deux fois par mois les autres mois. Au total, 20 campagnes ont été menées en 2024.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis des sous-échantillons d'un volume de 25 mL sont prélevés et mis à sédimenter. Les examens qualitatifs et quantitatifs se font au microscope inversé selon la technique Utermöhl (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (AFNOR, 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en µg/L (en considérant que 1L de biovolume algal égale 1kg de biomasse) . Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008).

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques :

- la biomasse des classes algales (sensu Bourelly 1972, 1981, 1985),
- la biomasse des taxons dominants,
- la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton),
- la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon, Weaver & Shannon 1949),
- un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al.*, 2009).
- les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon Reynolds *et al.* (2002).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2024

3.1.1. Évolution des classes d'algues et des taxons dominants

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2024 (Figures 1 et 2) :

- **Une phase hivernale et printanière (25 janvier au 13 mai)** : la biomasse, qui varie beaucoup (de 167 à 1176 µg/L), est dominée par des Diatomées : d'abord des petites Diatomées centriques adaptées aux milieux brassés et oligotrophes (*Cyclotella costei*) de janvier à mars, puis par de grandes Diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*), plus adaptée à des masses d'eau stratifiées de mars à mai.

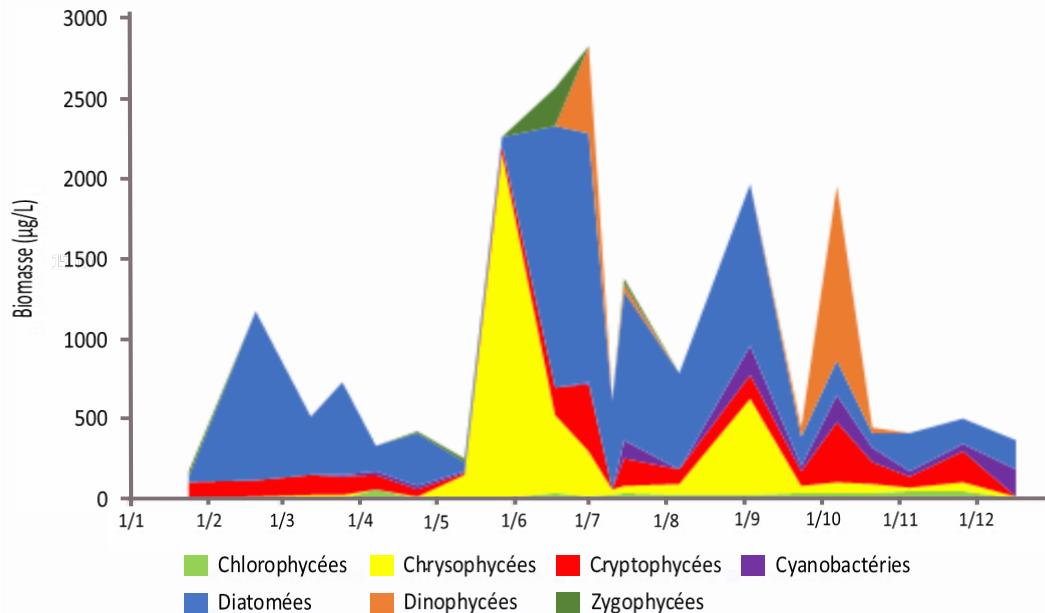


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL2) en 2024.

Figure 1 : Changes in the biomass of phytoplankton groups (sensu Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva in 2024.

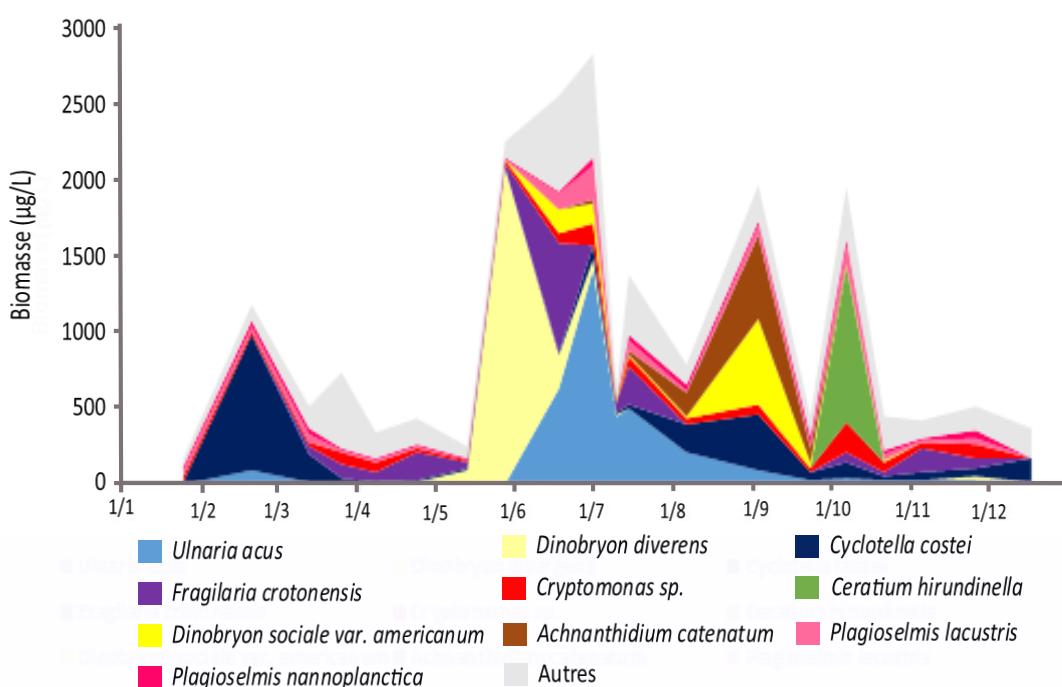


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL2) en 2024.

Figure 2 : Changes in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva in 2024.

- Une phase estivale (25 mai au 23 septembre) : pendant cette phase, la biomasse augmente fortement pour atteindre un pic de 2831 µg/L le 1er juillet, et la composition taxonomique change beaucoup. En début de phase estivale (fin mai à juin), ce sont les Chrysophycées, avec des espèces de *Dinobryon* qui dominent la biomasse : ce sont des espèces mixotrophes indicatrices de milieux oligotrophes (Padisak et al. 2009). Ensuite, de juillet à début aout, ce sont les Diatomées pennées qui vont dominer le compartiment algal, avec *Fragilaria crotonensis*, une espèce typique du plancton indicatrice de milieu riche en silice, et *Ulnaria acus* (Reynolds et al. 2002), une espèce tolérant les crues (Padisak et al. 2009). D'août à septembre, *Ulnaria acus* disparaît progressivement pour laisser la place à *Cyclotella costei* (Diatomée centrique), ainsi qu'à *Achnanthidium catenatum*, une petite diatomée monoraphidée plutôt trouvée proche de milieux benthiques et formant de courtes chainettes. On observe également la Chrysophycée, *Dinobryon sociale* var. *americanum*, indicatrice de milieu oligotrophe.

- Une phase automnale et hivernale (7 octobre au 17 décembre) : Un pic de biomasse est observé le 7 octobre, du fait d'une espèce de Dinophycée (*Ceratium hirundinella*), indicatrice d'épilimnion stratifié et bien éclairé. Puis la biomasse diminue fortement à partir de novembre et reste stable jusqu'à la fin d'année : elle est alors à nouveau dominée par une espèce de Diatomée (*Cyclotella costei*), des petites espèces de Cryptophycées (*Plagioselmis* spp.) adaptées aux milieux brassés et aux faibles luminosités.

3.1.2. Évolution du micro- et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. Le nanophytoplancton est préférentiellement brouté par le zooplancton.

La Figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2024.

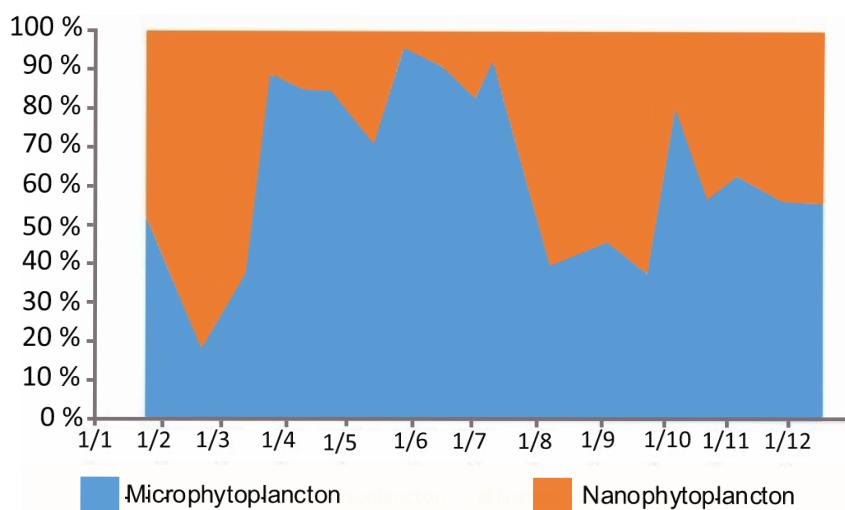


Figure 3 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classes de taille dans le Grand Lac (SHL2) en 2024.

Figure 3 : Changes of phytoplankton biomass by size classes in Upper Lake Geneva (SHL2) during 2024.

En 2024, le microphytoplancton domine la biomasse de l'année dans 15 échantillons sur 20. C'est surtout de la fin mars à la mi-juillet que le microphytoplancton domine largement le compartiment avec 86 % de la biomasse en moyenne.

3.2 ÉVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.1. Évolution des classes d'algues

La Figure 4 présente l'évolution interannuelle des principales classes d'algues (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac.

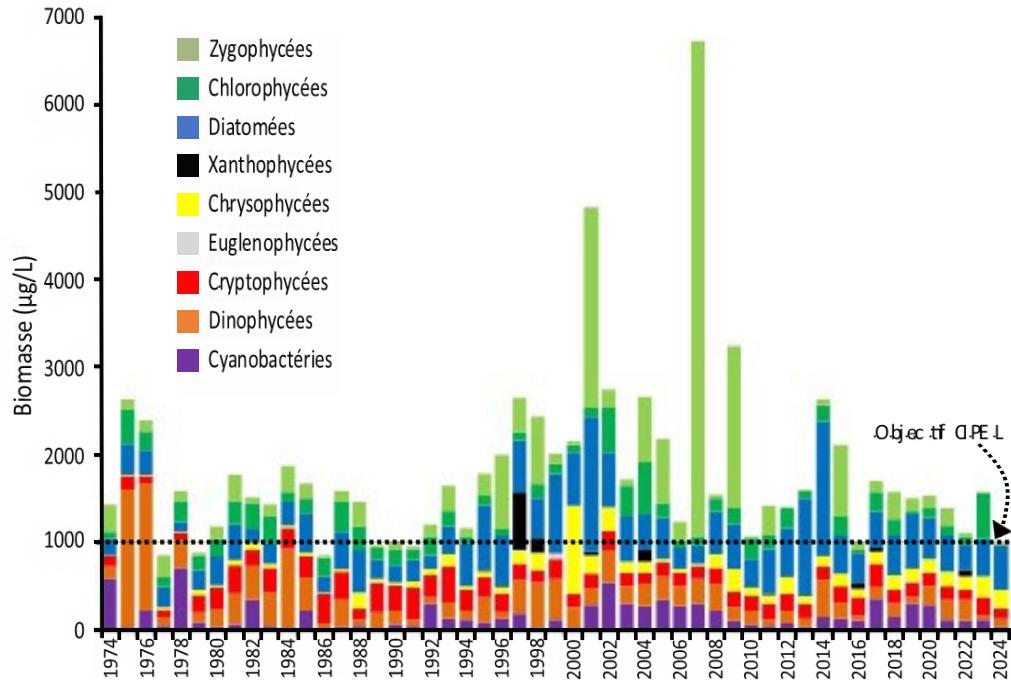


Figure 4 : Évolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac (SHL2). La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser dans le Léman.

Figure 4 : Inter-annual variation in annual mean biomass of major phytoplankton groups in Upper Lake Geneva. The CIPEL's objective is to not exceed an average annual biomass of 1000 µg/L in Lake Geneva.

La biomasse de l'année 2024 présente une biomasse annuelle moyenne (1006 µg/L), inférieure à la moyenne des 10 années précédentes (1618 µg/L). Cette biomasse annuelle reste légèrement supérieure à l'objectif proposé par la CIPEL, qui est de ne pas dépasser 1000 µg/L. La particularité de l'année 2024 est d'être l'une des biomasses moyenne annuelle les plus faible de toute la chronique (la 6^e plus faible).

3.2.2. Évolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974 - 2024. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon est calculé. Un indice moyen pour chaque mois est calculé, puis à partir de ces indices mensuels, un indice annuel moyen est calculé, ainsi que le 10^e et 90^e centile. L'évolution de ces valeurs est donnée sur la Figure 5.

La diversité peut être un indicateur de l'état trophique (concentrations en nutriments) en milieu aquatique : des relations sont régulièrement établies entre diversité et concentration en nutriments (ex. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971). L'indice est relativement stable sur toute la chronique depuis 1974. Cependant, ce sont les années récentes, qui présentent les diversités les plus élevées (par ordre de diversité décroissante : 2010, 2023, 2017, 2016, 2012, 2015, 2022, 1990, 2018).

Certaines années (2001, 2007 et 2009) présentent de faibles diversités : cela correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* (Zygomycées) qui ont dominé fortement le peuplement phytoplanctonique.

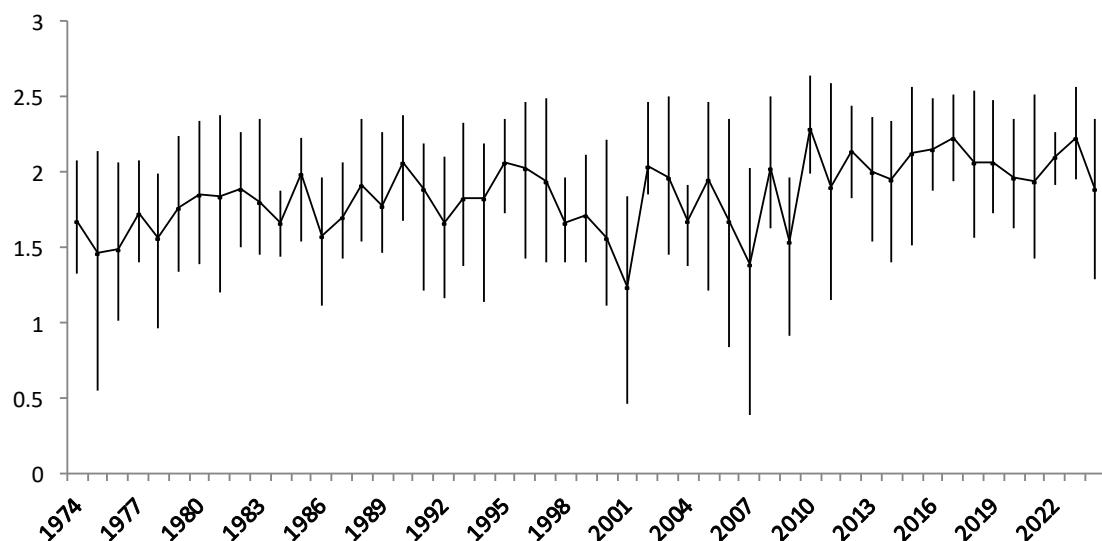


Figure 5 : Évolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Grand Lac (SHL2). La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale, le 10^e et le 90^e centile.

Figure 5: Interannual variation of the Shannon diversity index in the Upper Lake of Geneva. The line represents the average annual diversity, the vertical bars the 10th and 90th percentiles.

3.2.3. Évolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum

L'état trophique des lacs peut aussi être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude (Kaiblinger *et al.* 2009) a montré que l'indice de Brettum (1989) est bien adapté pour évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins. Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à la concentration en Ptot (phosphore total) selon six classes. Ces classes de concentration en Ptot telles que définies dans l'indice de Brettum sont indiquées dans le Tableau 1 avec leur correspondance à l'état trophique. Plus cet indice est élevé, plus l'état trophique est faible (oligotrophe).

Tableau 1 : Classes de qualité définies dans l'indice de Brettum. [Ptot] : concentration en phosphore total en µg/L.

Table 1 : Quality classes defined in the Brettum index. [Ptot] : total phosphorus concentration in µg/L.

Classes	[Ptot]	État trophique
6	<= 5 µg/L	Ultra-oligotrophe
5	5 - 8 µg/L	Oligotrophe
4	8 - 15 µg/L	Oligo-mésotrophe
3	15 - 30 µg/L	Méso-eutrophe
2	30 - 60 µg/L	Eutrophe
1	> 60 µg/L	Hyper-eutrophe

La Figure 6 présente l'évolution de cet indice pour le Grand Lac. Les limites de classes de qualités écologiques sont reprises de l'exercice d'intercalibration européen de Wolfram *et al.* (2007).

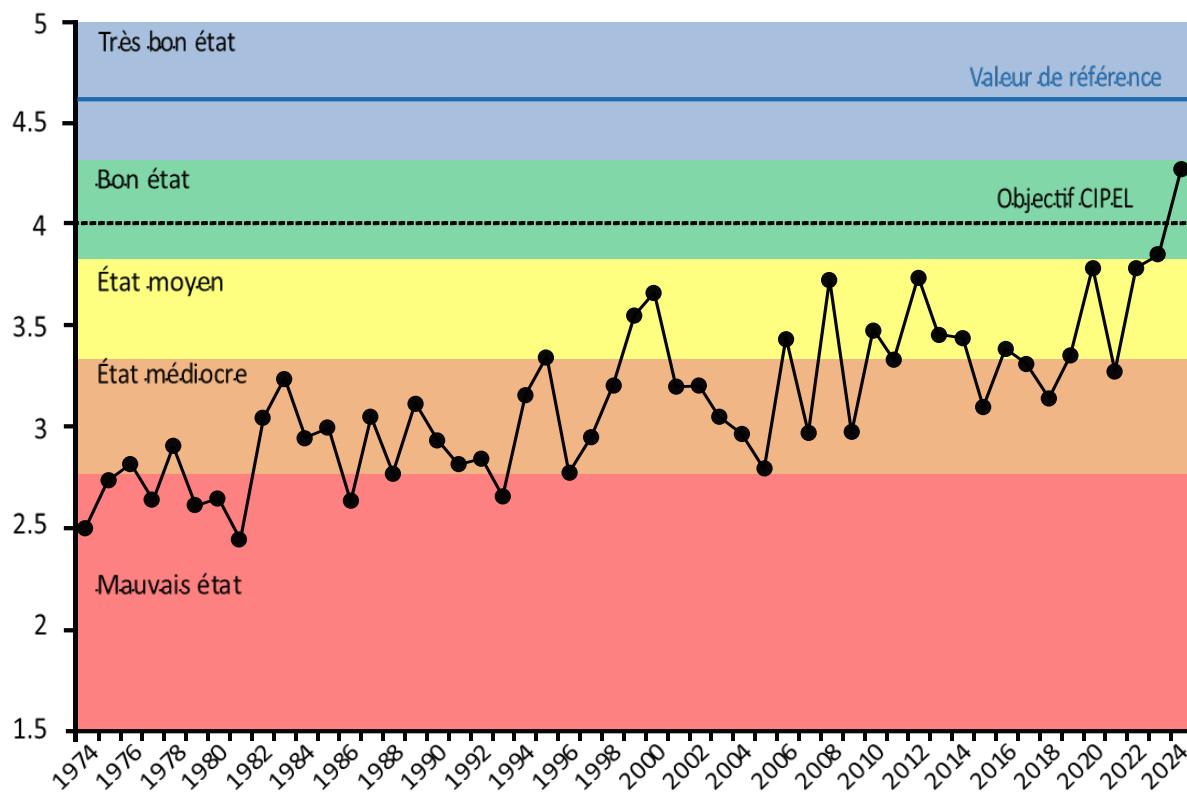


Figure 6 : Évolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac (SHL2). Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration Lake type (Wolfram *et al.* 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman. La valeur de référence de 4.62 correspond à un écosystème non impacté par les activités humaines.

Figure 6 : Long-term trends of the Brettum index. Ecological state boundaries for lake type L-AL-3 (Large alpine lakes) are taken from Wolfram *et al.* (2007). The CIPEL fixed an objective of 4 for Lake Geneva. The reference value of 4.62 corresponds to the value expected in a lake unimpacted by human activities.

Globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974. Entre 1974 et 1980 le Léman était eutrophe (mauvais état) selon l'indice de Brettum.

Depuis lors, cet indice montre une évolution progressive vers un état oligotrophe, traduisant une amélioration notable de l'état trophique du lac. En 2024, l'indice Brettum atteint une valeur de 4.25, ce qui correspond à un bon état écologique.

Cette valeur, qui se situe juste au-dessous de la limite entre le bon état et le très bon état, est la valeur la plus élevée de toute la chronique. Elle est au-dessus de l'objectif de la CIPEL (4), et s'approche de la valeur de référence (4.62).

3.2.4. Évolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002) est donnée à la Figure 7. L'annexe 1 présente la liste des différents groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002).

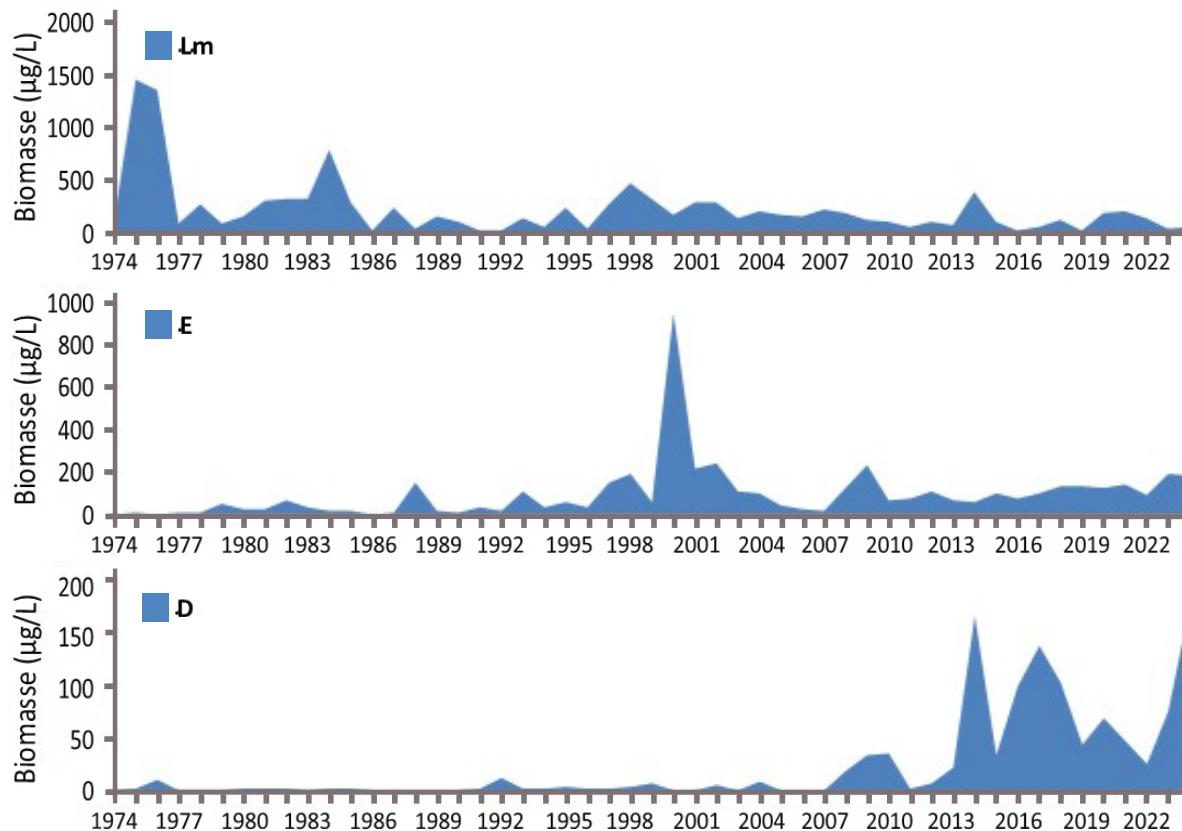


Figure 7 : Évolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds *et al.* (2002), dans le Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : Long-term changes in annual biomass of functional groups Lm, E and D identified according to Reynolds *et al.* (2002).

Le groupe Lm rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés. Une diminution de leur biomasse de l'année 1975 à l'année 2024 est observée (Figure 7). Il est devenu relictuel actuellement.

Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse avec une stabilisation depuis une dizaine d'années. Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation durable de la masse d'eau.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus*, *Achnanthidium catenatum*) des milieux turbides et/ou de faibles profondeurs selon Reynolds *et al.* (2002). Depuis 2014, les biomasses de ces taxons sont élevées par rapport à l'ensemble de la chronique. Ces taxons peuvent être indicateurs de fortes crues (ex : des affluents principaux tel que le Rhône ou encore la Dranse), qui apportent temporairement des taxons benthiques dans la zone pélagique. 2024 est l'année qui présente les plus fortes biomasses de ce groupe (175 µg/L en moyenne annuelle).

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor: 41 pp.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 572pp.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 517pp.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 606pp.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, Norway: 102 pp.
- Druart, J.C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplankton du l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, DECO470, INRA Thonon, France. 45 pp.
- Kaiblinger, C., Anneville, O., Tadonleke, R., Rimet, F., Druart, J. C., Guillard, J. & Dokulil, M. T. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- Kilham, S.S., Kott, C.L., Tilman, D., 1977. Phosphate and Silicate Kinetics for the Lake Michigan Diatom *Diatoma Elongatum*. *Journal of Great Lakes Research* 3, 93–99. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(77\)72233-6](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(77)72233-6)
- Padisak, J., L. O. Crossetti, & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.
- Rimet, F., Druart, J.C., Anneville, O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4, 99–110.
- Russel-Hunter, 1970, Aquatic productivity, New-York.
- Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: 1-38.
- Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. , Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S.& Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXES

ANNEXE 1 : DÉFINITION DES GROUPES FONCTIONNELS SELON REYNOLDS ET AL. (2002).

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417-428 | 2002

Table I: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrosira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S _N	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koliella</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chryschromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothecace</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low carbon, low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L _o	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	<i>Euglenoids</i> , <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

ÉTUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

ABOUT PICOCYANOBACTERIA

CAMPAGNE 2024

PAR

Stéphan JACQUET

UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

Les picocyanobactéries sont une composante ubiquiste du phytoplancton, pris en considération depuis 2014 dans le cadre de ce suivi. Longtemps négligées en raison de leur petite taille (< 2 - 3 µm), la distribution et la dynamique de cette communauté est proposée à partir de l'analyse de leur abondance par cytométrie en flux. L'étude portant sur les onze dernières années, de 2014 à 2024 inclus, révèle comme chaque année des abondances pouvant dépasser 10⁵ cellules/mL au cours de la période estivale. Les valeurs les plus élevées enregistrées en 2024 l'ont été aux mois de juillet et d'août. La biomasse moyenne relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste encore modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, ne dépassant pas 10 %. Toutefois, à certaines périodes de l'année (en juillet), la biomasse des picocyanobactéries a largement pu dépasser celle des formes nanoplanctoniques plus grosses. Il est attendu que la proportion de ces petites formes phytoplanctoniques, dont le rôle fonctionnel est important, croisse régulièrement avec la ré-oligotrophisation de l'écosystème et le réchauffement de ses eaux.

ABSTRACT

Picocyanobacteria are a ubiquitous component of the phytoplankton having been neglected until recently because of their small size (< 2 - 3 µm). Distribution and dynamics of this community is proposed based on the analysis of their abundance using flow cytometry. The study on the last 11 years, from 2014 to 2024, reveals abundances of this community regularly exceeding 10⁵ cells/mL. In 2024, such relatively high concentrations were observed in July and August. The relative mean biomass of this major representative community of the picoplankton remains modest compared to the nano - and microphytoplankton, reaching less than 10 %. However, it is noteworthy that, at certain times of the year (in July) the picocyanobacterial biomass could significantly exceed that of the larger nanoplanktonic forms. It is expected, along with the reoligotrophication of Lake Geneva and warming of surface waters, which the proportion of these representative small cells will increase in the future.

1. INTRODUCTION

Prendre en compte la structure en taille des communautés phytoplanctoniques (pico-, nano-, micro- phytoplancton) dans la compréhension du fonctionnement écologique des milieux aquatiques est particulièrement pertinente (Beaty & Parker 1996, Rekik *et al.* 2015, Pomati *et al.* 2019). Les dénombrements phytoplanctoniques effectués en microscopie dans le cadre du suivi écologique des lacs ne permettent pas d'identifier et quantifier précisément la part des espèces de très petite taille (appartenant au picoplankton) qui incluent notamment et majoritairement les picocyanobactéries dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al.* 2009).

Les picocyanobactéries sont des espèces unicellulaires (surtout) de cyanobactéries de taille < 2 - 3 µm, à priori non toxiques¹, qui possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (vis-à-vis de l'utilisation des ressources nutritives et de la lumière, typiquement). En effet, une petite taille et un rapport surface/volume supérieur aux autres formes planctoniques (plus grandes, plus larges) confèrent aux cellules picophytoplanctoniques une acquisition plus efficace des éléments nutritifs et une meilleure absorption de la lumière incidente (Stockner *et al.* 2000). Cela permet l'entretien minimal du métabolisme cellulaire et *in fine* de dominer dans certains environnements (oligotrophes à ultra-oligotrophes typiquement).

Les picocyanobactéries sont prédominantes au sein du picophytoplancton et particulièrement bien représentées dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al.* 2009, Domaizon *et al.* 2013, Zhong *et al.* 2013, Jacquet *et al.* 2016) ou d'autres écosystèmes (Stockner *et al.* 2000, Takasu *et al.* 2015) avec des proportions en termes de biomasse relative pouvant varier entre 10 et 70 %. D'autres formes picoplanktoniques, appartenant aux eucaryotes (e.g. *Chlorella spp*), sont également présentes et souvent dénombrées comme un tout et incluses dans le nanophytoplancton. Dans la suite de ce rapport, seules les picocyanobactéries sont prises en compte, en raison de leur diversité, abondance, ubiquité, ainsi que de leur potentiel bio-indicateur d'état et fonctionnel (Ezzedine & Jacquet non publié).

Dans les écosystèmes pauvres à moyennement riches en nutriments (oligo- à faiblement eutrophe), les picocyanobactéries sont toujours observées et susceptibles de participer significativement, au moins à certains moments de l'année et en zone épilimnique, à la biomasse et production primaire totales, et donc au soutien de la production secondaire zooplanctonique (Ammini *et al.* 2014, Jacquet *et al.* 2016). Pour donner un ordre d'idée, les données acquises par S. Jacquet (INRAE CARRTEL) sur la période s'étalant de 2003 à 2024, montrent que la proportion des picocyanobactéries (calculée à partir des biovolumes et exprimée sous la forme d'une biomasse en microgramme par litre) fluctue entre 3 et 45 % de la biomasse phytoplanctonique totale dans le lac d'Annecy (oligotrophe depuis longtemps) mais n'excède pas encore 20 % au lac du Bourget (pourtant oligo-mésotrophe depuis une dizaine d'année et considéré oligotrophe depuis 2023). La biomasse de ce groupe peut occasionnellement être équivalente, voire dépasser celle des formes nano- et microphytoplanctoniques, en particulier au début du printemps et au milieu de l'été. Les picocyanobactéries sont, par ailleurs, susceptibles de réagir positivement au réchauffement de la masse d'eau (Śliwińska-Wilczewska *et al.* 2017), y compris en système oligo-mésotrophe, tout comme à certains xénobiotiques comme le glyphosate (Castro Berman *et al.* 2020). Ces études et d'autres ont en effet révélé la capacité de ces microorganismes à « s'adapter » et croître plus rapidement dans des eaux plus chaudes et/ou en réponse à certains métabolites qu'ils sont capables de métaboliser et dégrader à leur profit.

La communauté des picocyanobactéries (représentantes majeures du picophytoplancton) étant susceptibles d'être un indicateur trophique, fonctionnel et/ou en réponse aux changements globaux (e.g. la température), il est proposé au sein de ce chapitre de décrire l'évolution dans le Léman (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne, considérées à six profondeurs différentes (de la proche surface à 50 m de profondeur) et mises en relation avec les principaux facteurs environnementaux pour l'année 2024 ; (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2014 comparativement au phytoplancton total ; et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton pour révéler et comparer l'importance des picocyanobactéries au sein de différents lacs péri-alpins (e.g. Annecy, Bourget, Léman).

¹ Bien que rares, il est possible que certains taxons soient toxiques

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 CYTOMÉTRIE EN FLUX

Les abondances picocyanobactériennes dans le Léman sont mesurées au cours de 19 campagnes aux profondeurs suivantes : 2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m, ainsi que sur un prélèvement d'un échantillon d'eau intégré de 0 à 18 m (en lien avec le suivi phytoplanctonique classique - Rimet 2021).

L'analyse de ce compartiment biologique est rendue possible grâce à la cytométrie en flux, une technique qui permet de compter et d'étudier rapidement de nombreuses caractéristiques d'un grand nombre de cellules ou particules (plusieurs dizaines de milliers) placées en suspension dans un liquide et qui vont être considérées une par une. Empruntée au domaine médical et appliquée à l'Océanographie (dès les années 1985), la cytométrie en flux a notamment permis de découvrir l'organisme (procaryote) photosynthétique le plus petit et le plus abondant de l'océan mondial (e.g. *Prochlorococcus*, Chisholm *et al.* 1988) et aussi le plus petit eucaryote photosynthétique, *Ostreococcus tauri* (Courties *et al.* 1994). Depuis cette époque, cette technique est devenue incontournable et constitue un outil d'analyse rapide et fiable particulièrement bien adapté au comptage et à l'étude des petits organismes phytoplanctoniques, bactériens et viraux en milieux marin et d'eau douce. Le principe de fonctionnement est basé sur la mise en suspension des cellules ou particules que l'on veut étudier dans un milieu liquide. Les cellules sont poussées par un fluide liquide, ici de l'eau milliQ, à travers un système de pompe et envoyées une à une (après leur alignement) devant un (ou plusieurs) faisceau(x) laser qui permet(tent), en plus de les compter, de mesurer ou d'évaluer certains paramètres cellulaires : taille, volume, granulométrie, fluorescence, etc. Différents paramètres vont donc être observés : la lumière diffractée, mesurée en face du rayon laser, permet d'évaluer la taille des cellules (**FSC**) ; la lumière diffractée, mesurée sur le côté à 90° (**SSC**) donne une mesure de la granularité de la cellule qui correspond à la complexité de la cellule (densité des organites, irrégularités internes ou de surface). Ces deux paramètres (FSC et SSC) sont donc globalement proportionnels à la taille et à la complexité des cellules. Cela permet un premier tri des catégories cellulaires, mais ne suffit pas pour une reconnaissance précise. Pour le phytoplancton, la chlorophylle, la phycocyanine (PC) ou encore la phycoérythrine (PE) sont des pigments qui permettent de discriminer différentes populations et c'est la fluorescence de ce dernier type de pigment (PE), associé à des valeurs relativement faibles pour le FSC ou SSC, qui permettent de reconnaître sans ambiguïté les picocyanobactéries. Les intensités lumineuses mesurées sont très faibles, les détecteurs utilisés sont des photomultiplicateurs. L'appareil est relié à un ordinateur qui enregistre les données et affiche les résultats des mesures. L'analyse finale peut être opérée sur son propre PC à partir de logiciels dédiés. Dans le cadre du suivi CIPEL des picocyanobactéries, un FACSCalibur (BD Biosciences) équipé de deux lasers (bleu et rouge) est utilisé permettant de discriminer facilement cette communauté des autres groupes phytoplanctoniques (Figure 1).

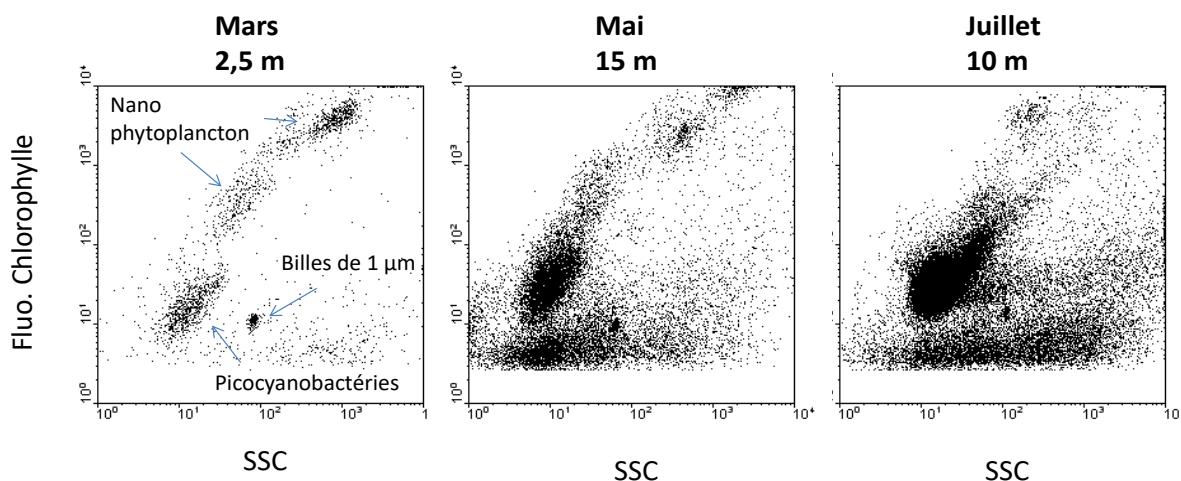


Figure 1 : Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) révélant notamment la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates en 2024 dans le Léman. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l'indice de réfraction des cellules.

Figure 1 : Examples of cytograms (biparametric representations) showing the picocyanobacterial community for different depths at different periods of the year 2024 in Lake Geneva. SSC corresponds to Side SCatter and is a proxy of cell size, shape and refractive index.

2.2 ANALYSES STATISTIQUES

Une analyse en composantes principales (ACP) est proposée à partir d'un nombre limité de variables prises aux profondeurs suivantes (2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m) afin de déterminer les facteurs principaux intervenant dans la distribution et la dynamique observées de la communauté des picocyanobactéries. Le seuil de significativité des corrélations a été fixé à 99 %.

3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2024

3.1 CYTOMÉTRIE EN FLUX

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été (exception faite d'une baisse significative en mai), avant de diminuer à la fin de l'automne et en hiver. En 2024, les valeurs maximales, avec plus de 10^5 cellules/mL, ont été observées en juillet et aout, entre 2.5 m et 15 m de profondeur (Figure 2). La concentration cellulaire des picocyanobactéries reste bien visible et marquée toute l'année sur la tranche d'eau 0 - 50 m. Il y a toujours à minima plusieurs centaines de cellules par mL détectées et la concentration cellulaire moyenne tout au long de l'année, sur la tranche d'eau 0 - 50 m, est $> 10^4$ cellules/mL.

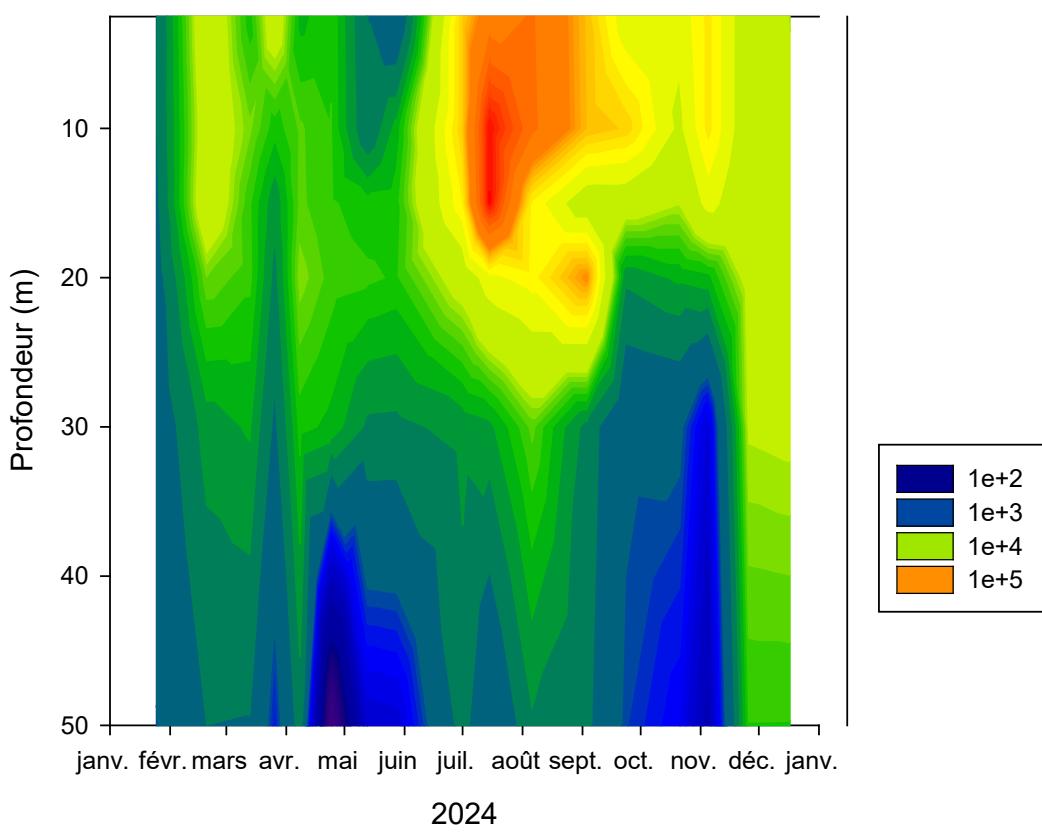


Figure 2 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules / mL) en 2024 entre 2.5 m et 50 m de profondeur dans le Léman à la station SHL2. L'échelle proposée est la suivante: $1e+2= 100$; $1e+3= 1000$; $1e+4= 10000$; $1e+5= 100000$.

Figure 2 : Distribution and dynamics of picocyanobacteria (in cells / mL) in 2024 between surface and 50 m deep in Lake Geneva at SHL2. The scale for the numbers is as follows: $1e+2= 100$; $1e+3= 1000$; $1e+4= 10000$; $1e+5= 100000$.

En considérant la valeur de l'échantillon d'eau intégré de 0 à 18 m afin de pouvoir la comparer à l'ensemble du phytoplancton, la proportion des picocyanobactéries en termes de biomasse phytoplanctonique totale a été, en moyenne, plus faible en 2024, 7.1 % (0.4 à 39.7 %), qu'en 2023, 10.2 % (0.4 à 39.5 %), restant toutefois supérieure à celle de 2022 qui était de 6.5 % (0.8 à 19.8 %) et de 2021 qui était de 3.1% (0.8 à 11.8 %). Comparativement, les proportions relatives du nano- et microphytoplancton ont été approximativement de 32.8 % et de 60.1 % en 2024 (contre respectivement en 2023 38.1 % et 51.7 % et 23.9 % et 69.6 % en 2022, révélant encore une variabilité importante d'année en année). A titre comparatif, les proportions picocyanobactériennes en 2024 ont été de 8.1 % et 20 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement.

Dans le détail, les picocyanobactéries ont représenté entre 23.5 et 39.7 % de la biomasse phytoplanctonique totale intégrée sur la couche d'eau 0 - 18 m, au cours des mois de juillet et aout, des valeurs comparables à celles rapportées en 2023 (i.e. 16.7 à 39.5 %) et supérieures aux années précédentes (avec des valeurs qui fluctuent entre 45 et 20 %).

3.2 ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES

Une analyse en composantes principales a été proposée pour l'année 2024 ($n = 102$; Figure 3) afin de déterminer les liens existants entre certains facteurs environnementaux et la dynamique, ainsi que la distribution de cette communauté (notée « picocyanos » ci-dessous). La variance totale expliquée à partir des deux principaux axes est relativement élevée, soit 60.2 %, une valeur assez comparable aux années précédentes. La température (notée Temp) reste un facteur clef ($r = 0.6$; $p < 0.01$; comme les années précédentes), ce que des expériences au laboratoire avec des cultures de picocyanobactéries isolées des grands lacs péri-alpins ont également confirmé avec un optimum de croissance entre 20 et 25°C (Reymann & Jacquet 2015).

Comme les années précédentes, il n'existe pas de relations marquées entre les nutriments phosphorés et les picocyanobactéries. Une relation négative est donnée avec la conductivité ($r = -0.55$; $p < 0.01$) et surtout les nitrates ($r = -0.61$; $p < 0.01$), cette dernière relation ayant aussi été marquée les années précédentes. Ce dernier résultat ne pouvant pas être interprété sans une expérience au laboratoire, une étude a été menée en 2019 et 2021 consistant à enrichir des échantillons naturels prélevés dans différents lacs, dont le Léman, avec différentes concentrations en nitrates. Il s'est avéré que la croissance des picocyanobactéries était fortement stimulée par l'ajout de NO_3 (Guilmot & Jacquet 2020, Peloux 2021), suggérant le caractère limitant de cette ressource à certaines périodes de l'année.

Parmi les facteurs clefs, ici non pris en compte dans l'ACP car non mesurés, une hypothèse serait celle de l'importance des interactions biotiques (filtration et/ou broutage par les moules quagga, le métazooplancton, les organismes unicellulaires flagellés et ciliés, et aussi l'impact de la lyse virale) qu'il serait intéressant de prendre en compte à l'avenir. La compétition entre les espèces phytoplanctoniques pour les ressources nutritives et/ou la lumière est sûrement aussi un élément important à garder en tête.

Enfin, l'effet de la lumière constitue, sans nul doute, un élément clef pour expliquer la croissance et la distribution de cette communauté. Tester son effet (quantitatif et qualitatif) en conditions de laboratoire serait très pertinent pour vérifier cette hypothèse, les mesures de terrain ne pouvant généralement pas y répondre, faute de changements de luminosité et d'éclairement pouvant être trop rapides (par exemple à cause de passages nuageux au moment de la mesure d'intensité lumineuse).

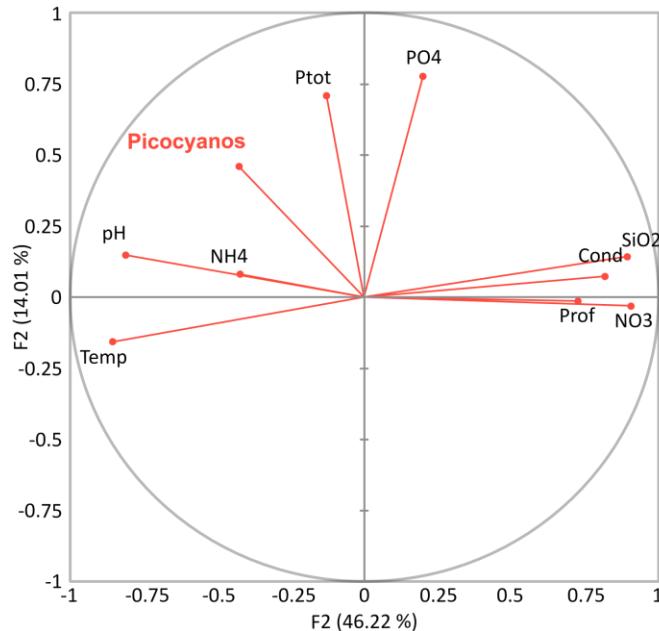


Figure 3 : Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres sur l'ensemble de l'année 2024, dans le Léman, à la station SHL2. La variance totale expliquée est de 60.2 %.

Figure 3 : Principal Component Analysis with a selection of parameters in 2024 at SHL2. The total variance is about 60.2 %.

4. ÉVOLUTION DEPUIS 2014

Les concentrations annuelles moyennes des picocyanobactéries sur la zone 2.5 - 20 m ou 0 - 18 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs comparativement aux autres groupes phytoplanctoniques en général, sont surtout observées autour de la période estivale, les concentrations maximales étant observées de juillet à octobre (Figure 4). Depuis 2019, une baisse assez marquée des abondances des picocyanobactéries avait été observée sur la zone 0 - 18 m, à relier peut-être à (i) un échantillonnage trop espacé et n'ayant pas permis d'obtenir le pic de concentration estivale et/ou (ii) à une météorologie défavorable (cas très probable en 2021) ayant freiné le développement de cette communauté. En 2022, cette tendance à la baisse s'était infléchie et des valeurs plus élevées avaient été enregistrées. En 2023, une forte augmentation des concentrations cellulaires avait été observée sur cette strate de la colonne d'eau, ce qui reste le cas en 2024.

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les onze dernières années que la zone où leur abondance (exprimée en nombre de cellules par mL) est la plus forte reste la zone épilimnique (0 - 20 m). Ces résultats sont à relier majoritairement à la quantité de lumière et aux températures élevées proches de la surface, des paramètres pour lesquels il est connu que cette communauté montre une sensibilité marquée (Figure 5). Les fortes concentrations enregistrées à 15 m tout au long de l'été se confirment et ne sont pas surprenantes. Cette communauté est composée de populations riches en phycoérythrine, un pigment accessoire majoritaire, ce qui confère aux cellules un avantage compétitif sur la majorité des autres espèces phytoplanctoniques. Ce pigment permet d'utiliser les longueurs d'onde vertes de la lumière, c'est-à-dire le spectre de lumière majoritaire voire unique en profondeur. Au lac du Bourget, ce phénomène est déjà bien en place et a été décrit plusieurs fois (Jacquet et al. 2022).

Sur la période de 2014 à 2024, la proportion annuelle (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 3.1 (en 2021) et 10.2 % (en 2023) révélant des disparités entre les années (Figure 6). 2021 était apparu comme l'année où la biomasse relative était la plus basse sur la chronique après des valeurs assez constantes variant entre 5.5 et 7 % sur la période 2017 - 2022. Le suivi à long terme de cette communauté doit se poursuivre pour permettre de confirmer (i) que la proportion pico(phyto)planctonique augmentera majoritairement avec la réoligotrophisation du lac mais aussi possiblement avec le réchauffement de ses eaux (une hypothèse qui mériterait d'être testée en parallèle en conditions contrôlées de laboratoire) et (ii) que ce groupe indiquera une évolution du niveau trophique et de qualité des eaux du lac associées à un changement de son fonctionnement écologique.

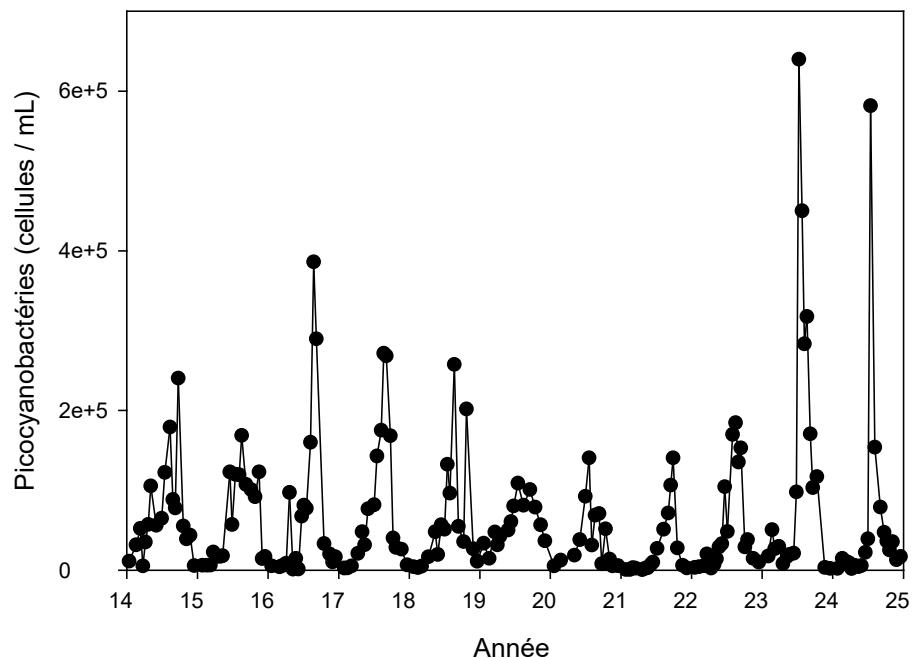


Figure 4 : Evolution des concentrations moyennes de picocyanobactéries (en cellules/mL) entre 2.5 et 20 m de 2014 à 2024 inclus, dans le Léman, à la station SHL2.

Figure 4 : Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells/mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2024, at SHL2.

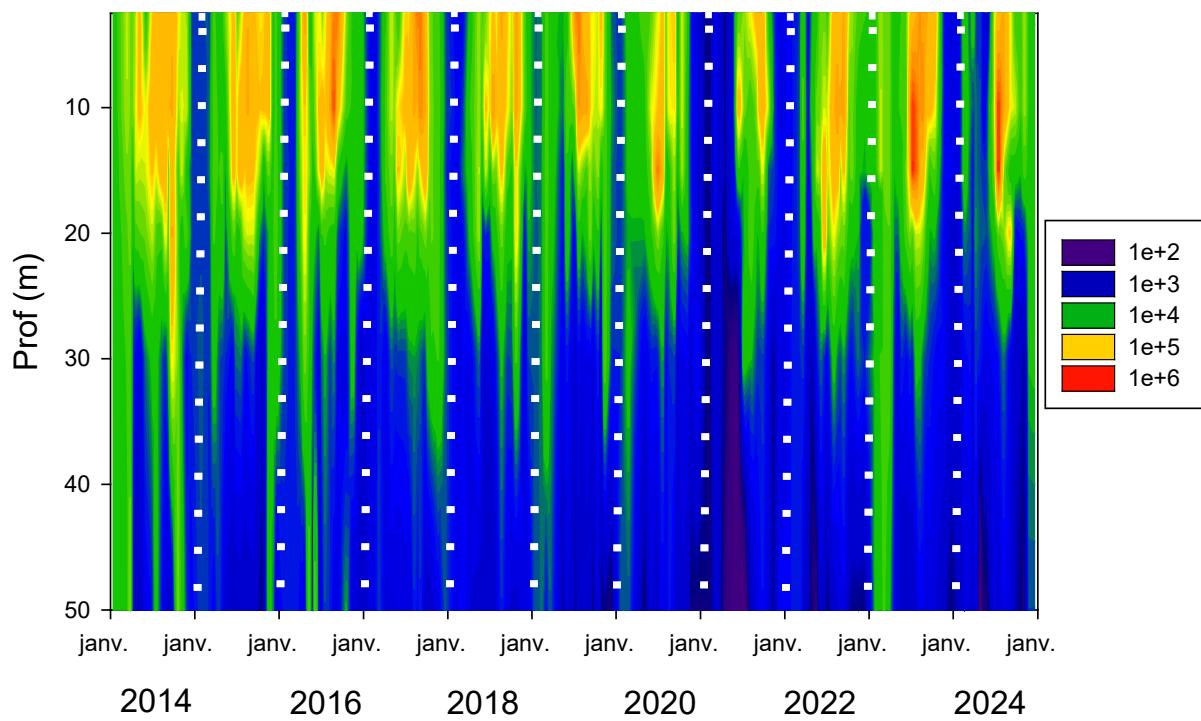


Figure 5 : Évolution des concentrations de picocyanobactéries entre 2.5 et 50 m, de 2014 à 2024 inclus, dans le Léman à la station SHL2.

Figure 5 : Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2024, at SHL2.

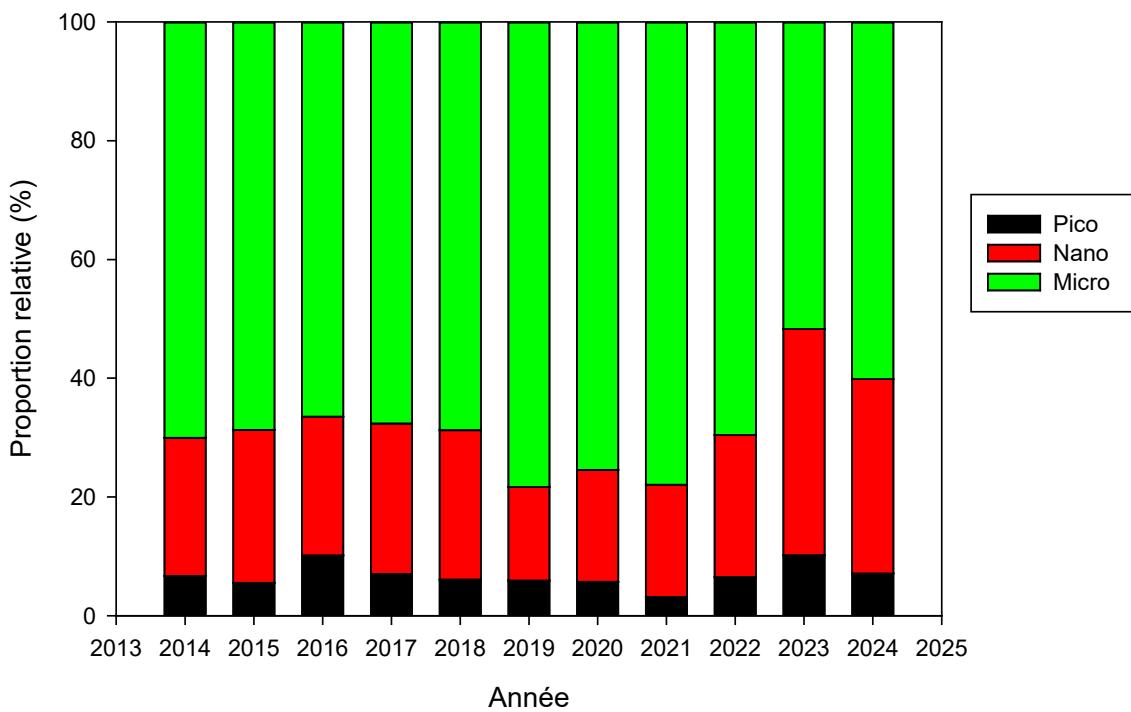


Figure 6 : Évolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman à la station SHL2 pour la période 2014 - 2024 entre 0 et 18 m.

Figure 6 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva at SHL2 for the period 2014 - 2024.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014 - 2024, le caractère bio-indicateur de ce compartiment en lien avec le statut trophique de l'écosystème. Ainsi, la proportion la plus forte est trouvée au lac d'Annecy qui est oligotrophe depuis longtemps, et la proportion la plus faible est celle du Léman, toujours oligo-mésotrophe et en voie de ré-oligotrophisation. Comparativement, le lac du Bourget (longtemps oligo-mésotrophe et depuis peu oligotrophe) se situe entre les deux (Figure 7) mais on peut constater que la différence s'estompe entre ce dernier et le Léman (avec des valeurs moyennes de proportion picoplanktonique pour les dix dernières années de 19.2 % pour Annecy, 10.8 % pour le Bourget et 8.8 % pour le Léman).

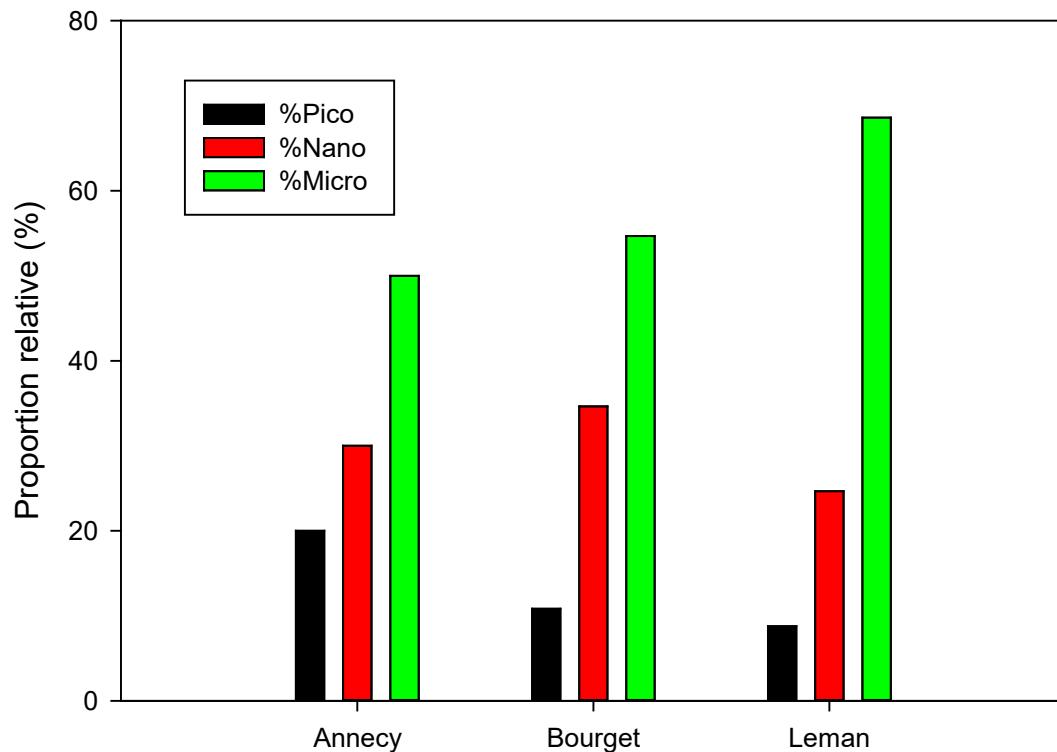


Figure 7 : Évolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014 - 2024.

Figure 7 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014 - 2024.

BIBLIOGRAPHIE

- Ammini, P., Zhong, X., Angia Sriram, P.R., Jacquet, S. (2014). Dynamics of auto- and heterotrophic picoplankton and associated viruses in Lake Geneva. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion* 18, 1073-1084.
- Beaty, M.H., Parker, B.C. (1996). Relative importance of pico-, nano-, and microplankton to the productivity of Mountain Lake, Virginia. *Hydrobiologia* 331, 121–129.
- Castro Berman, M., Llames, M.E., Minotti, P., Fermani, P., Quiroga, M.V., Ferraro, M.A., Metz, S., Zagarese, H.E. (2020). Field evidence supports former experimental claims on the stimulatory effect of glyphosate on picocyanobacteria communities. *Science of the Total Environment* 701, 134601.
- Chisholm, S.W., Olson, R.J., Zettler, E.R., Goericke, R., Waterbury, J.B., Welschmeyer, N.A. (1988). A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. *Nature* 334, 340-343.
- Courties, C., Vaquer, A., Trousselier, M., Lautier, J., Chrétiennot-Dinet, M.J., Neveux, J., Machado, C., Claustre, H. (1994). Smallest eukaryotic organism. *Nature* 370, 255.
- Domaizon, I., Savichtcheva, O., Debroas, D., Arnaud, F., Villar, C., Pignol, C., Alric, B., Perga, M.E. (2013). DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. *Biogeosciences* 10, 3817-3838.
- Ezzedine, J., Jacquet, S. (soumis). Picocyanobacteria in lakes: a multi-proxy functional indicator?
- Guilmot, S., Jacquet, S. (2020). Le picoplancton: Vers un nouveau bio-indicateur global lacustre (PICOMIL). Rapport du pôle ECLA.
- Jacquet, S., Barbet, D., Barbier, C., Cachera, S., Colon, M., Espinat, L., Girel, C., Guillard, J., Hamelet, V., Hustache, J.C., Lacroix, D., Laine, L., Leberre, B., Neasat, J., Paolini, G., Perga, M.E., Perney, P., Rimet, F. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. Rapport INRA-CISALB-CALB, 205 pp.
- Jacquet, S., Cachera, S., Crépin, L., Goulon, C., Guillard, J., Hamelet, V., Hustache, J.C., Laine, L., Perney, P., Quétin, Ph., Raphy, J., Rasconi, S., Rautureau, C., Rimet, F., Tran-Khac, V. (2022). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021. Rapport INRAE-CISALB, 179 pp.
- Jacquet, S. (2022). Etude relative aux picocyanobactéries. Rapport de la CIPEL pour l'année 2021. pp. 75-83
- Jacquet, S. (2023). Etude relative aux picocyanobactéries. Rapport de la CIPEL pour l'année 2022. pp. 70-78
- Peloux, A. 2021. Les picocyanobactéries lacustres peuvent-elles être considérées comme un bio-indicateur fonctionnel ? Rapport de stage M2, Université de Lorraine, 46 pp.
- Personnic, S., Domaizon, I., Dorigo, U., Berdjeb, L., Jacquet, S. (2009). Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. *Hydrobiologia* 627, 99-111.
- Pomati, F., Shurin, J.B., Andersen, K.H., Tellenbach, C., Barton, A.D. (2019). Interacting temperature, nutrients and zooplankton grazing control phytoplankton size-abundance relationships in eight Swiss Lakes. *Frontiers in Microbiology* 10, 3155, 17 p.
- Rekik, A., Denis, M., Maalej, S., Ayadi, H. (2015). Spatial and seasonal variability of pico-, nano- and microphytoplankton at the bottom seawater in the north coast of Sfax, Eastern Mediterranean Sea. *Environmental science and pollution research international*. 22. 10.1007/s11356-015-4811-1.
- Reymann, Q., Jacquet, S. (2015). Importance des facteurs environnementaux sur la croissance, la dynamique et la distribution des picocyanobactéries lacustres. Master 2 Biologie des micro-organismes spécialité micro-organismes, Université de Strasbourg.
- Rimet, F. (2021). Le phytoplancton du Léman. Rapport CIPEL pour l'année 2020. pp. 66-75
- Stockner, J., Callieri, C., Cronberg, G. (2000). Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. Dans *The Ecology of Cyanobacteria*. p. 195-231.
- Takasu, H., Ushio, M., LeClair, J.E., Nakano, S. (2015). High contribution of *Synechococcus* to phytoplankton biomass in the aphotic hypolimnion in a deep freshwater lake (Lake Biwa, Japan). *Aquatic Microbial Ecology* 75, 69–79.
- Zhong, X., Berdjeb, L., Jacquet, S. (2013). Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. *FEMS Microbiology Ecology* 86, 312-326.

BIOMASSE CHLOROPHYLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Serena RASCONI, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière des concentrations de chlorophylle a en 2024 a montré un démarrage de croissance à la fin du mois de février, correspondant à une baisse de la transparence dans la couche supérieure de la colonne d'eau et à un premier pic de production primaire. En début de printemps les valeurs de chlorophylle a et de production primaire ont baissé et sont restées stables pendant la période printanière (mars-mai). Un deuxième pic de production primaire correspondant au pic printanier de chlorophylle a été mesuré fin mai-juin. Les concentrations de chlorophylle a mesurées en septembre ont été plus élevées que celles mesurées le reste de l'année. Le pic plus important de chlorophylle a a été décalé par rapport au pic plus important de production primaire, mesuré en octobre. Ensuite les valeurs de chlorophylle a et de production ont baissé en novembre et décembre et ont atteint des valeurs minimales typiques de la saison hivernale, correspondant à une augmentation de la transparence de l'eau.

En termes d'évolution interannuelle (depuis 2015), les concentrations moyennes de chlorophylle a et les valeurs de production primaire en mars-mai ont été moins élevées en 2024 que celles observées les années précédentes. Seule la production primaire a été moins élevée en 2019. En revanche, en juin-août les valeurs de production primaire ont été plus élevées en comparaison aux valeurs observées à l'exception des deux années précédentes, bien que les valeurs de chlorophylle a aient présenté des valeurs moins élevées comparées aux années précédentes. En automne 2024, les valeurs de chlorophylle a et de production primaire moyenne ont été légèrement inférieures comparées aux valeurs observées les années précédentes.

A l'échelle interannuelle, la tendance de chlorophylle a est stable depuis 2018 autour de la valeur moyenne de 4 µg/L.

ABSTRACT

In 2024 chlorophyll a concentration started to increase at the end of February, corresponding to the lowering of the transparency. At the same time, the measured primary production showed a first peak of activity. In early spring, chlorophyll a concentration and primary production were lower and remained stable during spring (March-May). A second primary production peak corresponding to the spring chlorophyll a peak was measured at the end of May-June. The maximum of chlorophyll a was observed in September. The maximum concentration of chlorophyll a was not synchronous with the maximum of primary production, measured in October. Chlorophyll a and primary production values decreased in November-December and reached the minimum values typical of the winter season, corresponding to high water transparency.

In the interannual trend (since 2015), in March-May 2024 chlorophyll a concentration and primary production were lower compared to previous years, only in 2019 the primary production was lower. In June-August the primary production values were higher compared to the previous years, although chlorophyll a values were lower. During autumn, the average chlorophyll a concentration and primary production were lower compared to the values measured in 2023 and to the previous years.

The annual average concentration of chlorophyll a showed a relative stability since 2018, around the mean value of 4 µg/L.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de concentration en chlorophylle *a* (utilisée comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique) et de production primaire mesurées à la station SHL2 tout au long de l'année 2024. L'évolution interannuelle de ces paramètres est également présentée pour la période 2015-2024.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé aux profondeurs habituelles de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m pour la chlorophylle *a* et de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15 et 20 m pour la production primaire. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc standard. Dix-neuf campagnes ont été effectuées en 2024, mensuelles pendant les mois de janvier, février et décembre, et bimensuelles pendant les autres mois. A cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage de juin et septembre a également été mensuel.

La concentration en chlorophylle *a* a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en chlorophylle *a* (ici notée **ChIA**) a été calculée suivant l'équation de STRICKLAND & PARSONS (1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes : 750, 665, 645 et 630 nm (Norme NF T90-117 AFNOR, 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle *a* (notée **Chla**, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne < 3 %, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (**ChIA** et **Chla**) sont fortement corrélées (régression linéaire comparant toutes les mesures pour la période 2013-2024 : $R^2 = 0.92$, $p < 0.001$). Les mesures de Chla sont donc présentées pour le suivi de l'année 2024 et l'évolution comparative avec les mesures de production primaire à partir de l'année 2015 sur les eaux de surface 0 à 20 m. L'évolution interannuelle des biomasses chlorophylliennes a été quantifiée à partir des valeurs moyennes de ChIA sur les eaux de surface de 0 à 30 m et présentée pour la période 1977-2024.

La production primaire (PP) a été mesurée selon le protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par la méthode d'incubation et d'incorporation du ^{13}C entre 10h et 14h. Les valeurs sont exprimées en masse de carbone fixée par litre et par heure ($\mu\text{g C/L/h}$).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE

Les concentrations moyennes pondérées en fonction de l'épaisseur des couches et les concentrations maximales en chlorophylle *a* (Chla) mesurées sur les 20 premiers mètres ont présenté des valeurs faibles en janvier suivis par une augmentation en février (20 février 12.5 $\mu\text{g/L}$, Figure 1a). Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne correspond à la période de croissance printanière du phytoplancton dominée par *Plagioselmis* et *Cyclotella* (RIMET 2025, ce rapport). Pendant cette période une baisse de la transparence et un pic de production primaire (transparence 4.65 m, Figure 1a et production maximum 11.7 $\mu\text{g C/L/h}$, Figure 1b) ont également été observés. Ensuite, pendant la période mars-mai une baisse importante de production et des valeurs de Chla ont été observées, correspondant à un pic d'abondance du zooplancton herbivore (RASCONI et al 2025, ce rapport). La biomasse des algues de petite taille est drastiquement réduite pendant cette période (RIMET 2025, ce rapport), notamment la diatomée *Cyclotella* qui constitue une des sources de nourriture préférée du zooplancton.

A partir de fin mai jusqu'au mois d'août, les concentrations moyennes en chlorophylle *a* et les valeurs de production primaire sont relativement stables (maximum de Chla le 28 mai 6.77 $\mu\text{g/L}$ et de production primaire le 6 août 9.4 $\mu\text{g C/L/h}$). En septembre a été observée une phase de croissance de la biomasse chlorophyllienne plus importante que celle observée au printemps et un pic de Chla (13.8 $\mu\text{g/L}$) a été enregistré le 3 de ce mois à la profondeur de 7.5 m. Un pic de production primaire a été mesuré le 7 octobre (9.92 $\mu\text{g C/L/h}$ à la profondeur de 3.5 m), moins important par rapport à celui mesuré au printemps.

Suite à ces pics, une baisse des concentrations en chlorophylle *a* et de production primaire est constatée. En novembre et décembre, les concentrations en chlorophylle *a* (moyenne novembre-décembre 2 $\mu\text{g/L}$) et production primaire (moyenne novembre-décembre 2.19 $\mu\text{g C/L/h}$) ont été nettement plus faibles que celles observées les mois précédents. Cette baisse de biomasse phytoplanctonique est associée à une augmentation de la transparence et une baisse de la population zooplanctonique (RASCONI et al 2025, ce rapport).

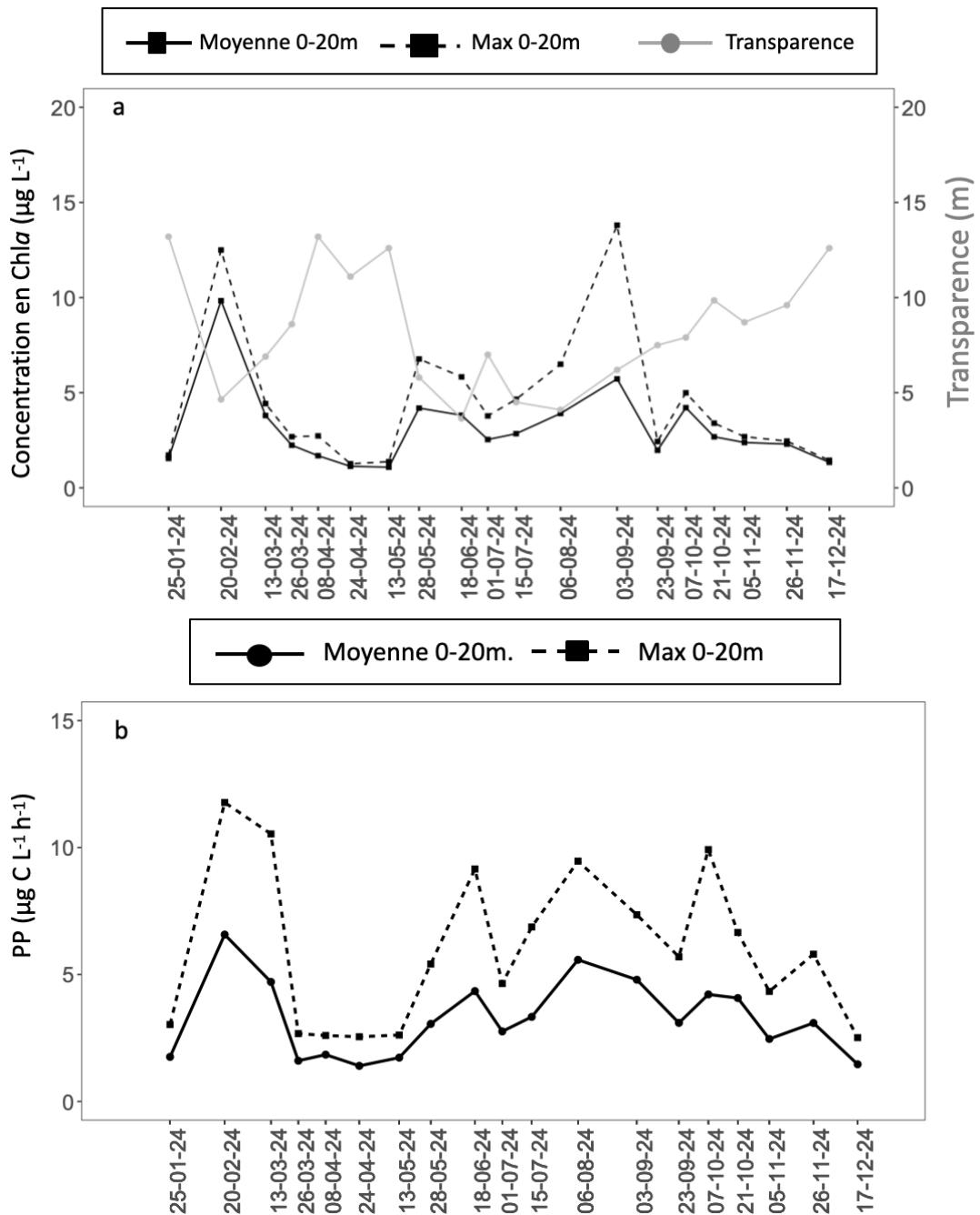


Figure 1 : Évolution annuelle a) des concentrations maximales et moyennes en chlorophylle a des eaux de surface 0-20 m, ainsi que de la transparence et b) de la production primaire maximale et moyenne des eaux de surface 0-20 m (SHL2). Les dates correspondent aux dates de campagnes de suivi).

Figure 1 : Monthly dynamic of a) water transparency and average and maximum Chl α concentration measured between 0 and 20 m b) average and maximum primary production measured between 0 and 20 m (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

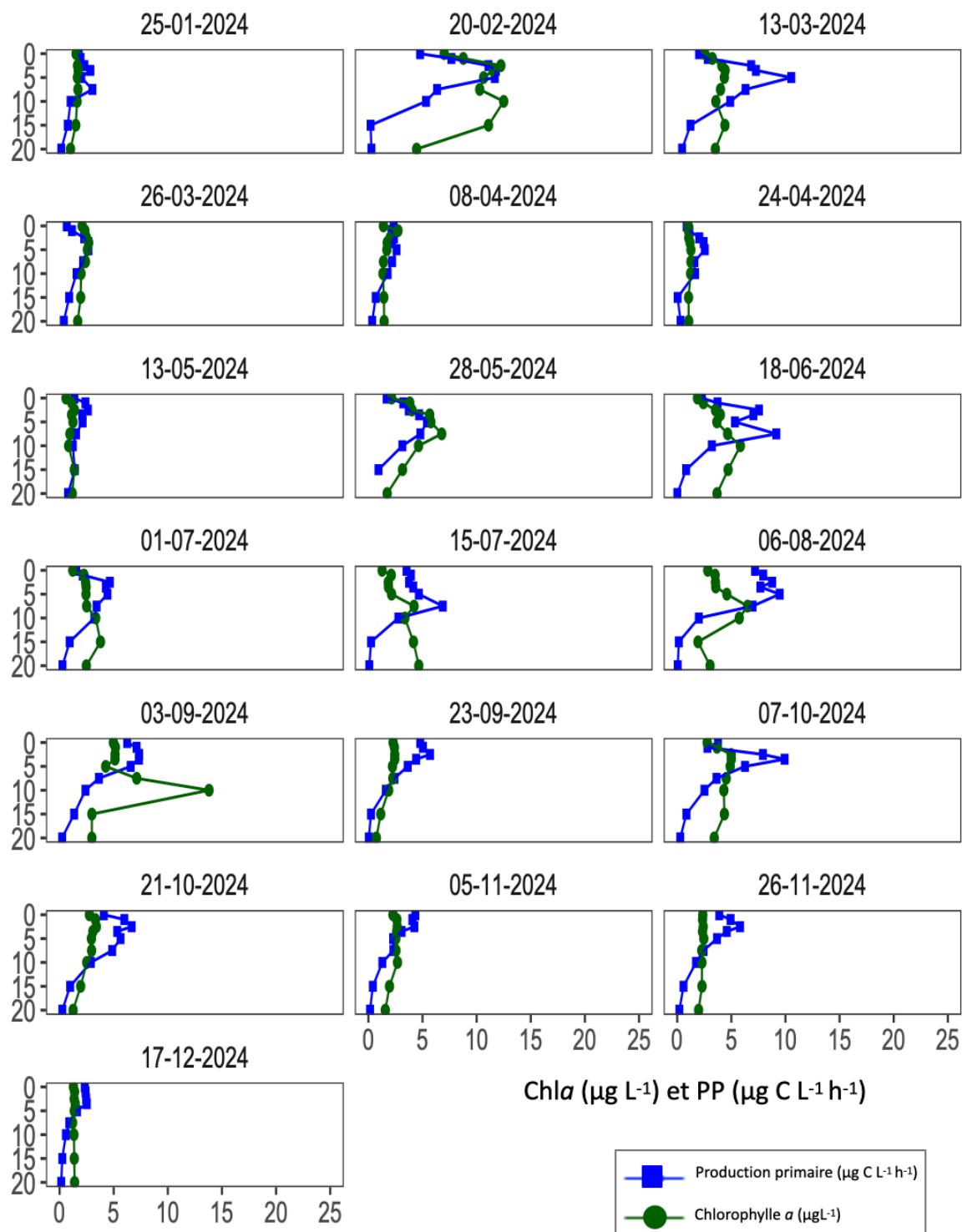


Figure 2 : Profils verticaux de production primaire (bleu) et chlorophylle a (vert) enregistrés à la station SHL2 en 2024. Les dates correspondent aux dates de campagnes de suivi.

Figure 2 : Primary production (blue line) and chlorophyll a concentration (green line) measured during 2024 (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

3.2 DYNAMIQUE INTERANNUELLE

Les valeurs moyennes de chlorophylle *a* et de production primaire (Figure 3) mesurées au printemps (mars-mai) en 2024 ont été moins élevées que les valeurs observées les années précédentes (2.35 en 2024, 7.41 en 2023, 4.08 µg/L en 2022 et 7.02 µg/L en 2021 pour la chlorophylle *a* ; 2.12 µg C/L/h en 2024, 4.05 µg C/L/h en 2023, 3.39 µg C/L/h en 2022 et 5.61 µg C/L/h en 2021 pour la production primaire). La valeur moyenne de chlorophylle *a* est la plus basse depuis 2016 et la moyenne de production primaire la 2ème plus basse. Seules les valeurs de production primaire mesurées en 2019 étaient plus faibles (1.18 µg C/L/h). Cependant, en 2020, la production primaire n'a pas pu être mesurée à cause de l'interruption des échantillonnages due à la pandémie de COVID19 et la Chla n'avait été mesurée qu'en mai.

Au cours de la période estivale (juin - août 2024) une augmentation de la concentration en Chla a été observée, correspondant également à une augmentation de la production primaire. Les valeurs moyennes estivales enregistrées ont été respectivement de 3.81 µg/L et de 3.41 µg C/L/h. Les valeurs de Chla en 2024 ont été plus basses que les valeurs mesurées en 2022 et 2023, la production primaire a légèrement augmenté.

En automne (septembre-novembre), les valeurs en Chla ont été plus basses par rapport aux valeurs mesurées en 2021-2022 (3.19 µg/L en 2024, 4.7 µg/L en 2023, 5.5 µg/L et 5.7 µg/L, respectivement en 2021 et 2022), ainsi que les valeurs de production primaire (2.64 µg C/L/h en 2024, 3.39 µg C/L/h en 2023 et respectivement 3.6 µg C/L/h en 2021 et 3.7 µg C/L/h en 2022).

Sur une période plus longue, les moyennes annuelles en chlorophylle *a* (calculées de février à novembre pour éviter les valeurs manquantes) mesurées avec la méthode Strickland Parsons (Chla) et pondérées sur les 30 premiers mètres de profondeur, ont présenté des fluctuations interannuelles (Figure 4). Après une période d'augmentation des valeurs pendant les années 1980 jusqu'à la moitié des années 1990, une diminution depuis la fin des années 90 est observée. Les valeurs depuis 2008 sont en majorité au-dessous de la valeur correspondant à la moyenne calculée sur la période 1976 - 2024 (3.98 µg/L) et les concentrations moyennes annuelles de chlorophylle *a* observée depuis 2018 sont stables autour de cette moyenne (Figure 4).

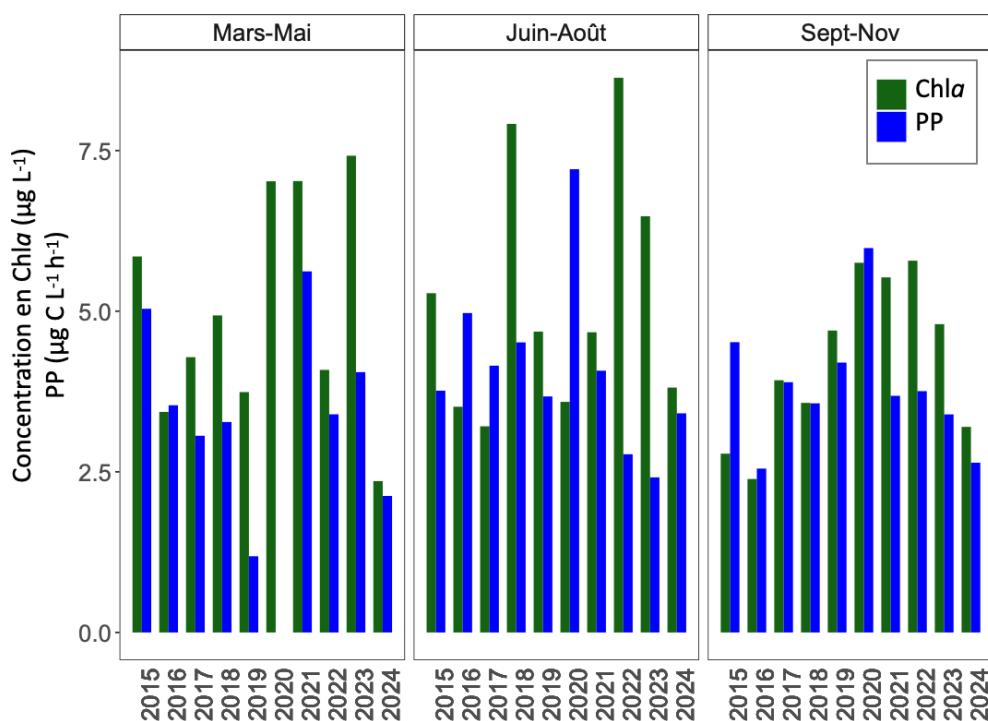


Figure 3 : Evolution interannuelle des moyennes saisonnières sur 20 m des concentrations en Chla et de production primaire (PP), mesurées à la station SHL2. Pour la période mars-mai 2020 la Chla a été mesurée qu'en mai à cause de l'interruption des échantillonnages due à la pandémie de COVID19.

Figure 3: Inter annual seasonal averages of Chla concentration and primary production measured in the layer 0-20 m (Lake Geneva, SHL2). For the period March-May 2020 the Chla concentrations have been measured only in May because of a sampling interruption due to the COVID19 pandemic.

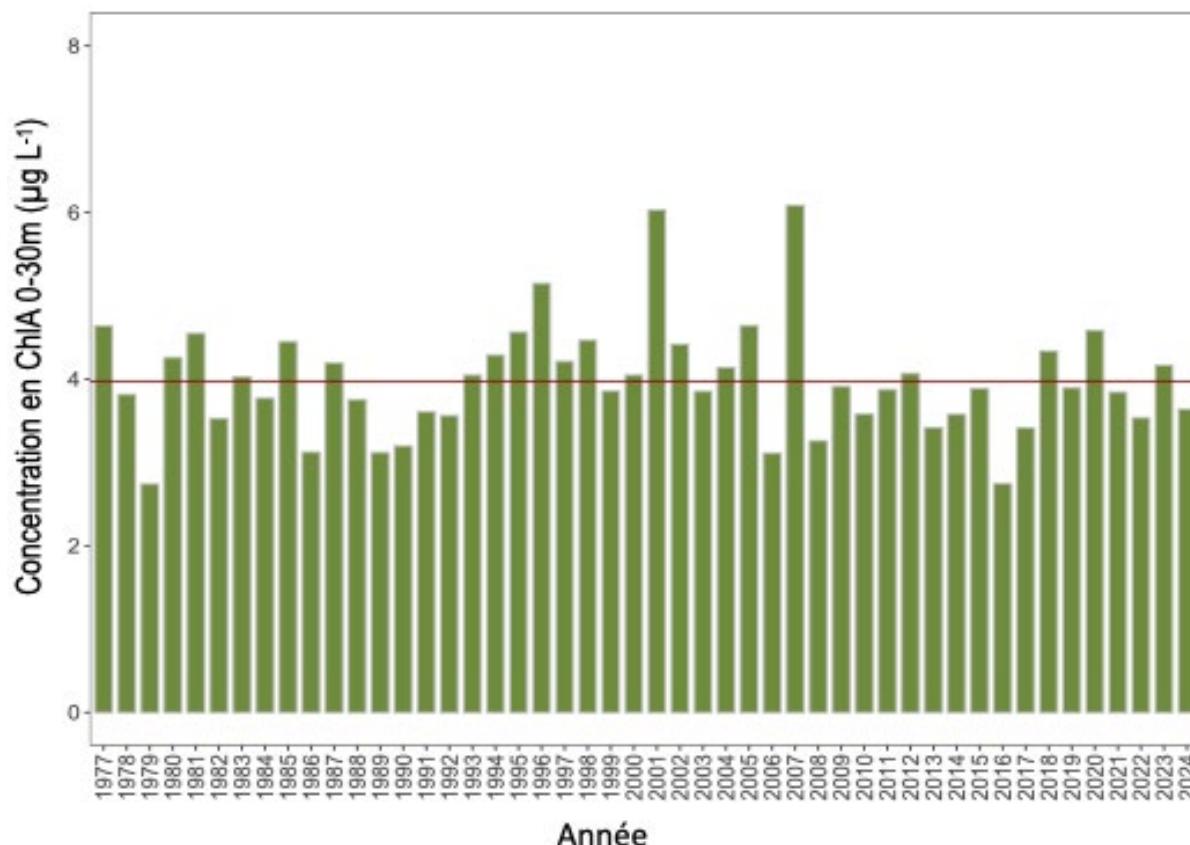


Figure 4 : Evolution entre 1976 et 2023 des moyennes annuelles, pondérées sur les 30 premiers mètres, des concentrations en chlorophylle a mesurées selon la méthode Strickland Parsons de février à novembre (Léman, SHL2). La ligne horizontale indique la valeur correspondant à la moyenne calculée sur toute la période (3.98 µg/L).

Figure 4: Long-term variation (1976 - 2023) of Chl_a concentration measured with the Strickland Parsons method. Values are the average of the concentrations measured at every depth weighted for the layer thickness from February to November (Lake Geneva, SHL2). The red line indicates the average value on the entire period (3.98 µg/L).

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O., Ginot V. et Angeli N. (2001). Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, p. 161-189.
- Blanc, P., Pelletier, J.P., et Moille, J.P. (1993). Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, p. 113-162.
- Perga, M.E., Tadonleke, R., et Perney, P. (2015). Mesures de la production primaire : Transition des protocoles 14C - 13C. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. p. 163-171.
- Rasconi, S., Anneville, O., et Lainé, L. (2024). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2023.
- Rimet, F. (2024): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2023.
- Strickland, J.D.H. et Parsons, T.R. (1968). A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 pp.
- Tran Khac, V., Quetin, P., et Anneville, O. (2023). Évolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2023.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Serena RASCONI et Leslie LAINÉ

INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2024 a été dominé, comme dans les années précédentes, par *Eudiaptomus gracilis*, unique représentant des copépodes calanoïdes. En fin d'hiver (janvier-mars), le biovolume du zooplancton était faible. Le développement printanier a été observé à partir de la fin du mois de mars et le pic des abondances a été atteint début avril. Les abondances du zooplancton microcrustacéen ont été moins importantes en début d'été. Un deuxième pic d'abondance plus important a été atteint début septembre, représenté en majorité par les calanoïdes, avant d'observer une baisse des abondances typiques des mois d'hiver.

A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80. Les cinq dernières années présentent les abondances les plus basses de toute la chronique. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, ont légèrement augmenté en 2024. Toutefois les neuf dernières années sont les plus basses de toute la chronique. Les groupes des cyclopoïdes et calanoïdes au contraire ont présenté des valeurs d'abondance en diminution par rapport aux valeurs mesurées en 2023. Les abondances de cyclopoïdes sont, pour les 5 dernières années, les plus basses de la chronique. Une tendance similaire est observée pour les calanoïdes lors des 4 dernières années.

Les effectifs des cladocères carnivores *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* ont subi une diminution encore en 2024. Les années 2002 et 2024 présentent les abondances les plus basses de toute la chronique.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance en février et un deuxième en avril. Les abondances ont été plus faibles pendant l'été et augmenté à partir du mois d'août. Le pic plus important a eu lieu en septembre. Comme dans les années précédentes, l'espèce dominante au printemps a été *Synchaeta* sp. En été, l'espèce dominante a été *Keratella cochlearis* et en automne *Polyarthra* sp.

L'évolution interannuelle de l'abondance des larves des mollusques *Dreissena* sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, un changement dans la phénologie a été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de *Dreissena* (*Dreissena bugensis*). Cette tendance est confirmée à nouveau en 2024, l'abondance des larves a augmenté et leur présence a été observée à partir du mois de février.

ABSTRACT

As in previous years, microcrustacean zooplankton in Lake Geneva in 2024 was dominated by *Eudiaptomus gracilis*, the only representative of calanoid copepods. At the end of winter (January-March), zooplankton biovolume was low. Spring development was observed from the end of March, with peak abundance reached in early April. Microcrustacean zooplankton abundance was lower in early summer. A second, more significant peak in abundance was reached in early September, represented mainly by calanoids, before a decline in abundance typical of the winter months was observed.

On an interannual scale, microcrustacean community numbers have been declining since the late 1980s. The last five years have seen the lowest abundances in the entire record. Herbivorous cladocerans, which had shown a steady decline in abundance since 2014 and particularly low numbers in 2020, increased slightly in 2024. However, the last nine years are the lowest in the entire record. In contrast, the abundance of cyclopoids and calanoids has decreased compared to the values measured in 2023. The abundance of cyclopoids over the last five years is the lowest on record. A similar trend has been observed for calanoids over the last four years.

The populations of the carnivorous cladocerans *Bythotrephes longimanus* and *Leptodora kindtii* declined further in 2024. The years 2002 and 2024 show the lowest abundances in the entire record.

The rotifer community showed a first peak in abundance in February and a second in April. Abundances were lower during the summer and increased from August onwards. The highest peak occurred in September. As in previous years, the dominant species in spring was *Synchaeta* sp. In summer, the dominant species was *Keratella cochlearis* and in autumn *Polyarthra* sp.

The interannual trend in the abundance of *Dreissena* sp. mollusk larvae has been stable since the 2000s, with seasonality marked by high abundances in summer. However, a change in phenology has been observed since 2017, probably due to the arrival of a new species of *Dreissena* (*Dreissena bugensis*). This trend was confirmed again in 2024, with an increase in larval abundance and their presence observed from February onwards.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois un régulateur d'abondance du phytoplancton (ANNEVILLE et al. 2019) et une source de nourriture pour les consommateurs secondaires. Il représente donc un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctonique aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, stade de vie (adultes vs nauplii), stratégies trophiques (herbivores vs carnivores), ainsi qu'en termes de qualité nutritionnelle pour les consommateurs. Il est donc très important d'effectuer un suivi complet et d'identifier les différents taxons, leurs traits fonctionnels et les interactions avec les autres compartiments du réseau pélagique. Ceci permet d'évaluer de manière approfondie le rôle du zooplancton dans les processus de fonctionnement de l'écosystème, tels que la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquence l'impact sur la qualité du milieu), ou d'estimer la quantité de proies disponibles et leur qualité nutritionnelle pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que les poissons (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères (organismes filtreurs d'algues, bactéries et flagellés, dont la taille se situe entre 50 µm et 2000 µm) et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 µm et 4000 µm), récoltés dans le domaine pélagique.

Autre que le zooplancton crustacéen et les rotifères, un troisième groupe peut être observé dans les échantillons. Il s'agit des larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp.*). Ces organismes, originaires de la région de la Mer Caspienne, sont désormais répandus dans les rivières, canaux et lacs européens (BIRNBAUM, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIXe siècle. Ils ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (BINDER 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (BOUQUEREL 2008). Parmi eux, deux espèces sont présentes dans les grands lacs alpins : la moule zébrée et la moule quagga. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du 20ème siècle, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis la deuxième moitié des années 2000, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est aussi apparue supplantant progressivement la moule zébrée dans de nombreux lacs européens (HALTINER et al 2022). Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga puisse se développer en eaux plus profondes et sur n'importe quel substrat. Elle peut s'observer dans des lacs oligotrophes et peut facilement croître à basse température. La phénologie de ces deux espèces est donc différente (MCMAHON 1996), la moule quagga possède une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison hivernale.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances interannuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de microcrustacés et rotifères (iii) des tendances interannuelles observées sur les communautés de microcrustacés (iv) ainsi que l'évolution interannuelle de l'abondance saisonnière des larves du mollusque *Dreissena sp.*

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois de janvier, février et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. A cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage de juin et septembre a également été mensuel.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, situé au milieu du lac au point le plus profond (309.7 m). Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm. Les prélèvements ont été effectués par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. La méthode de conservation a été modifiée en 2023. Les échantillons ont été mis au congélateur -20°C après retour au laboratoire, décongelés lentement à 4°C le jour avant le comptage. Les microcrustacés ont été conservés dans la glace pendant les analyses de dénombrement par espèce et stade de développement.

Les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille d'environ 200 µm ont été mis à décanter tout de suite après la fin du comptage durant 2 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte.

Les rotifères ont été dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1 ml ou 0.5 ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon a été mise à sédimenter dans une chambre de comptage planctonique (UTERMÖHL, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement a été fait à l'espèce ou au genre suivant les taxons.

Le dénombrement des microcrustacés a été réalisé sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon (0.1 ml, minimum 100 individus comptés) sous loupe binoculaire. Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon l'équation 1.

$$\text{Equation 1 : Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times (V_{\text{ech.total}} / V_{\text{ss.ech}}) \times (H_{\text{filtrée}} / V_{\text{filtré}})$$

Où : $N_{\text{ind.ss.ech}}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $V_{\text{ech.total}}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $V_{\text{ss.ech}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{\text{filtrée}}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou la profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{\text{filtré}}$ est le volume filtré par le filet (4.81 m³).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DES MICROCRUSTACÉS

En 2024, la communauté microcrustacée pélagique du Léman était composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes étaient représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes étaient représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores étaient représentés par des daphniidés (*Daphnia sp.*) et bosminiidés (*Eubosmina longispina* et *Bosmina longirostris*) et les cladocères carnivores étaient représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Le biovolume sédiménté était relativement faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir du mois d'avril (Figure 1a). Une diminution de la transparence apparaît à partir du mois de février qui traduit un premier pic de l'activité phytoplanctonique (RIMET 2025, ce rapport ; RASCONI et al 2025, ce rapport). Le biovolume a baissé en début d'été et à nouveau augmenté en automne où il a atteint le pic maximal fin septembre. Ensuite le biovolume a diminué rapidement en fin d'année.

Tout comme dans les années précédentes (2018-2023), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (Figure 1b), qui ont représenté en moyenne sur toute l'année 47 % des effectifs de la communauté zooplanctonique. Les cyclopoïdes et cladocères ont représenté respectivement 27 et 26 % des effectifs en 2024.

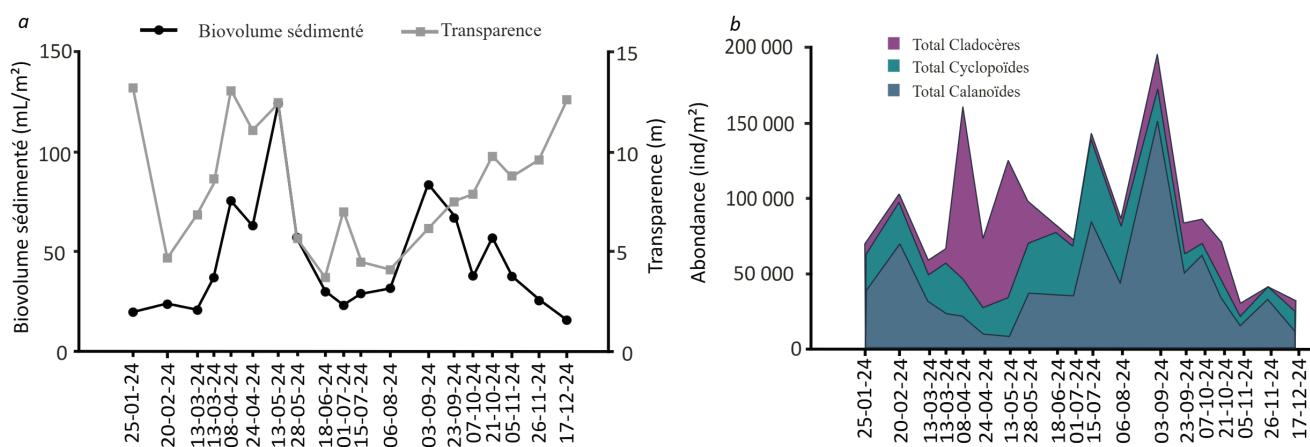


Figure 1 : a) Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédiménté et de la transparence des eaux en 2024. b) Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1 : a) Monthly variation in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2024. b) Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

En ce qui concerne les copépodes, en 2024, tout comme pour les années précédentes, la communauté des cyclopoïdes était uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses formes larvaires (nauplii) (Figure 2). L'abondance des cyclopoïdes a augmenté en mars et un premier pic a été observé fin mars (26×10^3 ind/m²), suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Les abondances plus élevées ont été observées en juin (32×10^3 ind/m²) et août (31×10^3 ind/m²), suivie par une baisse rapide en automne et des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ 7×10^3 ind/m² au mois de décembre.

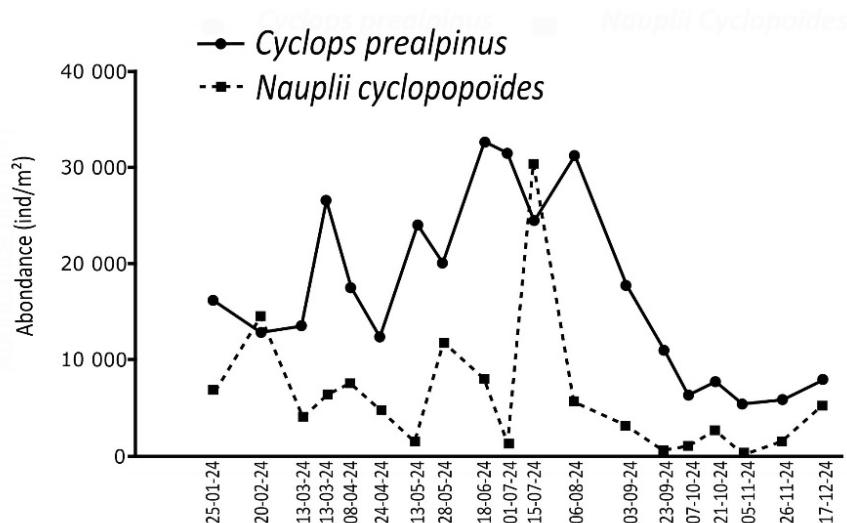


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoides en 2024 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2: Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2024 (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

Chez les calanoïdes, les abondances d'*E. gracilis* ont légèrement augmenté en février (Figure 3) mais le développement printanier n'a pas eu lieu et les valeurs sont restées faibles jusqu'au mois de mai. Le minimum a été observé le 13 mai (8×10^3 ind/m²). Ensuite les effectifs ont augmenté et un premier pic est observé le 15 juillet (84×10^3 ind/m²) et un deuxième, plus important, en septembre (151×10^3 ind/m²). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton donc sa dynamique est fortement influencée par la biomasse phytoplanctonique (RIMET 2025, ce rapport). Les valeurs plus élevées au printemps ont été observées pendant la période de croissance de la diatomée *Cyclotella costei*. Cette espèce est connue pour avoir des petites tailles et constitue une ressource nutritionnelle importante pour les consommateurs de phytoplancton. Pendant l'été en revanche les espèces phytoplanctoniques dominantes étaient les diatomées de grande taille *Ulnaria acus* et *Fragilaria crotonensis* et la crysophycée coloniale *Dynobrion divergens*, qui ne sont pas utilisables comme ressource en raison de leur taille, et les effectifs d'*E. gracilis* ont subi une baisse en avril-mai (RIMET 2025, ce rapport).

Chez les cladocères herbivores, en 2024, les bosminidés (Figure 4a) n'ont été présents qu'aux mois de mai-juin et juillet. Les daphniidés ont été présents avec des abondances très faibles jusqu'au mois de mars et le premier et plus important pic a été atteint le 8 avril (113×10^3 ind/m²) suivi par un deuxième le 13 mai (91×10^3 ind/m²). Les valeurs d'abondance sont restées très basses jusqu'en août, ont légèrement augmenté pendant l'automne et ensuite baissé à nouveau pendant les mois d'hiver.

Chez les cladocères carnivores (Figure 4b) sont restés en 2024, tout comme les années précédentes, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai-juin. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 3 septembre (2.8×10^3 ind/m²). Suite à ce pic, les abondances sont restées dans l'ordre de 600-200 ind/m² jusqu'à fin octobre et ensuite ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver (31 ind/m²). L'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté le maximum de croissance en automne et le pic d'abondance a eu lieu le 5 novembre (0.6×10^3 ind/m²).

Le développement saisonnier du zooplancton se caractérise dans les lacs des régions tempérées par une croissance en saison chaude. Les valeurs d'abondance du zooplancton observé dans le Léman en 2024 ont été cohérentes avec le développement saisonnier habituel de ces organismes.

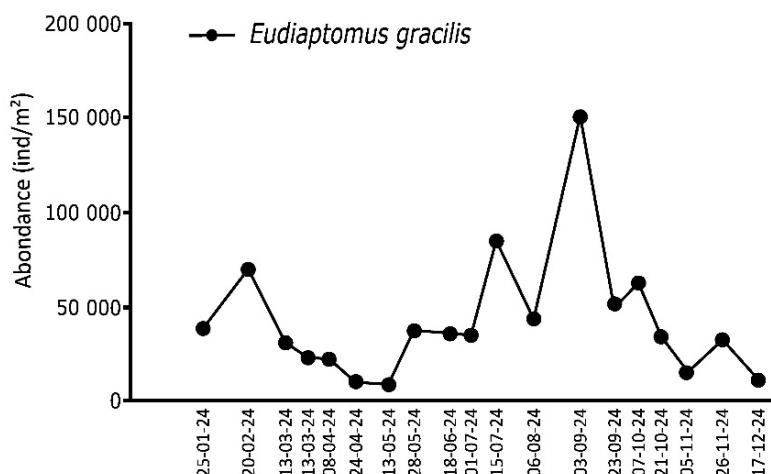


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3 : Seasonal dynamic of the calanoids *Eudiaptomus gracilis* in 2023 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

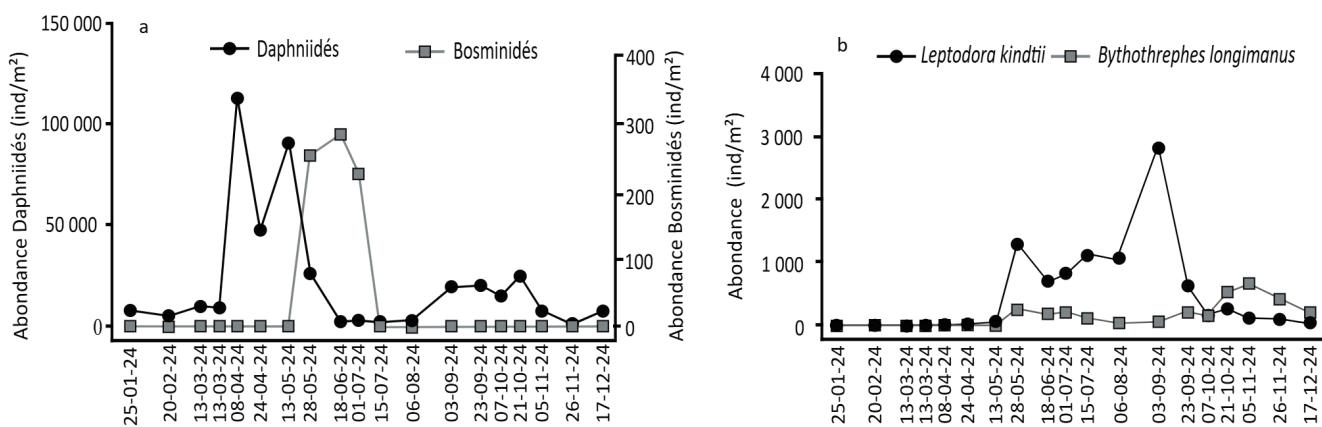


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a) herbivores et b) carnivores en 2024 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4 : Seasonal dynamic of the abundance of a) herbivorous and b) carnivorous Cladocera in 2024 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

3.2 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Rotifères

Dans le Léman, les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* et *Polyarthra* sp. (filtreurs de flagellés hétérotrophes), *Pompholyx sulcata* (filtreur de bactéries et phytoplancton) et par des espèces des genres *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères *Monogononta*. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année.

La dynamique annuelle (Figure 5a) était caractérisée par plusieurs pics d'abondance : en février, en avril, en septembre et en octobre (respectivement 9.5×10^5 ind/m², 9.1×10^5 ind/m², 11×10^5 ind/m² et 10×10^5 ind/m²). La communauté était composée de 20 taxons déterminés qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. Lors des premiers pics en février et avril, la communauté était dominée par l'espèce *Synchaeta* sp., qui représentait respectivement 95 et 80 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont été plus faibles et sont remontées au mois de septembre et l'espèce dominante était *Keratella cochlearis* (représentant 65 % des effectifs totaux des rotifères). La communauté était plus diversifiée au pic d'octobre, avec deux espèces majoritaires observées (*Polyarthra* sp. et *Keratella cochlearis*) représentant chacune respectivement 72 et 13 % des effectifs. Les abondances des rotifères ont baissé ensuite en décembre (3×10^3 ind/m²).

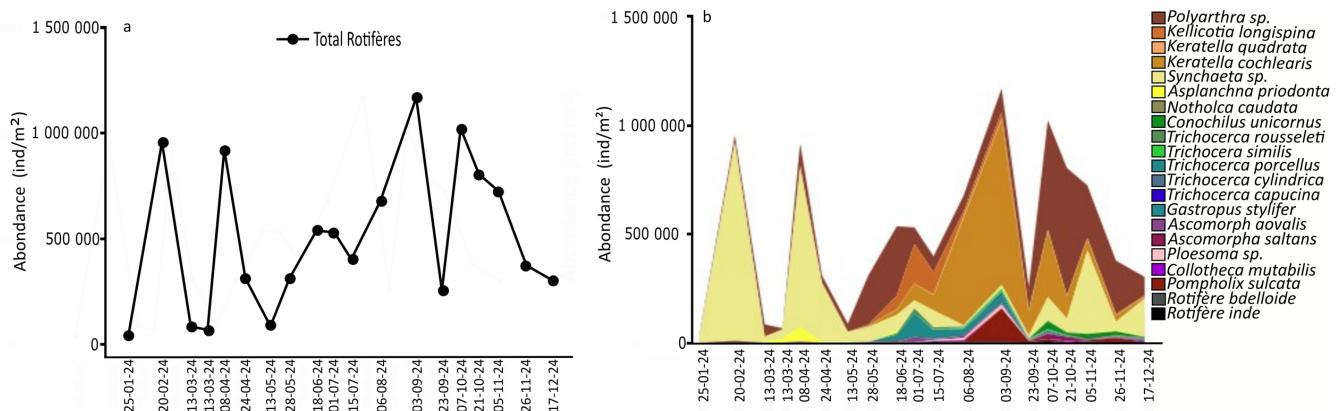


Figure 5 : Évolution saisonnière a) de l'abondance totale des rotifères, b) des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2024. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5 : Seasonal dynamic of a) total abundance and b) the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2024. The dates correspond to the sampling dates.

3.3 DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET ÉVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACÉEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances interannuelles fortement marquées (Figure 6). L'abondance de ces consommateurs est contrainte par la disponibilité et la qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctonique, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de préation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels que les poissons planctivores.

Depuis la fin des années 1980, une tendance à la baisse de l'abondance moyenne de mars à septembre des microcrustacés est observée (Figure 6). Depuis 2020 l'abondance est stable à un niveau très bas et cela se confirme en 2024. Les valeurs totales de microcrustacés étaient de 12×10^4 ind/m² en 2023 et de 10×10^4 ind/m² en 2024. Les cladocères herbivores en 2024 ont légèrement augmenté par rapport à 2023, avec des valeurs de 2×10^3 ind/m² en 2023 et 17×10^3 ind/m² en 2024, mais la tendance à la baisse reste encore marquée, les effectifs dépassaient les 40×10^3 ind/m² en 2021 et 2022. Les cyclopoides avaient aussi fortement diminué en 2020 (24×10^3 ind/m²) et 2021 (25×10^3 ind/m²), les valeurs depuis 2022 sont également en légère augmentation (33×10^3 ind/m² en 2022 et 46×10^3 ind/m² en 2023), mais ont encore baissé en 2024 (33×10^3 ind/m²). Avant 2019, les calanoides ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des dernières années, les effectifs ont cependant baissé considérablement (23×10^4 ind/m² en 2019, 12×10^4 ind/m² en 2020 et 5×10^4 ind/m² en 2021). En 2022, on observe comme pour les autres groupes (microcrustacés totaux, cladocères herbivores et carnivores, cyclopoides) une légère augmentation (7.3×10^4 ind/m² en 2022 et 7.6×10^4 ind/m² en 2023), mais pas confirmée en 2024 (5.2×10^4 ind/m²). *L. kindtii* a suivi la tendance à la baisse enregistrée pour la plupart des groupes de microcrustacés avec des abondances également en forte baisse depuis 2020 (2544 ind/m² en 2020 et 655 ind/m² en 2021) et une augmentation en 2022 (1466 ind/m²) et en 2023 (1915 ind/m²), mais également pas confirmé en 2024 (1025 ind/m²). En revanche, *B. longimanus* a présenté déjà en 2021 un faible accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind/m² et 288 ind/m² respectivement), confirmé en 2022 (768 ind/m²), mais encore plus réduit en 2023 (164 ind/m²) et 2024 (126 ind/m²).

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2024 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance sur les dernières années est confirmée. La tendance à la baisse reste marquée pour les cyclopoides, calanoides ainsi que pour *B. Longimanus* et *L. kindtii*. Les cladocères herbivores en revanche ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2023. Tout taxon confondu, les quatre à neuf dernières années présentent les abondances les plus basses de toute la chronique.

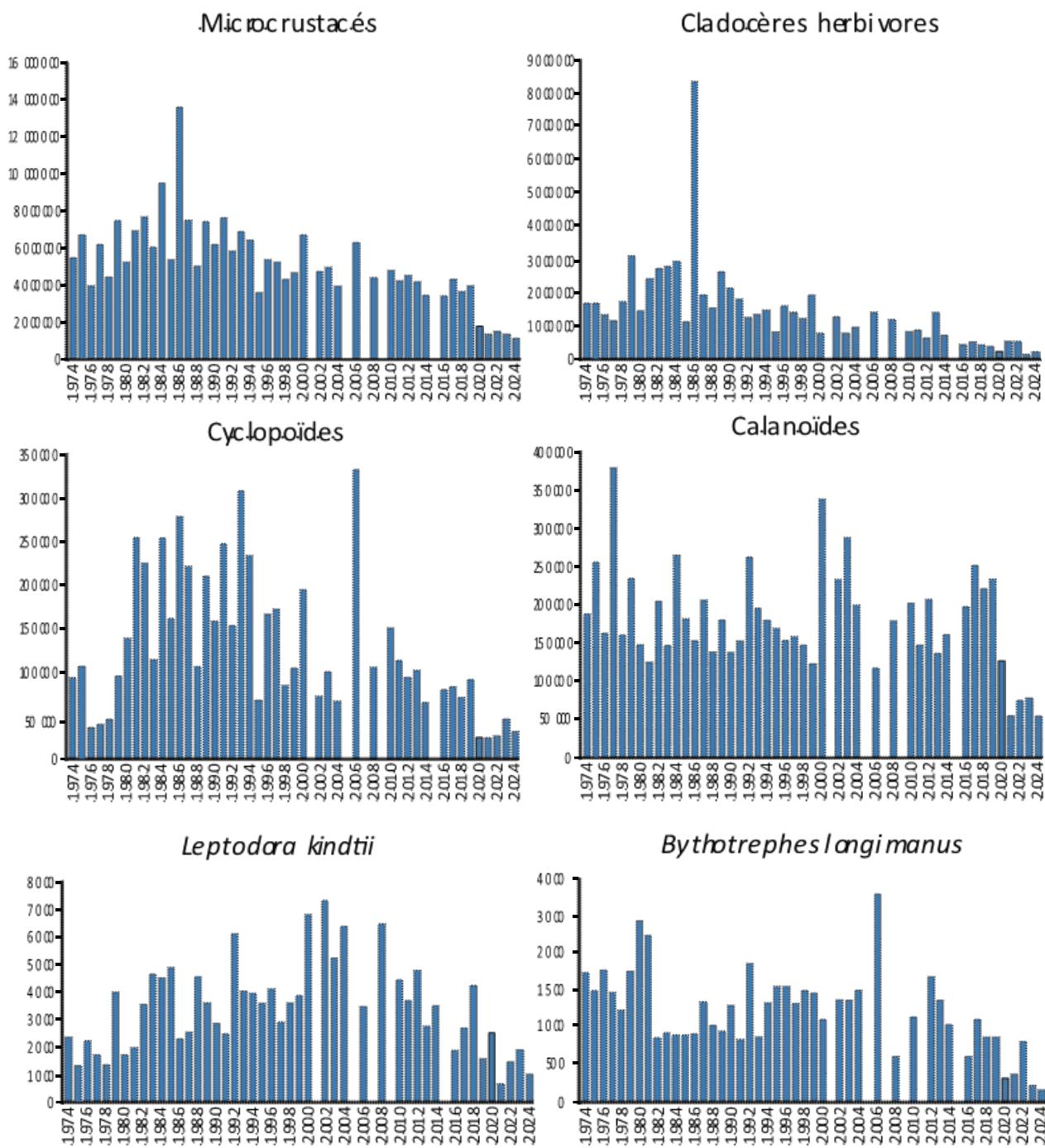


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplankton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été calculées de mai à septembre.

Figure 6 : Long-term pattern of abundances of the microcrustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included. For 2020 values are averaged for the period May-September.

3.4 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DE DREISSENA SP.

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena* étaient élevées dans la période estivale des années 2000 (Figure 7). Les valeurs plus élevées avaient été enregistrées jusqu'en 2010, période pendant laquelle les abondances étaient de l'ordre de $29-112 \times 10^3$ ind/m². A partir de 2011, une stabilisation des abondances est observée avec des valeurs qui n'ont pas dépassé les 10.7×10^3 ind/m². Toutefois, depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena* sp. Les larves étaient normalement observées presque exclusivement pendant la période estivale (juin- septembre), alors qu'à partir de décembre 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves se produisant aussi durant les mois d'hiver. Ce phénomène est probablement dû à l'arrivée dans le Léman de l'espèce *Dreissena bugensis* en 2015. Il s'agit d'une espèce dont la reproduction a lieu plus précocement (à partir du mois de janvier) contrairement à *Dreissena polymorpha* déjà installée dès les années 1960. Une détermination à l'espèce des larves de *Dreissena* n'est malheureusement pas possible sans l'utilisation de méthodes moléculaires. Depuis 2018, on observe les larves de *Dreissena* sp. déjà présentes dès le mois de janvier-février. Ce changement de phénologie induit par la reproduction précoce de *D. bugensis* est confirmé en 2024, avec des observations des larves dans les échantillons à partir de février. Un premier pic a été observé au mois de mai (10×10^3 ind/m²) et un deuxième pic d'abondance, moins important (4×10^3 ind/m²), est observé en juillet. Ensuite les effectifs ont baissé mais sont restés présents dans les échantillons et des valeurs d'abondance de 1.6×10^3 ind/m² ont été observées en novembre.

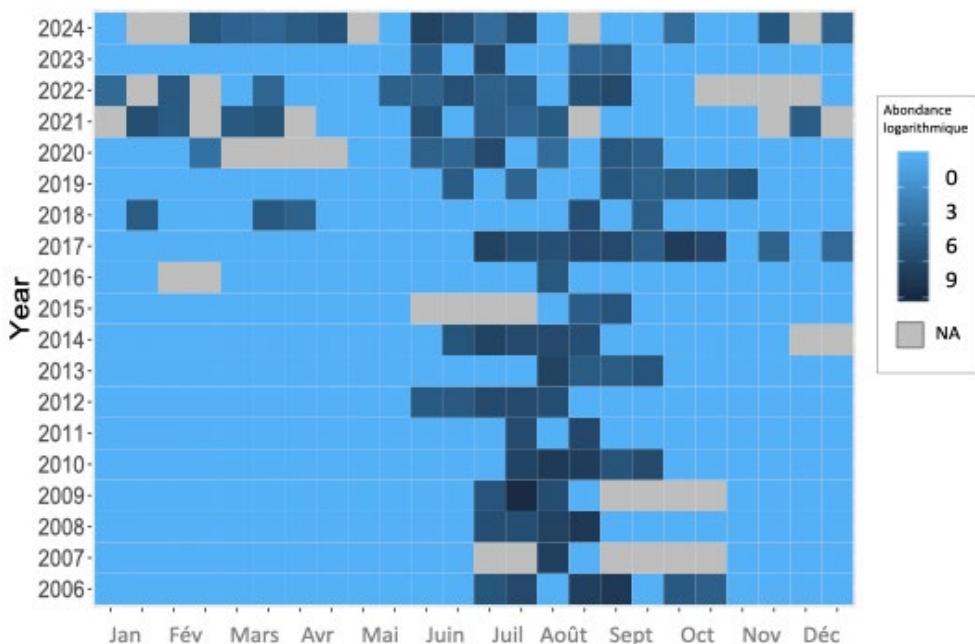


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena* sp. (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques naturels.

Figure 7 : Interannual variability in seasonal dynamic of *Dreissena* sp. (Lake Geneva, SHL2). Abundances are expressed as natural logarithmic values (natural logarithm plus one).

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville, O., Chang, C.W., Dur, G., Souissi, S., Rimet, F., et Hsieh, C.H (2019). The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. *Oikos*, 128, 1666-1677.
- Anneville, O., Vogel, C., Lobry, J., et Guillard, J. (2017). Fish communities in the Anthropocene: detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7, 65-76.
- Birnbaum, C. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.
- Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, J. T., Hesselschwerdt, J., Koss, M., Rasconi, S., Rothhaupt, K.-O., Schick, R., Schmidt, B., Spaak, P., Teiber-Siessegger, P., Wessels, M., Zeh, M., et Dennis, S.R. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*, 17.
- Lainé, L., Perga, M.E. (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.
- Mcmahon, R.F. (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist*, 36(3), 339-363.
- Rasconi, S., Rimet, F., Perney, P. (2025). Biomasse chlorophyienne et production primaire dans le Léman. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2024.
- Rimet, F. (2025). Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2024.
- Vogel, C. (2014). Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.
- Utermöhl, H. (1958). Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol*, 9, 1-38.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Orlane ANNEVILLE, Chloé GOULON et Valérie HAMELET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS CEDEX

RÉSUMÉ

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones (*Coregonus lavaretus*) ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. En 2024, la taille moyenne des corégones capturés était de 44.6 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (Daphnia, Bythotrephes longimanus et Leptodora kindtii). Les contributions relatives de ces 3 proies principales présentent des variations saisonnières très marquées. L'année 2024 apparaît comme atypique en raison d'une forte contribution des daphnies de janvier à juin, ce qui semble marquer la fin de la tendance à la baisse observée au cours de ces dernières années.

ABSTRACT

Whitefish (*Coregonus lavaretus*) sampling and stomach content counting have been carried out using the same protocol since 1999. In 2024, the mean length of the sampled fish was 44.6 cm. Whitefish feeds preferentially on Cladoceran (Daphnia, Bythotrephes longimanus and Leptodora kindtii). The relative contributions of these 3 main preys show very strong seasonal variations. The year 2024 appears to be atypical, with a strong contribution of Daphnia from January to June, which seems to mark the end of the downward trend observed in recent years.

1. INTRODUCTION

Les poissons zooplanctonophages comme le corégone (*Coregonus lavaretus*) régulent les communautés planctoniques et influencent leur structure taxonomique (LAZZARO et LACROIX, 1995). Le suivi des contenus stomacaux de corégones mandaté par la CIPEL fournit de la donnée qui permet d'identifier ses principales proies et ainsi d'acquérir une meilleure connaissance sur l'écologie trophique de cette espèce. Dans le Léman, les proies du corégone présentent de fortes fluctuations d'abondance (RASCONI et LAINE, ce rapport) et de dynamique annuelle (ANNEVILLE et al., 2007 ; ANNEVILLE et al., 2010). De telles évolutions dans la communauté zooplanctonique se traduisent, pour le corégone, par des changements en termes de disponibilité et d'accessibilité de ses proies, susceptibles de provoquer un réajustement de son comportement alimentaire ou/et d'impacter l'abondance de la population (ANNEVILLE et HAMELET. 2022). Ainsi, l'investigation des modifications du bol alimentaire du corégone en réponse aux pressions diverses que subit le lac, apporte une connaissance essentielle en appui à de futures actions de gestion ou de conservation de cette espèce emblématique fragilisée par le réchauffement climatique.

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2024 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2005.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-septembre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Cette année, malgré la baisse considérable des prises de corégones par les pêcheurs, nous sommes parvenues à récolter 10 estomacs par mois sauf pour le mois de février pour lequel nous n'avons aucun individu et le mois d'août pour lequel nous avons analysé 7 estomacs. En 2024, 124 poissons ont ainsi été échantillonnés et 77 individus ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux. Le premier échantillonnage a été effectué le 26 janvier.

Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, pesé et conservé dans une solution d'éthanol à 96 %. Pour le comptage, le contenu stomacal est placé dans une éprouvette remplie d'eau et le volume du mélange ajusté à 30 ml, 40 ml ou 50 ml en fonction du poids du contenu stomacal. Après agitation, un sous-échantillon de 1 à 6 ml est prélevé pour le comptage qui est ensuite réalisé sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Ce volume est si besoin augmenté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies, ou 50 individus s'il s'agit de chironomes. Les principales catégories de proies identifiées sont : copépodes (cyclopoides et calanoïdes), cladocères (bosmines, daphnies, *Leptodora* et *Bythotrephes*), chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proie est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (HYSLOP, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1 TAILLE DES POISSONS

La taille moyenne des corégones analysés est de 44.6 cm. Les tailles des poissons analysés en janvier et février présentent une variabilité plus importante que celles des individus péchés le reste de l'année. A partir du mois de mai, on note une légère augmentation des tailles médianes, avec plus de grands individus capturés en juillet et septembre. En août, la baisse des tailles est probablement due à l'apparition d'individus plus jeunes dans l'échantillon analysé.

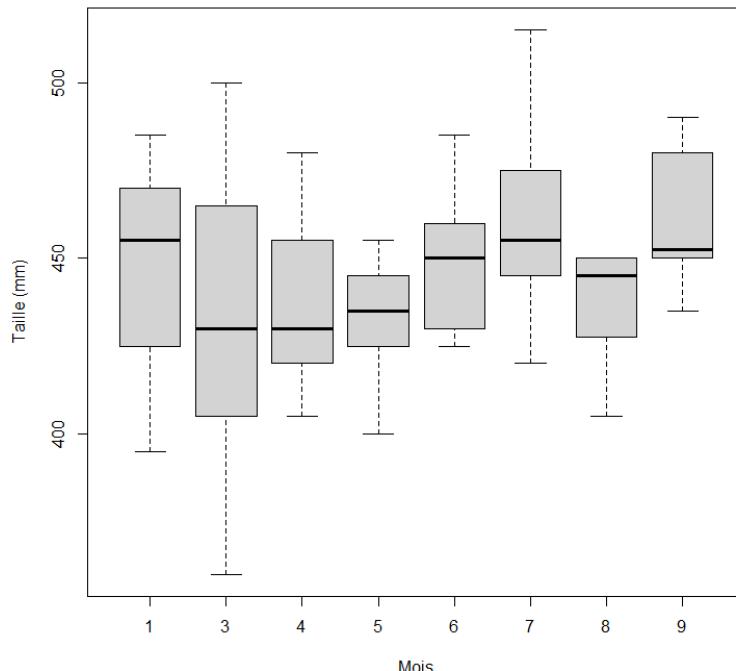


Figure 1 : Répartition des tailles des poissons prélevés en 2024. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartile.

Figure 1 : Distribution of the sizes of fish sampled in 2024. In the Whisker and Box-plot figure, the line through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively.

3.2 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.2.1. Dynamique annuelle

Comme chaque année, l'alimentation des corégones est essentiellement composée de cladocères (Figure 2), avec *Bythotrephes* qui dans le Léman, est représenté par *B. longimanus* (RASCONI et LAINE, 2025) et les daphnies. Ces deux taxons constituent en moyenne respectivement 23.4 % et 58.3 % du régime alimentaire. Les *Leptodora*, représentés dans le Léman par *L. kindtii* (RASCONI et LAINE, 2025), ne constituent que 17.7 % mais leur contribution est largement supérieure à celle des autres groupes identifiés en 2024 dans les estomacs tels que les copépodes et nymphes de chironomes, et dont les contributions sont respectivement de 0.01 % et 0.63 %.

La composition du bol alimentaire varie au cours de l'année. En janvier, uniquement des daphnies avaient été observées dans tous les corégones échantillonnés en 2024. Au printemps, les daphnies constituent la principale ressource ; elles présentent des contributions supérieures à 90 % en mars, avril et mai. Cette alimentation dominée par les daphnies coïncide avec le pic d'abondance de ce taxon dans le milieu (RASCONI et LAINE, 2025). L'alimentation se diversifie à partir du mois de juin lorsque les *Bythotrephes* entrent dans le bol alimentaire de manière plus notable. Les *Bythotrephes* constituent la proie dominante en juillet et la contribution des daphnies est fortement réduite (2 %). En août la contribution des *Bythotrephes* est équivalente à celle de *Leptodora*. Ces derniers représentent le taxon dominant en septembre. En 2024, des nymphes de chironomes ont sporadiquement été observées avec des contributions atteignant au maximum 3%.

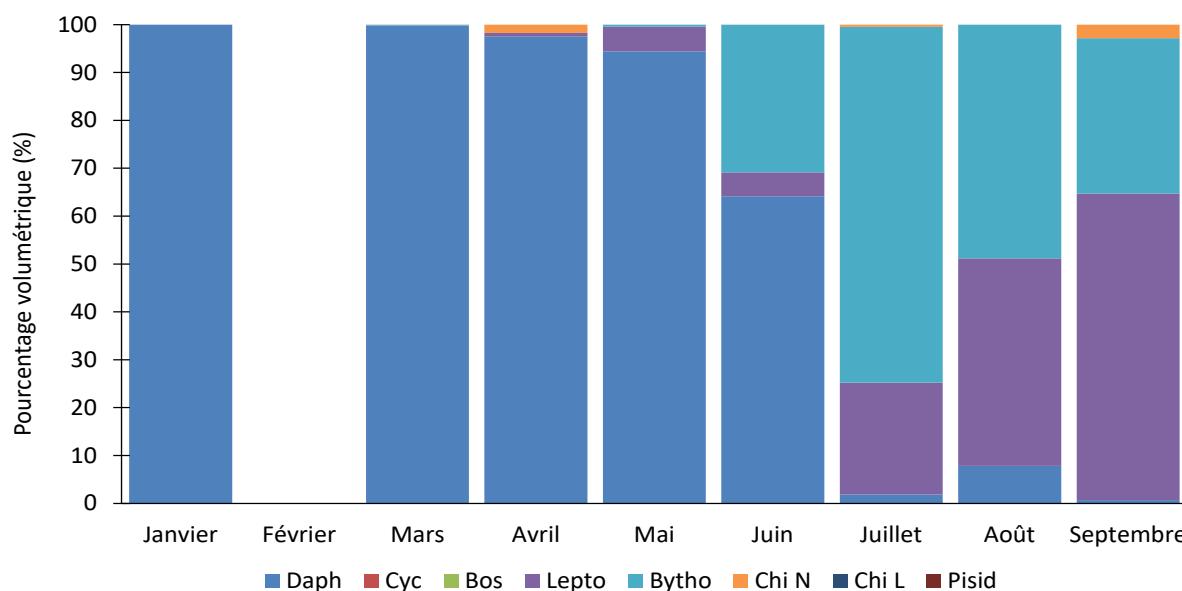


Figure 2 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des différentes catégories de proies dans les estomacs de corégone en 2024 au Léman.

Figure 2: Monthly changes in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2024 in Lake Geneva.

3.2.2. Dynamique inter-annuelle

L'hiver 2024 présente une composition atypique caractérisée par la présence de daphnies uniquement. Après plusieurs années de baisse, les contributions des daphnies atteignent des valeurs maximales de 100 % en hiver (uniquement janvier) et 97 % au printemps (Figure 3). Malgré les faibles quantités de daphnies dans le milieu (RASCONI et LAINE, 2025), cette proie représente l'essentiel du bol alimentaire du corégone en 2024. En été, la principale proie est Bythotrephes et la composition du bol alimentaire est semblable à celle de 2023. A savoir une contribution des Bythotrephes relativement faible (51 %) par rapport aux années précédentes et une contribution des Leptodora relativement forte (24 %). La contribution des daphnies (25 %) est la plus élevée depuis 2016. En automne, le bol alimentaire est dominé par les Leptodora (64 %). Avec une contribution de 32 %, les Bythotrephes ont été plus prédatés qu'en 2023 mais leur contribution demeure faible en comparaison de celle des années 2013 à 2022.

En termes d'abondance des taxons observés dans les estomacs (Figure 4), on constate une diminution nette pour les copépodes depuis 2017 et des fluctuations pour les daphnies et Bythotrephes. En 2024, ces derniers présentent des effectifs nettement en dessous de la médiane calculée sur la période 2010 à 2024. Ces faibles quantités consommées sont probablement liées à une population aux effectifs particulièrement réduits (RASCONI et LAINE, 2025). Les quantités moyennes de daphnies consommées de mai à juin, fluctuent de façon synchrone avec celles mesurées dans le lac ($r = 0.62$, $p\text{-value} < 0.05$). Ainsi, en 2024, l'augmentation de la contribution des daphnies au bol alimentaire des corégones serait probablement due à la baisse de l'abondance de la population de Bythotrephes et à la légère augmentation du nombre de daphnies dans le milieu, même si, les abondances dans le milieu restent faibles (RASCONI et LAINE, 2025). De plus, la compétition intra-spécifique au sein de la population de corégone a probablement fortement diminué en raison de l'effondrement du stock qui a par ailleurs probablement entraîné une réduction du nombre de larves de corégones en période printanière contribuant aussi à limiter la compétition entre les individus. Ainsi, malgré des densités de daphnies très faibles, l'accès à cette ressource s'est amélioré par rapport aux années précédentes, expliquant ainsi les contributions plus élevées au bol alimentaire observées en 2024.



Figure 3 : Evolution saisonnière de 2005 à 2024 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour l'année 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois de janvier en 2009 et 2010, le mois de février en 2024, et le mois d'octobre en 2009, 2010, 2022 et 2023.

Figure 3 : Seasonal changes from 2005 to 2024 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, January in 2009 and 2010, February in 2024, October in 2009, 2010, 2022 and 2023 were not taken into account.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2024 le régime alimentaire de la fraction pélagique de la population de corégone est dominé par les cladocères. La dynamique saisonnière ressemble à celle des années précédentes, avec un pic d'abondance des daphnies en hiver et au printemps et des contributions maximales pour les cladocères carnivores en période estivale et automnale. Malgré des abondances faibles dans le lac, les daphnies présentent des contributions relativement élevées sur 2024.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Monsieur Desbiolles, pêcheur professionnel, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

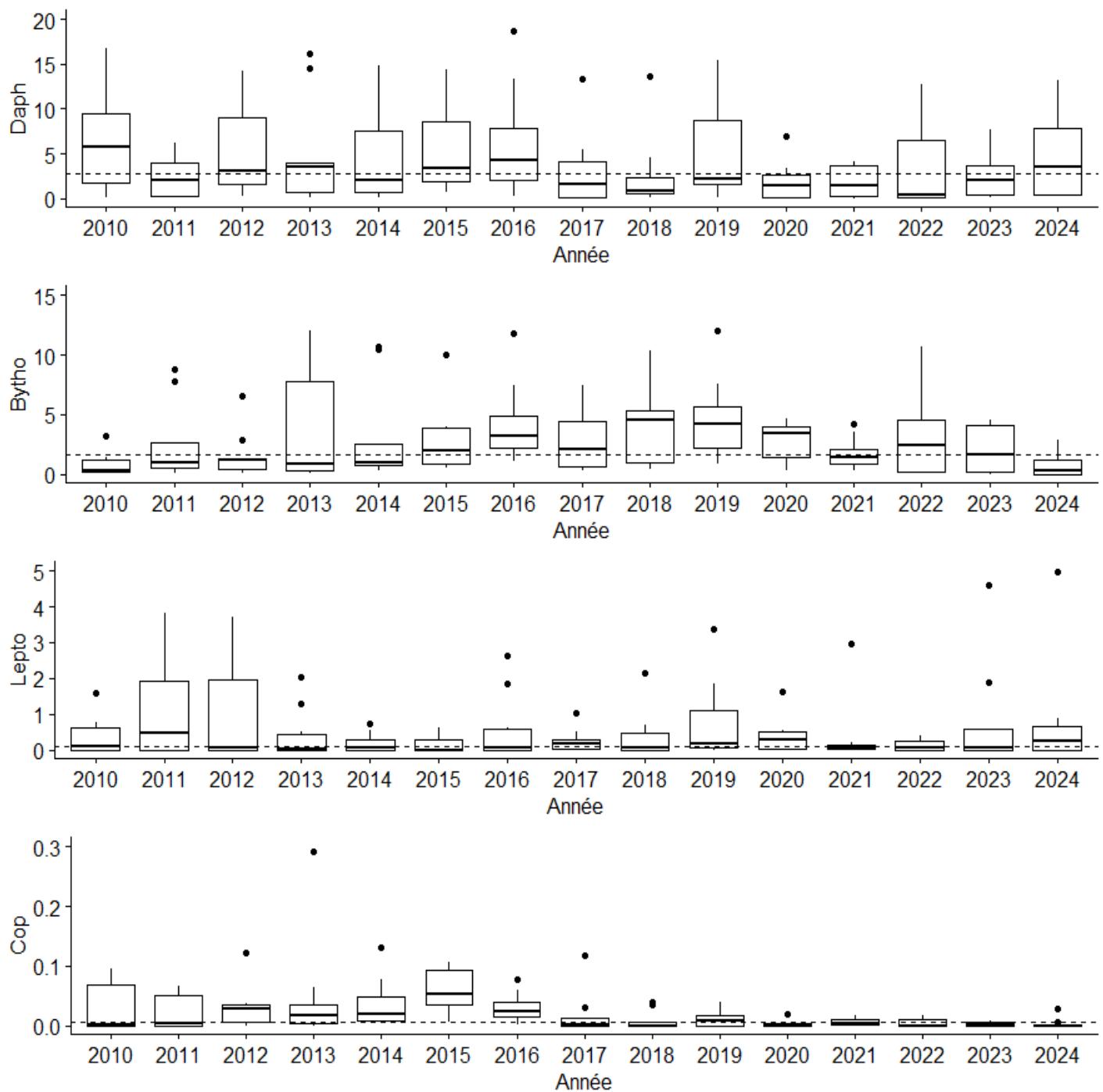


Figure 4 : Evolution inter-annuelle des effectifs (nombre d'individus standardisé par la taille du poisson les ayant consommés) consommés pour les principales proies des corégones adultes (Daph : Daphnia, Bytho : Bythotrephes, Lepto : Leptodora, Cop : Copépodes). La ligne pointillée représente la médiane sur toute la période 2010 - 2024.

Figure 4 : Inter-annual changes in the numbers (number of individuals standardised by the size of the fish that consumed them) of the main preys of adult whitefish (Daph : Daphnia, Bytho : Bythotrephes, Lepto : Leptodora, Cop : Copepods). The dotted line represents the median over the entire 2010 - 2024 period.

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O. et Hamelet V. (2022). Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2021, 104-110.
- Anneville O., Molinero J.C., Souissi S., Balvay G. et Gerdeaux D. (2007) Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *Journal of Plankton Research*, 29, i49-i59
- Anneville O., Molinero J.C., Souissi S., et Gerdeaux D. (2010) Seasonal and interannual variability of cladoceran communities in two peri-alpine lakes: uncoupled response to the 2003 heat wave. *Journal of Plankton Research*, 32, 913-925.
- Gerdeaux, D., Bergeret, S., Fortin, J. et Baronnet, T. (2002): Diet and seasonal patterns of food intake by *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. *Archiv für Hydrobiologie*, 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- Hyslop, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411-429.
- Lazzaro, X. et Lacroix, G. 1995. Impact des poissons sur les communautés aquatiques. Limnologie générale. Pourriot et Meybeck, Collection d'écologie 25. Masson (Ed.). 648-686.
- Mookerji, N., Heller, C., Meng, H.J., Bürgi, H.R. et Müller, R. (1998): Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by *Coregonus sp.* in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. *Journal of Fish Biology*, 52(3), 443-457.
- Ponton, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus sp.*) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.
- Rasconi, S. et Laine, L. (2025). Zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2024.

FRAI DU CORÉGONE (COREGONUS SP.) ET DE LA PERCHE (PERCA FLUVIATILIS) DANS LE LÉMAN

WHITEFISH (COREGONUS SP.) AND PERCH (PERCA FLUVIATILIS) SPAWNING IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Chloé GOULON^{1,2}, Marine VAUTIER^{1,2}, Isabelle DOMAIZON^{1,2}, Clément RAUTUREAU^{1,2}, Jean GUILLARD^{1,2}

¹ UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

² PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

Dans le cadre du développement d'indicateurs de l'impact du changement climatique dans le Léman, les phénologies de la reproduction de deux espèces de poissons, le corégone (*Coregonus sp.*) et la perche (*Perca fluviatilis*), sont suivies. Le suivi de la reproduction du corégone s'effectuait depuis 2016 à l'aide de filets benthiques multimapes, mais les données recueillies à partir de l'hiver 2018-2019 se sont révélées insuffisantes pour mettre en évidence des liens avec les températures. L'échantillonnage n'était en effet plus adapté à l'effectif réduit de la population de géniteurs et les conditions météorologiques défavorables impactaient la régularité du suivi. De ce fait, le suivi par pêche aux filets a été remplacé par des méthodes alternatives, non-invasives pour les poissons, testées depuis 2018 et qui ont fait leurs preuves : l'ADN environnemental (ADNe) et la caméra acoustique. L'ADNe permet de détecter la présence de poissons présents en très faible abondance, avec des contraintes de terrain limitées, et une bonne résolution spatiale au niveau de la zone d'étude. La caméra acoustique est un outil intéressant de par sa capacité à fournir des données sur une échelle temporelle plus fine tout en minimisant les contraintes sur le terrain. La phénologie de la reproduction du corégone pour l'hiver 2023-2024 est plus précoce que celle de l'année précédente et probablement en lien avec une diminution plus rapide des températures de l'eau durant cette saison. Ce suivi met également en évidence que les proxies d'activité ou d'abondance obtenus sont moins élevés que l'année précédente, laissant supposer une baisse du nombre d'individus venant se reproduire sur le site étudié. En ce qui concerne la perche, la reproduction est suivie depuis 1984, à l'aide de frayères artificielles installées chaque année sur le même site de référence, à différentes profondeurs, et de début avril jusqu'à juin. Les variabilités inter-annuelles observées dans les dynamiques de frai étaient jusqu'à présent liées principalement aux fluctuations de la température de l'eau. Pour s'adapter au décalage en profondeur de la perche, une frayère supplémentaire a été disposée en 2023 à 20 m, et en 2024, comme pour l'année précédente, l'essentiel des pontes se retrouve à cette profondeur. Le suivi de la reproduction de la perche en 2024 a été comparé à celui de 2023. La reproduction est similaire malgré un début de reproduction plus tardif qu'en 2023, probablement en lien avec la baisse de température de l'eau suite à des coups de vents.

ABSTRACT

As part of the development of climate change impact indicators in Lake Geneva, the reproductive phenologies of two fish species, whitefish (*Coregonus sp.*) and perch (*Perca fluviatilis*), are being monitored. Since 2016, whitefish reproduction has been monitored using benthic multi-mesh nets, but the data collected from winter 2018-2019 were insufficient to show a relationship with temperature. Sampling was no longer adapted to the reduced size of the spawning population and the weather conditions regularly impacted the regularity of monitoring. As a result, this gillnetting-fishing monitoring was replaced by alternative methods, non-intrusive for the fish, that has been tested since 2018 and have proved their worth: environmental DNA (eDNA) and acoustic camera. eDNA can be used to detect the presence of fish in very low abundance, with limited field constraints and good spatial resolution over the study area. The acoustic camera is an interesting tool because of its ability to provide data on a finer time scale while minimising constraints in the field. The phenology of whitefish reproduction for the winter of 2023-2024 is earlier than that of the previous year, probably linked to a more rapid fall in water temperatures during this season. This monitoring also shows that the activity or abundance proxies obtained are lower than the previous year, suggesting a drop in the number of individuals coming to breed at the studied site. In the case of perch, reproduction has been monitored since 1984, using artificial spawning grounds installed each year at the same reference site, at different depths, and from early April to June. The inter-annual variability observed in spawning dynamics has until now been linked mainly to fluctuations in water temperature. To adapt to the shift in depth of the perch, an additional spawning ground was set up in 2023 at 20 m, and in 2024, as in the previous year, most of the spawning will take place at this depth. Monitoring of perch reproduction in 2024 was compared with that in 2023. Reproduction was similar despite a later start than in 2023, probably due to the drop of the water temperature following gales.

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Le régime thermique est en effet l'un des principaux facteurs permettant le déclenchement du frai de nombreux poissons lacustres (Gillet 1989). Chez certaines populations de poissons du Léman, des modifications dans la phénologie de la reproduction ont déjà été observées, comme pour le gardon (*Rutilus rutilus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) (Gillet and Dubois 1995, 2007 ; Gillet and Quétin 2006 ; Concastie et al. 2019). Le déclenchement du frai de la perche et du gardon a lieu au printemps et nécessite une hausse de la température de l'eau qui doit atteindre 10 °C. A l'inverse, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et le corégone (*Coregonus sp.*) fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures de l'eau descendent en dessous d'une valeur seuil d'environ 7 - 8 °C pour les deux espèces dans de nombreux lacs (Gillet 2001). L'augmentation des températures due au réchauffement climatique influence les événements saisonniers, notamment le déclenchement du frai, et pourrait influencer les valeurs seuils qui y sont associées. Avec le changement climatique, ces valeurs seuils décrites dans la littérature sont atteintes plus précocement pour les espèces « d'eau chaude » (perche et gardon), et plus tardivement pour les espèces « d'eau froide » (corégone et omble chevalier) (Desgué-Itier et al. 2023), modifiant ainsi les dates de frai pour ces espèces.

L'objectif ici est de réaliser un suivi sur le long terme de la phénologie du frai du corégone et de la perche afin d'obtenir un indicateur des conséquences du changement climatique. Plus précisément, il s'agit : 1- d'estimer la date du début/de la fin du frai, son apogée et de préciser le lien avec la température ; 2- de caractériser les géniteurs présents sur les sites de frai (taille).

Pour le corégone, les opérations tests consistant à capturer des géniteurs à l'aide de filets maillants, menées en 2015 - 2016, ont permis de confirmer la pertinence de l'étude et sa faisabilité. Au cours de la période 2016 - 2019, diverses adaptations de protocoles (type de filets, profondeur de pose) ont eu lieu afin d'augmenter les effectifs capturés et d'étudier plus finement la phénologie. Cependant, malgré les adaptations effectuées, les effectifs capturés sont restés faibles, en particulier depuis 2017 - 2018, en concordance avec la baisse constatée du stock de corégones et donc du nombre de géniteurs. Afin de pallier le faible effectif de poissons capturés, des méthodes alternatives et non-invasives ont été testées et mises en place depuis 2018 : comptage visuel, ADN environnemental (ADNe) et caméra acoustique. Ces méthodes complémentaires ayant montré leur efficacité, elles ont depuis l'hiver 2021 - 2022 totalement remplacé le suivi par pose de filets, et les résultats obtenus pour deux méthodes sélectionnées (ADNe et caméra acoustique) sont présentés dans ce rapport.

La phénologie de reproduction de la perche commune et la population de géniteurs sont suivies à l'aide de frayères artificielles mises en place chaque année à partir du mois d'avril devant le port de l'UMR CARRTEL (INRAE – USMB). Ce dispositif est mis en place depuis 1984 en suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007). Des études antérieures ont montré que le nombre de rubans d'œufs déposés sur les frayères artificielles est un indicateur fiable du nombre de génitrices présentes dans la zone (Gillet et al. 2013). Ce dispositif a l'avantage d'attirer de nombreuses femelles et de faciliter l'observation d'un grand nombre de rubans d'œufs. En 2024, la collecte de données a pu s'effectuer dans de bonnes conditions. Les résultats sont comparés à l'année 2023.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 CORÉGONE

2.1.1 ADN environnemental (ADNe)

Depuis 2018, l'UMR CARRTEL a mis en place un suivi de la reproduction du corégone dans le Léman basé sur l'ADN environnemental (ADNe). Cette méthode a été adoptée en raison des résultats positifs obtenus, remplaçant ainsi les pêches scientifiques aux filets maillants, jugées trop dépendantes des conditions météorologiques et trop invasives. L'ADNe correspond à l'ADN libéré dans l'environnement par les organismes vivants dans un milieu donné. Cet ADN est extrait d'une matrice environnementale, ici l'eau, ce qui en fait une méthode non invasive. Elle permet d'identifier les organismes présents dans ou à proximité du milieu étudié et de quantifier l'intensité du signal ADN en lien avec le nombre d'individus et/ou leur activité biologique, comme la reproduction (par exemple, le relargage de gamètes). Pour ce suivi, une approche basée sur la PCR digitale (dPCR) a été employée. La PCR digitale offre une grande sensibilité pour détecter et quantifier des traces d'ADN même rares dans des matrices complexes comme l'eau. Elle repose sur une compartimentation de l'ADN en micro-gouttelettes indépendantes, permettant une amplification spécifique et sensible des cibles génétiques. Cette méthode, couplée à l'ADNe, s'est révélée particulièrement pertinente pour estimer l'abondance des poissons (Capo et al. 2020) et efficace pour suivre la phénologie de la reproduction du corégone dans son milieu (Vautier et al. 2023).

Le suivi ADNe a débuté en semaine 47 (20 novembre 2023), parallèlement aux autres suivis, et s'est poursuivi jusqu'au 5 février 2024, date déterminée sur la base des comptages par observation visuelle (voir les parties concernant la méthodologie des rapports des années précédentes). Les prélèvements et la filtration des échantillons d'ADNe ont été réalisés comme indiqué dans le protocole détaillé de Vautier et al. (2021), présenté dans Vautier et al. 2023 et visualisable au format vidéo (<https://www.youtube.com/watch?v=vR7ip3sdJFc>). Une fois par semaine, des échantillons d'eau de 200 mL ont été prélevés en sub-surface (10/20 cm sous la surface de l'eau) tout le long de la zone suivie depuis 2018 (Figure 1). En tout, au moins 20 sous-échantillons sont prélevés à chaque sortie, pour un volume total d'eau au moins 4 L d'eau. Les flacons, les bouteilles d'eau et tout le matériel qui sont amenés à être en contact avec l'eau prélevée ont été préalablement décontaminés au peroxyde d'hydrogène 10 % puis rincés trois fois à l'eau ultra-pure. Les prélèvements d'eau sont réalisés à heures fixes, le matin entre 10 h et 12 h, des tests ayant montré une variabilité temporelle importante du signal ADNe au cours de la journée (dégradation progressive du signal ADNe libéré durant la nuit au cours de la journée). Une fois collectée dans les bouteilles, l'eau est filtrée au travers de cartouches stériles (Sterivex de porosité 0.45 µm) dans les 2 h qui suivent le prélèvement. Les échantillons sont ensuite directement congelés, et stockés à - 80 °C jusqu'à leur analyse.

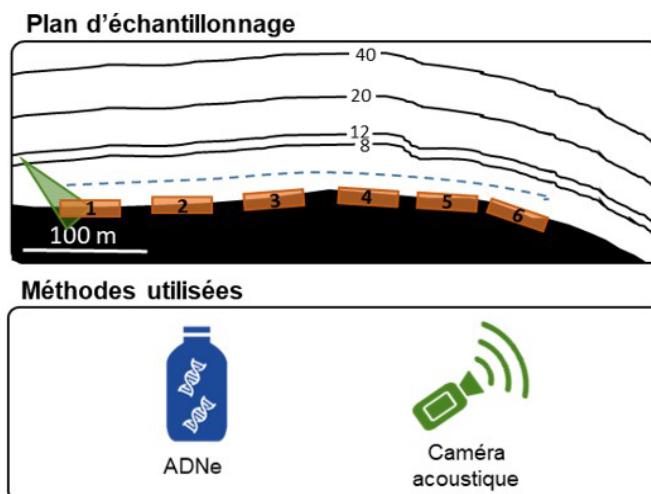


Figure 1 : Plan d'échantillonnage pour le suivi de la reproduction du corégone. Triangle vert = cône théorique de la caméra acoustique. L'eau pour l'ADNe est prélevée tout le long de la zone (20 x 200 mL = ligne bleue en pointillés représentant le transect).

Figure 1 : Sampling plan for monitoring whitefish reproduction. Green triangle = theoretical acoustic camera cone. Water for eDNA is sampled all along the area (20 times 200 mL).

L'ADN est extrait des cartouches congelées en suivant le protocole détaillé dans Vautier et al. (2024a). Ce protocole utilise le kit d'extraction NucleoMag DNA/RNA Water Kit - MACHEREY NAGEL avec des adaptations spécifiques à l'utilisation des cartouches Sterivex. L'ADN est ensuite élué dans 50 µL d'eau ultra pure et quantifié au Nanodrop (Thermo Scientific), avant d'être stocké à - 20 °C. L'ADN a ensuite été analysé en PCR digitale (dPCR) en suivant le protocole décrit dans Vautier et al. (2023). Les amores utilisées et ciblant le corégone sont celles décrites dans Hulley et al. (2019). Les dPCR sont réalisées avec le système Bio-Rad QX600 ddPCR (Bio-Rad, Temse, Belgium) avec 4 µL d'ADNe et un volume total de 20 µL selon le protocole de Vautier et al. (2024b). Les analyses ont été faites avec le logiciel Quantasoft de Bio-Rad version 1.7.4.0917. Les résultats sont exprimés en nombre de copies d'ADN par litre d'eau filtré selon le calcul décrit dans Vautier et al. (2023).

2.1.2 Caméra acoustique

La caméra acoustique est également une méthode non-invasive de plus en plus utilisée pour le suivi des populations piscicoles et l'apport d'informations sur le comportement et la morphologie des individus (Martignac et al. 2015 ; Wei et al. 2022). Cette technologie s'appuie sur l'émission de sons à haute fréquence (de l'ordre du mégahertz, MHz). Composée de plusieurs faisceaux (nombre = 128), elle offre une résolution d'image proche d'une qualité vidéo (Belcher et al. 2001) en pénétrant l'eau sur de plus longues distances, même avec une turbidité élevée (Mueller et al. 2006). Pour l'observation de la phénologie du corégone sur le Léman, cette technologie a été utilisée (Figure 1) et le matériel employé se compose d'une caméra ARIS Explorer 3000 paramétrée à une fréquence de 1.8 MHz afin d'obtenir une zone d'échantillonnage représentant un cône dont la portée est de 16.3 m pour une largeur maximale de 8.3 m. En levant la zone proche de la caméra (range de 0 à 1.1 m) et la zone de détection au-delà de 13 m, la surface échantillonnée est d'environ 42 m². Les fréquences de l'ordre du mégahertz sont considérées comme des hautes fréquences, n'ayant pas d'influence sur le comportement des poissons (Simmonds and MacLennan 2005).

Le dispositif a été installé à l'extrême nord du site de la piscine municipale de Thonon-les-Bains et est positionné en direction de la berge (zone propice à la reproduction du corégone) (Figure 1 et 2). Le dispositif est resté en place du 29 novembre 2023 au 30 janvier 2024.

Cette technologie génère une grande quantité de données. À raison d'1 To tous les 10 jours, l'enregistrement des fichiers a été fait sur disque dur SSD de 4 To avec un remplacement régulier. Concernant la stratégie d'acquisition des données, elle a été programmée pour un enregistrement en continu avec création d'un nouveau fichier toutes les 10 minutes pour assurer une protection des données et faciliter la gestion posttraitements.

Le pré-traitement des données a été effectué à l'aide du logiciel ARISFish (ver. 2.6.2 ; Sound Metrics Corp.). L'arrière-plan sur les enregistrements, composé de substrat d'objets statiques ou mobiles renvoyant un écho d'intensité inférieure à 22 cm² (Cluster Sizes, Min) a été supprimé à partir de l'algorithme adaptatif « Contiguous Samples Over Threshold » (CSOT) (Sound Metrics, 2019). Ce seuil prend en compte l'énergie minimale renvoyée par l'espèce cible (corégone). Ainsi cet algorithme permet de réduire la taille des fichiers sources en supprimant un maximum de données sans activité tout en gardant les séquences avec des corégones. Le volume de données est ainsi réduit afin d'optimiser la suite des analyses.

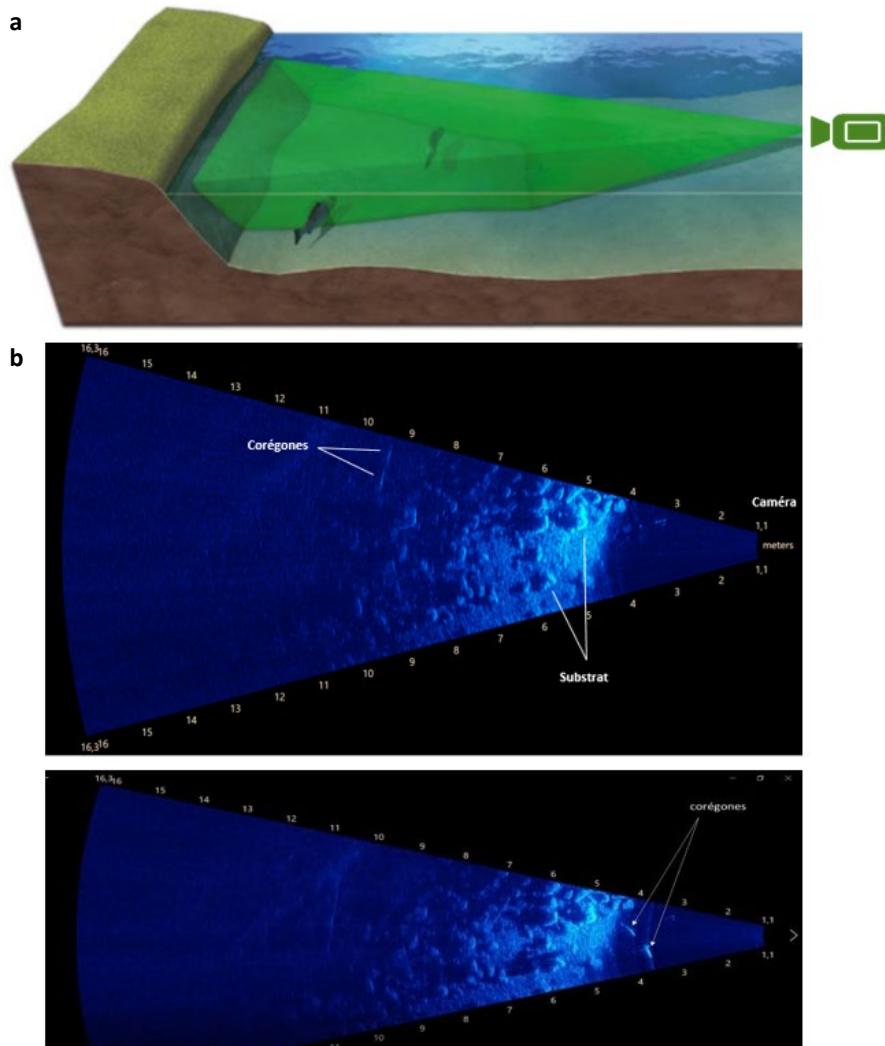


Figure 2 : a) vue 3D d'une installation type et b) du cône de détection avec la transcription de l'image acoustique sous ARISFish ; vidéo : https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/carrtel_fre/La-communication/Videos/Suivi-de-la-phenologie-du-corégone-Coregonus-lavaretus-sur-le-Leman-avec-la-camera-acoustique-ARIS.

Figure 2 : a) 3D view of a typical installation and b) the detection cone with the transcription of the acoustic image in ARISFish ; movie: https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/carrtel_fre/La-communication/Videos/Suivi-de-la-phenologie-du-corégone-Coregonus-lavaretus-sur-le-Leman-avec-la-camera-acoustique-ARIS.

Après avoir effectué le pré-traitement, le logiciel Sonar5-pro (ver. 608.32 ; Balk et Lindem, 2021) a été utilisé pour détecter automatiquement les cibles individuelles et extraire les informations (Martignac et al. 2021). En post-traitement, seuls les individus présentant les caractéristiques morphométriques similaires à celles des corégones en période de reproduction ont été sélectionnés, soit des individus de plus de 0.20 m et de moins de 0.60 m (Rogissart et al. 2023).

De plus, les données sur les deux premiers mètres et les zones contenant des échos de macrophytes et/ou des cibles présentant des signatures acoustiques visiblement différentes (brochet ou autre poisson, oiseau, plongeur) ont été aussi exclues des analyses. L'indicateur obtenu est un indicateur d'activité en nombre de détections (« track », c'est-à-dire une série d'échos de la même cible représentant ainsi un corégone) par pas de temps journalier.

2.1.3 Proxies d'abondance ou d'activités et données de températures

Pour les deux méthodes présentées dans ce rapport, la détermination du proxy d'abondance ou d'activité et la fréquence d'acquisition des données sont présentées dans le Tableau 1. Les températures moyennes journalières sont enregistrées avec des capteurs (type Tinytag ; TG-4100) positionnés à 1 m de profondeur au niveau de la caméra acoustique.

Tableau 1 : Proxies d'abondance ou d'activité utilisés dans le rapport et fréquences d'acquisition des données pour les différentes méthodes.

Table 1 : Abundance or activity proxies used in the present report and frequencies of data acquisition for the different methods.

Méthodes	Proxy d'abondance ou d'activité	Fréquence d'acquisition des données
ADNe	Concentration d'ADN environnemental (copies/L)	1 fois par semaine
Caméra acoustique	Nombre de détections (échos) par pas de temps journalier	En continu puis transformé en pas de temps journalier ou horaire

2.2 PERCHE

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARRTEL - INRAE, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007) (Figure 3). Ces frayères sont constituées d'un cadre en PVC de 1 m de hauteur et 2 m de largeur, qui maintient un grillage dans lequel sont entrelacées des branches d'if commun (*Taxus baccata*). Les frayères sont stabilisées en position verticale par l'intermédiaire de flotteurs positionnés sur le haut et de poids sur le bas. À partir des années 1990, les frayères sont installées à 4 m, 8 m et 12 m de profondeur, où les perches ont l'habitude de se reproduire (Gillet and Dubois 1995). Depuis 2023, une frayère à 20 m est mise en place pour s'adapter aux changements de profondeurs observés (Concastie et al. 2019). Une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) est mise en place dans la zone des frayères pour enregistrer les températures à 4 m, 8 m, 12 m et 20 m de profondeur. Les frayères sont relevées deux fois par semaine pour compter et mesurer les rubans d'œufs à chaque profondeur avant de les remettre à l'eau. Chaque femelle pond des œufs sous forme d'un ruban unique (Thorpe 1977) dont la longueur et la largeur sont proportionnelles à sa taille (Gillet et al. 1995 ; Dubois et al. 1996). La profondeur de la frayère est vérifiée avant et après chaque relève à l'aide d'un sondeur à main Plastimo ECHOTEST II.

Pour les deux espèces, le début et la fin du frai sont estimés lorsque les seuils de 5 % et 95 % des effectifs observés cumulés (géniteurs ou rubans d'œufs) sont atteints.



Figure 3 : Disposition théorique des frayères artificielles (rose) à différentes profondeurs (- 4, - 8, - 12 et - 20 m) et de la ligne de capteurs thermiques (jaune) à proximité du port de l'UMR CARRTEL (INRAE- USMB).

Figure 3 : Theoretical layout of artificial spawning grounds (pink) at different depths (- 4, - 8, - 12 and - 20 m) and lines of thermal sensors (yellow) near the port of UMR CARRTEL (INRAE-USMB).

3. RÉSULTATS

3.1 CORÉGONE

3.1.1 Proxies d'abondance ou d'activité

Les échantillonnages et observations ont été réalisés régulièrement, au moins une fois par semaine, tout au long de la saison de reproduction. Les variations des proxies d'abondance et d'activité sont présentées dans le Tableau 2 pour les périodes 2023 - 2024 et 2022 - 2023. Une diminution globale des indices d'abondance et d'activité est observée pour l'hiver 2023 - 2024 par rapport à l'hiver précédent. Cette baisse pourrait refléter une diminution du nombre de géniteurs présents dans la zone étudiée.

Tableau 2 : Proxies d'abondance ou d'activité pour les deux méthodes utilisées sur l'ensemble de la période de reproduction pour les deux dernières années.

Table 2 : Abundance or activity proxies for methods that cover the entire breeding period for the past two years.

Méthodes	Proxy d'abondance ou d'activité	Proxy d'abondance ou d'activité
	2022 - 2023	2023 - 2024
ADNe	43 450 copies/L d'eau filtrée sur 11 dates	14 574 copies/L d'eau filtrée sur 12 dates
Caméra acoustique	14 994 échos sur 43 jours d'acquisition (soit 349 échos/jour)	11 827 échos sur 63 jours d'acquisition (soit 188 échos/jour)

3.1.2 Dynamiques intra-saisonnieres observées en 2023 - 2024

Les dynamiques des proxies obtenus par ADNe et caméra acoustique sont présentées en Figure 4. Les deux méthodes montrent des tendances similaires au cours de la saison. Une augmentation des indices d'abondance et d'activité est observée entre le 13 et le 21 décembre (semaines 50 et 51), atteignant un pic la semaine du 18 décembre (semaine 51). À partir de la semaine du 22 décembre (semaine 51), une diminution progressive est observée, jusqu'à l'arrêt complet des activités en semaine 5 (semaine du 29 janvier).

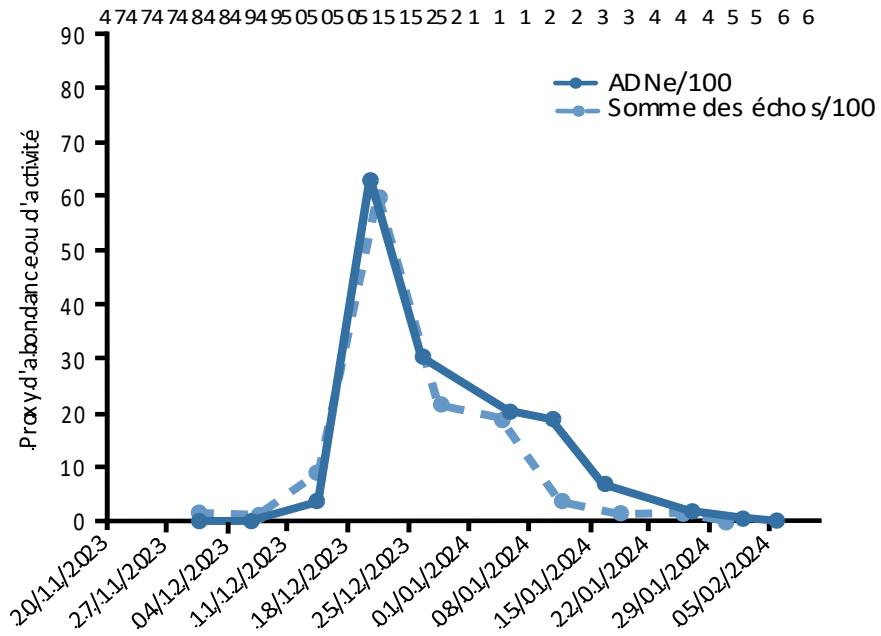


Figure 4 : Proxies d'activité obtenus pour l'ADNe (courbe bleu foncé) et pour la caméra acoustique (courbe bleu pointillée) pour la saison de reproduction 2023 - 2024. Les chiffres en haut du graphique correspondent aux numéros de semaines.

Figure 4 : Activity proxies obtained by eDNA (solid dark blue line) and acoustic camera (dotted blue line) for the 2023 - 2024 breeding season. The number at the top of the graph correspond to the week numbers.

3.1.3 Comparaison de la dynamique de reproduction avec l'année précédente

Afin de comparer les dynamiques interannuelles, les résultats obtenus par ADNe sont présentés en Figure 5. Les données issues de la caméra acoustique sont disponibles en Annexe 2. Pour l'hiver 2023 - 2024, la reproduction a débuté (5 % des effectifs) entre le 14 et le 16 décembre, soit à des dates similaires de celles observées pour l'hiver 2022 - 2023. La date correspondant à 50 % des effectifs se situe autour du 20 décembre en 2023-2024, tandis qu'elle était comprise entre le 27 décembre et le 5 janvier l'année précédente, soit un décalage de plus d'une semaine. La date correspondant à 95 % des effectifs est proche du 11 janvier pour les deux années (entre le 5 et le 11 janvier l'hiver précédent). Ainsi, bien que les dates de début et de fin soient similaires entre les deux hivers, un décalage est observé au niveau du pic de reproduction. Les résultats obtenus par caméra acoustique corroborent ce décalage interannuel (Annexe 2).

En hiver 2023 - 2024, le frai a débuté lorsque la température mesurée était proche de 9.3 °C, une valeur similaire à celle enregistrée en hiver précédent (9.5 °C). La date à laquelle 50 % des effectifs ont été atteints correspond à une température d'environ 9.2 °C, température également proche des valeurs observées durant l'hiver précédent (9.3 °C). Cependant, la dynamique reproductive semble avoir été plus précoce pour l'hiver 2023 - 2024, possiblement en lien avec une baisse rapide des températures sous 9.5 °C après le 14 décembre. Il est important de noter que lorsque la reproduction se déroule alors que les températures sont élevées en zone littorale, cela peut affecter négativement la survie embryonnaire au cours du développement (Stewart et al. 2021).

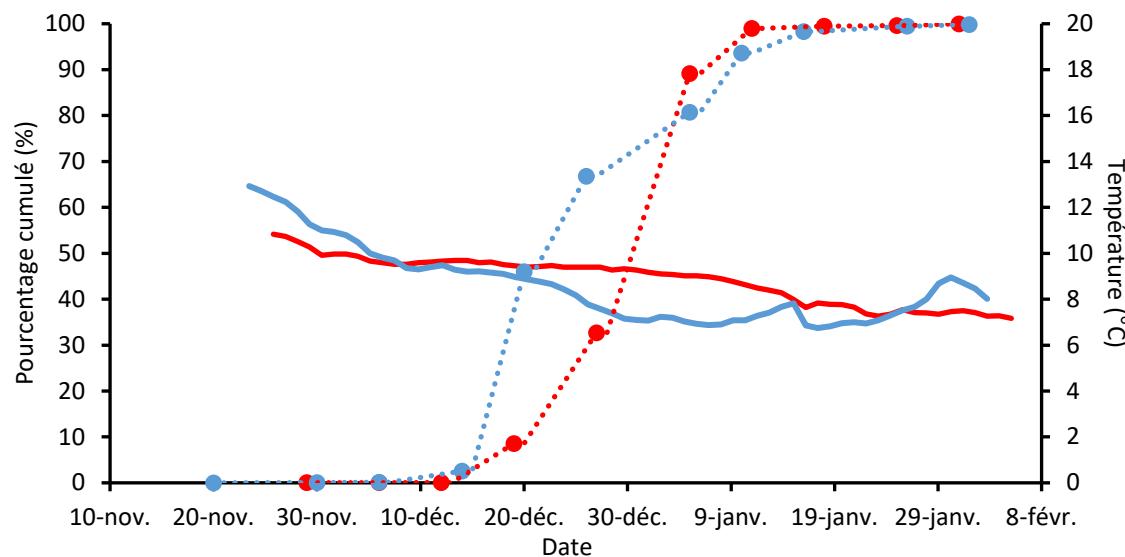


Figure 5 : Effectifs cumulés, exprimés en pourcentage, calculés à partir de l'ADNe en nombre de copies/L d'eau pour les hivers 2022 - 2023 (courbe pointillée rouge) et 2023 - 2024 (courbe pointillée bleue). Données de températures moyennes journalières mesurées à proximité du site (au niveau de la caméra acoustique, à la piscine, à 1 m de profondeur, rouge 2022 - 2023 ; bleu : 2023 - 2024).

Figure 5 : Cumulative numbers, expressed in percentage, obtained from eDNA sampling for the winters of 2022 - 2023 (dotted red line) and 2023 - 2024 (dotted blue line). Daily average temperature data measured next to the sampling site (red 2022 – 2023 ; blue: 2023 - 2024).

3.2 PERCHE

Les données de 2024 ont été comparées à celles de 2023 (Figure 6). En 2024, 18 relèves de frayères ont pu être effectuées avec 93 rubans récoltés au total. Le nombre de rubans est environ deux fois moins important que celui de l'année dernière (176 rubans) et environ 8 fois moins important qu'en 2022 (792 rubans avaient été récoltés). Le nombre de rubans est en lien avec le nombre de génitrices présentes dans la zone (Gillet et al. 2013). La baisse du nombre de rubans indique donc une baisse du nombre de génitrices dans la zone.

Au cours du temps, on constate une raréfaction de la dépose des rubans à 4 m au profit des frayères à 8 et 12 m, en particulier depuis 2015 (Goulon et al. 2022). Ainsi en 2023, une frayère supplémentaire à 20 m de profondeur a été mise en place et comme l'année précédente, c'est à cette profondeur que la dépose de rubans a été la plus importante (seuls 3 rubans ont été détectés aux autres profondeurs).

En 2024, on note une absence de rubans détectés à 4 m comme l'année précédente. Les investigations réalisées à l'aide d'un ROV le 23/05/2024 ont permis de confirmer l'absence de rubans déposés à 4 m de profondeur sur le site d'étude, ainsi que sur un autre site proche de la zone d'échantillonnage et sur celui de St Disdille.

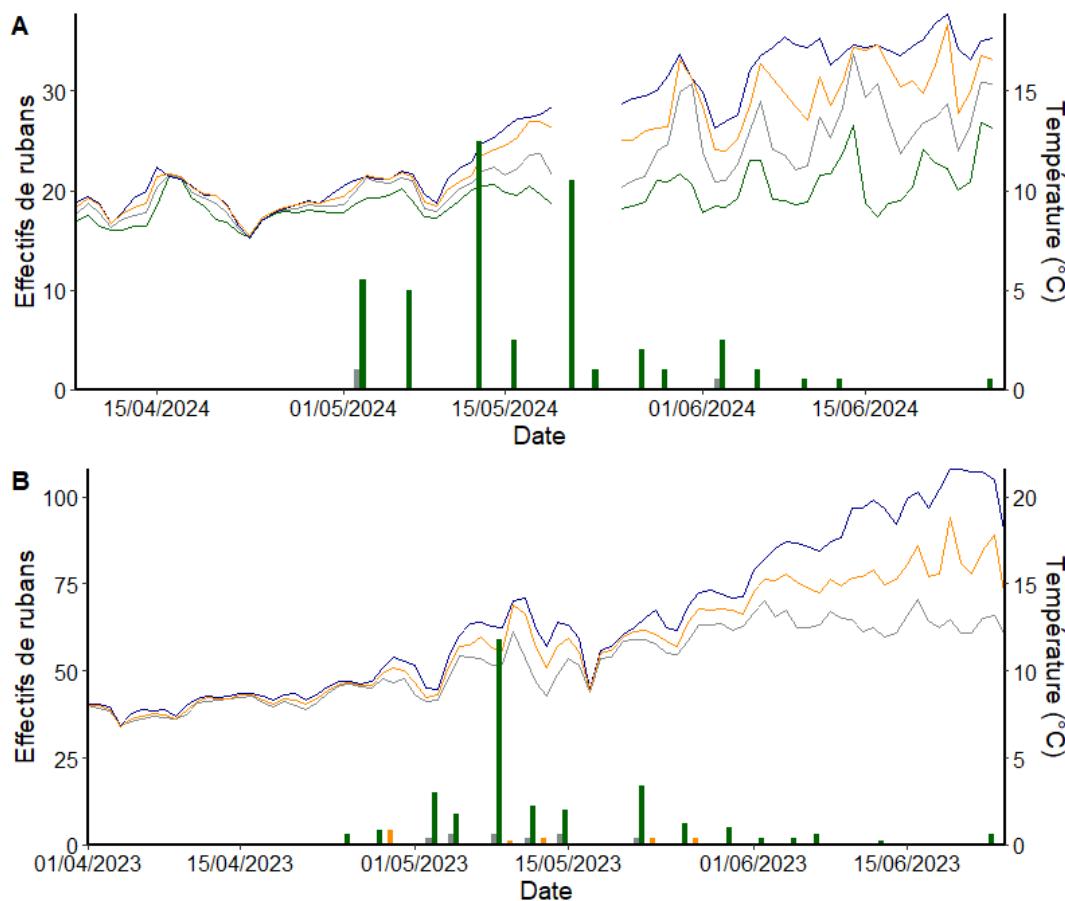


Figure 6 : Nombre de rubans de perches récoltés en a) 2024 et en b) 2023 par frayère à - 4 m (bleu), - 8 m (orange), - 12 m (gris) et - 20 m (vert). Les courbes représentent les températures relevées à - 4 m (en bleu), à - 8 m (en orange), à - 12 m (en gris) et - 20 m (en vert) de profondeur.

Figure 6 : Number of perch ribbons harvested in a) 2024 and b) 2023 per spawning ground at - 4 m (blue), - 8 m (orange), - 12 m (grey) and - 20 m. The curves represent the temperatures recorded at - 4 m (in blue), at - 8 m (in orange), at - 12 m (in grey) and at - 20 (in green) in depth.

Le frai débute début mai en 2024 contre fin avril en 2023 pour des températures proches de 10°C (Figure 7). La dynamique de reproduction est similaire, bien que légèrement plus tardive pour 2024 avec une date d'apogée située le 9 mai en 2023 et le 14 mai en 2024 (Figure 6) ainsi qu'une date de 50 % située vers le 8 mai en 2023 et le 12 mai en 2024. La date de 95 % est la même entre les deux années soit le 2 juin.

En 2024, les températures avaient augmenté début avril puis une baisse de la température s'observe suite à des coups de vents, puis la température augmente à nouveau jusqu'à atteindre des températures de l'eau proche de celles de l'année précédente, vers fin avril. Une autre baisse des températures s'observe ensuite vers le 8 mai. Ces coups de vents en début de période de reproduction ont certainement joué un rôle dans le délai observé. L'absence de données sur la période du 20 au 24 mai s'explique par le fait que la sonde a été traînée par un pêcheur amateur, leurre s'étant retrouvé coincé dans la ligne de températures.

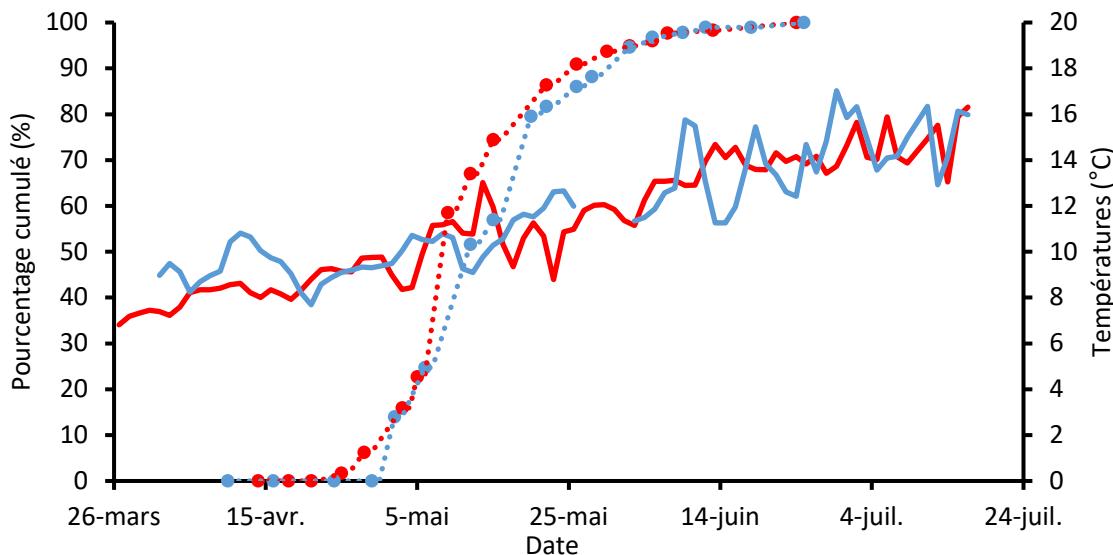


Figure 7 : Comparaison des températures moyennes (à - 8 et - 12 m de profondeur), entre 2024 (bleu) et 2023 (rouge), dynamique de frai pour l'année 2024 (bleu) et 2023 (rouge) et en effectifs cumulés de rubans, exprimés en pourcentage, récoltés sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues (- 4, - 8, - 12 et - 20 m).

Figure 7 : Comparison of average temperatures (at - 8 and - 12 m depth), between 2024 (blue) and 2023 (red), spawning dynamics for the year 2024 (blue) and 2023 (red) in cumulative numbers of ribbons, expressed in percentage, collected on artificial spawning grounds at all depths (- 4, - 8, - 12, - 20 m).

La structure en taille a également une influence sur la dynamique de la reproduction. Les perches de plus petites tailles ont tendance à frayer de façon plus précoce que celles de plus grandes tailles. Cette caractéristique, combinée aux fluctuations des classes de taille, expliquerait en grande partie des variations annuelles de la date de la période de frai de la perche (Gillet et Dubois 2007). En 2023 et 2024, la différence de tailles des rubans n'est pas marquée par rapport à d'autres années, ainsi ce serait plutôt les conditions météorologiques qui expliqueraient le léger délai dans la dynamique de reproduction (Figure 8).

Comme en 2023, les rubans sont très majoritairement détectés à 20 m (97 % en 2024 et 85 % en 2023). Depuis 2004, une baisse constante du nombre de rubans à 4 m s'observe au profit de rubans déposés à 8 et 12 m (Concastie et al. 2019). Les pêcheurs constatent actuellement des rubans déposés sur les nasses jusqu'à 30 m de profondeur (Michaël Dumaz com. pers.). L'hypothèse de la hausse de transparence a été formulée pouvant induire une hausse de la prolifération d'algues filamenteuses et champignons colmatant ou dégradant les frayères (Christian Gillet com. pers.) et augmentant la vulnérabilité des perches et des rubans vis-à-vis des prédateurs (Rautureau et al. 2024). Une tentative de reconstruction des données de transparence a été faite à l'aide de données satellites, mais les algorithmes ne sont pas encore optimisés (les données obtenues par les satellites et les données mesurées en SHL2 diffèrent) (Rautureau et al. 2024).

En 2024, la dynamique de reproduction est similaire à l'année précédente bien qu'un délai dans la reproduction soit constaté en début de reproduction en raison de conditions venteuses. En 2024, le mois d'avril est le deuxième mois le plus venteux à Thonon après le mois de janvier (Annexe 5 du rapport CIPEL 2024). En 2024, les investigations par ROV ont permis de montrer que des rubans étaient majoritairement déposés à 20 m. Nous pouvons donc faire un constat : la perche se reproduit aujourd'hui dans le Léman à plus de 20 m et cela est sans doute possible en raison d'une température favorable. En effet, en dessous de 10 °C une mortalité des larves est observée (Saat and Veersalu 1996) et la perche sélectionne des eaux chaudes pour assurer la survie de la descendance (Snickars et al. 2010). La sonde de température disposée à 20 m a permis de montrer que les températures à cette profondeur sur la période de reproduction étaient en moyenne de 10 °C mais que suite à des conditions venteuses, les températures descendent sous le seuil des 10 °C à 5 reprises. La mortalité induite par ces baisses de températures de façon ponctuelle serait à investiguer dans le Léman.

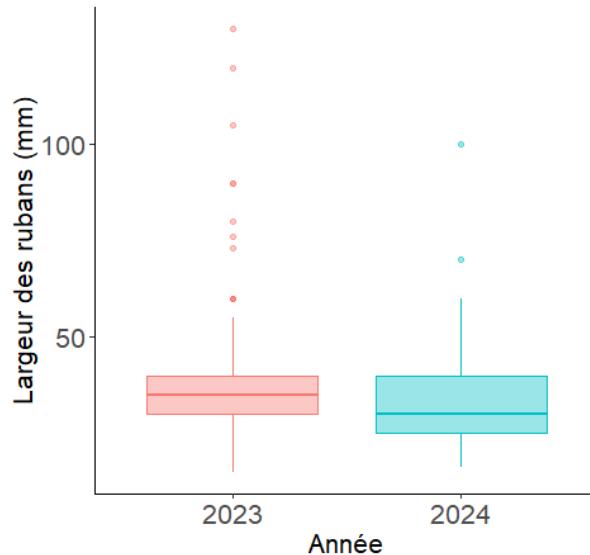


Figure 8 : Répartition en largeur des rubans collectés en 2023 (rose) et en 2024 (bleu).

Figure 8 : Distribution in width of the ribbons collected in 2023 (pink) and in 2024 (blue).

4. CONCLUSION

Concernant le suivi de la reproduction du corégone, le suivi par ADNe et par la caméra acoustique mettent en évidence une dynamique plus précoce de reproduction en 2023 - 2024 par rapport à l'année précédente, et possiblement en lien avec les températures de l'eau moins élevées mesurées en décembre. Les méthodes ont aujourd'hui été stabilisées, mais des développements sont toujours en cours avec la caméra acoustique afin de pouvoir intégrer la structure en taille qui pourrait expliquer des différences certaines années dans les dynamiques de reproduction observées. Pour l'hiver 2023 - 2024, tous les proxies d'activités obtenus sont moins élevés que l'année précédente (entre 2 et 3 fois moins importants), indiquant une baisse probable du nombre d'individus venant se reproduire sur le site de Ripaille.

Pour la perche, la dynamique de reproduction en 2024 est proche de celle de l'année précédente (2023) bien qu'un décalage soit constaté en début ainsi que vers le milieu de la reproduction en raison de conditions venteuses. Comme l'année précédente la dépose des rubans est très majoritaire à 20 m. Le changement de profondeur sur le long terme pourrait en partie s'expliquer d'une part par la hausse des températures du lac et d'autre part par la hausse de transparence en lien avec la réoligotrophisation, certainement accentué par la présence de la moule quagga. En 2024, les explorations par robot sous-marin télécommandé (ROV) s'ajoutant aux observations des pêcheurs, vont dans le sens d'un changement de comportement de la reproduction de la perche dans le Léman, notamment une ponte à des profondeurs plus importantes.

BIBLIOGRAPHIE

- Balk H, Lindem T (2021) Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems: Operator manual version 606.23, 489 p. Lindem Data Acquisition, Oslo (Norway).
- Belcher, E., B. Matsuyama, and G. Trimble. 2001. Object identification with acoustic lenses. *MTS/IEEE Oceans 2001. An Ocean Odyssey. Conference Proceedings (IEEE Cat. No.01CH37295)*. Proceedings of the Oceans 2001. An Ocean Odyssey. Marine Technol. Soc. 6–11.
- Capo, E., G. Spong, S. Koizumi, I. Puts, F. Olajos, H. Königsson, J. Karlsson, and P. Byström. 2020. Droplet digital PCR applied to environmental DNA, a promising method to estimate fish population abundance from humic-rich aquatic ecosystems. *Environmental DNA* 3: 343–352. doi:10.1002/edn3.115
- Concastie, G., J. Guillard, and C. Goulon. 2019. Etude de la dynamique de la population et de la phénologie de la reproduction de la perche (*Perca fluviatilis*) dans le Léman. suivi halieutique Convention Cantons VD, VS, GE, OFEV.
- Desgué-Itier, O. and others. 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrology and Earth System Sciences* 27: 837–859. doi:10.5194/hess27-837-2023
- Dubois, J.-P., C. Gillet, S. Bonnet, and Y. Chevalier-Weber. 1996. Correlation between the size of mature female perch (*Perca fluviatilis* L.) and the width of their egg strands in Lake Geneva. *Annales Zoologici Fennici* 33: 417–420.
- Gillet, C. 1989. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. *Hydroécol. Appl.* 1: 117–143. doi:10.1051/hydro:1989006
- Gillet, C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres, p. 241–282. In *Gestion piscicole des grands plans d'eau*.
- Gillet, C., and J. P. Dubois. 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia* 300–301: 409–415. doi:10.1007/BF00024482
- Gillet, C., and J. P. Dubois. 2007. Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *Journal of Fish Biology* 70: 1001–1014. doi:10.1111/j.1095-8649.2007.01359.x
- Gillet, C., J. P. Dubois, and S. Bonnet. 1995. Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, *Perca fluviatilis*, in Lake Geneva from 1984 to 1993. *Environ Biol Fish* 42: 355–363. doi:10.1007/BF00001465
- Gillet, C., C. Lang, and J. P. Dubois. 2013. Fluctuations of perch populations in Lake Geneva from 1984 to 2011 estimated from the number and size of egg strands collected in two locations exposed to different fishing practices. *Fish Manag Ecol* 20: 484–493. doi:10.1111/fme.12037
- Gillet, C., and P. Quétin. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *Journal of Fish Biology* 69: 518–534. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01123.x
- Goulon, C., G. Concastie, F. Keck, C. Gillet, L. Espinat, and J. Guillard. 2022. Shifting perch reproduction phenology in response to climate change.
- Hulley, E. N., Tharmalingam, S., Zarnke, A., & Boreham, D. R. (2019). Development and validation of probe-based multiplex real-time PCR assays for the rapid and accurate detection of freshwater fish species. *PLoS One*, 14(1), e0210165.
- Martignac, F., Baglinière, J. L., Ombredane, D., & Guillard, J. (2021). Efficiency of automatic analyses of fish passages detected by an acoustic camera using Sonar5-Pro. *Aquatic Living Resources*, 34, 22.
- Martignac, F., A. Daroux, J.-L. Bagliniere, D. Ombredane, and J. Guillard. 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries* 16: 486–510. doi:<https://doi.org/10.1111/faf.12071>
- Mueller, R. P., R. S. Brown, H. Hop, and L. Moulton. 2006. Video and acoustic camera techniques for studying fish under ice: a review and comparison. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*.
- Rautureau, C., C. Goulon, T. Tormos, and J. Guillard. 2024. Analyse de l'évolution du changement de comportement des perches en lien avec les paramètres environnementaux. Rapport OFB Pôle ECLA.
- Rogissart, H., C. Rautureau, F. Cattanéo, C. Goulon, F. Martignac, and J. Guillard. 2023. Phénologie de la reproduction du corégone (*Coregonus* sp.) à l'aide d'une caméra acoustique. Rapport ECLA.
- Saat, T., and A. Veersalu. 1996. The rate of early development in perch *Perca fluviatilis* L. and ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) at different temperatures. *Annales Zoologici Fennici* 33: 693–698.
- Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*, Blackwell, Oxford, UK.
- Snickars, M., G. Sundblad, A. Sandström, L. Ljunggren, U. Bergström, G. Johansson, and J. Mattila. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*.
- Mar. Ecol. Prog. Ser. 398: 235–243. doi:10.3354/meps08313
- Sound Metrics. (2019). ARISFish software user guide version 2.6.2. Bellevue, Washington, United States: Sound Metrics Corp.

- Stewart, T. R., C. Brun, J. Baer, J. Karjalainen, J. Guillard, and E. Lasne. Response of whitefish embryos to thermal conditions diverges between perialpine populations. Submitted.
- Stewart, T. R., M. Mäkinen, C. Goulon, J. Guillard, T. J. Marjomäki, E. Lasne, J. Karjalainen, and J. D. Stockwell. 2021. Influence of warming temperatures on coregonine embryogenesis within and among species. preprint Ecology.
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchell, 1814, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Vautier, M., et al., 2021, Fish eDNA: water sampling and filtration through Sterivex filter unit, protocols.io. dx.doi.org/10.17504/protocols.io.br5rm856.
- Vautier, M., C. Chardon, C. Goulon, J. Guillard, and I. Domaizon. 2023. A quantitative eDNA-based approach to monitor fish spawning in lakes: Application to European perch and whitefish. Fisheries Research 264: 106708. doi:10.1016/j.fishres.2023.106708
- Vautier, M. C. Chardon, C. Galiegue and I. Domaizon. (2024a). eDNA extraction from water samples filtered through Sterivex filter units (NucleoMag DNA/RNA Water Kit - MACHEREY NAGEL). v1. ZappyLab, Inc. <https://doi.org/10.17504/protocols.io.ewov1qpkpgr2/v1>
- Vautier, M., Chardon, C., Galiegue, C., & Domaizon, I. (2024b). ddPCR for probes to target eDNA samples : from sample preparation to droplet reading v1. ZappyLab, Inc. <https://doi.org/10.17504/protocols.io.n92ldm479l5b/v1>
- Walther, G.-R. and others. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389–395. doi:10.1038/416389a
- Wei, Y., Y. Duan, and D. An. 2022. Monitoring fish using imaging sonar: Capacity, challenges and future perspective. Fish and Fisheries 23: 1347–1370. doi:10.1111/faf.12693

ANNEXES

ANNEXE 1

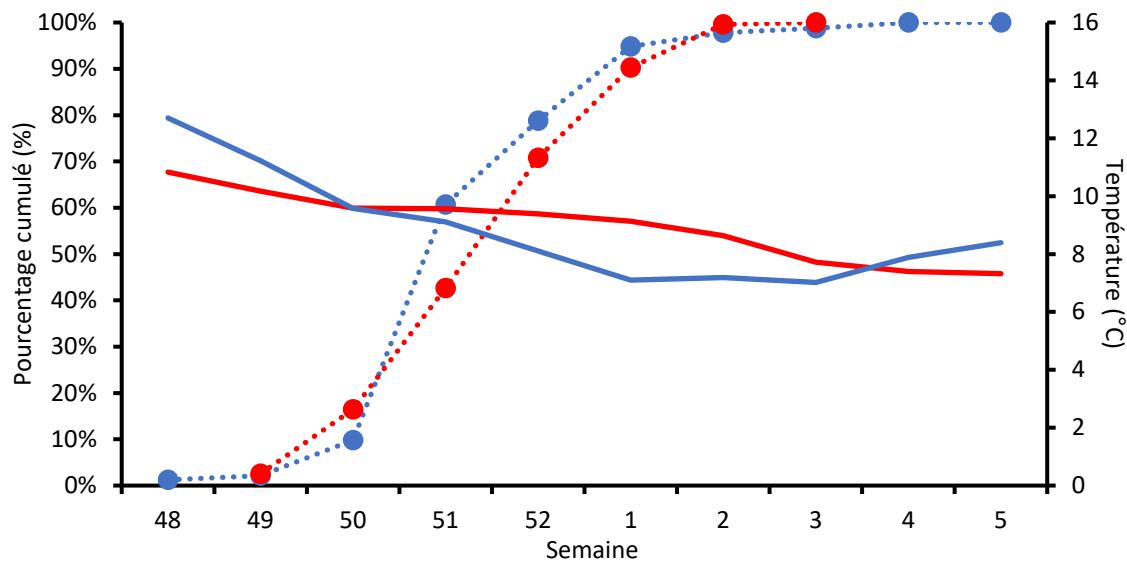


Figure 9 : Effectifs cumulés par semaine, exprimés en pourcentage, calculés à partir du nombre d'échos détecté par la caméra acoustique pour les hivers 2022 - 2023 (courbe pointillée rouge) et 2023 - 2024 (courbe pointillée bleue). Données de températures moyennes pour la semaine à proximité du site (au niveau de la caméra acoustique, à la piscine, à 1 m de profondeur, rouge 2022 - 2023 ; bleu : 2023 - 2024).

Figure 9 : Cumulative numbers per week, expressed in percentage, obtained from echos number obtained by acoustic camera for the winters of 2022 - 2023 (dotted red line) and 2023-2024 (dotted blue line). Daily average temperature data measured next to the sampling site (red 2022 – 2023 ; blue: 2023 - 2024).

ANNEXE 2

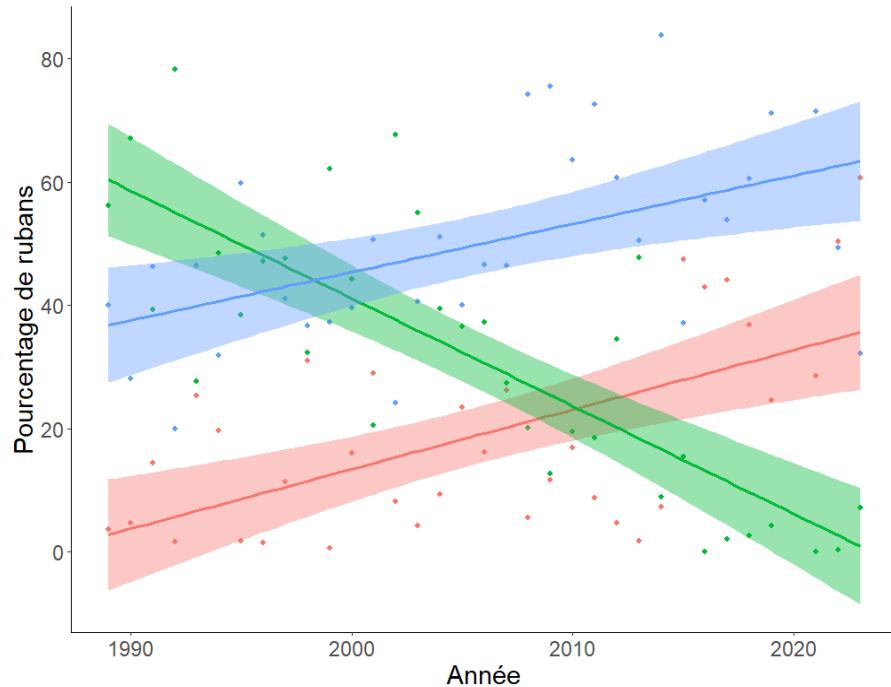


Figure 10 : Evolution du pourcentage de rubans détectés à 4 (vert), 8 (bleu) et 12 m (rouge).

Figure 10 : Percentage of ribbons detected at 4 (green), 8 (blue) and 12 m (red).

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT ET DU LÉMAN

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE UPPER RHÔNE RIVER AND IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Cécile PLAGELLAT¹, Hélène BOURGEOIS², Marion JAUSSI², Silwan DAOUK³

¹ DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL, DIVISION PROTECTION DES EAUX (PRE) – CHIMIE DES EAUX ET PCAM, CHEMIN DES BOVERESSES 155 -CP33 CH-1066 EPALINGES

² SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, SECTION PROTECTION DES EAUX, AVENUE DE LA GARE 25, CP 670, CH – 1950 SION

³ ASSOCIATION SUISSE DES PROFESSIONNELS DE LA PROTECTION DES EAUX (VSA), PLATEFORME QUALITÉ DES EAUX, CHEMIN DE MORNE 3, CH – 1003 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La surveillance annuelle des micropolluants dans le Rhône amont et dans le Léman assure un suivi de la qualité des eaux du Léman et permet de mieux comprendre les apports du Rhône vers le lac. Ce rapport présente les résultats de la surveillance 2024 des micropolluants. Les prélèvements ont été effectués à la Porte du Scex (embouchure du Rhône), le long du Rhône, ainsi qu'au point SHL2, au centre du Léman. Ils correspondent à des échantillons composites sur 14 jours à la Porte du Scex, sur 24h le long du Rhône, et des échantillons saisonniers et collectés à différentes profondeurs pour SHL2. Un total de 256 substances a été analysé, incluant pesticides, résidus médicamenteux, substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS), métaux et divers composés industriels.

En 2024, seuls 6 pesticides ont été quantifiés dans le Rhône à la Porte du Scex, contre 12 en 2023. Les charges annuelles sont estimées à 135 kg, dominées par le glyphosate et son métabolite AMPA. Dans le Léman, 27 pesticides et métabolites ont été détectés, sans dépassement des normes légales, ni écotoxicologiques. Les concentrations totales en 2024 sont plus élevées que celles observées dans les années précédentes, ce qui s'explique principalement par l'ajout du 2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine (ADMP), dont les concentrations représentent jusqu'à 44% du total des pesticides analysés. C'est le métabolite de plusieurs herbicides de la famille des sulfonylurées (amidosulfuron, foramsulfuron et nicosulfuron), mais c'est aussi une substance intermédiaire pour la synthèse chimique. Concernant les résidus médicamenteux, 15 substances ont été quantifiées dans le Rhône, principalement la metformine, son métabolite guanylurée, et la méthénamine. La charge annuelle est estimée à 3 268 kg. Dans le Léman, 21 résidus ont été détectés, toujours dominés par la metformine. 4 nouvelles molécules ajoutées à la surveillance en 2024 sont retrouvées dans les eaux du Léman : la gabapentine, l'acide valsartan, l'oxypurinol et l'ioméprol. Les substances Per- et polyfluoroalkylées (PFAS) sont aussi nouvellement suivies : 7 PFAS ont été détectées dans le Rhône et 5 dans le Léman, mais les concentrations restent faibles. Le PFOS est la molécule la plus récurrente. D'autres substances ont été ajoutées au suivi en 2024 et ont été retrouvées dans tous les échantillons du Léman : la mélamine et l'acide tétrachlorophthalique.

Dans l'ensemble, les résultats montrent une tendance similaire aux années précédentes avec une baisse des concentrations pour certains polluants, comme la guanylurée. Aucun dépassement des critères de qualité environnementale définis par le Centre Ecotox au niveau Suisse n'est observé, ni à la Porte du Scex, ni au milieu du lac. Toutefois, de nouveaux micropolluants ont été ajoutés au suivi et sont détectés à des concentrations préoccupantes. Ces résultats confirment la nécessité de poursuivre la veille scientifique et d'élargir le champ du suivi analytique lorsque de nouvelles substances pertinentes sont identifiées. Ils invitent également à poursuivre les efforts entrepris depuis des années au niveau du bassin versant afin de réduire les apports de micropolluants dans le Léman.

ABSTRACT

Annual monitoring of micropollutants in the upper Rhône and Lake Geneva ensures that the water quality of Lake Geneva is monitored and provides a better understanding of the Rhône's contributions to the lake. This report presents the results of the 2024 micropollutant monitoring campaign. Samples were taken at Porte du Scex (Rhône mouth), along the Rhône, and at point SHL2, in the center of Lake Geneva. These correspond to composite samples taken over 14 days at Porte du Scex, over 24 hours along the Rhône, and seasonal samples collected at different depths for SHL2. A total of 256 substances were analyzed, including pesticides, drug residues, per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), metals, and various industrial compounds.

In 2024, only 6 pesticides were quantified in the Rhône at Porte du Scex, compared with 12 in 2023. Annual loads are estimated at 135 kg, dominated by glyphosate and its metabolite AMPA. In Lake Geneva, 27 pesticides and metabolites were detected, without exceeding legal or ecotoxicological standards. Total concentrations in 2024 are higher than those observed in previous years, mainly due to the addition of 2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine (ADMP), whose concentrations represent up to 44% of the total pesticides analyzed. It is the metabolite of several sulfonylurea-herbicides (amidosulfuron, foramsulfuron, and nicosulfuron), but it is also an intermediate substance for chemical synthesis. About drug residues, 15 substances were quantified in the Rhône, mainly metformin, its metabolite guanylurea, and methenamine. The annual load is estimated at 3 268 kg. In Lake Geneva, 21 residues were detected, still dominated by metformin. 4 new molecules added to the monitoring program in 2024 were found in Lake Geneva: gabapentin, valsartan acid, oxypurinol, and iomeprol. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are also newly monitored: 7 PFAS were detected in the Rhône and 5 in Lake Geneva, but concentrations remain low. PFOS is the most recurrent molecule. Other substances were added to the monitoring program in 2024 and were found in all samples from Lake Geneva: melamine and tetrachlorophthalic acid.

Overall, the results show a similar trend to previous years, with a decrease in concentrations for certain pollutants, such as guanylurea. No exceedances of the environmental quality criteria defined by the Ecotox Center at the Swiss level were observed, either at Porte du Scex or in the middle of the lake. However, new micropollutants have been added to the monitoring program and are being detected at levels of concern. These results confirm the need to continue scientific monitoring and to broaden the scope of analytical monitoring when new relevant substances are identified. They also call for the continuation of efforts undertaken for many years at the watershed level to reduce the input of micropollutants into Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

La présence de micropolluants dans les eaux du bassin versant lémanique et du lac est une préoccupation majeure de la CIPEL. Une surveillance active des micropolluants dans les eaux du Léman est nécessaire afin de garantir et pérenniser les usages des eaux du lac, que ce soit pour l'alimentation en eau potable, la pêche ou d'autres activités. Chaque année, la CIPEL et le Service de l'Environnement (SEN) du canton du Valais surveillent la présence des micropolluants dans les eaux du Rhône et du lac grâce à un programme d'analyses régulièrement actualisé en fonction de l'évolution des connaissances sur la provenance de certaines substances et de leurs effets sur les milieux aquatiques ou la santé humaine. Le but du présent rapport est de mettre en relation les mesures effectuées dans le Rhône amont avec celles réalisées dans le Léman, ceci afin d'améliorer la compréhension des apports de micropolluants au lac. Le Rhône mis à part, les autres affluents du Léman ne sont pas évalués dans ce rapport.

2. MÉTHODOLOGIE DE SURVEILLANCE

2.1 RHÔNE

2.1.1 Porte du Scex

La station de prélèvement de la Porte du Scex (Figure 1) est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau de la Confédération suisse (NAWA). Le Service de l'environnement du canton du Valais (SEN) ainsi que l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) y font des analyses physico-chimiques pour mesurer la qualité de l'eau, dont les micropolluants. Pour l'analyse de ces derniers, l'OFEV prélève des échantillons composites proportionnels au débit du Rhône et le SEN des échantillons composites proportionnels au temps. Seuls les résultats du SEN sont analysés dans le présent rapport.

Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage automatique permet d'obtenir des échantillons moyennés sur 14 jours environ, sur la base de prélèvements réalisés à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre à l'aide d'un préleveur dans une armoire réfrigérée à 5 °C. L'échantillon composite proportionnel au temps est ensuite expédié rapidement aux laboratoires en charge des analyses. En 2024, 27 échantillons composites ont été prélevés. La durée de prélèvement est de 14 jours pour la majorité des échantillons, à l'exception du début d'année. Ainsi, du fait de contraintes organisationnelles, l'échantillon qui s'est terminé le 03.01.2024 est de 16 jours et celui qui s'est terminé le 15.01.2024 est de 12 jours. La date représentée sur chaque graphique correspond à la fin de chaque prélèvement.

2.1.2 Linéaire du Rhône

Des échantillons composites ont été prélevés durant 24h dans cinq lieux différents sur le linéaire du Rhône à l'aide de préleveurs portables (Figure 1). Deux stations de mesure « Raron » et « Turtmann » se situent dans le Haut-Valais, à l'amont et à l'aval de la confluence avec le Grossgrundkanal. Ce canal récolte, entre autres, les eaux de la STEP mixte *Regional-ARA Visp* à Viège. La station « Aval de Martigny », se situe dans le Valais central, à l'aval de la confluence avec la Dranse (VS), qui est un important tributaire du Rhône valaisan. Enfin, les stations « amont » et « aval de Monthey » se situent dans le Chablais respectivement en amont et en aval du site de CIMO et la STEP mixte *Monthey-CIMO*. Un aliquote de 130 ml est prélevé toutes les 20 minutes. Les échantillonnages ont été effectués en période de basses eaux, une fois en hiver (du 20 au 21 février 2024) puis une fois en automne (29 au 30 octobre 2024) et permettent d'évaluer ponctuellement la qualité de l'eau en période d'étiage. À la fin des prélèvements, les échantillons ont été expédiés au laboratoire en charge des analyses, pour déterminer la concentration de l'ensemble des substances (Annexe 6). A noter que plusieurs échantillonnages ont été écourtés en raison de dysfonctionnement (problème de batterie, crêpine hors de l'eau ou arrachées). La durée du prélèvement est indiquée en haut du tableau de l'Annexe 6.

2.2 LÉMAN - SHL2

L'échantillonnage pour la surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman n'a pas évolué pour les campagnes de 2024. Mis en place depuis des années au niveau du point SHL2, celui-ci permet une surveillance de la qualité de ces eaux selon différentes profondeurs et différentes périodes de l'année. Les analyses des échantillons collectés sont sous-traitées à plusieurs laboratoires accrédités ISO/CEI 17025 selon leurs compétences, afin de garantir la qualité des résultats. La stratégie de surveillance à SHL2 est axée sur l'analyse de substances retrouvées dans le Rhône, mais aussi selon les activités dans le bassin versant du Léman et la veille scientifique qu'effectue la CIPEL sur les substances émergentes. La liste des micropolluants suivis évolue donc au cours des années. Actuellement, elle comprend de nombreux pesticides, des substances médicamenteuses, des éléments traces métalliques et quelques substances d'origine industrielle. Quelques produits de transformation de substances actives (métabolites) complètent la liste. Le suivi 2024 dans le lac se distingue par la surveillance ciblée de 17 PFAS dont le TFA, en cohérence avec le protocole appliqué depuis 2023 dans le Rhône, ainsi que par l'intégration de 9 nouvelles substances sélectionnées à partir des analyses de *screening* réalisées entre 2021 et 2023 (Plagellat et al., 2024). En Annexe, les informations suivantes sont mises à disposition :

- Le plan d'échantillonnage
- Les noms des laboratoires impliqués dans les analyses
- La liste des substances analysées à SHL2 et dans le Rhône
- Les limites de quantification
- Les résultats des analyses

L'intensité et la durée du brassage des eaux du Léman impactent les résultats des analyses aux différentes profondeurs. Néanmoins, depuis plusieurs années le Léman n'a connu qu'un brassage partiel et toutes les couches n'ont pas été brassées. En hiver 2024, le brassage a atteint la profondeur de 100 m contre 120 m en 2023 et 130 m en 2022.

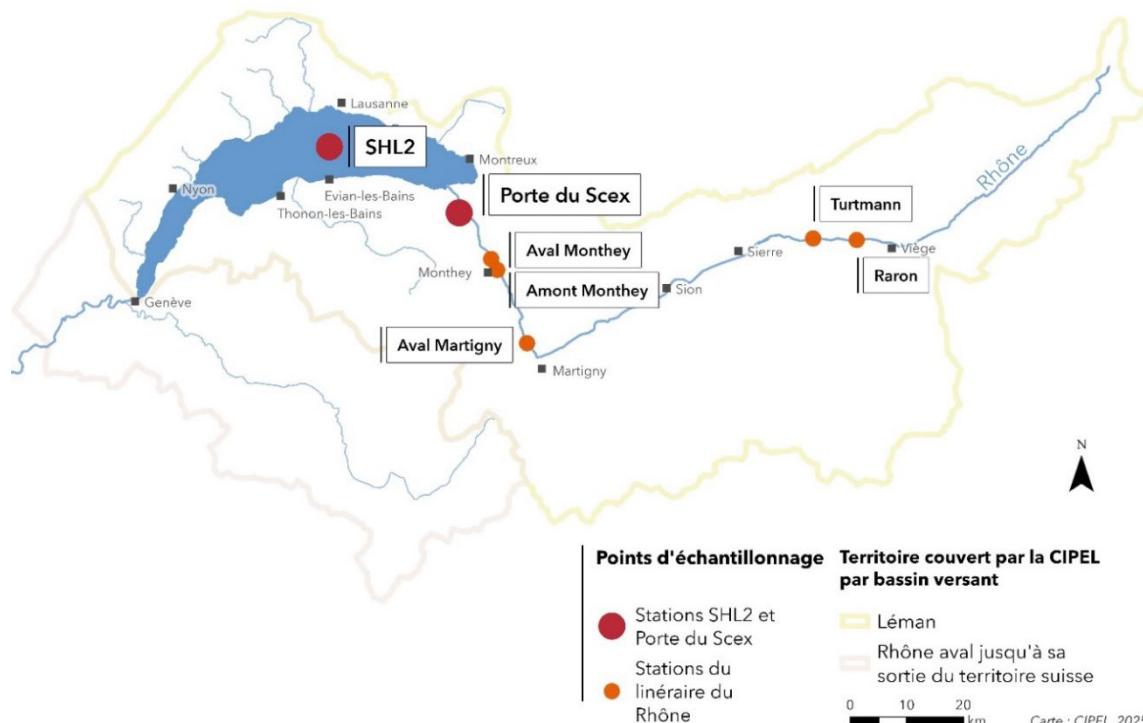


Figure 1 : Situation des points de prélèvements des campagnes Micropolluants en 2024 : Station SHL2 sur le Léman et la station Porte du Scex sur le Rhône en rouge et les stations du linéaire du Rhône en orange.

Figure 1 : Location of sampling points for the 2024 micropollutant monitoring campaigns : SHL2 station on Lake Geneva and Porte du Scex station on the Rhône river in red, and stations along the Rhône river in orange.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 PESTICIDES

3.1.1 Rhône

Concentration totale en pesticides à la Porte du Scex

La campagne de 2024 réalisée dans le Rhône ciblait 129 pesticides : 57 herbicides, 30 fongicides, 31 insecticides et/ou acaricides, 10 métabolites de pesticides et 1 substance avec effets fongicide et herbicide. Sur les 27 échantillons de 2024, 6 pesticides ont été quantifiés dont 2 métabolites. Il s'agit du glyphosate (12/27), du métalaxyl (12/27), du cyprodinil (1/27), du propiconazole (2/27), ainsi que des métabolites acide aminométhylphosphonique (AMPA, 19/27) et terbutylazine-déséthyle (1/27) (Figure 2). A noter que le dinoterbe qui était régulièrement mesuré dans le Rhône n'a pas été quantifié en 2024. Durant l'année 2023, 12 pesticides avaient été quantifiés et 1 substance avait été détectée (>LOD) sur le même site.

Les concentrations maximales mesurées dans le Rhône en 2024 sont de 0.05 µg/L pour le glyphosate et de 0.025 µg/L pour son métabolite l'AMPA. Les concentrations de chaque substance figurent dans l'Annexe 4. En 2024, aucune concentration individuelle de pesticide ne dépasse les exigences légales (Annexe 2, ch. 11, al. 3 OEaux, RS 814.201) ni les exigences écotoxicologiques (CQC : critères de qualité chronique) établies par le Centre Ecotox.

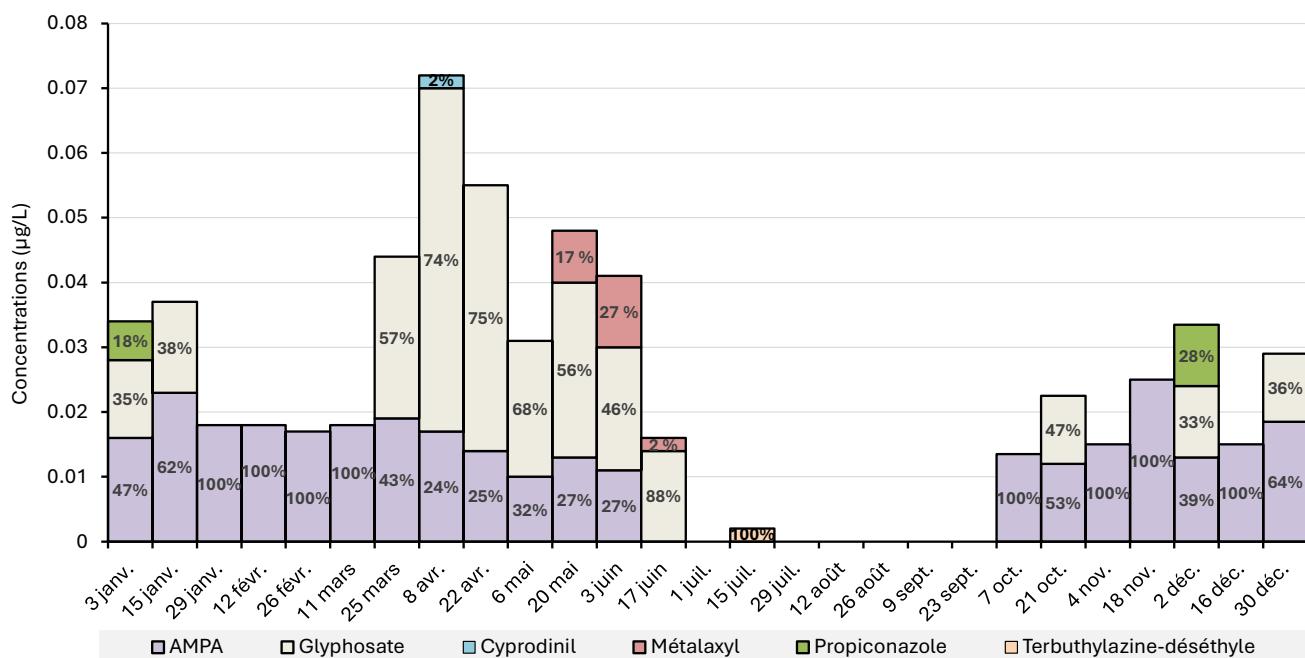


Figure 2 : Participation des substances à la somme des concentrations en pesticides quantifiés dans le Rhône (Porte du Scex) en 2024 (la date correspond à la fin du prélèvement sur 14 jours).

Figure 2 : Contribution of substances to the total concentration of pesticides quantified in the Rhône (Porte du Scex) in 2024 (the date corresponds to the end of the 14-day sampling period).

Au cours de l'année 2024, la somme des concentrations en pesticides a fluctué entre une valeur inférieure à la limite de quantification (LOQ) et un maximum de 0.072 µg/L, mesuré sur l'échantillon couvrant la période du 25.03 au 08.04.2024 (Figure 2). Il est important de souligner qu'en raison de la forte dilution provoquée par la crue du Rhône, aucun résidu de pesticide n'a été quantifié dans les six échantillons prélevés entre juillet et septembre 2024. Le débit moyen du Rhône pendant la période du 15 juin au 1er juillet était de 580 m³/s en 2024 contre 350 m³/s en 2023. Une répétition d'orages violents cumulée à la fonte accélérée des neiges, en raison de températures élevées, ont causé, en 2024, ces débits extrêmes (Météosuisse, 2025). Ces derniers ont impliqué une dilution des substances dans les eaux les rendant non quantifiables. Les débits moyens cumulés sur 14 jours des cinq dernières années sont consultables dans l'Annexe 5.

Sur la Figure 3, les concentrations des pesticides quantifiés ont été additionnées sur les cinq dernières années. Nous observons que les concentrations en pesticides mesurées en 2024 sont moins élevées que celles des quatre dernières années, avec des sommes qui n'excèdent jamais plus de 0.08 µg/L. Une tendance saisonnière générale se répète chaque année, avec des pics de concentrations observés entre la fin mars et le début juin. Cette période correspond au commencement de la période de végétation, durant laquelle les substances pesticides sont épandues sur les cultures et où les débits du Rhône ne sont pas encore à leur maximum, limitant alors un possible effet dilution.

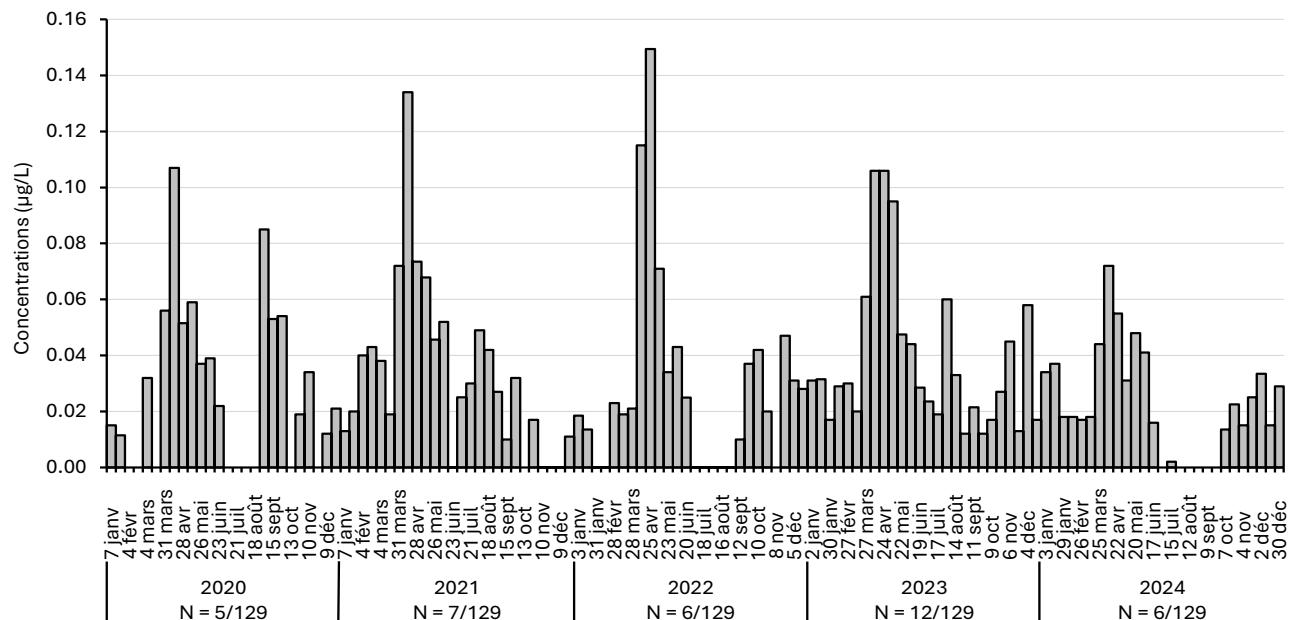


Figure 3 : Somme des concentrations en pesticides quantifiés dans le Rhône (Porte du Scex) de 2020 à 2024 (la date correspond à la fin du prélèvement sur 14 jours). N = substances quantifiées/analyzées.

Figure 3 : Sum of pesticide concentrations quantified in the Rhône river (Porte du Scex) from 2020 to 2024 (the date corresponds to the end of the 14-day sampling period). N = substances quantified/analyzed.

Concentration totale en pesticides sur le linéaire du Rhône

Dans les prélèvements de 24h le long du linéaire du Rhône, 5 pesticides (bicyclopyrone, diazinon, fenpyrazamine, fénuron et glyphosate) ainsi que qu'un métabolite (AMPA) ont été quantifiés en hiver et en automne 2024 (Annexe 6). Outre le glyphosate et son métabolite l'AMPA, les pesticides quantifiés sur le linéaire du Rhône ne sont détectés ni à la Porte du Scex, ni dans le Léman. A l'exception de l'herbicide glyphosate et du fongicide fenpyrazamine qui sont autorisés en Suisse en tant que produit phytosanitaire, les autres substances ne sont pas autorisées. La fenpyrazamine est un fongicide utilisé dans les cultures d'abricots, de légumes cultivés sous serre et dans la vigne. L'AMPA provient de la dégradation du glyphosate, mais peut également provenir de la dégradation des phosphonates organiques, contenus dans certains détergents industriels et domestiques.

Ces résultats ne permettent pas d'évaluer de façon fiable une pollution diffuse par l'épandage de pesticides au vu de la période (en dehors de la période de traitement par les produits phytosanitaire) et de la méthodologie d'échantillonnage (24h), ni de comparer avec les années précédentes. Toutefois, ils indiquent la présence de substances non autorisées (bicyclopyrone, diazinon, et fénuron), qui proviennent donc soit de productions industrielles soit d'usages interdits.

Charges en pesticides à la Porte du Scex

Sur la base des substances analysées, la **charge annuelle** en pesticides et métabolites apportée par les eaux du Rhône au Léman s'estime à 135 kg en 2024, contre 227 kg en 2023 et 173 kg en 2022 (Figure 4). Cette charge moyenne est calculée à partir des concentrations sur les échantillons composites de 14 jours et les débits moyens mesurés dans le Rhône à la Porte du Scex. Sur la Figure 4, on constate que le glyphosate et son métabolite l'AMPA participent à 92% de cette charge en 2024, contre 81 % en 2023. Au total, la charge annuelle des pesticides autorisés en Suisse s'élève à environ 67 kg, celle des substances non autorisées à presque 3 kg et celle des métabolites à 66 kg, dont 65 kg d'AMPA.

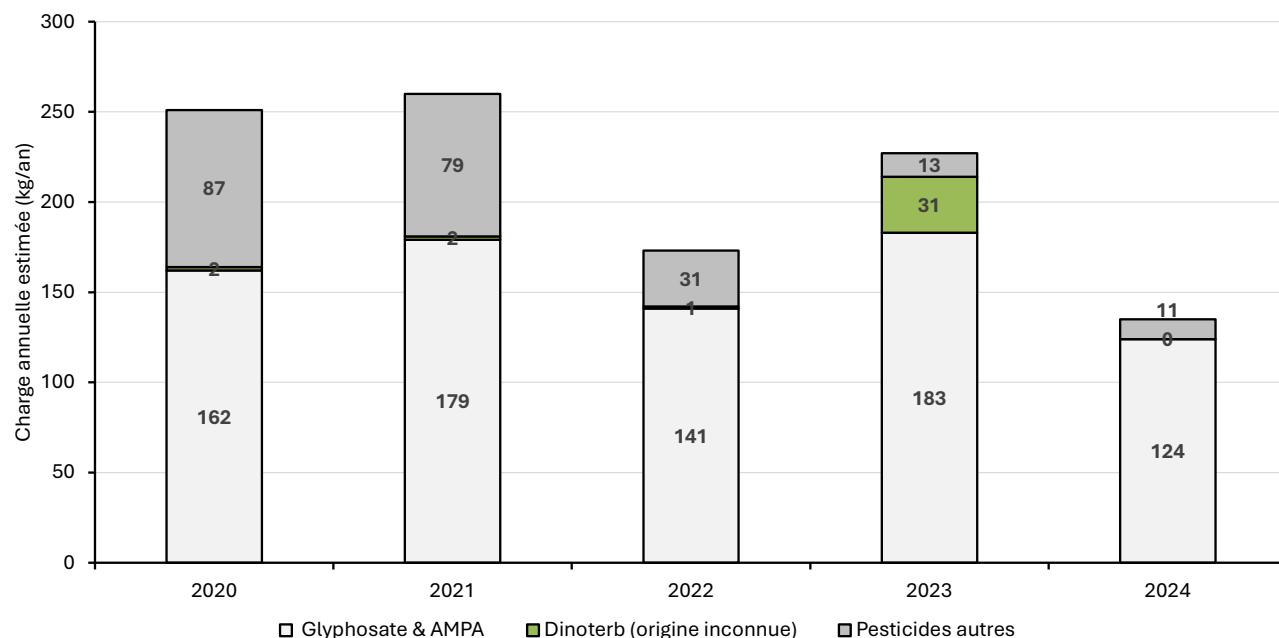


Figure 4 : Charges annuelles en pesticides estimées dans le Rhône (Porte du Scex) de 2020 à 2024.

Figure 4 : Estimated annual pesticide loads in the Rhône river (Porte du Scex) from 2020 to 2024.

3.1.2 Léman

La campagne de 2024 réalisée au point SHL2 du Léman comporte le suivi de 144 pesticides : 67 herbicides, 33 fongicides, 32 insecticides et/ou acaricides et 12 métabolites de pesticides. Ces derniers incluent l'**ADMP (2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine)**, un métabolite des herbicides de la famille des sulfonylurées ajouté spécifiquement en 2024 du fait de sa détection lors des analyses de screening en 2022 et 2023. La liste complète des substances analysées, les limites de quantifications et les résultats bruts sont accessibles dans les Annexes 3 et 6.

Sur l'ensemble des prélèvements réalisés en 2024, 27 substances actives et métabolites différents ont été quantifiés au moins une fois sur les 144 substances analysées. L'échantillon contenant la plus grande diversité de pesticides et de métabolites est celui prélevé à 305 m en mars avec 25 substances différentes. Les moyennes des sommes des concentrations en pesticides et métabolites de pesticides mesurées lors des 2 prélèvements de 2024 à 1 m, 30 m, 100 m et 305 m de profondeur sont respectivement de 0.072 µg/L, 0.082 µg/L, 0.120 µg/L et de 0.185 µg/L.

Les concentrations totales en 2024 sont plus élevées que celles observées dans les années précédentes ce qui s'explique principalement par l'ajout cette année de l'analyse du 2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine (ADMP), dont les concentrations représentent jusqu'à 44% du total des substances analysées (Figure 5). C'est le métabolite de plusieurs herbicides de la famille des sulfonylurées (amidosulfuron, foramsulfuron et nicosulfuron), mais il est aussi inscrit dans REACH comme substance intermédiaire pour la synthèse chimique². Néanmoins, la somme des concentrations reste en dessous de la limite pour l'eau potable de 0.5 µg/L pour la somme des pesticides et de leurs métabolites pertinents selon l'ordonnance du DFI sur l'eau potable en Suisse (OPBD³) et les directives européennes (Directive UE-2020/2184⁴). A l'heure actuelle, il n'existe pas de limite légale environnementale pour la somme des pesticides dans les eaux de surface, ni en France ni en Suisse. La Figure 5, met bien en avant l'augmentation progressive des concentrations cumulées depuis la surface vers le fond ainsi que la différence saisonnière, les valeurs étant plus élevées en mars qu'en septembre. Cela indique donc une dynamique au niveau du lac selon la période et la profondeur.

² <https://echa.europa.eu/fr/registration-dossier/-/registered-dossier/20424/3/1/4>

³ <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2017/153/fr>

⁴ <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj?locale=fr>

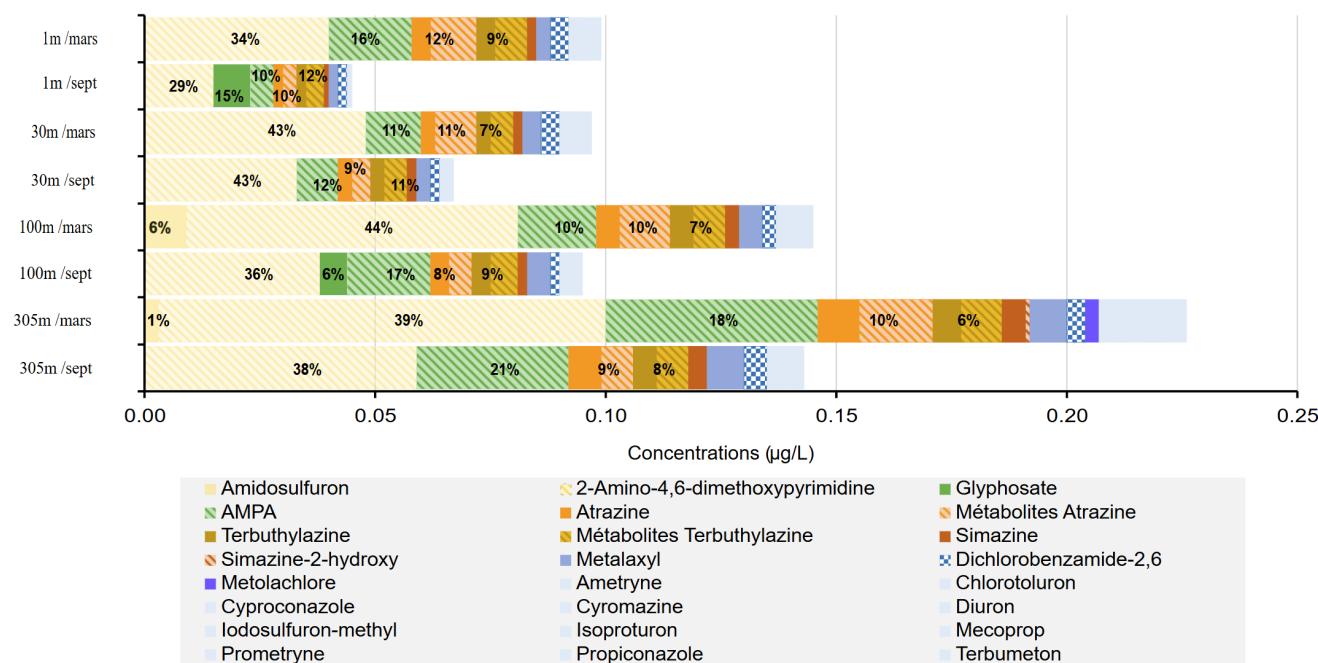


Figure 5 : Participation des substances à la somme des concentrations en pesticides au centre du Léman (station SHL2) en 2024 aux différentes profondeurs et lors des 2 prélèvements.

Figure 5 : Contribution of substances to the total pesticide concentrations at the center of Lake Geneva (station SHL2) in 2024 at different depths and during the two sampling events.

Outre l'ADMP, d'autres contributeurs importants sont également des herbicides et leurs métabolites : le glyphosate et son métabolite AMPA, l'atrazine et ses métabolites et également la terbuthylazine et ses métabolites. Les concentrations individuelles varient de 0.001 à 0.097 $\mu\text{g/L}$, avec des valeurs plus élevées pour les métabolites que pour leur substances actives.

Les mêmes substances qu'en 2023 ont été trouvées ainsi que quatre nouvelles substances supplémentaires :

- Le **terbuméton**, détecté à SHL2 lors de la campagne de 2019. Cette substance n'est pas autorisée comme produit phytosanitaire, ni en Suisse ni en France.
- La **prométryne** détectée pour la dernière fois en 2022 sporadiquement. Hericide agricole interdit en Suisse en 2007 en même temps que d'autres triazines. En France son interdiction date de 2003 (règlement européen 2076/2002), cependant des dérogations ont été accordées pour certains usages spécifiques, notamment sur le céleri, les lentilles et les poireaux, jusqu'au 31 décembre 2007.
- L'**iodosulfuron-méthyl** détecté pour la dernière fois en 2022, sporadiquement. Cette substance active est autorisée en Suisse pour un usage professionnel⁵ dans des préparations communes à plusieurs substances actives dont l'amidosulfuron. Il est utilisé dans des cultures céralières.
- La **cyromazine**, un insecticide larvicide et phyto-régulateur détecté pour la dernière fois en 2014. Cette substance a été retirée de l'Annexe 1 de l'ordonnance Suisse sur les produits phytosanitaires (OPPh⁶) le 01.07.2020⁷. Un pré-mélange de cyromazine, additif alimentaire antiparasitaire utilisé pour contrôler les infestations de mouches est disponible sur le marché. Cette substance est dans l'Annexe 2 de l'ordonnance sur les produits biocides (OPBio⁸), la liste des substances actives biocides autorisées en Suisse. En France cette substance active est autorisée en tant que produits phytosanitaire (Directive 2009/77/CE⁹).

⁵<https://www.psm.admin.ch/fr/wirkstoffe/1405>

⁶<https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2020/962/fr>

⁷<https://www.blv.admin.ch/blv/fr/home/zulassung-pflanzenschutzmittel/anwendung-und-vollzug/zurueckgezogene-pflanzenschutzmittel.html>

⁸<https://www.anmeldestelle.admin.ch/chem/fr/home/themen/recht-wegleitungen/chemikalienrecht/biozidprodukteverordnung.html>

⁹<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0077>

En 2024, les valeurs individuelles concernant les pesticides ne dépassent aucune exigence légales et écotoxicologiques (OEaux¹⁰, Centre Ecotox¹¹, Ineris¹²) et sont dans les mêmes ordres de grandeurs que celles obtenues ces dernières années.

Au vu des différents ajouts de substances effectués ces dernières années dans le suivi des pesticides et de l'impact de la nouvelle substance ajoutée sur la somme des concentrations en pesticides et de leurs métabolites, l'évolution de cette dernière a été étudiée sur 5 ans, en ne prenant en compte que les 111 substances mesurées chaque année durant cette période. La somme des concentrations en pesticides indique une tendance à la baisse (Figure 6). Cependant, il faut rester prudent dans l'interprétation de cette tendance, car elle se base sur un nombre restreint de substances, alors que le nombre de pesticides et de leurs métabolites présents dans le lac pourrait être bien plus important (cf. Figure 5). L'exemple de l'ADMP, qui représente jusqu'à 44% de cette somme et qui n'est pas compris ici dans cette analyse temporelle, vient justement contredire cette tendance.

Nous observons dans la Figure 6 que les concentrations sont plus élevées à 305 m qu'aux autres profondeurs, indiquant sans doute des relargages de substances liées aux sédiments dans la colonne d'eau.

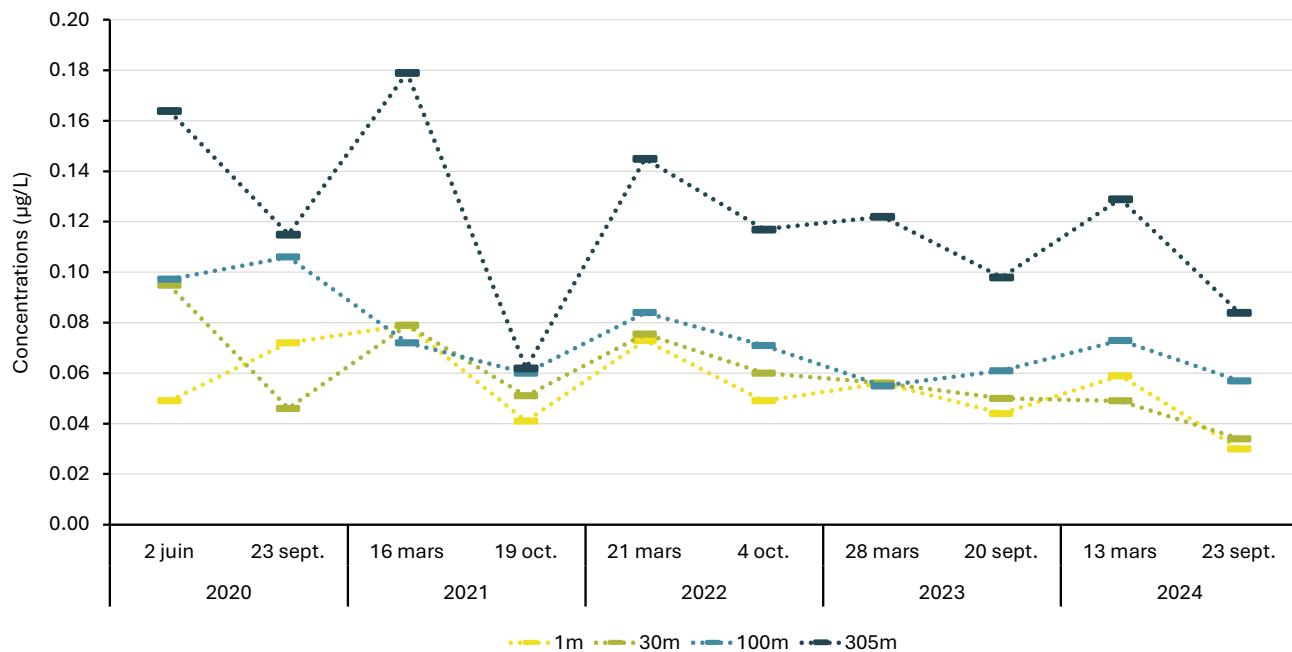


Figure 6 : Evolution de la somme des concentrations en pesticides recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2020 à 2024 aux différentes profondeurs. Données harmonisées sur les 111 substances analysées chaque année sur cette période.

Figure 6: Variation in the sum of concentrations of pesticides searched for in the center of Lake Geneva (station SHL2) from 2020 to 2024 at different depths. Harmonized data on the 111 substances analyzed each year during this period.

3.1.3 Comparaison Rhône et SHL2

Le Tableau 1 compare les pesticides et leurs métabolites quantifiés dans le Rhône et dans le Léman. 11 substances sont détectées systématiquement dans tous les échantillons prélevés à SHL2. Sur ces 11 substances nous observons que :

- Le produit de dégradation de l'amidosulfuron (2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine) est le plus concentré (médiane de 0.044 µg/L). Il n'est pas encore suivi dans le Rhône.
- Trois substances (AMPA, métalaxyl, terbutylazine-déséthyl) sont aussi décelées dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex.

Beaucoup de substances pesticides sont détectées à SHL2 – avec des concentrations médianes faibles et proches des LOQ – alors qu'elles ne sont pas détectées dans les eaux du Rhône. Celles-ci sont le plus souvent détectées à 305 m, suggérant un relargage depuis les sédiments, agissant potentiellement comme puits de stockage pour ces substances. Il convient également de noter que les LOQ des analyses de pesticides du Léman sont généralement plus basses que celles atteintes dans les échantillons du Rhône (2 à 10 x).

¹⁰<https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/2015/786/fr>

¹¹<https://www.centrecotox.ch/prestations-d-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite>

¹²<https://substances.neris.fr/>

Tableau 1 : Concentrations médianes et maximales, ainsi que le nombre d'échantillon avec détection (Dét.), pour chaque pesticide quantifié dans le Rhône (Porte du Scex) et/ou dans le Léman (SHL2) en 2024.

Table 1: Median and maximum concentrations, as well as the number of samples with detection (Det.), for each pesticide quantified in the Rhône river (Porte du Scex) and/or Lake Geneva (SHL2) in 2024.

	Léman - SHL2				Rhône - Porte du Scex			
	LOQ (µg/L)	Concentrations		Dét. ¹	LOQ (µg/L)	Concentrations		Dét. ¹
		Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)			Médiane (µg/L)	Max (µg/L)	
2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine	0.002	0.044	0.097	8/8	-	-	-	NA ²
Amétryne	0.001	0.001	0.001	1/8	-	-	-	NA
Amidosulfuron	0.002	0.006	0.009	2/8	0.005	-	-	0/27
AMPA	0.002	0.018	0.046	8/8	0.010	0.016	0.025	19/27
Atrazine	0.001	0.004	0.009	8/8	0.002	ND ³	-	0/27
Atrazine-2-hydroxy	0.001	0.002	0.004	8/8	0.001	ND	-	0/27
Atrazine-déséthyl	0.001	0.005	0.007	4/8	0.005	ND	-	0/27
Atrazine-déisopropyle	0.001	0.003	0.005	8/8	0.002	ND	-	0/27
Chlortoluron	0.001	0.002	0.002	6/8	0.002	ND	-	0/27
Cyproconazole	0.001	0.001	0.002	6/8	0.002	ND	-	0/27
Cyprodinil	0.001	ND	ND	0/8	0.002	0.002	0.002	1/27
Cyromazine	0.001	0.001	0.001	1/8	0.005	ND	-	0/27
Dichlorobenzamide-2,6	0.001	0.004	0.01	8/8	0.005	ND	-	0/27
Diuron	0.001	0.002	0.004	7/8	0.010	ND	-	0/27
Glyphosate	0.005	0.007	0.008	2/8	0.010	0.017	0.053	12/27
Iodosulfuron-méthyl	0.002	0.002	0.002	1/8	0.005	ND	-	0/27
Isoproturon	0.001	0.001	0.001	1/8	0.001	ND	-	0/27
Mécoprop	0.001	0.001	0.004	6/8	0.010	ND	-	0/27
Métalaxylyl	0.001	0.005	0.015	8/8	0.002	0.008	0.011	12/27
Métolachlore	0.002	0.003	0.003	1/8	0.005	ND	-	0/27
Prométryne	0.001	0.001	0.001	1/8	0.005	ND	-	0/27
Propiconazole	0.001	0.002	0.004	6/8	0.005	0.008	0.010	2/27
Simazine	0.001	0.002	0.005	8/8	0.002	ND	-	0/27
Simazine-2-hydroxy	0.001	0.001	0.001	1/8	0.002	ND	-	0/27
Terbutylazine	0.001	0.004	0.006	8/8	0.002	ND	-	0/27
Terbutylazine-2-hydroxy	0.001	0.003	0.004	8/8	0.002	ND	-	0/27
Terbutylazine-déséthyl	0.001	0.004	0.005	8/8	0.002	0.002	0.002	1/27
Terbuméton	0.001	0.001	0.001	1/8	0.002	ND	-	0/27

¹. Nombre de détection sur nombre d'échantillons analysés, ². NA : Non analysé, ³. ND : non détecté.

3.2 RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX

3.2.1 Rhône

Concentration totale en résidus médicamenteux à la Porte du Scex

En 2024, parmi les 36 résidus médicamenteux analysés dans le Rhône, à la Porte du Scex, 15 substances ont été quantifiées (Figure 7). Sur ces 15 substances, trois figurent dans l'Annexe 2 de l'OEAUX mais aucune concentration ne dépasse les exigences légales. De même, aucune substance ne dépasse les limites écotoxicologiques définies par le Centre Ecotox. Le nombre de substances médicamenteuses quantifiées dans le Rhône est en hausse depuis deux ans en raison d'un abaissement de la LOQ pour 18 substances sur 36 depuis 2023.

Les concentrations maximales des résidus médicamenteux et de certains de leurs métabolites mesurés en 2024 sont représentées par les mêmes trois substances que l'année dernière : la **metformine**, son produit de dégradation la **guanylurée** (appelée aussi carbamylguanidine) et la **méthénamine**. En 2024, la concentration maximale de metformine est de 0.57 µg/L et celle de la guanylurée de 0.31 µg/L. Ces concentrations maximales sont environ 40 % inférieures à celles de 2023 (respectivement 0.91 µg/L et 0.52 µg/L). Tout comme ces quatre dernières années, la méthénamine (également appelée hexamethylenetetramine, hexamine ou urotropine) est le troisième résidu médicamenteux le plus concentré dans les eaux du Rhône avec une concentration maximale de 0.4 µg/L.

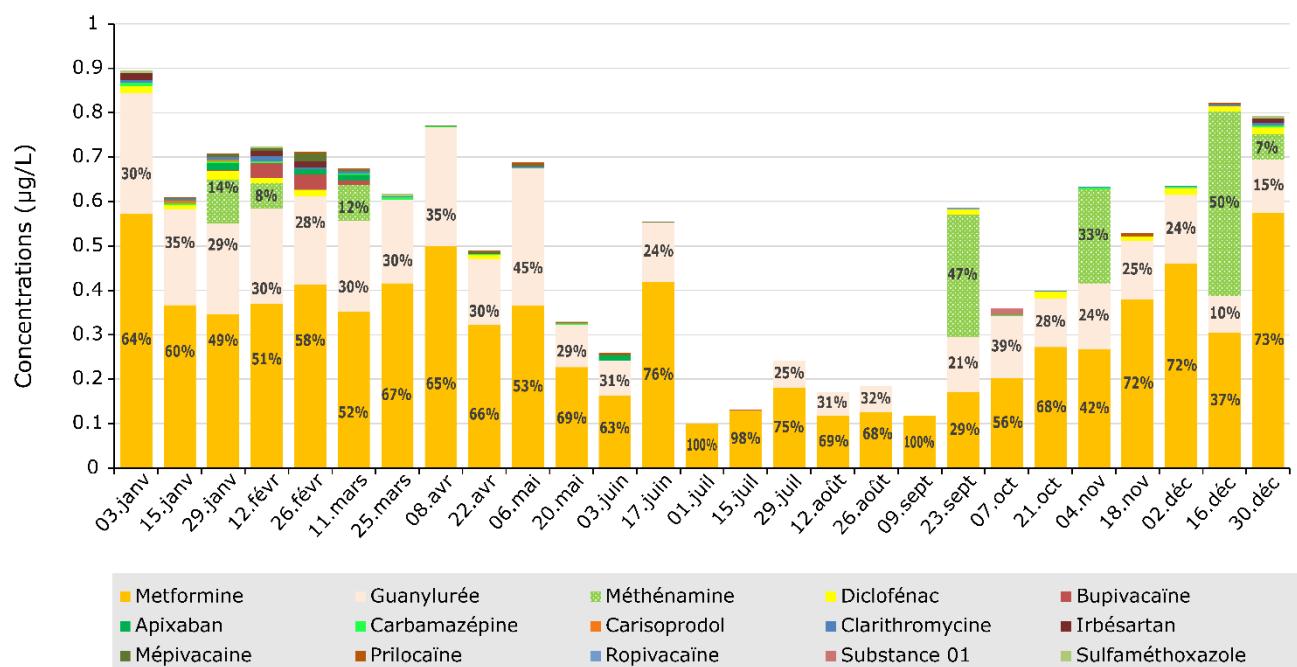


Figure 7 : Concentrations des résidus médicamenteux quantifiés en 2024 dans le Rhône (Porte du Scex). Les analyses du diclofénac dans quatre échantillons n'étaient pas fiables en raison d'une contamination et n'apparaissent pas dans la figure. (entre 11.03 au 08.04. 2024 et entre le 26.08 et 09.09.2024).

Figure 7 : Concentrations of pharmaceuticals quantified in 2024 in the Rhône River (Porte du Scex). The analysis of diclofenac in four samples was not reliable due to contamination and do not appear in the figure (from 11.03 to 08.04 2024 und between 26.08 and 09.09.2024).

La Figure 8 ci-dessous montre l'évolution de la somme des concentrations des résidus médicamenteux des cinq dernières années. On constate une baisse depuis deux ans dans le Rhône, qui est également visible lorsqu'on calcule la charge annuelle de ces composés (Figure 9). C'est le produit de dégradation de la metformine, la guanylurée qui contribue le plus à cette baisse. De plus, on observe une tendance qui se répète chaque année, avec une somme des résidus médicamenteux plus basse en été (juillet-août) qu'en hiver. Une des raisons est que les eaux usées sont diluées avec les eaux de fonte, ce qui affecte les concentrations mesurées dans l'eau (par exemple la metformine).

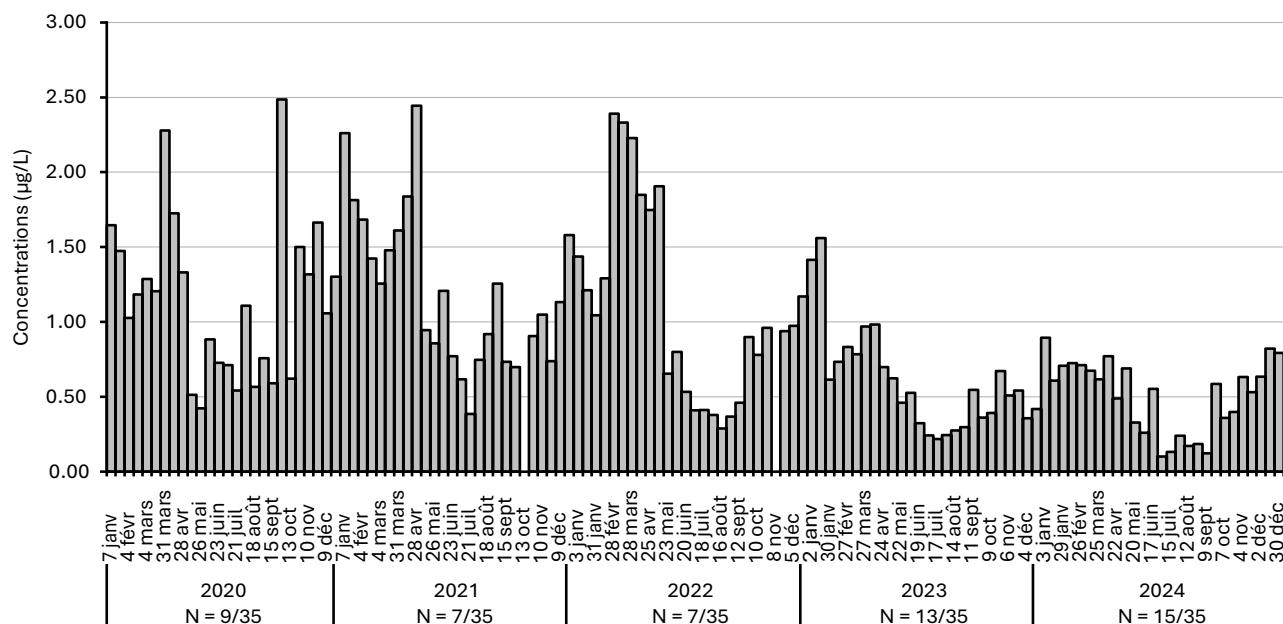


Figure 8 : Somme des concentrations en résidus médicamenteux dans le Rhône (Porte du Scex) dans les échantillons composites de 14 jours de 2020 à 2024. N= substances quantifiées/analysées. Le laboratoire en charge des analyses a abaissé la limite de quantification de 18 substances dès 2023.

Figure 8: Sum of drug residue concentrations in the Rhône (Porte du Scex) in composite samples taken over 14 days from 2020 to 2024. N = substances quantified/analyzed. The laboratory responsible for the analyses lowered the quantification limit for 18 substances in 2023.

Concentration totale en résidus médicamenteux sur le linéaire du Rhône

Dans les prélèvements de 24h le long du linéaire du Rhône, 11 résidus médicamenteux sont détectés lors des deux périodes d'échantillonnage. Leurs concentrations sont présentées dans l'Annexe6. Ces substances sont également détectées à la Porte du Scex. Les concentrations et le nombre de substances quantifiées sont plus élevées en février qu'en octobre 2024. Cette tendance se remarque également à la Porte du Scex. En février, les eaux usées traitées sont moins diluées par les eaux de précipitation et de fonte, et plus influencées par le flux touristique en régions alpines qu'en octobre. Les concentrations des résidus médicamenteux les plus importantes et retrouvées à chaque station sont la metformine, la guanylurée, et le diclofénac, comme à la Porte du Scex.

Charges en résidus médicamenteux

En prenant la totalité des résidus médicamenteux analysés, incluant le métabolite guanylurée, la charge totale annuelle des résidus médicamenteux s'élève à 3'268 kg en 2024. Cette charge avoisine celle de 2023 (3'190 kg) et confirme une tendance à la baisse par rapport aux années précédentes (4'777 kg en 2022 et 6'485 kg en 2021) (Figure 9). On observe que la répartition de 2024 est toutefois différente de 2023, avec une augmentation de la metformine de presque 500 kg et une baisse de la guanylurée et des autres médicaments de 400 kg. Une partie de cette baisse est également due à la méthénamine (265 kg en 2024 vs 328 kg en 2023) (Plagellat et al. 2024).

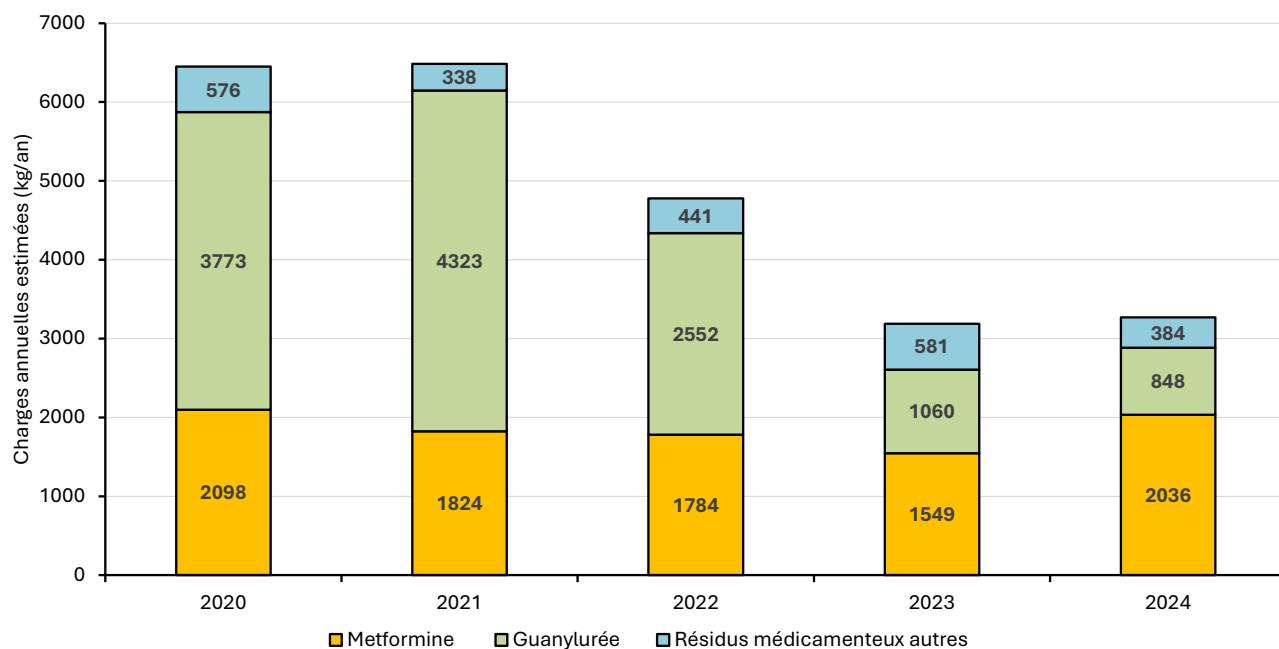


Figure 9 : Evolution des charges annuelles des résidus médicamenteux et métabolites dans le Rhône (Porte du Scex) de 2020 à 2024. Dès 2023, les charges annuelles sont estimées à partir de valeurs de concentrations quantifiées ($> LOQ$) contrairement aux précédentes années qui tenaient compte des valeurs entre LOD et LOQ .

Figure 9 : Changes in annual loads of drug residues and metabolites in the Rhône (Porte du Scex) from 2020 to 2024. Since 2023, annual loads have been estimated based on quantified concentration values ($> LOQ$), unlike in previous years, which took into account values between LOD and LOQ .

3.2.2 Léman

La campagne de 2024 réalisée dans le Léman comporte le suivi de 60 résidus médicamenteux et hormonaux. La liste complète, les LOQ et les résultats bruts sont accessibles dans les Annexes 3 et 6. Cinq substances de cette catégorie avaient été identifiées lors des analyses de screening en 2022 et 2023 (Plagellat et al. 2023) et ont donc été rajoutées dans le suivi: l'acide valsartan (métabolite des antihypertenseurs de la famille des sartans), la gabapentine (antiépileptique), l'oxypurinol (métabolite *in vivo* de l'allopurinol, médicament contre la goutte), l'iohexol et l'ioméprol (des produits de contraste utilisé pour la radiographie aux rayons X).

Lors des prélèvements de 2024, 21 substances différentes ont été quantifiées dans les eaux du Léman à SHL2 (Figure 10 et Annexe 7). La **metformine** est la principale substance retrouvée à toutes les profondeurs et toutes les périodes (ce constat est valable d'année en année). Elle participe jusqu'à 85 % à la pollution aux résidus médicamenteux avec une concentration médiane de 0.325 µg/L (Figure 10 et Tableau 2). Cependant, la guanylurée, qui est le deuxième composé majoritaire dans le Rhône, n'est pas décelée à SHL2. L'augmentation des concentrations observée en juin 2024 est principalement due à l'augmentation des concentrations en metformine (Figure 10 et 11).

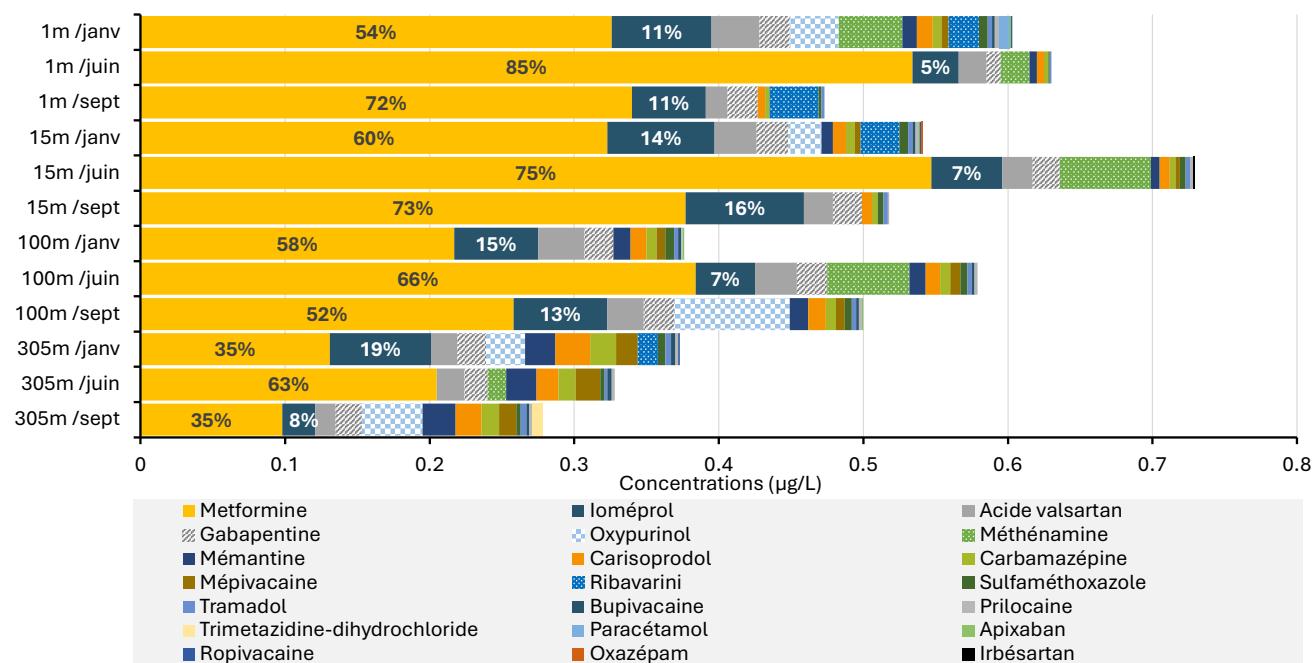


Figure 10 : Participation des substances à la somme des concentrations en substances médicamenteuse au centre du Léman (station SHL2) en 2024 aux différentes profondeurs et lors des 3 prélèvements.

Figure 10 : Contribution of substances to the total concentration of medicinal substances at the center of Lake Geneva (station SHL2) in 2024 at different depths and during the three sampling events.

Si l'on considère les substances analysées chaque année depuis cinq ans, 44 à 55 selon la profondeur, la somme des concentrations en résidus médicamenteux varie entre 0.18 et 0.96 µg/L (Figure 11). On observe une légère tendance à la baisse de 2020 à 2024 sur le suivi régulier. Contrairement aux pesticides, les concentrations en résidus médicamenteux sont plus faibles au fond du lac qu'en surface.

Sur les cinq substances nouvellement suivies en 2024, uniquement l'iohexol n'a pas été retrouvé dans les eaux du Léman. Les quatre autres sont retrouvées dans des concentrations relativement élevées et de manière constante à toutes les profondeurs.

L'**acide valsartan** est issu de la métabolisation des antihypertenseurs de la famille des sartans (candésartan, valsartan, irbésartan, etc.). Il présente un temps de demi-vie supérieur à 60 jours pour le compartiment eau, soit 410 fois plus grand que celui du valsartan (Helbling et al. 2010) et remplit donc le critère très persistent (vP = very persistent) (ECHA 2012). Il est retrouvé de manière permanente dans les eaux usées (Rebekka Gulde, pers. comm.). La **gabapentine** possède elle aussi une grande stabilité et n'est pas beaucoup dégradée dans les stations d'épuration. Le taux moyen de dégradation dans les STEP Vaudoises est de 15.7 % (DIREV-PRE, VD, 2021). L'**oxypurinol** est retrouvé aussi à des concentrations élevées dans les eaux usées (Rebekka Gulde, pers. comm.), de l'ordre du µg/L, et se retrouve ainsi au milieu du Léman dans des concentrations de l'ordre de la dizaine de ng/L. L'**ioméprol** est un agent de contraste utilisé en radiographie de rayons X. Stable dans l'eau, il est retrouvé dans quasi tous les échantillons à des concentrations variant entre 0.023 et 0.082 µg/L.

Ainsi ces composés nouvellement analysés se retrouvent dans les eaux du Léman du fait de leur grande stabilité et/ou des concentrations élevées dans les eaux usées et du faible taux d'abattement dans les STEP. Ces résultats démontrent l'intérêt de réaliser des *screenings* afin d'identifier les substances présentes à des concentrations non négligeables et qui, de ce fait, présentent un intérêt à être suivies.

Par rapport aux campagnes précédentes, le naproxène, la venlafaxine, le triméthoprime n'ont pas été retrouvés tandis que la trimetazidine-dihydrochloride a été trouvée en 2024 mais pas en 2023. Aucun dépassement des critères de qualité environnementale définis par le Centre Ecotox¹³ au niveau Suisse n'est observé au milieu du lac.

¹³<https://www.centreecotox.ch/prestations-d-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite>

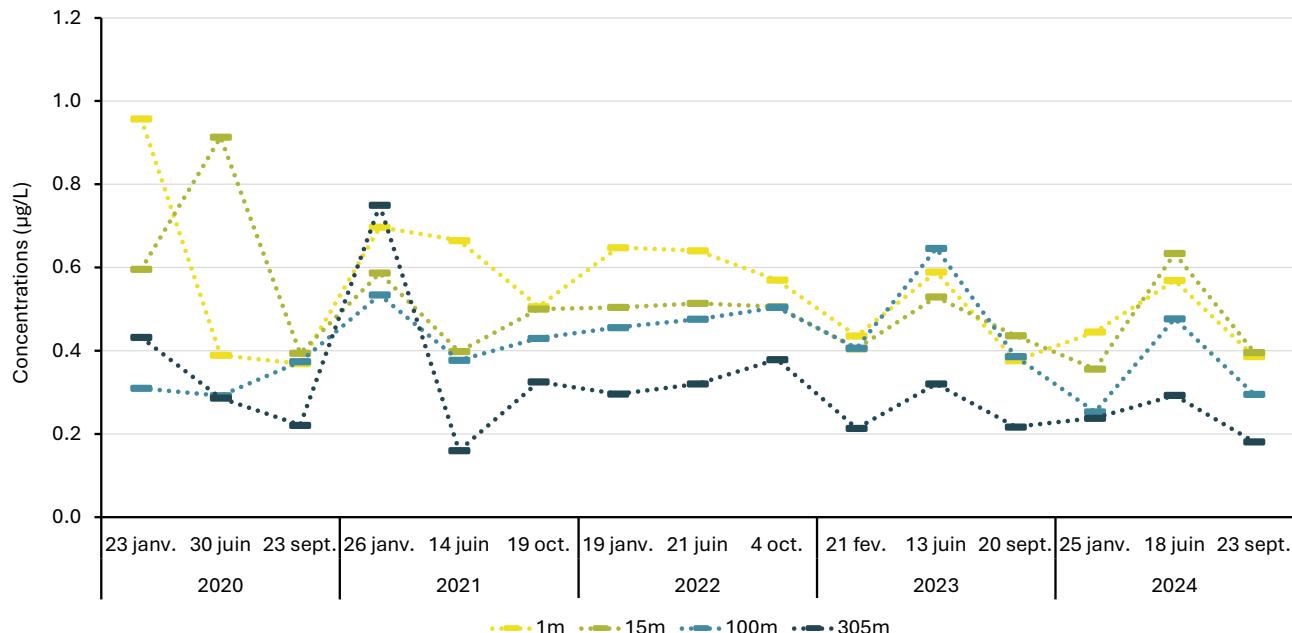


Figure 11 : Evolution de la somme des concentrations en substances médicamenteuses au centre du Léman (station SHL2) de 2020 à 2024 aux différentes profondeurs. Les données ont été harmonisées, à savoir que les substances non analysées chaque année ont été exclues.

Figure 11: Change in the sum of drug concentrations in the center of Lake Geneva (station SHL2) from 2020 to 2024 at different depths. The data has been harmonized, meaning that substances not analyzed each year have been excluded.

3.2.3 Comparaison Rhône et SHL2

Le Tableau 2 montre la synthèse des concentrations en résidus médicamenteux quantifiés dans le Rhône à la station de la Porte du Scex et dans le Léman à SHL2. Certaines substances sont détectées fréquemment, comme la carbamazépine, la mépivacaine ou la prilocaine, voire dans tous les échantillons pour la metformine. Certaines substances sont retrouvées dans le Rhône mais pas dans le Léman, indiquant une forte dilution ou une dégradation de ces substances durant leur temps de transit jusqu'au point SHL2. C'est le cas de la guanylurée, du diclofénac et de la clarithromycine. Les nouvelles substances analysées dans le lac (acide valsartan, gabapentine et oxypurinol) sont détectées dans quasi tous les échantillons et donc il serait judicieux de les inclure dans le suivi du Rhône également.

Tableau 2 : Concentrations médiane et maximale ainsi que nombre de détection (Dét.) pour chaque résidu médicamenteux quantifié à SHL2 et à la sortie du Rhône en 2024.

Table 2 : Median and maximum concentrations and number of detections (Det.) for each drug residue quantified at SHL2 and at the Rhône outlet in 2024.

Substances	Léman - SHL2				Rhône - Porte du Scex			
	LOQ (µg/L)	Concentrations		Dét. ¹	LOQ (µg/L)	Concentrations		Dét. ¹
		Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)			Médiane (µg/L)	Max. (µg/L)	
Metformine	0.001	0.325	0.547	12/12	0.010	0.323	0.575	27/27
Guanylurée	0.050	ND ³	ND	0/12	0.050	0.143	0.308	24/27
Ioméprol	0.015	0.058	0.082	11/12	-	NA ²	NA	NA
Acide valsartan	0.010	0.021	0.033	12/12	-	NA	NA	NA
Clarithromycine	0.001	ND	ND	0/12	0.002	0.004	0.011	13/27
Gabapentine	0.010	0.020	0.022	12/12	-	NA	NA	NA
Diclofénac	0.001	ND	ND	0/12	0.010	0.013	0.020	12/25
Oxypurinol	0.020	0.034	0.080	5/12	-	NA	NA	NA
Méthénamine	0.010	0.044	0.063	5/12	0.050	0.098	0.415	7/27
Mémantine	0.001	0.012	0.023	10/12	0.010	ND	ND	0/27
Carisoprodol	0.001	0.011	0.024	12/12	0.005	0.006	0.006	2/27
Carbamazépine	0.001	0.007	0.018	12/12	0.002	0.003	0.007	14/27
Mépivacaine	0.004	0.006	0.017	9/12	0.001	0.003	0.016	11/27
Ribavirine	0.010	0.024	0.034	4/12	0.100	ND	ND	0/27
Sulfaméthoxazole	0.001	0.005	0.006	12/12	0.005	0.006	0.007	4/27
Tramadol	0.001	0.003	0.004	12/12	-	NA	NA	NA
Bupivacaïne	0.001	0.002	0.003	8/12	0.001	0.002	0.035	7/27
Prilocainaïne	0.001	0.002	0.003	10/12	0.002	0.004	0.009	10/27
Trimétazidine dihydrochloride	0.005	0.007	0.007	1/12	-	NA	NA	NA
Paracétamol	0.005	0.007	0.007	1/12	-	NA	NA	NA
Apixaban	0.001	0.001	0.001	4/12	0.010	0.012	0.015	4/27
Ropivacaine	0.001	0.001	0.001	3/12	0.002	0.003	0.003	1/27
Oxazépam	0.001	0.001	0.001	1/12	-	NA	NA	NA
Irbésartan	0.001	0.001	0.001	1/12	0.010	0.013	0.016	4/27
API 1	-	NA ²	NA	-	0.005	0.015	0.015	1/27

¹. Nombre de détection sur nombre d'échantillons analysés, ². NA : Non analysé, ³. ND : non détecté.

3.3 AUTRES SUBSTANCES ORGANIQUES

Le suivi régulier du Rhône et du Léman prend aussi en considération d'autres substances organiques, principalement des substances de nature industrielle, dont les résultats sont présentés ci-dessous ; les limites de quantifications et les résultats bruts sont accessibles dans les Annexes 4 et 6. Pour donner suite aux analyses de screening réalisées en 2022 et 2023 (Plagellat et al. 2024), des substances de cette catégorie ont été rajoutées dans le suivi à SHL2 et du Rhône : l'acide tetrachorophtalique, la mélamine ainsi que le triéthylphosphate, uniquement à SHL2. Ce dernier n'a pas été détecté dans les eaux du Léman en 2024.

3.3.1 PFAS : substances per- et polyfluoroalkylées

Le suivi des substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) dans le Rhône depuis 2022 et depuis 2024 dans le Léman à SHL2 cible 17 substances, dont l'acide trifluoroacétique (TFA).

En 2024, sept substances ont été quantifiées au moins une fois dans le Rhône et cinq dans le Léman (Tableau 3). De manière générale, le PFOS est la substance qui est retrouvée le plus fréquemment dans le Rhône et le Léman, ce qui est aussi le cas dans d'autres cours d'eau en Valais. Le PFPeA, le PFHpA et le PFUnDA sont quantifiés uniquement dans le Rhône, alors que le PFBA est mesuré dans le Léman mais pas dans le Rhône en 2024. Toutefois, cette molécule était mesurée dans le Rhône en 2022 et en 2023 (Plagellat et al. 2024). Le PFBA est un PFAS à quatre carbones et fait partie des chaînes courtes, lesquelles s'adsorbent plus difficilement sur les surfaces que les longues chaînes et sont donc plus mobiles (Evich et al. 2022).

Tableau 3 : Concentrations maximales (Conc. Max) et nombre de détections (Dét.) pour chaque PFAS quantifié à SHL2 et dans le Rhône à la Porte du Scex dans le cadre du suivi régulier en 2024.

Table 3: Maximum concentrations (Conc. max.) and number of determinations (Dét.) for each PFAS quantified at SHL2 and in the Rhône river at Porte du Scex as part of regular monitoring in 2024.

Substances	LOQ (µg/L)	Léman SHL2		Rhône Porte du Scex	
		Conc. max. (µg/L)	Dét. ¹	Conc. max. (µg/L)	Dét. ¹
PFBA	0.001	0.002	1/4	-	0/27
PFHxA	0.001	0.001	1/4	0.003	1/27
PFHxS	0.001	0.001	1/4	0.003	2/27
PFOA	0.001	0.001	1/4	0.001	1/27
PFOS	0.001	0.006	3/3	0.004	5/26
PFPeA	0.001	-	0/4	0.001	1/27
PFHpA	0.001	-	0/4	0.002	2/27
PFUnDA	0.001	-	0/4	0.001	1/27

¹ Nombre de détection sur nombre d'échantillons analysés.

Dans le Rhône, le nombre de PFAS et les concentrations mesurées en 2024 sont globalement similaires aux valeurs de 2023, confirmant ainsi une baisse par rapport à 2022 (Figure 12). Parmi les molécules analysées, deux n'ont jamais été quantifiées dans le Rhône (PFTeTA et PFNA), six molécules ont été uniquement quantifiées en 2022 (PFBS, PFPeS, PFHpS, PFDA, PFDS, PFDoDa) et le PFBA, retrouvé dans le Léman cette année, avait été quantifié à plusieurs reprises en 2022 et 2023. Enfin, parmi les sept substances quantifiées dans le Rhône en 2024 (Cf. Tableau 3), seuls le PFOS, le PFHxA, le PFHxS, et le PFHpA ont été quantifiés au moins une fois durant ces trois années de suivi. Le PFOS a été quantifié dans un échantillon sur le linéaire du Rhône en février 2024, à Raron (0.003 µg/L).

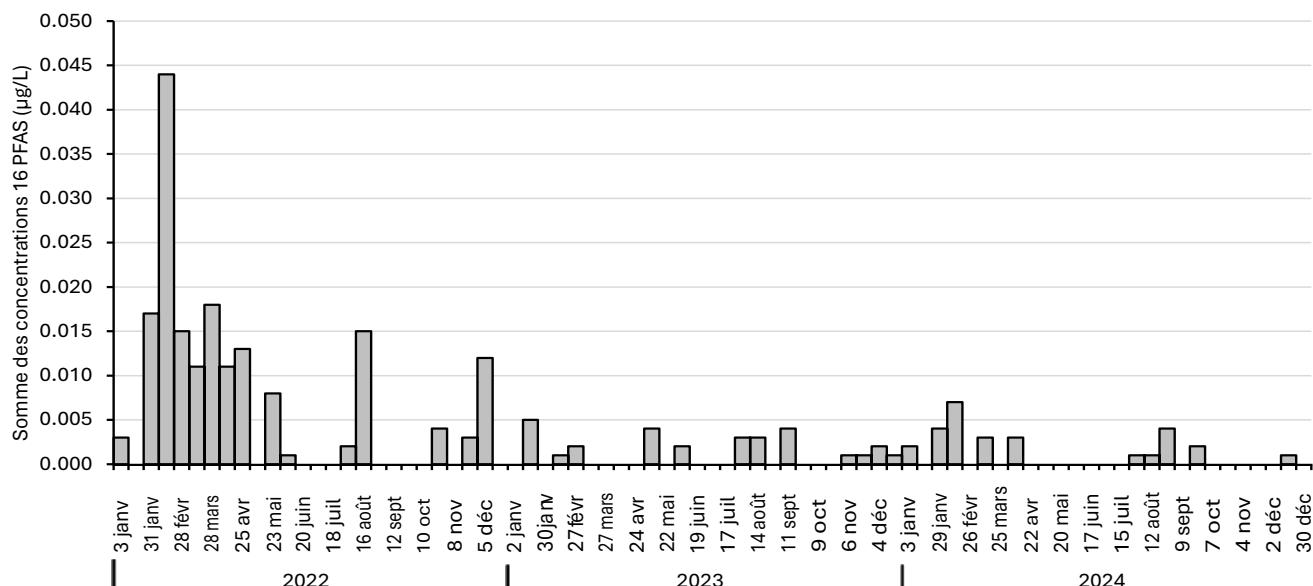


Figure 12 : Somme des concentrations de 16 substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) à la Porte du Scex dans les échantillons composites de 14 jours de 2022 à 2024, exprimée en µg/L. Le TFA n'est pas compris dans cette somme. La somme des concentrations de l'échantillon se terminant le 11 mars s'est faite sur 15 PFAS, la valeur du PFOS étant invalidée et considérée comme une contamination des matériaux de prélèvements.

Figure 12 : Sum of concentrations of 16 per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) at Porte du Scex in composite samples taken over 14 days from 2022 to 2024, expressed in µg/L. TFA is not included in this sum. The sum of the concentrations in the sample ending on March 11 was calculated for 15 PFAS, as the PFOS value was invalidated and considered to be contamination of the sampling materials.

Concernant l'acide trifluoroacétique (TFA), les LOQ pour son analyse ont varié selon les campagnes d'échantillonnage en 2024 et donc il est difficile de présenter des résultats cohérents. En effet, le TFA n'a pas été détecté dans le suivi régulier 2024, ni à la Porte du Scex, ni dans le Léman. Toutefois, la LOQ était de 0.1 µg/L en janvier et de 1 µg/L en juin pour le Léman, ce qui nous a poussé à ne pas présenter les résultats dans le Tableau 3. De plus, 3 µg/L de TFA ont été trouvés dans l'échantillon 24h de février à la station Rhône-Turtmann et des concentrations variant entre 0.75 et 0.86 µg/L ont été mesurées dans les eaux de surface du Léman lors de la campagne d'analyse des PFAS dans les poissons, réalisée en septembre 2024 (Coster et al., 2025). Ces analyses ont été réalisées sur mandat de l'OFEV par un autre laboratoire (TZW, Allemagne) et avec une LOQ plus basse (0.05 µg/L). Une autre étude suisse a montré qu'avec une LOQ de 0.2 µg/L, cette substance est retrouvée dans quasi toutes les stations de mesures des eaux souterraines en Suisse à des concentrations 100 à 1000 fois plus élevées que celles des autres PFAS (OFEV 2024). Pour la campagne 2025, il serait donc judicieux d'abaisser la LOQ pour le suivi de cette substance préoccupante. En effet, le TFA est un PFAS à chaîne courte ubiquitaire qui est persistant et mobile (Arp et al. 2024). C'est un produit de transformation de gaz fluorés, de pesticides et de médicaments qui préoccupe les autorités et les distributeurs d'eau potable.

Les critères pour évaluer la toxicité de toutes ces substances per- et polyfluoroalkylées sont encore en discussion. Selon la directive cadre sur l'eau européenne (DCE), le PFOS est considéré comme une substance prioritaire et est assorti d'une norme de qualité environnementale (NQE) de 0.002 µg/L pour les expositions chroniques dans les lacs et rivières, en tenant compte du risque d'empoisonnement secondaire (Centre Ecotox, 2011). De ce fait, les valeurs mesurées dans tous les échantillons présenteraient, selon cette norme, un risque pour les animaux piscivores, incluant certains oiseaux.

3.3.2 1,4-dioxane

Le **1,4-dioxane** a été quantifié dans 12 échantillons sur 27, répartis le long de l'année, dans le Rhône à la Porte du Scex. Les concentrations mesurées varient entre la LOQ (0.05 µg/L) et 0.13 µg/L. La charge annuelle estimée pour l'année 2024 est de 228 kg en 2024 (370 kg en 2023, 230 kg en 2022, 560 kg en 2021, 798 kg en 2020). Une tendance à la baisse est donc observée depuis 2021.

Dans le Léman, il est détecté dans les 4 échantillons avec une concentration moyenne de 0.13 µg/L, identique à celles de 2022 et 2023.

3.3.3 Benzotriazole et tolytriazole

Le **benzotriazole** et le **tolytriazole** (somme du 4- et 5- methylbenzotriazole) sont retrouvés dans 26 échantillons sur les 27 prélevés dans le Rhône, à la Porte du Scex, avec des concentrations maximales de, respectivement, 0.08 µg/L et 0.02 µg/L. La charge annuelle du benzotriazole est de 151 kg (contre 148 kg en 2023 et 168 kg en 2022) et celle du tolytriazole de 48 kg (contre 76 kg en 2023 et 101 kg en 2022).

Ces 2 substances sont retrouvées dans tous les échantillons prélevés à SHL2, comme les années précédentes, avec des concentrations moyennes de 0.05 µg/L et 0.02 µg/L, respectivement, pour le benzotriazole et le tolytriazole. Ce sont des additifs anticorrosifs qui sont fréquemment retrouvés dans les eaux usées étant donné leur utilisation dans des produits courants. Ils ne sont que très peu dégradés dans les STEP (taux de dégradation médian de l'ordre de 20% dans les STEP vaudoises suivies par le canton de Vaud¹⁴).

Dans la campagne d'échantillonnage sur 24h effectuée sur le linéaire du Rhône, le benzotriazole et le tolytriazole sont quantifiés dans tous les échantillons, aussi bien en février qu'en octobre. On mesure une forte concentration en tolytriazole (0.24 µg/L) sur un échantillon de Rhône-Raron en octobre 2024. Quant aux autres sites, en février tout comme en octobre, les concentrations en benzotriazole et tolytriazole sont relativement similaires à celles mesurées à la Porte du Scex.

3.3.4 MTBE

Le méthyl-tert-butyl éther (MTBE) est un additif de l'essence remplaçant le plomb et parfois le benzène et d'autres hydrocarbures aromatiques. Il est aussi utilisé comme solvant dans l'industrie. Dans le Rhône, le MTBE est quantifié dans 19 échantillons sur 27.

Au cours de l'année, plusieurs pics de concentration sont observés avec une concentration maximale de 0.47 µg/L à la mi-décembre (contre 2 µg/L à la mi-mai 2023). La charge annuelle du MTBE est estimée à 864 kg en 2024. Après une augmentation notable entre 2021 et 2023, où cette charge a atteint 2'108 kg, la valeur de 2024 est comparable à celle mesurée en 2022 (Figure 13).

Dans la campagne du linéaire du Rhône, le MTBE est quantifié dans tous les échantillons sur les deux périodes de l'année excepté à l'aval Martigny en février 2024. Un maximal de 0.75 µg/L a été mesuré dans l'échantillon Rhône-Raron en février 2024.

Le MTBE, suivi depuis 2020, n'a pas été détecté dans le Léman à SHL2 tout comme les années précédentes.

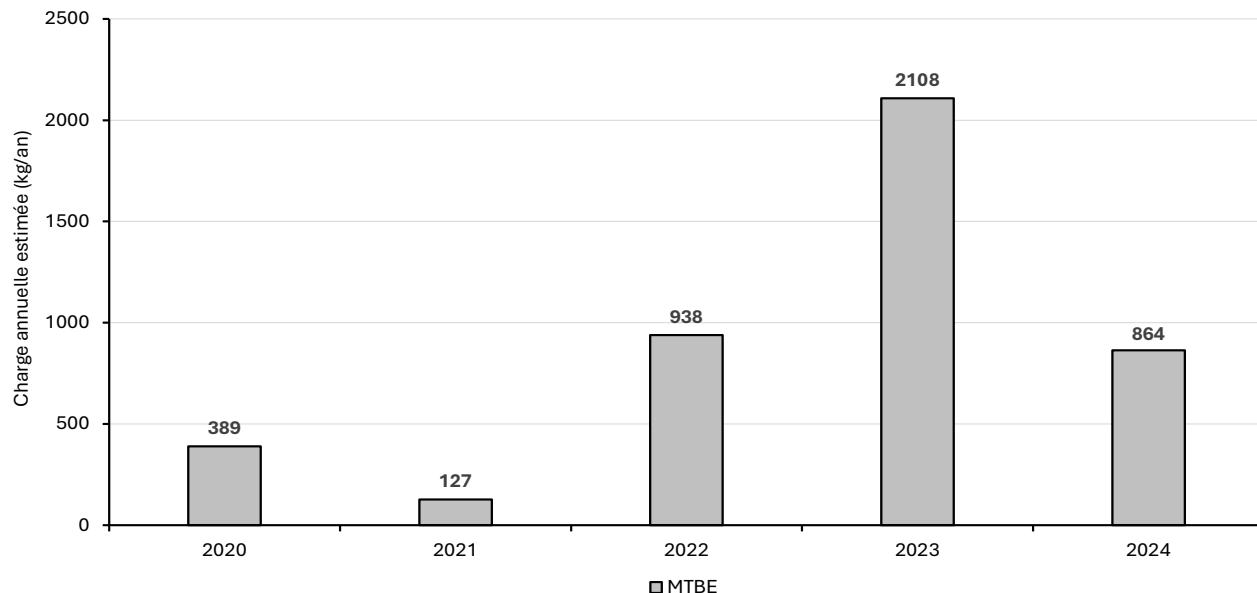


Figure 13 : Charges annuelles estimées de MTBE dans le Rhône (Porte du Scex), à partir des concentrations en MTBE et des débits mesurés, de 2020 à 2024.

Figure 13: Estimated annual loads of MTBE in the Rhône (Porte du Scex), based on MTBE concentrations and measured flow rates, from 2020 to 2024.

¹⁴https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/accueil/fichiers_pdf/2021_juillet_actus/Rapport-micropolluants-STEP-final-pages-individuelles.pdf

3.3.5 Mélamine

La mélamine est quantifiée dans 23 échantillons sur les 27 mesurés à la Porte du Scex avec des concentrations allant jusqu'à 0.3 µg/L sur un échantillon de la mi-août à fin août (Figure 14). La charge annuelle a été estimée à 397 kg.

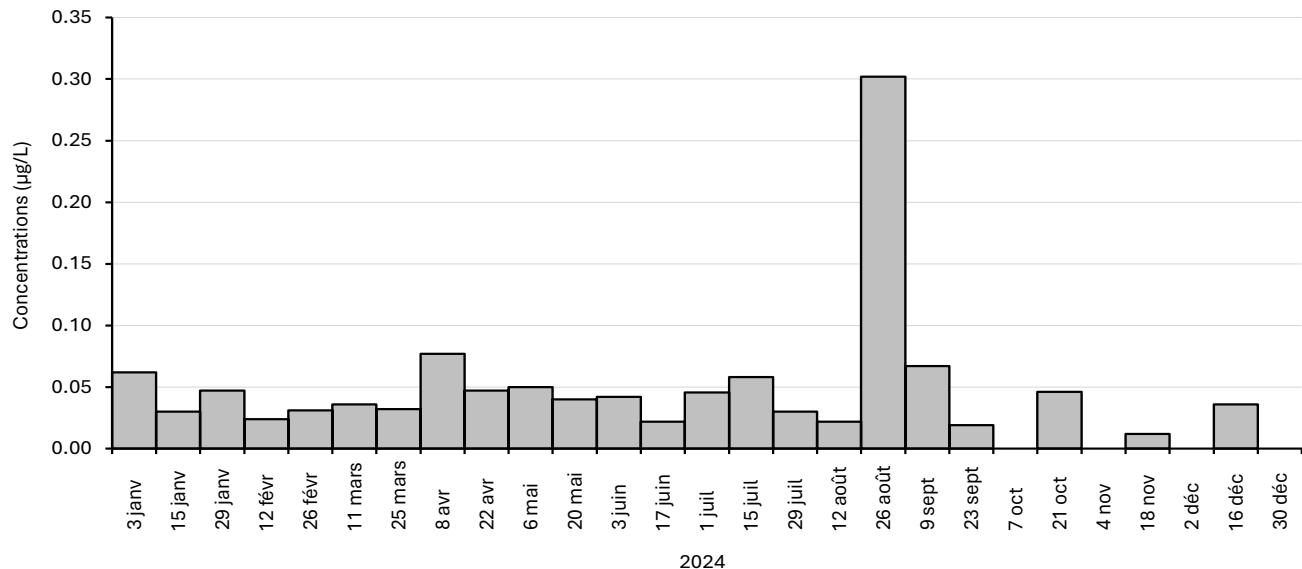


Figure 14 : Concentrations en mélamine mesurées au cours de l'année 2024 dans le Rhône (Porte du Scex).

Figure 14 : Melamine concentrations measured in 2024 in the Rhône river (Porte du Scex).

Dans le Léman, la mélamine est retrouvée dans les quatre échantillons mesurés, à 15 m et 100 m, avec une concentration moyenne de 0.17 µg/L et des valeurs allant de 0.01 à 0.34 µg/L. La valeur moyenne transformée en charge correspond à environ 15 tonnes estimées dans le Léman pour cette substance. La mélamine est utilisée dans les plastiques durs de type vaisselle jetable mais aussi dans les surfaces mélaminées de bois d'ameublement.

3.3.6 Acide tétrachlorophthalique

L'acide tétrachlorophthalique est mesuré dans 20 échantillons sur 27 à de grandes concentrations dans les eaux du Rhône, avec deux valeurs maximales proches de 2.5 µg/L en début mars et à la fin décembre 2024 (Figure 15). La charge annuelle est estimée à plus de 4 tonnes. Cette substance est d'origine industrielle : c'est la principale matière première utilisée pour la production de résine, de pigments et de polymères.

Cette substance est aussi retrouvée dans les quatre échantillons du Léman, à 15 m et 100 m de profondeur, avec une concentration moyenne de 0.83 µg/L et des valeurs allant de 0.65 à 1.33 µg/L. La valeur moyenne transformée en charge correspond à environ 74 tonnes estimées dans le Léman pour cette substance.

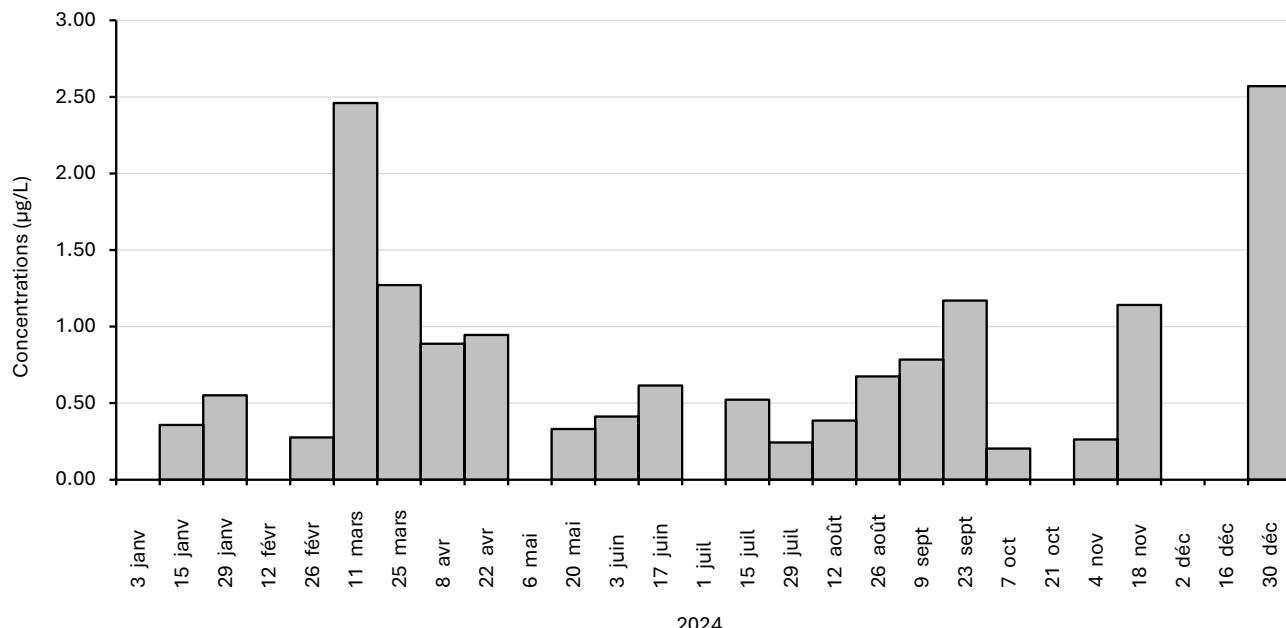


Figure 15 : Concentrations en acide tétrachlorophthalique mesurées au cours de l'année 2024 dans le Rhône, à la Porte du Scex.

Figure 15 : Tetrachlorophthalic acid concentrations measured in 2024 in the Rhône River at Porte du Scex.

3.3.7 Benzidine

La **benzidine** et son métabolite le 4-aminobiphénol n'ont pas été quantifiés dans les eaux du Rhône depuis 2019. La **benzidine** tout comme son métabolite n'ont pas été retrouvés dans les eaux à SHL2 comme les années précédentes.

3.4 ÉLÉMENTS TRACES INORGANIQUES

3.4.1 Rhône

Depuis avril 2024, le mercure total est analysé sur les échantillons de la Porte du Scex en plus du mercure dissous. Les concentrations en mercure dissous varient entre non-décelé et 0.002 µg/L comme les années précédentes. Les valeurs en mercure total décanté oscillent entre non-décelé jusqu'à un maximum de 0.027 µg/L sur un échantillon de juillet 2024. Ces valeurs respectent les normes Suisse de l'OEaux (mercure dissous limite à 0.01 µg/L et le mercure total limite à 0.03 µg/L).

3.4.2 Léman

La campagne 2024 comporte l'analyse de 26 éléments traces inorganiques dans la phase dissoute de l'échantillon et dans la totalité de l'échantillon. La liste exacte, les limites de quantifications et les résultats bruts sont accessibles dans l'Annexe 3 et 6. Les résultats sont comparables à la campagne de 2023, avec la quantification de 21 éléments sans dépassement des normes Suisse et Européennes (OPBD, OEaux et CE/1998/83¹⁵) (Figure 16 et Tableau 4). Les concentrations des métaux les plus toxiques (mercure, plomb, cadmium et chrome) restent faibles voir inférieures à la limite de détection de la méthode et ne posent aucun problème en regard des valeurs limites législatives.

Le **strontium**, élément le plus important avec des concentrations oscillant entre 430 µg/L et 497 µg/L, représente 90 % environ des concentrations en élément traces inorganiques à SHL2. Le strontium est un élément naturellement présent dans les eaux, suite à l'érosion des roches.

Le reste des éléments représentent au maximum une concentration de 50 µg/L (Figure 16 et Tableau 4).

¹⁵<https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1998/83/oj/eng?eliuri=eli%3Adir%3A1998%3A83%3Aoij&locale=fr>

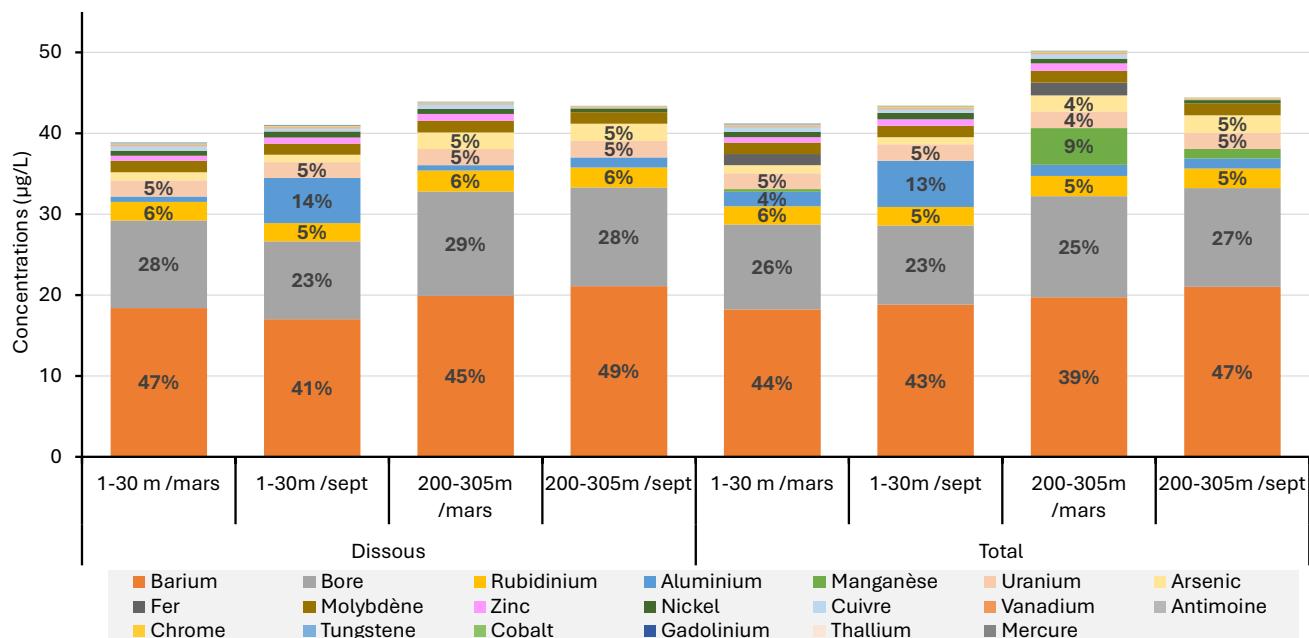


Figure 16 : Participation des substances à la somme des concentrations en éléments traces inorganiques au centre du Léman (station SHL2) en 2024 aux différentes profondeurs et lors des 2 campagnes.

Figure 16: Contribution of substances to the total concentration of inorganic trace elements in the center of Lake Geneva (station SHL2) in 2024 at different depths and during the two campaigns.

Tableau 4 : Concentration médiane et maximum trouvés dans la part dissoute et totale sur toutes profondeurs confondues.

Table 4: Median and maximum concentrations found in dissolved and total fractions at all depths combined.

	Total		Dissous	
	Conc. médiane (µg/L)	Conc. max. (µg/L)	Conc. médiane (µg/L)	Conc. max. (µg/L)
Baryum	19	21	19	21
Bore	11.4	12.5	11.5	12.9
Rubidium	2.4	2.5	2.4	2.6
Aluminium	1.6	5.7	1.0	5.6
Manganèse	1.2	4.5	ND ¹	-
Uranium	2.01	2.02	2.00	2.03
Arsenic	1.5	2.2	1.5	2.1
Fer	1.5	1.6	ND	-
Molybdène	1.42	1.46	1.41	1.47
Zinc	0.8	0.9	0.8	0.8
Nickel	0.6	0.8	0.6	0.7
Cuivre	0.6	0.6	0.6	0.6
Vanadium	0.10	0.12	0.10	0.12
Antimoine	0.10	0.10	0.10	0.11
Chrome	0.10	0.10	0.08	0.11
Tungstène	0.08	0.08	0.08	0.08
Cobalt	0.011	0.016	0.011	0.013
Gadolinium	0.007	0.007	0.008	0.008
Thallium	0.007	0.009	0.007	0.008
Mercure	0.0007	0.001		

¹ ND : non détecté.

L'évolution des concentrations en manganèse total au fond du Léman (station SHL2) à différentes profondeurs sont identiques aux années précédentes et n'indique aucun évènement particulier. Les valeurs du manganèse, métal non toxique, permettent d'apprécier les conditions d'oxygénéation des eaux du fond (Lazzarotto et al. 2005). Les conditions d'oxygénéation des couches profondes n'ayant pas évolué significativement ces dernières années, il en est de même de la fluctuation des concentrations de cet élément résolubilisé du sédiment.

4. SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Le suivi régulier du Rhône et du Léman montre la présence de micropolluants de différentes natures : pesticides, médicaments et autres substances industrielles. En tout, ce sont 28 pesticides, 25 résidus de médicaments, 8 PFAS et 6 autres substances d'origine industrielle qui sont détectés dans au moins un échantillon. Certaines substances sont détectées dans le Rhône mais pas dans le Léman et vice-versa.

De nouvelles substances ont été suivies en 2024 : des résidus de médicaments (acide valsartan, gabapentine, oxypurinol, iohexol et ioméprol), l'ADMP (2-amino-4,6-dimethoxypyrimidine) ainsi que des substances industrielles (acide tétrachlorophthalique, triéthylphosphate, mélamine et PFAS). Quasiment toutes ces substances sont retrouvées à des concentrations importantes par rapport à d'autres substances suivies de longue date. Certaines n'ont pas été analysées dans le Rhône et seront à l'avenir intégrée dans le suivi.

En faisant abstraction de ces nouvelles substances et en considérant uniquement les substances de pesticides et de médicaments suivies durant les cinq dernières années de 2020 à 2024, une tendance à la baisse des concentrations est observée à SHL2. Les mesures prises dans l'agriculture expliquent en partie cette tendance temporelle. Toutefois, la mise en lumière de nouvelles substances montre que toute interprétation de tendance est délicate et que l'identification aussi exhaustive que possible des substances participant à la pollution des eaux du Léman est primordiale. En effet, nous observons une diminution des concentrations sur le long terme de certaines substances pesticides et résidus médicamenteux, contrebalancée par une augmentation des concentrations globales de micropolluants organiques suite à l'analyse de nouvelles substances, comme l'acide tétrachlorophthalique ou l'ADMP.

17 substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) ont été suivies dans le Rhône depuis 2022 et dans le Léman depuis 2024. Huit substances ont été détectées avec des concentrations faibles, proches de la limite de quantification. L'acide perfluorooctanesulfonique (PFOS) est la substance retrouvée plus fréquemment et avec des concentrations un peu plus élevées que les autres.

Aucun dépassement des normes légales ou de qualité environnementale n'est observé pour les pesticides, les résidus de médicaments et les micropolluants inorganiques. Le PFOS, en revanche, dépasse sa norme de qualité chronique et présenterait un risque pour les écosystèmes. Malgré son interdiction en 2009, c'est également le PFAS qui présente les concentrations les plus élevées dans les poissons (Coster et al. 2025).

Le suivi régulier des micropolluants dans le Rhône amont et dans les eaux du Léman permet la mise en perspective des concentrations mesurées, notamment dans le temps. Mais les composés nouvellement analysés et qui se retrouvent dans les eaux du Léman viennent apporter de nouvelles informations précieuses et relativiser les tendances à la baisse des micropolluants suivis de longue date. Ces résultats confirment l'intérêt d'inclure de nouvelles substances pertinentes dans le suivi, ceci afin de mieux évaluer les pressions que font peser ces substances sur l'écosystème lémanique et la ressource en eau.

BIBLIOGRAPHIE

- Arp, H. P. H., Gredelj, A., Gluge, J., Scheringer, M., & Cousins, I. T. (2024). The global threat from the irreversible accumulation of trifluoroacetic acid (TFA). *Environmental Science & Technology*, 58(45), 19925-19935.
- Centre Ecotox (2011). PFOS EQS dossier. <https://www.centrecotox.ch/media/foadnilo/pfos-eqs-dossier-2011.pdf>
- Coster, M., Daouk, S., & Ferrari B. (2025). Analyses des PFAS dans les poissons. *Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2024*.
- DIREV-PRE Canton de Vaud (2021) Micropolluants dans les stations d'épuration vaudoises. https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/accueil/fichiers_pdf/2021_juillet_actus/Rapport-micropolluants-STEP-final-pages-individuelles.pdf
- ECHA (2012) Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.11: PBT Assessment; ECHA-12-G-24-EN.
- Evich, M. G., Davis, M. J., McCord, J. P., Acrey, B., Awkerman, J. A., Knappe, D. R., ... & Washington, J. W. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment. *Science*, 375(6580), eabg9065.
- Helbling, D. E., Hollender, J., Kohler, H. P. E., Singer, H., & Fenner, K. (2010). High-throughput identification of microbial transformation products of organic micropollutants. *Environmental science & technology*, 44(17), 6621-6627.
- Lazzarotto, J., Rapin, F. & Corvi, C. (2005). Evolution physico-chimique des eaux du Léman. *Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2004*.
- MétéoSuisse (2025) Bulletin climatologique année 2024. Genève.
- OFEV 2024. Observation nationale des eaux souterraines NAQUA: PFAS y compris TFA dans les eaux souterraines. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/eaux/eaux-souterraines/qualite-des-eaux-souterraines/tfa-im-grundwasser.html>
- Plagellat, C., Bourgeois H., Jaussi M., & Daouk S. (2024). Micropolluants dans les eaux du Rhône amont et du Léman. *Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2023*.

ANNEXES

ANNEXE 1. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

ANNEXE 2. LABORATOIRES MANDATÉS POUR LES ANALYSES

ANNEXE 3. LISTE DES SUBSTANCES ANALYSÉES DANS LE LÉMAN (SHL2) ET DANS LE RHÔNE (PORTE DU SCEX) EN 2024 AVEC LEUR LIMITÉ DE QUANTIFICATION (LOQ)

ANNEXE 4. SUIVI DU RHÔNE À LA PORTE DU SCEX - RÉSULTATS DES SUBSTANCES DÉTECTÉES LORS DES ANALYSES DE 2024

ANNEXE 5. DÉBITS MOYENS DU RHÔNE CUMULÉS SUR 14 JOURS À LA PORTE DU SCEX LORS DES CINQ DERNIÈRES ANNÉES

ANNEXE 6. SUIVI DU LINÉAIRE DU RHÔNE - RÉSULTATS DES SUBSTANCES DÉTECTÉES LORS DES ANALYSES DE 2024

ANNEXE 7. SUIVI DU LÉMAN AU POINT SHL2 - RÉSULTATS DES ANALYSES EN 2024

ANNEXE 1. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

Suivi régulier SHL2 - Dates des campagnes du suivi micropolluant en 2024 - CIPEL						
Substances		Profondeurs (m)	25 janv.	13 mars	18 juin	23 sept.
Pesticides et métabolites		1 30 100 305		X		X
Résidus de produits pharmaceutiques		1 15 100 305	X		X	X
Divers (p.ex. 1,4 Dioxane, Benzotriazole, Mélamine, PFAS)		15 100	X		X	
Métaux	Eléments traces métalliques (totaux et dissous)	Mélange 1:1 des profondeurs 1 + 30 200 + 305		X		X
	Mercure					
	Manganèse	275 300 305 309				

Suivi Porte du Scex - Service de l'environnement du canton du Valais

Echantillons composites proportionnels au temps – sur 14 jours

ANNEXE 2. LABORATOIRES MANDATÉS POUR LES ANALYSES

Analyses -Laboratoires	Adresse et téléphone	Substances
Eurofins	Avenue de la Provence 18 CH - 1007 Lausanne +41 58 100 53 93	Pesticides et métabolites, résidus de produits pharmaceutiques et Divers (SHL2 et Rhône-Porte du Scex)
Laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement (LPEE) du service de la surveillance et de la protection des eaux et des milieux naturels (SSPMA)	Avenue de Sainte-Clotilde 25, CP 206 CH - 1211 Genève +41 22 388 80 60	Métaux (SHL2) (à l'exception du mercure)
Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau - Université de Genève	Boulevard Carl-Vogt 66 1211 Genève +41 22 379 03 00	Mercure (SHL2)
Laboratoire du SEn, Canton de Fribourg	Impasse de la Colline 4 1762 Givisiez	Mercure (Rhône-Porte du Scex)

ANNEXE 3. LISTE DES SUBSTANCES ANALYSÉES DANS LE LÉMAN (SHL2) ET DANS LE RHÔNE (PORTE DU SCEX) EN 2024 AVEC LEUR LIMITE DE QUANTIFICATION (LOQ)

PESTICIDES				
Nom	Rhône LOQ (µg/L)	Léman LOQ (µg/L)	Catégorie	Numéro CAS
2-Amino-4,6-dimethoxypyrimidine	na	0.002	Métabolite - Amidosulfuron	36315-01-2
Abamectine	0.1	0.002	Insecticide	71751-41-2
Alachlore	0.002	0.001	Herbicide	15972-60-8
Amétryne	na	0.001	Herbicide azoté	834-12-8
Amidosulfuron	0.005	0.002	Herbicide	120923-37-7
AMPA	0.01	0.01 (mars) 0.002 (sept)	Herbicide	1066-51-9
Atrazine	0.002	0.001	Herbicide azoté	1912-24-9
Atrazine-2-hydroxy	0.001	0.001	Métabolite - Atrazine	2163-68-0
Atrazine-déséthyl	0.002	0.001 (mars) 0.01 (sept.)	Herbicide	6190-65-4
Atrazine-déséthyl-2-hydroxy	na	0.01 (mars) 0.001 (sept.)	Métabolite - Atrazine	19988-24-0
Atrazine-déséthyl-déisopropyle	na	0.01	Métabolite - Atrazine	3397-62-4
Atrazine-déisopropyle	0.005	0.001	Métabolite - Atrazine	1007-28-9
Azoxystrobine	0.002	0.001	Fongicide	131860-33-8
Bénoxacor	0.005	0.001	Herbicide	98730-04-2
Bentazone	0.005	0.001	Herbicide	25057-89-0
Bicycloprome	0.002	0.001	Herbicide	352010-68-5
Boscalide (Nicobifen)	0.01	0.001	Fongicide	188425-85-6
Bupropéfizine	na	0.001	Insecticide	953030-84-7
Carbendazime	0.01	0.01	Fongicide	10605-21-7
Carbofuran	0.002	0.001	Insecticide	1563-66-2
Chloridazone	0.005	0.001	Herbicide	1698-60-8
Chlorobromuron	na	0.001	Herbicide azoté	13360-45-7
Chlorothalonil R611968	na	0.025	Métabolite du chlorothalonil	R611968
Chlorothalonil R417888	0.025	0.025	Métabolite du chlorothalonil	R417888
Chlorothalonil R471811	0.05	0.05	Métabolite du chlorothalonil	R471811
Chlorothalonil R611965	0.05	0.05	Métabolite du chlorothalonil	142733-37-7
Chlorothalonil SYN507900	0.025	0.025	Métabolite du chlorothalonil	SYN507900
Chlortoluron	0.01	0.001	Herbicide	15545-48-9
Chlorpyriphos-éthyl	0.002	0.01	Insecticide	2921-88-2
Clodinafop-propargyl	0.01	0.001	Herbicide	105512-06-9
Clofentzine	0.005	0.002	Acaricide chloré	74115-24-5
Clomazone	0.005	0.001	Herbicide	81777-89-1
Cyproconazole	0.002	0.001	Fongicide	94361-06-5
Cyprodinil	0.002	0.001	Fongicide	121552-61-2
Cyromazine	0.005	0.001	Insecticide azoté	66215-27-8
Diafenthizone	0.01	0.002	Acaricide et insecticide	80060-09-9
Diazinon	0.001	0.001	Insecticide phosphoré	333-41-5
Dichlorobenzamide-2,6	0.005	0.001	Métabolite - Dichlobénil	2008-58-4
Dicrotrophos	0.001	0.001	Insecticide phosphoré	141-66-2
Dicyclanil	0.005	0.001	Insecticide	112636-83-6
Difénoconazole	0.005	0.001	Fongicide	119446-68-3
Difénoxuron	0.005	0.001	Herbicide	14214-32-5
Diméfuron	0.01	0.001	Herbicide	34205-21-5
Diméthachlore	0.002	0.001	Herbicide	50563-36-5
Diméthoate	0.002	0.001	Insecticide	60-51-5
Diméthomorphe	0.01	0.01	Fongicide	110488-70-5
Dinosèbe	0.005	0.001	Insecticide	88-85-7
Dinoterbe	0.01	0.005	Herbicide	1420-07-1
Diuron	0.01	0.001	Herbicide azoté	330-54-1
Endosulfan-sulfate	0.01	0.01	Insecticide chloré	1031-07-8
Epoxiconazole	0.005	0.001	Fongicide	133855-98-8
Ethoxysulfuron	0.1	0.005	Herbicide	126801-58-9
Fénarimol	0.01	0.001	Fongicide	60168-88-9
Fenhexamide	0.01	0.001	Fongicide	126833-17-8
Fenpropidine	0.002	0.001	Fongicide	67306-00-7
Fenpropimorphe	0.002	0.001	Fongicide	67564-91-4
Fenpyrazamine	0.001	0.001	Fongicide	473798-59-3
Fénuron	0.001	0.001	Herbicide azoté	101-42-8

PESTICIDES				
Nom	Rhône LOQ (µg/L)	Léman LOQ (µg/L)	Catégorie	Numéro CAS
Fluazifop-butyl	0.002	0.001	Herbicide	69806-50-4
Fluaziname	0.002	0.001	Fongicide	79622-59-6
Fludioxonil	0.01	0.001	Fongicide	131341-86-1
Fluométuron	0.01	0.01	Herbicide	2164-17-2
Fluroxypyr	0.01	0.001	Herbicide	69377-81-7
Flurprimidole	0.002	0.001	Herbicide	56425-91-3
Flusilazole	0.002	0.001	Fongicide	85509-19-9
Foramsulfuron	0.005	0.002	Herbicide	173159-57-4
Furathiocarbe	0.002	0.001	Insecticide	65907-30-4
Glufosinate	0.01	0.01 (mars) 0.002 (sept.)	Herbicide	51276-47-2
Glyphosate	0.01	0.01 (mars) 0.005 (sept.)	Herbicide	1071-83-6
Hexaflumuron	0.01	0.01	Insecticide	86479-06-3
Imidaclopride	0.01	0.001	Insecticide	138261-41-3
Indoxacarbe	0.005	0.001	Insecticide	173584-44-6
Iodosulfuron-méthyl	0.005	0.002	Herbicide	144550-36-7
Isoproturon	0.001	0.001	Herbicide azoté	34123-59-6
Isopyrazam	0.002	0.001	Fongicide	881685-58-1
Isoxaben	0.002	0.001	Herbicide	82558-50-7
Lénacile	0.005	0.001	Herbicide	2164-08-1
Linuron	0.01	0.01	Herbicide azoté	330-55-2
Lufénuron	0.01	0.01	Insecticide	103055-07-8
Mandipropamid	0.005	0.001	Fongicide	374726-62-2
MCPA	0.01	0.01	Herbicide	94-74-6
Mécoprop	0.01	0.001	Herbicide	7085-19-0
Mépanipyrim	0.002	0.001	Fongicide	110235-47-7
Mésotrione	0.01	0.01	Herbicide	104206-82-8
Métalaxyl	0.002	0.001	Fongicide	57837-19-1
Métamitrone	na	0.001	Herbicide	41394-05-2
Métazachlore	0.002	0.001	Herbicide	67129-08-2
Méthidathion	0.01	0.01	Insecticide	950-37-8
Méthoxyfénazole	0.01	0.01	Insecticide	161050-58-4
Métobromuron	na	0.001	Herbicide azoté	3060-89-7
Métolachlore	0.005	0.002	Herbicide chloré	51218-45-2
Métoxuron	0.005	0.001	Herbicide	19937-59-8
Métribuzine	0.01	0.001	Herbicide chloré	21087-64-9
Metsulfuron-méthyl	0.005	0.001	Herbicide	74223-64-6
Molinate	0.005	0.001	Herbicide	2212-67-1
Monolinuron	na	0.001	Herbicide azoté	1746-81-2
Nicosulfuron	0.002	0.001	Herbicide	111991-09-4
Orthosulfamuron	0.01	0.001	Herbicide	213464-77-8
Oryzalin	0.01	0.001	Herbicide	19044-88-3
Oxadixyl	0.01	0.001	Fongicide	77732-09-3
Penconazole	0.002	0.001	Fongicide	66246-88-6
Phosalone	0.01	0.001	Insecticide phosphoré	2310-17-0
Picoxystrobine	0.01	0.001	Fongicide	117428-22-5
Pinoxaden	0.001	0.001	Herbicide	243973-20-8
Pirimicarbe	0.002	0.001	Insecticide	23103-98-2
Prétيلachlore	0.005	0.001	Herbicide	51218-49-6
Prochlorazé	na	0.001	Fongicide	67747-09-5
Profénofos	0.01	0.01	Insecticide phosphoré	41198-08-7
Prométryne	0.005	0.001	Herbicide	7287-19-6
Propamocarbe	0.005	0.001	Fongicide	24579-73-5
Propanil	0.01	0.001	Herbicide	709-98-8
Propazine	na	0.001	Herbicide	139-40-2
Propiconazole	0.005	0.001	Fongicide	60207-90-1
Propoxur	0.005	0.001	Insecticide	114-26-1
Propyzamide	na	0.001	Herbicide	23950-58-5
Prosulfocarbe	0.002	0.001	Herbicide	52888-80-9
Pymétroziné	0.002	0.001	Insecticide	123312-89-0
Pyrifénox	0.01	0.001	Fongicide	88283-41-4
Pyriftalide	0.01	0.001	Herbicide	135186-78-6
Pyriméthanol	na	0.001	Fongicide	53112-28-0

PESTICIDES				
Nom	Rhône LOQ (µg/L)	Léman LOQ (µg/L)	Catégorie	Numéro CAS
Sébutylazine	na	0.001	Herbicide	7286-69-3
Simazine	0.002	0.001	Herbicide azoté	122-34-9
Simazine-2-hydroxy	0.002	0.001	Métabolite - Simazine	2599-11-3
Solatenol	0.01	0.005	Fongicide	1072957-71-1
Spinosad	0.002	0.001	Insecticide	168316-95-8
Spiroxamine	0.002	0.001	Fongicide	118134-30-8
Tébuconazole	0.005	0.001	Fongicide	107534-96-3
Tébufenpyrad	0.005	0.001	Acaricide	119168-77-3
Tebutame	0.001	0.001	Herbicide	35256-85-0
Téflubenzuron	0.01	0.001	Insecticide	83121-18-0
Terbuméton	0.002	0.001	Herbicide	33693-04-8
Terbutylazine	0.002	0.001	Herbicide azoté	5915-41-3
Terbutylazine-2-hydroxy	0.002	0.001	Herbicide	66753-07-9
Terbutylazine-déséthyl	0.002	0.001	Herbicide azoté	30125-63-4
Terbutryne	0.005	0.001	Herbicide	886-50-0
Thiabendazole	0.001	0.001	Fongicide	148-79-8
Thiaclopride	0.002	0.001	Insecticide	111988-49-9
Thiaméthoxame	0.005	0.001	Insecticide	153719-23-4
Thiobencarbe	0.005	0.001	Herbicide	28249-77-6
Thiocyclame	0.002	0.001	Insecticide	31895-21-3
Trifloxystrobine	0.002	0.001	Fongicide	141517-21-7
Trifloxysulfuron	0.005	0.001	Herbicide	145099-21-4
Triflumuron	0.01	0.001	Insecticide	64628-44-0
Trifluraline	0.1	0.1	Herbicide	1582-09-8

Résidus médicamenteux et hormonaux				
Nom	Rhône LOQ ($\mu\text{g/L}$)	Léman LOQ ($\mu\text{g/L}$)	Catégorie	Numéro CAS
17- α -Éthynylestradiol	na	0.005	Hormone	57-63-6
Acide ménfamique	na	0.005	Analgesique	61-68-7
Acide valsartan	na	0.01	Métabolite - Valsartan	164265-78-5
Aténolol	na	0.001	Bêta-bloquant	29122-68-7
Azithromycine	0.010	0.01	Antibiotique	83905-01-5
Benzonataate	0.005	0.001 (janv./sept.) 0.005 (juin)	Antitussif	104-31-4
Bézafibrate		0.001	Hypolipémiant	41859-67-0
Apixaban	0.010	0.001 (janv./sept. (100+305 m)) 0.002 (juin/sept. (1+15 m))	Anticoagulant	503612-47-3
Bupivacaïne	0.001	0.001	Anesthésique	38396-39-3
Carbamazépine	0.002	0.001	Antiépileptique	298-46-4
Carbidopa	0.010	0.01	Maladie de parkinson	28860-95-9
Carisoprodol	0.005	0.001	Antidouleur	78-44-4
Ceftiofur	na	0.005 (janv./sept.) 0.01 (juin)	Antibiotique	80370-57-6
Cibamino-(S)	0.002	0.001	Intermédiaire	109010-60-8
Ciprofloxacine	na	0.005	Antibiotique	85721-33-1
Clarithromycine	0.002	0.001 (sept.) 0.005 (janv./juin)	Antibiotique	81103-11-9
Clindamycine	na	0.001	Antibiotique	18323-44-9
Cocaïne	na	0.001	Stupéfiant	50-36-2
Deanol	0.050	0.05	Cosmétique/traitemetn asthénie	108-01-0
Diclofénac	0.010	0.001	Analgesique	15307-86-5
Estriol	na	0.005	Hormone	50-27-1
Estrone	na	0.005	Hormone	53-16-7
Gabapentine	na	0.01	Antiépileptique	60142-96-3
Gemfibrozil	na	0.001	Hypolipémiant	25812-30-0
Guanylurée	0.050	0.05	Métabolite - Metformine	141-83-3
Ibuprofène	na	0.005	Analgesique	15687-27-1
Iohexol	na	0.2	Agent de contraste	66108-95-0
Ioméprol	na	0.015	Agent de contraste	78649-41-9
Irbésartan	0.010	0.001	Antihypertenseur	138402-11-6
Kétoprofène	na	0.001	Analgesique	22071-15-4
Mémantine	0.010	0.001	Traitemetn Alzheimer	19982-08-2
Mépivacaïne	0.001	0.004	Anesthésique local	96-88-8
Metformine	0.010	0.001	Antidiabétique	657-24-9
Méthénamine	0.050	0.01	Antibiotique	100-97-0
Métoprolol	na	0.005	Bêta-bloquant	51384-51-1
Mirtazapine	na	0.001	Antidépresseur	61337-67-5
Naproxène	na	0.005	Analgesique	22204-53-1
Oxazépam	na	0.001	Anxiolytique	604-75-1
Oxypurinol	na	0.02	Métabolite - allopurinol, alloxanthine	2465-59-0
Paracétamol	na	0.005	Analgesique	103-90-2
Pravastatine	na	0.001	Hypolipémiant	81093-37-0
Prilocaine	0.002	0.001	Anesthésique	721-50-6
Primidone	na	0.002	Analgesique	125-33-7
Propofol	0.010	0.02	Anesthésique	2078-54-8
Propranolol	na	0.001	Bêta-bloquant	525-66-6
Ribavirine	0.100	0.01 (janv./juin) 0.02 (sept.)	Virostatique	36791-04-5
Ropivacaïne	0.002	0.001	Anesthésique	84057-95-4
Sertraline	na	0.001	Psychotrope	79617-96-2
Sulfadiméthoxine	na	0.001	Antibiotique	122-11-2
Sulfaméthazine	na	0.001	Antibiotique	57-68-1
Sulfaméthoxazole	0.005	0.001	Antibiotique	723-46-6
Ticlopidine	0.002	0.001	Anti-agrégant plaquettai	55142-85-3
Torasémide	na	0.001	Antihypertenseur	56211-40-6
Tramadol	na	0.001	Antalgique	27203-92-5
Trimétazidine-dihydrochloride	0.010	0.005	Traitemetn vertige et angine poitrine	13171-25-0

Résidus médicamenteux et hormonaux				
Nom	Rhône LOQ ($\mu\text{g/L}$)	Léman LOQ ($\mu\text{g/L}$)	Catégorie	Numéro CAS
Triméthoprime	na	0.001	Antibiotique	738-70-5
Tylosine	na	0.001	Bactériostatique macrolide	1401-69-0
Venlafaxine	na	0.004	Antidépresseur	93413-69-5
Xipamide	0.005	0.001 (janv./juin/sept.) 0.004 (janv. (305 m))	Diurétique	14293-44-8
β -Estradiol	na	0.005	Hormone	50-28-2
Substance API 01	0.005			
Substance API 02	0.010			
Substance API 03	0.010			
Substance API 04	0.005			
Substance API 05	0.010			
Substance API 06	0.010			
Substance API 07	0.010			
Substance API 08	0.005			
Substance API 09	0.002			
Substance API 10	0.002			
Substance API 11	0.005			

Substances divers				
Nom	Rhône LOQ ($\mu\text{g/L}$)	Léman LOQ ($\mu\text{g/L}$)	Catégorie	Numéro CAS
1,4-Dioxane	0.050	0.05	Solvant	123-91-1
3/4-Aminobiphenyl	0.001	0.001	Métabolite - Benzidine	92-67-1 / 2243-47-2
Acide tétrachlorophthalique	0.200	0.2	Produit chimique industriel	632-58-6
Acide trifluoroacétique (TFA)	1.00	0.1 (janv) 1 (juin)	Composés organiques non-volatils (NVOC)	76-05-1
Benzidine	0.001	0.001	Agent intermédiaire de fabrication de pigments et de colorants	92-87-5
Benzotriazole	0.010	0.01	Anticorrosif	95-14-7
Mélamine	0.10	0.01	Produit chimique industriel, 1,3,5-triazine-2,4,6-triamine; Plastifiant	108-78-1
Méthyl-tert-butylether (MTBE)	0.050	0.1	Solvant	1634-04-4
PFBA décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorobutanoïque	375-22-4
PFBS décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorobutane sulfonique	375-73-5
PFDA décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorodécanoïque	335-76-2
PFDoDA décanté	0.002	0.005	PFAS, Acide perfluorododécanoïque	307-55-1
PFDS décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorodécane sulfonique	335-77-3
PFHpA décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluoroheptanoïque	375-85-9
PFHpS décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluoroheptane sulfonique	375-92-8
PFHxA décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorohexanoïque	307-24-4
PFHxS décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorohexane sulfonique	355-46-4
PFNA décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluorononanoïque	375-95-1
PFOA décanté	0.001	0.001	Acide perfluorooctanoïque, composé organofluoré	335-67-1
PFOS décanté	0.001	0.001	Acide Perfluorooctanesulfonique, composé organofluoré	1763-23-1
PFPeA décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluoropentanoïque	2706-90-3
PFPeS décanté	0.001	0.001	PFAS, Acide perfluoropentane sulfonique	2706-91-4
PFTeDA décanté	0.002	0.005	PFAS, Acide perfluorotétradécanoïque	376-06-7
PFUnDA décanté	0.001	0.005	PFAS, Acide perfluoroundécanoïque	2058-94-8
Tolyltriazole	0.005	0.01	Anticorrosif	136-85-6 / 29878-31-7
Triethylphosphate	na	0.03	Produit chimique industriel	78-40-0

Eléments traces métalliques (total et dissous)			
Nom	Rhône LOQ (µg/L)	Léman LOQ (µg/L)	Numéro CAS
Aluminium	na	0.6	7429-90-5
Antimoine	na	0.03	7440-36-0
Argent	na	0.005	7440-22-4
Arsenic	na	0.2	7440-38-2
Baryum	na	1	7440-39-3
Bore	na	0.3	7440-42-8
Cadmium	na	0.005	7440-43-9
Cérium	na	0.01	7440-45-1
Chrome	na	0.05	7440-47-3
Cobalt	na	0.005	7440-48-4
Cuivre	na	0.3	7440-50-8
Fer	na	0.6	7439-89-6
Gadolinium	na	0.005	7440-54-2
Manganèse	na	0.3	7439-96-5
Molybdène	na	0.05	7439-98-7
Nickel	na	0.3	7440-02-0
Plomb	na	0.05	7439-92-1
Rubidium	na	0.1	7440-17-7
Strontium	na	5	7440-24-6
Thallium	na	0.005	7440-28-0
Titane	na	0.2	7440-32-6
Tungstène	na	0.05	7440-33-7
Uranium	na	0.03	7440-61-1
Vanadium	na	0.03	7440-62-2
Zinc	na	0.5	7440-66-6
Mercure	0.001	0.0002*	7439-97-6

*uniquement total

ANNEXE 4. SUIVI DU RHÔNE À LA PORTE DU SCEX - RÉSULTATS DES SUBSTANCES DÉTECTÉES LORS DES ANALYSES DE 2024

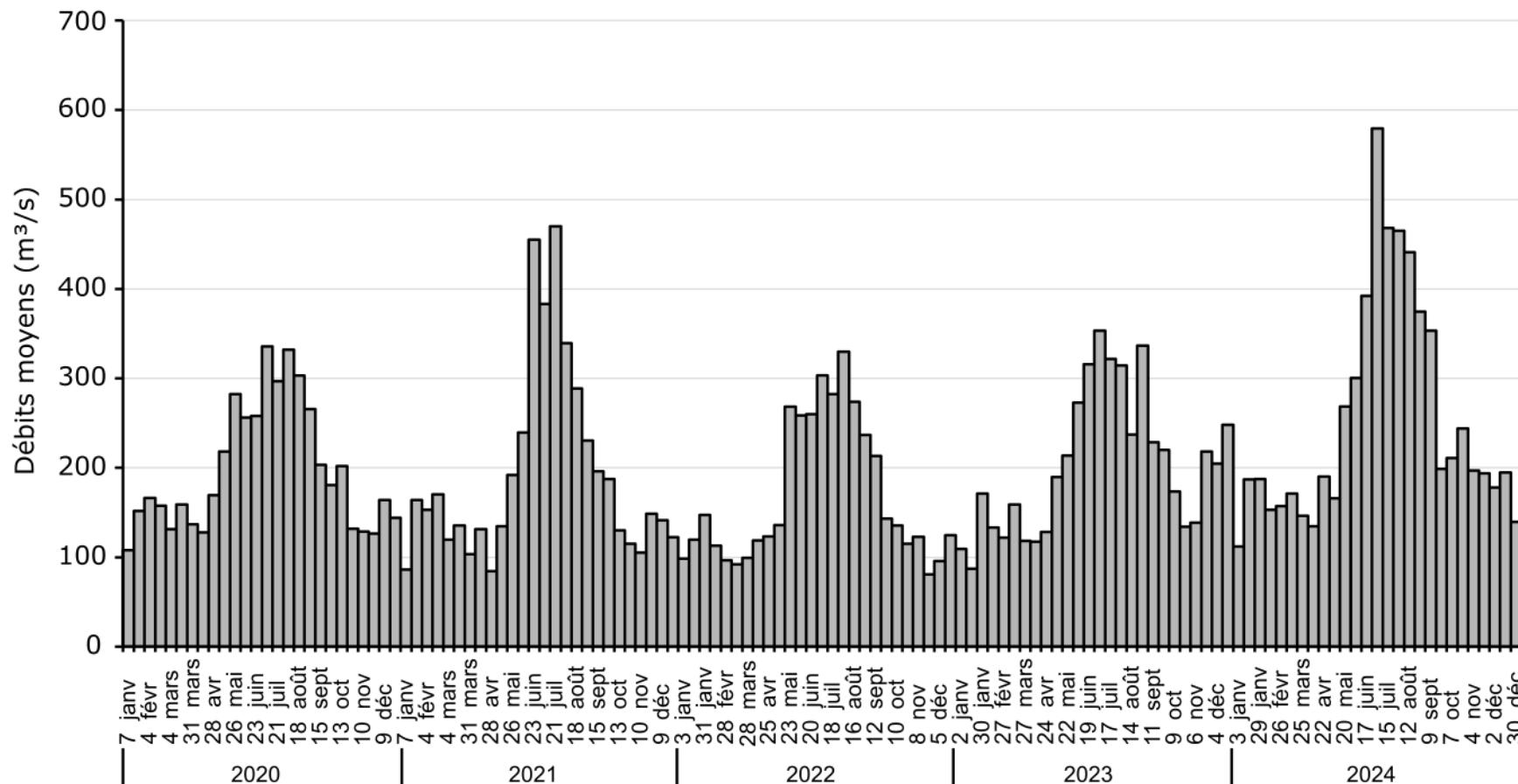
Concentrations en µg/L Date fin de prélèvement	03.01.2024	15.01.2024	29.01.2024	12.02.2024	26.02.2024	11.03.2024	25.03.2024	08.04.2024	22.04.2024	06.05.2024	20.05.2024	03.06.2024	17.06.2024	01.07.2024	15.07.2024	29.07.2024	12.08.2024	26.08.2024	09.09.2024	23.09.2024	07.10.2024	21.10.2024	04.11.2024	18.11.2024	02.12.2024	16.12.2024	30.12.2024	valeur max (µg/L)
AMPA	0.016	0.023	0.018	0.018	0.017	0.018	0.019	0.017	0.014	0.010	0.013	0.011							0.014	0.012	0.015	0.025	0.013	0.015	0.019	0.025		
Cyprodinil								0.002																			0.002	
Glyphosate	0.012	0.014					0.025	0.053	0.041	0.021	0.027	0.019	0.014								0.011				0.011	0.011	0.053	
Métalaxyl										0.008	0.011	0.002															0.011	
Propiconazole	0.006																								0.010		0.010	
Terbutylazine-déséthyl													0.002														0.002	
Total pesticides	0.034	0.037	0.018	0.018	0.017	0.018	0.044	0.072	0.055	0.031	0.048	0.041	0.016	0	0.002	0	0	0	0	0	0.014	0.023	0.015	0.025	0.034	0.015	0.029	0.072
Apixaban			0.015			0.011	0.013					0.011															0.015	
Bupivacaïne	0.001		0.002	0.034	0.035	0.010	0.001								0.002												0.035	
Carbamazépine	0.007	0.003	0.005	0.004		0.003	0.004	0.003	0.002	0.002	0.003									0.002		0.003		0.003		0.004	0.007	
Carisoprodol		0.006	0.005																								0.006	
Clarithromycine	0.007	0.004	0.005	0.011	0.005	0.005	0.003			0.003										0.003	0.002		0.002	0.003	0.005	0.011		
Diclofénac	0.016	0.011	0.020	0.012	0.015	NV	NV	NV	0.011										NV	0.012		0.015		0.011	0.015	0.012	0.016	0.020
Guanylurée	0.270	0.220	0.210	0.220	0.200	0.200	0.190	0.270	0.150	0.310	0.100	0.080	0.130			0.060	0.050	0.060		0.130	0.140	0.110	0.150	0.130	0.160	0.080	0.120	0.310
Irbésartan	0.016			0.012	0.014																						0.011	0.016
Mépivacaine		0.001	0.006	0.006	0.016	0.004		0.001	0.004	0.003	0.002	0.002	0.001														0.016	
Metformine	0.570	0.370	0.350	0.370	0.410	0.350	0.420	0.500	0.320	0.370	0.230	0.160	0.420	0.100	0.130	0.180	0.120	0.120	0.170	0.200	0.270	0.270	0.380	0.460	0.300	0.580	0.580	
Méthénamine			0.100	0.060		0.080													0.280		0.210			0.420	0.060	0.420	0.420	
Prilocaine		0.002	0.001		0.004	0.002			0.003	0.007	0.002	0.004								0.009		0.004		0.009		0.003		
Ropivacaïne																		0.003								0.003		
Sulfaméthoxazole	0.007			0.006			0.005																			0.006	0.007	
API 01																		0.020								0.020		
Total API & métabolites	0.896	0.609	0.708	0.725	0.712	0.674	0.617	0.771	0.490	0.689	0.329	0.259	0.554	0.101	0.132	0.241	0.172	0.184	0.137	0.586	0.359	0.400	0.633	0.530	0.635	0.822	0.793	0.896
Benzotriazole	0.010	0.030	0.020	0.020	0.080	0.040	0.020	0.030	0.020	0.030	0.010	0.030	0.010	0.010	0.020	0.010	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.040		
Tolytriazole	0.005	0.010	0.010	0.010		0.010	0.010	0.010	0.020	0.010	0.010	0.010	0.010			0.010		0.010		0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010		
1,4-Dioxane	0.050				0.090	0.080	0.130	0.080		0.080	0.060							0.080	0.090			0.060	0.080	0.120	0.090			
Méthyl tert-butyl éther (MTBE)			0.220	0.150	0.080	0.080	0.070	0.190		0.100	0.080	0.350	0.120			0.070	0.110	0.110	0.070	0.070	0.260	0.320	0.300	0.470	0.200	0.470		
Acide tétrachlorophthalique		0.360	0.550		0.280	2.460	1.270	0.890	0.950		0.330	0.410	0.610		0.520	0.240	0.390	0.670	0.780	1.170	0.200		0.260	1.140		2.570	2.570	
Mélamine	0.060	0.030	0.050	0.020	0.030	0.040	0.030	0.080	0.050	0.050	0.040	0.040	0.020	0.050	0.060	0.030	0.020	0.300	0.070	0.020	0.050		0.010	0.040		0.300		
PFHpA																		0.001		0.002						0.002		
PFHxA								0.002																		0.002		
PFHxS	0.001						0.003																			0.003		
PFOA																									0.001	0.001		
PFOS	0.001		0.003	0.004		NV										0.001		0.003							0.004			
PFPeA																		0.001								0.001		

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2024, 2025

Concentrations en µg/L Date fin de prélèvement	03.01.2024	15.01.2024	29.01.2024	12.02.2024	26.02.2024	11.03.2024	25.03.2024	08.04.2024	22.04.2024	06.05.2024	20.05.2024	03.06.2024	17.06.2024	01.07.2024	15.07.2024	29.07.2024	12.08.2024	26.08.2024	09.09.2024	23.09.2024	07.10.2024	21.10.2024	04.11.2024	18.11.2024	02.12.2024	16.12.2024	30.12.2024	valeur max (µg/L)
PFUnDA			0.001																								0.001	
Hg dissous																											0.002	
Hg total décanté	NA	0.003	NA	0.007	0.004	0.007	0.023	0.027	0.010	0.009	0.010	0.010	0.005	0.023	0.005	0.003	0.003	0.003	0.002	0.027								
Débit moyen 14 jours (m ³ /s)	112.1	187.3	187.5	153.4	157.2	171.1	146.6	134.8	190.2	165.9	268.4	300.4	392.4	579.2	468.2	465.1	440.9	374.6	353.5	198.7	211	244.1	196.9	194	178.2	194.6	139.5	
Durée de prélèvement (jour)	16	12	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14		

Vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, NV= non validé, NA= non analysé

ANNEXE 5. DÉBITS MOYENS DU RHÔNE CUMULÉS SUR 14 JOURS À LA PORTE DU SCEX LORS DES CINQ DERNIÈRES ANNÉES



ANNEXE 6. SUIVI DU LINÉAIRE DU RHÔNE - RÉSULTATS DES SUBSTANCES DÉTECTÉES LORS DES ANALYSES DE 2024

NA = non analysé, case vide = non détecté

Date de l'échantillon	20 février					29 octobre				
Lieu du prélèvement	Raron Amont Viège	Truman Aval Viège	Aval Martigny	Amont Monthe	Aval Monthe	Raron Amont Viège	Turtmann Aval Viège	Aval Martigny	Amont Monthe	Aval Monthe
Coordonnées	2'627'856 1'128'463	2'620'167 1'128'743	2'569'614 1'110'236	2'564'339 1'123'182	2'563'287 1'125'118	2'627'856 1'128'463	2'620'167 1'128'743	2'569'614 1'110'236	2'564'339 1'123'182	2'563'287 1'125'118
Météo	nuageuse	nuageuse	ensoleillée							
Echantillonnage (h/h)	24/24	19.66/24	24/24	24/24	19/24	11/24	24/24	8.66/24	24/24	24/24
Concentrations en pesticides en µg/L										
AMPA	0.01	0.03	0.02			0.01		0.01		0.01
Bicycloprome										0.003
Diazinon			0.001							
Fenpyrazamine		0.001								
Fénuron						0.002				
Glyphosate						0.01				
Concentrations en API et métabolites en µg/L										
Bupivacaine				0.022	0.02					
Carbamazépine				0.004	0.004			0.002	0.003	0.003
Clarithromycine		0.0025	0.002	0.003	0.002					
Diclofénac	0.05	0.03	0.03	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Guanylurée	0.10	0.17	0.20	0.22	0.27	0.08	0.08	0.10	0.09	0.14
Irbésartan					0.01					
Mépivacaine				0.01	0.011					
Metformine	0.74	0.67	0.35	0.37	0.40	0.18	0.15	0.30	0.26	0.30
Prilocaine					0.002					
Sulfaméthoxazole	0.006	0.005			0.005					
Substance 04	0.005	0.006								
Concentrations des autres substances en µg/L										
Benzotriazole	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02		0.02	0.02	0.02
Tolyltriazole	0.010	0.020	0.010	0.011	0.016	0.239	0.005	0.006	0.006	0.010
1,4-Dioxane					0.08		0.1	0.07	0.07	0.07
Méthyl ter-butyl éther (MTBE)	0.75	0.17		0.15	0.17	0.4	0.29	0.11	0.07	0.19
Acide tétrachlorophthalique	NA									
Mélamine	NA									
Acide trifluoroacétique (TFA)		3								
PFOS y compris ramifiés	0.003									

Vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification, NV= non validé, NA= non analysé

ANNEXE 7. SUIVI DU LÉMAN AU POINT SHL2 - RÉSULTATS DES ANALYSES EN 2024

Concentration en pesticides en µg/L												
Nom	Substances	Catégorie	N° CAS	1 m		30 m		100 m		305 m		Nb détection
				13.03	23.09	13.03	23.09	13.03	23.09	13.03	23.09	
2-Amino-4,6-dimethoxypyrimidine	Métabolite - Amidosulfuron	Herbicide azoté	36315-01-2	0.04	0.015	0.048	0.033	0.072	0.038	0.097	0.059	8/8
Amétryne	Herbicide azoté	834-12-8								0.001		1/8
Amidosulfuron	Herbicide	120923-37-7						0.009		0.003		2/8
AMPA	Herbicide	1066-51-9	0.018	0.005	0.012	0.009	0.017	0.018	0.046	0.033		8/8
Atrazine	Herbicide azoté	1912-24-9	0.004	0.002	0.003	0.003	0.005	0.004	0.009	0.007		8/8
Atrazine-2-hydroxy	Métabolite - Atrazine	2163-68-0	0.002	0.001	0.002	0.002	0.003	0.002	0.004	0.003		8/8
Atrazine-déséthyl	Herbicide	6190-65-4	0.005		0.004		0.005		0.007			4/8
Atrazine-déisopropyle	Métabolite - Atrazine	1007-28-9	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003	0.003	0.005	0.004		8/8
Chlortoluron	Herbicide	15545-48-9	0.001		0.001		0.002	0.001	0.002	0.002		6/8
Cyproconazole	Fongicide	94361-06-5	0.001		0.001		0.001	0.001	0.002	0.002		6/8
Cyromazine	Insecticide azoté	66215-27-8						1	0.001			1/8
Dichlorobenzamide-2,6	Métabolite - Dichlobénil	2008-58-4	0.004	0.002	0.004	0.002	0.003	0.002	0.004	0.005		8/8
Diuron	Herbicide azoté	330-54-1	0.001		0.001	0.001	0.002	0.002	0.004	0.002		7/8
Glyphosate	Herbicide	1071-83-6		0.008				0.006	<0.01			2/8
Iodosulfuron-méthyl	Herbicide	144550-36-7							0.002			1/8
Isoproturon	Herbicide azoté	34123-59-6							0.001			1/8
Mécoprop	Herbicide	7085-19-0	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001				6/8
Métalaxyl	Fongicide	57837-19-1	0.003	0.002	0.004	0.003	0.005	0.005	0.008	0.008		8/8
Métolachlore	Herbicide chloré	51218-45-2							0.003			1/8
Prométryne	Herbicide	7287-19-6							0.001			1/8
Propiconazole	Fongicide	60207-90-1	0.002		0.002	0.001	0.002		0.004	0.002		6/8
Simazine	Herbicide azoté	122-34-9	0.002	0.001	0.002	0.002	0.003	0.002	0.005	0.004		8/8
Simazine-2-hydroxy	Métabolite - Simazine	2599-11-3							0.001			1/8
Terbuméton	Herbicide	33693-04-8							0.001			1/8
Terbutylazine	Herbicide azoté	5915-41-3	0.004	0.002	0.003	0.003	0.005	0.004	0.006	0.005		8/8
Terbutylazine-2-hydroxy	Herbicide	66753-07-9	0.003	0.001	0.002	0.002	0.003	0.002	0.004	0.003		8/8
Terbutylazine-déséthyl	Herbicide azoté	30125-63-4	0.004	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	0.005	0.004		8/8
Somme des concentrations en pesticides				0.099	0.045	0.097	0.067	0.145	0.095	0.226	0.143	
Concentration maximale observée				0.04	0.015	0.048	0.033	0.072	0.038	0.097	0.059	

Vide = non détecté

Concentrations en résidus médicamenteux et hormonaux en µg/L															
Substances			1 m			15 m			100 m			305 m			Nb détection
Nom	Catégorie	N°CAS	25.01	18.06	23.09	25.01	18.06	23.09	25.01	18.06	23.09	25.01	18.06	23.09	
Acide valsartan	Métabolite Valsartan	164265-78-5	0.033	0.019	0.015	0.029	0.021	0.02	0.032	0.029	0.025	0.018	0.019	0.014	12/12
Apixaban	Anticoagulant	503612-47-3	0.001			0.001			0.001		0.001				4/12
Bupivacaïne	Anesthésique	38396-39-3	0.002			0.002			0.002	0.002	0.003	0.003	0.002		8/12
Carbamazépine	Antiépileptique	298-46-4	0.006	0.003	0.003	0.006	0.004	0.004	0.007	0.007	0.007	0.018	0.012	0.012	12/12
Carisoprodol	Antidouleur	78-44-4	0.011	0.005	0.005	0.009	0.007	0.007	0.011	0.01	0.012	0.024	0.015	0.018	12/12
Gabapentine	Antiépileptique	60142-96-3	0.021	0.01	0.021	0.022	0.019	0.02	0.02	0.021	0.021	0.02	0.016	0.018	12/12
Ioméprol	Agent de contraste	78649-41-9	0.069	0.032	0.051	0.074	0.049	0.082	0.058	0.041	0.065	0.07		0.023	11/12
Irbésartan	Antihypertenseur	138402-11-6					0.001								1/12
Mémantine	TraITEMENT Alzheimer	19982-08-2	0.01	0.005		0.008	0.006		0.012	0.011	0.013	0.021	0.021	0.023	10/12
Mépivacaine	Anesthésique local	96-88-8	0.005			0.004	0.003		0.006	0.007	0.006	0.015	0.017	0.012	9/12
Metformine	Antidiabétique	657-24-9	0.326	0.534	0.34	0.323	0.547	0.377	0.217	0.384	0.258	0.131	0.205	0.098	12/12
Méthénamine	Antibiotique	100-97-0	0.044	0.02			0.063			0.057			0.013		5/12
Oxazépam	Anxiolytique	604-75-1				0.001									1/12
Oxypurinol	Métabolite	2465-59-0	0.034			0.023					0.08	0.027		0.042	5/12
Paracétamol	Analgesique	103-90-2	0.007												1/12
Prilocaine	Anesthésique	721-50-6	0.003			0.002	0.002	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	10/12
Ribavirine	Virostatique	36791-04-5	0.021		0.034	0.027						0.014			4/12
Ropivacaïne	Anesthésique	84057-95-4	0.001			0.001						0.001			3/12
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	723-46-6	0.006	0.001	0.002	0.006	0.004	0.004	0.006	0.005	0.005	0.005	0.003	0.003	12/12
Tramadol	Antalgique	27203-92-5	0.003	0.001	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.002	0.004	12/12
Trimétazidine-dihydrochloride	TraITEMENT vertige	13171-25-0												0.007	1/12
Somme des concentration en résidus médicamenteux et hormonaux			0.603	0.630	0.473	0.541	0.729	0.518	0.376	0.579	0.500	0.373	0.328	0.278	
Concentration maximale observée			0.326	0.534	0.34	0.323	0.547	0.377	0.217	0.384	0.258	0.131	0.205	0.098	

Vide = non détecté

Concentration des autres substances en µg/L								
Nom	Catégorie	Substances	N° CAS	15 m		100 m		Nb détection
				25.01	18.06	25.01	18.06	
1,4-Dioxane	Solvant		123-91-1	0.11	0.1	0.15	0.16	4/4
Acide tétrachlorophthalique	Produit chimique industriel		632-58-6	0.769	0.723	0.958	0.884	4/4
Benzotriazole	Anticorrosif		95-14-7	0.051	0.034	0.064	0.046	4/4
Mélamine	Produit chimique industriel, 1,3,5-triazine-2,4,6- triamine; Plastifiant		108-78-1	0.338	0.146	0.011	0.19	4/4
PFBA décanté	PFAS, Acide perfluorobutanoïque		375-22-4				0.002	1/4
PFHxS décanté	PFAS, Acide perfluorohexane sulfonique		355-46-4	0.001				1/4
PFOA décanté	Acide perfluorooctanoïque, composé organofluoré		335-67-1			0.001		1/4
PFOS décanté	Acide Perfluorooctanesulfonique, composé organofluoré		1763-23-1	NV	0.002	0.006	0.003	4/4
Tolytriazole	Anticorrosif		136-85-6 / 29878-31-7	0.013	0.015	0.018	0.02	4/4

Vide = non détecté, NV : résultat non validé

Substances	Total (T) Dissous (D)	Abréviation	Eléments traces inorganiques				Nb détections	
			Mélange 1 et 30 m		Mélange 200 et 305 m			
			25.01	18.06	25.01	18.06.		
Aluminium	T	Al (T)	1.77	5.71	1.4	1.27	4/4	
	D	Al (D)	0.687	5.58	0.686	1.24	4/4	
Antimoine	T	Sb (T)	0.104	0.102	0.096	0.097	4/4	
	D	Sb (D)	0.106	0.104	0.095	0.099	4/4	
Argent	T	Ag (T)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0/4	
	D	Ag (D)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0/4	
Arsenic	T	As (T)	1	0.903	2.02	2.17	4/4	
	D	As (D)	0.99	0.917	2.02	2.13	4/4	
Baryum	T	Ba (T)	18.2	18.8	19.7	21	4/4	
	D	Ba (D)	18.4	17	19.9	21.1	4/4	
Bore	T	B (T)	10.5	9.78	12.5	12.2	4/4	
	D	B (D)	10.8	9.63	12.9	12.2	4/4	
Cadmium	T	Cd (T)	< 0.005	< 0.005	< 0.005	n.d.	0/4	
	D	Cd (D)	< 0.005	< 0.005	< 0.005	n.d.	0/4	
Cérium	T	Ce (T)	< 0.01	n.d.	< 0.01	n.d.	0/4	
	D	Ce (D)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0/4	
Chrome	T	Cr (T)	0.104	0.099	0.104	0.065	4/4	
	D	Cr (D)	0.108	0.090	0.077	0.055	4/4	
Cobalt	T	Co (T)	0.016	0.010	0.012	0.011	4/4	
	D	Co (D)	0.013	0.011	0.012	0.010	4/4	
Cuivre	T	Cu (T)	0.568	0.434	0.552	< 0.3	3/4	
	D	Cu (D)	0.552	0.37	0.553	< 0.3	3/4	
Fer	T	Fe (T)	1.38	< 0.6	1.58	< 0.6	2/4	
	D	Fe (D)	< 0.6	< 0.6	< 0.6	< 0.6	0/4	
Gadolinium	T	Gd (T)	0.007	0.007	< 0.005	< 0.005	2/4	
	D	Gd (D)	0.008	0.008	< 0.005	< 0.005	2/4	
Manganèse	T	Mn (T)	0.344	n.d.	4.53	1.16	3/4	
	D	Mn (D)	< 0.3	n.d.	< 0.3	n.d.	0/4	
Molybdène	T	Mo (T)	1.39	1.41	1.46	1.43	4/4	
	D	Mo (D)	1.4	1.36	1.47	1.42	4/4	
Nickel	T	Ni (T)	0.656	0.766	0.603	0.419	4/4	
	D	Ni (D)	0.641	0.748	0.614	0.451	4/4	
Plomb	T	Pb (T)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0/4	
	D	Pb (D)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0/4	
Rubidium	T	Rb (T)	2.28	2.31	2.5	2.41	4/4	
	D	Rb (D)	2.3	2.25	2.58	2.47	4/4	
Strontium	T	Sr (T)	454	435	478	476	4/4	
	D	Sr (D)	457	430	497	452	4/4	
Thallium	T	Tl (T)	0.008	0.009	0.007	0.006	4/4	
	D	Tl (D)	0.008	0.008	0.007	0.006	4/4	
Titane	T	Ti (T)	< 0.2	< 0.2	< 0.2	< 0.2	0/4	
	D	Ti (D)	< 0.2	< 0.2	n.d.	< 0.2	0/4	
Tungstène	T	W (T)	0.080	0.078	0.076	0.074	4/4	
	D	W (D)	0.082	0.075	0.076	0.074	4/4	
Uranium	T	U (T)	1.96	2.01	2.02	2.01	4/4	
	D	U (D)	2	1.96	2	2.03	4/4	
Vanadium	T	V (T)	0.123	0.11	0.099	0.088	4/4	
	D	V (D)	0.117	0.109	0.099	0.088	4/4	
Zinc	T	Z (T)	0.67	0.801	0.909	n.d.	3/4	
	D	Z (D)	0.626	0.778	0.814	n.d.	3/4	
Mercure	T	Hg (T)	0.0004	0.001	0.001	0.001	4/4	

nd : non décelé

ANALYSE DES PFAS DANS LES POISSONS DU LÉMAN

PFAS ANALYSIS IN FISH FROM LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Mathieu COSTER¹, Silwan DAOUK², Benoit FERRARI³

¹OFFICE CANTONAL DE L'EAU, AVENUE DE SAINTE-CLOTILDE 25, 1205 GENÈVE

²ASSOCIATION SUISSE DES PROFESSIONNELS DE LA PROTECTION DES EAUX (VSA), CHEMIN DE MORNEX 3, 1003 LAUSANNE

³CENTRE ECOTOX/OEKOTOXZENTRUM, EPFL-ENAC-IIE-GE, STATION 2, 1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

La campagne 2024 d'analyse des PFAS dans les poissons permet d'obtenir une mise à jour de la situation et de compléter les données de concentrations en PFAS dans les poissons du Léman. Au total, 119 poissons ont été prélevés, lors de l'échantillonnage du peuplement piscicole du Léman qui s'est déroulé du 2 au 26 septembre 2024, ainsi que par des prélèvements dans les commerces par les chimistes cantonaux romands. Les filets, les carcasses et les foies ont été analysés séparément, et les concentrations dans le poisson entier recalculées à partir de ces dernières. Les acides carboxyliques sont fréquemment détectés avec 93 % des échantillons positifs pour les PFAS entre C8 et C14. Toutefois, le PFOS, de la famille des acides sulfoniques, montre des concentrations qui dépassent de plus d'un ordre de grandeur celles des autres composés. Les produits de substitution (GenX, DONA et F53B) n'ont été quantifiés dans aucun des échantillons. Sur l'ensemble des filets analysés, des lottes, brochets et truites dépassaient au moins un seuil réglementaire. Selon sa norme de qualité environnementale, qui tient compte de l'empoisonnement secondaire, les concentrations de PFOS la dépassent dans 19 des 44 échantillons de poissons entier, soit 43 %. La comparaison avec les données historiques montre une tendance temporelle à la baisse pour le PFOS, mais une tendance temporelle à l'augmentation dans les filets de perche pour certains PFAS à chaîne longue.

ABSTRACT

The 2024 campaign to analyze PFAS in fish provides an update on the current situation and completes the data on PFAS concentrations in fish in Lake Geneva. A total of 119 fish were sampled, during the sampling of the Lake Geneva fish population which took place from September 2 to 26, 2024, as well as samples taken in shops by the chemists of the French-speaking cantons. Muscles, carcasses and livers were analyzed separately, and concentrations in whole fish recalculated from these. Carboxylic acids were frequently detected, with 93 % of samples positive for PFAS between C8 and C14. However, PFOS, a member of the sulfonic acid family, shows concentrations that exceed those of the other compounds by more than an order of magnitude. Substitutes (GenX, DONA and F53B) were not quantified in any of the samples. Of all the fish analyzed, a few burbots, pikes and trouts exceeded at least one of the regulatory thresholds. According to its environmental quality standard, which takes secondary poisoning into account, PFOS concentrations exceed this standard in 19 of the 44 whole fish samples, i.e 43 %. Comparison with previous data shows a downward trend over time for PFOS, but an upward trend over time in perch fillets for certain long-chain PFAS.

1. INTRODUCTION

Depuis les dernières campagnes d'analyse des substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) dans les poissons réalisées par la CIPEL (2008, 2012, 2018 et 2020), le contexte a changé. Dès début 2024 un alignement de la législation suisse sur la législation européenne fixe des teneurs en PFAS dans les denrées alimentaires, dont les poissons. Pour la CIPEL l'objectif est de pouvoir à la fois répondre aux questions environnementales (niveau de contamination des organismes et risque d'empoisonnement secondaire, évolution au cours du temps), mais aussi d'apporter sa contribution à la question sanitaire en complément aux études réalisées par les autorités compétentes. C'est pourquoi des analyses ont été réalisées dans le poisson entier et dans le filet. L'analyse dans les filets permet d'apporter des éléments de diagnostique sanitaire mais également de dresser l'évolution de la contamination des poissons du Léman depuis les premières mesures de ce type de contaminants en 2008. Cette analyse vient alimenter l'information acquise à l'échelle de l'Europe et permet également une comparaison entre lacs. Elle a également pour avantage de tenter de consolider la relation entre les concentrations dans le filet et celles dans le poisson entier (Babut et al., 2019). Ainsi, cette étude permet d'actualiser et compléter les données de concentrations en PFAS dans les poissons du Léman et permet aussi d'apporter des éléments de réponses aux questions récentes posées par la présence des PFAS dans les poissons, tant du point de vue sanitaire qu'environnemental.

2. MÉTHODES DE PRÉLÈVEMENTS ET ANALYSES

Les prélèvements ont eu lieu lors de l'échantillonnage du peuplement piscicole du Léman réalisé par l'OFB et les cantons suisses du 2 au 26 septembre 2024 pour 52 poissons. Les chimistes cantonaux romands se sont par ailleurs procuré un total de 67 poissons du Léman auprès des pêcheurs professionnels entre mai et décembre 2024. Les poissons prélevés par l'OFB ont été analysés par le Laboratoire d'Étude des Résidus et Contaminants dans les Aliments (LABERCA) à Nantes et les poissons prélevés par les chimistes cantonaux par le laboratoire du chimiste cantonal vaudois. Le Tableau 1 présente les différentes espèces échantillonnées par la campagne de la CIPEL et celle des chimistes cantonaux, ainsi que les différentes fractions analysées. Les stratégies de prélèvement et les méthodes d'analyses sont détaillées en Annexe.

*Tableau 6 : Fractions analysées dans les poissons prélevés par la CIPEL et les chimistes cantonaux. *Foie retiré de la carcasse uniquement pour les espèces où le foie est analysé (gardon et lotte).*

*Table 1 : Fractions analyzed in fish sampled by CIPEL and cantonal chemists *Liver removed from the carcass only for species where the liver is analyzed (roach and burbot).*

		Analyse du filet (chair musculaire sans peau) Selon directive européenne	Analyse de la carcasse (poisson entier sans filet ni foie*)	Analyse du foie	Nombre de poissons	Total
Gardon	CIPEL	x	x	x	11	17
	Chimistes cantonaux	x			6	
Perche	CIPEL	x	x		19	58
	Chimistes cantonaux	x			39	
Omble	CIPEL	x	x		1	3
	Chimistes cantonaux	x			2	
Truite	CIPEL	x	x		2	4
	Chimistes cantonaux	x			2	
Corégone	CIPEL	x	x		8	16
	Chimistes cantonaux	x			8	
Brochet	CIPEL	x			3	11
	Chimistes cantonaux	x			8	
Silure	Chimistes cantonaux	x			1	1
Lotte	CIPEL	x	x	x	8	8
Brème	Chimistes cantonaux	x			1	1

3. RÉSULTATS DANS LE POISSON ENTIER

3.1 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

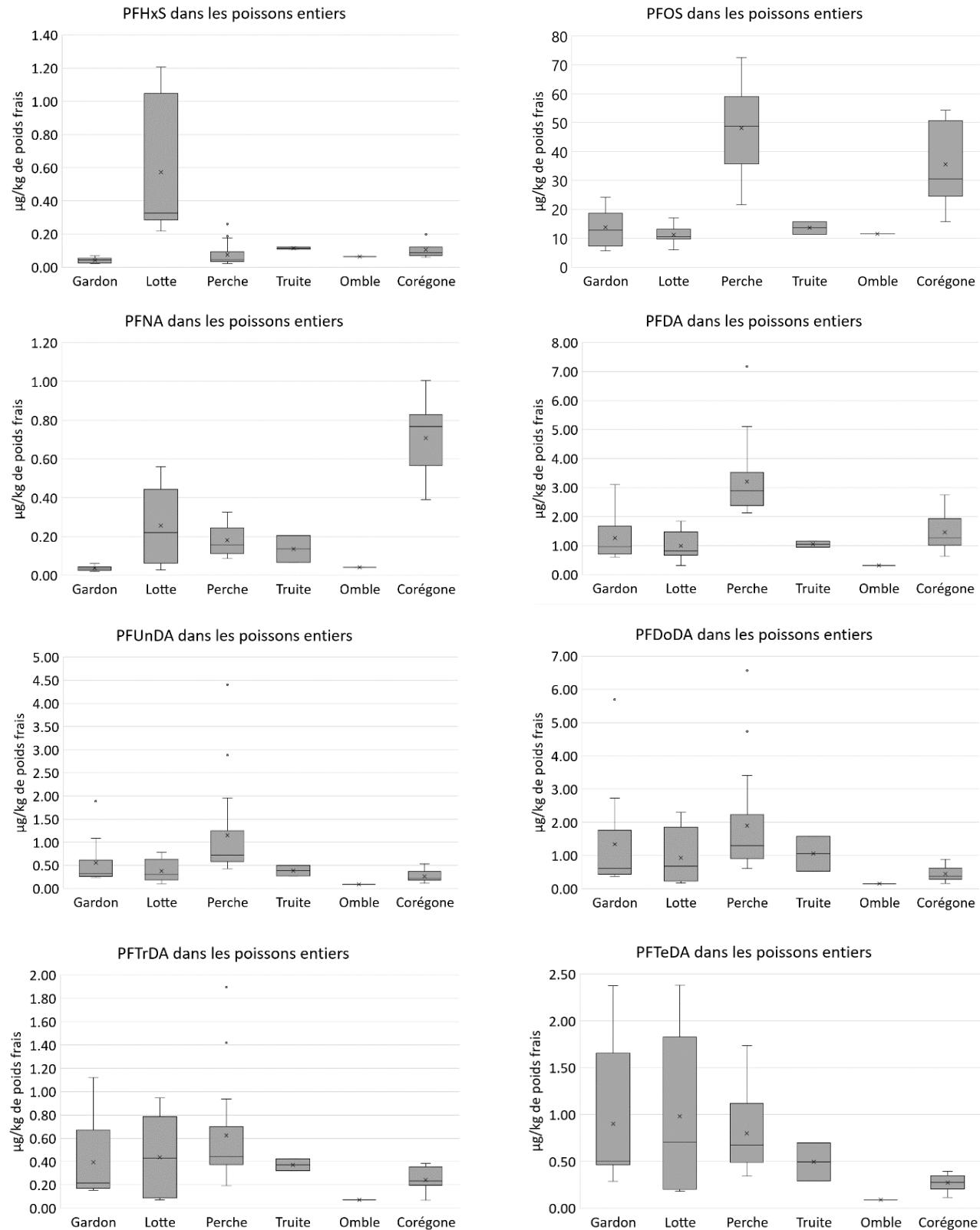


Figure 1 : Distributions des concentrations des principaux PFAS quantifiés dans les différentes espèces. Attention les échelles sont différentes selon les composés.

Figure 1 : Concentration distributions of the main PFAS quantified in different species. Please note that the scales differ depending on the substances.

Les concentrations des principaux PFAS quantifiés dans cette étude sont présentées dans la Figure 1. Sur les 26 composés analysés, 18 sont détectés au moins une fois. La famille des acides carboxyliques est nettement surreprésentée en termes de fréquence de détection avec 93 % des échantillons positifs pour les chaînes entre 8 et 14 atomes de carbones. Le composé retrouvé en plus grande concentration reste le PFOS de la famille des acides sulfoniques. Ses concentrations dépassent de plus d'un ordre de grandeur celles des autres composés (Figure 1), ce qui est cohérent avec les échantillons d'eau analysés (Plagellat et al. 2025). En effet, il est retrouvé dans tous les échantillons analysés, ce qui confirme une bioaccumulation de ce composé dans la chair des poissons, largement exposés malgré son interdiction et des restrictions d'usage depuis 2011. Les produits de substitution (GenX, DONA et F53B) n'ont été quantifiés dans aucun des échantillons de cette campagne.

Par reconstitution des résultats d'analyse des différentes fractions on obtient la concentration dans le poisson entier selon l'équation suivante :

$$C_{Poisson\ entier} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{C_{Carcasse} \times m_{Carcasse} + C_{Filet} \times m_{Filet} + C_{Foie} \times m_{Foie}}{m_{Totale}}$$

3.2 RÉSULTATS DANS LES DIFFÉRENTES FRACTIONS DES POISSONS

Si l'on compare les concentrations des différentes fractions analysées, le filet apparaît comme la fraction la moins contaminée par les PFAS. En effet, toutes espèces confondues, le rapport moyen entre les concentrations dans la carcasse et celles dans le filet est de 3.79 ± 2.59 (2σ). La Figure 2 présente les concentrations de PFOS dans le filet, la carcasse et le foie des gardons et lottes. Pour les deux espèces la carcasse est significativement plus contaminée que le filet (P respectivement de 0.0004 et 0.0008), alors qu'entre la carcasse et le foie la différence n'est statistiquement significative que pour le gardon (P = 0.015). Le profil de concentration dans les différentes fractions est similaire pour l'ensemble des PFAS analysés.

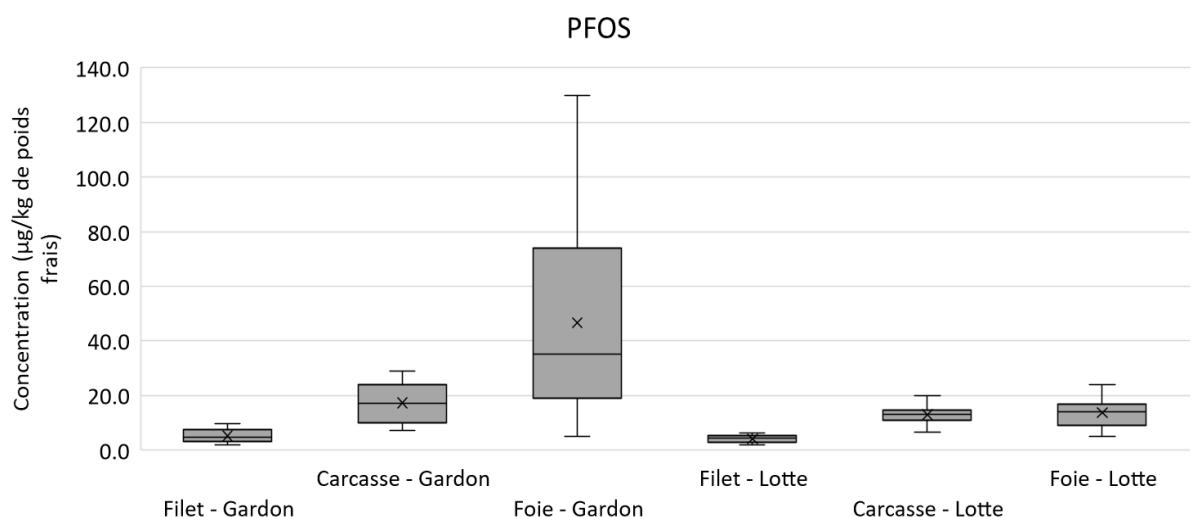


Figure 2 : Concentrations en PFOS dans les différentes fractions analysées dans les gardons et lottes.

Figure 2 : PFOS concentrations in the different analyzed fractions in roach and burbot.

3.3 CORRÉLATION ENTRE LES CONCENTRATIONS DANS LE FILET ET DANS LE POISSON ENTIER

Lors de la campagne de 2018 (Babut et al. 2019) des régressions linéaires avaient été testées sur les concentrations estimées dans l'organisme entier et la concentration dans les filets pour le gardon et la lotte. Ces régressions avaient été déterminées comme très significatives pour le PFOS, PFDA, PFUnDA, PFDODA chez le gardon et la lotte, de même que pour le PFHxS et le PFNA chez la lotte. En 2024, les régressions linéaires présentent globalement les mêmes significativités qu'en 2018 mais les pentes des régressions pour le gardon semblent significativement plus élevées (trop peu de paires pour réaliser un test statistique) alors qu'elles sont similaires pour la lotte ($P = 0.07$, test de Wilcoxon). Comme en 2018 les ordonnées à l'origine sont toutes proches de zéro sauf pour le PFOS. Pour le corégone les concentrations dans le poisson entier et dans le filet ne présentent pas de corrélation claire. Pour la campagne de 2024 les pentes présentent une médiane de 2.47 ± 0.71 (2σ) et les ordonnées à l'origine (hors PFOS) une médiane de 0.04 ± 0.19 (2σ) qui pourraient être utilisée pour une première estimation de la concentration dans le poisson entier à partir de la concentration dans le filet. Pour le PFOS il faut tenir compte d'une ordonnée à l'origine de 1.51 pour les gardons et lottes et 12.8 pour les perches.

Tableau 2 : Paramètres des régressions linéaires entre concentrations dans le poisson entier et concentrations dans le filet en 2018 et 2024.

Table 2 : Linear regressions parameters between whole fish concentrations and fillets concentrations in 2018 and 2024.

		Pente	Constante	R ²
Gardons	PFOS	2018	1.71	1.96
		2024	2.41	1.51
	PFDA	2018	1.64	0.28
		2024	2.83	0.04
	PFUnDA	2018	1.97	0.01
		2024	2.97	0.00
	PFDODA	2018	1.89	0.03
		2024	2.96	0.04
Lottes	PFHxS	2018	1.61	-0.01
		2024	1.68	0.07
	PFOS	2018	1.72	1.48
		2024	2.24	1.51
	PFNA	2018	2.07	-0.06
		2024	2.31	0.00
	PFDA	2018	2.53	-0.49
		2024	2.39	0.04
Perches	PFUnDA	2018	2.65	-0.25
		2024	2.53	0.00
	PFDODA	2018	2.14	-0.17
		2024	2.63	0.00
	PFHxS	2024	2.99	0.00
	PFOS	2024	2.39	12.8
	PFNA	2024	2.49	0.03
	PFDA	2024	2.81	0.35

4. RÉSULTATS DANS LE FILET

4.1 LÉGISLATION SANITAIRE

Les législations suisses (Ordonnance sur les contaminants, OCont) et européennes (Règlement 2023/915) imposent des seuils dans la chair des poissons pour les composés PFHxS, PFOS, PFOA et PFNA ainsi que pour la somme des quatre substances. Des seuils différents sont imposés en fonction des espèces. Le Tableau 3 résume ces seuils pour les espèces du Léman concernées.

Tableau 3 : Résumé des seuils imposés par les législations européennes et suisses pour les espèces concernées par cette étude (valeurs dans les filets).

Table 3 : Summary of thresholds imposed by European and Swiss legislation for the species covered by this study (values for fillet).

Espèces	Substances perfluoroalkylées : teneur maximale ($\mu\text{g/kg}$ de poids à l'état frais)				
	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Σ PFOS, PFOA, PFNA & PFHxS
Truite, brochet, lotte, silure	7	1	2.5	0.2	8
Perche, Omble, gardon, Corégones	35	8	8	1.5	45

4.2 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

La somme des quatre PFAS réglementés (PFOS, PFOA, PFNA et PFHxS) participent en moyenne à 83 % de la somme des PFAS mesurés, et le PFOS seul participe en moyenne à hauteur de 81 % à la somme des concentrations en PFAS dans le filet (Figure 3). Ces résultats, avec des concentrations plus importantes pour le PFOS dans les filets de perches, confirment les résultats d'études précédentes (Jaus et al. 2023, Soudani et al. 2024).

Sur l'ensemble des 119 poissons analysés, trois lots dépassaient le seuil réglementaire pour la concentration en PFHxS, et cinq brochets et deux truites dépassaient le seuil réglementaire pour le PFOS (Figure 4). Les paramètres PFOA et PFNA ne posent pas de problèmes particuliers, l'ensemble de leurs concentrations mesurées sont largement en dessous des seuils réglementaires.

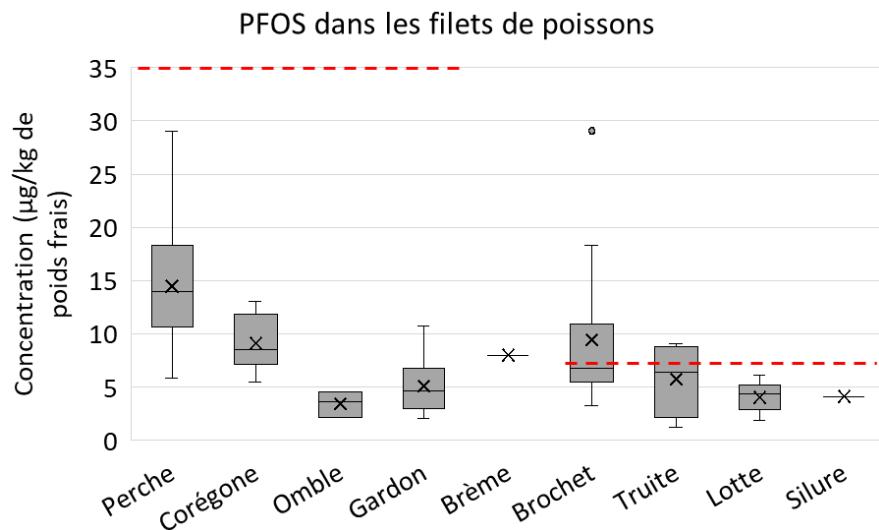


Figure 3 : Concentrations en PFOS dans les filets de l'ensemble des poissons analysés. Le seuil légal est représenté par les pointillés rouges.

Figure 3 : PFOS concentrations in the fillets of all the fish analyzed. Legal threshold represented by the red dotted lines.

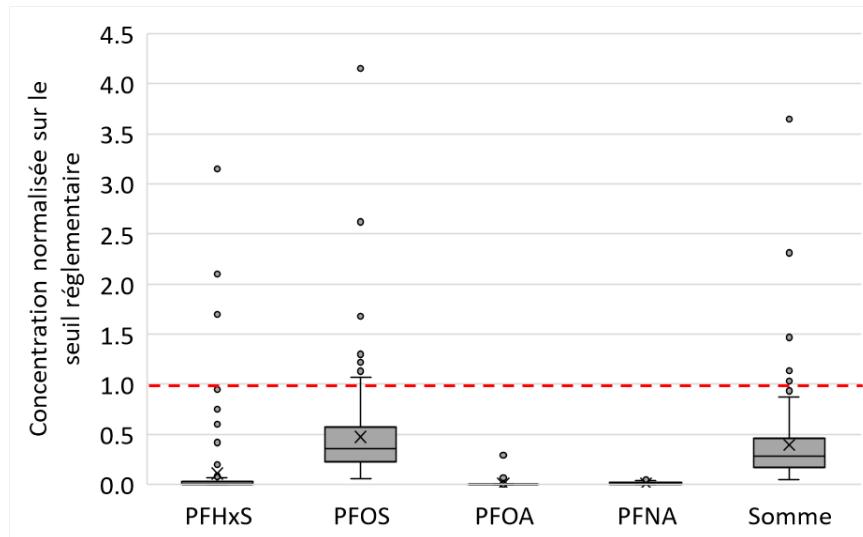


Figure 4 : Distributions des concentrations normalisées sur le seuil réglementaire pour les 4 composés et leur somme. Le seuil légal est représenté par les pointillés rouges.

Figure 4 : Concentration distributions normalized to the regulatory threshold for the 4 compounds and their sum. Legal threshold represented by the red dotted lines.

4.3 NIVEAUX DE CONTAMINATION EN FONCTION DE LA MASSE

Pour les couples espèce - composé présentant les plus grandes dispersions de concentrations dans le poisson entier (Figure 1), une analyse des niveaux de contamination en fonction de la masse totale des poissons a été réalisée.

Pour les lottes on constate une corrélation statistiquement significative ($0.01 < p < 0.038$, régression transformée Log_{10}) entre la masse et les concentrations de PFHxS, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, tous à des concentrations plus importantes dans les trois individus les plus petits (Figure 5). La masse des perches échantillonnées varie de 20 à 325 g et pour cette gamme de masse il n'y a pas de tendance qui se dégage pour expliquer la dispersion des concentrations en PFOS et PFTeDA en accord avec les observations de Waldetoff et al. (2024) et Soudani et al. (2024). En revanche, Soudani et al. (2024) ont mis en évidence des corrélations entre les concentrations de certaines PFAS dans les filets de truites provenant de plusieurs lacs suisses et la taille des truites. Cette corrélation était positive pour PFBS, PFDA et PFHxS et négative pour PFPeA. Dans le cas du PFHxS, nous pouvons donc observer des résultats contraires entre les lottes et les truites.

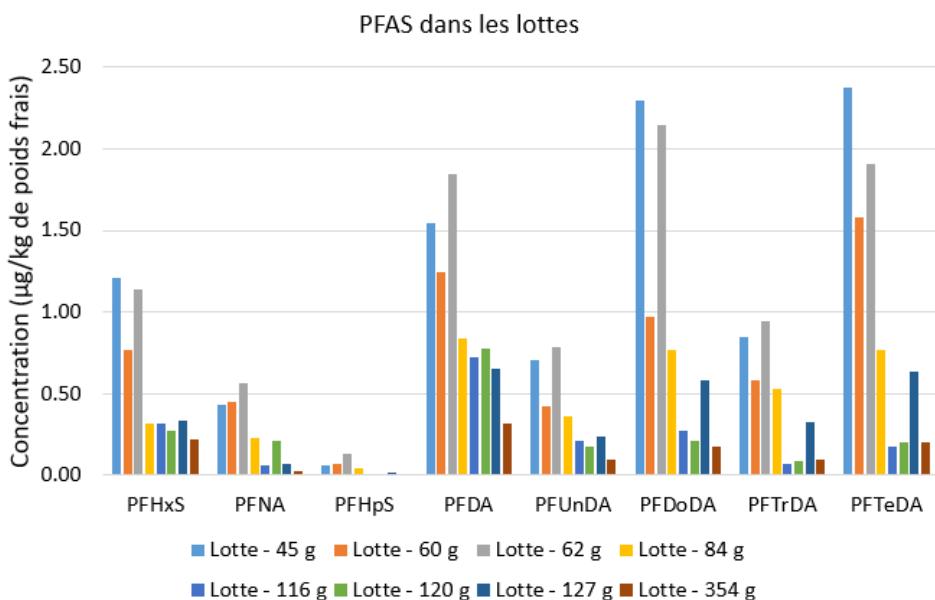


Figure 5 : Concentrations en PFAS dans les lottes par ordre croissant de masse corporelle hors PFOS.

Figure 5 : PFAS concentrations in monkfish in ascending order of body mass excluding PFOS.

4.4 RÉPARTITION SPATIALE

Cette étude a plutôt été dimensionnée pour répondre à la question de la variabilité inter-espèce, néanmoins grâce aux échantillons des chimistes cantonaux il est possible de réaliser une analyse spatiale pour les filets de perches pour lesquels suffisamment de résultats sont disponibles. Sur la base d'un test statistique de Kruskal-Wallis les échantillons prélevés dans la zone de Morges / Vidy sont significativement plus contaminés en PFOS ($P = 0.048$) que ceux des trois autres secteurs (Figure 6).

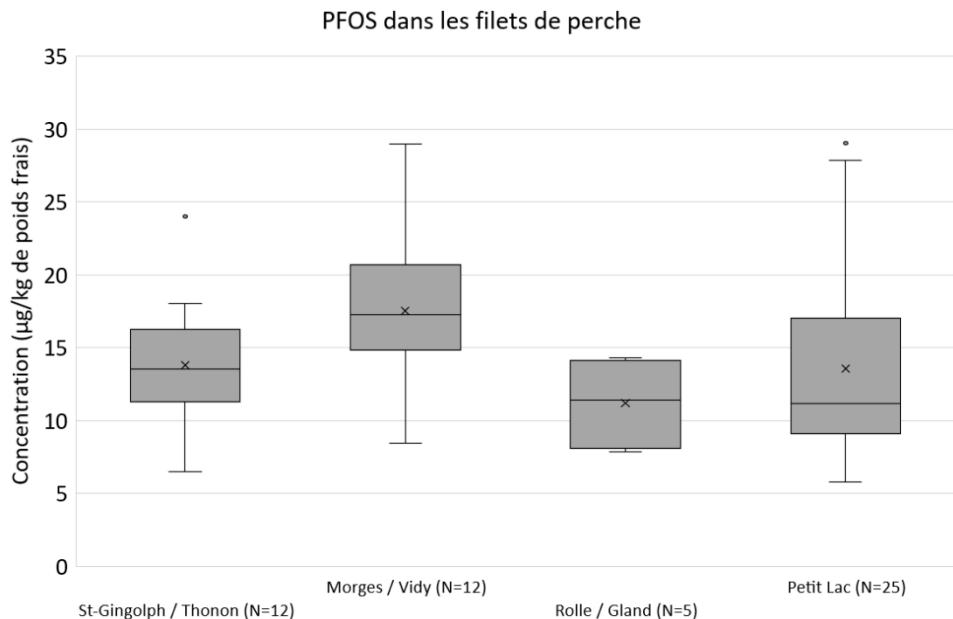


Figure 6 : Concentrations en PFOS dans les filets de perche en fonction de leur lieu de pêche.

Figure 6 : PFOS concentrations in perch fillets depending on where they were fished.

4.5 COMPARAISON DES CONCENTRATIONS AVEC D'AUTRES LACS

Les concentrations mesurées dans les poissons du Léman en 2024 sont similaires à celles mesurées dans les poissons d'autres lacs (Jaus et al. 2023, Junghans et al. 2024, Soudani et al. 2024, Canton de Berne 2025). Le PFOS est détecté dans tous les échantillons de poissons et avec des concentrations plus élevées que les autres PFAS, ce qui était aussi le cas dans les autres lacs péréalpins suisses et italiens (Valsecchi et al. 2021). En revanche, des concentrations de PFAS globalement plus faibles sont mesurées dans les lacs alpins de plus haute altitude (Jaus et al. 2023, Valsecchi et al. 2021). La perche est l'espèce qui montre les concentrations médianes en PFOS, PFOA, PFHxS et PFNA les plus élevées dans les lacs péréalpins (Léman, Neuchâtel, Constance, Lugano) (Junghans et al. 2024).

4.6 ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS

Les premiers résultats de PFAS dans les poissons du Léman remontent à 2008 puis 2012, 2018, 2020 et finalement 2024. Les espèces échantillonnées, les composés ainsi que les fractions analysées ne sont pas constants sur l'ensemble des campagnes, il n'est donc pas possible de dresser un profil d'évolution pour l'ensemble des substances dans l'ensemble des matrices des différentes espèces de poissons. Les combinaisons pour lesquelles un profil d'évolution est disponible et d'intérêt sont présentés dans la Figure 7.

Pour les composés réglementés dans la convention de Stockholm, PFOS et PFHxS, nous observons une tendance à la baisse des concentrations dans les filets de l'ensemble des espèces. En revanche, une tendance temporelle semble à l'augmentation dans les filets de perche pour certains PFAS à longue chaîne carbonée: le PFDA et le PFDoDA (données non montrées ici).

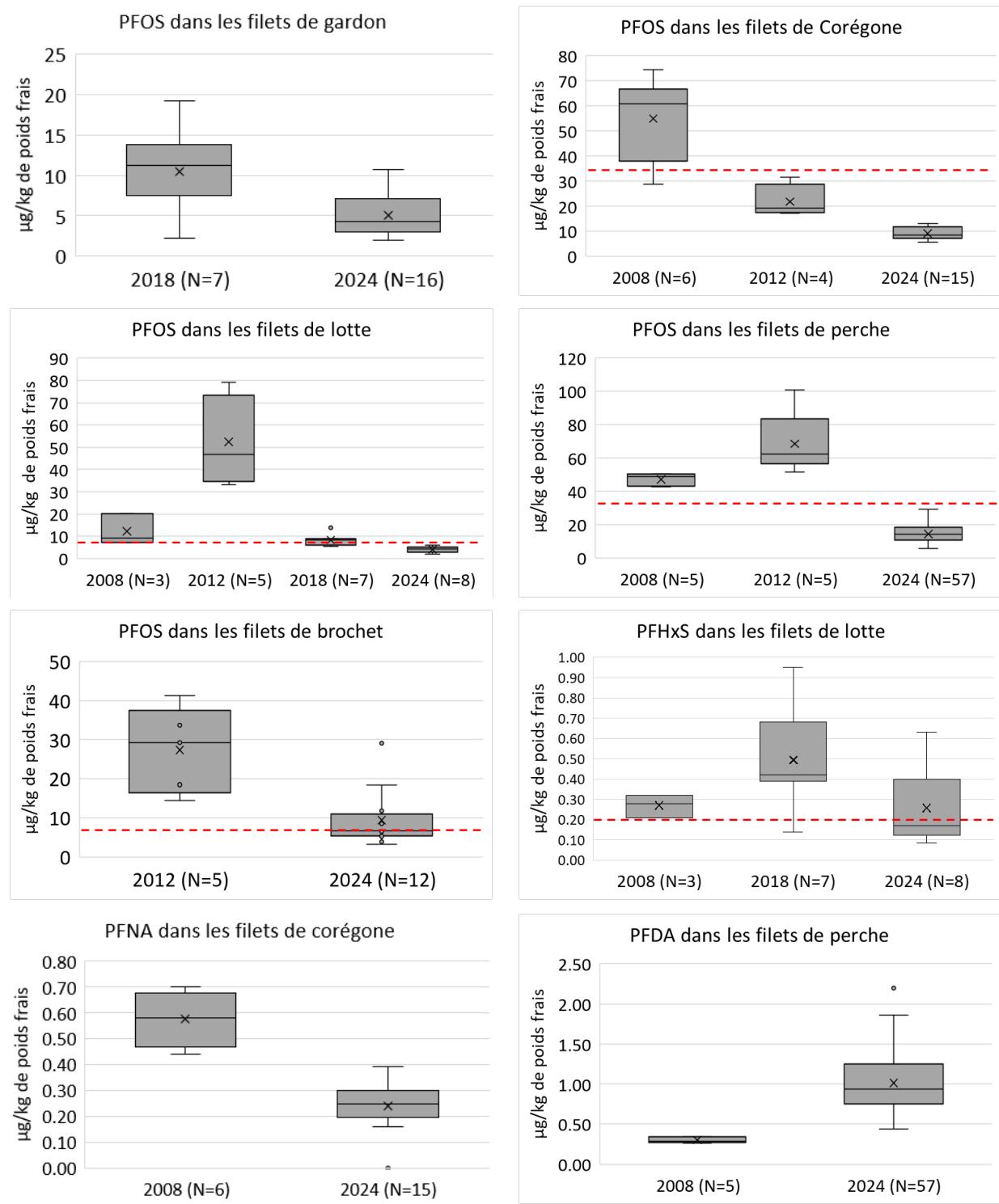


Figure 7 : Évolution temporelle des concentrations de différentes substances dans les filets de différentes espèces.
Exigence légale représentée en pointillé rouge.

Figure 7 : Temporal trend of concentrations. Legal threshold represented by the red dotted lines.

4.7 ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE DES NIVEAUX DE CONTAMINATION

À l'exception du PFOS, il n'existe pas encore de normes ou critères de qualité environnementale (NQE/CQE) pour les substances PFAS dans les eaux de surface. Ces normes proviennent des documents techniques qui soutiennent l'élaboration des NQE dans le contexte de la directive cadre sur l'eau (DCE). Ces documents passent en revue plusieurs domaines couvert par la DCE selon une méthodologie standardisée afin d'établir une NQE pour chaque domaine. La NQE adoptée dans l'Union Européenne est en principe la plus contraignante des valeurs guides. Le PFOS possède une NQE chronique pour les eaux et les sédiments, de respectivement 2 ng/L et 2.7 µg/kg p.s. (Casado-Martinez, 2020). En tenant compte de l'empoisonnement secondaire, c'est-à-dire le risque de bioamplification dans les chaînes trophiques, ces normes sont de 0.65 ng/L et 1.8 µg/kg p.s. pour les eaux et les sédiments, respectivement. Pour les poissons, il existe différentes valeurs guides et notamment une NQE « *secondary poisoning* » (NQE_{sec-pois}) qui protège de l'empoisonnement secondaire les prédateurs en bout de chaîne trophique, sans considérer les humains. Pour le PFOS, la NQE_{sec-pois} est de 33 µg/kg p.h (Babut et al, 2021). Cette valeur est dépassée dans 19 échantillons, soit 43 % des 44 échantillons de poissons entier analysés lors de cette campagne.

Des nouvelles normes relatives aux concentrations de PFAS mesurées dans le biote sont en cours de discussion à l'échelle européenne. La DCE est en cours de révision et la proposition se base non pas uniquement sur les quatre substances inscrites dans la convention de Stockholm (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS), mais sur la somme de 25 substances. Pour cela, des facteurs de puissance relatifs (RPF), basés sur la toxicité hépatique du PFOA chez le rat, doivent être appliqués. Par exemple, le PFOS a un RPF de 2 et donc ses concentrations doivent être multipliées par 2 pour évaluer ensuite la somme des 25 PFAS considérés (Bil et al. 2023). Pour le biote, la NQE_{sec-pois} provisoire est de 22.3 µg/kg de poids humide, en équivalent PFOA pour la somme de 25 PFAS (SCHEER, 2022). La somme des équivalents PFOA pour les six congénères les plus importants de cette étude (PFHxS, PFOS, PFNA, PFDA, PFUnDA et PFDODA) est en moyenne 3.5 fois supérieure à cette valeur seuil qui est dépassée dans 39 échantillons, soit 89 % des 44 échantillons de poissons entier.

De grandes incertitudes persistent sur les impacts de cette contamination sur les traits de vie des poissons, le succès de la reproduction ou le taux de croissance. En effet, peu d'études mettent en relation les concentrations internes dans les poissons avec des effets intrinsèques et il est parfois difficile de relier les concentrations mesurées avec les effets répertoriés dans la littérature. De nombreuses études exposent les organismes à des concentrations élevées par rapport à celles que l'on trouve dans l'environnement et il serait nécessaire d'étudier des concentrations plus faibles, ainsi que les effets additifs (Banyoi et al. 2022). Cependant, il a été démontré que les PFAS peuvent induire des effets chez les poissons comme une certaine toxicité sur la reproduction, un stress oxydatif, une perturbation du métabolisme, une toxicité immunitaire et pour le développement (Lee et al. 2020). Pour certains PFAS on observe de fortes variabilités inter-espèces qu'il conviendra d'investiguer à la lumière des connaissances du comportement de ces espèces. En effet, le processus d'accumulation de ces substances est complexe et présente une grande variabilité inter- et intraspécifique dans les facteurs biologiques (écologie alimentaire, statut trophique, croissance) et chimiques (niveau d'exposition, pharmacocinétique et taux de biotransformation), qui peuvent grandement affecter les concentrations de résidus dans les tissus (Banyoi et al. 2022). Davantage de données écotoxicologiques sont donc nécessaires pour évaluer correctement les effets des concentrations mesurées dans les poissons du Léman.

5. CONCLUSION

Ce rapport présente les résultats d'analyse des PFAS dans les poissons du Léman réalisées en 2024. Les résultats obtenus sur cette campagne d'analyse sont rassurants pour le Léman dans la mesure où les concentrations mesurées semblent généralement diminuer par rapport aux campagnes précédentes. En termes de consommation, seuls trois lottes, cinq brochets et deux truites dépassent les seuils réglementaires sur les 119 filets de poissons analysés. Toutefois, tous les poissons sont contaminés par les PFAS à des concentrations parfois très variables. Dans une récente étude de monitoring du sérum humain dans la population suisse, les niveaux de PFOS ont été associés à la consommation de poisson, en particulier d'espèces d'eau douce (Jaus et al. 2025).

Les résultats montrent des concentrations de PFAS dans la chair des poissons similaires aux poissons analysés dans d'autres lacs péréalpins et supérieures aux lacs alpins de plus hautes altitudes. Représentant en moyenne 81 % de la somme des PFAS, le PFOS reste le congénère présent en plus forte concentration dans les poissons du Léman. La tendance temporelle de ses concentrations semble bien se confirmer à la baisse. En revanche, une tendance temporelle semble à l'augmentation dans les filets de perche pour certaines PFAS à longue chaîne carbonée : PFDA et PFDoDA.

Selon les normes écotoxicologiques qui tiennent compte de l'empoisonnement secondaire, le PFOS possède une NQE_{sec-pois} fixée à 33 µg/kg. Celle-ci est dépassée dans 19 des 44 échantillons de poissons entier (43 %). Si l'on applique la norme figurant dans la proposition de révision de la directive-cadre sur l'eau (DCE) de l'UE, la somme des concentrations de six PFAS mesurés dans cette étude dépasserait dans 39 échantillons (89 %) cette future norme.

Il est important de noter que ces normes sont basées sur la protection des consommateurs secondaires, notamment l'être humain, et il est difficile selon les connaissances actuelles de comprendre la toxicité intrinsèque de ces substances pour les poissons.

REMERCIEMENTS

La CIPEL tient à remercier l'OFEV pour le soutien financier, l'OFB pour la récolte, le conditionnement des poissons et la logistique générale ainsi que l'institut CARRTEL-INRAE pour la collecte des échantillons et leur stockage avant envoi au laboratoire d'analyse. La CIPEL remercie également le LABERCA pour avoir tenu les délais très courts pour le rendu des résultats d'analyse et les SCAV romands pour la mise à disposition de leurs résultats permettant une analyse statistique plus robuste.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2015) : Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. NF EN 14757, rapport Afnor, 27 p.
- BABUT M., CATTANEO F., RAYMOND J.-C., et al. (2019) : Micropolluants organiques dans les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018, 2019, 184-216.
- BABUT M., LOIZEAU J.L., FERRARI B., et al. (2021) : Micropolluants organiques et mercure dans les poissons du Léman. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2020.
- BANYOI S.-M., PORSERYD T., LARSSON J., et al. (2022) : The effects of exposure to environmentally relevant PFAS concentrations for aquatic organisms at different consumer trophic levels: Systematic review and meta-analyses, Environmental Pollution, Volume 315.
- BIL W., EHRLICH V. CHEN G. et al. (2023) : Internal relative potency factors based on immunotoxicity for the risk assessment of mixtures of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in human biomonitoring, Environment International, Volume 171.
- CANTON DE BERNE (2025) : Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) in Fischen. Probenkampagne in Zusammenarbeit mit dem Fischereiinspektorat des Kantons Bern und den Berufsfischern von Brienzer-, Thuner- und Bielersee. Wirtschafts-, Energie- und Umweltdirektion. Kantonales Laboratorium Bern.
- CASADO-MARTINEZ C. (2020) : SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 47 p.
- DEGIORG F., GRANDMOTTET J.-P. (1993) : Relations entre la topographie aquatique et l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre : définition des modalités spatiales d'une stratégie de prélèvement reproductible. Bull. Fr. Pêche Piscic., 329 : 199-220.
- EDDER P., ORTELLI D. (2013) : Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 2013, 70-81.
- JAUS A., RHYN P., VALENTINI J. (2023) : Trace Level Analysis of Per- and Polyfluorinated Substances in Fish from Various Regions in Switzerland. Toxics. 7;11(11):909.
- JAUS A., FRAGNIERE C., RIOU J., BRUESCHWEILER B. J., BOCHUD M., VON GOETZ N. (2025) : Serum biomonitoring of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the adult population of Switzerland: Results from the pilot phase of the Swiss health study, Environment International, Volume 198.
- JUNGHANS M., KROLL A., FERRARI B. (2024) : Complément d'information sur les PFAS : Comparaison de la contamination des poissons du Léman avec celles d'autres lacs. Centre Ecotox.
- LEE J. W., CHOI K., PARK K., et al. (2020) : Adverse effects of perfluoroalkyl acids on fish and other aquatic organisms: A review, Science of The Total Environment, Volume 707.
- ORTELLI D., EDDER P. (2009) : Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008, 2009, 73-89.
- OSAV (2024) : RS 817.02, Ordonnance du DFI sur les teneurs maximales en contaminants (Ordonnance sur les contaminants, OCont).
- SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks), Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - PFAS, 18 August 2022.
- SOUDANI M., HEGG L., RIME C., et al. (2024) : Determination of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in six different fish species from Swiss lakes. Analytical and Bioanalytical Chemistry, Volume 416, 6377-6386.
- UNION EUROPEENNE (2023) : Règlement (UE) 2023/915 de la Commission du 25 avril 2023 concernant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires et abrogeant le règlement (CE) no 1881/2006 (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE).
- VALSECCHI S., BABUT M., MAZZONI M., et al. (2021) : Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Fish from European Lakes: Current Contamination Status, Sources, and Perspectives for Monitoring. Environmental Toxicology and Chemistry, Volume 40, Issue 3.
- WALDETOFT H., KARLSSON O. M., AWAD R. (2024) : No evidence of an association between size and levels of four per- and polyfluorinated substances (PFAS) in perch (Perca fluviatilis). Science of The Total Environment, Vol. 934, 173124.

ANNEXES

ANNEXE 1 : SYNTHÈSE DES CAMPAGNES D'ANALYSES DE PFAS DANS LES POISSONS DU LEMAN

	2008	2012	2018	2020	2024
Espèces	19 échantillons	42 échantillons	14 échantillons	74 échantillons	52 échantillons
	Corégone	Brochet	Gardon	Gardon	Brochet
	Lotte	Corégone	Lotte	Lotte	Corégone
	Omble chevalier	Lotte		Perche	Gardon
	Perche	Omble chevalier			Lotte
		Perche			Omble Chevalier
		Truite			Perche
					Truite
	Une partie des échantillons regroupe plusieurs individus	Une partie des échantillons regroupe plusieurs individus			
Matrices	Filet sans peau	Filet sans peau	Filet sans peau Carcasse Viscères - foie	Poisson entier	Filet sans peau Carcasse Foie
	17 composés	1 composé	14 composés	17 composés	21 composés
	PFBS		PFBS	PFBS	PFBS
	PFHxS		PFHxS	PFHxS	PFHxS
	PFHpS		PFHpS	PFHpS	PFHpS
	PFOS	PFOS	PFOS	PFOS (Lin. + Ram.)	PFOS (Lin. + Ram.)
	PFDS		PFDS	PFDS	PFDS
	PFBA		PFBA	PFBA	PFBA
	PFPA		PFPA	PFPA	PFPA
Substances recherchées	PFHxA		PFHxA	PFHxA	PFHxA
	PFHpA		PFHpA	PFHpA	PFHpA
	PFOA		PFOA	PFOA	PFOA
	PFNA		PFNA	PFNA	PFNA
	PFDA		PFDA	PFDA	PFDA
	PFUnDA		PFUnDA	PFUnDA	PFUnDA
	PFDoA		PFDoDA	PFDoA	PFDoA
	PFTrDA			PFTrDA	PFTrDA
	PFTeDA			PFTeDA	PFTeDA
	PFOSA			GenX	
				DONA	
				F53B Major	
				F53B Minor	

ANNEXE 2

STRATÉGIES DE PRÉLÈVEMENT

Quatre stratégies d'étude ont systématiquement été mises en œuvre :

1. Prospection des strates benthiques, y compris profondes, au moyen d'engins de type filet maillant multimatelles, adaptés du protocole EN14757 (Afnor, 2015). La dimension standard de ces engins est $L = 30 \times H = 1.5 \text{ m}$, soit S.U. = 45 m².
2. Prospection des strates sublittorales et pélagiques, au moyen de filets verticaux (adaptés de Degiorgi et Grandmottet, 1993). La surface de ces engins n'est pas standardisée, sauf en largeur ($L = 2 \text{ m}$) car elle est directement proportionnelle à la profondeur où ils sont mis en œuvre.
3. Prospection des différents habitats littoraux cartographiés, par pêche électrique de sondage.
4. Prospection de la zone pélagique par hydroacoustique. Cette méthode ne permet pas la capture de poissons mais un comptage d'individus et l'évaluation de la biomasse en place.

Les deux premières techniques utilisent des engins dits passifs. Pour chaque effort unitaire de prospection, le set de maille est standardisé et s'étend de 5 à 55 mm. Les engins sont en général déployés en fin d'après-midi (2 à 3 h avant le coucher du soleil) et relevés en début de matinée (2 à 3 h après le lever du soleil). Ils prospectent le plan d'eau dans une zone de profondeur s'étendant de 1.5 à 300 m. Les poissons destinés à l'évaluation de la contamination par les PFAS sont presque exclusivement issus de ces deux premières techniques.

Les deux dernières techniques d'échantillonnage sont dites actives. Pour la pêche électrique, elle est opérante sur une gamme de profondeur de 0 à 1.5 m alors que pour l'hydroacoustique, elle n'est efficace qu'à partir de 2 - 3 m de profondeur.

Les rendements de pêche se sont avérés très bas et les conditions de pêche particulièrement difficiles à cause du vent. Dès la deuxième semaine il a donc été envisagé de faire appel à des pêcheurs professionnels pour compléter l'échantillonnage car il paraissait probable que les pêches de l'inventaire piscicole ne suffiraient pas pour réaliser le plan de prélèvement retenu. Malheureusement les pêcheurs professionnels ont également été confrontés aux mêmes conditions et n'ont pu que partiellement compléter l'échantillonnage de l'inventaire piscicole. Finalement, seuls 4 corégones ont été achetés auprès d'un pêcheur professionnel français.

PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS

Les poissons ont été préparés par le LABERCA, les filets ont été levés avec des couteaux à lame céramique puis après le prélèvement des filets, les carcasses ont été broyées en totalité pour obtenir un échantillon homogène. Les broyeurs sont en aluminium, ils sont lavés et rincés à l'éthanol entre chaque échantillon. Les foies ont été prélevés en amont par le service pisciculture de l'école ONIRIS.

Les échantillons frais ont été congelés à -20°C puis lyophilisés pendant 48 heures minimum dans des coupelles en verre. Les lyophilisats sont ensuite broyés et conservés avant analyse à -20°C dans des pots en polypropylène.

EXTRACTION, PURIFICATION ET ANALYSE

Le protocole analytique mis en œuvre par le laboratoire LABERCA repose sur une double purification sur colonnes SPE adaptées aux propriétés physico-chimiques des composés.

Une extraction liquide solide est réalisée sur l'échantillon sec avec un mélange KOH/méthanol (0.01 M). Puis, après une nuit à température ambiante, le surnageant est évaporé et transféré sur une colonne Chromabond PFAS SPE (300 mg, 6 mL ; Macherey-Nagel) puis élué avec une solution de méthanol/NH₄OH (99.5/0.5, v/v). Après évaporation jusqu'à un volume d'environ 1 mL, le solvant est déposé sur une colonne ENVI Carb SPE (500 mg, 6 mL ; Supelco) puis élué avec un mélange méthanol/acide acétique glacial (80/1, v/v).

L'extrait final est injecté sur un système LC-MS/MS (Agilent Technology, 6495C) en mode électrospray négatif sur une colonne Hypersil Gold (100 x 2.1 mm x 1.9 µm). La méthode de quantification est basée sur la dilution isotopique et utilise des étalons internes marqués au ¹³C.

ANNEXE 3 : LISTE DES POISSONS RÉCOLTÉS

Secteur	Prélèvement	Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
-	Chimistes cantonaux	Brème	540	1600
Petit Lac	Chimistes cantonaux	Brochet	300	190
Au large de Morges	Chimistes cantonaux	Brochet	400	500
Morges	Inventaire piscicole	Brochet	520	1607
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Brochet	530	962
Morges	Inventaire piscicole	Brochet	565	1385
Morges	Inventaire piscicole	Brochet	590	1506
Devant le port de Morges	Chimistes cantonaux	Brochet	600	1400
Tour carré	Chimistes cantonaux	Brochet	630	1852
Au large de Morges	Chimistes cantonaux	Brochet	800	3700
-	Chimistes cantonaux	Brochet	830	0
-	Chimistes cantonaux	Brochet	840	4000
Versoix	Chimistes cantonaux	Brochet	1050	10000
Au large de Morges	Chimistes cantonaux	Corégone	240	84
Devant le port de Morges	Chimistes cantonaux	Corégone	260	114
Devant la piscine de Nyon	Chimistes cantonaux	Corégone	265	125
Morges	Inventaire piscicole	Corégone	270	180
Petit Lac	Chimistes cantonaux	Corégone	270	165
BRET-Saint Gingolph France	Chimistes cantonaux	Corégone	-	250
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Corégone	341	290
Au large de Saint-Sulpice	Chimistes cantonaux	Corégone	410	530
Evian	Inventaire piscicole	Corégone	411	741
Devant le port de Tannay	Chimistes cantonaux	Corégone	420	600
Devant le port de Nyon	Chimistes cantonaux	Corégone	430	700
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Corégone	437	666
Evian	Inventaire piscicole	Corégone	450	963
Evian	Inventaire piscicole	Corégone	452	899
Evian	Inventaire piscicole	Corégone	470	944
Thonon	Inventaire piscicole	Gardon	162	50
-	Chimistes cantonaux	Gardon	165	40
Zone de Rolle	Chimistes cantonaux	Gardon	175	52
Zone de Gland	Chimistes cantonaux	Gardon	180	64
Zone de Vidy	Chimistes cantonaux	Gardon	180	62
-	Chimistes cantonaux	Gardon	190	65
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Gardon	216	105
Founex	Inventaire piscicole	Gardon	235	134
Morges	Inventaire piscicole	Gardon	235	134
Morges	Inventaire piscicole	Gardon	235	138
Au large de Morges	Chimistes cantonaux	Gardon	240	146
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Gardon	255	194
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Gardon	272	206
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Gardon	275	224
Founex	Inventaire piscicole	Gardon	285	248
Morges	Inventaire piscicole	Gardon	290	228
Thonon	Inventaire piscicole	Gardon	302	369
Thonon	Inventaire piscicole	Lotte	179	45
Thonon	Inventaire piscicole	Lotte	192	62
Morges	Inventaire piscicole	Lotte	221	60

Secteur	Prélèvement	Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
Thonon	Inventaire piscicole	Lotte	225	84
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Lotte	252	127
Lausanne	Inventaire piscicole	Lotte	260	116
Lausanne	Inventaire piscicole	Lotte	264	120
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Lotte	365	354
Au large de Morges	Chimistes cantonaux	Omble chevalier	250	200
Morges	Inventaire piscicole	Omble chevalier	370	486
Devant le port de Nyon	Chimistes cantonaux	Omble chevalier	380	450
Zone de Rolle	Chimistes cantonaux	Perche	130	20
Hermance	Chimistes cantonaux	Perche	150	40
Devant le port de Morges	Chimistes cantonaux	Perche	160	46
La nasse	Chimistes cantonaux	Perche	160	40
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	163	50
Devant le port de Nyon	Chimistes cantonaux	Perche	165	65
Au large de Morges	Chimistes cantonaux	Perche	170	54
Quai de Cologny	Chimistes cantonaux	Perche	170	60
Zone de Rolle	Chimistes cantonaux	Perche	170	52
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	171	88
-	Chimistes cantonaux	Perche	175	50
Devant le port de Tannay	Chimistes cantonaux	Perche	175	60
La nasse	Chimistes cantonaux	Perche	175	60
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	175	64
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	175	65
Tour carré	Chimistes cantonaux	Perche	175	50
Versoix	Chimistes cantonaux	Perche	175	50
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	177	62
Au large de Vidy	Chimistes cantonaux	Perche	180	70
Devant le port de Morges	Chimistes cantonaux	Perche	180	63
Devant la piscine de Nyon	Chimistes cantonaux	Perche	180	60
Devant la plage de Promenthoux	Chimistes cantonaux	Perche	180	60
Zone de Gland	Chimistes cantonaux	Perche	180	50
Reposoir	Chimistes cantonaux	Perche	180	64
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	180	68
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	180	69
Tour carré	Chimistes cantonaux	Perche	180	70
Devant le port de Morges	Chimistes cantonaux	Perche	185	74
Zone de Vidy	Chimistes cantonaux	Perche	185	68
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	185	85
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	188	75
Quai de Cologny	Chimistes cantonaux	Perche	190	75
Thonon	Inventaire piscicole	Perche	192	85
Devant le port de Morges	Chimistes cantonaux	Perche	200	76
Hermance	Chimistes cantonaux	Perche	200	110
Versoix	Chimistes cantonaux	Perche	200	95
Founex	Inventaire piscicole	Perche	205	102
-	Chimistes cantonaux	Perche	210	128
Zone de Gland	Chimistes cantonaux	Perche	210	86
Bellevue	Chimistes cantonaux	Perche	220	60
Hermance	Chimistes cantonaux	Perche	230	130

Secteur	Prélèvement	Espèce	Taille (mm)	Poids (g)
Morges	Inventaire piscicole	Perche	230	173
Versoix	Chimistes cantonaux	Perche	230	100
Devant la piscine de Nyon	Chimistes cantonaux	Perche	235	150
Zone de Vidy	Chimistes cantonaux	Perche	235	156
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Perche	235	139
Devant la plage de Promenthoux	Chimistes cantonaux	Perche	240	150
Morges	Inventaire piscicole	Perche	249	179
Hermance	Chimistes cantonaux	Perche	260	200
Zone de Gland	Chimistes cantonaux	Perche	260	238
-	Chimistes cantonaux	Perche	268	220
Petit Lac	Chimistes cantonaux	Perche	270	165
Morges	Inventaire piscicole	Perche	275	268
Hermance	Chimistes cantonaux	Perche	280	320
Morges	Inventaire piscicole	Perche	294	347
Founex	Inventaire piscicole	Perche	325	386
Saint-Gingolph	Inventaire piscicole	Perche	325	374
Devant le port de Nyon	Chimistes cantonaux	Silure	670	2170
BRET-Saint Gingolph France	Chimistes cantonaux	Truite	40	624
Founex	Inventaire piscicole	Truite	222	111
Morges	Inventaire piscicole	Truite	602	2495
Devant le port de Nyon	Chimistes cantonaux	Truite	750	4500

ÉTENDUE DE LA ZONE HYPOXIQUE AU FOND DU LÉMAN

EXTENSION OF THE HYPOXIC ZONE AT THE BOTTOM OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

Jean-Philippe JENNY, Didier JEZEQUEL, Jean-Christophe HUSTACHE, Frédéric SOULIGNAC

UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

La concentration en oxygène dans l'eau est une variable déterminante pour la vie aquatique. Or, une succession d'hivers doux a entravé le brassage complet des eaux du Léman depuis 13 ans, limitant ainsi le mélange des eaux superficielles avec les eaux profondes et diminuant la recharge annuelle en oxygène de l'hypolimnion. Cette faible recharge n'a en outre pas permis de compenser la demande biologique et chimique en oxygène, conduisant à la mise en place de l'hypoxie et au dépassement (négatif) automnal des seuils de qualité en Suisse fixés à 4 mg/L. Malgré ces développements récurrents de l'hypoxie observés grâce aux suivis au point central du lac (SHL2), très peu d'informations sont encore disponibles pour caractériser l'étendue spatiale des masses d'eau hypoxiques. Dans cette étude, huit profils verticaux de mesures physico-chimiques ont été réalisés sur autant de stations dans la colonne d'eau suivant un transect à l'automne 2024 en complément des deux transects de 2022, afin de confirmer le profil de l'hypoxie dans l'hypolimnion. Les mesures conduites au moyen d'une sonde APHOX-LX indiquent que le seuil de 4 mg/L a été atteint entre les profondeurs 212 m et 245 m selon les profils étudiés, révélant une variabilité verticale importante de 33 m en 2022 et de près de 20 m en 2024. Il en résulte que la distribution horizontale des concentrations d'oxygène dissous n'est pas uniforme, mais tend plutôt à présenter une distribution incurvée : les tranches d'eau de concentration donnée tendent à remonter plus haut sur les bords du lac. Cette observation est importante car cela implique que l'étendue spatiale (et donc le volume) d'eau hypoxique est plus important que ne le suggérait jusqu'alors les mesures réalisées au point central du lac. Les données de 2022 et 2024 montrent par ailleurs que l'extension spatiale de l'hypoxie ne peut être inférée à partir d'un unique profil central. La différence de 33 m de profondeur correspond à une erreur d'estimation de l'ordre de 10.68 % de la profondeur totale du lac. En termes de surface, cela représente 50 275 000 m², soit 8.67 % de la surface totale, et environ 6.05×10^6 m³, soit 6.82 % du volume total. Nous recommandons ainsi de réviser l'indicateur de l'oxygénation du Léman, en intégrant la mise en œuvre d'une campagne unique d'observation annuelle, conduite à l'automne, basée sur un ensemble de profils verticaux répartis le long d'un transect, afin de suivre efficacement la dynamique spatio-temporelle de l'hypoxie dans le Léman. L'étude indique également que le protocole de suivi actuel souffre d'un manque de précision à l'interface eau-sédiment, en raison du temps de réponse actuel de la sonde utilisée. Cette limitation est compromettante pour notre compréhension des conditions d'oxygénation du fond du lac, mais aussi des effets potentiels qui en résultent notamment sur les habitats benthiques ou la charge interne en phosphore et en métaux trace. Une nouvelle sonde plus performante permet désormais d'améliorer les mesures d'oxygène dans le Léman.

ABSTRACT

Dissolved oxygen is a key variable for aquatic life. However, a succession of mild winters has hindered full water column mixing in Lake Geneva, thereby limiting the mixing of surface and deep waters and reducing the annual oxygen recharge of the hypolimnion. This weak recharge has also failed to offset the biological and chemical oxygen demand, leading to the onset of hypoxia and the fall-time drop below the Swiss quality threshold set at 4 mg/L. Despite these recurring hypoxia events observed through monitoring at the lake's central station (SHL2), very little information is currently available to characterize the spatial extent of hypoxic water masses. In this study, eight vertical profiles of physico-chemical measurements were conducted at as many stations along two transects in autumn 2022, and nine in autumn 2024, in order to map the extent of hypoxia in the hypolimnion. Measurements carried out using an APHOX-LX probe show that the 4 mg/L threshold was reached at depths ranging from 212 m to 245 m depending on the profiles, revealing a significant vertical variability of 33 m in 2022 and nearly 20 m in 2024. This means that the horizontal distribution of dissolved oxygen concentrations is not uniform, but tends to show a curved pattern: layers of a given concentration tend to rise higher near the lake's margins. This observation is important because it implies that the spatial extent (and therefore the volume) of hypoxic water is larger than previously suggested by measurements taken only at the lake's central point. The 2022 and 2024 data also show that the spatial extent of hypoxia cannot be inferred from a single central profile. We therefore recommend implementing an annual observation campaign in autumn, based on a series of vertical profiles distributed along a transect, in order to effectively monitor the spatio-temporal dynamics of hypoxia in Lake Geneva. This study highlights a current limitation in the oxygen monitoring protocol, which is not well suited for investigating conditions at the sediment–water interface. This limitation hampers our understanding of bottom water oxygenation and its potential impacts, particularly on benthic habitats and internal phosphorus and trace metal loading. Funding was secured by CARRTEL for the acquisition of a new, higher-performance instrument (APHOX-LX probe), allowing for a significant improvement in oxygen monitoring in Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

Dans les environnements marins et lacustres, l'hypoxie ($[O_2] < 2$ mg/L selon Roberts *et al.*, 2009) devrait augmenter en étendue, en intensité et en durée (Diaz and Rosenberg, 2008; Jane *et al.*, 2021, Soares *et al.*, 2024) en réponse aux effets combinés d'apports externes en nutriments (Jenny *et al.*, 2016) et du réchauffement climatique (Jane *et al.*, 2021). L'hypoxie des plans d'eau est un problème croissant qui s'accompagne de graves conséquences pour la vie aquatique, incluant potentiellement la mort des espèces lorsque les seuils limites de tolérance sont dépassés. Au cours du siècle dernier, les apports anthropiques de nutriments dans les écosystèmes lacustres ont entraîné une augmentation de la biomasse phytoplanctonique, une intensification du métabolisme et de la respiration aérobie, conduisant à une diminution des concentrations en oxygène des eaux (Müller *et al.*, 2012; Nixon, 1995). Si cette tendance dans les apports de nutriments s'est inversée, désormais l'augmentation de la température de l'air provoque un réchauffement de l'eau (e.g. O'Reilly *et al.*, 2015) ce qui diminue la solubilité de l'oxygène (Deutsch *et al.*, 2011), augmente la durée de la stratification thermique, en contribuant à la diminution de l'efficacité du mélange de l'eau et du renouvellement de l'oxygène (Straile *et al.*, 2003, Soares *et al.*, 2024), et pose ainsi un nouveau défi pour l'oxygénation et la qualité des eaux du Léman.

Dans le cas du Léman, les suivis mensuels conduits depuis 1957 au point central mettent en évidence des cycles annuels de recharge hivernale en oxygène par brassage physique (Peng *et al.*, 2024) des eaux, et de diminution des concentrations lorsque les eaux sont stratifiées et que la demande biologique et chimique épouse le stock d'oxygène (Figure 1, adaptée de Jenny *et al.*, 2014, Soares *et al.*, 2024). Or les suivis au point central ne permettent pas d'estimer l'étendue exacte de la zone hypoxique. Même avec de fortes réductions des apports en phosphore (*i.e.* "réoligotrophisation"), les concentrations d'oxygène dissous en zone benthique ne sont souvent pas revenues à leurs niveaux attendus d'avant le XX^e siècle (Deyle *et al.*, 2022).

Au cours des trois dernières décennies, les températures de l'eau ont augmenté de 0.46 ± 0.02 °C par décennie dans l'épilimnion et de 0.33 ± 0.06 °C par décennie dans l'hypolimnion (Desgué-Itier *et al.*, 2023). Conjointement, et en raison du changement thermique, la solubilité de l' O_2 a diminué de 0.104 mg/L par décennie (± 0.005 mg/L) dans l'épilimnion et de 0.096 mg/L par décennie (± 0.011 mg/L) dans l'hypolimnion (Desgué-Itier *et al.*, 2023). Il est attendu que ces modifications accentuent l'intensité et la durée de l'hypoxie au fond du lac. Par ailleurs, une étude de l'extension spatiale de l'hypoxie est nécessaire. En effet, les mesures de suivis sont conduites en un point unique ce qui oblige à faire des hypothèses et extrapolations concernant la distribution spatiale des concentrations. De plus, par mesure de sécurité, les sondes multi-paramètres du suivi limnologique au point SHL2 n'atteignent pas l'interface avec le sédiment et oublient parfois plusieurs mètres de mesures dans les couches d'eau les plus profondes.

Suite à ce constat mais aussi suite à une série d'hivers insuffisamment froids pour permettre une réoxygénation annuelle efficace des couches profondes du Grand Lac, le Conseil Scientifique a lancé en 2022 une étude autour de l'étendue de la zone hypoxique :

- Une **première campagne** a été effectuée mi-octobre 2022, selon un transect nord-sud (N-S) et un transect est-ouest (E-O) passant par le point central SHL2 pour conduire des profils de mesure spatialisés. Cette campagne a fait l'objet d'un premier rapport scientifique de la CIPEL.
- Une **seconde campagne** a ensuite été organisée en 2024, avec pour objectif principal de compléter les mesures dans des zones moins profondes du lac. L'enjeu était d'estimer la profondeur minimale atteinte par l'hypoxie, et donc de mieux cerner son extension maximale. Cette information n'avait pas pu être obtenue en 2022, faute de données dans les zones périphériques, justifiant ainsi la réalisation d'une nouvelle campagne.

L'objectif de ces campagnes est de cartographier l'étendue de la zone hypoxique et de localiser, dans l'espace, la profondeur à laquelle le seuil de 4 mg/L en oxygène dissous — correspondant à la norme suisse de qualité des eaux — est franchi. La campagne doit en outre aider à apprécier s'il y a lieu de compléter l'indicateur « oxygène dissous » du tableau de bord de la CIPEL avec une estimation de l'étendue de la zone < 4 mg/L. Concernant la modalité de l'étendue, *i.e.* quelle est la relation entre l'épaisseur vs. profondeur de la zone hypoxique, nous avons posé l'hypothèse que la distribution spatiale de l'hypoxie serait incurvée (H1) et non pas plane (H2), en anticipant un effet de consommation de l'oxygène plus fort proche des sédiments (Figure 2).

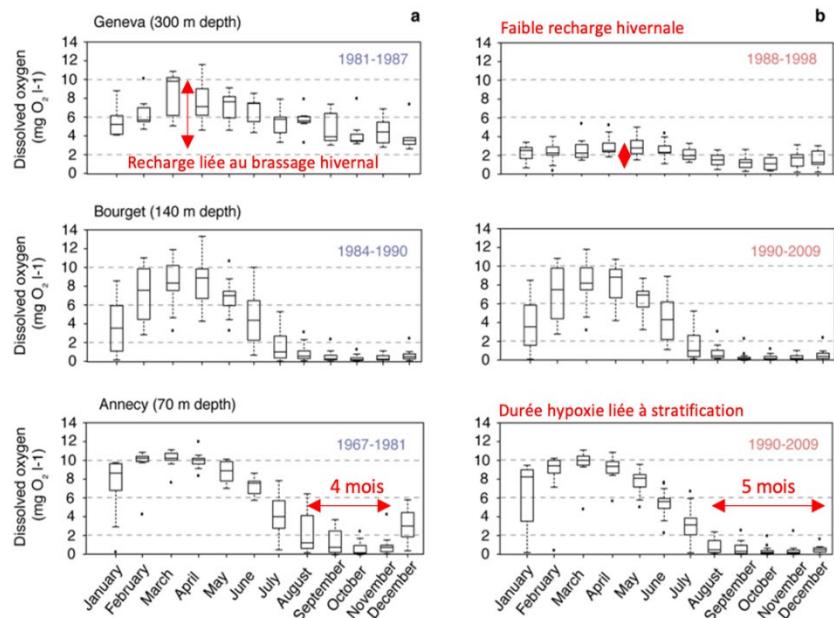


Figure 1 : a) Distribution des concentrations d'oxygène benthique sur 3 lacs périalpins de ~300, 140 et 70 m de profondeur maximale, dont le Léman (panel du haut) pour une période bien oxygénée et b) moins bien oxygénée. Cette distribution permet de mieux préciser la date stratégique de mission. À noter que, dans le cas du Léman, c'est principalement l'intensité du renouvellement du stock d'oxygène en hiver (c'est-à-dire le brassage hivernal) qui conditionne les niveaux d'oxygénation sur un cycle annuel, notamment pendant les périodes les moins oxygénées. Dans le cas du lac d'Annecy la durée de stratification semble être le facteur déterminant sur les conditions d'hypoxie à l'échelle d'une année car on observe que le nombre de mois en dessous du seuil critique de 2 mg/L varie de 4 à 5 selon les années bien ou peu oxygénées. Le lac du Bourget semble être un cas intermédiaire (Jenny et al., 2013).

Figure 1 : a) Distribution of benthic oxygen concentrations in three peri-Alpine lakes with maximum depths of ~300, 140, and 70 m, including Lake Geneva (top panel) for a well-oxygenated period and b) a less well-oxygenated period. This distribution allows for more precise determination of the strategic mission date. It should be noted that, in the case of Lake Geneva, it is mainly the intensity of oxygen stock renewal in winter (i.e., winter mixing) that determines oxygenation levels over an annual cycle, particularly during the least oxygenated periods. In the case of Lake Annecy, the duration of stratification appears to be the determining factor in hypoxia conditions over the course of a year, as the number of months below the critical threshold of 2 mg/L varies from 4 to 5 depending on whether the year is well oxygenated or poorly oxygenated. Lake Bourget appears to be an intermediate case (Jenny et al., 2013).

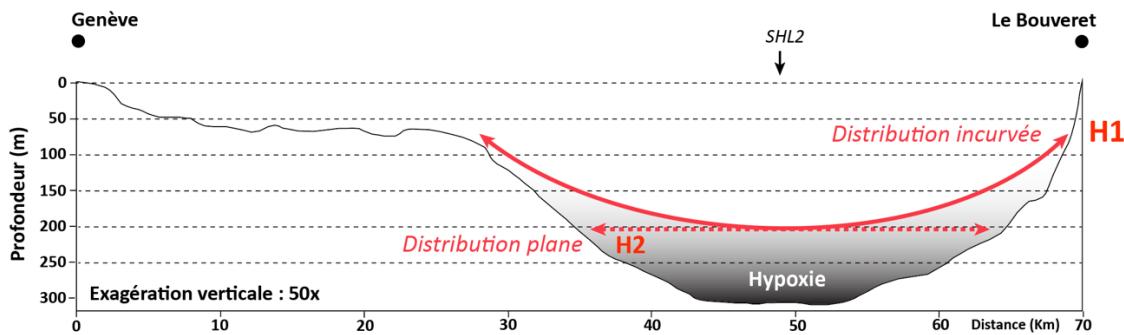


Figure 2 : Coupe transversale du lac Léman et présentation des hypothèses de travail concernant l'extension de l'hypoxie : l'hypothèse est que la distribution spatiale de l'hypoxie (zone grise, avec bordure supérieurs correspondant au seuil de 4 mg/L en ligne rouge) présente une forme incurvée (H1), plutôt que plane (H2), en anticipant une consommation d'oxygène plus importante à proximité des sédiments. Cette hypothèse suppose que l'extension totale serait plus importante en surface et volume que ne le laisserait supposer les mesures seules au point SHL2.

Figure 2: Cross-section of Lake Geneva and presentation of working hypotheses concerning the extent of hypoxia: the hypothesis is that the spatial distribution of hypoxia (gray area, with upper edges corresponding to the 4 mg/L threshold shown as a red line) is curved (H1) rather than flat (H2), anticipating greater oxygen consumption near the sediments. This hypothesis assumes that the total extent would be greater in surface area and volume than the measurements at point SHL2 alone would suggest.

2. MÉTHODOLOGIE ET ÉCHANTILLONNAGE

La carte ci-dessous (Figure 3) présente les deux transects N-S et E-O où ont été réalisés huit profils de mesure dans la colonne d'eau, le 12 octobre 2022, ainsi que le transect N-S du 25/10/2024 aligné sur le tracé du profil N-S de 2022. Les sites ont été choisis en se basant sur la profondeur du seuil de 4 mg/L repéré au point SHL2 la campagne de suivi limnologique précédent la mission. Pour cela, plusieurs sondes présentées dans le Tableau 1 ont été utilisées.

Les positions des stations de mesures d' O_2 dans la colonne d'eau ont été définies en tenant compte des positions déjà réalisées de la mission de 1997 (Blanc, 1998).

Tableau 1 : Sondes utilisées et caractéristiques.

Table 1 : Probes used and characteristics.

Sondes	Capteurs	Profondeur limite	Remarques
EXO2 YSI-Xylem	CTD O_2 (optode) pH Redox (ORP, Oxidation-Reduction Potential) Chl. Phycocyanine Turbidité fDOM (matière organique dissoute fluorescente)	0 – 250 m	
APHOX-LX Pyroscience	O_2 OXCAPG-UHS-SUB (Ultra-High Speed optode t90 < 0.3 s) + T	0 – 4000 m	La profondeur est en fait prise sur la sonde Level Troll
AQUAlogger 210 TYPT Aquatec	Turbidité (capteur SeaPoint) + T + pression	0 – 250 m	
Level Troll 400 In-Situ	prof. + T	0 – 400 m	
Profondimètre Uwatec	Prof.profondeur	NA	
Sonde FDO WTW 3630	Valeur de surface O_2 - optode - et T	NA	

3. VITESSE D'ACQUISITION DES PROFILS, ÉTALONNAGE ET CONTRÔLES DES MESURES

Les sondes à oxygène dissous ont été étalonnées juste avant les mesures au 100 % de saturation dans l'air humide (RH = 100 %), en tenant compte de la pression atmosphérique.

Les vitesses de descente et de remontée mesurées en 2024 sont présentées sur la Figure 4, pour les neuf stations où les profils ont été réalisés. En 2022 les profils ont été réalisés au treuil électrique (Paillardet), avec une vitesse de descente allant de 32 à 40 cm/s pour la première partie (0 à 190 m), abaissée à env. 10 cm/s pour la dernière partie (200 m – fond). La vitesse de remontée des sondes était de l'ordre de 10-12 cm/s jusqu'à 190 m, puis de 45 à 60 cm/s jusqu'à la surface (ou remontée à vitesse unique de 45 à 60 cm/s pour les stations 6 à 8).

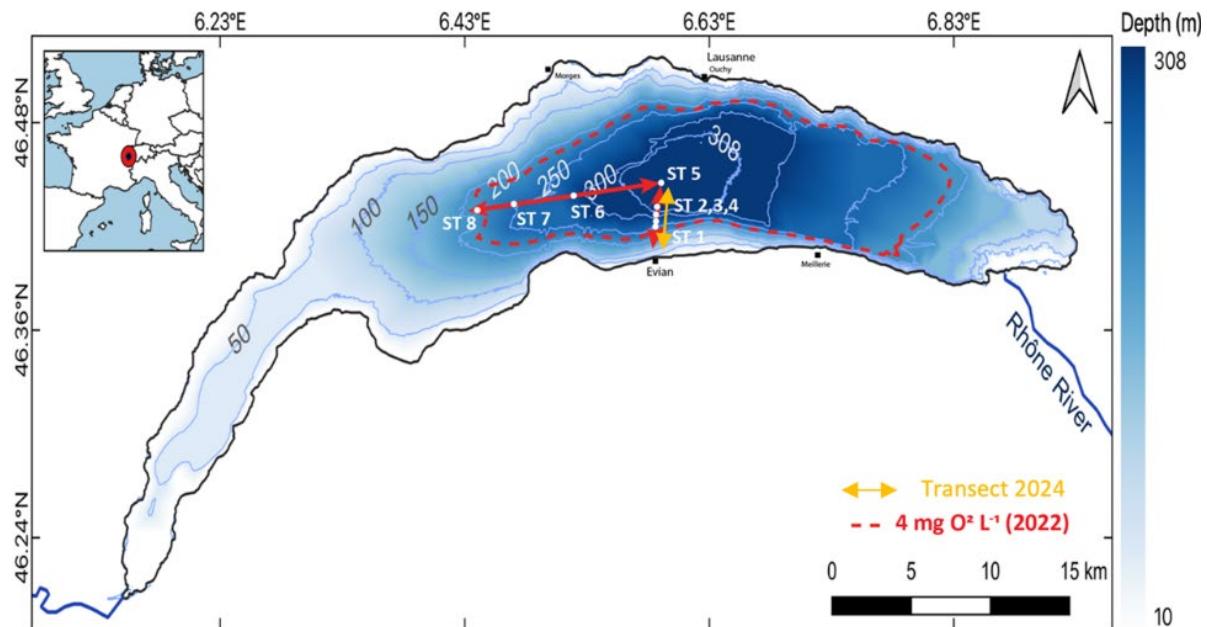


Figure 3 : Carte de localisation des transects nord-sud (NS) et est-ouest (EW) le long desquels ont été conduits les profils de sondes multi-paramètres. Les mesures ont été réalisées avec trois sondes multi-paramètres (APHOX-LX Pyroscience, EXO2 YSI-Xylem et AQUAlogger 210 TYPT Aquatec) descendues dans la colonne d'eau jusqu'au contact avec les sédiments aux huit stations de mesure ST 1-8. Le point ST5 correspond au point SHL2. La zone d'extension du seuil à 4 mg/L, extrapolée à partir des 8 profils en se basant sur l'équation présentée dans la partie résultats, est indiquée en pointillés rouges. À noter que cette estimation est biaisée par le manque de stations de mesures en zone peu profonde (< 210 m) et sous-estime par conséquent probablement l'extension totale en 2022 du seuil à 4 mg/L. Le transect N-S de la campagne de 2024, calqué sur celui de 2022, est indiqué en annexe.

Figure 3 : Map showing the location of the north-south (NS) and east-west (EW) transects along which the multi-parameter probe profiles were conducted. The measurements were taken using three multi-parameter probes (APHOX-LX Pyroscience, EXO2 YSI-Xylem, and AQUAlogger 210 TYPT Aquatec) lowered into the water column until they came into contact with the sediments at the eight measuring stations ST 1-8. Point ST5 corresponds to point SHL2. The extension zone of the 4 mg/L threshold, extrapolated from the eight profiles based on the equation presented in the results section, is indicated by red dotted lines. It should be noted that this estimate is biased by the lack of measuring stations in shallow areas (< 210 m) and therefore probably underestimates the total extension of the 4 mg/L threshold in 2022. The N-S transect for the 2024 campaign, modeled on that of 2022, is shown in the appendix.

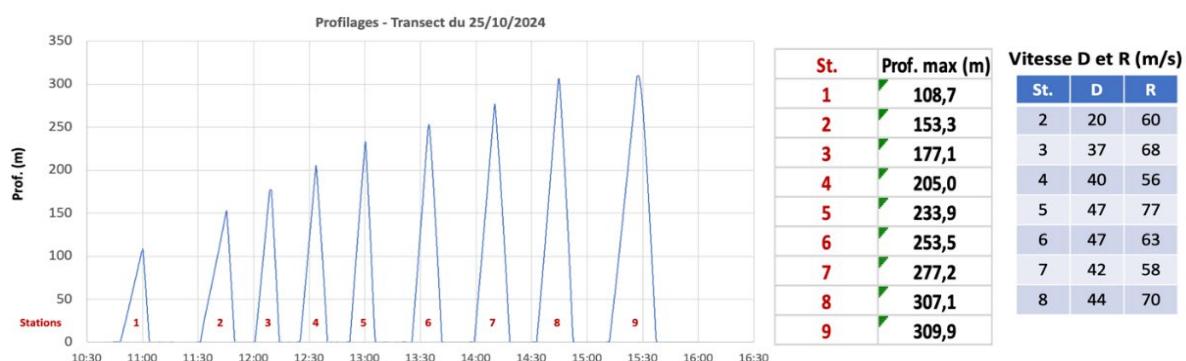


Figure 4 : Caractéristiques de profilage des profils de mesure (SHL2) en 2024 : Vitesses de descente (D) et remontée (R), profondeur maximale de la tranche d'eau au point de mesure.

Figure 4: Profiling characteristics of measurement profiles (SHL2) in 2024: Descent (D) and ascent (R) speeds, maximum depth of the water column at the measurement point.

4. EXTENSION DE LA ZONE HYPOXIQUE

L'extension de la zone hypoxique a été déterminée à partir des profils de la sonde APHOX-LX qui présente une faible hystérésis, c'est-à-dire avec des profils de données relativement identiques à la descente et à la remontée (Figure 5, Figure S1). Ces très bons recouvrements entre les deux sens de profilage sont obtenus grâce au temps de réponse très rapide du capteur d'O₂ APHOX Ultra-High Speed (UHS) ($t_{90} < 0.3$ s) (Granville et al., 2023). Les optodes classiques comme celle équipant la sonde EXO2 ne permettent pas d'obtenir de tels résultats en raison d'un temps de réponse beaucoup plus lent ($t_{90} \approx 30$ s d'après le fabricant).

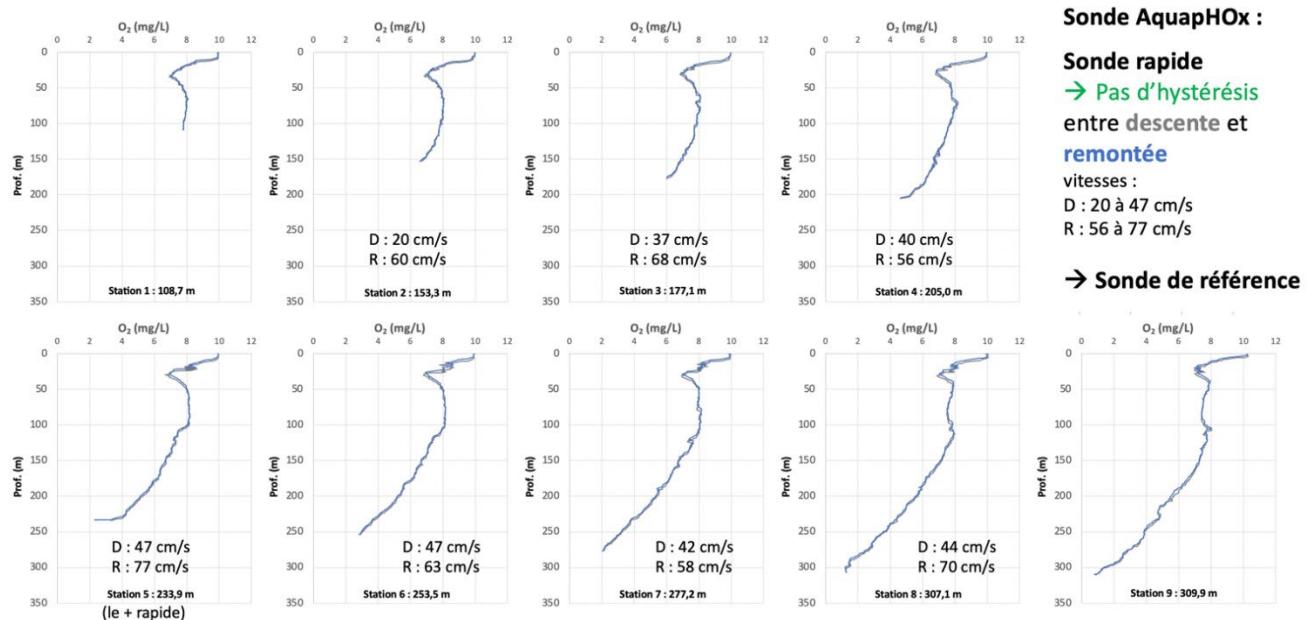


Figure 5 : Profils d'oxygène dissous (mg/L) en 2024 à la descente (D) et à la remontée (R) – Sonde APHOX-LX, très faible hystérésis observée entre la descente et la remontée.

Figure 5 : Dissolved oxygen profiles (mg/L) in 2024 at descent (D) and ascent (R) – APHOX-LX probe, very low hysteresis observed between descent and ascent.

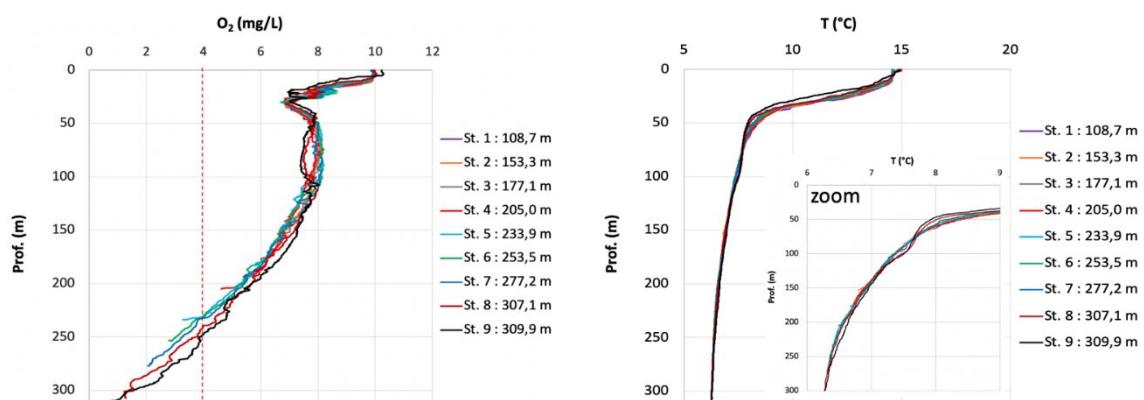


Figure 6 : Profils 2024 T(°C) et O₂ (mg/L) à la descente – Sonde APHOX-LX. Le seuil de 4 mg/L est indiqué, mettant en évidence une hétérogénéité spatiale marquée, avec une variation d'une vingtaine de mètres de la profondeur à laquelle ce seuil est atteint selon les profils.

Figure 6 : 2024 T(°C) and O₂ (mg/L) profiles at the descent – APHOX-LX probe. The threshold of 4 mg/L is indicated, highlighting marked spatial heterogeneity, with a variation of around 20 meters in the depth at which this threshold is reached depending on the profiles.

Les profils présentent une diminution des concentrations d'oxygène vers le fond (Figure 6, Figure S2). Les pentes sont similaires entre les profils laissant suggérer des vitesses de consommation de l'oxygène de même ordre de grandeur dans la zone d'étude. Cette distribution verticale résulte d'une consommation accrue d'oxygène dans les couches profondes, où la respiration aérobie l'emporte largement sur la production primaire, fortement réduite en raison de la diminution de la lumière avec la profondeur.

À cela s'ajoutent les processus de sédimentation et de minéralisation du phytoplancton mort, ainsi que le relargage de composés réduits depuis les sédiments (demande benthique en oxygène). Ces processus stimulent l'activité respiratoire des micro-organismes et favorisent l'oxydation chimique de composés tels que le fer ferreux, le manganèse, l'ammonium ou le méthane, contribuant ainsi à l'appauvrissement en oxygène de l'hypolimnion du Léman (Steinsberger et al., 2020).

La limite de 4 mg/L est atteinte sur chaque profil sauf les trois profils les moins profonds (1,2,3 < 200 m) (cf. ligne verticale de pointillés rouge, Figure 6) mais à des profondeurs différentes selon les profils.

La comparaison des profils entre 2022 et 2024 aux positions proches indique que ces profils sont très similaires (Figure 7).

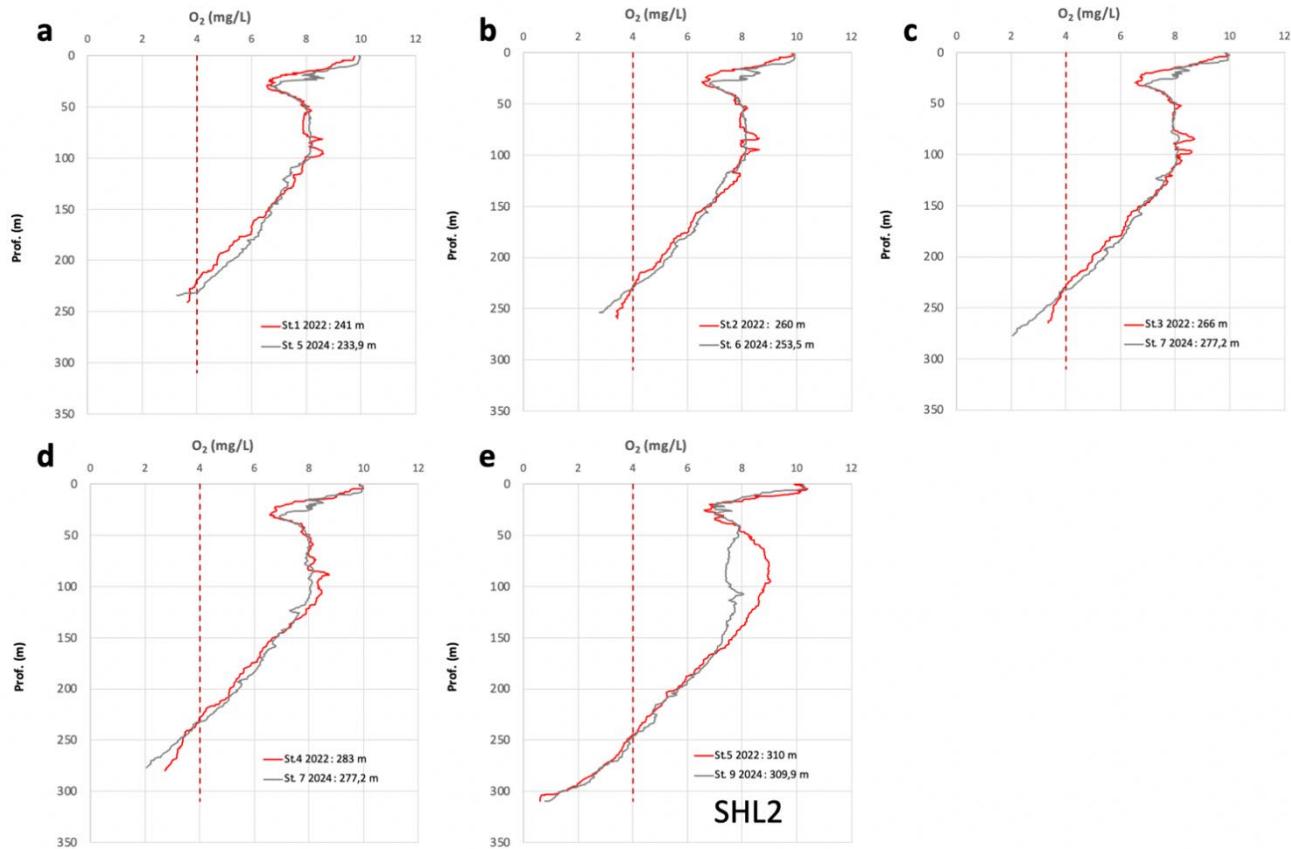


Figure 7 : Comparaison des profils entre 2022 et 2024. Les profils sont très similaires entre les deux années, sauf à la station SHL2 qui présente en octobre 2024 un déficit d' O_2 entre 50 et 150 m par rapport à octobre 2022.

Figure 7 : Comparison of profiles between 2022 and 2024. The profiles are very similar between the two years, except at station SHL2, which shows an O_2 deficit between 50 and 150 m in October 2024 compared to October 2022.

La relation entre la profondeur du lac (i.e. bathymétrie) et la profondeur du seuil d'oxygène à 4 mg/L est reportée sur la Figure 8 (campagnes 2022 et 2024). La relation semble linéaire et positive pour l'année 2022, suggérant un approfondissement de la limite d'hypoxie vers le centre du lac. Cette observation implique que la mesure de l'oxygène au point central ne peut pas directement être extrapolée au reste du lac selon un principe d'homogénéité horizontale des masses d'eau, mais laisse plutôt suggérer qu'une extrapolation est possible en suivant une relation linéaire de type :

$$\text{Prof}_{O_2\text{seuil}} = 0.3313 \times \text{Prof}_{\text{max}} + 141.19$$

Avec :

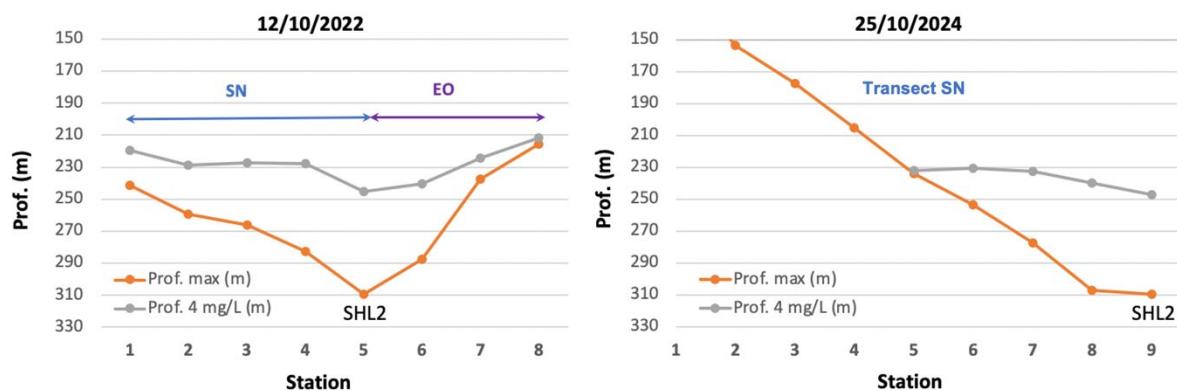
$\text{Prof}_{O_2\text{seuil}}$: Profondeur du seuil d'oxygène à 4 mg/L

Prof_{max} : Profondeur maximale du lac au point de mesure

Les données de la campagne de 2024 indiquent quant à elle moins de linéarité dans la réponse et une pente différente. Ceci suggère qu'il n'y a pas de relation universelle, mais plutôt que chaque année est particulière et nécessiterait une campagne d'observation spatiale en automne pour estimer l'étendue de l'hypoxie du fond du lac. Reste en suspens la question, encore non vérifiée, de la variabilité de l'étendue de l'hypoxie au cours d'une même saison, voire d'un même mois, durant l'automne.

Les mesures spatialisées montrent que le protocole basé uniquement sur le point central conduit à une sous-estimation du volume et de la surface hypoxiques (Tableau S5). En se basant sur l'année présentant le plus de contraste (2022), la différence maximale de profondeur du seuil 4 mg/L entre stations atteint 33 m, ce qui correspond à une erreur d'estimation de $\approx 10.7\%$ de la profondeur totale du lac. Cette variabilité se traduit par une surface sous-estimée de 50 275 000 m², soit $\approx 8.7\%$ de la surface totale, et un volume hypoxique sous-estimé d'environ 6.05×10^6 m³, soit $\approx 6.8\%$ du volume total du lac (≈ 89 km³). Ainsi, bien que le point central fournisse une indication générale, il ne permet pas de capturer l'étendue réelle de l'hypoxie profonde, tant en surface qu'en volume.

Evolution spatiale de la profondeur de la limite à 4 mg O₂/L



Profondeur de la limite à 4 mg O₂/L vs. profondeur maximale

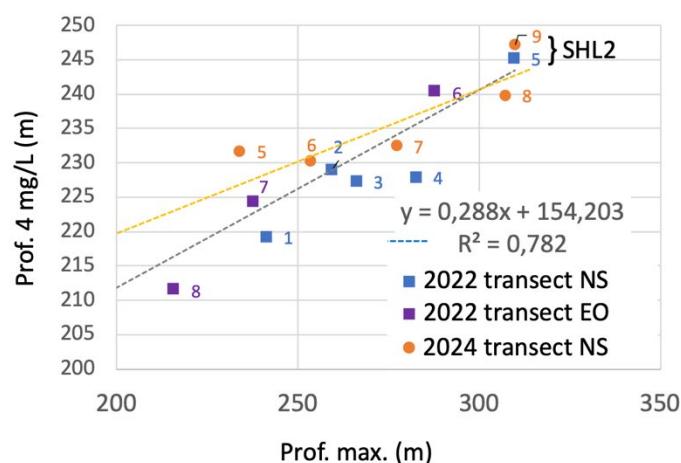


Figure 8 : Relation entre la profondeur bathymétrique et la profondeur observée du seuil à 4 mg/L. Campagne de 2022 (à droite) et de 2024 (à gauche).

Figure 8 : Relationship between bathymetric depth and observed depth of the threshold at 4 mg/L. 2022 campaign (right) and 2024 campaign (left).

5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'étude physico-chimique de la colonne d'eau a permis d'étudier une zone particulière au fond du lac, proche de l'interface eau-sédiment, qui n'est habituellement pas investiguée lors des campagnes du suivi CIPEL au point SHL2 depuis 1957.

Les résultats confirment l'hypothèse d'une distribution incurvée – et donc non plane – de la zone hypoxique au fond du lac (H1). En effet, le seuil des 4 mg/L d'oxygène dissous n'est pas atteint à une profondeur uniforme : il tend à se situer à des profondeurs moindres à mesure que l'on s'éloigne du centre du lac. Cette configuration suggère que l'étendue spatiale – et donc le volume – de la masse d'eau hypoxique est plus importante que ce qu'indiquaient les mesures limitées au point central.

Une sonde à O₂ dissous plus performante, résistante aux fortes pressions et présentant un temps de réponse très court, a permis de descendre jusqu'à l'interface eau-sédiments et à conduire des profils multiples dans la même journée sans causer d'hystérésis dans les données. Les résultats indiquent que les valeurs d'oxygène les plus faibles sont enregistrées dans la zone proche de l'interface eau-sédiments, dans les 5 derniers mètres au-dessus des sédiments. Par conséquent il est impératif d'accéder à cette zone pour déterminer l'évolution interannuelle des concentrations minimum d'oxygène au fond du lac et pour repérer les dates et les profondeurs exactes de dépassement des seuils réglementaires de concentration dans les zones moins profondes où le dépassement du seuil est proche de l'interface eau-sédiments.

Le protocole de suivi limnologique actuel au point SHL2 (qui ne fait pas descendre les sondes jusqu'à l'interface eau-sédiments) ne permet pas de suivre correctement l'évolution des conditions physico-chimiques (incluant l'O₂) des couches profondes d'eau proches de l'interface eau-sédiments. Cette limite a des conséquences sur la capacité de la CIPEL à étudier l'évolution à long-terme de la charge interne en espèces dissoutes dont le phosphore, très dépendante des conditions d'oxygénéation au fond.

L'étude préconise d'améliorer le protocole actuel de suivi :

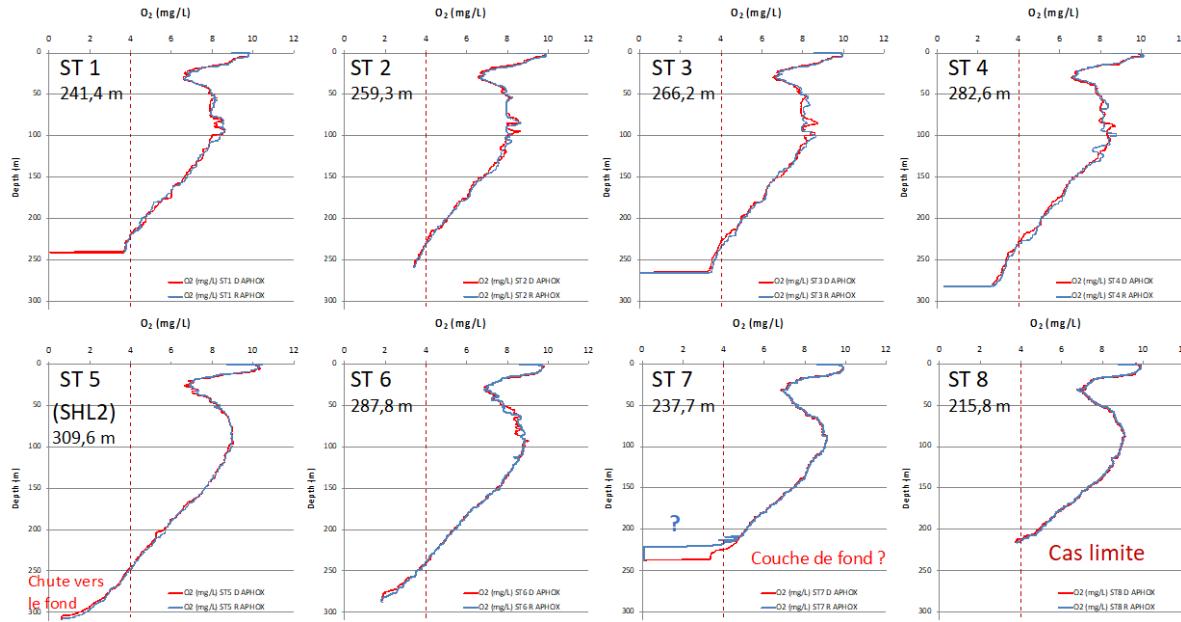
- **Révision de l'indicateur des conditions d'oxygène** : En mettant en œuvre une campagne d'observation annuelle, conduite à l'automne, basée sur un ensemble de profils verticaux répartis le long d'un transect, afin de suivre efficacement la dynamique spatio-temporelle de l'hypoxie dans le Léman : il s'agirait de réaliser 6 profils depuis le point profond SHL2 jusqu'à une profondeur minimale, elle-même déterminée sur le terrain selon les conditions d'oxygène du fond de l'année en cours, de manière à atteindre et pouvoir cartographier l'extension spatiale maximale du seuil de 4 mg/L. Ces mesures permettraient de caractériser la variabilité interannuelle de l'extension maximale de l'hypoxie que l'on ignore avec le suivi actuel.
- **En s'équipant d'une sonde performante et rapide** : qui permette de réduire l'hystérésis entre mesures à la descente et à la remontée (on pourrait réduire autrement l'hystérésis en réalisant lentement les profils avec une sonde classique, mais cela prendrait beaucoup plus de temps). Réduire l'hystérésis est un gage de qualité des données dans le cas du suivi du Léman lors duquel le temps sur le terrain est compté. Dans ce cadre, l'INRAE est en cours d'acquisition d'une nouvelle sonde APHOX-LX (cf. projet OSUG DesoxyLac, financements obtenus).
- **Améliorer le protocole du suivi afin de conduire les mesures jusqu'à l'interface eau-sédiment** : En révisant le dispositif de la cage protectrice afin de mieux protéger les sondes tout en permettant un contact avec l'interface sédimentaire, de manière à atteindre cette interface systématiquement lors des suivis (ce nouveau protocole restant à définir).
- **Encourager une étude pour caractériser la variabilité journalière/hebdomadaire de l'extension maximale de l'hypoxie lors de l'automne d'une même année** : ceci afin d'améliorer la compréhension générale de la dynamique de l'oxygène du fond du lac, mais aussi afin d'améliorer le protocole pour un suivi et des comparaisons interannuelles (e.g. identifier le moment pertinent pour mesurer annuellement l'extension spatiale maximale de l'hypoxie). Cette étude pourrait soit conduire des campagnes répétées lors d'un automne (e.g. ~3-6 fois entre octobre et décembre), et/ou équiper le fond de sondes à O₂ à 3-6 profondeurs clefs entre 150 et 250 m.

BIBLIOGRAPHIE

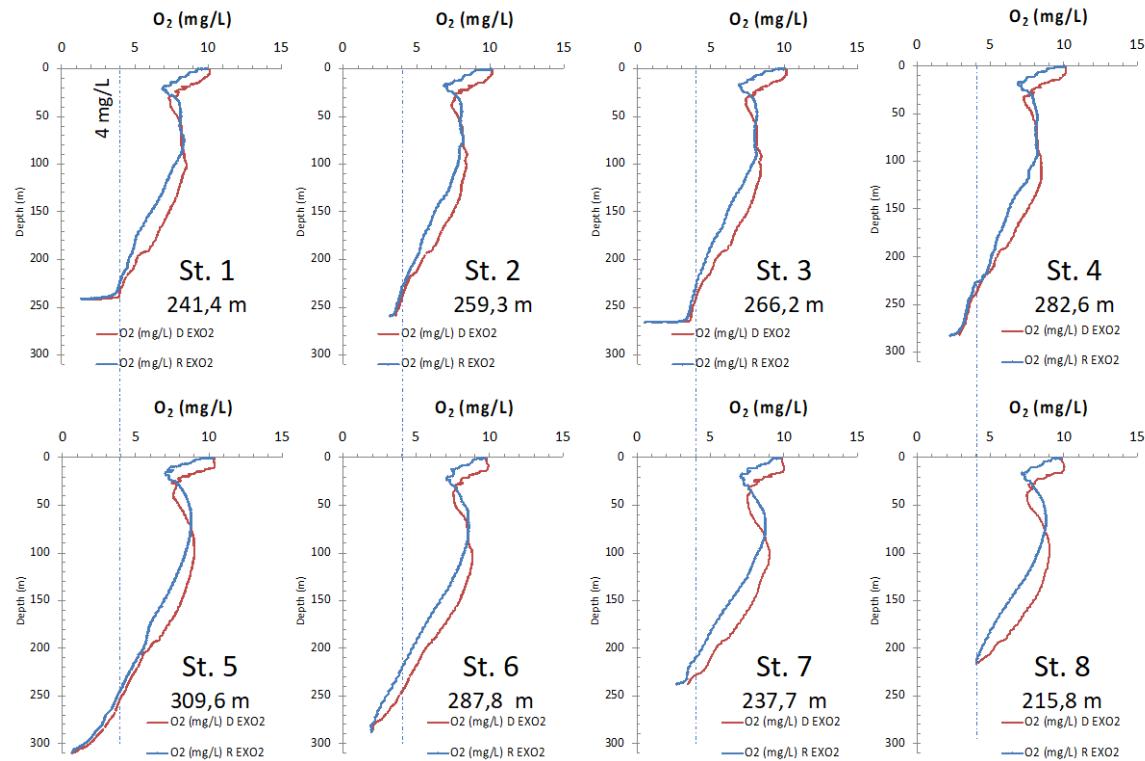
- Blanc, P., 1998. Evaluation de l'étendue de la zone désoxygénée dans la Plaine centrale du Grand lac, en automne 1997. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 1997, 61-66.
- Desgué-Itier, O., Melo Vieira Soares, L., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P.A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soulignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., Jenny, J.-P., 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrology and Earth System Sciences* 27, 837–859. <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>
- Deutsch, C., Brix, H., Ito, T., Frenzel, H., Thompson, L., 2011. Climate-Forced Variability of Ocean Hypoxia. *Science* 333, 336–339. <https://doi.org/10.1126/science.1202422>
- Deyle, E.R., Bouffard, D., Frossard, V., Schwefel, R., Melack, J., Sugihara, G., 2022. A hybrid empirical and parametric approach for managing ecosystem complexity: Water quality in Lake Geneva under nonstationary futures. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119, e2102466119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2102466119>
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926–929. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
- Jane, S.F., Hansen, G.J.A., Kraemer, B.M., Leavitt, P.R., Mincer, J.L., North, R.L., Pilla, R.M., Stetler, J.T., Williamson, C.E., Woolway, R.I., Arvola, L., Chandra, S., DeGasperi, C.L., Diemer, L., Dunalska, J., Erina, O., Flaim, G., Grossart, H.-P., Hambright, K.D., Hein, C., Hejzlar, J., Janus, L.L., Jenny, J.-P., Jones, J.R., Knoll, L.B., Leoni, B., Mackay, E., Matsuzaki, S.-I.S., McBride, C., Müller-Navarra, D.C., Paterson, A.M., Pierson, D., Rogora, M., Rusak, J.A., Sadro, S., Saulnier-Talbot, E., Schmid, M., Sommaruga, R., Thiery, W., Verburg, P., Weathers, K.C., Weyhenmeyer, G.A., Yokota, K., Rose, K.C., 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature* 594, 66–70. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>
- Jenny, J.-P., Arnaud, F., Alric, B., Dorioz, J.-M., Sabatier, P., Meybeck, M., Perga, M.-E., 2014. Inherited hypoxia: A new challenge for reoligotrophicated lakes under global warming : Holocene hypoxia dynamics in large lakes. *Global Biogeochemical Cycles* 28, 1413–1423. <https://doi.org/10.1002/2014gb004932>
- Jenny, J.-P., Normandea, A., Francus, P., Taranu, Z.E., Gregory-Eaves, I., Lapointe, F., Jautzy, J., Ojala, A.E.K., Dorioz, J.-M., Schimmelman, A., Zolitschka, B., 2016. Urban point sources of nutrients were the leading cause for the historical spread of hypoxia across European lakes. *PNAS* 113, 12655–12660. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605480113>
- Müller, B., Bryant, L.D., Matzinger, A., Wüest, A., 2012. Hypolimnetic Oxygen Depletion in Eutrophic Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 46, 9964–9971. <https://doi.org/10.1021/es301422r>
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219.
- O'Reilly, C.M., Sharma, S., Gray, D.K., Hampton, S.E., Read, J.S., Rowley, R.J., Schneider, P., Lenters, J.D., McIntyre, P.B., Kraemer, B.M., Weyhenmeyer, G.A., Straile, D., Dong, B., Adrian, R., Allan, M.G., Anneville, O., Arvola, L., Austin, J., Bailey, J.L., Baron, J.S., Brookes, J.D., Etyo, E. de, Dokulil, M.T., Hamilton, D.P., Havens, K., Hetherington, A.L., Higgins, S.N., Hook, S., Izmost'eva, L.R., Joehnk, K.D., Kangur, K., Kasprzak, P., Kumagai, M., Kuusisto, E., Leshkevich, G., Livingstone, D.M., MacIntyre, S., May, L., Melack, J.M., Mueller-Navarra, D.C., Naumenko, M., Noges, P., Noges, T., North, R.P., Plisnier, P.-D., Rigosi, A., Rimmer, A., Rogora, M., Rudstam, L.G., Rusak, J.A., Salmaso, N., Samal, N.R., Schindler, D.E., Schladow, S.G., Schmid, M., Schmidt, S.R., Silow, E., Soylu, M.E., Teubner, K., Verburg, P., Voutilainen, A., Watkinson, A., Williamson, C.E., Zhang, G., 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters* 42, 10,773-10,781. <https://doi.org/10.1002/2015GL066235>
- Peng, N., Lemmin, U., Mettra, F., Reiss, R.S., Barry, D.A., 2024. Deepwater Renewal in a Large, Deep Lake (Lake Geneva): Identifying and Quantifying Winter Cooling Processes Using Heat Budget Decomposition. *Water Resources Research* 60, e2023WR034936. <https://doi.org/10.1029/2023WR034936>
- Roberts, J.J., Höök, T.O., Ludsin, S.A., Pothoven, S.A., Vanderploeg, H.A., Brandt, S.B., 2009. Effects of hypolimnetic hypoxia on foraging and distributions of Lake Erie yellow perch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 381, S132–S142.
- Steinsberger, T., Schwefel, R., Wüest, A., Müller, B., 2020. Hypolimnetic oxygen depletion rates in deep lakes: Effects of trophic state and organic matter accumulation. *Limnology and Oceanography* 65, 3128–3138. <https://doi.org/10.1002/leo.11578>
- Straile, D., Jöhnk, K., Rossknecht, H., 2003. Complex Effects of Winter Warming on the Physicochemical Characteristics of a Deep Lake. *Limnology and Oceanography* 48, 1432–1438

ANNEXES

ANNEXE 1 – PROFILS CAMPAGNE 2022



→ Faible hystérésis sur la sonde APHOX (qq soit la vitesse de remontée) – Capteur très rapide ($t_{90} < 0,3$ s)



→ Hystérésis non négligeable sur la sonde EXO2 – Capteur lent ($t_{63} < 5$ s ; t_{90} estimé < 12 s)

Figure S1 : Profils d' O_2 dissous (mg/L) en 2022 pour les différentes stations, par la sonde APHOX-LX en haut et par la sonde EXO en bas. Dans le 1^{er} cas l'hystérésis est négligeable (capteur Pyroscience très rapide), alors qu'elle est marquée pour la sonde EXO2 (capteur YSI lent).

Figure S1: Dissolved O_2 profiles (mg/L) in 2022 for the different stations, measured by the APHOX-LX probe at the top and the EXO probe at the bottom. In the first case, hysteresis is negligible (very fast Pyroscience sensor), whereas it is significant for the EXO2 probe (slow YSI sensor).

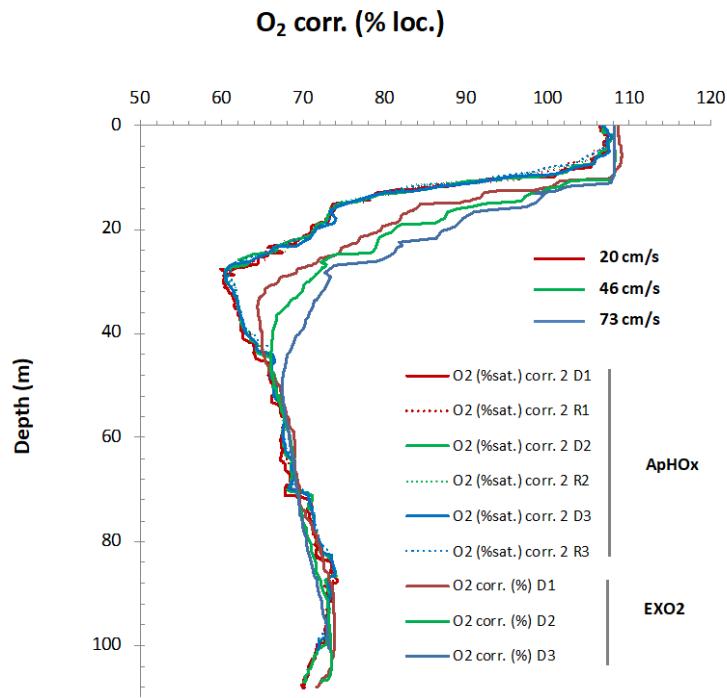
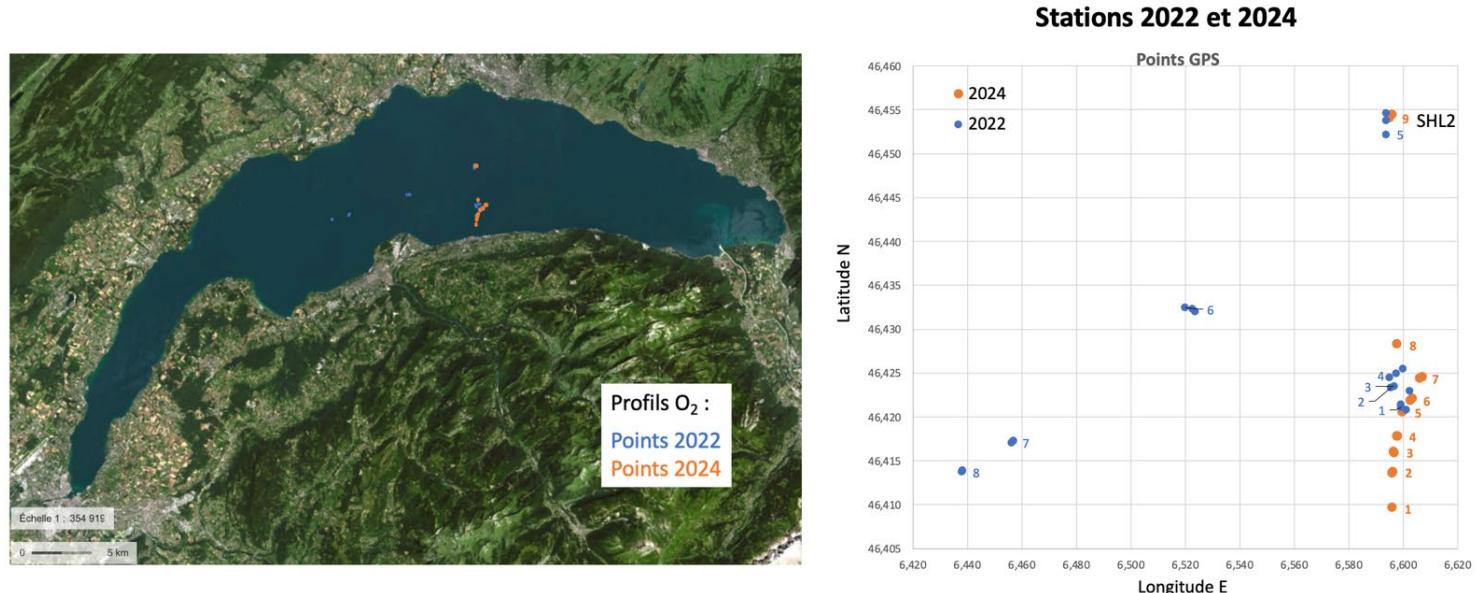


Figure S2 : Profils comparés d' O_2 dissous en 2022 par la sonde APHOX et par la sonde EXO (station LEXPLORE, 13/10/2022), réalisés au treuil électrique à 3 vitesses différentes (20, 46 et 73 cm/s). Les données de la sonde APHOX sont tout à fait superposables quelle que soit la vitesse de profilage et entre le sens à la descente (D) et à la remontée (R). Les profils obtenus au moyen de la sonde EXO2 (sens descente uniquement représenté) s'écartent de plus en plus des profils APHOX lorsque la vitesse augmente, en raison du temps de réponse trop lent du capteur.

Figure S2: Comparative profiles of dissolved O_2 in 2022 using the APHOX probe and the EXO probe (LéXPLOR station, 10/13/2022), measured using an electric winch at three different speeds (20, 46, and 73 cm/s). The APHOX probe data are completely superimposable regardless of the profiling speed and between the descent (D) and ascent (R) directions. The profiles obtained using the EXO2 probe (descent direction only shown) deviate increasingly from the APHOX profiles as the speed increases, due to the sensor's slow response time.

ANNEXE 2 – COORDONNÉES DES POSITIONS DE MESURE



Station n°	Heure descente	Heure fond	Heure surface	N	E	Prof. sondeur (m)	Prof. Uwatec (m)	Prof. câble (m)
1	10:49	11:01	11:05	46.40966	6.59585	108	108	
2	11:32	11:46		46.413750 46.413570	6.596090 6.595900	153	153	
3	12:01	12:10	12:15	46.416010 46.415860	6.596510 6.595690	177	177	
4	12:26	12:34	12:40	46.417810 46.417810	6.597580 6.597790	205	205	
5	12:52	13:01	13:06	46.420660 46.420630	6.595930 6.599970	229	234	
6	13:26	13:35		46.421880 46.422100	6.602690 6.603310	252 253	253	249.2
7	13:59	14:10	14:19	46.424400 46.424550	6.605940 6.606390	274	277	254.4
8	14:33	14:53	14:53	46.42829	6.59762	307	308	251
9 SHL2	15:12	15:28	15:38	46.454060 46.454460	6.594970 6.595950	311 311	310	

Figure S3 : Position des stations en 2024.

Figure S3: Station locations in 2024.

Tableau S4 : Position des stations en 2022.

Tableau S4 : Station locations in 2022.

WP n°	Station	Heure	N	E	Prof. (m)
14	1	10:09	46.421115	6.599035	
15	1	10:28	46.420840	6.600927	241.4
16	2	11:19	46.423367	6.595387	259.3
18	3	12:06	46.421415	6.599080	
19	3	12:33	46.423485	6.596437	
20	3	13:28	46.422981	6.602188	266.2
21	4	13:41	46.424532	6.594751	
22	4	14:07	46.424957	6.597331	
23	4	14:29	46.425490	6.599768	282.6
24	5	14:52	46.452217	6.593470	
25	5	15:23	46.453827	6.593538	
26	5	15:47	46.45466	6.593680	309.6
27	6	16:23	46.432490	6.519831	
28	6	16:50	46.432328	6.522454	
29	6	17:03	46.432055	6.523597	287.8
30	7	17:32	46.417106	6.456061	
31	7	17:50	46.417272	6.456646	
32	7	18:00	46.417288	6.456881	237.7
33	8	18:13	46.413784	6.437882	
34	8	18:31	46.413915	6.437982	
35	8	18:37	46.413870	6.438069	215.8

Tableau S5 : Extension de l'hypoxie en 2022 et 2024 – Profondeur bathymétrique, profondeur minimale où le seuil de 4 mg/L est mesuré (i.e. remonté de l'hypoxie), volume et surface correspondante.

Tableau S5 : Extension of hypoxia in 2022 and 2024 – Bathymetric depth, minimum depth where the threshold of 4 mg/L is measured (i.e., rise in hypoxia), volume, and corresponding surface area.

25 octobre 2024

APHOX

Station	Prof. max (m)	Prof. 4 mg/L	Volume (km ³)	Surface (m ²)
1	108.676			
2	153.276			
3	177.083			
4	204.991			
5	233.936	231.8	8.69	181437500
6	253.496	230.3	9.06	184750000
7	277.191	232.5	8.69	181437500
8	307.072	239.9	7.23	168187500
9	309.864	247.2	5.94	156200000

12 octobre 2022

APHOX

Station n°	Prof. max (m)	Prof. 4 mg/L (m)	Volume (km ³)	Surface (m ²)
1	241.3	219.3	11.07	201018750
2	259.3	229.0	9.24	186250000
3	266.1	227.4	9.61	189250000
4	282.6	228.0	9.43	187750000
5	309.6	245.3	6.31	159625000
6	287.8	240.4	7.23	168187500
7	237.7	224.3	10.16	193750000
8	215.8	211.6	12.36	209900000

VERS UNE MEILLEURE CONNAISSANCE DE L'ÉCOPHYSIOLOGIE DE LA MOULE QUAGGA IMPLANTÉE DANS LE LÉMAN

TOWARDS A BETTER UNDERSTANDING OF THE ECOPHYSIOLOGY OF THE INVASIVE QUAGGA MUSSEL IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2024

PAR

**Stéphan JACQUET¹, Erwin REYMONDET¹, Yann PORTE¹, Samuel BALULA RIBEIRO PAITREAU¹,
Jonathan GRIMOND²**

¹ UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, 74203 THONON-LES-BAINS, FRANCE

² SUBBEAR STUDIES, LE BOURG, 58290 SERMAGES, FRANCE

RÉSUMÉ

*La moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) est une espèce exotique envahissante présente dans de nombreux écosystèmes aquatiques. Bien que cette espèce soit connue pour sa prolifération rapide et ses impacts écologiques et économiques importants, les connaissances sur son écophysiologie sont encore incomplètes. C'est notamment le cas de son taux de croissance en conditions naturelles. En utilisant une approche originale basée sur la photogrammétrie, nous avons évalué la croissance du bivalve dans le Léman au cours d'une année et pour une variété d'environnements. Nous avons trouvé, sur la base des mesures de la longueur maximale de la coquille, des taux de croissance moyens variant entre <0.001 et 0.29 mm/j, des différences pouvant être liées à la classe de taille des individus, de la saison ou encore du type d'environnement (profondeur, substrat). Ces valeurs sont parmi les plus élevées rapportées à ce jour.*

ABSTRACT

*The quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) is an invasive alien species found in many aquatic ecosystems. Although this species is known for its rapid proliferation and significant ecological and economic impacts, knowledge about its ecophysiology remains incomplete. This is particularly true for its growth rate under natural conditions. Using an original photogrammetry-based approach, we assessed the bivalve's growth in Lake Geneva over the course of a year and across a variety of environments. Based on measurements of maximum shell length, we found average growth rates ranging from <0.001 to 0.29 mm/day. These differences may be related to individual size class, season, or environmental factors such as depth and substrate type. These values are among the highest reported to date.*

1. INTRODUCTION

L'introduction d'espèces exotiques envahissantes a de nombreux impacts sur les écosystèmes aquatiques (Cuthbert *et al.* 2021; Sales *et al.* 2020). Les enjeux environnementaux liés à ces espèces non indigènes sont cruciaux en raison des conséquences écologiques, économiques et sanitaires potentielles liées à leur introduction et de leur propagation (Cuthbert *et al.* 2021; Roy *et al.* 2014).

Originaire de la mer Noire et de la région pontocaspienne, la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*), proche parente de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), est une espèce envahissante qui a considérablement élargi son aire de répartition, colonisant de nombreux lacs à travers le monde. Ces deux espèces de moules forment aujourd'hui de grandes populations aux États-Unis, en Europe et en Russie (Haltiner *et al.* 2022; Kraemer *et al.* 2023). Les moules zébrées sont généralement les premières à s'établir, mais les moules quagga les supplacent souvent, prenant ainsi l'avantage grâce à leur capacité de reproduction plus rapide et plus étendue (Karatayev *et al.* 2015; Karatayev & Burlakova 2022). La moule quagga a été détectée pour la première fois dans le Léman en 2015 alors que la moule zébrée, aujourd'hui quasiment disparue du lac (Beisel *et al.* soumis; Realis *et al.* données personnelles), est arrivée dans les années 1960 (Lods-Crozet & Chevalley 2018).

La prolifération des moules quagga peut avoir divers impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Karatayev *et al.* 2007; Mills *et al.* 2017; Roy *et al.* 2014). Certains paramètres environnementaux sont modifiés à mesure que la biomasse envahissante augmente, en raison de la modification de l'habitat et de la capacité de filtration de ces animaux (Baldwin *et al.* 2002; Johannsson *et al.* 2000; Nalepa *et al.* 2009). En effet, les moules quagga peuvent filtrer jusqu'à 2 litres d'eau par jour et par individu, ce qui appauvrit la biomasse planctonique et peut être susceptible d'affecter l'ensemble du réseau trophique pélagique (Bayba *et al.* 2014; Rowe *et al.* 2015). De plus, les bivalves peuvent impacter les cycles biogéochimiques pélagiques à l'interface eau-sédiment (Eifert *et al.* 2023; Zalusky *et al.* 2023) ainsi que dans la colonne d'eau (Li *et al.* 2021). Ces derniers auteurs ont en effet montré comment cette moule envahissante domine désormais le cycle du phosphore, même dans les plus grands lacs du monde. Le déplacement de la production d'énergie de la région pélagique ouverte vers la région benthique, associé à une plus grande clarté de l'eau, est un processus connu sous le nom de "benthification" (Mayer *et al.* 2014).

Bien que l'impact écologique de cette espèce commence à être bien documenté, nos connaissances sur son écologie restent limitées dans de nombreux environnements naturels. Certaines études traitent des effets des paramètres environnementaux sur la croissance des dreissénidés (Adjobu *et al.* 2023; Garton & Johnson 2000; Peyer *et al.* 2010) mais peu d'entre elles se concentrent spécifiquement sur la croissance des moules quagga, souvent tacitement considérées comme similaires aux moules zébrées malgré leurs différences (D'Hont *et al.* 2018). La croissance *a priori* rapide des moules quagga, bien que reconnue, est encore peu explorée (Karatayev & Burlakova 2022), et à notre connaissance, les mesures *in situ* sans manipulation des animaux et sans utilisation de substrats entièrement artificiels restent rares, voire inédites.

L'objectif principal de cette étude a été de déterminer les taux de croissance de la moule quagga à différentes profondeurs, sur divers substrats, et durant différentes saisons. Nous avons exploré plusieurs questions: la photogrammétrie est-elle fonctionnelle pour cette application ? La croissance varie-t-elle selon la saison, la profondeur et/ou le type de support ?

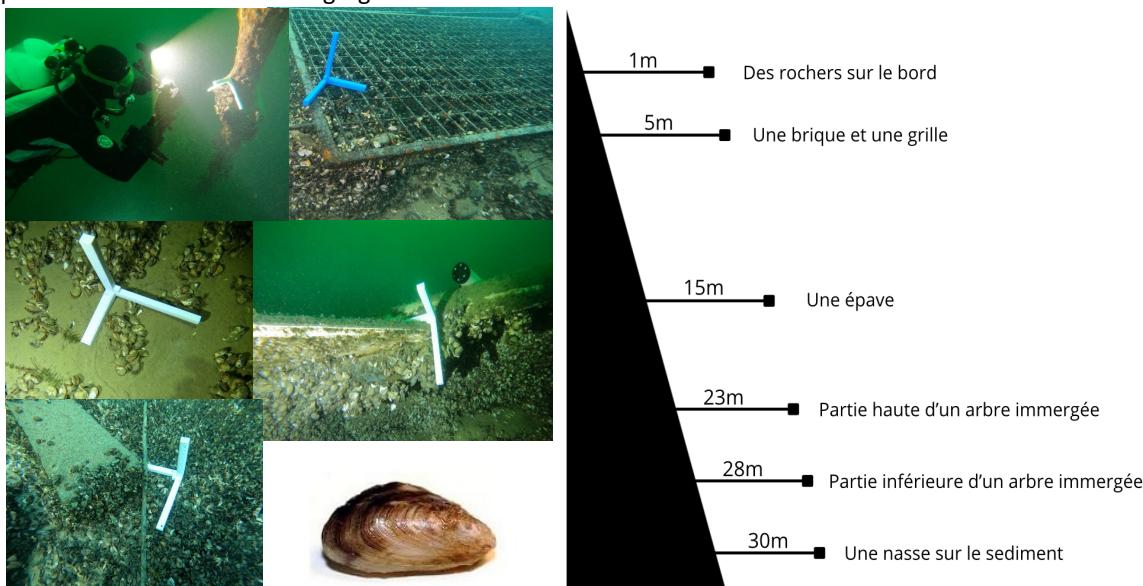
2. MÉTHODES

2.1 SITE ET PÉRIODE D'ÉTUDE

L'étude a été réalisée dans le Léman, le plus grand lac naturel profond d'Europe occidentale, partagé entre la France et la Suisse. Le lac a une surface de 580 km², une profondeur maximale de 309 m, et un volume d'eau de 89 mille milliards de litres. Il est soumis à un climat tempéré avec des températures de l'eau variant entre environ 5-6 °C en hiver et 25-26 °C en été (Tran Khac *et al.* 2024). Les moules quagga ont été étudiées à des profondeurs différentes et divers substrats (roche, arbre, grille, etc. Figure 1). La période d'étude considérée dans cette étude s'est étalée entre les mois d'octobre 2023 et septembre 2024.

2.2 COLLECTE DES DONNÉES

Les images ont été capturées au cours de plusieurs plongées subaquatiques (effectuées environ toutes les 3 à 4 semaines) à l'aide de deux caméras GoPro Hero (versions 10 et 12). En moyenne, 95 photos (avec une gamme de 30 à 173) ont été prises pour chaque agrégat lors de chaque plongée selon Tsuboi *et al.* (2020). A chaque fois, les photographies étaient prises de telle manière à assurer un maximum de chevauchement entre chacune d'elle et pour couvrir l'ensemble de l'agrégat étudié.



2.3 TRAITEMENT DES IMAGES ET ANALYSES DES DONNÉES

2.3.1 La génération des Structure-from-motion 3D

Correspondant à la reconstruction sous forme d'objets des agrégats, les Structure-from-motion (SfM) en trois dimensions ont été construits grâce au logiciel Metashape (Agisoft Metashape Standard version 2.0) (Forsmoo *et al.* 2019) installé sur un ordinateur HP Z2 Mini G9 Worflow acheté pour l'occasion et disposant d'un processeur Intel Core i7, avec 16 Go de RAM et une mémoire de 512 Go, bénéficiant donc d'une grande capacité de stockage et de la puissance nécessaire pour faire tourner les différents logiciels de façon optimale. Les images ont tout d'abord été alignées avec un paramètre bas pour sélectionner celles pouvant ou non être alignées par le logiciel (Figure 2). Une fois la sélection effectuée, le type d'images analysé a été optimisé en indiquant le type de caméra utilisé. Cette étape est importante pour diminuer la distorsion des images (photographies) et diminuer l'erreur des futurs SfM élaborées par le logiciel. Les photos ont été par la suite alignées avec une résolution haute et un nuage de point a été construit grâce à l'alignement des photos, également avec un paramètre résolutif haut. Cela conduit à obtenir un maillage et une texture générés par le logiciel de haute qualité. Il est possible de suivre les erreurs de projection des SfM via la génération de rapports générés par Metashape. Ces différentes étapes pouvant être réalisées en processus de lot grâce à la fonction *Batch Process* disponible dans le menu Workflow, nous nous en sommes servis à partir de l'étape d'alignement à haute résolution pour générer nos SfM pendant la nuit, en nous limitant dans le nombre de SfM par lot pour assurer un fonctionnement optimal du logiciel (Lange & Perry 2020).

2.3.2 La mise à l'échelle

Les SfM générés ont été analysés avec le logiciel Meshlab (2023.12) permettant une mise à l'échelle et le nettoyage du bruit de fond (Million *et al.* 2021). En effet, Metashape ne proposant que des unités arbitraires sous sa version standard, Meshlab a permis d'utiliser des échelles de taille (faites pour l'occasion), via la fonction *Transform Scale Normalize*, permettant la mise à l'échelle des agrégats et individus.

2.3.3 La mesure de croissance

Avec le logiciel CloudCompare (v2.13.0 Kharkiv - Feb 14 2024 [64-bit]), les mesures de taille des moules ont pu être effectuées. Sur CloudCompare, les nuages de points ont été alignés afin de réaliser dans un premier temps une comparaison des nuages de point aux différentes dates (Lange & Perry 2020), puis dans un second temps pour regarder la croissance des moules quagga. Nous avons choisi de mesurer la longueur maximale des individus et de comparer ces mesures pour un même individu. Nos mesures ont été réalisées sur des individus entièrement modélisés. La différence entre deux mesures de longueur de coquille (e.g. entre deux dates) a permis d'estimer un taux de croissance, et ce pour différentes périodes de l'année. Pour donner une portée globale à nos travaux et pour faciliter la comparaison future de nos mesures avec celles d'autres études, nous avons proposé nos résultats sous la forme de valeurs moyennes mensuelles ou saisonnières, associées à quatre classes de tailles correspondant à la longueur maximale d'un individu : 0-10 mm, 10-20 mm, 20-30 mm, et au-delà de 30 mm. Afin de standardiser nos mesures de croissance, nous avons calculé la croissance journalière en divisant la croissance observée par le nombre de jours entre les mesures.

2.4 VALIDATION DE LA MÉTHODE

La photogrammétrie subaquatique n'ayant jamais été appliquée à notre modèle d'étude, nous avons vérifié la méthode en la comparant avec des mesures directes. Pour cela nous avons suivi plusieurs agrégats proches du bord et faciles d'accès (sans plongée) sélectionnés dans le but de photographier mais aussi de mesurer avec un pied à coulisse, une méthode plus classique pour suivre la croissance (Bordignon *et al.* 2024), différents individus. Les SfM ont été construits de la même manière que précédemment et des mesures ont pu être réalisées. Les deux types de mesures ont alors été comparés et testés statistiquement.

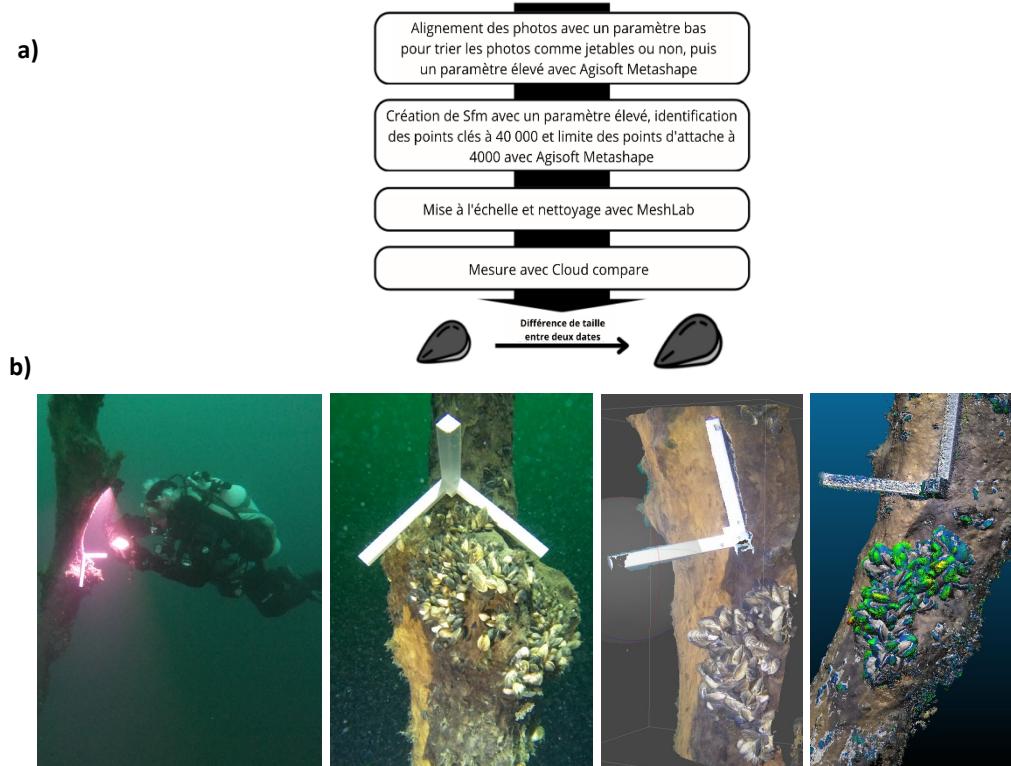


Figure 2 : a) Processus mis en place pour la création des SfM et la prise de mesure des individus, et b) Séries d'images montrant le passage de la série de photographies initiales typiques d'un agrégat à sa reconstruction modélisée jusqu'à la mesure de l'évolution de la taille individuelle entre dates, ici illustrée en fausses couleurs.

Figure 2 : a) The process in place for creating SfM and measuring individuals, and b) Series of images showing the transition from the series of initial photographs typical of an aggregate to its modelled reconstruction to the measurement of the evolution of the individual size between dates, here illustrated in false colors (B).

2.5 EFFET DE LA TEMPÉRATURE

La température de l'eau a été mesurée en continu au moyen de capteurs MiniDot™ à différentes profondeurs pour tenter d'analyser l'effet de ce paramètre sur la croissance des moules (Figure 3).

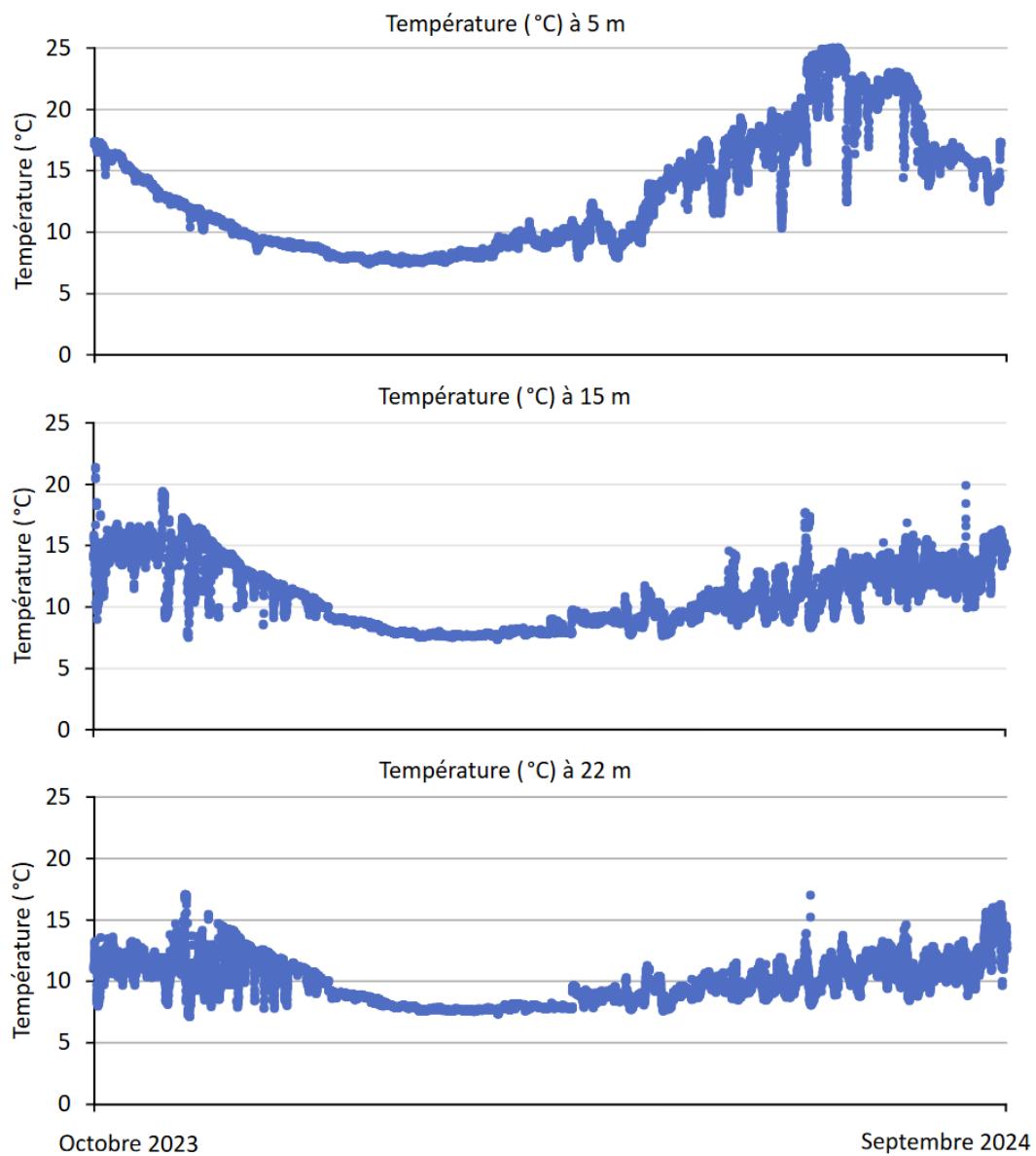


Figure 3 : Température mesurée en continu à différentes profondeurs, à côté des agrégats étudiés, sur la période concernée, d'octobre 2023 à septembre 2024.

Figure 3 : Temperature measured continuously at different depths, next to the studied aggregates, along the concerned period, from October 2023 to September 2024.

3. RÉSULTATS

3.1 VALIDATION DE LA MÉTHODE

Une corrélation positive hautement significative ($r=0.945$; $p<0.01$; $n=104$) a été trouvée entre mesures directes et photogrammétriques. Les faibles différences entre les deux types de mesure ont surtout été enregistrées pour les individus de taille moyenne à grande. Avec une erreur $<6\%$, nous avons considéré la méthode basée sur la photogrammétrie pour quantifier la croissance de la moule quagga extrêmement solide (Figure 4). A noter que nous avons également testé un effet « opérateur » en faisant mesurer plusieurs dizaines d'individus, par les deux méthodes par deux personnes différentes. L'erreur entre ces derniers n'a pas excédé 7 % en moyenne (résultats non montrés).

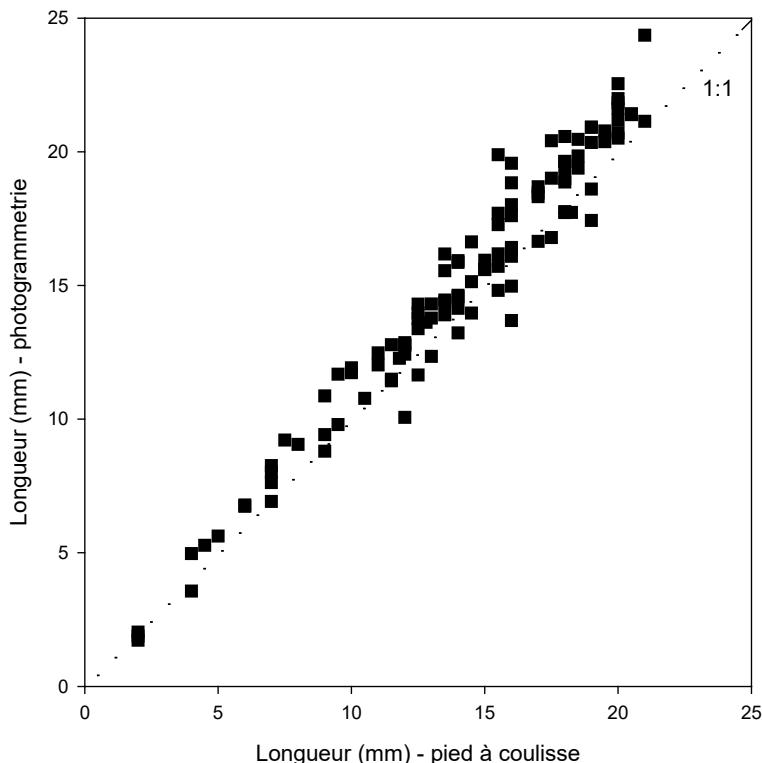


Figure 4 : Régression linéaire entre les mesures (de longueur maximale des individus) prises au pied à coulisse et celles estimées grâce à la photogrammétrie.

Figure 4 : Linear regression between measurements (of maximum length of individuals) taken with calipers and those estimated using photogrammetry.

3.2 CROISSANCE DE LA MOULE QUAGGA

Nous avons pu observer une diminution progressive du taux de croissance des moules en fonction de leur taille. Les moules plus grandes et plus âgées ont en effet une croissance plus lente que les juvéniles de plus petite taille. Les taux de croissance variaient de 0.142 ± 0.099 mm/jour pour les moules mesurant 0 à 10 mm, à 0.089 ± 0.071 mm/jour pour celles mesurant entre 10 et 20 mm. Chaque classe de taille présentait des taux de croissance significativement différents ($p < 2e-16$), malgré de larges écarts types (Figure 5), tels que révélés par le test de Kruskal.

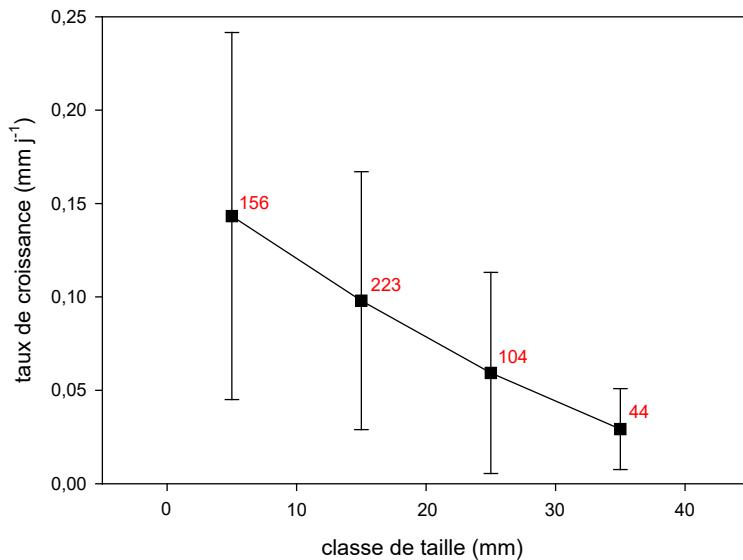


Figure 5 : Croissances moyennes (avec leur écart-type) discriminées en fonction de la classe de taille des individus, toutes saisons et site/substrat confondus (la valeur en rouge correspond au nombre de mesure effectué).

Figure 5 : Average growth (with their standard deviation) discriminated according to the size class of the individuals, all seasons and site/substrate combined (the value in red corresponds to the number of measurements made).

Nous avons également regardé comment les taux de croissance variaient en fonction des sites et des saisons (Figure 6) pour lesquels le jeu de données était complet. Une grande similitude a été trouvé et le constat a été fait de l'absence d'effet significatif du type de support, ou de la saison ($p > 0.05$). *A contrario*, la profondeur avait un effet significatif sur la croissance des moules avec une tendance d'augmentation du taux de croissance avec l'augmentation de la profondeur ($p = 0.006$).

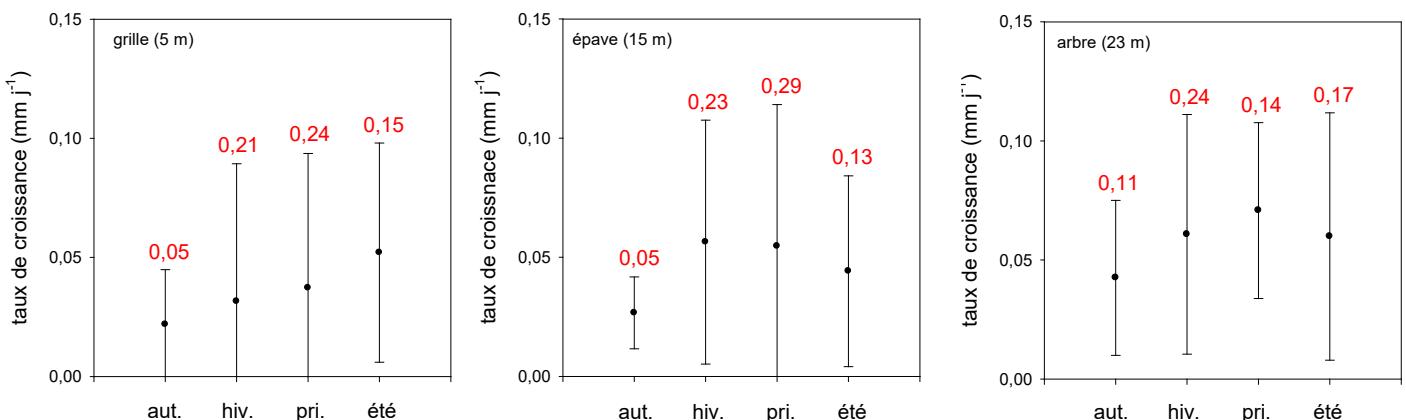


Figure 6 : Croissances moyennes (avec leur écart-type) et maximales (en rouge) discriminées en fonction des saisons et différents sites/substrats (pour lesquels la profondeur qui peut être aussi différente est renseignée).

Figure 6 : Average growth (with their standard deviation) and maximum growth (in red) discriminated according to the seasons and different sites/substrates (for which the depth is indicated).

4. DISCUSSION ET CONCLUSION

L'utilisation de la photogrammétrie a permis de tester et valider, pour la première fois, un protocole de suivi non invasif de la croissance de la moule quagga *Dreissena rostriformis bugensis* dans un environnement naturel. À cette fin, des caméras GoPro ont été utilisées, s'avérant suffisantes pour capturer des images et générer des modèles 3D (Million *et al.* 2021; Nocerino *et al.* 2020; Guo *et al.* 2016). Bien que l'application de la photogrammétrie à des objets de petite taille ne soit pas inédite (Koch *et al.* 2021), cette approche a permis de suivre dans le temps des individus de taille variable sans nécessiter de manipulation directe.

Lors de la création des modèles 3D, des mesures ont été prises pour limiter les erreurs de reprojection identifiées dans la littérature (Nocerino *et al.* 2020), en excluant les données présentant des erreurs excessives. Au final, les erreurs ont été négligeables, avec une erreur moyenne de l'ordre du micromètre sur les modèles générés par Structure-from-Motion (SfM). L'effet "fish-eye", inhérent aux caméras de type GoPro, a été pris en compte afin d'assurer la qualité des modèles tridimensionnels (Nocerino *et al.* 2020). D'autres études ont également utilisé avec succès des caméras GoPro pour des suivis de croissance similaires (Koch *et al.* 2021; Million *et al.* 2021; Nocerino *et al.* 2020).

Le protocole mis en place a permis de mesurer avec précision les taux de croissance individuels de la moule quagga tout au long de l'année, à différentes profondeurs et sur divers supports. Notre approche se distingue par son originalité et son caractère innovant, avec peu d'équivalents dans la littérature. Nos comparaisons se sont limitées à des données de croissance obtenues en conditions contrôlées ou sur supports artificiels, tels que des cages ou des cordes immergées (D'Hont *et al.* 2018; Karataev *et al.* 2011; Wong *et al.* 2011; Fréchette & Grant 1991). Contrairement à d'autres travaux, nous avons étudié la croissance dans des conditions naturelles, où de multiples interactions biotiques et abiotiques peuvent intervenir, offrant ainsi une compréhension plus approfondie des facteurs influençant la croissance de cette espèce (Karatayev *et al.* 2024; Ozersky *et al.* 2013; Adjobu *et al.* 2023; Karataev *et al.* 2018; Peyer *et al.* 2010; Wright *et al.* 1996).

Grâce à la précision de la méthode photogrammétrique, nous avons pu observer des variations notables de la longueur des coquilles individuelles, mettant en évidence des taux de croissance souvent supérieurs à ceux rapportés précédemment dans la littérature, avec des valeurs atteignant jusqu'à 0.285 mm/jour en période printanière. Nos résultats indiquent des taux de croissance moyens de 0.142 ± 0.099 mm/jour pour les individus de 0 à 10 mm et de 0.089 ± 0.071 mm/jour pour ceux de 10 à 20 mm. À titre de comparaison, les études précédentes rapportent des taux variant de 0.12 mm/jour (MacIsaac 1994) à 0.002 mm/jour (Elgin *et al.* 2023) pour des individus de 11 à 13 mm. La plupart des données disponibles, en particulier celles provenant des lacs américains, montrent des taux de croissance inférieurs à 0.03 mm/jour (Elgin *et al.* 2023 ; Karataev & Burlakova 2022), à l'exception notable du lac Mead, où les taux varient entre 0.4 et 0.8 mm/jour (Wong *et al.* 2011). En somme, nos observations révèlent des valeurs maximales de croissance allant de 0.049 à 0.285 mm/jour, toutes conditions confondues (site, profondeur, et saisons). Fait particulièrement intéressant, nous avons constaté que la moule quagga semble croître toute l'année, sans interruption apparente, même lors de périodes de températures hivernales basses (7.5 à 9.3 °C) ou en profondeur (7.5 à 10 °C), ce qui suggère que ces conditions ne freinent pas son développement.

Seule la profondeur semblait jouer un rôle majeur sur la croissance, avec une augmentation notable du taux de croissance à mesure que la profondeur augmente. Ce résultat pourrait être attribué à une plus grande stabilité thermique et à une disponibilité potentiellement plus élevée des ressources nutritives en profondeur. Comparativement, les variations saisonnières et les différences entre les types de supports n'ont pas révélé d'effet significatif sur le taux de croissance. Bien que des taux de croissance plus élevés aient pu être observés en hiver et au printemps, ces variations pourraient être expliquées par des conditions environnementales plus favorables, bien que leur impact statistique demeure limité. De même, l'absence d'effet notable du type de support sur la croissance peut s'expliquer par l'interconnexion entre le support et la profondeur, rendant difficile l'isolation de ces deux facteurs. Notre étude montre ici ses limites et un nouveau design expérimental assez simple permettrait de déconvoluer l'effet de la profondeur de celui du substrat.

Nos résultats constituent les premières données de ce type pour les lacs européens. Les études menées en Europe, telles que celle de D'Hont *et al.* (2018), se sont concentrées sur des rivières, avec des taux de croissance d'environ 0.09 mm/jour. Comparativement, les lacs, avec moins de contraintes mécaniques, semblent plus propices à une croissance rapide. Il est également possible que nous soyons encore dans les premières étapes de l'invasion de cette espèce, avec des taux de croissance relativement élevés, similaires à ceux observés dans les lacs américains (MacIsaac 1994).

Les moules quagga sont présentes sur l'ensemble du Léman et colonisent une grande variété de supports. Leur croissance varie sûrement en fonction de divers facteurs, et nous avons mis en évidence l'importance de la profondeur qui semble influencer significativement ce développement. Il est essentiel de poursuivre ces travaux afin de développer un modèle de croissance fiable pour la moule quagga, prenant en compte plusieurs années, ainsi qu'une variété de sites, de supports et de profondeurs. Cela permettra de mieux comprendre les facteurs environnementaux qui influencent cette croissance et ses variations spatio-temporelles. Au-delà de la simple mesure de la longueur ou de la largeur des coquilles, il serait également pertinent d'examiner le volume total de l'animal, ainsi que ses parties molles. Enfin, il serait judicieux d'évaluer la performance de la photogrammétrie dans d'autres contextes environnementaux pour élargir son champ d'application.

BIBLIOGRAPHIE

- Adjovu, G.E., Stephen, H. & Ahmad, S. (2023). Spatial and Temporal Dynamics of Key Water Quality Parameters in a Thermal Stratified Lake Ecosystem: The Case Study of Lake Mead. *Earth*, 4, 461–502.
- Baldwin, B.S., Mayer, M.S., Dayton, J., Pau, N., Mendilla, J., Sullivan, M., et al. (2002). Comparative growth and feeding in zebra and quagga mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for North American lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59, 680–694.
- Bayba, S., Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y. & Warren, R.J. (2022). Non-native *Dreissena* associated with increased native benthic community abundance with greater lake depth. *Journal of Great Lakes Research*, 48, 734–745.
- Beisel, J.-N., Vautier, M., Domaizon, I., Rautureau, C., Guillard, J. & Jacquet, S. (soumis). Development of a quantification protocol (based on a comparison of methods) of *Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis bugensis* populations in Lake Geneva.
- Bordignon, F., Bertolini, C., Bernardini, I., Dalla Rovere, G., Iori, S., Briggion, C., et al. (2024). Spatio-temporal variations of growth, chemical composition, and gene expression in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*): A two-year study in the Venice lagoon under anthropogenic and climate changing scenarios. *Aquaculture*, 578, 740111.
- Cuthbert, R.N., Bartlett, A.C., Turbelin, A.J., Haubrock, P.J., Diagne, C., Pattison, Z., et al. (2021). Economic costs of biological invasions in the United Kingdom. *NeoBiota*, 67, 299–328.
- D'Hont, A., Gittenberger, A., Hendriks, J. & Leuven, R.S.E.W. (2018). Drivers of dominance shifts between invasive Ponto-Caspian dreissenids *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) and *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897). *Aquatic Invasions*, 13, 449–462.
- Elgin, A.K., Glyshaw, P.W. & Carter, G.S. (2023). Western Lake Erie Quagga Mussel growth estimates and evidence of barriers to local population growth. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 26, 120–130.
- Eifert, R.-A., Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Daniel, S.E., Scofield, A.E. & Hinche, E.K. (2023). Could quagga mussels impact offshore benthic community and surface sediment-bound nutrients in the Laurentian Great Lakes? *Hydrobiologia*.
- Forsmoo, J., Anderson, K., Macleod, C.J.A., Wilkinson, M.E., DeBell, L. & Brazier, R.E. (2019). Structure from motion photogrammetry in ecology: Does the choice of software matter? *Ecol Evol*, 9, 12964–12979.
- Fréchette, M. & Grant, J. (1991). An in situ estimation of the effect of wind-driven resuspension on the growth of the mussel *Mytilus edulis* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 148, 201–213.
- Garton, D.W. & Johnson, L.E. (2000). Variation in growth rates of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, within Lake Wawasee. *Freshwater Biology*, 45, 443–451.
- Guo, T., Capra, A., Troyer, M., Grün, A., Brooks, A.J., Hench, J.L., et al. (2016). Accuracy assessment of underwater photogrammetric three dimensional modelling for coral reefs. In: *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Presented at the XXIII ISPRS Congress, ISPRS, pp. 821–828.
- Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, T., Hesselschwerdt, J., et al. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *AI*, 17, 153–173.
- Johannsson, O.E., Dermott, R., Graham, D.M., Dahl, J.A., Scott Millard, E., Myles, D.D., et al. (2000). Benthic and Pelagic Secondary Production in Lake Erie after the Invasion of *Dreissena* spp. with Implications for Fish Production. *Journal of Great Lakes Research*, 26, 31–54.
- Karatayev, A., Mastitsky, S., Padilla, D., Burlakova, L. & Hajduk, M. (2011). Differences in growth and survivorship of zebra and quagga mussels: Size matters. *Hydrobiologia*, 668, 183–194.
- Karatayev, A.Y. & Burlakova, L.E. (2022). What we know and don't know about the invasive zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) mussels. *Hydrobiologia*.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E. & Padilla, D.K. (2015). Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*, 746, 97–112.
- Karatayev, A.Y., Karatayev, V.A., Burlakova, L.E., Rowe, M.D., Mehler, K. & Clapsadl, M.D. (2018). Food depletion regulates the demography of invasive dreissenid mussels in a stratified lake. *Limnology and Oceanography*, 63, 2065–2079.
- Karatayev, A.Y., Molloy, D.P. & Burlakova, L.E. (2024). Natural Enemies of Zebra and Quagga Mussels: Predators, Parasites, and Ecological Competitors. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 32, 1–80.
- Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., Minchin, D., Boltovskoy, D. & Burlakova, L.E. (2007). Changes in Global Economies and Trade: the Potential Spread of Exotic Freshwater Bivalves. *Biol Invasions*, 9, 161–180.

- Koch, H.R., Wallace, B., DeMerlis, A., Clark, A.S. & Nowicki, R.J. (2021). 3D Scanning as a Tool to Measure Growth Rates of Live Coral Microfragments Used for Coral Reef Restoration. *Frontiers in Marine Science*, 8.
- Kraemer, B.M., Boudet, S., Burlakova, L.E., Haltiner, L., Ibelings, B.W., Karatayev, A.Y., et al. (2023). An abundant future for quagga mussels in deep European lakes. *Environ. Res. Lett.*, 18, 124008.
- Lange, I.D. & Perry, C.T. (2020). A quick, easy and non-invasive method to quantify coral growth rates using photogrammetry and 3D model comparisons. *Methods in Ecology and Evolution*, 11, 714–726.
- Li, J., Ianaiev, V., Huff, A., Zalusky, J., Ozersky, T. & Katsev, S. (2021). Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, e2008223118.
- Lods-Crozet, B. & Chevalley, P.A. (2018). Flux d'espèces envahissantes benthiques, implications sur l'écosystème lacustre de grands lacs péréalpins. Rapport de la Direction Générale de l'Environnement/Protection des eaux du Canton de Vaud, 20 pp
- MacIsaac, H.J. (1994). Comparative Growth and Survival of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*, Exotic Molluscs Introduced to the Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*
- Mayer, C., Burlakova, L., Eklöv, P., Fitzgerald, D., Karatayev, A., Ludsin, S., et al. (2014). Benthification of Freshwater Lakes. *Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control*, 575–585.
- Million, W.C., O'Donnell, S., Bartels, E. & Kenkel, C.D. (2021). Colony-Level 3D Photogrammetry Reveals That Total Linear Extension and Initial Growth Do Not Scale With Complex Morphological Growth in the Branching Coral, *Acropora cervicornis*. *Frontiers in Marine Science*, 8.
- Mills, D., Chadwick, M. & Francis, R. (2017). Impact of invasive quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*, Bivalva: Dreissenidae) on the macroinvertebrate community structure of a UK river. *Aquatic Invasions*, 12, 509–521.
- Nalepa, T.F., Fanslow, D.L. & Lang, G.A. (2009). Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. *Freshwater Biology*, 54, 466–479.
- Nocerino, E., Menna, F., Gruen, A., Troyer, M., Capra, A., Castagnetti, C., et al. (2020). Coral Reef Monitoring by Scuba Divers Using Underwater Photogrammetry and Geodetic Surveying. *Remote Sensing*, 12, 3036.
- Ozersky, T., Barton, D.R., Hecky, R.E. & Guildford, S.J. (2013). Dreissenid mussels enhance nutrient efflux, periphyton quantity and production in the shallow littoral zone of a large lake. *Biol Invasions*, 15, 2799–2810.
- Peyer, S.M., Hermanson, J.C. & Lee, C.E. (2010). Developmental plasticity of shell morphology of quagga mussels from shallow and deep-water habitats of the Great Lakes. *Journal of Experimental Biology*, 213, 2602–2609.
- Realis, C., Boudet, S., Ibelings, B. & Jacquet, S. (Données personnelles du projet DRILL). Mesures de tailles et identification des dreissènes de la zone littorale du Léman.
- Rowe, M.D., Anderson, E.J., Wang, J. & Vanderploeg, H.A. (2015). Modeling the effect of invasive quagga mussels on the spring phytoplankton bloom in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, Complex interactions in Lake Michigan's rapidly changing ecosystem, 41, 49–65.
- Roy, H.E., Peyton, J., Aldridge, D.C., Bantock, T., Blackburn, T.M., Britton, R., et al. (2014). Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology*, 20, 3859–3871.
- Sales, C., England, J., Johns, T. & Barrett, J. (2020). Quagga Mussel -our latest Hertfordshire invader?, 52, 78–81.
- Tran Khac, V., Quétin, P. & Anneville, O. (2024). Physico-chimie des eaux du Léman et données météotrologiques. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2023, pp 13–41.
- Tsuboi, M., Kopperud, B.T., Syrowatka, C., Grabowski, M., Voje, K.L., Pélabon, C., et al. (2020). Measuring Complex Morphological Traits with 3D Photogrammetry: A Case Study with Deer Antlers. *Evol Biol*, 47, 175–186.
- Wong, W., Gerstenberger, S., Baldwin, W. & Moore, B. (2011). Settlement and Growth of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897) in Lake Mead, Nevada-Arizona, USA. *Aquatic Invasions*, 7, 7–19.
- Wright, D.A., Setzler-Hamilton, E.M., Magee, J.A., Kennedy, V.S. & McIninch, S.P. (1996). Effect of salinity and temperature on survival and development of young zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena bugensis*) mussels. *Estuaries*, 19, 619–628.
- Zalusky, J., Huff, A., Katsev, S. & Ozersky, T. (2023). Quagga mussels continue offshore expansion in Lake Michigan, but slow in Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, 49, 1102–1110.

QUEL OBJECTIF PHOSPHORE POUR LE LÉMAN : UN CONTRÔLE DÉSORMAIS CLIMATIQUE DES CONDITIONS D'OXYGÈNE AU FOND DU LAC

WHAT IS THE PHOSPHORUS OBJECTIVE FOR LAKE GENEVA: CLIMATE-BASED CONTROL OF OXYGEN CONDITIONS AT THE BOTTOM OF THE LAKE

CAMPAGNE 2024

PAR

Jean-Philippe JENNY, Laura SOARES et Olivia DESGUÉ-ITIER

UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE

RÉSUMÉ

Depuis les années 1980, les efforts de restauration du Léman ont permis une réduction significative des apports en phosphore. Cette diminution a contribué à abaisser les stocks de phosphore dissous et la charge interne, tout en améliorant la qualité de l'eau et en réduisant notamment le risque de prolifération d'algues nuisibles. Malgré cette amélioration notable, les épisodes prolongés d'hypoxie dans les eaux profondes du Léman persistent, soulevant la question de l'efficacité d'une nouvelle baisse des concentrations de phosphore pour rétablir des niveaux d'oxygène conformes aux seuils de qualité suisses (4 mg O₂/L au fond du lac). Cette étude est motivée par l'hypothèse d'un contrôle climatique de plus en plus important sur les concentrations d'oxygène, qui pourrait limiter l'efficacité d'une gestion du phosphore.

Dans ce cadre, l'étude s'appuie sur une approche de modélisation mécaniste, combinant données limnologiques et paléolimnologiques. Elle vise à anticiper l'évolution du régime de brassage du lac d'ici 2100 et à évaluer, dans ce nouveau contexte, les conditions d'oxygénéation associées à différents scénarios réalisistes de concentrations en phosphore et de consommation d'oxygène. Les conditions naturelles historiques d'oxygénéation, avant l'eutrophisation, ont d'abord été simulées, puis validées à l'aide des données paléolimnologiques, afin d'estimer les taux de consommation d'oxygène les plus faibles, représentatifs d'un état de faible apport en phosphore réaliste. Ces taux de consommation d'oxygène ont ensuite été utilisés dans les projections futures climatiques pour déterminer si une réduction supplémentaire des apports en phosphore pourrait améliorer l'oxygénéation des eaux profondes ou si, au contraire, les effets du changement climatique rendent ce retour improbable.

Les résultats montrent que l'eutrophisation d'origine anthropique a considérablement accru les taux de consommation d'oxygène, passés d'environ 0.3 g O₂/m²/j en conditions naturelles à 2.5 g O₂/m²/j durant la période d'eutrophisation, provoquant l'apparition d'épisodes d'hypoxie dès la fin du XIXe siècle. De 1860 à 1970, le lac connaissait un brassage hivernal complet chaque année, un phénomène aujourd'hui perturbé par le réchauffement climatique. Les simulations de prospectives indiquent que le changement climatique entraînera une diminution de la fréquence des brassages complets. Dans ce contexte de transition vers un état oligomictique, et potentiellement à terme méromictique, une réduction des apports en phosphore permettrait certes de limiter la consommation d'oxygène, mais les projections montrent que même avec des taux aussi faibles qu'en période pré-eutrophique, l'hypoxie des eaux profondes persisterait. Nos résultats suggèrent qu'un brassage hivernal complet au moins une fois tous les trois ans serait nécessaire pour compenser la demande en oxygène du lac, même en présence de faibles taux de consommation. En revanche, dans un futur où les brassages seront plus rares, même des taux de consommation comparables à ceux observés avant l'eutrophisation conduiront à l'hypoxie des eaux du fond.

Notre étude conclut que le Léman a basculé vers un nouvel état écologique, caractérisé par une hypoxie structurelle des eaux profondes. Avec le renforcement du réchauffement climatique, les épisodes d'oxygénéation des eaux du fond deviendront exceptionnels. Notre étude suggère qu'une stratégie de réduction des apports en P ne conduirait pas à améliorer les conditions d'oxygène au fond.

Notre étude suggère d'encourager une 1) amélioration du suivi de l'étendue de la zone hypoxique, notamment pour les couches profondes afin de mieux anticiper la remontée maximale de l'hypoxie dans la colonne d'eau, 2) modéliser l'étendue maximale potentielle de l'hypoxie afin d'identifier les profondeurs critiques à ne pas dépasser pour garantir un habitat viable pour la faune aquatique, notamment les poissons, 3) si cela s'avère nécessaire, réfléchir et proposer des pistes d'action de gestion éventuelles pour garantir l'oxygène dans les zones critiques (par exemple les zones de reproduction des poissons).

Cette étude a donné lieu à un article scientifique (Soares et al. 2024, <https://doi.org/10.1002/lo2.10435>). Elle met à la disposition de la communauté la configuration du modèle permettant de reproduire les simulations ainsi que les données simulées de profils verticaux journaliers des sorties du modèle. L'ensemble de ces données sont disponibles à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.57745/L4RABJ>.

ABSTRACT

Since the 1980s, restoration efforts in Lake Geneva have led to a substantial reduction in phosphorus inputs, resulting in lower dissolved phosphorus stocks and improved water quality, notably reducing the risk of harmful algal blooms. Despite this significant progress, prolonged episodes of hypoxia in the lake's deep waters persist, raising questions about the effectiveness of further phosphorus reductions in restoring oxygen levels that meet Swiss quality standards (4 mg O₂/L at the lake bottom). This study is driven by the hypothesis that climate control over oxygen concentrations is becoming increasingly dominant, potentially limiting the effectiveness of phosphorus management.

The study relies on a modelling approach that combines limnological and paleolimnological data. Its objective is to anticipate changes in the lake's mixing regime by 2100 and, within this new context, to assess oxygenation conditions under different realistic scenarios of phosphorus concentration and oxygen consumption. Historical natural oxygenation conditions, prior to eutrophication, were first simulated and validated using paleolimnological data, to estimate the lowest oxygen consumption rates representative of a realistically low-phosphorus input state. These consumption rates were then used in future projections to determine whether further reductions in phosphorus inputs could improve deep-water oxygenation, or whether, conversely, climate change would prevent such recovery.

The results show that anthropogenic eutrophication has significantly increased oxygen consumption rates—from approximately 0.3 g O₂/m²/day under natural conditions to 2.5 g O₂/m²/day during the eutrophication period—leading to the onset of hypoxia as early as the late 19th century. Prior to the industrial era, the lake underwent complete winter mixing every year; a process now disrupted by climate warming. Prospective simulations indicate that climate change will lead to a decline in the frequency of complete mixing events. In this meromictic context, reducing phosphorus inputs could help lower oxygen consumption rates; however, the projections show that even with rates as low as those before eutrophication, hypoxia in the deep waters would persist. Our results suggest that complete winter mixing at least once every three years would be necessary to meet the lake's oxygen demand, even under low consumption rates. Conversely, in a future where mixing becomes increasingly rare, even oxygen consumption rates comparable to pre-eutrophication levels would lead to deep-water hypoxia.

Our study concludes that Lake Geneva has shifted toward a new ecological regime, characterized by structural hypoxia in its deep waters. Consequently, deep-water oxygenation events will become exceptional. The study suggests that a phosphorus reduction strategy alone would not be sufficient to improve bottom oxygen conditions. We recommend 1) improving the monitoring of the hypoxic zone extent, particularly in deep layers, to better anticipate the maximum upward progression of hypoxia in the water column, and 2) modelling the potential maximum extent of hypoxia in order to identify critical depth thresholds that must not be exceeded to maintain viable habitat for aquatic fauna, especially fish.

This study led to a scientific publication (Soares et al., 2024, <https://doi.org/10.1002/lo2.10435>). The model configuration used to reproduce the simulations, as well as the simulated daily vertical profile data from the model outputs, are made available to the community at the following address: <https://doi.org/10.57745/L4RABJ>.

1. INTRODUCTION

Depuis plus d'un siècle, dès les débuts de la limnologie en tant que discipline (Forel, 1892), la dynamique de l'oxygène dans les lacs fait l'objet de recherches mobilisant des approches empiriques, théoriques et prospectives. La diminution de l'oxygène dissous (OD), qui constitue une menace majeure pour les milieux d'eau douce et marins (Wilson et al., 2019), est attribuée aux apports excessifs en nutriments (Jenny et al., 2020) et au changement climatique d'origine anthropique (Grant et al., 2021 ; Jane et al., 2021). Face aux changements synchrones du climat et de l'usage des sols au cours du dernier siècle, la compréhension des dynamiques temporelles devient de plus en plus cruciale. A l'heure de l'Anthropocène, alors que les activités humaines modifient significativement le climat de la planète (McCarthy et al., 2023), des bouleversements soudains, importants et durables du fonctionnement et de la structure des écosystèmes rendent à la fois la prédition et la gestion des trajectoires de changement particulièrement difficiles (Huang et al., 2022). Les interactions complexes entre ces régulateurs — qui peuvent agir comme déclencheurs, contributeurs ou amplificateurs de la désoxygénéation — provoquent des réponses non linéaires et durables des écosystèmes, encore largement imprévisibles (Deyle et al., 2022).

Étant donné que le déclin de l'oxygène a des implications majeures pour les services écosystémiques essentiels des lacs, régulés par des processus biogéochimiques, identifier les facteurs et mécanismes à l'origine des changements dans la dynamique de l'oxygène est fondamental pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes lacustres dans leur ensemble, et indispensable pour gérer la qualité de l'eau.

Malgré de nombreuses observations concordantes d'une diminution de l'oxygène dans les lacs à l'échelle mondiale, l'interprétation des causes et des mécanismes sous-jacents diffère selon que l'on adopte une approche à court ou à long terme. D'un côté, une synthèse limnologique des données de 393 lacs des zones tempérées montre clairement une désoxygénéation persistante du *métalimnion*, liée à l'intensification de la stratification thermique et à la réduction de la transparence de l'eau au cours des 40 dernières années (Jane et al., 2021). De l'autre, une synthèse paléolimnologique des données de 365 lacs dans le monde suggère que l'augmentation de l'activité humaine et des apports en nutriments — mais non le climat — a conduit à l'apparition de l'hypoxie ($[O_2] < 2 \text{ mg/L}$ selon Roberts et al., 2009) au cours des 300 dernières années (Jenny et al. 2016).

Pour réconcilier ces contradictions apparentes, des données longues, continues dans le temps et systématiques sont nécessaires pour combler une lacune critique de connaissances, et seront indispensables pour démêler le rôle précis des facteurs externes dans les dynamiques écosystémiques. Dans cette étude, nous proposons une intégration de (1) la modélisation lacustre fondée sur les processus (Schwefel et al., 2016), avec (2) des données de suivi *in situ* pour le calage du modèle, et (3) des marqueurs paléolimnologiques archivés dans les sédiments afin d'apporter une perspective temporelle à long terme encore manquante et permettant d'acquérir des informations essentielles sur l'état naturel du lac avant les perturbations anthropiques ainsi que des prospectives à l'horizon 2100.

Dans ce contexte, et face à la persistance préoccupante d'épisodes d'hypoxie malgré la réoligotrophisation, la CIPEL a mandaté une étude prospective visant à évaluer 1) les effets d'un éventuel nouvel objectif d'apport de phosphore sur la distribution des stocks de phosphore, 2) la production primaire et 3) l'état d'oxygénéation des eaux profondes du Léman. Cette étude visera en outre à déterminer dans quelle mesure l'influence du climat sur les concentrations d'oxygène pourrait compromettre l'efficacité des stratégies de gestion axées sur la réduction des apports en phosphore.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1 LE LÉMAN DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENT

Le Léman est thermiquement stratifié du printemps au début de l'automne, avec une thermocline située à environ 15 m de profondeur en été. Un brassage complet des eaux permettant la réoxygénération des couches profondes ne se produit que lors d'hivers très froids et venteux, en moyenne une fois tous les cinq à dix ans selon les suivis débutés dans les années 1950 (Schwefel et al., 2016). Ce plan d'eau fait partie des lacs les plus étudiés et les mieux documentés au monde, avec une base de données de suivi de haute qualité couvrant plus de 60 ans. Depuis les années 1950, il a connu un épisode d'eutrophisation anthropique suivi d'une ré-oligotrophisation, similaire à celle observée dans d'autres lacs au cours de la même période (Dresti et al., 2021). Comme d'autres lacs, le Léman est aujourd'hui confronté aux effets du changement climatique, avec un réchauffement significatif et un renforcement de la stratification thermique (Desgué-Itier et al. 2023).

2.2 LES OUTILS DE MODÉLISATION MÉCANISTE

Le cadre méthodologique appliqué ici (Figure 1) combine des observations de suivi et des données paléolimnologiques, obtenues essentiellement dans le programme ANR IPERRETRO 2009-2013 (Perga et al., 2015), intégrées dans un modèle vertical unidimensionnel – le modèle couplé General Lake Model – Aquatic EcoDynamics (GLM-AED2 ; GLM : v.3.1.1, AED2 : v.2.0) – afin de réaliser des simulations continues des conditions biogéochimiques du lac, avec un focus sur le volet thermique, la stratification et la récurrence des brassages complets, ainsi que la dynamique des concentrations en oxygène au fond. Le calage du modèle cherche à optimiser la simulation de l'oxygène, au centre de l'objet d'étude. Ces dynamiques sont pilotées à la fois par les forçages climatiques et les apports en nutriments dans le Léman (France, Suisse). Le modèle AED2+ a été choisi car il intègre les processus clés de la qualité de l'eau, dépendant à la fois de l'environnement climatique et de la charge en nutriments, ce qui en fait un outil adapté à l'étude des effets de l'eutrophisation et du changement climatique sur les processus internes du lac. Il doit être couplé à un modèle hydrodynamique physique afin de prendre en compte le rôle de la stratification thermique et du brassage vertical sur les dynamiques écosystémiques, incluant les processus biogéochimiques dominants dans la colonne d'eau et les flux aux interfaces air-eau et eau-sédiment. L'approche unidimensionnelle a été retenue dans le cadre de cette étude à long terme pour son bon compromis entre précision et coût en calcul. L'estimation de l'hypoxie dans les modèles 1D constitue une estimation qui ne tient pas compte des processus spatiaux susceptibles de favoriser une certaine réoxygénération de l'hypolimnion liés aux transferts latéraux.

Les données de forçage du modèle comprennent : (a) des projections climatiques pour la température de l'air, le rayonnement solaire et la vitesse du vent, issues du projet de comparaison des modèles d'impact intersectoriels (ISIMIP - *Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project*) (Golub et al., 2022), incluant une période historique (1850 – 2014) et des simulations futures (2015 – 2100) pour trois scénarios basés sur des trajectoires socio-économiques et des niveaux de forçage en gaz à effet de serre représentatifs (SSP1 – RCP2.6, SSP3 – RCP7.0, et SSP5 – RCP8.5) (Golub et al. 2022) ; (b) des mesures de terrain de débit, température et nutriments collectées dans le principal tributaire du lac, le Rhône, sur 47 ans (1974 – 2020) (1974 – 2020 ; Eawag and FOEN 2022) ; (c) des indicateurs paléolimnologiques, à savoir des fossiles de Daphnie (Cladocères) préservés dans des carottes sédimentaires bien datées, ayant permis de développer une fonction de transfert pour estimer la concentration moyenne annuelle en phosphore total (TP) dans l'eau du lac entre 1850 et 2018, sur la base de leur forte relation avec les abondances de Daphnie (TP Daphnie) (Berthon et al. 2014) ; (d) une hypsographie spécifique au lac, basée sur des isobathes à 10 m (Stockwell et al. 2021).

Le couplage du modèle hydrodynamique et biogéochimie GLM-AED2 a été exécuté avec un pas de temps horaire du 1^{er} janvier 1850 au 31 décembre 2020, et le modèle GLM a été exécuté de manière indépendante jusqu'en 2100 pour le volet prospectif du régime thermique. Une simulation continue sur toute la période a été effectuée pour assurer la prise en compte de l'inertie thermique accumulée dans l'hypolimnion entre deux brassages complets. Le modèle a été configuré pour simuler la dynamique de l'oxygène dissous, des nutriments inorganiques (carbone, azote, phosphore), de la silice, de la matière organique (particulaire et dissoute), et du phytoplancton, représenté ici comme un groupe fonctionnel unique. Une description détaillée des données et du modèle utilisé est disponible dans les annexes.

La capacité du modèle à reproduire les concentrations d'oxygène au fond et le régime d'hypoxie à différentes échelles temporelles a été évaluée par comparaison avec des mesures in situ issues de sondes et d'analyses d'échantillons d'eau collectés tous les quinze jours au point le plus profond du lac, issues des campagnes de suivi d'auscultation de long terme (Rimet et al., 2020). La phase de calibration a été menée sur une période présentant un large gradient de TP (38 – 60 µg/L) pour tester la capacité du modèle à reproduire des tendances à long terme des variables principales. Le régime d'hypoxie a également été validé une seconde fois, pour les tendances de long-terme, à l'aide d'enregistrements paléolimnologiques exprimés en volume annuel d'eaux hypoxiques, dérivés d'un indice basé sur des sédiments laminés annuellement (varves) (Jenny et al., 2014). Bien que le modèle ne capture pas précisément l'ensemble des processus de court terme, l'évaluation des performances confirme la robustesse de ce cadre méthodologique pour représenter de manière fiable les tendances à long terme de l'oxygène au fond du lac en termes de dynamique générale, d'amplitude et de durée. Les procédures de calibration, de validation et l'évaluation des performances du modèle sont détaillées en annexes.

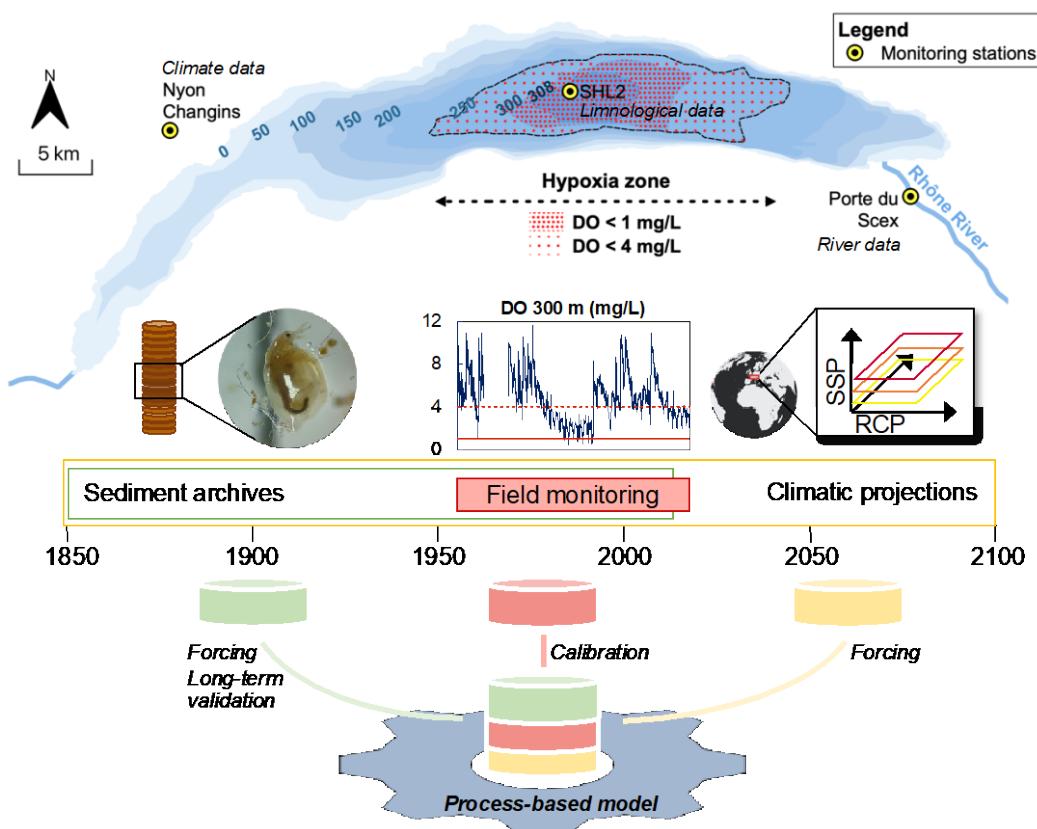


Figure 1 : Protocole de simulation de l'hypoxie dans le lac Léman basé sur les suivis de terrain (1957 – 2020), les archives sédimentaires (1850 – 2018) et les projections climatiques (1850 – 2100), combinés pour alimenter un modèle mécaniste simulant l'évolution continue à long terme du phosphore et de l'hypoxie dans le lac de 1850 à 2100. La zone d'hypoxie représentée sur la carte correspond aux données de la décennie 1990, période la plus critique en termes de désoxygénéation du lac.

Figure 1 : Protocol for hypoxia simulation in Lake Geneva based on field monitoring (1957 – 2020), sediment archives (1850 – 2018), and climate projections (1850 – 2100), combined to feed a mechanistic model simulating the continuous long-term evolution of phosphorus and hypoxia in the lake from 1850 to 2100. The area of hypoxia shown on the map corresponds to data from the 1990s, the most critical period in terms of lake deoxygenation.

2.3 CARACTÉRISATION DE L'HYPOXIE À LONG TERME

Les concentrations journalières d'oxygène simulées sur l'ensemble de la colonne d'eau entre 1850 et 2100 ont été synthétisées sous forme de valeurs annuelles afin de caractériser le régime d'hypoxie, en cohérence avec la fréquence des données paléolimnologiques. L'intensité de l'hypoxie a été évaluée à partir de la moyenne annuelle des minima quotidiens des concentrations d'oxygène modélisées, c'est-à-dire des concentrations les plus proches de l'interface avec les sédiments. La durée de l'hypoxie a été définie comme le nombre de jours par an durant lesquels la concentration minimale dans l'hypolimnion est restée inférieure à différents seuils. Les seuils couramment utilisés de 1 à 4 mg/L ont été testés ; un meilleur ajustement avec le proxy paléolimnologique a été observé à 1 mg/L, bien que les autres seuils montrent des tendances similaires.

2.4 DÉTERMINER LES FACTEURS RESPONSABLES DE L'HYPOXIE HISTORIQUE

Pour identifier les principaux facteurs à l'origine de l'hypoxie, nous avons distingué les effets des forçages climatiques et de l'enrichissement en nutriments, afin d'isoler l'influence de chacun d'eux, tous deux reconnus comme déterminants pour la teneur en oxygène au fond du lac. Pour cela, le modèle a été utilisé avec des apports externes de phosphore très faibles, correspondant à l'état naturel, en répétant les variations intra-annuelles de l'année 1850 sur toute la période de simulation, tandis que les autres forçages restaient inchangés. En l'absence de données de suivi antérieures à la perturbation, il n'a pas été possible d'ajuster précisément la paramétrisation du modèle pour les faibles concentrations en phosphore et les faibles taux de minéralisation, ce qui accroît l'incertitude des résultats obtenus.

Concernant l'analyse de l'effet du climat sur l'hydrodynamique du lac et les recharges hivernales d'oxygène, les épisodes de brassage hivernal complet ont été définis comme des périodes où la différence de température et de concentration en oxygène entre la surface et le fond du lac était inférieure à 2 °C et 2 mg/L, respectivement, pendant au moins cinq jours consécutifs. Bien que ces seuils soient arbitraires, leur combinaison permet une évaluation plus robuste des épisodes de mélange hivernal. Le seuil de température est dans la plage des valeurs couramment utilisées dans d'autres études menées sur le Léman (1 à 3 °C) (Perroud et al., 2009 ; Schwefel et al., 2016).

2.5 PROJECTIONS FUTURES DE L'HYPOXIE DU LAC

Les projections climatiques ont été utilisées pour intégrer les variations de la radiation solaire, de la température de l'air et de la vitesse du vent selon trois scénarios d'évolution (SSP1 – RCP2.6, SSP3 – RCP7.0, SSP5 – RCP8.5). Tous les autres paramètres d'entrée utilisés pour la modélisation historique ont été considérés comme constants.

Les projections futures des conditions d'oxygène ont été comparées aux conditions historiques à l'aide du taux de minéralisation totale dans l'hypolimnion moyen (AHM - *Areal Hypolimnetic Mineralisation*), [g O₂/m²/j]) pour l'ensemble de l'hypolimnion, qui reflète les processus de (1) minéralisation de la matière organique dans la colonne d'eau, (2) consommation d'oxygène par les sédiments et (3) flux de composés réduits depuis les sédiments. L'AHM est un indicateur fort des effets des nutriments dans les couches profondes du lac. Il a été calculé à partir des concentrations d'oxygène dissous moyennes pondérées par le volume entre 15 et 309 m de profondeur, comme la différence entre la concentration maximale annuelle (entre février et avril) et la concentration minimale à la fin de la stratification estivale (octobre/novembre), divisée par la durée de la stratification estivale (Müller et al. 2019). L'AHM dépend de la concentration maximale d'oxygène atteinte après le brassage printanier [O₂]_{max}, de la concentration minimale dans l'hypolimnion à la fin de la stratification [O₂]_{min}, de la profondeur moyenne de l'hypolimnion z_{hypo}, et de la durée de la stratification Δ_{strat} (Müller et al., 2019) :

$$AHM = \frac{z_{hypo}}{\Delta_{strat}} \times ([O_2]_{max} - [O_2]_{min}) \quad (1)$$

3. CONDITIONS D'OXYGÈNE DE RÉFÉRENCES (HISTORIQUE)

Nos résultats de simulation retracent l'évolution des concentrations de phosphore dans le lac, tant dans les conditions naturelles que dans le contexte des perturbations anthropiques (Figure 2a). Avant les années 1950, les conditions de base du phosphore total (TP) révèlent une variabilité naturelle inhérente avec une moyenne inférieure à 10 µg/L. À partir du milieu du XX^e siècle, une forte augmentation du TP atteignant jusqu'à 94.8 µg/L (valeurs de concentrations non pondérées) dans les simulations du modèle — en lien avec le développement démographique et économique de la région — a entraîné un état méso-eutrophe du lac (TP > 24 µg/L : méso-eutrophe, TP > 30 µg/L : eutrophe) (Carlson 1977) à partir des années 1960, avec un pic dans les années 1970.

Face à cette situation, des mesures de maîtrise des apports de phosphore ont été mises en place, notamment la construction de stations d'épuration et l'interdiction des phosphates dans les détergents, visant à limiter les apports ponctuels et diffus de phosphore. Ces actions ont conduit à une diminution progressive des concentrations en TP, qualifiée de phase de « ré-oligotrophisation ». L'amplitude des moyennes annuelles simulées (15.6 – 94.8 µg/L) est comparable à celle des données de terrain au cours de la période de suivi (10.4 – 95.1 µg/L), traduisant avec confiance les fortes variations de TP à long terme.

Les simulations apportent également un éclairage important sur les conditions de référence en oxygène, en reconstituant la variabilité naturelle avant la période de suivi (c'est-à-dire en l'absence d'hypoxie sauf quelques années exceptionnelles avec une durée de 133 ± 59 jours et des concentrations minimales de 5.5 ± 1.9 mg/L dans toute la colonne d'eau). Ces simulations apportent un éclairage quantifié sur les processus en jeu et sur les concentrations en oxygène, que les proxies paléolimnologiques ne permettent généralement pas de documenter de manière aussi explicite pour les périodes de référence historiques (Figure 2b-c).

La dynamique de l'hypoxie ainsi reconstituée montre que le Léman était bien oxygéné avant la seconde moitié du XX^e siècle, avec uniquement des épisodes courts et sporadiques d'hypoxie, n'excédant pas un an. Ce bon état de l'oxygénation au fond du lac a été rendu possible grâce aux faibles taux de respiration et aux brassages annuels hivernaux réguliers, caractéristique d'un régime monomictique du lac à cette époque. Un premier signal de modification de la dynamique de l'oxygène apparaît dès les années 1960 dans les proxies paléolimnologiques. Ce n'est qu'en 1976 que le régime d'hypoxie a basculé, avec une augmentation brutale de la durée et de l'intensité, sans précédent en comparaison des 115 années précédentes (1860 – 1975). En effet, le lac a connu une hypoxie persistante toute l'année durant 25 des 45 années entre 1976 et 2020, et des concentrations moyennes inférieures à 1 mg/L dans 32 de ces années. En comparaison, entre 1860 et 1975, le lac n'a jamais connu une seule année avec de telles conditions.

4. FACTEURS DE CONTRÔLE ET RÔLE DU PHOSPHORE

Un protocole de simulation a été mis au point pour tester de manière indépendante les effets strictement liés au climat et au changement dans le régime de brassages, et en tenant compte d'apports externe en phosphore très faibles (valeurs de fond naturelles).

Le mécanisme ayant empêché l'extension de l'hypoxie dans les années 1950 était lié à des événements de mélange hivernal suffisamment efficaces pour compenser les fortes charges en nutriments, maintenant ainsi une relativement bonne oxygénation de l'hypolimnion jusqu'en 1970. Ce résultat de simulation pour le Léman est en accord avec les constats que dans les lacs à stratification saisonnière, le mélange hivernal profond constitue le principal processus de recharge en oxygène dissous dans l'hypolimnion (Deyle et al., 2022).

Entre 1860 et 1970, un mélange complet a été observé pendant 67 hivers (lignes pointillées, Figure 3), représentant la principale source d'apport en oxygène depuis la surface. Depuis 1970, ces mélanges sont devenus intermittents (en moyenne 1 événement par décennie entre 1971 et 2020 selon le modèle et les observations limnologiques), ce qui a fortement limité le renouvellement de l'oxygène au fond du lac. Bien que des écarts existent dans le timing des événements simulés par rapport aux observations, leur fréquence reste comparable (1.9 événement/décennie dans le modèle contre 1.2 en données de terrain sur 1971 – 2020) (Schwefel et al. 2016 ; Gaillard et al. 2022).

À mesure que les événements de mélange deviennent moins fréquents, une hypoxie inédite et prolongée dans l'hypolimnion s'est installée, excédant généralement une année complète. La baisse mondiale de la fréquence des mélanges complets est un processus en cours à l'échelle du Léman, amorcé dans les années 1970, en lien avec le réchauffement (Vautard et al. 2010) et une réduction des vitesses de vent sur la majorité des terres de l'hémisphère nord depuis 1979 (Vautard et al., 2010). Selon les simulations numériques et les scénarios d'émissions du GIEC, ce réchauffement devrait se poursuivre à l'avenir (Woolway and Merchant, 2019) réduisant encore davantage la fréquence des brassages complets.

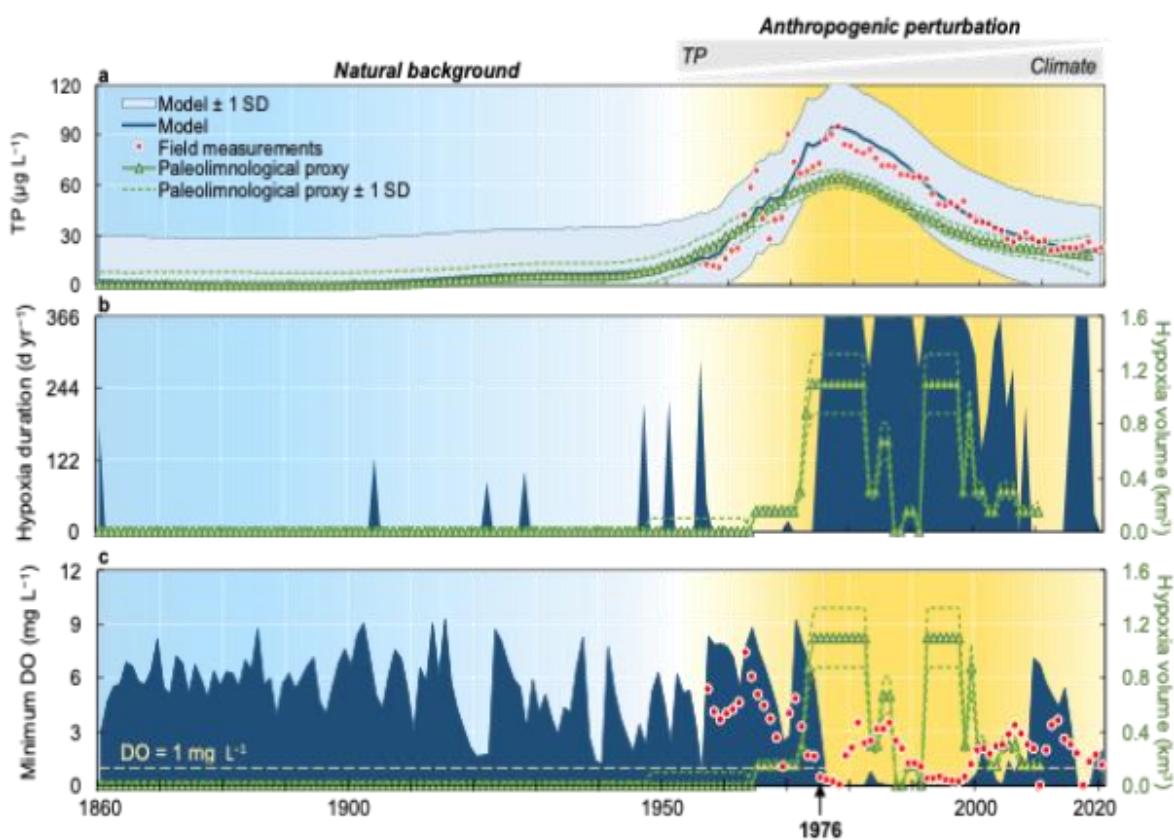


Figure 2 : Tendances annuelles simulées à long terme de a) la concentration médiane en phosphore total, b) la durée de l'hypoxie, et c) la concentration minimale en oxygène dans l'ensemble de la colonne d'eau sur la période historique (1860 – 2020). La durée de l'hypoxie correspond au nombre de jours par an durant lesquels la concentration minimale en oxygène est inférieure à 1 mg/L. Les mesures de terrain du phosphore total (TP) représentent la concentration médiane annuelle, tandis que celles de l'oxygène dissous (DO) représentent la valeur minimale annuelle, toutes deux mesurées dans l'ensemble de la colonne d'eau. Le dégradé de couleur de fond illustre la transition entre un état bien oxygéné et l'établissement d'une hypoxie au fond du lac.

Le proxy paléolimnologique du volume d'hypoxie (dans les panneaux b et c) correspond à l'axe des ordonnées droit. En 1976, une hypoxie persistante s'est installée, marquant un changement brutal en durée et en intensité, sans précédent au cours des 115 années précédentes (1860 – 1975). Les couleurs de fond : le bleu représente la période sous conditions naturelles, et le dégradé jaune reflète qualitativement l'intensité croissante des impacts du phosphore et du changement climatique pendant la période de perturbation anthropique.

Figure 2 : Simulated long-term annual trends in a) median total phosphorus concentration, b) duration of hypoxia, and c) minimum oxygen concentration throughout the water column over the historical period (1860–2020). The duration of hypoxia corresponds to the number of days per year during which the minimum oxygen concentration is less than 1 mg/L. Field measurements of total phosphorus (TP) represent the annual median concentration, while those of dissolved oxygen (DO) represent the annual minimum value, both measured throughout the water column. The background color gradient illustrates the transition from a well-oxygenated state to the establishment of hypoxia at the bottom of the lake.

The paleolimnological proxy for the volume of hypoxia (in panels b and c) corresponds to the right ordinate axis. In 1976, persistent hypoxia set in, marking a sudden change in duration and intensity unprecedented in the previous 115 years (1860–1975). The background colors: blue represents the period under natural conditions, and the yellow gradient qualitatively reflects the increasing intensity of the impacts of phosphorus and climate change during the period of anthropogenic disturbance.

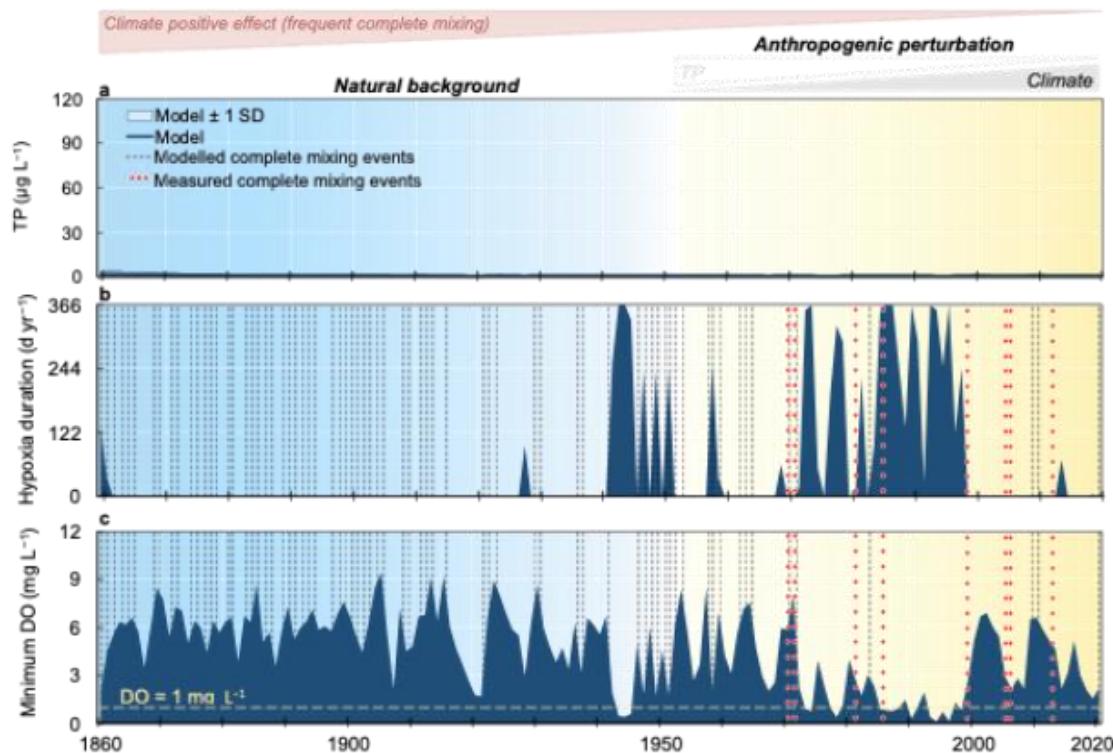


Figure 3 : Démêler les effets du seul forçage climatique (zone bleu foncé) sur l'intensité et la durée de l'hypoxie dans le Léman, basés sur les tendances annuelles simulées à long terme de a) le phosphore total médian, b) la durée de l'hypoxie et c) la concentration minimale en oxygène à travers la colonne d'eau sur la période historique (1860–2020). La durée de l'hypoxie représente le nombre de jours dans l'année où la concentration minimale en oxygène est inférieure à 1 mg/L. Le mélange complet hivernal simulé (lignes noires pointillées) est défini comme l'événement où la différence de température et de concentration d'oxygène entre la surface et le fond du lac est inférieure à 2 °C et 2 mg/L, respectivement. Les pointillés rouges indiquent les événements de mélange hivernal complets observés à partir des données de mesure in situ. Le dégradé de couleurs de fond indique une transition d'une condition bien oxygénée à l'établissement de l'hypoxie au fond du lac. Les couleurs de fond : le bleu représente la période sous conditions naturelles et le dégradé jaune représente qualitativement l'intensité des impacts du changement climatique pendant la période de perturbation anthropique.

Figure 3 : Untangling the effects of climate forcing alone (dark blue area) on the intensity and duration of hypoxia in Lake Geneva, based on long-term simulated annual trends in a) median total phosphorus, b) hypoxia duration, and c) minimum oxygen concentration throughout the water column over the historical period (1860–2020). Hypoxia duration represents the number of days in the year when the minimum oxygen concentration is below 1 mg/L. Complete winter mixing (black dotted lines) is defined as the event where the difference in temperature and oxygen concentration between the surface and bottom of the lake is less than 2 °C and 2 mg/L, respectively. The red dotted lines indicate complete winter mixing events observed from in situ measurement data. The background color gradient indicates a transition from well-oxygenated conditions to the establishment of hypoxia at the bottom of the lake. Background colors: blue represents the period under natural conditions and the yellow gradient qualitatively represents the intensity of climate change impacts during the period of anthropogenic disturbance.

5. L'HYPOXIE DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENT CLIMATIQUE FUTUR

Nos simulations prévoient que les changements de la durée annuelle de l'hypoxie au fond du lac et des concentrations d'oxygène associées ne seront pas aussi marqués que ceux observés dans le passé depuis le passage à l'hypoxie en 1976. En effet, le fond du lac devrait connaître une concentration moyenne quotidienne minimale en oxygène de 2.2 – 3.2 mg/L et une durée d'hypoxie (< 1 mg/L) de 46 – 69 jours par an d'ici la fin du siècle (Tableau 1). Cela contraste avec la moyenne actuelle de 1.1 mg/L, avec une hypoxie durant 365 jours par an. Comme prévu, des conditions plus mauvaises ont été observées dans le scénario à fortes émissions de gaz à effet de serre (SSP 5 – RCP 8.5), expliquées principalement par l'ampleur du changement des facteurs climatiques étudiés (température de l'air, radiation solaire et vitesse du vent). Bien que les impacts du réchauffement climatique futur ne soient pas aussi forts que ceux de l'eutrophisation passée, les changements projetés ne doivent pas être sous-estimés, car ils représentent encore une perte de 42 – 60 % de la concentration minimale moyenne quotidienne en oxygène et un ajout de 38 – 61 jours d'hypoxie par rapport aux conditions naturelles (avant 1950). Malgré les impacts continus du changement climatique et un mécanisme de rétroaction positive qui favorisent le développement de l'hypoxie dans les années suivantes (Lewis et al., 2024), une récupération, seulement partielle, est possible dans les projections futures sous faible apport extérieur en phosphore. **Or, le fait que nous n'ayons pas pu détecter une récupération totale des conditions d'oxygénéation d'ici 2100, dans aucun scénario climatique, signifie que le forçage climatique entrave désormais irrémédiablement le retour à de bonnes conditions d'oxygénéation, même avec une maîtrise renforcée des apports de phosphore.**

Tableau 1 : Moyenne modélisée de la durée moyenne de l'hypoxie, de la concentration minimale en oxygène, et de la concentration en phosphore total dans toute la colonne d'eau.

Table 1 : Modeled average duration of hypoxia, minimum oxygen concentration, and total phosphorus concentration throughout the water column.

Indicators	Natural (pre-1950)	Hypoxic years (1976 – 2020)	Future projections (2020 – 2100)		
			SSP1 – RCP2.6	SSP3 – RCP7.0	SSP5 – RCP8.5
Hypoxia duration (d/yr)	8 (± 2)	265 (± 144)	46 (± 97)	55 (± 96)	69 (± 102)
Minimum DO (mg/L)	5.5 (± 1.9)	1.1 (± 2.0)	3.2 (± 1.5)	2.5 (± 1.6)	2.2 (± 1.2)
TP (µg/L)	3.2 (± 2.7)	51.2 (± 26.3)	15.5 (± 1.2)	15.5 (± 1.2)	15.5 (± 1.2)

L'influence de la charge en phosphore sur l'épuisement de l'oxygène dans le fond du lac a été évaluée en calculant le taux de minéralisation surfacique hypolimnétique (AHM) sur l'ensemble de l'hypolimnion. Nos résultats montrent que l'AHM oscille entre 0.3 et 1.4 g O₂/m²/j sur la période historique, dans la plage des études précédentes (Müller et al. 2019), avec des valeurs exceptionnellement élevées (1.5 – 2.6 g O₂/m²/j) pendant le pic de l'eutrophisation (1967 – 1996 ; voir les annexes). La relation logarithmique entre le nombre d'années sans mélange complet et l'AHM révèle un effet plus fort du climat à l'avenir (2020 – 2100), car une plage plus étroite d'AHM serait nécessaire pour maintenir de bonnes conditions d'oxygène compatibles avec les normes de qualité de l'eau (Figure 4). Si ce seuil est franchi, le fond du lac passe dans un état qui nuit à la survie de la faune aquatique hypolimnétique. Nous concluons donc que le renouvellement de l'oxygène lors des événements de mélange complet sera le principal facteur déterminant l'intensité de l'hypoxie et de ses effets dans l'hypolimnion.

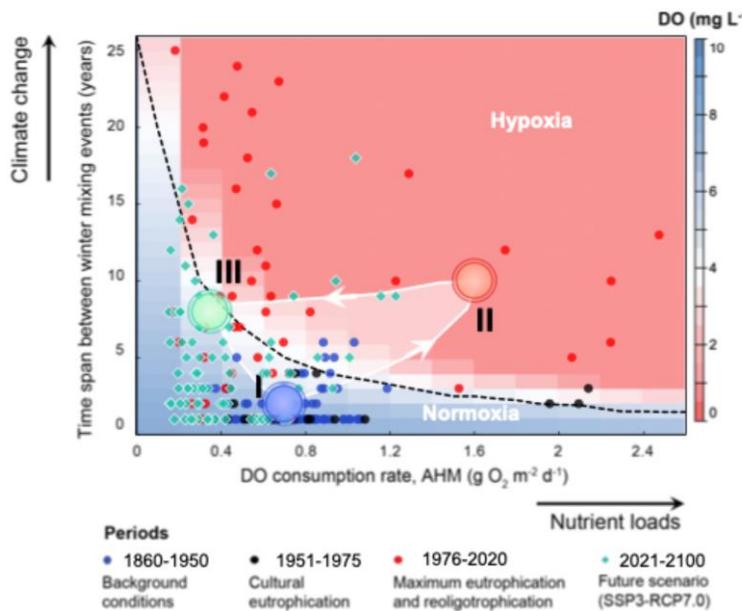


Figure 4 : Conditions tolérables théoriques pour l’oxygène au fond du lac soumis à la diminution des brassages hivernaux et aux changements dans les taux de minéralisation. Les conditions en oxygène dissous (DO) dépendent de l’interaction entre la fréquence projetée des mélanges hivernaux (axe des ordonnées) et le taux de minéralisation surfacique de l’hypolimnion (AHM, axe des abscisses). Le fond coloré représente les concentrations théoriques en oxygène dissous (DO). La période future (2021 – 2100) correspond au scénario intermédiaire (SSP3 – RCP7.0) en maintenant la concentration en phosphore total (TP) dans le lac à sa valeur actuelle modélisée (15 µg/L). La ligne pointillée noire indique le seuil de 4 mg/L entre des conditions bien oxygénées et faiblement oxygénées, définissant ici un espace opérationnel sûr pour les conditions de fond. Les zones I, II, et III illustrent la transition temporelle entre les conditions de référence, le maximum d’eutrophisation, puis la ré-oligotrophisation et enfin le scénario futur. Les gros points représentent la moyenne de tous les petits points de la même couleur.

Figure 4 : Theoretical tolerable conditions for oxygen at the bottom of the lake subject to reduced winter mixing and changes in mineralization rates. Dissolved oxygen (DO) conditions depend on the interaction between the projected frequency of winter mixing (y-axis) and the surface mineralization rate of the hypolimnion (AHM, x- axis). The colored background represents theoretical dissolved oxygen (DO) concentrations. The future period (2021–2100) corresponds to the intermediate scenario (SSP3–RCP7.0) while maintaining the total phosphorus (TP) concentration in the lake at its current modeled value (15 µg/L). The black dotted line indicates the 4 mg/L threshold between well-oxygenated and poorly oxygenated conditions, defining a safe operational space for background conditions. Zones I, II, and III illustrate the temporal transition between reference conditions, maximum eutrophication, then re-oligotrophication, and finally the future scenario. The large dots represent the average of all the small dots of the same color.

Cette analyse montre que, tout au long des XIX^e et XX^e siècles, les trajectoires d’hypoxie ont été principalement déterminées par les effets conjugués des forçages climatiques et des concentrations en phosphore, tandis qu’au XXI^e siècle, elles seront principalement sous le contrôle du climat, influençant les processus physiques qui régulent la dynamique thermique, et dans une moindre mesure par la teneur en nutriments influençant la matière organique et sa décomposition, à condition que les apports en phosphore total (TP) restent similaires à ceux d’aujourd’hui, comme supposé dans les simulations du modèle. Compte tenu de l’augmentation projetée de l’intensité et de la durée de la stratification des lacs profonds à l’échelle mondiale en réponse au réchauffement climatique (Desgué-Itier et al., 2023 ; Shatwell et al., 2019 ; Woolway et al., 2021), une isolation prolongée de l’hypolimnion vis-à-vis de l’atmosphère est attendue. En conséquence, le Léman deviendra de plus en plus propense au maintien de conditions hypoxiques en raison de mélanges hivernaux moins fréquents.

Les projections issues du modèle doivent cependant être interprétées avec prudence, car la fiabilité des forçages futurs comporte des incertitudes. Par exemple, les changements dans la composition du réseau trophique soutenus par des invasions biologiques (comme la moule quagga, détectée pour la première fois dans le Léman dans les années 2010 et dont la prolifération est attendue dans les lacs alpins européens au cours des prochaines décennies (Kraemer et al., 2023) pourraient affecter considérablement les cycles de la matière organique et des nutriments (Li et al., 2021), et indirectement des caractéristiques clés du lac telles que la transparence (Rohwer et al., 2024), c'est-à-dire des paramètres clés de notre modèle, pouvant induire des trajectoires divergentes de celles simulées. Néanmoins, la combinaison entre modélisation, indicateurs paléolimnologiques et mesures de terrain fournit des éléments solides pour comprendre les futurs potentiels du régime d'hypoxie. Nos résultats révèlent qu'une réduction des apports locaux en phosphore ne suffira pas à prévenir la désoxygénéation de l'hypolimnion. Comme le lac Léman partage une histoire trophique similaire avec d'autres lacs d'Europe et d'Amérique du Nord, nos résultats suggèrent une trajectoire de récupération commune et un défi partagé en matière de gestion des lacs.

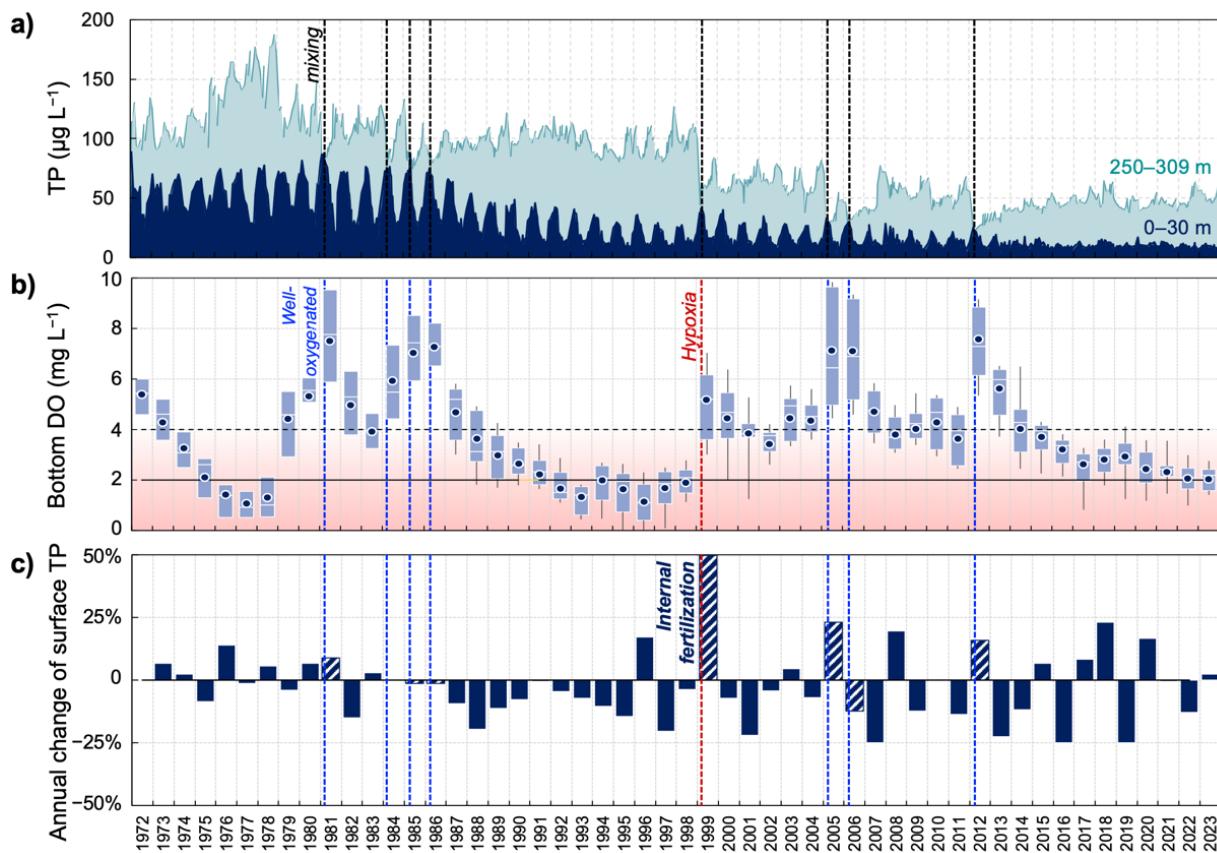


Figure 5 : Suivis limnologiques (observations) indiquant a) l'évolution temporelle des concentrations en phosphore total, b) en oxygène au fond du lac et c) de la variation relative des concentrations de phosphore des eaux de surface entre années, comme proxy de la fertilisation. Les lignes en tirets verticaux indiquent les années de brassages complets observés.

Figure 5 : Limnological monitoring (observations) showing a) the temporal evolution of total phosphorus concentrations, b) oxygen concentrations at the bottom of the lake, and c) the relative variation in phosphorus concentrations in surface waters between years, as a proxy for fertilization. The vertical dashed lines indicate the years in which complete mixing was observed.

Cette étude a enfin analysé les données d'observation de suivis limnologiques de l'oxygène et du phosphore afin de mettre en lumière quelques points d'information complémentaire, notamment concernant le risque potentiel de fertilisation des couches de surface avec les stocks actuels et projetés de phosphore, notamment de la charge interne en P, et de la récurrence actuelle et projeté des brassages complets. Pour ce faire, le taux de fertilisation a été estimé en calculant la différence entre la concentration hivernale de l'année en cours avec celle de l'hiver précédent (Figure 5).

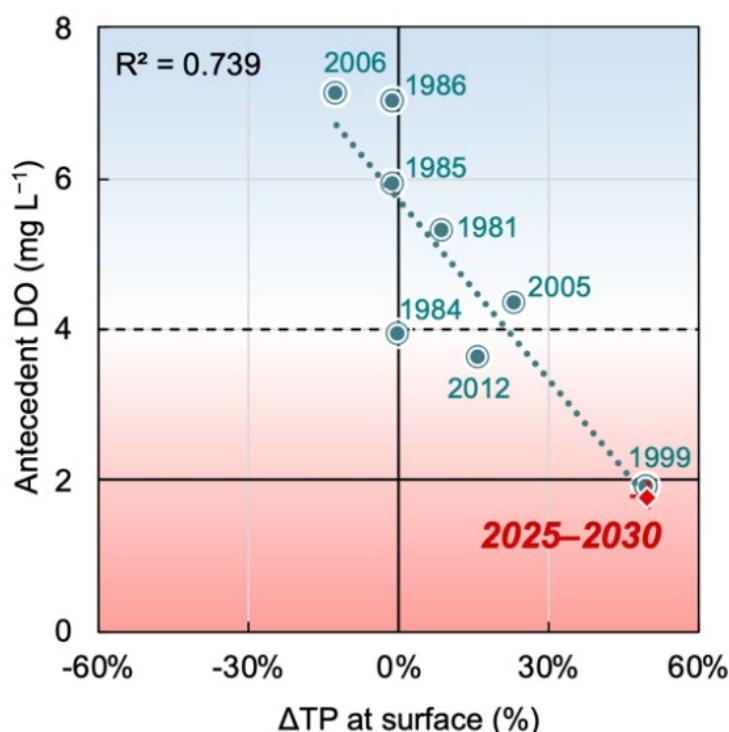


Figure 6 : Relation entre oxygène au fond du lac et variation relatives dans les concentrations en phosphore l'année suivante, relation établie à partir de données *in situ* : S'il survient un événement de brassage complet d'ici la fin de la décennie (2025 – 2030), on s'attend à ce que la fertilisation interne des eaux de surface augmente la concentration en phosphore total (TP) de 50 ± 2 % par rapport à l'année précédente.

Figure 6 : Relationship between oxygen at the bottom of the lake and relative variations in phosphorus concentrations the following year, based on *in situ* data: If complete mixing occurs by the end of the decade (2025–2030), internal fertilization of surface waters is expected to increase total phosphorus (TP) concentrations by 50 ± 2 % compared to the previous year.

Nos analyses tendent à indiquer que si un brassage complet survient à l'avenir après une période prolongée sans brassage et d'hypoxie du fond, la fertilisation des eaux de surface pourrait ponctuellement entraîner une hausse hivernale maximale de 50 ± 2 % du phosphore total (TP) par rapport à l'année précédente, donc autour de 30 µg P/L (Figure 6). Toutefois, la tendance générale est à une diminution de la charge interne, réduisant à la fois l'intensité et la fréquence de ce type d'événement, limitant ainsi le risque d'efflorescence d'algues par le phosphore, à des cas isolés et rares.

En conclusion, cette étude indique que le Léman a basculé vers un nouvel état écologique, caractérisé par une hypoxie structurelle des eaux profondes. Avec l'intensification du réchauffement climatique, les épisodes de réoxygénération du fond du lac deviendront de plus en plus rares. Nos résultats suggèrent qu'une politique de réduction des apports en phosphore ne suffirait pas à restaurer durablement des conditions d'oxygénéation satisfaisantes dans l'hypolimnion.

Il en découle que la fixation d'un nouvel objectif de concentration en phosphore ne devrait pas viser à atteindre systématiquement un seuil d'oxygène supérieur à 4 mg/L dans les eaux profondes. Une approche plus réaliste, déjà proposée dans d'autres études, consisterait à appliquer les seuils réglementaires uniquement à la zone du lac brassée annuellement par les mélanges hivernaux.

Dès lors, la question du phosphore dans le lac ne doit plus seulement viser à garantir des seuils d'oxygène supérieur à 4 mg/L mais doit également inclure une vision plus holistique et considérer tous les usages du lac et la santé du réseau trophique.

BIBLIOGRAPHIE

- Desgué-Itier, O., Melo Vieira Soares, L., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P.A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soulignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., Jenny, J.-P., 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrology and Earth System Sciences* 27, 837–859. <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>
- Deyle, E.R., Bouffard, D., Frossard, V., Schwefel, R., Melack, J., Sugihara, G., 2022. A hybrid empirical and parametric approach for managing ecosystem complexity: Water quality in Lake Geneva under nonstationary futures. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 119, e2102466119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2102466119>
- Dresti, C., Fenocchi, A., Copetti, D., 2021. Modelling physical and ecological processes in medium-to-large deep European perialpine lakes: a review. *Journal of Limnology* 80. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2021.2041>
- Forel, F.A., Forel, F.A., 1892. *Le Léman : monographie limnologique*. F. Rouge, Lausanne. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.124608>
- Golub, M., Thiery, W., Marcé, R., Pierson, D., Vanderkelen, I., Mercado-Bettin, D., Woolway, R.I., Grant, L., Jennings, E., Kraemer, B.M., Schewe, J., Zhao, F., Frieler, K., Mengel, M., Bogomolov, V.Y., Bouffard, D., Côté, M., Couture, R.-M., Debolskiy, A.V., Doppers, B., Gal, G., Guo, M., Janssen, A.B.G., Kirillin, G., Ladwig, R., Magee, M., Moore, T., Perroud, M., Piccolroaz, S., Raaman Vinnaa, L., Schmid, M., Shatwell, T., Stepanenko, V.M., Tan, Z., Woodward, B., Yao, H., Adrian, R., Allan, M., Anneville, O., Arvola, L., Atkins, K., Boegman, L., Carey, C., Christianson, K., de Etyo, E., DeGasperi, C., Grechushnikova, M., Hejzlar, J., Joehnk, K., Jones, I.D., Laas, A., Mackay, E.B., Mammarella, I., Markensten, H., McBride, C., Özkundakci, D., Potes, M., Rinke, K., Robertson, D., Rusak, J.A., Salgado, R., van der Linden, L., Verburg, P., Wain, D., Ward, N.K., Wollrab, S., Zdrovovenova, G., 2022. A framework for ensemble modelling of climate change impacts on lakes worldwide: the ISIMIP Lake Sector. *Geoscientific Model Development* 15, 4597–4623. <https://doi.org/10.5194/gmd-15-4597-2022>
- Grant, L., Vanderkelen, I., Gudmundsson, L., Tan, Z., Perroud, M., Stepanenko, V.M., Debolskiy, A.V., Doppers, B., Janssen, A.B.G., Woolway, R.I., Choulga, M., Balsamo, G., Kirillin, G., Schewe, J., Zhao, F., del Valle, I.V., Golub, M., Pierson, D., Marcé, R., Seneviratne, S.I., Thiery, W., 2021. Attribution of global lake systems change to anthropogenic forcing. *Nat. Geosci.* 14, 849–854. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00833-x>
- Huang, S., Zhang, K., Lin, Q., Liu, J., Shen, J., 2022. Abrupt ecological shifts of lakes during the Anthropocene. *Earth-Science Reviews* 227, 103981. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103981>
- Jane, S.F., Hansen, G.J.A., Kraemer, B.M., Leavitt, P.R., Mincer, J.L., North, R.L., Pilla, R.M., Stetler, J.T., Williamson, C.E., Woolway, R.I., Arvola, L., Chandra, S., DeGasperi, C.L., Diemer, L., Dunalska, J., Erina, O., Flaim, G., Grossart, H.-P., Hambright, K.D., Hein, C., Hejzlar, J., Janus, L.L., Jenny, J.-P., Jones, J.R., Knoll, L.B., Leoni, B., Mackay, E., Matsuzaki, S.-I.S., McBride, C., Müller-Navarra, D.C., Paterson, A.M., Pierson, D., Rogora, M., Rusak, J.A., Sadro, S., Saulnier-Talbot, E., Schmid, M., Sommaruga, R., Thiery, W., Verburg, P., Weathers, K.C., Weyhenmeyer, G.A., Yokota, K., Rose, K.C., 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature* 594, 66–70. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>
- Jenny, J.-P., Anneville, O., Arnaud, F., Baulaz, Y., Bouffard, D., Domaizon, I., Bocaniov, S.A., Chèvre, N., Dittrich, M., Dorioz, J.-M., Dunlop, E.S., Dur, G., Guillard, J., Guinaldo, T., Jacquet, S., Jamoneau, A., Jawed, Z., Jeppesen, E., Krantzberg, G., Lengers, J., Leoni, B., Meybeck, M., Nava, V., Nöges, T., Nöges, P., Patelli, M., Pebbles, V., Perga, M.-E., Rasconi, S., Ruetz, C.R., Rudstam, L., Salmaso, N., Sapna, S., Straile, D., Tammeorg, O., Twiss, M.R., Uzarski, D.G., Ventelä, A.-M., Vincent, W.F., Wilhelm, S.W., Wängberg, S.-Å., Weyhenmeyer, G.A., 2020. Scientists' Warning to Humanity: Rapid degradation of the world's large lakes. *Journal of Great Lakes Research*. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.05.006>
- Jenny, J.-P., Arnaud, F., Alric, B., Dorioz, J.-M., Sabatier, P., Meybeck, M., Perga, M.-E., 2014. Inherited hypoxia: A new challenge for reoligotrophicated lakes under global warming : Holocene hypoxia dynamics in large lakes. *Global Biogeochemical Cycles* 28, 1413–1423. <https://doi.org/10.1002/2014gb004932>
- Jenny, J.-P., Francus, P., Normandeau, A., Lapointe, F., Perga, M.-E., Ojala, A., Schimmelmann, A., Zolitschka, B., 2016. Global spread of hypoxia in freshwater ecosystems during the last three centuries is caused by rising local human pressure. *Glob Chang Biol* 22, 1481–1489. <https://doi.org/10.1111/gcb.13193>
- Kraemer, B.M., Boudet, S., Burlakova, L.E., Haltiner, L., Ibelings, B.W., Karatayev, A.Y., Karatayev, V., Rossbacher, S., Stöckli, R., Straile, D., Piet, S., 2023. An abundant future for quagga mussels in deep European lakes. <https://doi.org/10.1101/2023.05.31.543086>
- Lewis, A.S.L., Lau, M.P., Jane, S.F., Rose, K.C., Be'eri-Shlevis, Y., Burnet, S.H., Clayer, F., Feuchtmayr, H., Grossart, H.-P., Howard, D.W., Mariash, H., Delgado Martin, J., North, R.L., Oleksy, I., Pilla, R.M., Smagula, A.P., Sommaruga, R., Steiner, S.E., Verburg, P., Wain, D., Weyhenmeyer, G.A., Carey, C.C., 2024. Anoxia begets anoxia: A positive

- feedback to the deoxygenation of temperate lakes. *Global Change Biology* 30, e17046. <https://doi.org/10.1111/gcb.17046>
- Li, J., Ianaiev, V., Huff, A., Zalusky, J., Ozersky, T., Katsev, S., 2021. Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118, e2008223118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2008223118>
- McCarthy, F.M., Patterson, R.T., Head, M.J., Riddick, N.L., Cumming, B.F., Hamilton, P.B., Pisarcic, M.F., Gushulak, A.C., Leavitt, P.R., Lafond, K.M., Llew-Williams, B., Marshall, M., Heyde, A., Pilkington, P.M., Moraal, J., Boyce, J.I., Nasser, N.A., Walsh, C., Garvie, M., Roberts, S., Rose, N.L., Cundy, A.B., Gaca, P., Milton, A., Hajdas, I., Crann, C.A., Boom, A., Finkelstein, S.A., McAndrews, J.H., 2023. The varved succession of Crawford Lake, Milton, Ontario, Canada as a candidate Global boundary Stratotype Section and Point for the Anthropocene series. *The Anthropocene Review* 10, 146–176. <https://doi.org/10.1177/20530196221149281>
- Müller, B., Steinsberger, T., Schwefel, R., Gächter, R., Sturm, M., Wüest, A., 2019. Oxygen consumption in seasonally stratified lakes decreases only below a marginal phosphorus threshold. *Sci Rep* 9, 18054. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54486-3>
- Perga, M.-E., Frossard, V., Jenny, J.-P., Alric, B., Arnaud, F., Berthon, V., Black, J., Domaizon, I., Giguet-Covex, C., Kirkham, A., Magny, M., Manca, M., Marchetto, A., Millet, L., Paillès, C., Pignol, C., Poulenard, J., Reyss, J.-L., Rimet, F., Sabatier, P., Savichtcheva, O., Sylvestre, F., Verneaux, V., 2015. High-resolution paleolimnology opens new management perspectives for lakes adaptation to climate warming. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3, 72. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00072>
- Perroud, M., Goyette, S., Martynov, A., Beniston, M., Anneville, O., 2009. Simulation of multiannual thermal profiles in deep Lake Geneva: A comparison of one-dimensional lake models. *Limnology and Oceanography* 54, 1574–1594. <https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.5.1574>
- Rimet, F., Anneville, O., Bardet, D., Chardon, C., Crépin, L., Domaizon, I., Dorioz, J.-M., Espinat, L., Frossard, V., Guillard, J., Goulon, C., Hamelet, V., Hustache, J.-C., Jacquet, S., Lainé, L., Montuelle, B., Perney, P., Quetin, P., Rasconi, S., Schellenberger, A., Tran Khac, V., Monet, G., 2020. The Observatory on LAKes (OLA) database: Sixty years of environmental data accessible to the public. *Journal of Limnology* Follow. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2020.1944>
- Roberts, J.J., Höök, T.O., Ludsin, S.A., Pothoven, S.A., Vanderploeg, H.A., Brandt, S.B., 2009. Effects of hypolimnetic hypoxia on foraging and distributions of Lake Erie yellow perch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 381, S132–S142.
- Rohwer, R.R., Ladwig, R., Hanson, P.C., Walsh, J.R., Vander Zanden, M.J., Dugan, H.A., 2024. Increased anoxia following species invasion of a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography Letters* 9, 33–42. <https://doi.org/10.1002/lol2.10364>
- Schwefel, R., Gaudard, A., Wüest, A., Bouffard, D., 2016. Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling. *Water Resources Research* 52, 8811–8826. <https://doi.org/10.1002/2016WR019194>
- Shatwell, T., Thiery, W., Kirillin, G., 2019. Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lakes. *Hydrology and Earth System Sciences* 23, 1533–1551. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1533-2019>
- Vautard, R., Cattiaux, J., Yiou, P., Thépaut, J.-N., Ciais, P., 2010. Northern Hemisphere atmospheric stilling partly attributed to an increase in surface roughness. *Nature Geosci* 3, 756–761. <https://doi.org/10.1038/ngeo979>
- Wilson, J., Ucharm, G., Beman, J.M., 2019. Climatic, physical, and biogeochemical changes drive rapid oxygen loss and recovery in a marine ecosystem. *Sci Rep* 9, 16114. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52430-z>
- Woolway, R.I., Merchant, C.J., 2019. Worldwide alteration of lake mixing regimes in response to climate change. *Nat. Geosci.* 12, 271–276. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0322-x>
- Woolway, R.I., Sharma, S., Weyhenmeyer, G.A., Debolskiy, A., Golub, M., Mercado-Bettín, D., Perroud, M., Stepanenko, V., Tan, Z., Grant, L., Ladwig, R., Mesman, J., Moore, T.N., Shatwell, T., Vanderkelen, I., Austin, J.A., DeGasperi, C.L., Dokulil, M., La Fuente, S., Mackay, E.B., Schladow, S.G., Watanabe, S., Marcé, R., Pierson, D.C., Thiery, W., Jennings, E., 2021. Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nat Commun* 12, 2318. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22657-4>

ANNEXES

MÉTHODES

Données de suivi *in situ*

La station de surveillance et prélèvement du suivi *in situ* SHL2 (46.45° N, 6.59° E) est située dans la partie la plus profonde du Léman, appelée le Grand Lac, qui représente plus de 96 % du volume total d'eau du lac. Diverses mesures physico-chimiques et biologiques y sont effectuées depuis 1957 par le Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Écosystèmes Limniques (CARRTEL). Les données physico-chimiques et biologiques issues de capteurs sondes et d'analyses d'échantillons d'eau sont librement accessibles dans la base de données de l'Observatoire des Lacs (Rimet et al., 2015). Des mesures verticales discrètes sont réalisées de la surface jusqu'au fond du lac (à 0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 100, 150, 200, 225, 250, 275, 280, 285, 290, 295, 300, 305 et 309 m de profondeur) toutes les deux semaines, sauf de novembre à février, période durant laquelle les échantillonnages sont effectués une fois par mois. Le principal affluent du Léman est le Rhône, avec un débit moyen de 186.4 m³/s, représentant environ 75 % du volume total des apports au lac. Le Rhône est surveillé dans le cadre du programme national suisse de surveillance à long terme des cours d'eau (Eawag & FOEN, 2022), généralement de manière hebdomadaire depuis 1974 à la station de la Porte du Scex (46.35° N, 6.89° E), située à 5 km en amont de l'embouchure du fleuve dans le lac. Les données de terrain comprennent le débit entrant ainsi que plusieurs variables physico-chimiques. Le débit sortant du Rhône est quant à lui mesuré mensuellement depuis 1919.

Données paléolimnologiques

Plusieurs campagnes de terrain visant à prélever des carottes de sédiments au point le plus profond du lac ont été menées entre 2004 et 2018 (notamment lors du programme de recherche ANR IPERRETRIO piloté par le CARRTEL). Deux jeux de données paléolimnologiques, issus de carottes bien datées, ont été utilisés dans la présente étude : (a) des concentrations moyennes en phosphore total (TP) inférées, reconstruites à partir de l'abondance absolue de restes de Daphnies, à l'aide d'une fonction de transfert développée pour la période 1850 – 2018 dans les lacs péréalpins grands et profonds (Berthon et al., 2014). La fonction de transfert basée sur les Daphnies a été utilisée avec succès comme indicateur quantitatif du niveau trophique des lacs en raison de ses exigences stœchiométriques élevées en phosphore (Sterner & Elser, 2002). Des modèles additifs généralisés ont été appliqués aux données paléolimnologiques pour en lisser les séries temporelles, permettant ainsi de dégager les tendances à l'échelle pluri-décennale et centennale ; (b) les volumes annuels d'eaux hypoxiques, reconstruits à l'aide d'un proxy sédimentologique basé sur la formation et la préservation de varves, c'est-à-dire des sédiments laminés annuellement (Jenny et al., 2014). Ce proxy repose sur l'hypothèse que lorsque la concentration en oxygène à l'interface eau-sédiment passe en dessous d'un seuil critique — déterminé par une combinaison suffisante de durée et d'intensité —, la vie microbenthique disparaît, ce qui empêche la bioturbation et le mélange des sédiments associé, permettant ainsi la préservation des varves. Cependant, en raison de la pluralité des composantes de l'écosystème et de leurs réponses individuelles, le terme « hypoxie » dans le cadre de cette reconstitution paléolimnologique doit être compris comme un processus lié à une faible disponibilité en oxygène, plutôt que comme l'application d'un seuil de concentration unique. Ainsi, le terme « hypoxie » est utilisé ici au sens des conséquences sédimentaires d'une baisse de la disponibilité en oxygène dans les eaux profondes, en combinant durée et concentration en oxygène. Il est néanmoins possible d'estimer avec cet indicateur des volumes d'eau théoriques situés en dessous du seuil de profondeur associé à la préservation des varves, ce qui permet de reconstituer la variabilité quantifiée des volumes hypoxiques.

Données climatiques

Les données climatiques existantes, incluant la température de l'air à 2 mètres au-dessus de la surface du lac, la vitesse du vent à 10 mètres et le rayonnement solaire de surface, ont été obtenues à partir d'un modèle climatique corrigé statistiquement et réduit d'échelle issu du projet *Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project* (ISIMIP3b (Golub et al., 2022)). Ces données ont été préalablement vérifiées à l'aide de mesures issues d'une station météorologique locale située à Thonon-les-Bains (1987 – 2019 pour la température de l'air et 1971 – 2019 pour le rayonnement solaire, données de la plateforme INRAE CLIMATIK), et un facteur de correction a été appliqué pour compenser le biais lié à l'altitude (Desgué-Itier et al., 2023).

Les projections prennent en compte le climat historique de 1850 à 2014 et trois scénarios futurs pour la période 2015 à 2100 : SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 et SSP5-RCP8.5. Les SSP (*Shared Socioeconomic Pathways*) représentent différents chemins socio-économiques décrivant l'évolution possible des émissions de gaz à effet de serre (SSP1 étant le scénario le plus durable et SSP5 le moins durable), tandis que les RCP (*Representative Concentration Pathways*) correspondent à l'ampleur du forçage radiatif attendu à l'horizon 2100, allant de 2.6 à 8.5 W/m².

Ces données ont été extraites à une résolution journalière pour la maille (55 km × 55 km) contenant le lac. Les autres variables météorologiques, pour lesquelles la réduction d'échelle locale est souvent moins fiable (humidité relative, nébulosité et précipitations), ont été extraites d'observations météorologiques (MétéoSuisse, 2023) effectuées à Nyon/Changins entre 2000 et 2011 (MeteoSwiss Data Warehouse). Des moyennes journalières ont été calculées et reproduites chaque année de 1850 à 2100, en raison de l'absence actuelle de prévisions fiables concernant leur évolution future.

Cette approche, consistant à limiter les variables d'entrée du modèle à celles pour lesquelles le niveau de confiance est élevé, a déjà été appliquée au Léman (Schwefel et al., 2016) et s'est révélée bien adaptée aux simulations de long terme, en permettant de contourner les limites liées au changement d'échelle tout en tenant compte de l'effet négligeable de ces variables sur les processus hydrodynamiques (Desgué-Itier et al., 2023).

Reconstructions historiques long-terme des données de forçage

L'outil de modélisation hydrodynamique GLM-AED2 nécessite en entrée des données journalières météorologiques, hydrologiques et de charges nutritives. En raison de l'insuffisance temporelle des données de suivi, un cadre conceptuel robuste a été développé afin d'estimer des forçages d'entrée à long terme capables de capturer la variabilité saisonnière sur toute la période de simulation. Ce cadre prend en compte les effets du changement climatique et de l'eutrophisation, les deux principales pressions identifiées sur notre site d'étude, en s'appuyant sur : (i) des projections climatiques à long terme, (ii) le suivi à long terme dans le Léman du phosphore total (TP) et du phosphore réactif soluble (PRS) sur 64 ans (1957 – 2020), (iii) le suivi à long terme dans le Rhône du débit, de la température, de la conductivité électrique, de l'oxygène dissous, du TP, PRS, ammonium, nitrate, azote total, silice réactive, carbone organique total et dissous sur 47 ans (1974 – 2020), (iv) et les concentrations de TP inférées à partir de données paléolimnologiques couvrant la période 1850 – 2018, extraites de carottes sédimentaires prélevées au point le plus profond du lac.

Les conditions de TP dans le lac ont été utilisées pour reconstituer la tendance à long terme des apports en phosphore au Léman, en l'absence de séries temporelles suffisamment longues dans les affluents. Premièrement, les données de TP issues des carottes sédimentaires, disponibles à l'échelle annuelle de 1850 à 2018, ont été multipliées par un facteur d'échelle de 2.64 pour convertir le TP dans le lac en apports de TP via les affluents. Ces valeurs ont ensuite été réparties proportionnellement en PRS, phosphore organique dissous et particulaire dans le Rhône, comme requis par le modèle. Les facteurs d'échelle ont été calculés à partir des rapports entre les valeurs médianes des mesures de terrain sur la période de suivi (Figure S1a).

La contribution en phosphore (PRS, phosphore organique dissous et particulaire) des autres affluents a été agrégée au Rhône comme unique entrée dans le lac (Bueche et al., 2017), en appliquant un facteur de 1.33, basé sur leur contribution estimée à 25 % du débit total entrant. Deuxièmement, les mesures hebdomadaires dans le Rhône de 1974 à 2020 ont été interpolées linéairement pour obtenir une série temporelle journalière. Cette méthode, couramment utilisée dans d'autres applications de modèles (Ladwig et al., 2021), peut cependant sous-estimer l'effet des événements orageux non détectés par le suivi de routine. La concentration quotidienne moyenne a ensuite été normalisée par la concentration annuelle moyenne sur la période, afin de créer une saisonnalité synthétique (Figure S1b). Cette variation journalière a été appliquée aux concentrations annuelles issues des données paléolimnologiques pour reconstruire une série temporelle journalière synthétique des apports en phosphore au Léman de 1850 à 2018 (Figure S1c). Compte tenu du temps de résidence de l'eau dans le lac (11.4 ans), les apports en phosphore ont été décalés dans le temps de 11 ans vers le passé pour tenir compte des effets de synergie.

Enfin, des facteurs correctifs ont été appliqués pour mieux caler l'amplitude des pics de TP au cours du temps. L'utilisation de tels facteurs multiplicatifs est courante (par exemple pour le vent), face aux incertitudes liées à leur reconstitution. Ici, ces ajustements étaient nécessaires pour compenser la nature lissée du proxy paléolimnologique et rapprocher les résultats du modèle des données de terrain.

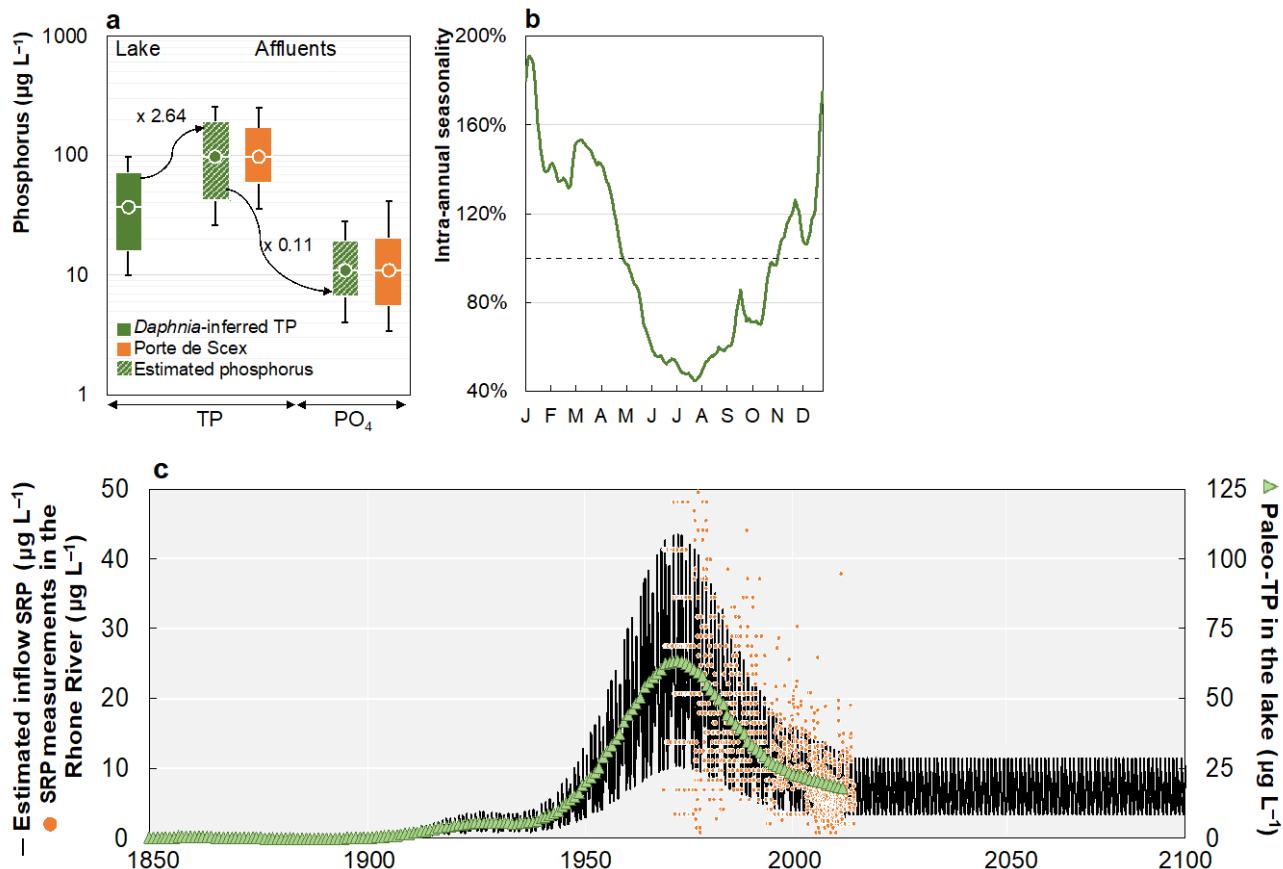


Figure S1 : Reconstruction des apports journaliers à long terme en phosphore dans le Léman de 1850 à 2100. a) Conversion des données annuelles paléolimnologiques de phosphore total (TP) dans le lac en phosphore réactif soluble (PRS) dans les affluents ; b) Saisonnalité intra-annuelle synthétique du PRS dans les affluents (station de surveillance de la Porte du Scex) ; c) Apports journaliers en phosphore réactif soluble dans le lac.

Figure S1 : Reconstruction of long-term daily phosphorus inputs into Lake Geneva from 1850 to 2100. a) Conversion of annual paleolimnological data for total phosphorus (TP) in the lake to soluble reactive phosphorus (SRP) in tributaries; b) Synthetic intra-annual seasonality of SRP in tributaries (Porte du Scex monitoring station); c) Daily inputs of soluble reactive phosphorus into the lake.

L'absence d'informations paléolimnologiques concernant les autres apports dans le lac (ammonium, nitrate et silice réactive) a empêché la reconstitution de leurs tendances à long terme. Ainsi, les moyennes annuelles issues des mesures de terrain dans le Rhône ont été considérées comme constantes, et une procédure similaire à celle utilisée pour intégrer la saisonnalité intra-annuelle, basée sur les mesures hebdomadaires, a été appliquée. Bien que cette approche constitue un compromis pragmatique face à l'absence de trajectoires détaillées des apports en nutriments dans le passé, elle offre une vue d'ensemble raisonnable des grandes évolutions historiques du lac, en accord avec l'absence de changements significatifs à long terme observés entre 1974 et 2020 (Figure S2). Comme pour le phosphore total, un facteur d'échelle de 1.33 a été appliqué pour tenir compte de la contribution des autres affluents à ces apports.

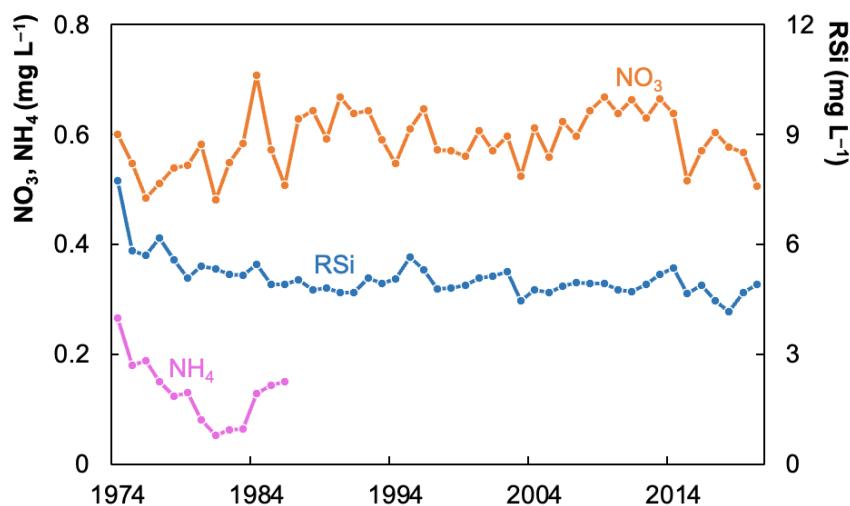


Figure S2 : Concentrations annuelles moyennes de nitrate (NO_3), d'ammonium (NH_4) et de silice réactive (RSi) mesurées dans le Rhône entre 1974 et 2020 (Eawag & FOEN, 2022).

Figure S2 : Average annual concentrations of nitrate (NO_3), ammonium (NH_4), and reactive silica (RSi) measured in the Rhône between 1974 and 2020 (Eawag & FOEN, 2022).

Quatorze variables d'entrée ont été incluses dans le fichier d'affluent : débit, température, salinité, oxygène dissous (OD), phosphore réactif soluble (PRS), phosphore organique dissous (POD), phosphore organique particulaire (POP), ammonium (NH_4), nitrate (NO_3), azote organique dissous (AOD), azote organique particulaire (AOP), silice réactive (SiO_2), carbone organique dissous (COD) et carbone organique particulaire (COP). À l'exception des apports en phosphore, leurs tendances à long terme ont été estimées en suivant des procédures courantes décrites dans la littérature, basées sur les mesures de terrain. Une description complète de chacune de ces méthodes est fournie ci-dessous et résumée dans la Figure S3 et le Tableau S1.

Débits d'entrée et sortie

Le débit journalier entrant dans le Léman a été estimé à partir du suivi à long terme du débit sortant, basé sur 102 années de mesures (Eawag & FOEN, 2022). Les débits mensuels sortants du Rhône, de 1919 à 2020, ont été interpolés linéairement pour obtenir une série temporelle journalière. Le débit journalier moyen sur cette période a ensuite été calculé et répliqué pour chaque année de 1850 à 2100. Comme la plupart des grands lacs alpins naturels, le niveau du Léman est régulé par plusieurs vannes situées à son exutoire. En effet, depuis 1884, le niveau du lac est maintenu dans des limites compatibles avec ses différents usages : l'élévation peut varier entre 371.70 m et 372.30 m grâce au fonctionnement d'un barrage ; lors de crues ou de fortes pluies, des fluctuations peuvent survenir et faire monter le niveau d'environ 30 cm (Jalinoux et al., 2015). Compte tenu de cette variation faible, représentant seulement 0.3 % par rapport à la profondeur maximale du lac, il a été supposé que les débits entrants étaient égaux aux débits sortants pour la période 1850 – 2100. Cette hypothèse a été testée à partir des mesures hebdomadaires du débit entrant du Rhône (1974 – 2020), multipliées par un facteur correctif de 1.33 pour inclure la contribution des autres affluents (RMSE = 66 m^3/s ; RRMSE = 10 %). Par ailleurs, les débits entrants et sortants ont été négligés dans des applications de modélisation précédentes sur le Léman (Desgué-Itier et al., 2023 ; Schwefel et al., 2016), sans que cela ne compromette la simulation de la dynamique thermique. Ainsi, tous les apports au lac ont été intégrés dans le modèle sous la forme d'un seul apport combiné.

Salinité, température et concentration en oxygène dissous des apports

Les mesures hebdomadaires de chlorure effectuées entre 1974 et 2020 ont été interpolées linéairement afin d'obtenir une série temporelle journalière ; ensuite, la concentration journalière moyenne en chlorure sur cette période a été calculée et répliquée pour chaque année de 1850 à 2100. Comme le Rhône représente environ 75 % du débit total entrant dans le lac, un facteur d'échelle de 1.33 a été appliqué pour tenir compte de la contribution en chlorure des autres affluents. La salinité (S, en pss) a ensuite été calculée à partir de la concentration en chlorure (Cl^- , mg/L) selon la formule suivante :

$$S = 0.0018066 \times \text{Cl}^- \quad (1)$$

La température journalière de l'eau entrante pour la période 1850 – 2100 a été estimée à l'aide du modèle air2stream, en fonction de la température de l'air et du débit entrant (Toffolon & Piccolroaz, 2015). La comparaison des températures estimées avec les mesures hebdomadaires effectuées dans le Rhône entre 1974 et 2020 a montré une RMSE de 0.66 °C et une RRMSE de 7.5 %. La concentration journalière en oxygène dissous des eaux entrantes a été estimée en fonction de la température de l'eau, en supposant une saturation à 100 % à l'entrée (Jones et al., 2018 ; Calamita et al., 2019) selon la formule suivante :

$$DO = \exp(7.71 - 1.31 \ln(T + 45.93)) \quad (2)$$

où DO est la concentration d'oxygène dissous à saturation en mg/L et T est la température de l'eau en °C.

La concentration estimée en oxygène dissous (DO) des eaux entrantes a été comparée aux mesures hebdomadaires effectuées dans le Rhône entre 1974 et 2020, et un facteur correctif de 0.95 a été appliqué afin d'obtenir une meilleure correspondance avec les conditions réelles. Les indicateurs de performance (RMSE = 0.56 mg/L ; RRMSE = 12 %) ont confirmé la concordance entre les estimations et les mesures. Étant donné que la température de l'eau et l'oxygène dissous ont été estimés à partir de la température de l'air, ils ont été calculés pour les trois scénarios climatiques futurs : SSP1-RCP2.6, SSP3-RCP7.0 et SSP5-RCP8.5.

Entrées des nutriments

Les concentrations journalières en ammonium, nitrate et silice réactive dans les apports ont été obtenues par interpolation linéaire entre les échantillons hebdomadaires prélevés dans le Rhône entre 1974 et 2020 (pour l'ammonium, les données étaient disponibles de 1974 à 1986). Cette méthode a été utilisée dans d'autres applications de modélisation (Burger et al., 2008 ; Özkundakci et al., 2011), mais elle peut sous-estimer l'effet des épisodes pluvieux intenses qui ne sont pas captés par le suivi de routine. Un facteur d'échelle de 1.33 a été appliqué pour tenir compte de la contribution des nutriments apportés par les autres affluents. Les concentrations journalières moyennes sur la période ont ensuite été calculées et répliquées pour chaque année de 1850 à 2100.

Apports de matière organique

Le carbone organique total et dissous dans les apports a été obtenu par interpolation linéaire entre les échantillons hebdomadaires prélevés dans le Rhône entre 1974 et 2020. Un facteur d'échelle de 1.33 a été appliqué pour prendre en compte la contribution des apports en nutriments des autres affluents, et les concentrations journalières moyennes sur la période ont été calculées puis répliquées de 1850 à 2100. Le carbone organique particulaire a été estimé comme suit :

$$POC = TOC - DOC \quad (3)$$

En l'absence de mesures de terrain sur l'azote organique, celui-ci a été calculé à partir des concentrations en nutriments inorganiques et a été réparti en fractions dissoutes (D) et particulières (P) selon :

$$DON \text{ or } PON = (TN - NH_4 - NO_3)/2 \quad (4)$$

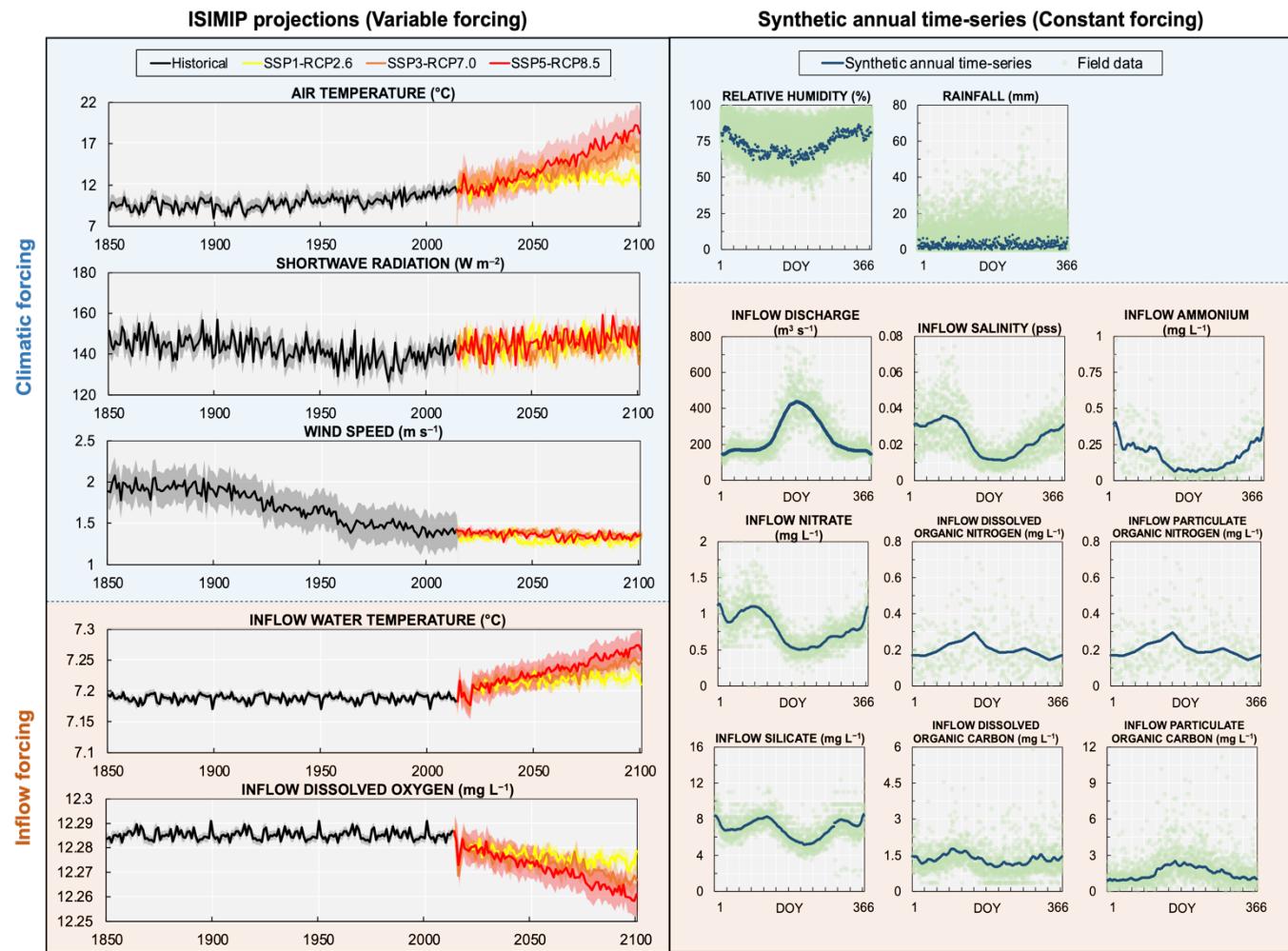


Figure S3 : Données d'entrée climatiques (fond bleu) et d'apport (fond orange) utilisées comme forçages dans le modèle GLM-AED2 appliqué au lac Léman de 1850 à 2100, basées sur les projections ISIMIP pour les forçages variables et sur des séries temporelles annuelles synthétiques pour les forçages constants. La zone ombrée dans les panneaux de gauche représente ± 1 écart-type (± 1 SD).

Figure S3 : Climate input data (blue background) and input data (orange background) used as forcings in the GLM-AED2 model applied to Lake Geneva from 1850 to 2100, based on ISIMIP projections for variable forcings and synthetic annual time series for constant forcings. The shaded area in the left panels represents ± 1 standard deviation (± 1 SD).

Tableau S1 : Méthodes appliquées pour les reconstructions à long terme des données de forçage du modèle pour les simulations historiques et les projections futures.

Table S1 : Methods applied for long-term reconstructions of model forcing data for historical simulations and future projections.

Forçage	Reconstruction historique	Projections futures
<i>Débit entrant / Débit sortant</i>	Le débit entrant a été supposé égal au débit sortant, en raison d'une faible variation du niveau du lac (0.3 %). Interpolation linéaire des débits mensuels sortants. RéPLICATION DES MOYENNES JOURNALIÈRES CHAQUE ANNÉE POUR LA PÉRIODE 1850 – 2014.	Pour isoler les effets du forçage climatique futur directement sur le lac, le débit a été maintenu constant. Adoption des moyennes journalières répliquées pour la période 2015 – 2100.
<i>Salinité de l'affluent</i>	Interpolation linéaire des concentrations mensuelles en chlorures. Application d'un facteur d'échelle de 1.33 pour prendre en compte la contribution des autres affluents. La salinité a été déterminée selon la relation: $\text{Salinité (ppt)} = 0.0018066 \times \text{Cl}^- (\text{mg/L})$ RéPLICATION DES MOYENNES JOURNALIÈRES CHAQUE ANNÉE POUR LA PÉRIODE 1850 – 2014.	
<i>Température de l'affluent</i>	ESTIMÉE PAR LE MODÈLE <i>air2stream</i> EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE DE L'AIR ET DU DÉBIT ENTRANT POUR LA PÉRIODE 1850 – 2100.	
<i>Oxygène de l'affluent</i>	ESTIMÉ EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE DE L'EAU, EN SUPPOSANT UNE SATURATION À 100 % À L'ENTRÉE, POUR LA PÉRIODE 1850 – 2100, SELON LA FORMULE : $DO = \exp(7.71 - 1.31 \ln(T + 45.93))$	
<i>Ammonium entrant</i> <i>Nitrate entrant</i> <i>Silice réactive entrante</i> <i>Carbone organique dissous entrant</i> <i>Carbone organique total entrant</i> <i>Azote total entrant</i>	INTERPOLATION LINÉAIRE ENTRE LES MESURES HEBDOMADAIRES. UN FACTEUR D'ÉCHELLE DE 1.33 A ÉTÉ APPLIQUÉ POUR PRENDRE EN COMPTE LES APPORTS DES AUTRES AFFLUENTS. RÉPLICATION DES MOYENNES JOURNALIÈRES CHAQUE ANNÉE POUR LA PÉRIODE 1850 – 2014.	RÉPLICATION DES MOYENNES JOURNALIÈRES CHAQUE ANNÉE POUR LA PÉRIODE 2015 – 2100.
<i>Carbone organique particulaire entrant</i>	CALCULÉ COMME SUIT : $POC = TOC - DOC$	
<i>Azote organique dissous entrant</i> <i>Azote organique particulaire entrant</i>	CALCULÉ À PARTIR DES CONCENTRATIONS EN AZOTE TOTAL ET EN AZOTE INORGANIQUE SELON LA FORMULE : $DON \text{ or } PON = (TN - NH_4 - NO_3) / 2$	

Description du modèle hydrodynamique et biogéochimique

La concentration en oxygène et la dynamique de l'hypoxie ont été simulées dans cette étude à l'aide du modèle Aquatic Eco-dynamics (AED2), un modèle de pointe récemment appliqué à des lacs dans le monde entier (Farrell et al., 2020 ; Weng et al., 2020 ; Fenocchi et al., 2019 ; Ladwig et al., 2020 ; Bucak et al., 2018). Il a été choisi car il intègre les principaux processus liés à la dynamique de la qualité de l'eau, dépendant à la fois du contexte climatique et des charges en nutriments, ce qui le rend bien adapté à l'étude des impacts de l'eutrophisation et du changement climatique sur les processus internes des lacs.

Le modèle AED2 doit être couplé à un modèle physique (hydrodynamique) hôte pour prendre en compte le rôle de la stratification thermique et du mélange vertical dans la dynamique de l'écosystème lacustre. Nous avons utilisé le modèle unidimensionnel (1D) General Lake Model (GLM), reconnu pour reproduire avec précision la dynamique du mélange dans les lacs couvrant une large gamme de latitudes, zones climatiques et propriétés morphométriques (Bruce et al., 2018).

La dimension unidimensionnelle était nécessaire pour cette étude à long terme en raison de son faible coût informatique. Bien que certains processus, tels que le refroidissement différentiel ou les écoulements sous-fluviaux, incitent à utiliser des modèles tridimensionnels (3D) ou, dans certains cas, bidimensionnels (2D) dans les grands lacs profonds, où les conditions hydro-météorologiques sont hétérogènes sur de vastes surfaces d'eau, les modèles 1D peuvent suffire à représenter la dynamique à long terme. Ils constituent un bon compromis entre précision et coût informatique, facilitant ainsi la mise en œuvre, la calibration et la simulation du modèle, notamment à haute résolution spatiale (Gaillard et al., 2022).

Notamment, les modèles 1D ont prouvé qu'ils constituaient un compromis viable pour représenter la physique capable de reproduire avec une précision raisonnable le régime thermique des lacs péréalpins (Dresti et al., 2021). Plus particulièrement pour le lac Léman, il a été démontré que les modèles 1D sont applicables au-delà des seules études de processus physiques, et qu'ils sont suffisants pour réaliser des modélisations axées sur les effets, par exemple sur la qualité de l'eau dans un contexte de changement climatique (Perroud et al., 2009).

Le modèle hydrodynamique GLM a été précédemment appliqué pour réaliser des simulations hydrodynamiques à long terme dans le lac Léman de 1850 à 2100 et a reproduit avec précision les processus thermiques après calibration et validation, avec une bonne concordance avec les observations (RMSE de 1,02 °C pour le profil complet et 0,57 °C pour l'hypolimnion) (Desgué-Itier et al., 2023). En résumé, le GLM adopte un schéma lagrangien flexible composé de couches horizontales homogènes, dont l'épaisseur varie dynamiquement en fonction du gradient vertical de densité dans la colonne d'eau. Dans le domaine du lac, le modèle calcule un bilan énergétique qui compare l'énergie cinétique disponible à l'énergie potentielle interne de la colonne d'eau (Hipsey et al., 2019). Le profil vertical de température fourni par le GLM est utilisé en entrée par le modèle AED2 à chaque pas de temps de la simulation pour le calcul des processus chimiques et biologiques dépendants de la température ; ensuite, l'AED2 peut rétroagir sur les conditions du modèle hydrodynamique en modifiant le coefficient d'extinction de la lumière.

Le modèle AED2 est une bibliothèque d'équations pour la simulation de l'écodynamique aquatique, c'est-à-dire la qualité de l'eau, la biogéochimie aquatique, l'habitat biotique et la dynamique des écosystèmes aquatiques (Hipsey, 2022). Il se compose de nombreux modules pouvant être reliés par des dépendances variables spécifiques afin de représenter les processus biogéochimiques aquatiques les plus pertinents, notamment les cycles du carbone, de l'azote, du phosphore, de l'oxygène, de la matière organique, ainsi que différents groupes fonctionnels de phytoplancton et zooplancton. Les variables d'état définies dans chaque module sont soumises au transport et à la conservation de la masse, ce qui permet de quantifier des interactions difficiles à déduire uniquement à partir des données d'observation. Grâce à sa flexibilité, ce modèle peut être appliqué à différentes échelles (de modèles boîtes 0D à des modèles 3D) et contextes (zones humides, lacs, réservoirs, rivières, estuaires). Une description détaillée des équations des processus, des variables d'état et des paramètres du modèle est disponible dans les manuels d'application du GLM (Hipsey et al., 2019) et de l'AED2 (Hipsey, 2022).

Configuration du modèle

Le modèle GLM-AED2 (GLM : v.3.1.1, AED2 : v.2.0) a été exécuté avec un pas de temps horaire du 1^{er} janvier 1850 au 31 décembre 2020. Une simulation continue sur toute cette période a été réalisée afin d'assurer le transfert annuel de la chaleur stockée dans l'hypolimnion entre les brassages complets. Le modèle a été configuré pour simuler la dynamique de l'oxygène dissous, des nutriments inorganiques (carbone, azote et phosphore), de la silice, de la matière organique (particulaire et dissoute) et du phytoplancton. Les principaux processus biogéochimiques dans la colonne d'eau ont été représentés : flux entre l'interface eau-sédiment, charge interne en phosphore, minéralisation de la matière organique dissoute, hydrolyse de la matière organique particulaire, sédimentation de la matière organique particulaire, nitrification et dénitrification. Par ailleurs, le modèle calcule la production primaire, la respiration, le mouvement vertical, l'excrétion et la mortalité du phytoplancton en fonction des limitations en nutriments, température et lumière. La composition du phytoplancton était limitée à un seul groupe représentant la biomasse totale. La configuration du modèle GLM, préalablement calibré et validé (Desgué-Itier et al., 2023), a été adoptée et tous les paramètres de l'AED2 ont été fixés à leurs valeurs par défaut (Hipsey, 2022). Étant donné que les conditions initiales des variables d'état en 1850 étaient inconnues, les valeurs initiales des nutriments, de la matière organique et de la chlorophylle-a ont été fixées à zéro, tandis que le profil vertical initial de l'oxygène dissous a été défini à partir de la moyenne des mesures de terrain (1957 – 2020). Le logiciel statistique R 4.1.2 a été utilisé pour simuler et analyser les résultats du modèle.

Calibration et validation du modèle

La procédure de modélisation a suivi des techniques standards bien établies, à savoir une calibration basée sur des données de terrain sur une période représentative, suivie d'une validation avec un jeu de données indépendant (Hipsey et al., 2020). Le modèle GLM-AED2 a été calibré sur une période de 10 ans, du 1^{er} janvier 1992 au 31 décembre 2001, en utilisant toutes les mesures disponibles sur le profil vertical de la colonne d'eau. Cette période de 10 ans a été jugée suffisante pour capturer la variabilité interannuelle du climat et des nutriments. Dans le cadre de notre approche associant modélisation lacustre et données paléolimnologiques, nous avons sélectionné comme variables d'état clés pour la calibration et la validation celles disposant de séries paléolimnologiques longues : le phosphore total, l'oxygène dissous, la chlorophylle-a et le carbone organique total (TOC), ainsi que la température de l'eau qui avait déjà fait l'objet d'une calibration (Desgué-Itier et al., 2023). Les valeurs initiales des paramètres du modèle et leurs plages typiques ont été dérivées des valeurs par défaut de la littérature (Hipsey, 2022). La calibration spécifique au lac (Tableau S2) s'est concentrée sur des paramètres liés à :

1. Flux d'oxygène et de phosphore à l'interface sédiment-eau : flux sédimentaire d'oxygène et de phosphore (F_{sed_oxy} , F_{sed_frp}), concentration à demi-saturation contrôlant ces flux (K_{sed_oxy} , K_{sed_frp}), coefficient d'Arrhenius pour la température appliqué au flux de phosphore sédimentaire (θ_{sed_frp}) ;
2. Taux de transformation de la matière organique : coefficient d'Arrhenius pour la minéralisation (θ_{minerl}), taux de minéralisation de la matière organique dissoute (R_{dom}), taux d'hydrolyse de la matière organique particulaire (R_{poc_hydrol} , R_{pon_hydrol} , R_{pop_hydrol}) ;
3. Croissance et mortalité du phytoplancton : taux de croissance maximal (R_{growth}), températures standard, maximale et optimale (T_{std} , T_{opt} , T_{max}), coefficient d'atténuation spécifique (K_{ePHY}), constante à demi-saturation pour la limitation lumineuse de la croissance (I_K), taux de respiration/métabolisme (R_{resp}), coefficient d'Arrhenius pour la respiration du phytoplancton (θ_{resp}), fraction de la production primaire perdue par exudation (f_{pr}), fraction des pertes métaboliques sous forme de respiration vraie et de matière organique dissoute (k_{fres} et k_{fdom}).

Nous avons utilisé un ensemble de paramètres génériques pour représenter le nitrate, l'ammonium et la silice, car ces éléments n'étaient pas l'objet principal de cette analyse.

Tableau S2 : Les paramètres AED sélectionnés, leur valeur initiale, leur plage typique et leur valeur calibrée.

Table S2 : Selected AED parameters, their initial value, typical range, and calibrated value.

Symbol	Description	Valeur initiale	Intervalle	Valeur assignée
Oxygène				
Fsed_oxy	Flux de sédimentation pour l'oxygène dissous à 20 °C (mmol/m ² /j)	-6	-300 – 300	-40.0
Ksed_oxy	Concentration d'oxygène à demi-saturation contrôlant le flux d'oxygène (mmol/m ³)	20	20 – 100	100
Phosphore				
Fsed_frp	Flux de sédimentation pour le phosphore réactif filtrable à 20 °C (mmol/m ² /j)	0.125	-30 – 30	0.001
Ksed_frp	Concentration de demi-saturation contrôlant le flux de phosphore réactif filtrable (mmol/m ³)	20	20 – 100	20
theta_sed_frp	Multiplicateur de température Arrhenius pour flux de phosphore réactif filtrable dans les sédiments	1.08	1.0 – 1.2	1.001458
Matière organique				
Rdom_minerl	Taux de minéralisation de la matière organique dissoute à 20 °C (/j)	0.01	0.0001 – 0.5	0.002
Rpoc_hydol	Taux d'hydrolyse du carbone organique particulaire à 20 °C (/j)	0.01	0.0001 – 0.5	0.03
Rpon_hydol	Taux d'hydrolyse de l'azote organique particulaire à 20 °C (/j)	0.01	0.0001 – 0.5	0.008
Rpop_hydol	Taux d'hydrolyse du phosphore organique particulaire à 20 °C (/j)	0.01	0.0001 – 0.5	0.0009
theta_minerl	Multiplicateur de température Arrhenius pour la minéralisation	1.08	1.0 – 1.2	1.012966
Phytoplancton				
R_growth	Taux de croissance maximal du phytoplancton à 20 °C (/j)	3.1	0.6 – 4.0	1.9
theta_std	Température standard (°C)	18.0	15.0 – 24.0	18.0
theta_opt	Température optimale (°C)	28.0	9.0 – 30.0	21.0
theta_max	Température maximale (°C)	39.0	18.0 – 40.0	32.0
KePHY	Coefficient d'atténuation spécifique (mmol/m ² /j)	0.00408	0.0001 – 0.005	0.00408
I_K	Constante de demi-saturation pour la limitation de la croissance par la lumière (W/m ²)	100	10 – 100	100
R_resp	Taux respiratoire maximal du phytoplancton à 20 °C (/j)	0.02	0.01 – 0.20	0.075
theta_resp	Multiplicateur de température Arrhenius pour la respiration	1.08	1.0 – 1.2	1.2
f_pr	Fraction de la production primaire perdue à cause de l'exsudation	0.025	0.002 – 0.1	0.075
k_fres	Fraction de la perte métabolique qui est la respiration véritable	0.1	0.1 – 0.6	0.6
k_fdom	Fraction de la perte métabolique qui est constituée de matière organique dissoute	0.3	0.05 – 0.3	0.3

Une combinaison de techniques de calibration manuelle et automatique a été appliquée afin d'améliorer la reproductibilité de l'amplitude, des dynamiques saisonnières et du moment des pics pour les variables sélectionnées. Dans un premier temps, les valeurs des paramètres ont été ajustées manuellement pour améliorer le comportement général du modèle et restreindre l'espace des paramètres ; puis, dans un second temps, l'algorithme d'optimisation CMA-ES (Covariance Matrix Adaptation Evolution Strategy (Hansen, 2016)) a été utilisé pour certains paramètres afin de minimiser l'erreur quadratique moyenne (RMSE) entre les données simulées et observées.

Compte tenu du caractère intégrateur de cette étude, les sorties du modèle pour le phosphore total (TP), l'oxygène dissous (DO), la chlorophylle-a (chl-a) et le carbone organique total (TOC) ont été comparées aux mesures de terrain pour des couches intégrées de l'épilimnion (0 – 30 m) et de l'hypolimnion profond (270 – 300 m), plutôt qu'à des profondeurs discrètes. Les paramètres du modèle ont été calibrés de manière itérative, puis figés avant de passer à l'étape suivante, selon l'ordre suivant : phosphore total, oxygène dissous, carbone organique total, puis chlorophylle-a. La calibration a été réalisée sur 300 itérations pour chaque variable. Cette démarche de calibration est conforme à d'autres études de modélisation des écosystèmes aquatiques (Ladwig et al., 2021 ; Fenocchi et al., 2019 ; Mi et al., 2020).

Les paramètres calibrés ont ensuite été validés à l'aide des données de terrain restantes sur les périodes 1957–1991 et 2002 – 2020. Les périodes antérieures et postérieures à la période de calibration ont été utilisées pour valider le modèle, afin de le soumettre à des conditions écologiques contrastées.

Validation du modèle pour les tendances long terme

Après la calibration et la validation du modèle à une échelle temporelle fine à partir des données de terrain, les concentrations modélisées de phosphore total (TP) et d'oxygène ont été comparées qualitativement aux données paléolimnologiques afin d'évaluer la capacité du modèle à reproduire la tendance à long terme sur la période 1860 – 2018, en termes d'amplitude, de synchronisation et de dynamique. La première décennie de simulation (1850 – 1860) a été considérée comme une période de préchauffage, durant laquelle les sorties du modèle n'ont pas été analysées.

Une évaluation quantitative des performances n'a pas été possible, car les concentrations mesurées dans les sédiments ne peuvent pas être directement traduites en concentrations dans la colonne d'eau. Le proxy paléolimnologique du volume hypoxique reflète en effet une combinaison entre la durée et l'intensité des conditions de faible teneur en oxygène dans les eaux profondes, plutôt qu'un simple dépassement d'un seuil de concentration.

RESULTATS

Performance du modèle

Sept indicateurs ont été calculés pour quantifier les écarts entre les mesures in situ et les résultats de modélisation : l'erreur quadratique moyenne (RMSE), l'erreur quadratique moyenne relative (RRMSE), l'erreur absolue moyenne (MAE), l'erreur absolue moyenne normalisée (NMAE), le coefficient de détermination (R^2), le biais, et l'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2} \quad (5)$$

$$RRMSE = \frac{RMSE}{|\max(O) - \min(O)|} \quad (6)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |S_i - O_i| \quad (7)$$

$$NMAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|S_i - O_i|}{O_i} \quad (8)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})(O_i - \bar{O})]^2}{[\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2 \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2]} \quad (9)$$

$$BIAS = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i) \quad (10)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (11)$$

Où O et S représentent respectivement les mesures observées et les données simulées moyennées en profondeur dans l'épilimnion (0 – 30 m) et dans l'hypolimnion profond (270 – 300 m) ; \bar{S} et \bar{O} sont leurs valeurs moyennes respectives ; et n correspond au nombre de campagnes de terrain sur la période considérée. Des niveaux de confiance appropriés pour juger de la performance du modèle sont généralement établis avec une RMSE inférieure à 3 mg/L pour l'oxygène dissous (DO), une RRMSE inférieure à 50 % pour le carbone organique total (TOC) et inférieure à 100 % pour la chlorophylle-a (Chl-a) (Soulignac et al., 2019).

Les métriques de performance étaient meilleures lorsque les concentrations journalières moyennes sur l'ensemble du lac étaient comparées. La RMSE pour le phosphore total (TP), l'oxygène dissous (DO) et le carbone organique total (TOC) était respectivement de 11.28 µg/L, 1.70 mg/L et 0.29 mg/L sur l'ensemble de la période de simulation disposant de données de terrain pour comparaison (1957 – 2020 ; Tableau S3). L'ajustement moyen était meilleur dans l'hypolimnion que dans l'épilimnion pour les concentrations simulées de TP et DO. Le modèle a prédit la chlorophylle-a avec une MAE de 3.28 µg/L et une RRMSE de 0.21 dans l'épilimnion. Les résultats démontrent que la simulation des variables d'état ciblées par le modèle reste dans l'ordre de grandeur des concentrations mesurées in situ, à la fois dans l'épilimnion et dans l'hypolimnion profond entre 1957 et 2020, bien que le modèle ait capté une variabilité moindre du DO dans l'épilimnion et présente une tendance systématique à sous-estimer les concentrations de TOC en profondeur.

Fiabilité du modèle et limites

La procédure de modélisation a suivi des techniques standard bien établies, à savoir une calibration basée sur des mesures de terrain sur une période représentative et une validation contre un jeu de données indépendant (Hipsey et al., 2020), conformément à d'autres études de modélisation des écosystèmes aquatiques (Ladwig et al., 2021 ; Fenocchi et al., 2019 ; Mi et al., 2020), en s'appuyant sur des comparaisons avec des mesures collectées au point le plus profond du lac sur une période de 64 ans (1957 – 2020 (Rimet et al., 2015)). Pour tester la robustesse du modèle, des périodes antérieures et postérieures à celle de calibration ont été utilisées pour la validation, afin de l'évaluer dans des contextes écologiques contrastés. Certaines erreurs de performance étaient inférieures aux niveaux de confiance généralement acceptés (RMSE < 3 mg/L pour l'oxygène dissous, RRMSE < 50 % pour le COT et le phosphore total, et < 100 % pour la chlorophylle-a (Soulignac et al., 2019), tandis que d'autres métriques (ex. coefficient de détermination, efficacité de Nash-Sutcliffe) affichaient des valeurs relativement élevées par rapport à d'autres études, souvent réalisées à court terme. Cela s'explique par le fait que la majorité de ces études portent sur des échelles temporelles plus courtes (Soares & Calijuri, 2021) et sur des systèmes moins soumis à une variabilité importante des nutriments (TP variant de 10 à 90 µg/L), ce qui facilite en général la capacité du modèle à reproduire la dynamique des écosystèmes.

On peut en conclure que notre approche simplifiée ne permet pas au modèle de représenter avec précision certains processus de court terme. Toutefois, le choix des métriques de performance dépend fortement de l'objectif de la modélisation ; dans notre cas, les métriques traditionnelles utilisées pour l'évaluation de modèles à court terme ne sont pas adaptées pour juger de la capacité du modèle à reproduire des dynamiques à long terme. Pour cette raison, une analyse complémentaire a été menée afin d'évaluer quantitativement la capacité du modèle à reproduire la dynamique de l'oxygène dissous dans l'hypolimnion profond à long terme, cœur de la présente étude. Des fonctions de distribution cumulée (CDF) des concentrations modélisées et mesurées ont été comparées pour décrire la distribution des concentrations d'oxygène, indiquant un bon accord dans la fréquence d'occurrence des valeurs (Figure S4a). En complément, l'analyse des quantiles simulés et observés montre un coefficient de détermination aussi élevé que 0,993 (Figure S4b). Ces résultats confirment que, bien que le modèle ne soit pas adapté à la représentation de certains processus à court terme, il montre des performances satisfaisantes pour la modélisation des dynamiques à l'échelle décennale. Par exemple, le modèle reproduit correctement les cycles de recharge en oxygène dissous observés à long terme dans le fond du lac, caractérisés par une réoxygénération à la suite de brassages complets suivie d'une consommation progressive sous stratification thermique marquée (Figure S5).

Tableau S3 : Métriques de performance des concentrations modélisées de phosphore total, d'oxygène dissous, de carbone organique total et de chlorophylle-a comparées aux mesures de terrain dans l'épilimnion et l'hypolimnion, durant les périodes de calibration, de validation, ainsi que sur l'ensemble de la période de simulation disposant de données de terrain pour comparaison. RMSE : erreur quadratique moyenne ; RRMSE : erreur quadratique moyenne relative ; MAE : erreur absolue moyenne ; NMAE : erreur absolue moyenne normalisée ; R² : coefficient de détermination ; biais : écart systématique ; NSE : coefficient d'efficacité de Nash-Sutcliffe.

Table S3 : Performance metrics for modeled concentrations of total phosphorus, dissolved oxygen, total organic carbon, and chlorophyll-a compared to field measurements in the epilimnion and hypolimnion during the calibration and validation periods, as well as over the entire simulation period for which field data were available for comparison. RMSE: root mean square error; RRMSE: relative root mean square error; MAE: mean absolute error; NMAE: normalized mean absolute error; R²: coefficient of determination; bias: systematic deviation; NSE: Nash-Sutcliffe efficiency coefficient.

	Cal.	Val.	Compl.	Cal.	Val.	Compl.	Cal.	Val.	Compl.
<i>TP épilimnion</i>				<i>TP hypolimnion</i>				<i>TP total lac</i>	
RMSE (µg/L)	34.59	29.40	30.08	21.79	24.95	22.90	5.61	12.29	11.28
RRMSE	0.97	0.18	0.18	0.21	0.07	0.06	0.12	0.08	0.07
MAE (µg/L)	32.65	24.51	25.78	17.06	17.57	16.06	4.69	7.90	7.26
NMAE	2.17	1.22	1.39	0.17	0.33	0.29	0.10	0.20	0.18
R ²	0.07	0.54	0.51	0.33	0.62	0.62	0.59	0.82	0.81
Bias (µg/L)	32.65	4.89	3.92	-14.41	-0.70	-0.56	0.63	3.23	2.72
NSE	-10.75	-0.63	-0.98	-0.18	0.53	0.54	0.98	0.87	0.89
<i>DO épilimnion</i>				<i>DO hypolimnion</i>				<i>DO total lac</i>	
RMSE (mg/L)	2.09	1.73	1.79	1.91	2.87	2.74	2.43	1.48	1.70
RRMSE	0.39	0.26	0.26	0.29	0.27	0.25	0.63	0.25	0.28
MAE (mg/L)	1.77	1.41	1.46	1.78	2.41	2.34	2.43	1.26	1.44
NMAE	0.19	0.14	0.15	0.49	0.59	0.64	0.31	0.15	0.18
R ²	0.11	0.02	0.03	0.44	0.001	0.02	0.03	0.17	0.12
Bias (mg/L)	1.59	1.00	1.10	-0.33	0.46	0.58	2.24	1.14	1.35
NSE	-2.65	-10.59	-1.62	-0.40	-4.53	-0.68	-8.23	-6.45	-1.56
<i>TOC épilimnion</i>				<i>TOC hypolimnion</i>				<i>TOC total lac</i>	
RMSE (mg/L)	0.39	0.39	0.39	0.79	0.57	0.63	0.27	0.29	0.29
RRMSE	0.19	0.22	0.19	0.46	0.28	0.31	0.18	0.16	0.16
MAE (mg/L)	0.35	0.29	0.30	0.75	0.50	0.56	0.20	0.24	0.23
NMAE	0.29	0.29	0.29	0.78	0.59	0.64	0.18	0.26	0.24
R ²	0.17	0.13	0.15	0.16	0.01	0.04	0.05	0.04	0.06
Bias (mg/L)	0.17	0.06	0.09	-0.74	-0.48	-0.54	-0.14	-0.14	-0.14
NSE	-2.13	-1.62	-0.23	-13.87	-6.54	-6.31	-0.99	-1.34	-0.29
<i>Chl-a épilimnion</i>									
RMSE (µg/L)	5.09	4.18	4.38						
RRMSE	0.30	0.20	0.21						
MAE (µg/L)	3.81	2.98	3.28						
NMAE	1.20	1.03	1.07						
R ²	0.04	0.11	0.09						
Bias (µg/L)	1.50	0.78	1.11						
NSE	-1.27	-0.92	-1.29						

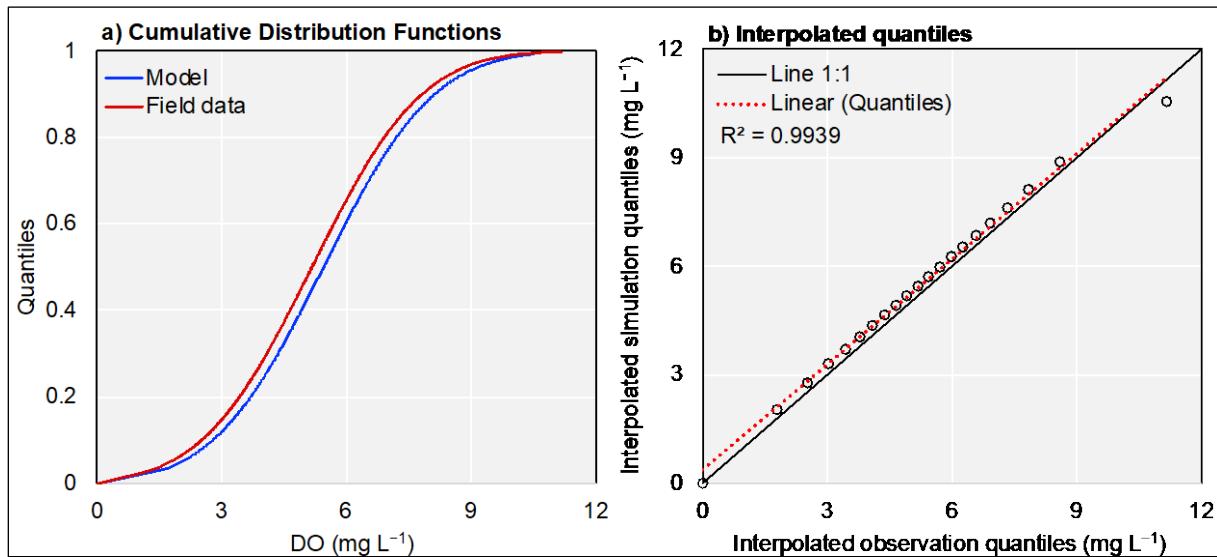


Figure S4 : Analyse complémentaire des performances du modèle pour la concentration en oxygène dissous dans l'hypolimnion profond : a) Fonctions de distribution cumulée des concentrations modélisées et des mesures sur le terrain. b) Corrélation entre les quantiles simulés interpolés et observés.

Figure S4 : Additional analysis of model performance for dissolved oxygen concentration in the deep hypolimnion : a) Cumulative distribution functions of modeled concentrations and field measurements. b) Correlation between simulated interpolated and observed quantiles.

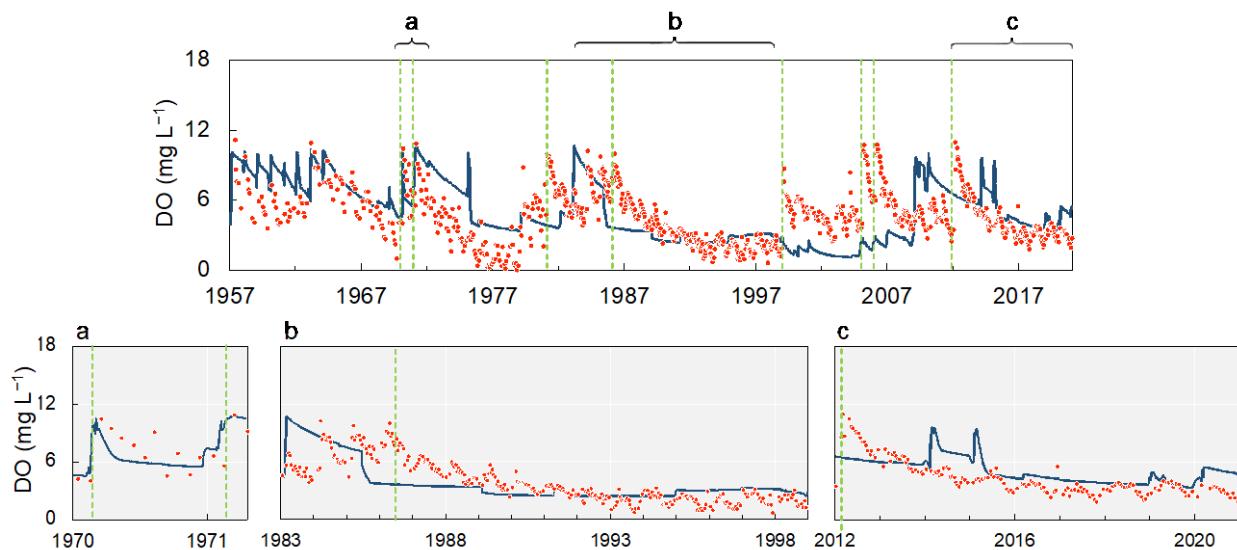


Figure S5 : Simulation de l'oxygène dissous (ligne bleue) comparée aux mesures sur le terrain (points rouges) dans l'hypolimnion profond moyené en profondeur (270–300 m) de 1957 à 2020. Les événements de mélange complet (Gaillard et al., 2022) sont représentés par des lignes vertes.

Figure S5 : Simulation of dissolved oxygen (blue line) compared to field measurements (red dots) in the deep hypolimnion averaged at depth (270–300 m) from 1957 to 2020. Complete mixing events (Gaillard et al., 2022) are represented by green lines.

L'évaluation des performances du modèle à représenter l'oxygène au fond et le régime d'hypoxie à différentes échelles temporelles confirme la fiabilité du cadre méthodologique pour fournir des tendances modélisées robustes à long terme de l'oxygène au fond, en termes de comportement général, d'amplitude et de temporalité. La capacité du modèle couplé GLM-AED2 à reproduire l'oxygène profond dans le lac Léman à l'échelle saisonnière, décennale et centennale est résumée dans la Figure S6.

Les écarts entre les résultats modélisés et les données observées sont principalement attribués à l'incapacité du module hydrodynamique à reproduire le timing des brassages profonds en utilisant les projections climatiques ISIMIP, au lieu des séries météorologiques issues d'une station proche, car la dynamique de l'oxygène au fond du lac est fortement liée à la survenue d'événements stochastiques de brassage profond.

Néanmoins, le modèle couplé GLM-AED2 a pu saisir d'importantes transitions à long terme de l'oxygène au fond du lac Léman à l'échelle décennale. Par exemple, il a correctement prévu les motifs récurrents à long terme d'oxygène dissous au fond du lac, comme la recharge décennale en oxygène après des événements de brassage complet, suivie d'une consommation sous stratification thermique bien établie.

Enfin, même si le modèle n'est pas adapté pour représenter avec précision certains processus à court terme, il constitue néanmoins un outil robuste pour décrire adéquatement l'évolution à long terme du régime d'hypoxie dans le lac sur 250 ans, ce qui représentait un manque particulièrement critique dans la recherche lacustre. Pour répondre de manière adaptative avec succès, notre compréhension des risques futurs doit intégrer ces incertitudes (John et al., 2020).

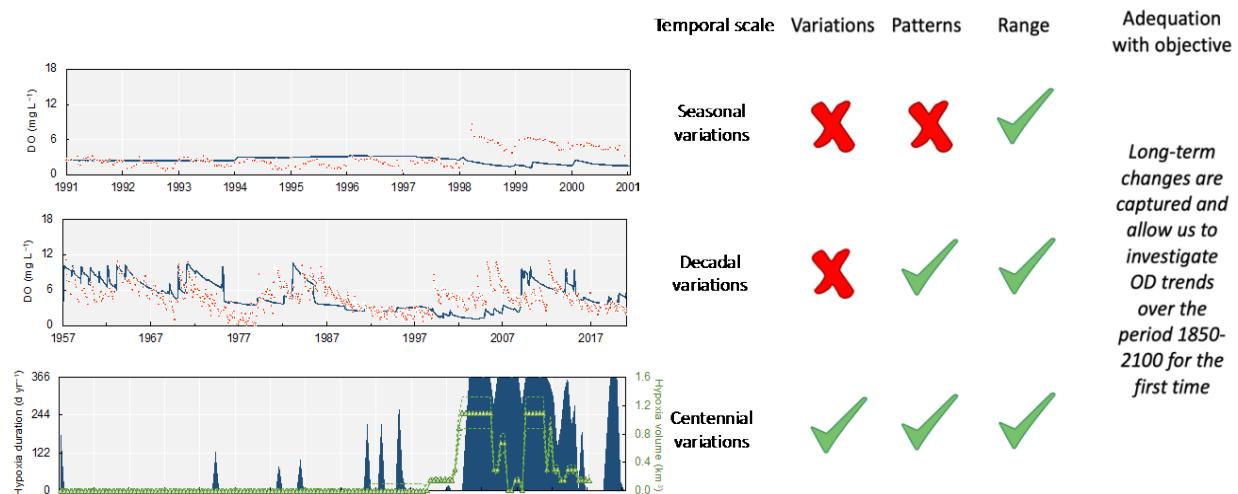


Figure S6 : Résumé de la capacité du modèle GLM-AED2 à reproduire l'oxygène en profondeur dans le lac Léman aux échelles temporelles saisonnière, décennale et centennale. Les symboles verts indiquent que la dynamique de l'oxygène est bien simulée.

Figure S6 : Summary of the GLM-AED2 model's ability to reproduce oxygen at depth in Lake Geneva at seasonal, decadal, and centennial time scales. Green symbols indicate that oxygen dynamics are well simulated.

BIBLIOGRAPHIE

- Rimet, F. et al. The Observatory on Lakes (OLA) database: Sixty years of environmental data accessible to the public. *International Journal of Limnology* (2015) doi:10.4081/jlimnol.2020.1944i.
- Eawag & FOEN. NADUF - National long-term surveillance of Swiss rivers (2022-1) (Version 2022-1) [Data set]. (2022) doi:<https://doi.org/10.25678/00069G>.
- Berthon, V., Alric, B., Rimet, F. & Perga, M. E. Sensitivity and responses of diatoms to climate warming in lakes heavily influenced by humans. *Freshw Biol* 59, 1755–1767 (2014).
- Sternier, R. W. & Elser, J. J. *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*. (Princeton University Press, <http://www.jstor.org/stable/j.ctt1jktrp3>. Accessed 13 July 2023., 2002).
- Jenny, J. P. et al. Inherited hypoxia: A new challenge for reoligotrophic lakes under global warming. *Global Biogeochem Cycles* 28, 1413–1423 (2014).
- Golub, M. et al. A framework for ensemble modelling of climate change impacts on lakes worldwide: The ISIMIP Lake Sector. *Geosci Model Dev* 15, 4597–4623 (2022).
- Desgué-Itier, O. et al. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes. *Hydrol Earth Syst Sci* 27, 837–859 (2023).
- MétéoSuisse Data Warehouse. Data management. <https://www.meteoswiss.admin.ch> (2023).
- Schwefel, R., Gaudard, A., Wüest, A. & Bouffard, D. Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling. *Water Resour Res* 52, 8811–8826 (2016).
- Bueche, T., Hamilton, D. P. & Vetter, M. Using the General Lake Model (GLM) to simulate water temperatures and ice cover of a medium-sized lake: a case study of Lake Ammersee, Germany. *Environ Earth Sci* 76, 461 (2017).
- Ladwig, R. et al. Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. *Hydrol Earth Syst Sci* 25, 1009–1032 (2021).
- Jalinoux, R., Pasquini, F. & SILA. Comment et pourquoi le niveau des lacs est-il régulé ? in *Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions* (eds. Montuelle, B. & Clemens, A.) (Lyon, 2015).
- Schwefel, R., Gaudard, A., Wüest, A. & Bouffard, D. Effects of climate change on deepwater oxygen and winter mixing in a deep lake (Lake Geneva): Comparing observational findings and modeling. *Water Resour Res* 52, 8811–8826 (2016).
- Toffolon, M. & Piccolroaz, S. A hybrid model for river water temperature as a function of air temperature and discharge. *Environmental Research Letters* 10, (2015).
- Jones, H. F. E. et al. Modelling interactive effects of multiple disturbances on a coastal lake ecosystem: Implications for management. *J Environ Manage* 207, 444–455 (2018).
- Calamita, E. et al. Sixty years since the creation of Lake Kariba: Thermal and oxygen dynamics in the riverine and lacustrine sub-basins. *PLoS One* 14, 1–22 (2019).
- Burger, D. F., Hamilton, D. P. & Pilditch, C. A. Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake. *Ecol Model* 211, 411–423 (2008).
- Özkundakci, D., Hamilton, D. P. & Trolle, D. Modelling the response of a highly eutrophic lake to reductions in external and internal nutrient loading. *N Z J Mar Freshwater Res* 45, 165–185 (2011).
- Farrell, K. J. et al. Ecosystem-scale nutrient cycling responses to increasing air temperatures vary with lake trophic state. *Ecol Model* 430, (2020).
- Weng, W. et al. Coupling Natural and Human Models in the Context of a Lake Ecosystem: Lake Mendota, Wisconsin, USA. *Ecological Economics* 169, 106556 (2020).
- Fenocchi, A. et al. Applicability of a one-dimensional coupled ecological-hydrodynamic numerical model to future projections in a very deep large lake (Lake Maggiore, Northern Italy/Southern Switzerland). *Ecol Model* 392, 38–51 (2019).
- Ladwig, R. et al. Lake thermal structure drives inter-annual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 1–45 (2020) doi:10.5194/hess-2020-349.
- Bucak, T. et al. Modeling the effects of climatic and land use changes on phytoplankton and water quality of the largest Turkish freshwater lake: Lake Beyşehir. *Science of the Total Environment* 621, 802–816 (2018).
- Bruce, L. C. et al. A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network. *Environmental Modelling and Software* 102, 274–291 (2018).
- Gaillard, R., Perroud, M., Goyette, S. & Kasparian, J. Multi-column modelling of Lake Geneva for climate applications. *Sci Rep* 12, (2022).
- Dresti, C., Fenocchi, A. & Copetti, D. Modelling physical and ecological processes in medium-to-large deep European perialpine lakes: A review. *J Limnol* 80, (2021).

- Perroud, M., Goyette, S., Martynov, A., Beniston, M. & Anneville, O. Simulation of multiannual thermal profiles in deep Lake Geneva: A comparison of one-dimensional lake models. *Limnol Oceanogr* 54, 1574–1594 (2009).
- Hipsey, M. R. *et al.* A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). *Geosci Model Dev* 12, 473–523 (2019).
- Hipsey, M. R. *et al.* Modelling Aquatic Eco-Dynamics: Overview of the AED modular simulation platform. Preprint at (2022).
- Hipsey, M. R. *et al.* A system of metrics for the assessment and improvement of aquatic ecosystem models. *Environmental Modelling and Software* 128, (2020).
- Hansen, N. The CMA Evolution Strategy: A Tutorial. <https://arxiv.org/abs/1604.00772> (2016).
- Mi, C. *et al.* Ensemble warming projections in Germany's largest drinking water reservoir and potential adaptation strategies. *Science of the Total Environment* 748, 141366 (2020).
- Souignac, F. *et al.* Contribution of 3D coupled hydrodynamic-ecological modeling to assess the representativeness of a sampling protocol for lake water quality assessment. *Knowl Manag Aquat Ecosyst* 42 (2019) doi:10.1051/kmae/2019034.
- Soares, L. M. V. & Calijuri, M. do C. Deterministic modelling of freshwater lakes and reservoirs: Current trends and recent progress. *Environmental Modelling and Software* vol. 144 Preprint at <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.105143> (2021).
- John, A., Nathan, R., Horne, A., Stewardson, M. & Angus Webb, J. How to incorporate climate change into modelling environmental water outcomes: A review. *Journal of Water and Climate Change* vol. 11 327–340 Preprint at <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.263> (2020).

SUIVI DE LA FAUNE MACRO BENTHIQUE DU LITTORAL DU LÉMAN : ANALYSE DE LA CAMPAGNE 2024 ET DYNAMIQUE TEMPORELLE

MONITORING OF THE LITTORAL MACRO-BENTHIC FAUNA OF LAKE GENEVA: ANALYSIS OF THE 2024 CAMPAIGN AND TEMPORAL DYNAMICS

PAR

Jean-Nicolas BEISEL^{1,2}

HYDROÉCOLOGUE, ENSEIGNANT-CHERCHEUR À L'ENGEES/LIVE

¹ LABORATOIRE IMAGE VILLE ENVIRONNEMENT, FACULTE DE GEOGRAPHIE ET D'AMENAGEMENT, 3 RUE DE L'ARGONNE - 67000 STRASBOURG

² ENGEES - ECOLE NATIONALE DU GENIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT DE STRASBOURG, 1, COUR DES CIGARIERES - CS 61039 67070 STRASBOURG

RÉSUMÉ

La campagne de suivi d'août 2024 des macroinvertébrés benthiques du Léman est la première à avoir été menée avec un protocole commun et un échantillonnage synchrone entre le canton de Genève, le canton de Vaud et Thonon Agglomération. Avec deux stations par région, les données issues de six sites permettent de dresser un bilan à large échelle et d'évaluer l'incidence des espèces exotiques (néozooaires), et en particulier celles des espèces exotiques envahissantes telles que la moule quagga -observée pour la première fois en 2015- sur la macrofaune benthique du Léman. Les communautés observées sont dominées en abondance par cinq taxons représentant plus de 90 % des individus : 71 % pour trois taxons exotiques (le crustacé Dikerogammarus, le gastéropode Potamopyrgus antipodarum et les Dreissènes), et 19 % pour les diptères chironomes et les oligochètes. Malgré une homogénéisation apparente liée à la surabondance d'espèces exotiques, d'importantes différences inter-sites persistent. Les Dreissènes, bien que présentes partout, ne sont dominantes en termes d'abondance qu'à Rivaz et Thonon-les-Bains. La richesse taxonomique varie de 14 à 25 taxons selon les stations (dont systématiquement 5 à 6 exotiques), avec une diversité plus élevée dans les stations genevoises. Elles présentent des compositions distinctes, avec davantage de taxons rares ou absents ailleurs. Les faibles profondeurs hébergent généralement moins de taxons, mais concentrent des insectes exigeants. Les groupes d'insectes hors diptères restent cependant très minoritaires. Une analyse complémentaire diachronique est possible sur le canton de Genève (>2017) et le canton de Vaud (>2013), malgré une grande variabilité inter-annuelle des abondances qui peuvent varier d'un facteur 5. Elle révèle que l'année 2024 fournit une image des communautés de macroinvertébrés benthiques très similaire à celle de la période qui a précédé (2021-2023). A Rivaz, un changement important s'opère en 2017 avec la perte de plusieurs taxons qui ne sont plus retrouvés ensuite sur ce site, dont des genres de Trichoptères. A Saint-Prex, un changement important est également observé mais sans perte nette de richesse. Une analyse NMDS confirme une structuration spatiale claire entre cantons, ainsi qu'une stabilité relative de la période 2021-2024. Quelques recommandations de suivi sont proposées sur la base du retour d'expérience de cette analyse.

ABSTRACT

The August 2024 benthic macroinvertebrate monitoring campaign of Lake Geneva was the first to apply a common protocol and synchronized sampling across the canton of Geneva, the canton of Vaud, and Thonon Agglomération. With two stations in each region, the data collected from six sites provide a large-scale overview and help assess the impact of exotic species -particularly invasive ones such as the quagga mussel (first observed in 2015) - on the lake's benthic macroinvertebrates. The observed communities are dominated in abundance by five taxa accounting for more than 90% of individuals: 71% for three exotic taxa (the crustacean *Dikerogammarus*, the gastropod *Potamopyrgus antipodarum*, and *Dreissena* spp.), and 19% for chironomid dipterans and oligochaetes. Despite an apparent homogenization linked to the overabundance of exotic species, significant differences persist between sites. *Dreissena* are ubiquitous but dominate community composition in terms of abundance only at Rivaz and Thonon-les-Bains. Taxonomic richness ranges from 14 to 25 taxa across stations (including consistently 5 to 6 exotic species), with higher diversity observed at the Geneva stations. These sites also exhibit distinct compositions, with a greater number of rare or locally absent taxa. Shallow depths generally host fewer taxa but concentrate more demanding insect species. At a broad scale, insect groups other than dipterans remain very scarce. A complementary diachronic analysis is possible for the Canton of Geneva (post-2017) and the Canton of Vaud (post-2013), despite substantial interannual variation in abundances—up to a fivefold difference. It shows that 2024 provides a macrobenthic community snapshot very similar to that of the preceding period (2021–2023). At Rivaz, a major shift occurred in 2017, marked by the loss of several taxa—such as trichopteran genera—that have not been observed again since. At Saint-Prex, a significant shift is also observed, though without a net loss in richness. An NMDS analysis confirms a clear spatial structuring between cantons, as well as a relative stability over the 2021–2024 period. A few monitoring recommendations are proposed based on insights gained from this analysis.

1. INTRODUCTION

Les communautés de macroinvertébrés benthiques du littoral du Léman font régulièrement l'objet de suivis visant à évaluer leur diversité et l'importance des espèces exotiques. Ce compartiment biologique est généralement diversifié et sensible à la variété des habitats disponibles, à la qualité de l'eau et à l'état de naturalité des berges.

La campagne menée en août 2024 est la première à avoir été réalisée selon un protocole d'échantillonnage harmonisé, proposé par le canton de Vaud, et appliqué sur l'ensemble des sites. L'analyse des données obtenues sur deux stations dans chacun des trois secteurs géographiques (canton de Genève, canton de Vaud, Thonon Agglomération) représente une opportunité unique pour dresser un état des lieux de la macrofaune benthique à l'échelle du Léman. Ce rapport présente une sélection des analyses réalisées et met en avant les éléments clés de cette expertise. Les objectifs étaient d'évaluer (1) la diversité des macroinvertébrés benthiques à l'échelle du lac, (2) les principales différences entre sites, et (3) l'incidence potentielle des espèces exotiques (néozoaires), et tout particulièrement celles des espèces exotiques envahissantes telles que la moule quagga sur les communautés benthiques. Pour mettre en perspective ces résultats, une analyse des données 2024 par comparaison avec des données historiques a également été réalisée (approche diachronique). Des recommandations sont proposées à partir des éléments clés mis en évidence dans cette étude pour l'amélioration des futurs suivis de la faune benthique.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 SITES D'ÉTUDE ET PROTOCOLE D'ÉCHANTILLONNAGE

Six stations ont été échantillonnées en août 2024 : deux dans le canton de Genève (Versoix-Forel et Quai-de-Cologny), deux dans le canton de Vaud (Saint-Prex et Rivaz), deux dans la région de Thonon Agglomération (Messery et Thonon-les-Bains) (illustration de la localisation sur la Figure 3 de résultats).

Un plan d'échantillonnage harmonisé, proposé par le canton de Vaud, a été appliqué sur l'ensemble des sites étudiés lors de la campagne d'août 2024. Un guide méthodologique très complet décrit ce protocole (Menétrey *et al.*, 2025). En résumé, le protocole prévoit trois strates de différentes profondeurs : un minimum de deux prélèvements de type Surber entre 0 et 1 m, trois entre 1 et 3 m, et trois entre 3 et 5 m. Une option, appliquée dans le canton de Vaud, consistait à augmenter le nombre de prélèvements entre 0 et 1 m à 8 pour couvrir une grande diversité d'habitats et améliorer l'estimation des densités en incluant des réplicats par substrat. Des plongeurs réalisent les prélèvements et décrivent le contexte en termes d'habitats disponibles.

Si l'on considère les données historiques (tableau 1), uniquement disponibles pour la partie suisse, les protocoles sont assez homogènes au sein d'un canton mais différents entre les deux cantons suisses. Jusqu'en 2023, les prélèvements dans le canton de Vaud sont réalisés en plongée en novembre-décembre, à 5 profondeurs entre 0 et 10 m, avec 5 réplicats par profondeur d'échantillons réalisés avec un Surber modifié de 25 x 25 cm et un tri sur tamis avec un vide de maille de 0.63 mm. Sur le canton de Genève, les données historiques ont été acquises depuis 2017 en plongée en juillet-août, entre 0 et 5 m de profondeur en prenant 6 à 8 prélèvements qui correspondent à 2 ou 3 réplicats par tranche de profondeur, et un tri sur tamis de 0.5 mm. Dans le canton de Vaud, un plus grand nombre de prélèvements a été réalisé entre 0 et 1 m que dans le canton de Genève (8 contre 2 ou 3).

Tableau 1 : Données hydrobiologiques disponibles sur les trois secteurs d'étude.

Table 1 : Hydrobiological data available for the three study areas.

Des données sur les habitats présents lors des prélèvements sont fournies par les mandataires. On note des contrastes assez forts entre les différents contextes : rives artificielles sur les stations du canton de Genève et Vaud, plus naturelles sur celles de la partie française. Les assemblages d'espèces de macrophytes, lorsqu'elles sont présentes, varient autour du lac et peuvent par conséquent différencier fortement la nature des habitats des sites d'étude (Lods-Crozet *et al.*, 2013) et se répercuter sur la diversité et les abondances des macroinvertébrés (Papas, 2007, Cheng *et al.*, 2017).

Deux différences subsistent en 2024 entre les investigations du côté français et celles menées du côté suisse. La première concerne les surfaces unitaires d'échantillonnage, qui sont respectivement de 0.0625 m² en Suisse (cadre Surber modifié de 25 x 25 cm) et 0.05 m² en France (cadre Surber normalisé de 20 x 25 cm). Si l'on considère le minimum commun de 8 prélèvements réalisés par site, cette petite différence unitaire conduit à une différence globale de 0.12 m² qui sont échantillonnés en plus sur les stations en Suisse par rapport aux stations en France, soit l'équivalent de deux Surbers. Par ailleurs, le nombre de prélèvements entre 0 et 1 m de profondeur est de 8 sur les stations vaudoises, contre 2 ailleurs.

Tableau 2 : Substrats prélevés et description des berges des stations du Léman échantillonnées en 2024. Dans le canton de Genève, la visibilité extrêmement mauvaise au moment des prélèvements n'a pas permis la caractérisation des substrats prélevés.

Table 2 : Substrates sampled and description of the banks of the Lake Geneva stations sampled in 2024. In the canton of Geneva, extremely poor visibility at the time of sampling prevented the characterization of the collected substrates.

	Canton de Genève		Thonon Agglomération		Canton de Vaud	
	Versoix- Forel	Quai de Cologny	Messery	Thonon-les-Bains	St-Prex	Rivaz
Falaises_roches					1	1
Blocs_mobiles					1	1
Gros_Galets		1	1	1	1	1
Galets		1	1	1	1	1
Graviers				1		
Sable	1	1	1	1	1	
Fines						1
Organiques_Grossiers						
Helophytes						
Hydrophytes						1
Algues	1					
Detail_Substrats			Substrat grossier peu colmaté	Substrat grossier peu colmaté		
Nature des rives	Artificielles	Artificielles	Naturelles	Naturelles	Artificielles	Artificielles
	Mur, enrochements et grève	Mur et enrochements	Grève, arboré	Grève, arboré	Mur et enrochements	Enrochements
Macrophytes	Potamot perfolié, characées	Potamot luisant, Myriophylle en épis	Potamot dense, Potamot perfolié	Potamot dense, Potamot perfolié	Potamot dense, Potamot perfolié	

La seconde différence concerne les niveaux de détermination taxonomique, qui s'arrêtent généralement au genre côté français (hors diptères Chironomidae et Oligochètes) mais qui sont poussés au niveau spécifique en Suisse pour les mollusques Sphaeridae (au moins le genre *Pisidium*), les insectes Ephéméroptères et Trichoptères. L'incidence de cela est l'impossibilité de classer les taxons non déterminés à l'espèce selon un statut de conservation UICN, ce qui rend impossible une analyse à l'échelle du lac. Pour compenser cela, les insectes hors diptères ont été considérés avec attention et constituent des taxons à enjeu. Un tableau faunistique harmonisé au niveau générique entre les trois régions (sauf dans les cas de genres monospécifiques ou de déterminations plus grossières) a servi de base aux analyses. Le crustacé exotique *Hemimysis anomala* a été retiré du tableau faunistique analysé car c'est une espèce benthopélagique et qu'il n'a pas été reporté dans les listes établies pour le canton de Genève bien qu'il soit observé dans les prélèvements d'août 2024. La liste des taxons fournis par les différents opérateurs est présentée en annexe 1 avec leurs statuts respectifs.

2.2 ANALYSES STATISTIQUES

Quatre indices classiques de diversité ont été calculés à partir des données harmonisées pour l'ensemble des stations : richesse taxonomique, abondance, diversité de Shannon-Weaver et équitabilité.

Les taxons exotiques considérés sont ceux identifiés au moins au genre et qui ne comptent pas d'espèces natives (*Dikerogammarus*, *Chelicorophium*, *Corbicula*, *Dreissena*, *Potamopyrgus*, *Haitia*), ce qui revient à retenir le plus petit niveau taxonomique en commun entre régions. Ainsi, le genre *Gyraulus* a été retenu pour les analyses sans le classer comme exotiques car il peut comprendre *Gyraulus parvus* d'origine nord-américaine, mais également *Gyraulus albus*, espèce indigène.

Pour comparer la composition des communautés benthiques entre stations en août 2024, une matrice de présence/absence a été construite à partir du tableau taxonomique harmonisé. Un indice de dissimilarité de Jaccard a été calculé (1 – proportion de taxons partagés) pour chaque paire de stations. La matrice des similarités a permis de réaliser une classification hiérarchique ascendante (CAH) selon la méthode UPGMA. Le dendrogramme obtenu permet de visualiser les regroupements de stations selon leur composition faunistique.

Pour analyser les cooccurrences en tenant compte des abondances relatives des taxons, nous avons réalisé des Analyses Factorielles des Correspondances sur la matrice harmonisée avec abondances transformées en $\log_2(x + 1)$ pour réduire l'influence des taxons dominants.

Une analyse NMDS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*) a été réalisée pour explorer la structuration spatiale et la variation temporelle des communautés benthiques. L'ordination a été réalisée à partir d'une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis, construite à partir des abondances totales par date et station (somme sur les profondeurs), également transformées en $\log_2(x + 1)$. L'analyse a été conduite avec une configuration à deux dimensions et un maximum de 200 itérations. Les figures représentent les combinaisons station × date dans le plan NMDS, avec des regroupements illustrés soit par station, soit par période temporelle agrégée. Ces périodes sont des plages de 3 années consécutives (e.g., 2009–2011, 2012–2014, etc.), choisies pour être identiques en durée, plus 2024 considérée seule. Des centroïdes ont été calculés pour chaque groupe temporel, et des représentations en étoiles permettent de visualiser la dispersion intra-groupe. Les taxons ont été projetés a posteriori dans le plan NMDS pour visualiser leur position sur le plan factoriel.

Enfin, une analyse transversale sur l'ensemble des données disponibles pour le Léman (toutes années et tous sites confondus) a été menée afin d'illustrer la rareté et la distribution très localisée de certains taxons.

3. RÉSULTATS

3.1 ANALYSE DE LA CAMPAGNE RÉALISÉE EN AOÛT 2024

3.1.1 Caractéristiques de la diversité des stations

Le nombre d'invertébrés prélevés sur l'ensemble des échantillons d'une station varie de 2 000 à 5 400 individus selon les sites (Figure 1). La station de Saint-Prex présente une densité largement plus faible d'invertébrés benthiques, avec deux fois moins d'individus qu'ailleurs.

La richesse est très différente entre les stations du canton de Genève qui abritent 21 et 25 taxons respectivement à Versoix-Forel et Quai de Cologny, contre 14 à 17 taxons pour les autres stations (Figure 1). La diversité globale des sites est donc relativement faible au regard du grand nombre d'individus collectés (diversité de Shannon de 1.85 à 2.61, calculée en log₂), avec des valeurs d'équitabilité faibles (indice de Pielou de 0.49 à 0.63), traduisant la dominance marquée de certains taxons.

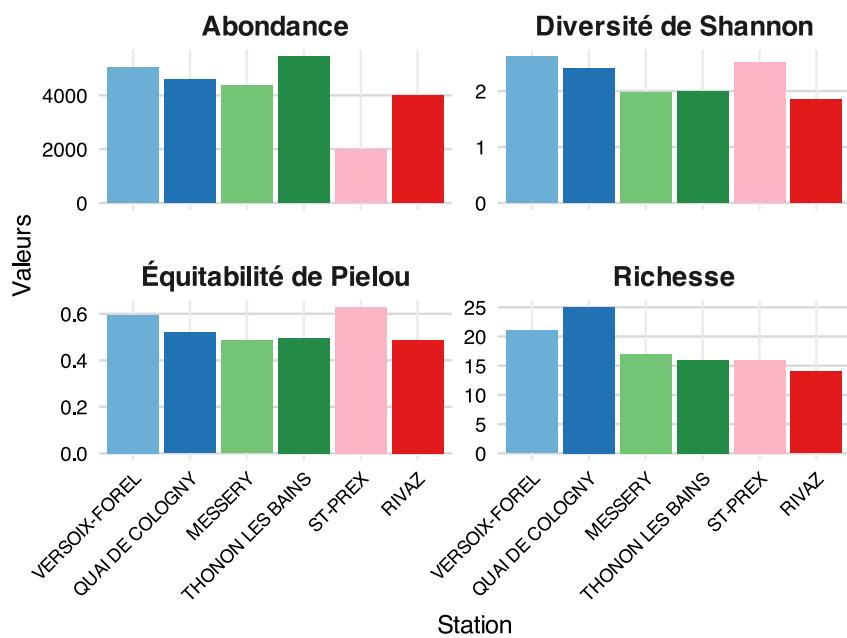


Figure 1 : Indices de diversité des communautés échantillonnées dans les six stations prospectées en août 2024. De gauche à droite : les deux stations du canton de Genève, celles de Thonon Agglomération, puis celles du canton de Vaud.

Figure 1 : Diversity indices for the communities sampled at the six stations surveyed in August 2024. From left to right: the two stations in the canton of Geneva, those in the Thonon Agglomeration, then those in the canton of Vaud.

Pour une profondeur donnée, les richesses sont logiquement plus faibles (Figure 2) : en moyenne 15 taxons, avec entre 9 et 13 taxons sur les quatre sites les plus pauvres, et entre 17 et 18 pour les différentes profondeurs des stations du canton de Genève (à l'exception des profondeurs faibles de Versoix-Forel, où seulement 12 taxons ont été observés). Les profondeurs les plus faibles et proches de la rive (0-1 m) ne sont jamais les plus riches. L'examen des assemblages à différentes profondeurs apparaît donc nécessaire pour obtenir une image plus complète des communautés macrobenthiques d'une station.

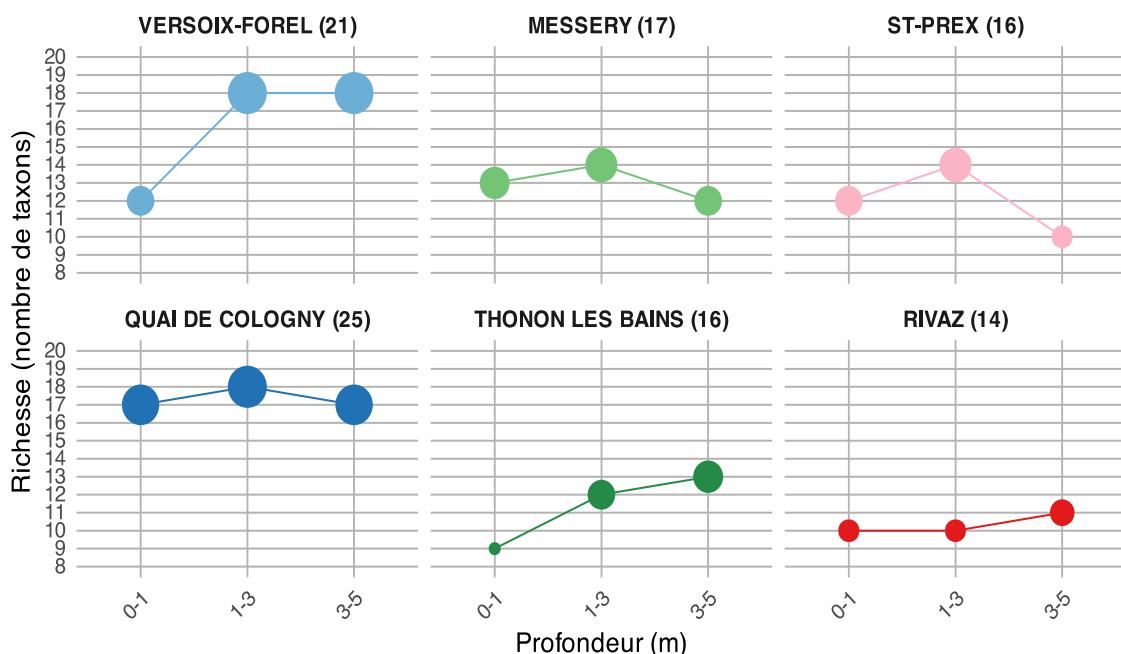


Figure 2 : Richesse taxonomique par profondeur des communautés échantillonées dans les six stations prospectées. De gauche à droite : les deux stations du canton de Genève, celles de Thonon Agglomération, puis celles du canton de Vaud. Le chiffre à côté du nom indique la richesse totale observée pour chaque station en août 2024. La taille des cercles est proportionnelle à la richesse taxonomique.

Figure 2 : Taxonomic richness by depth of the communities sampled at the six stations surveyed. From left to right: the two stations in the canton of Geneva, those in the Thonon Agglomeration, then those in the canton of Vaud. The number next to the name indicates the total richness observed for each station in August 2024. The size of the circles is proportional to the taxonomic richness.

3.1.2 Une présence écrasante des espèces exotiques

Les taxons exotiques échantillonés en août 2024 sont au nombre de six si l'on considère le niveau de détermination commun à l'ensemble du lac : les crustacés *Chelicorophium* et *Dikerogammarus*, ainsi que les mollusques *Corbicula*, *Dreissena*, *Haitia acuta* et *Potamopyrgus antipodarum*. Ils représentent entre un quart et deux-tiers de la richesse taxonomique observée par station, et plus de 75 % des abondances, à l'exception du site Quai de Cologny (canton de Genève) où leur part n'est que de 21,4 % (Figure 3).

Lors de la campagne d'août 2024, l'analyse porte sur les niveaux génériques (niveau taxonomique retenu pour les stations françaises). Cela ne permet pas d'identifier et analyser les espèces avec un statut préoccupant. La lecture des données brutes révèle une exception à Versoix-Forel, où deux espèces de *Pisidium* correspondaient à des espèces classées (*Pisidium tenuilineatum* (statut VU, vulnérable) et *Pisidium amnicum* (statut NT, potentiellement menacée)).

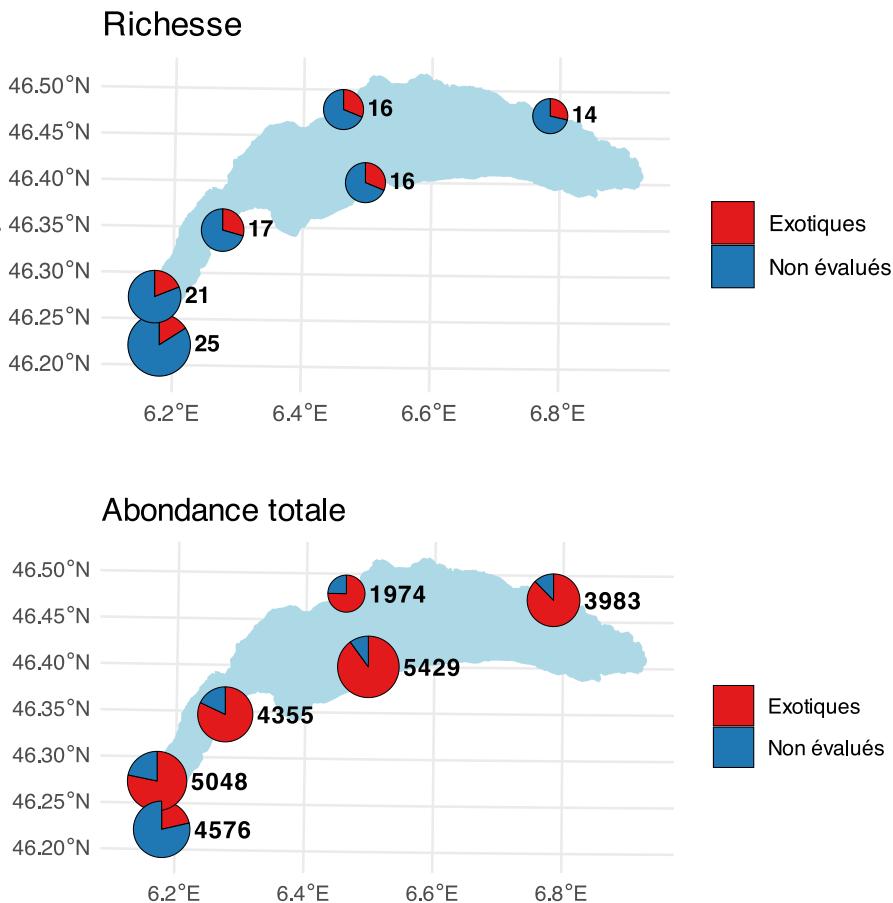


Figure 3 : Cartes de localisation des stations échantillonnées avec une représentation des proportions des macroinvertébrés benthiques exotiques ou non, en termes de richesse et d'abondance totale. Les valeurs de richesse et d'abondance par station sont données à côté de chaque graphique en secteurs. Hormis une observation à Versoix-Forel, les déterminations au niveau du genre ne permettaient pas d'identifier de taxons avec un statut préoccupant.

Figure 3 : Location maps of sampled stations showing the proportions of exotic and non-exotic benthic macroinvertebrates in terms of taxonomic richness and total abundance. The richness and abundance values for each station are given next to each pie chart. With the exception of one observation at Versoix-Forel, genus-level determinations did not allow for the identification of taxa of concern.

Sur les 25 365 invertébrés échantillonnés en 2024, cinq taxons présents sur l'ensemble des sites représentent plus de 90 % des individus observés. Les dreissènes (mollusques bivalves, à plus de 90 % de la moule quagga), *Dikerogammarus villosus* (crustacé amphipode) et *Potamopyrgus antipodarum* (mollusque gastéropode) représentent respectivement 27.4 %, 23.4 % et 20.2 % des individus, soit un total de 71 % des abondances (environ 7 000, 6 000 et 5 100 individus). Ces trois taxons exotiques sont présents massivement à toutes les profondeurs et occupent généralement la couche superficielle du sédiment. Les deux autres taxons les plus abondants appartiennent majoritairement à la faune native (quelques oligochètes exotiques pourraient être présents) et sont davantage enfouis dans le sédiment : 14.6 % d'oligochètes et 5 % de larves de diptères chironomidés (soit environ 3 700 et 1 260 individus). Au-delà, seuls les gastéropodes *Radix sp.* et *Ancylus fluviatilis* sont également présents sur tous les sites (mais pas à toutes les profondeurs), avec seulement 500 et 380 individus observés au total en 2024, respectivement.

Tableau 3 : Effectifs stationnels bruts des six taxons les plus abondants. A titre de comparaison, le complément à l'abondance totale ainsi que le nombre d'autres taxons sont également indiqués.

Table 3 : Gross stationary populations of the six most abundant taxa. For comparison purposes, the complement to total abundance and the number of other taxa are also indicated.

VERSOIX-FOREL		QUAI DE COLOGNY		MESSERY		THONON-LES-BAINS		SAINT-PREX		RIVAZ	
<i>Dikerogammarus</i>	1650	Chironomidae	2476	<i>P. antipodarum</i>	2798	<i>Dreissena</i>	2433	<i>Dikerogammarus</i>	705	<i>Dreissena</i>	2233
<i>Dreissena</i>	1190	<i>Oligochaeta</i>	548	<i>Dikerogammarus</i>	473	<i>Dikerogammarus</i>	1840	<i>Dreissena</i>	527	<i>Dikerogammarus</i>	1065
<i>P. antipodarum</i>	1102	<i>P. antipodarum</i>	460	<i>Dreissena</i>	289	<i>P. antipodarum</i>	480	Chironomidae	247	Chironomidae	185
Chironomidae	394	<i>Dreissena</i>	290	<i>Radix</i>	202	Chironomidae	339	<i>P. antipodarum</i>	195	<i>Oligochaeta</i>	146
<i>Radix</i>	234	<i>Dikerogammarus</i>	222	<i>Oligochaeta</i>	133	<i>Oligochaeta</i>	137	<i>Oligochaeta</i>	135	<i>Ancylus fluviatilis</i>	119
<i>Oligochaeta</i>	164	<i>Pisidium</i>	145	<i>Haitia acuta</i>	132	<i>Chelicorophium</i>	129	<i>Ancylus fluviatilis</i>	54	<i>Chelicorophium</i>	112
Autres taxons	314		435		328		71		111		123
Richesse restante	15		19		11		10		10		8

Les dreissènes sont globalement très abondantes, mais cela ne reflète pas nécessairement leur rang dans les assemblages : elles ne dominent en abondance que sur les sites de Rivaz et Thonon-les-Bains (Tableau 3). Ailleurs, parmi les espèces exotiques, c'est *P. antipodarum* (à Messery) ou le crustacé *Dikerogammarus* (à Saint-Prex et Versoix-Forel) qui dominent.

Les abondances totales de dreissènes varient fortement selon la profondeur, mais sont toujours plus élevées à 3-5 m, avec un minimum observé de 100 individus et un maximum de 1 100 individus (Figure 4). La densité de dreissènes est très nettement plus faible (4, 6 et 12 individus respectivement) à Thonon-les-Bains, Quai de Cologny (canton de Genève) et Messery (Thonon Agglomération). Pourtant, les abondances totales des invertébrés y sont comparables à celles des autres stations. A Quai de Cologny, ce sont les diptères Chironomidae qui dominent, tandis qu'à Messery, c'est le gastéropode exotique *Potamopyrgus antipodarum* (Tableau 3).

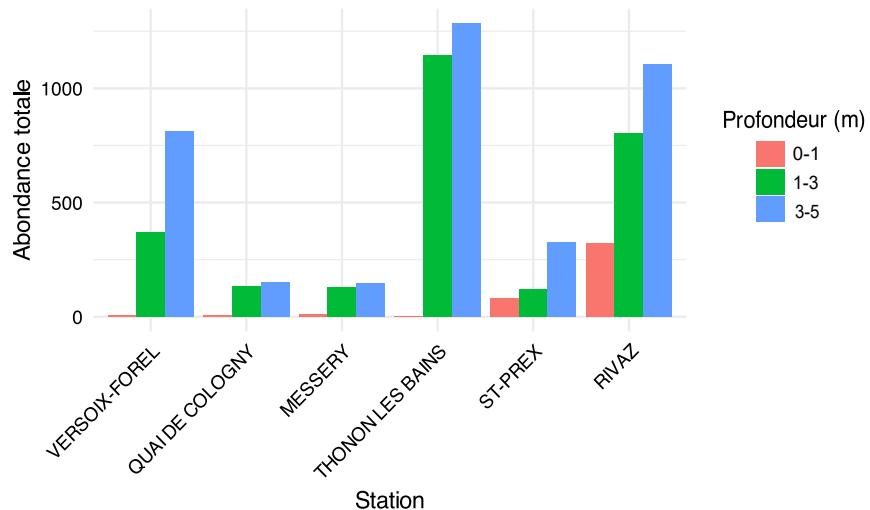


Figure 4 : Abondance des dreissènes par station et par profondeur. Données d'août 2024.

Figure 4 : Abundance of dreissenids by station and depth. Data from August 2024.

Si l'on examine la richesse en taxons par station et profondeur en fonction de l'abondance des Dreissènes (exprimée en log base 2), aucune corrélation n'est trouvée compte tenu de l'influence de la station et de la profondeur (Figure 5A). On constate par exemple un regroupement des profondeurs, avec les échantillons issus des 0-1 m sur la partie gauche du graphique, là où les densités de dreissènes sont les plus faibles. Aucun lien clair n'émerge entre l'abondance des Dreissènes et la richesse en taxons à cette échelle. Lorsque l'on regroupe les données des différentes profondeurs à l'échelle des stations, les sites les plus densément colonisés par les Dreissènes tendent à être les plus pauvres en taxons, mais la tendance, bien que décroissante, n'est pas significative (Figure 5B - Corrélation de Spearman : rho = -0.58, p = 0.987). Avec 6 points la puissance statistique est faible, ces résultats doivent être considérés avec prudence.

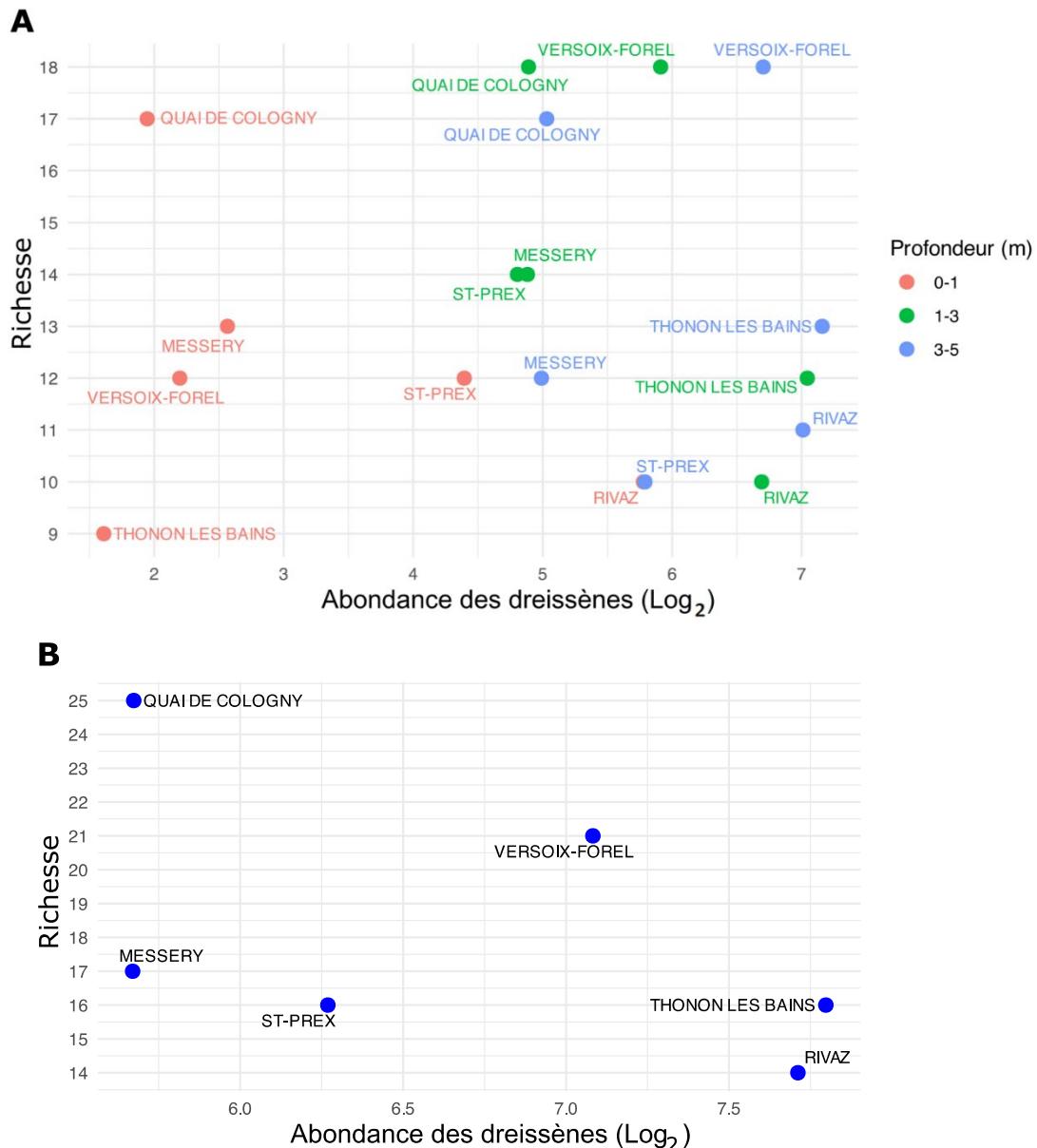


Figure 5 : Richesse en taxons en fonction de l'abondance des Dreissena (\log_2). A) valeurs par profondeur, et B) valeurs à l'échelle des stations.

Figure 5 : Taxonomic richness as a function of Dreissena abundance (\log_2). A) values by depth, and B) values at the station scale.

3.1.3 Beaucoup de taxons rares

Au sein de l'ensemble des échantillons de l'été 2024, 21 taxons n'ont été observés qu'avec des effectifs très faibles (moins de 10 individus sur l'ensemble des stations). Dix d'entre eux comptent seulement 1 ou 2 individus. Il peut s'agir de taxons pourtant très communs comme le crustacé *Asellus aquaticus* (1 individu) ou la sangsue *Piscicola geometra*, de très petits organismes comme les hydracariens, ou de quelques insectes comme le trichoptère *Tinodes waeneri*.

Plus globalement, si l'on retire les *Dreissena* pour évaluer le reste, les assemblages d'invertébrés peuvent être regroupés en trois grands ensembles : les crustacés d'une part (incluant les taxons invasifs *Dikerogammarus* et *Chelicorophium*), les ETCLO d'autre part (Ephéméroptères, Trichoptères, Coléoptères, Lépidoptères et Odonates), et un troisième groupe avec les autres taxons (MOD, pour désigner les Mollusques hors dreissènes, les Oligochètes et les Diptères). Les ETCLO, qui comprennent des insectes souvent exigeants sur le plan écologique, sont très faiblement représentés, quel que soit le site (Figure 6), avec un effectif maximal ne dépassant pas 60. Ces taxons sont généralement plus fréquents dans les faibles profondeurs, mais les stations du canton de Genève hébergent aussi ces taxons à des profondeurs plus importantes.

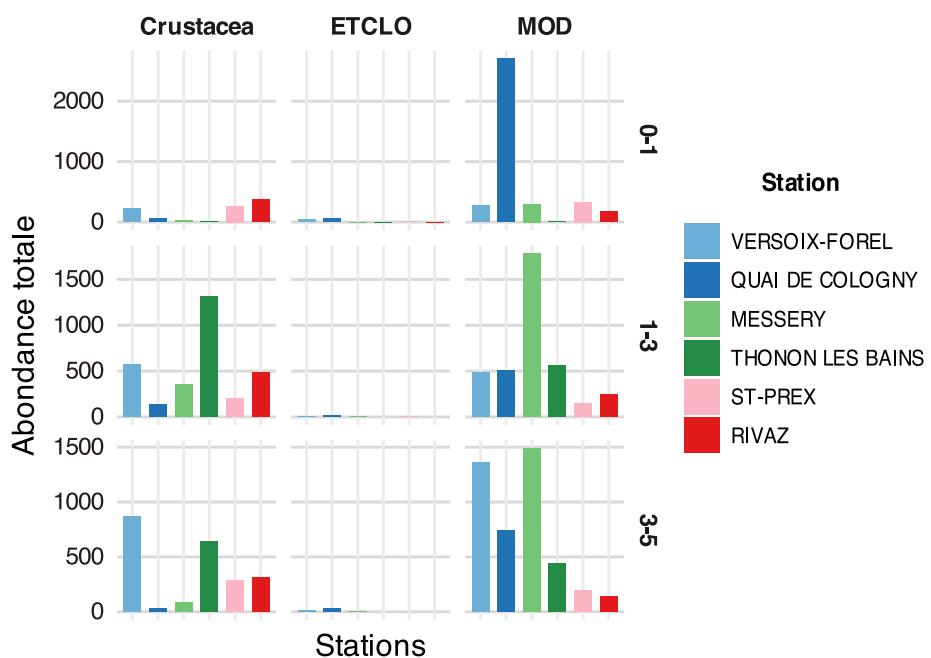


Figure 6 : Abondance de trois grands groupes biologiques en fonction de la profondeur (0-1, 1-3 et 3-5 m) sur six stations: crustacés (graphique de gauche), insectes non-diptères (Ephéméroptères, Trichoptères, Coléoptères, Lépidoptères, Odonates – ETCLO, au centre) et les mollusques non dreissenidés regroupés avec les oligochètes et les diptères (à droite, MOD).

Figure 6 : Abundance of three major biological groups according to depth (0-1, 1-3, and 3-5 m) at six stations: crustaceans (left graph), non-dipteran insects (Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Odonata – ETCLO, center) and non-dreissenid mollusks grouped with oligochaetes and diptera (right, MOD).

3.1.4 La singularité des observations du canton de Genève

Les communautés de macroinvertébrés présentent des similarités entre les stations allant de 30 à 58 %. Les deux stations du canton de Genève (Versoix-Forel et Quai de Cologny) se distinguent nettement des quatre autres (Figure 7). Ce résultat est en partie lié à la présence de taxons spécifiques à ces sites, observés sur ces stations mais que l'on ne trouve pas ailleurs, ou pas ensemble ailleurs, contribuant à leur richesse plus élevée.

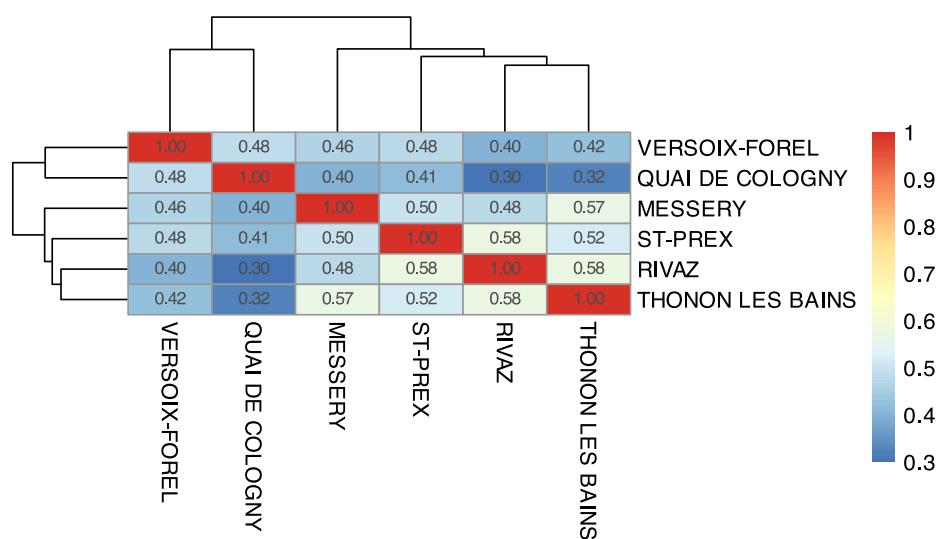


Figure 7 : Similarités de Jaccard calculées entre stations (données d'août 2024) et classification hiérarchique basée sur ces valeurs.

Figure 7 : Jaccard similarities calculated between stations (data from August 2024) and hierarchical classification based on these values.

Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) permet d'illustrer les particularités des stations. Les deux premiers axes du plan factoriel de l'AFC, appliquée aux 18 couples station/profondeur et aux 41 taxons, représentent respectivement 19.5 % (axe 1) et 13 % (axe 2) de l'inertie totale, soit une part cumulée de 32.5 %. Le centre du plan regroupe logiquement les taxons très communs, partagés par l'ensemble des sites. L'axe 1 discrimine clairement les stations du canton de Genève des autres, qui apparaissent plus proches entre elles. La présence d'éphéméroptères (*Caenis*, *Baetidae* dont *Cloeon*), de gastéropodes (*Physidae*, *Gyraulus*, *Valvata*), ou de trichoptères (*Polycentropodidae*, *Hydroptilidae*, *Psychomyiidae*) est relativement typique des stations genevoises. A l'opposé, les coléoptères du genre *Stenelmis* et les nématodes contribuent à la singularité des données de Thonon-les-Bains. L'axe 2 sépare surtout les différents échantillons des sites de Versoix-Forel et Quai de Cologny, en opposant aux périphéries du plan les deux échantillons des profondeurs les plus importantes (3 à 5 m). Les *Bithynia*, hydracariens et *Polycentropodidae*, sont ainsi opposés aux *Baetidae*, *Valvata* et *Gammaridae*.

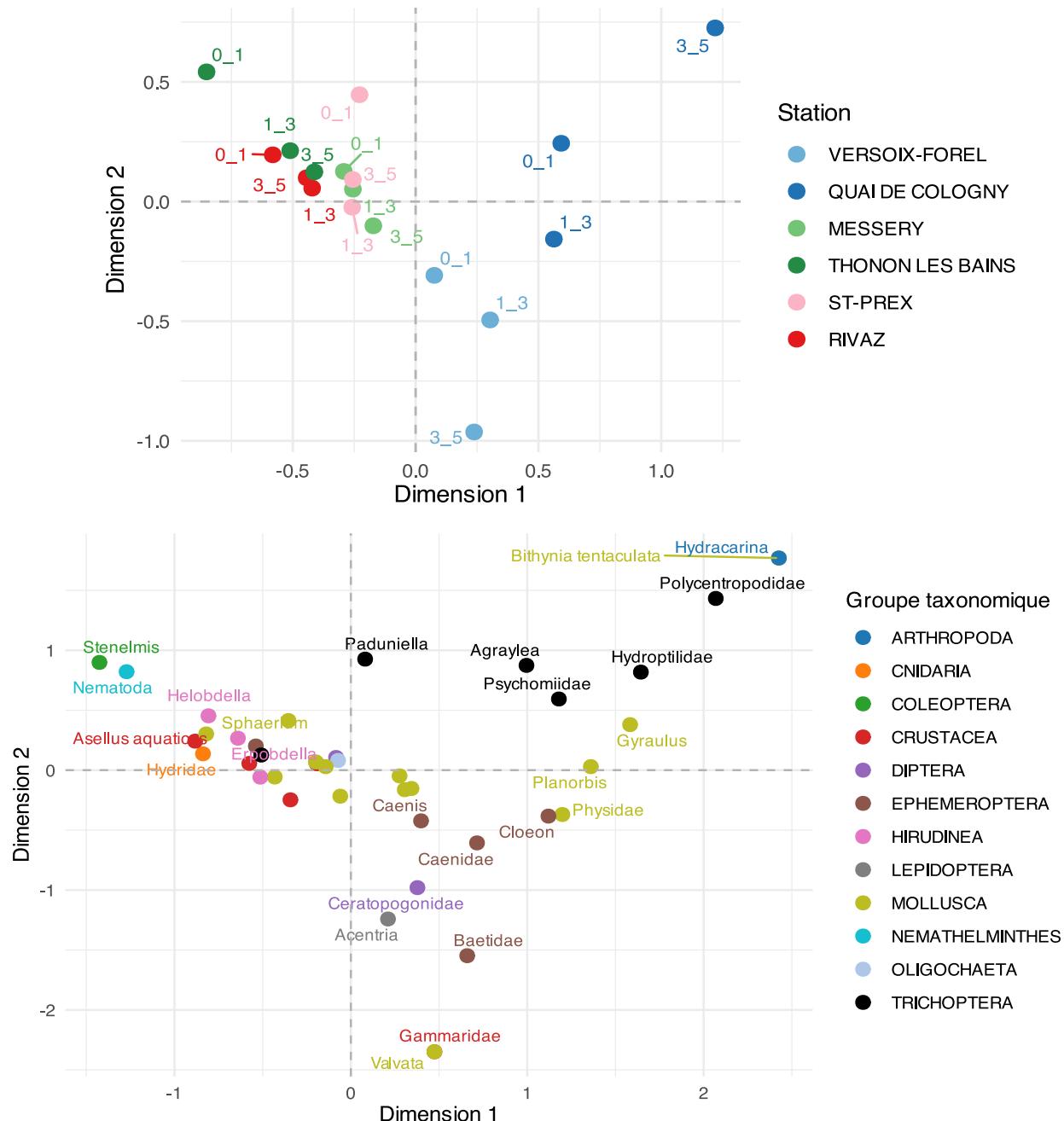


Figure 8 : Premier plan factoriel de l'AFC réalisée sur le tableau des 41 taxons et 18 combinaisons station-profondeur. Pour plus de lisibilité, seuls 60 % des taxons les plus contributifs sont affichés avec leurs noms.

Figure 8 : First factorial plan of the PCA performed on the table of 41 taxa and 18 station-depth combinations. For greater clarity, only the 60% of taxa that contribute most significantly are displayed with their names.

3.1.5 Des données estivales 2024 peu différentes des autres campagnes de l'année

L'examen des taxons communs aux campagnes d'août, de février (canton de Genève) et de novembre (canton de Vaud) montre que les données de février présentent 8 taxons nouveaux (16 %) : le coléoptère *Limnius*, les mollusques *Ferrissia* et *Viviparus*, des trichoptères déterminés à la famille -Leptoceridae et Limnephilidae, les genres de trichoptères *Chaetopteryx*, *Potamophylax* et *Oecetis*. Les listes de novembre ne présentent pas de taxons nouveaux par rapport à ce qui est échantillonné en août. Hormis les 20 coléoptères *Limnius* chacun de ces taxons a été observé avec une abondance de 1 à 5 individus seulement.

Plus globalement, les assemblages de macroinvertébrés des stations du canton de Genève sont de nouveau les plus riches et diversifiés, tandis que celles du canton de Vaud apparaissent globalement plus pauvres, mais les dates hors période estivale étaient également différentes.

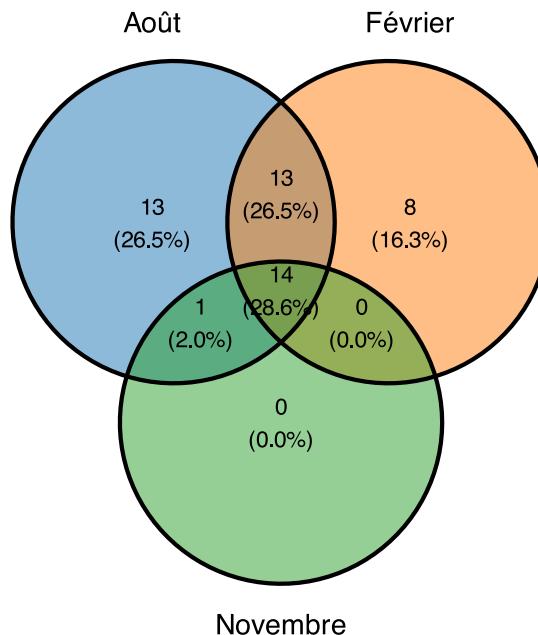


Figure 9 : Diagramme de Venn des taxons observés selon les campagnes d'échantillonnage de 2024 : août (campagne principale), février (canton de Genève) et novembre (canton de Vaud).

Figure 9 : Venn diagram of taxa observed during the 2024 sampling campaigns: August (main campaign), February (canton of Geneva), and November (canton of Vaud).

3.2 DYNAMIQUE TEMPORELLE

Les stations des cantons de Vaud et de Genève ont fait l'objet d'investigations antérieures qui permettent d'évaluer une dynamique temporelle. Les interprétations doivent toutefois tenir compte de possibles différences de protocole d'échantillonnage ; ce sont donc surtout les changements globaux de composition qui sont ici investigués.

Quelle que soit la station considérée, les abondances totales peuvent varier d'un facteur 4 selon les années, voire davantage : à Rivaz, les effectifs varient entre 1 000 et 20 000 individus (Figure 10). Il faut garder à l'esprit que ces abondances sont sous-estimées et qu'une part de leurs variations est potentiellement liée à un biais d'échantillonnage car, par exemple, une proportion de moules quagga peut rester accrochée au substrat.

Les communautés de macroinvertébrés du canton de Genève ne dépassent jamais 6 500 individus, tandis qu'au sein du canton de Vaud, trois fois plus d'individus peuvent être observés. A Genève, les taxons qui ne sont pas invasifs (c'est-à-dire hors exotiques envahissants) sont encore bien représentés dans les relevés récents. Quelle que soit la station, les espèces exotiques étaient déjà très majoritaires dans les communautés les plus anciennes. Les données de la station de Saint-Prex en 2010 et 2011 sont particulières car elles contiennent uniquement deux taxons exotiques (*Dikerogammarus* et *Chelicorophium*). La moule zébrée, *Dreissena polymorpha*, introduite dans les années 1960 dans le Léman, représentait déjà une part importante (> 20 %) des abondances dans les échantillons les plus anciens.

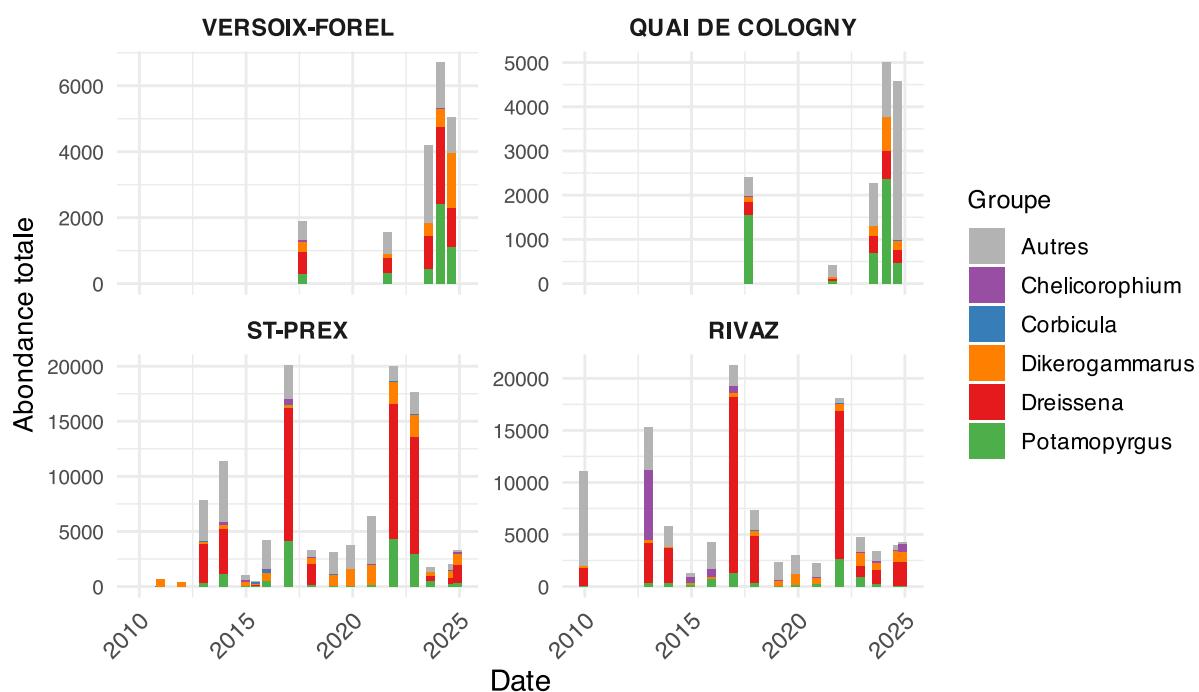


Figure 10 : Abondances d'une sélection de taxons invasifs par rapport aux abondances totales au sein des communautés (sommet de chaque barre d'histogramme).

Figure 10 : Abundances of a selection of invasive taxa relative to total abundances within communities (top of each bar chart).

L'analyse en coordonnées non métriques (NMDS) a permis d'explorer les variations temporelles de composition des communautés benthiques. La statistique qui évalue la pertinence de l'analyse (stress final de la solution bidimensionnelle de 0.078) indique une bonne qualité de représentation des distances dans le plan. L'ordination montre une structuration spatio-temporelle marquée. Les stations du canton de Genève, proches entre elles, se séparent nettement de celles du canton de Vaud (Figure 11).

L'étalement plus vaste des stations-dates de Saint-Prex et Rivaz est lié à la plus grande plage temporelle prise en compte, avec des données historiques de 2009, 2013, 2014, 2015, 2016, alors que les données les plus anciennes de Quai-de-Cologny et Veroix-Forel remontent à 2017. La première observation dans le Léman de *Dikerogammarus villosus* date de 2002, celle de *Chelicorophium curvispinum* de 2010, celle de la moule quagga, (*Dreissena rostriformis bugensis*) de 2015 (Lods-Crozet, 2020). La plage temporelle des données du canton de Genève ne remonte, par conséquent, pas à une période sans quagga. Un examen des données de base confirme que dès 2017 des individus de quagga étaient échantillonnés sur les deux stations du canton de Genève.

Un élément étonnant est toutefois que la moule zébrée est toujours présente en 2024, avec quelques individus observés sur les sites genevois et vaudois en sympatrie avec la quagga. La plage temporelle des données du canton de Vaud couvre les deux périodes, avec et sans quagga. Pour autant, comme illustré sur la Figure 10, les proportions de dreissènes avant l'installation de la quagga était déjà très significative entre 0 et 5 m, du fait des proliférations de moules zébrées.

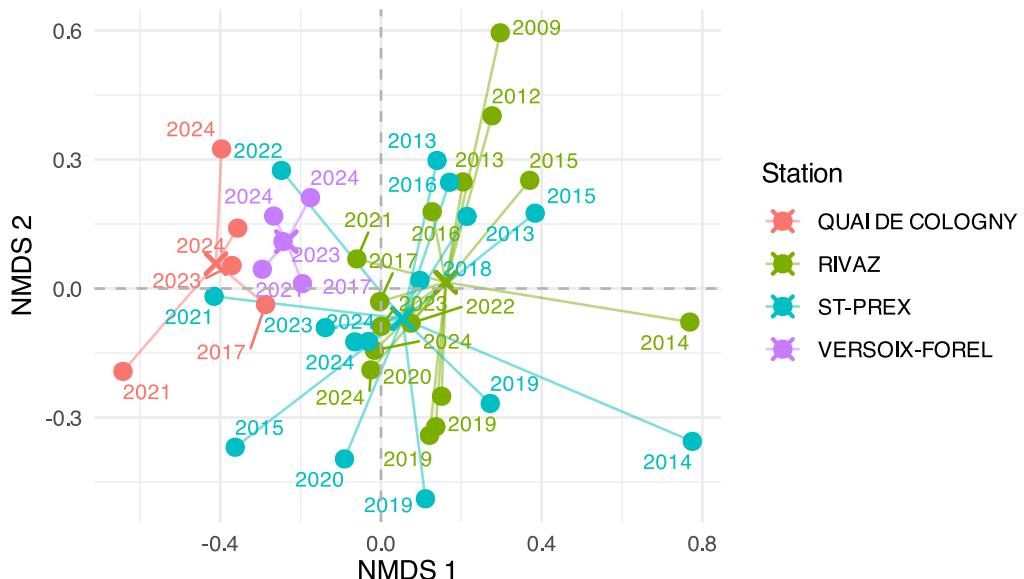


Figure 11 : Premier plan factoriel d'une analyse NMDS des communautés d'invertébrés benthiques échantillonnées entre 2009 et 2024 sur 4 stations des cantons de Genève et de Vaud. Les segments relient les points correspondant à une même station, quelle que soit l'année ; la croix marque le centroïde de chaque station.

Figure 11 : First factorial plane of an NMDS analysis of benthic invertebrate communities sampled between 2009 and 2024 at four stations in the cantons of Geneva and Vaud. The segments connect the points corresponding to the same station, regardless of the year; the cross marks the centroid of each station.

Au niveau temporel, un premier résultat marquant est que, dans l'ensemble, l'année 2024 ne se distingue pas des années 2021 à 2023 (Figure 12). En examinant uniquement les stations avec un suivi long, un second résultat notable est la nette évolution des communautés benthiques à Saint-Prex et Rivaz : la période 2012-2014 est bien distincte de la plage temporelle 2018-2020, ainsi que des années 2021 et suivantes. Pour les années les plus récentes les différentes stations sont resserrées sur le plan, ce qui reflète une baisse de la diversité inter-sites (diversité bêta).

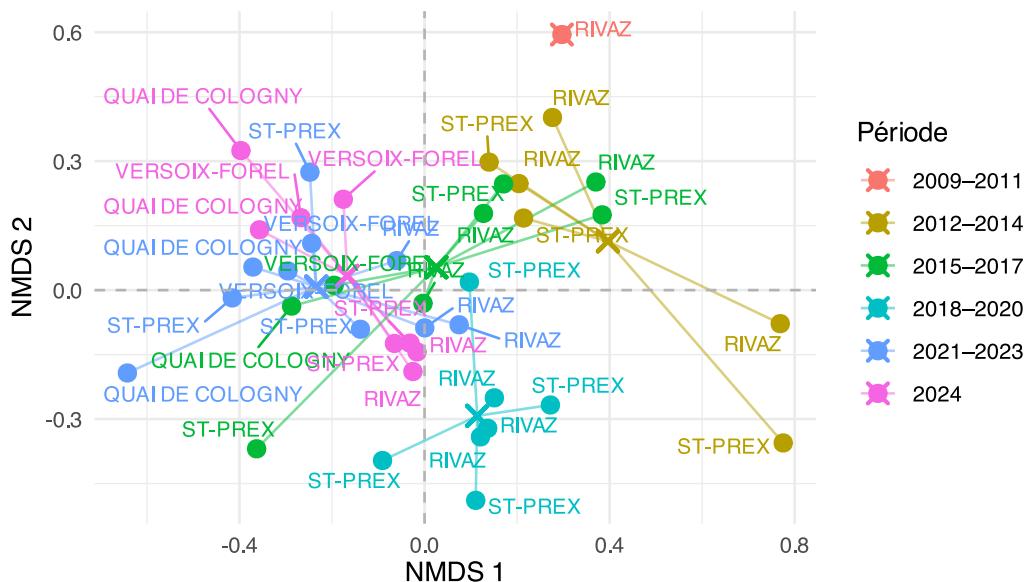


Figure 12 : Premier plan factoriel d'une analyse NMDS des communautés d'invertébrés benthiques, avec un regroupement en étoile des stations par période de trois ans, l'année 2024 étant considérée séparément.

Figure 12 : First factorial plane of an NMDS analysis of benthic invertebrate communities, with stations grouped in a star pattern by three-year period, with 2024 considered separately.

Les communautés des stations du canton de Genève les plus récentes sont marquées par la présence de *Dreissena* mais également par le gastéropode *Potamopyrgus* et les bivalves *Pisidium* (Figure 13, partie en haut à gauche). Rivaz et Saint-Prex, entre 2018 et 2020, hébergent de fortes abondances de l'amphipode *Dikerogammarus*, mais aussi des *Ancylus fluviatilis* et quelques insectes plus rares à l'échelle du lac (partie inférieure de la Figure 13). Les échantillons plus anciens comportent plusieurs taxons non retrouvés ensuite, comme des sangsues, des planaires, les insectes Trichoptères *Glossiphonia* ou *Mystacides*, ainsi que le bivalve natif *Anodonta anatina*.

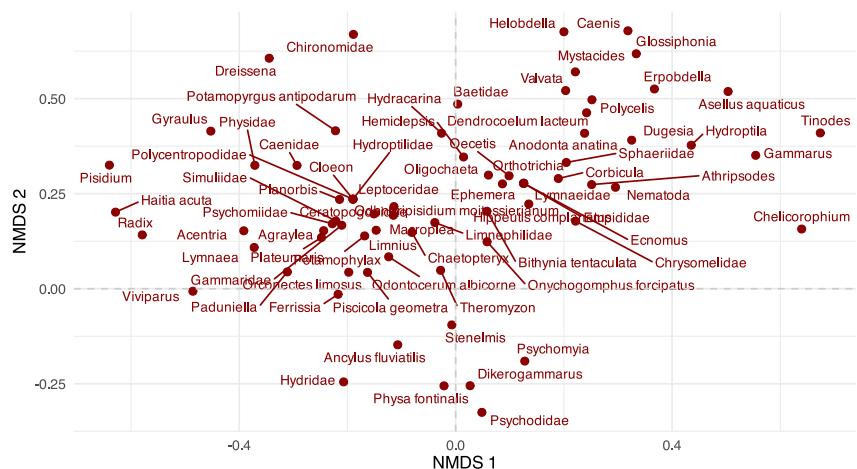


Figure 13 : Position des taxons sur le premier plan factoriel de l'analyse NMDS des communautés d'invertébrés benthiques de l'analyse temporelle des stations suisses (complément des Figures 11 et 12).

Figure 13 : Position of taxa on the first factorial plane of the NMDS analysis of benthic invertebrate communities from the temporal analysis of Swiss stations (supplement to Figures 11 and 12).

A Rivaz, les variations de richesse au fil du temps révèlent une rupture nette avant et après 2017 (Figures 14 et 15). Alors que le nombre de taxons observés pouvait atteindre 33 en 2012, il ne dépasse plus 18 après 2017. Sur chacune des deux périodes, le nombre total de taxons observé passe de 41 taxons avant 2017 à 26 taxons après 2017. Les taxons qui ne sont plus observés incluent notamment plusieurs insectes trichoptères comme les genres *Hydroptila*, *Mystacides* ou *Tinodes*. A Saint-Prex, on observe une dynamique similaire en termes de richesse annuelle, mais avec une amplitude plus faible. En revanche, le nombre total de taxons observés reste stable entre les deux périodes (environ 40 taxons). Les taxons non retrouvés sur ces sites après 2017 étaient peu abondants, qu'ils soient exotiques (Figure 10) ou natifs, y compris des diptères Chironomidae (Figure 15).

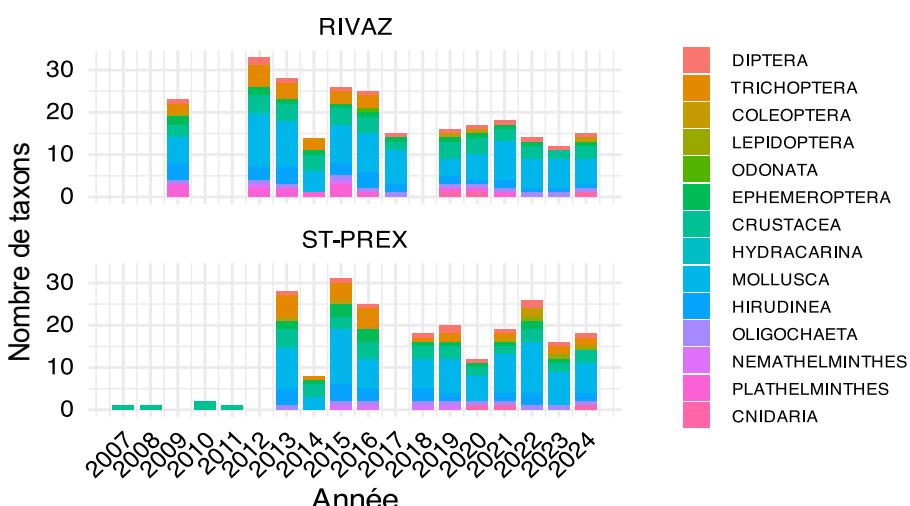
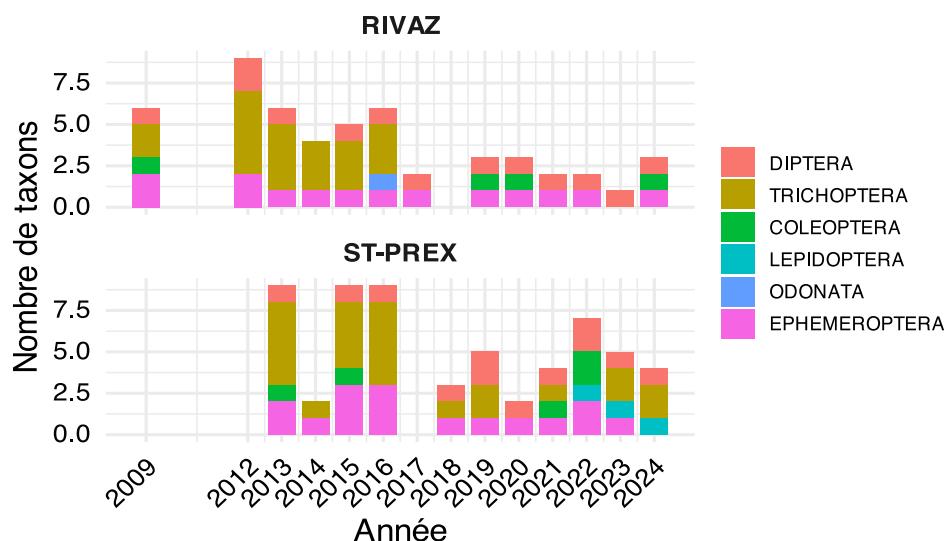


Figure 14 : Richesse taxonomique des communautés de macroinvertébrés benthiques des stations Saint-Prex et Rivaz au fil du temps, toutes profondeurs confondues.

Figure 14 : Taxonomic richness of benthic macroinvertebrate communities at the Saint-Prex and Rivaz stations over time, all depths combined.

A



B

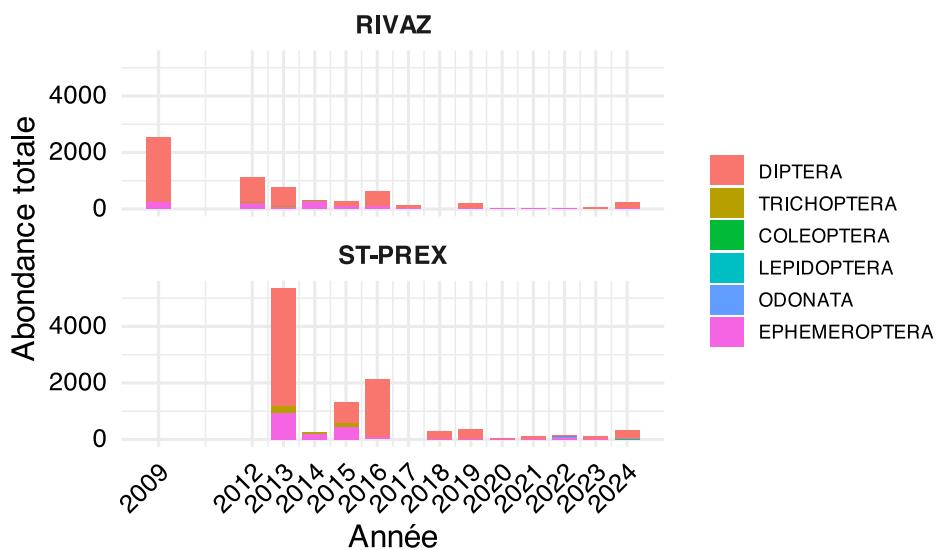


Figure 15 : A) Richesse taxonomique et B) abondances des principaux groupes d'insectes aquatiques des stations Saint-Prex et Rivaz au fil du temps, toutes profondeurs confondues.

Figure 15 : A) Taxonomic richness and B) abundances of the main groups of aquatic insects at the Saint-Prex and Rivaz stations over time, all depths combined.

Ces résultats ne sont pas singuliers, car la majorité des insectes éphéméroptères, trichoptères, coléoptères, lépidoptères et odonates sont rares à l'échelle du lac (Figure 16). Cette rareté est relative à la fois au faible nombre de stations où ils sont observés et à leurs très faibles abondances. En prenant en compte l'ensemble des données disponibles - tous sites, années et protocoles confondus-, on constate que de nombreux taxons n'ont été observés que de façon très sporadique et localisée (Figure 16).

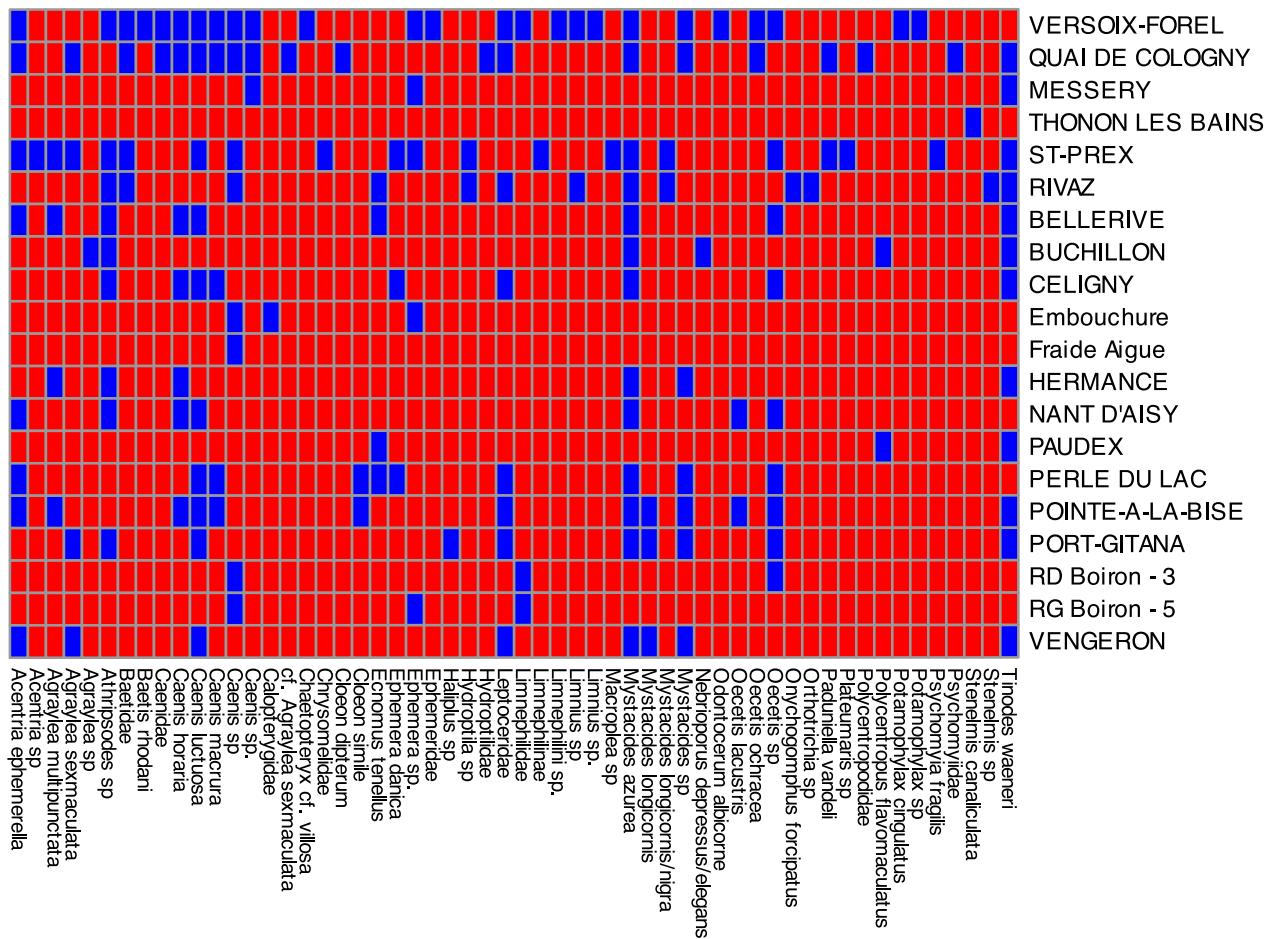


Figure 16 : Présentation des taxons appartenant aux insectes éphéméroptères, trichoptères, coléoptères, lépidoptères et odonates, sur l'ensemble des données mises à disposition pour le Léman, en cumulant toutes les dates d'échantillonnage. Les niveaux de détermination sont ceux des fichiers bruts, ce qui peut entraîner des redondances entre genres et espèces. Les présences sont représentées par des rectangles bleus et les absences par des rectangles rouges.

Figure 16 : Presentation of taxa belonging to the orders Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Lepidoptera, and Odonata, based on all data available for Lake Geneva, combining all sampling dates. The levels of determination are those of the raw files, which may result in redundancies between genera and species. Presences are represented by blue rectangles and absences by red rectangles.

Une manière simple d'illustrer les changements qui se mettent en place sur le lac est de représenter un nuage de points avec en abscisse la proportion d'individus qui appartiennent à des taxons exotiques et en ordonnée la richesse en espèces natives (Figure 17). La clé de lecture est dans la diagonale : une banalisation s'opère si une station se déplace vers le bas (perte de taxons natifs) et vers la droite du graphique (augmentation des abondances en exotiques). On retrouve un contraste assez fort entre les derniers inventaires des stations genevoises, relativement diversifiées, et vaudoises, avec une diversité souvent bien plus faible. Il n'est pas possible de tracer une trajectoire simple pour un site donné, mais hormis la communauté prélevée à Quai de Cologny en 2024, les données récentes sont plutôt sur la droite des graphiques.

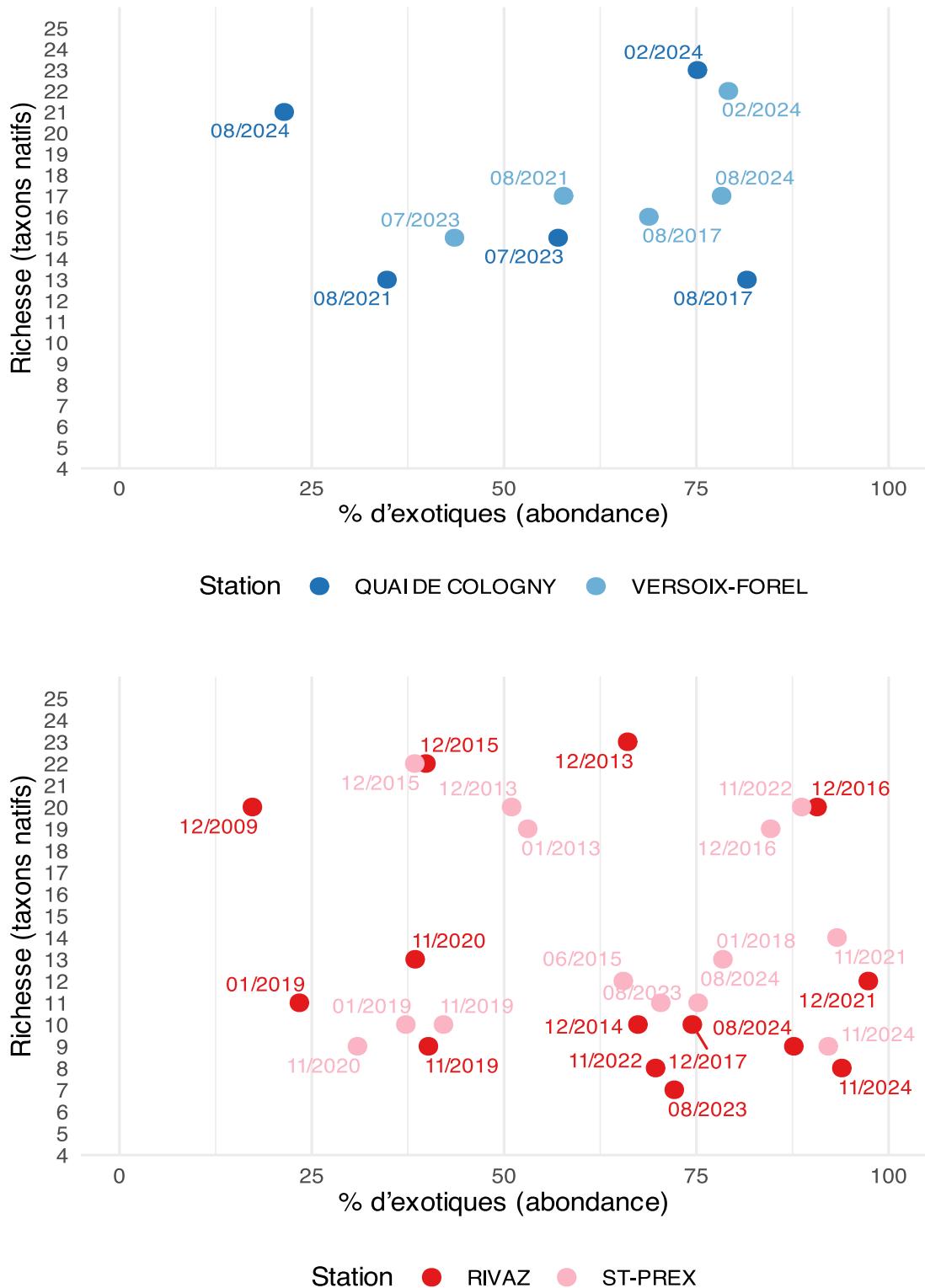


Figure 17 : Nuage de points illustrant la banalisation pour les stations du canton de Genève (gauche) et du canton de Vaud (droite). Les libellés désignent une combinaison mois/année de prélèvement d'une communauté de macroinvertébrés benthiques. Plus un point est sur la droite, plus les espèces exotiques sont dominantes en termes d'abondance. Plus un point est situé vers le haut, plus il représente une communauté diversifiée en espèces natives.

Figure 17 : Scatter plot illustrating biotic homogenization for stations in the canton of Geneva (left) and the canton of Vaud (right). The labels refer to a month/year combination for sampling a community of benthic macroinvertebrates. The further to the right a point is, the more dominant exotic species are in terms of abundance. The higher a point is, the more diverse the community of native species is.

4. DISCUSSION

Des communautés dominées par des taxons exotiques mais encore différenciées : le paradoxe benthique du Léman

La faune macrobenthique du Léman échantillonnée en août 2024 comprend une très forte abondance d'espèces exotiques et une richesse globale de 41 taxons (détermination au niveau générique en général et hors Chironomidae et Oligochaeta).

Les données de Thonon Agglomération et du canton de Vaud sont très comparables : les richesses observées localement sont de 14 à 17 taxons, avec au niveau des abondances au moins 75 % des individus qui appartiennent à des espèces exotiques. C'est relativement pauvre pour le littoral d'un grand lac. A titre de comparaison, sur le littoral encore assez naturel du lac de Neuchâtel, qui peut servir de référence, 34 taxons sont observés sur une seule station (nommée Chez-le-Bart) échantillonnée pendant l'été 2024 (2 568 individus dont 1984 individus (77 %) d'espèces exotiques, données recueillies par le canton de Vaud).

Les stations du canton de Genève hébergent des communautés assez différentes des autres stations : plus riches en espèces (21 et 25 taxons dont plus d'insectes qu'ailleurs), avec seulement 21 % des individus appartenant à des taxons exotiques à Quai-de-Cologny. Les taxons qui n'ont été observés que sur les stations du canton de Genève (Annexe 1) appartiennent par exemple aux Trichoptères (Polycentropodidae, Pyschomyidae), aux éphéméroptères (Baetidae) ou aux gastéropodes (*Bithynia*, *Valvata*, *Gyraulus*, Planorbidae). Ce résultat est un peu paradoxal car, par rapport à d'autres sites, le littoral genevois présente un caractère relativement artificiel. Cependant, le petit lac bénéficie d'un brassage annuel qui réoxygène ses eaux et la faible profondeur de la baie lacustre favorise la présence d'une grande diversité de macrophytes.

Les taxons exotiques dominants sont des mollusques et crustacés, les deux groupes qui comprennent le plus d'espèces exotiques (Devin et al., 2005). La moule quagga, dont les populations sont toujours en expansion (Kraemer et al., 2023), occupe une place prépondérante mais en effectifs le crustacé *Dikerogammarus villosus* et le gastéropode *Potamopyrgus antipodarum* sont très abondants aussi (respectivement 27, 23 et 20 % des individus observés sur l'ensemble). La situation serait assez similaire sur le lac de Neuchâtel (com. pers. canton de Vaud). Ces trois taxons exotiques représentent à eux seuls 71 % des individus échantillonnés. Il est finalement assez remarquable que malgré le processus d'homogénéisation qui est en cours par la prolifération des mêmes espèces exotiques partout et par la réduction des richesses locales, les stations restent différentes les unes des autres en termes de communautés de macroinvertébrés benthiques (30 à 58 % de similarité entre stations).

Au-delà des différents stress que peut subir la faune benthique, les taxons exotiques exercent assurément une pression forte (Lods-Crozet et al., 2013). La moule quagga est une espèce ingénierie qui modifie les conditions de son milieu sur de multiples aspects (voir la synthèse de Beisel, 2021, Karataev & Burlakova, 2025), changeant ainsi la qualité des habitats en place. Mais avant son arrivée, l'amphipode *Dikerogammarus* avait vraisemblablement déjà modifié les communautés benthiques. *Dikerogammarus* est en effet une espèce très prolifique et un prédateur vorace (Dick et al., 2002) qui a déjà engendré un appauvrissement des assemblages là où il prolifère (Bollache et al., 2004). Son expansion au sein du Léman a déjà été investigué avec un impact rapporté sur les gammarides autochtones et une menace certaine sur la faune du littoral (Lods-Crozet & Reymond, 2006). Un fort impact de *Dikerogammarus* sur la faune native du Lac de Constance a également déjà été rapporté (Gergs & Rothhaupt, 2015). L'incidence de *Dikerogammarus* en présence de la quagga est peu documentée et mériterait sans doute des investigations. Les proliférations de *P. antipodarum* ont surtout une incidence sur la faune benthique via son régime alimentaire détritivore-herbivore et par compétition pour l'habitat (Geist et al., 2022), par exemple avec des espèces lithales comme *Ancylus fluviatilis*. C'est par ailleurs une ressource alimentaire de mauvaise qualité pour les poissons (Geist et al., 2022). Une conséquence de la prolifération de ces taxons exotiques est que l'on a aujourd'hui une faune épi-benthique très bien représentée en nombre et biomasse, alors que sur la plupart des stations la faune endo-benthique relictuelle (faune fouisseuse ou des interstices) est bien moins abondante.

Les comparaisons spatio-temporelles avec des données antérieures sont à considérer avec précaution car les efforts de capture, les profondeurs investiguées et les saisons d'échantillonnage sont différentes du protocole de la campagne d'été 2024. Des suivis dans le temps étaient seulement disponibles pour les cantons de Genève et de Vaud. Malgré ces réserves, l'exercice de comparaison montre que l'été 2024 ne restitue pas une image très différente des communautés qui ont été observées entre 2021 et 2023. En revanche, les données les plus récentes sont moins riches que celles du passé. Les stations du canton de Vaud permettent une analyse avec la plus grande profondeur temporelle puisqu'on peut remonter le temps sur une période de 11 ans.

A Rivaz, une part importante des taxons disparaît des communautés observées après 2017, notamment des genres d'insectes Trichoptères sensibles. Le déclin de *Tinodes waeneri* était déjà signalé par Lods-Crozet (2020), de même que celui des aselles et d'éphéméroptères. De même, dans les stations du Léman du canton de Genève, des suivis à l'espèce menés en 2017 et en 2021 avec le même protocole ne permettent pas de retrouver entre ces deux dates certains taxons et tout particulièrement des trichoptères (Biol'Eau, 2022). Il est délicat d'aller très loin dans ces analyses mais ces éléments suggèrent une érosion, entre autres, de certains insectes au fil du temps, avec un point de bascule probable autour des débuts de la prolifération de la quagga (observée en 2015 pour la première fois). Des taxons généralement très communs comme des sangsues, planaires et crustacés *Asellus aquaticus* sont également devenus très rares, sans que l'on sache exactement les rôles respectifs de la quagga et du crustacé *Dikerogammarus* dans ces changements.

La diversité de ce qui reste des 25 000 individus échantillonnés une fois que l'on retire les individus d'espèces exotiques est précisément représenté par des taxons rares : une présence généralement localisée et de très faibles abondances de quelques individus. Ainsi, 21 des 41 taxons observés ont moins de 10 individus échantillonnés sur l'ensemble du lac et 18 taxons sont exclusivement présents sur une seule station. Les taxons à enjeux sont ceux qui possèdent un statut de protection, dont on sait qu'ils sont menacés, et ceux qui sont exigeants vis-à-vis de leurs conditions de vie. Les statuts étant donnés à des espèces, l'analyse générique n'a pas permis de dresser une image à l'échelle du lac. Si l'on retourne aux données avant concaténation entre les opérateurs, il est cependant à noter que deux espèces classées comme vulnérables (VU) ou potentiellement menacées (NT) demeurent présentes en août 2024 : *Pisidium tenuilineatum* (VU) et *Pisidium amnicum* (NT) dans le canton de Genève. *Physa fontinalis* (VU) a été observée dans le canton de Vaud entre 2015 et 2023 mais pas en 2024.

Perspectives de suivi et recommandations opérationnelles

A l'issue de l'analyse des données recueillies en août 2024, nous pouvons rapporter des suggestions pour les futurs suivis.

Le nombre d'individus reflète mal l'importance relative des différents taxons qui occupent le substrat. Les gastéropodes *Potamopyrgus antipodarum* et les diptères Chironomidae peuvent être très nombreux mais représentent une biomasse faible par rapport à des Dreissènes de 1 an et plus. Ainsi, à densité égale l'impact de proliférations peut être très différent entre ces espèces. S'il est possible de transformer, même grossièrement, des données de densités de petites espèces en biomasse, cette opération n'est pas possible pour les dreissènes ou des espèces qui peuvent atteindre des grandes tailles (écrevisses, bivalves Anodontes par exemple). Nous suggérons de catégoriser en abondances par grandes classes de tailles les abondances de ces espèces, ou de mesurer les individus lorsque le nombre d'individus ne dépasse pas la dizaine. Moyennant l'utilisation d'abaques, ces tailles sont transformables en biomasse avec une précision satisfaisante.

Un effort supplémentaire d'harmonisation de la méthode semble nécessaire. Le protocole utilisé en 2024 au mois d'août a permis de donner une bonne image de ce qui vit sur le fond du lac dans la partie proche littoral au prorata des densités. L'interprétation de la très faible part qui appartient aux espèces natives d'intérêt est cependant sujette à caution. Ces taxons sont rares car spatialement localisés et jamais très abondants en effectifs. Le caractère aléatoire de leur échantillonnage en donne une image tronquée, la probabilité de les observer étant sans doute assez faible en ne prélevant au minimum que 0.4 à 0.52 m² par station pour une campagne (un minimum de 8 Surbers avec un cadre de 20 x 25 ou 25 x 25 cm). Il paraît légitime de réaliser 8 prélèvements entre 0 et 1 m de profondeur au sein du canton de Vaud du fait de la diversité des habitats présents. Pour que les données soient vraiment comparables, les stations genevoises et de Thonon Agglomération devraient être prospectées avec le même effort d'échantillonnage, même si elles sont plus pauvres en habitats. Le matériel devrait aussi être harmonisé entre les opérateurs (même cadre de Surber, même vide de maille de filet), et l'entièreté de ce qui se trouve dans le cadre du Surber sur une épaisseur standardisée devrait être prélevé et dépouillé. Cette façon de procéder permettrait d'être plus robuste sur l'observation du déclin des insectes, qui manquent par exemple aux inventaires post-2017 à Rivaz. Une campagne d'inventaires de diversité pourrait être réalisée de manière synchrone sur une année et plusieurs stations par un échantillonnage adapté (la recherche d'un maximum de microhabitats) et par des captures d'insectes adultes. Des campagnes de piégeage lumineux ont par exemple déjà été réalisées par le canton de Vaud afin de compléter l'inventaire des trichoptères de la zone littorale. Un objectif serait de déterminer cette diversité de macroinvertébrés benthiques à l'espèce, afin de bien identifier les espèces sensibles mais également les espèces exotiques.

Sur la base des résultats obtenus et d'analyses complémentaires non illustrées, la campagne d'été est une option valide pour la réalisation d'analyses comparatives. Pour des inventaires de diversité, il y a un intérêt à réaliser des campagnes à deux saisons, du fait des cycles de développement des insectes. Les données de février (au sein du canton de Genève) permettaient par exemple de compléter les données de l'été avec 8 taxons nouveaux, contre aucun pour celles de novembre (au sein du canton de Vaud).

Une suggestion d'un indicateur à suivre serait d'évaluer la diversité des insectes hors diptères. Pour cela, deux approches simples peuvent être mobilisées. La première repose sur la richesse en genre d'insectes sensibles (Ephéméroptères, Trichoptères, Coléoptères, Lépidoptères, Odonates) qui constituent de bons indicateurs de la qualité écologique. Les analyses de Rivaz et Saint-Prex montrent clairement un déclin temporel (Figure 15). Pour des analyses historiques sur ces insectes, le niveau générique apparaît sur un plan pratique comme un niveau taxonomique suffisamment précis pour refléter des variations écologiques, tout en étant atteignable dans la plupart des suivis. Pour tenir compte de l'effort d'échantillonnage, l'abondance total au sein de l'échantillon permet de calculer une richesse raréfiée. L'indice de Menhinick (Nombre de taxons / √Abondance totale) est par exemple une métrique qui permet d'approcher la richesse relative, indépendamment de l'effort de collecte.

Par ailleurs, l'examen des listes initiales révèle que le crustacé *Dikerogammarus haemobaphes* a été observé en 2024 sur les deux sites du canton de Vaud, aux trois profondeurs, et avec un nombre total de 55 individus. Il s'agirait de la première mention de la présence de cette espèce au sein du Léman. Il serait intéressant de voir à quel point cette espèce est déjà implantée. D'une manière générale, dans ce type de situation, une vérification des échantillons par les autres opérateurs (ici ceux du canton de Genève et de Thonon Agglomération) pourrait être demandée. Ce scénario est susceptible de se répéter car l'invasion des grands milieux par le crustacé *Chelicorophium curvispinum* s'est par exemple souvent accompagnée de celle de *C. robustum*, moins abondante. Dans les deux cas les espèces se ressemblent beaucoup et une diversité cryptique d'espèces exotiques pourrait exister au sein du Léman. Au-delà des observations macroscopiques, des investigations génétiques simples sur les récoltes d'individus de ces genres pourraient mettre en évidence cette xéno-diversité. Ce type de diversité cryptique est reconnu comme un enjeu pour la compréhension fine des processus d'invasion.

Enfin, il nous paraît important de pouvoir lier les indicateurs de diversité obtenus au potentiel d'habitats des différentes stations. La qualité et la diversité des habitats présents dans le proche littoral sont déterminantes pour le maintien de nombreuses espèces. Des descriptions de ces caractéristiques physiques seraient un plus pour compléter les interprétations biologiques et envisager des options de gestion qui permettent de préserver ce qui reste de biodiversité native en macroinvertébrés au sein du Léman.

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier la CIPEL et les personnes qui ont relu avec attention une première version de ce rapport et y ont apporté à la fois des suggestions judicieuses et des éclaircissements très utiles à son amélioration.

BIBLIOGRAPHIE

- Beisel J.-N., (2021). Synthèse bibliographique. Biologie, écologie et impacts potentiels de *Dreissena rostriformis bugensis*, la moule quagga, espèce invasive au sein du Léman. Rapport pour la Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman (CIPEL), 113 pages.
- Biol'Eau, (2022). Macroinvertébrés benthiques des rives genevoises du Léman Investigations 2021. Bernex, 34 pp.
- Bollache L (2004) *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) : another invasive species in Lake Geneva. Revue Suisse de Zoologie 111, 309–313.
- Cheng, S., Tan, S. Y., & Li, Z. (2017). Ecological interaction between submerged macrophytes and zoobenthos. J. Earth Sci. Environ. Studies, 2, 173-182.
- Devin, S., Bollache, L., Noël, P. Y., & Beisel, J. N. (2005). Patterns of biological invasions in French freshwater systems by non-indigenous macroinvertebrates. Hydrobiologia, 551, 137-146.
- Dick, J. T., Platvoet, D., & Kelly, D. W. (2002). Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59(6), 1078-1084.
- Geist, J. A., Mancuso, J. L., Morin, M. M., Bommarito, K. P., Bovee, E. N., Wendell, D., ... & Tiegs, S. D. (2022). The New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) : autecology and management of a global invader. Biological Invasions, 1-34.
- Gergs, R., & Rothhaupt, K. O. (2015). Invasive species as driving factors for the structure of benthic communities in Lake Constance, Germany. Hydrobiologia, 746, 245-254.
- Karatayev, A. Y., & Burlakova, L. E. (2025). What we know and don't know about the invasive zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) mussels. Hydrobiologia, 852(5), 1029-1102.
- Kraemer, B. M., Boudet, S., Burlakova, L. E., Haltiner, L., Ibelings, B. W., Karatayev, A. Y., ... & Spaak, P. (2023). An abundant future for quagga mussels in deep European lakes. Environmental Research Letters, 18(12), 124008.
- Lods-Crozet, B., & Reymond, O. (2006). Bathymetric expansion of an invasive gammarid (*Dikerogammarus villosus*, Crustacea, Amphipoda) in Lake Geneva. Journal of Limnology, 65, 141-144.
- Lods-Crozet, B., Gerdeaux, D., & Perfetta, J. (2013). Changements des communautés biologiques littorales et piscicoles dans le Léman. Archives des Sciences, 66, 137-156.
- Lods-Crozet, B. (2020). Flux d'espèces exogènes envahissantes benthiques dans le Léman. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre la pollution, Campagne, 2019, 212-221.
- Menétrey, N., Marle, P., & Lepori F. (2025). Suivi des zones littorales lacustres (Jura et Préalpes) basé sur les macroinvertébrés. Guide méthodologique. Canton de Vaud, Direction générale de l'environnement, 21 p. https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/DIREV_PRE/Document_Lac_protocole_Suivi_MZB_Littoral_2025.pdf

ANNEXES

ANNEXE 1

Liste des taxons récoltés pendant la campagne d'août 2024. Le signe « > » désigne une unité systématique inférieure à celle de la ligne précédente, c'est-à-dire une détermination plus poussée. Exo désigne dans la colonne statut le caractère exotique du taxon.

			Statut	Canton de Genève	Thonon Agglomération	Canton de Vaud
Cnidaria	Hydrozoa	Hydridae		0	0	x
Nemathelminthes	Nematoda			0	x	0
Annelida	Oligochaeta			x	x	x
	Hirudinea	<i>Helobdella</i>		0	x	0
		> <i>Helobdella stagnalis</i>		0	x	0
		<i>Erpobdella</i>		x	x	0
		> <i>Erpobdella testacea</i>		0	0	x
		<i>Piscicola geometra</i>		0	0	x
Mollusca	Gastropoda	<i>Bithynia tentaculata</i>		x	0	0
		<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Exo	x	x	x
		<i>Valvata piscinalis</i>		x	0	0
		<i>Ancylus fluviatilis</i>		x	x	x
		<i>Gyraulus</i>		x	0	0
		> <i>Gyraulus parvus</i>	Exo	x	0	0
		<i>Haitia acuta</i>	Exo	x	x	x
		<i>Planorbidae</i>		x	0	0
		> <i>Planorbis</i>		x	0	0
		<i>Radix</i>		0	x	0
		> <i>Radix auricularia</i>		x	x	0
		> <i>Radix balthica</i>		x	0	x
	Bivalvia	<i>Corbicula fluminea</i>	Exo	x	x	x
		<i>Dreissena</i>	Exo	0	x	0
		> <i>Dreissena polymorpha</i>	Exo	x	0	x
		> <i>Dreissena r. bugensis</i>	Exo	x	x	x
		<i>Sphaeriidae</i>		x	x	x
		> <i>Sphaerium sp.</i>		0	x	0
		> <i>Pisidium</i>		x	x	0
		>> <i>Pisidium amnicum</i>		x	0	0
		>> <i>Pisidium casertanum</i>		x	0	0
Hydracarina				x	0	0
Crustacea	Amphipoda	<i>Chelicorophium sp.</i>	Exo	0	x	0
		> <i>Chelicorophium curvispinum</i>	Exo	x	0	x
		<i>Gammaridae</i>		x	0	0
		> <i>Dikerogammarus</i>	Exo	0	x	x
		>> <i>Dikerogammarus villosus</i>	Exo	x	x	x
		>> <i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	Exo	0	0	x
		> <i>Echinogammarus</i>		0	x	0
	Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>		0	0	x
Insecta	Lepidoptera	<i>Acentria ephemerella</i>		x	0	x
	Diptera	<i>Ceratopogonidae</i>		x	0	0
		<i>Chironomidae</i>		x	x	x
	Coleoptera	<i>Stenelmis sp.</i>		0	0	x
		> <i>Stenelmis canaliculata</i>		0	x	0
Ephemeroptera	Baetidae			x	0	0

	Statut	Canton de Genève	Thonon Agglomération	Canton de Vaud
> <i>Baetis rhodani</i>	x	0	0	
> <i>Cloeon dipterum</i>	x	0	0	
<i>Ephemera</i>	0	x	0	
<i>Caenidae</i>	x	0	0	
> <i>Caenis</i>	x	x	0	
>> <i>Caenis luctuosa</i>	x	0	0	
>> <i>Caenis macrura</i>	x	0	0	
Trichoptera	Hydroptilidae	x	0	0
	> <i>Agraylea sexmaculata</i>	x	0	x
	Polycentropodidae	x	0	0
	Psychomidae	x	0	0
	> <i>Paduniella vandeli</i>	x	0	x
	<i>Tinodes waeneri</i>	0	x	0

SURVEILLANCE DE LA MOULE QUAGGA DANS LE LÉMAN 2024

QUAGGA MUSSEL MONITORING IN LAKE GENEVA 2024

CAMPAGNE 2024

PAR

Piet SPAAK¹, Linus HOFSTETTER¹, Salomé BOUDET², Bastiaan IBELINGS²

¹EAWAG, DEPARTMENT OF AQUATIC ECOLOGY, ÜBERLANDSTRASSE 133, 8600 DÜBENDORF

²UNIVERSITÉ DE GENÈVE, DÉPARTEMENT F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU ET INSTITUT DE SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT, 66 BOULEVARD CARL VOGT, 1205 GENÈVE

RÉSUMÉ

Ce rapport présente les résultats du deuxième programme d'échantillonnage à l'échelle du Léman, mené conjointement par l'UNIGE et l'Eawag en juin 2024, deux ans après la première campagne réalisée en 2022. Il s'agit d'un rapport préliminaire ; une analyse approfondie des données de surveillance et de leurs implications pour le fonctionnement du lac sera effectuée après la troisième et dernière campagne d'échantillonnage prévue en juin 2026.

La moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) a été détectée pour la première fois en Suisse en 2014 dans le Rhin (via l'ADN environnemental), puis confirmée dans le Léman en 2015. Depuis, elle s'est propagée dans de nombreux lacs péréalpins suisses. Des efforts visent à freiner son expansion, en raison de ses conséquences écologiques et économiques. Une surveillance systématique reste indispensable, notamment dans les grands lacs péréalpins profonds comme le Léman, où les impacts à long terme sur l'écosystème demeurent mal connus. Les connaissances actuelles reposent en grande partie sur les observations issues des Grands Lacs nord-américains, colonisés depuis plus de 30 ans.

La campagne d'échantillonnage a porté sur 72 sites répartis sur l'ensemble du Léman, entre 10 et 309 m de profondeur, organisés le long de transects. Elle a combiné des prélèvements de sédiments et de l'imagerie benthique, chaque site ayant été échantillonné en trois réplicats afin de garantir la robustesse des données. En laboratoire, les moules issues des prélèvements ont été comptées et mesurées, en distinguant les moules quagga des moules zébrées sur la base de la morphologie de leur coquille, afin d'obtenir des estimations de densité, de biomasse et de taille moyenne par site.

Les résultats indiquent qu'aucune moule zébrée vivante n'a été détectée en 2024 ; seules des moules quagga ont été trouvées, bien que l'ADN environnemental de la moule zébrée soit encore détectable dans le lac. La moule quagga colonise actuellement des profondeurs comprises entre 10 et 250 m. Les résultats de la benne à sédiment montrent que la densité et la biomasse des moules quagga diminuent fortement avec la profondeur. L'imagerie BIS révèle également une couverture quasi complète dans les zones peu profondes (< 30 m), diminuant avec la profondeur et devenant très faible au-delà de 200 m.

Les gradients environnementaux expliquent en grande partie la distribution spatiale des moules quagga dans le lac. La densité et la biomasse diminuent fortement lorsque la température de l'eau descend sous 5-6 °C ou lorsque la teneur en oxygène dissous est inférieure à 9-10 mg/L, en accord avec les seuils physiologiques connus. La capacité de l'espèce à coloniser des substrats meubles et des eaux plus profondes et froides lui confère un avantage compétitif marqué sur la moule zébrée, expliquant sa domination actuelle dans le Léman.

La discussion souligne qu'il reste prématuré de tirer des conclusions à partir de seulement deux campagnes : les trajectoires d'invasion peuvent être non linéaires, avec une phase d'expansion rapide suivie d'une stabilisation dépendante de la densité. Une surveillance continue, en 2026 et au-delà, sera essentielle pour mieux comprendre la dynamique à long terme.

Sur le plan écologique, la moule quagga est susceptible de transformer profondément l'écosystème du Léman. Son taux de filtration élevé réduit le phytoplancton, augmente la transparence de l'eau et modifie les cycles biogéochimiques, avec des répercussions sur l'ensemble du réseau trophique. Les effets devraient être spatialement hétérogènes, plus marqués dans les zones littorales où les densités sont les plus fortes.

ABSTRACT

This report presents the results of the second lake wide sampling program conducted on Lake Geneva in June 2024, jointly organised by UNIGE and Eawag, two years after the first campaign carried out in 2022. This is a preliminary report; a more comprehensive analysis of the monitoring data and their implications for lake functioning will be conducted after the third and final sampling campaign scheduled for June 2026.

The quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) was first detected in Switzerland in 2014 in the Rhine River (via environmental DNA) and subsequently confirmed in Lake Geneva in 2015. Since then, it has spread to many peri-alpine Swiss lakes. Efforts are underway to stop its expansion because of its ecological and economic consequences. Systematic monitoring remains essential, especially in large, deep peri-alpine lakes such as Lake Geneva, where long-term ecosystem impacts remain poorly understood. Current knowledge relies largely on observations from the North American Great Lakes, which have been colonised for more than 30 years.

The 2024 sampling campaign covered 72 sites distributed across the entire lake, at depths ranging from 10 to 309 m, organised along transects. It combined sediment sampling and benthic imaging, with three replicates per site to ensure data robustness. In the laboratory, mussels from the samples were counted and measured, distinguishing quagga from zebra mussels based on shell morphology, to estimate density, biomass, and mean size per site.

Results indicate that no living zebra mussels were detected in 2024; only quagga mussels were found, although zebra mussel environmental DNA remains detectable in the lake. The quagga mussel currently colonises depths between 10 and 250 m. Sediment grab results show that quagga mussel density and biomass decrease with depth. BIS imaging also reveals nearly complete coverage in shallow areas (<30 m), decreasing with depth and becoming very low beyond 200 m.

Environmental gradients largely explain the spatial distribution of quagga mussels in the lake. Density and biomass decrease sharply when water temperature drops below 5-6 °C or when dissolved oxygen falls below 9-10 mg/L, consistent with known physiological thresholds. The species' ability to colonise soft substrates and colder, deeper waters give it a strong competitive advantage over the zebra mussel, explaining its current dominance in Lake Geneva.

The discussion emphasises that it is still too early to draw firm conclusions based on only two campaigns: invasion trajectories can be non-linear, with a rapid expansion phase followed by density-dependent stabilisation. Continued monitoring in 2026 and beyond will be essential to better understand the long-term dynamics.

From an ecological perspective, the quagga mussel is likely to profoundly alter the Lake Geneva ecosystem. Its high filtration rate reduces phytoplankton abundance, increases water transparency, and modifies biogeochemical cycles, with cascading effects throughout the food web. These impacts are expected to be spatially heterogeneous, and strongest in littoral zones where mussel densities are highest.

1. INTRODUCTION

Parmi les nombreuses espèces exotiques envahissantes introduites en Europe de l'Ouest au cours des dernières décennies, la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) représente aujourd'hui l'une des plus préoccupantes en raison de sa capacité de dispersion rapide et de ses impacts profonds sur les écosystèmes lacustres.

La moule quagga a été détectée pour la première fois en Suisse en 2014 dans le Rhin grâce à l'ADN environnemental (De Ventura et al., 2017). Depuis, elle a été observée dans plusieurs lacs suisses, notamment le Léman (2015), le lac de Constance (2017), le lac de Neuchâtel (2017) et le lac de Bienne (2019), entre autres (Haltiner et al., 2022). Sa congénère, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), est, quant à elle présente en Suisse depuis le XXe siècle.

Haltiner et al. (2022) ont compilé la première synthèse nationale de la présence et de l'absence de la moule quagga dans les lacs suisses. En parallèle, Eawag a lancé dès 2021 un programme de surveillance dans les lacs de Constance et de Bienne, dans le cadre du projet *SeeWandel*, aujourd'hui poursuivi sous le nom *SeeWandel Climate*.

S'appuyant sur cette initiative, l'Université de Genève (UNIGE) a rejoint Eawag en 2022 afin d'étendre cette approche de suivi standardisé au Léman. Deux campagnes d'échantillonnage ont déjà été menées, en 2022 et en 2024, et une troisième est prévue pour 2026. La méthodologie appliquée sur le terrain s'inspire directement des protocoles de suivi à long terme des macroinvertébrés développés dans les Grands Lacs nord-américains (Karatayev et Burlakova, 2025).

Dans les grands lacs périfloraux, nos connaissances sur la dynamique des populations de moules quagga et leurs conséquences écologiques à long terme demeurent encore limitées. À ce jour, la compréhension du phénomène repose essentiellement sur les observations réalisées dans les Grands Lacs nord-américains, colonisés depuis plus de trente ans. Des études ciblées dans les lacs suisses sont donc indispensables pour évaluer de manière fiable l'impact de cette invasion dans un contexte local.

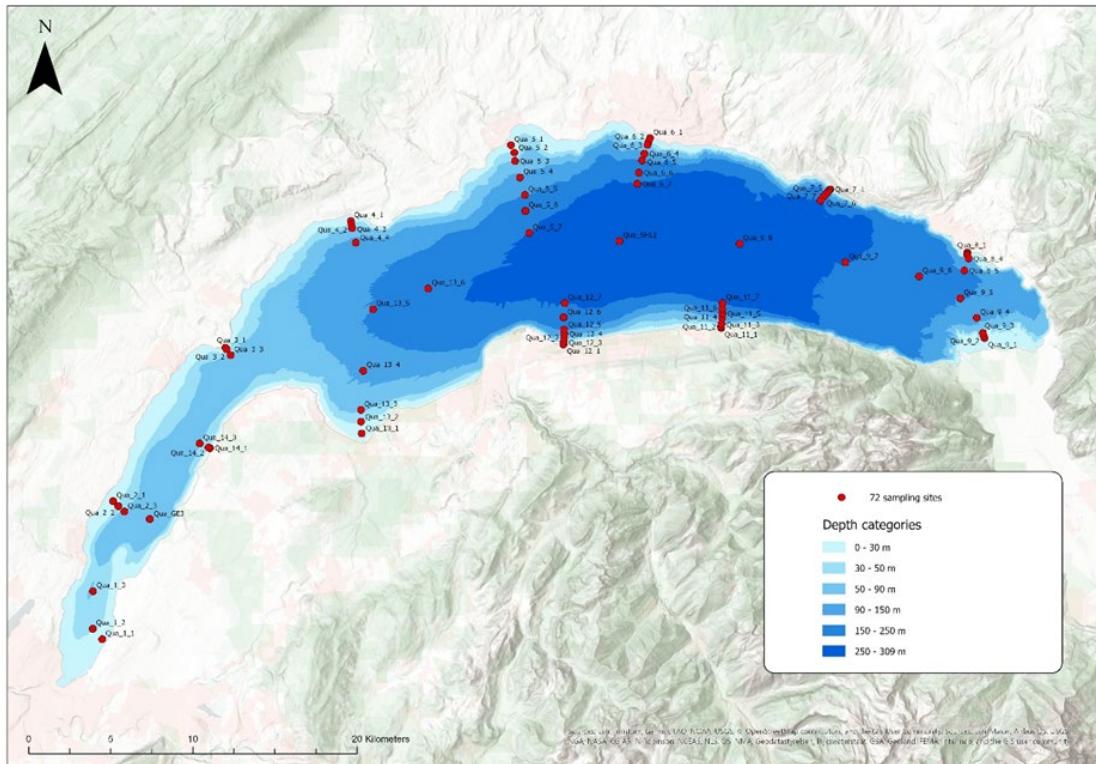
La moule quagga agit comme un véritable moteur de changement dans les écosystèmes lacustres. Par son activité de filtration intense, elle favorise un processus de benthification : un basculement des processus écologiques dominants de la zone pélagique vers la zone benthique (Higgins et Zanden, 2010 ; Mayer et al., 2014 ; Shen et al., 2018 ; Karatayev et Burlakova, 2022). Ce processus modifie profondément le cycle des nutriments : la moule joue un rôle central dans la régulation du phosphore (Li et al., 2021), augmente la transparence de l'eau et favorise la croissance des macrophytes et algues benthiques dans les zones littorales (Spear et al., 2022 ; Burlakova et al., 2023). Enfin, la moule quagga influence le réseau trophique en filtrant sélectivement le phytoplancton (Higgins et Zanden, 2010 ; Reavie et al., 2025) et en rejetant certaines cyanobactéries telles que *Microcystis aeruginosa* (Boegehold et al., 2025), favorisant ainsi le développement de proliférations algales nuisibles, comme observé dans le lac Érié (Vanderploeg et al., 2001).

Dans ce contexte, il est indispensable de connaître la distribution spatiale et la dynamique des populations de moules quagga dans le Léman afin de quantifier et d'évaluer leurs impacts sur l'écosystème. C'est dans cette optique qu'une campagne d'échantillonnage à grande échelle a été menée en juin 2024 sur 72 sites répartis en transects et à différentes profondeurs. Cette campagne a reproduit le protocole mis en œuvre en 2022 et sera reconduite en 2026, avec le soutien financier de la Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman (CIPEL).

2. MÉTHODES

2.1 CONCEPTION GÉNÉRALE

La campagne d'échantillonnage s'est déroulée sur le mois de juin 2024. Regroupés sous forme de transects, 72 sites du Léman ont été sélectionnés pour l'échantillonnage (Figure 1). Les critères de sélection pour ces sites visaient à couvrir un large gradient de profondeur, depuis le rivage jusqu'au centre du lac. Le site d'échantillonnage le moins profond se situe à 10 m de profondeur et le plus profond à 309 m. Chaque site a été échantillonné trois fois avec la benne à sédiment « Ponar » et le fond filmé avec le système d'imagerie benthique (BIS).



Bien que génétiquement distinctes, les moules zébrées et quagga présentent un fort polymorphisme, pouvant compliquer l'identification visuelle. Cependant, au stade adulte, la plupart des spécimens bien conservés peuvent être identifiés de manière fiable par un examen attentif de la coquille. Le principal critère diagnostique utilisé était la forme de la suture ventrale entre les valves : les moules quagga présentent une suture ventrale en forme de sigmoïde, traduisant une asymétrie entre les deux valves, tandis que les moules zébrées présentent une suture ventrale droite, indiquant des valves symétriques (Mills et al., 1996). Cette caractéristique a même pu être utilisée efficacement par des non-spécialistes pour distinguer les deux espèces, comme le montrent les travaux de Teubner et al. (2016).

Pour les campagnes de 2022 et de 2024, la densité a été calculée pour chaque site. Pour chaque sous-échantillon d'un site donné, le nombre d'individus a été divisé par la proportion de l'échantillon analysée afin d'estimer le nombre total d'individus dans l'échantillon complet. Cette valeur a ensuite été divisée par la surface de la benne Ponar pour obtenir la densité de chaque échantillon. Pour déterminer la densité à l'échelle du site, les densités des trois sous-échantillons ont été moyennées, donnant ainsi le nombre d'individus par mètre carré.

Lors de la campagne de 2022, l'Eawag a analysé et compté les échantillons de 11 sites et a en outre calculé le poids sec sans cendres (Ash-Free Dry Weight) des moules provenant de ces sites, couvrant un large éventail de profondeurs et de tailles de coquilles dans le Léman. Pour déterminer l'AFDW, représentant la biomasse organique, les tissus ont d'abord été séchés pendant 48 heures à 60 °C afin d'obtenir le poids sec, puis incinérés à 550 °C pendant 2 heures avant d'être pesés à nouveau. L'AFDW a été calculé en soustrayant le poids des cendres du poids sec.

À partir de ces données, un modèle de régression a été développé sous RStudio (v. 4.5.1) pour prédire l'AFDW en fonction de la longueur de la coquille de toutes les moules mesurées. Le même modèle de régression a ensuite été appliqué pour estimer l'AFDW des campagnes de 2022 et de 2024.

L'AFDW moyen prédit a été calculé pour chaque sous-échantillon, et la biomasse par sous-échantillon a été obtenue en multipliant l'AFDW moyen prédit par la densité moyenne des moules. Comme pour la densité, les valeurs de biomasse ont ensuite été moyennées entre les trois sous-échantillons de chaque site, afin d'obtenir une moyenne représentative à l'échelle du site, exprimée en milligrammes par mètre carré.

Enfin, la longueur moyenne de coquille pour chaque site a été calculée en faisant la moyenne des longueurs de coquille obtenues en millimètre pour chacun des sous-échantillons.

Les 10 premiers mètres de la colonne d'eau n'ont pas été inclus dans l'étude étant donné que le bateau, La Licorne, ne pouvait pas y pénétrer. L'échantillonnage des profondeurs 0 - 10 m a été complété au mois de juin 2025 en collaboration avec l'INRAE (projet DRILL).



Figure 2 : Ponar grab utilisé pour la campagne (crédits : Eawag).

Figure 2 : Ponar grab used for the campaign (credits: Eawag).

2.3 SYSTÈME D'IMAGERIE BENTHIQUE (BIS)

Le BIS utilisé pour la campagne de surveillance du Léman en 2024 est la deuxième version modulaire BIS V2 développée à l'Eawag (Figure 3). Il se compose d'un cadre en aluminium assemblé, monté avec deux caméras GoPro, trois lampes de plongée, un ordinateur de plongée Shearwater PERDIX 2 et une sonde multiparamétrique EXO3. Dans le Léman, le BIS a été descendu au fond du lac au maximum cinq fois sur chaque site, afin d'obtenir au moins trois images à haute visibilité par emplacement. À partir de ces trois images, le pourcentage total recouvert de moules a été mesuré dans Photoshop sur une surface de 50 x 50 cm afin d'obtenir une moyenne comme approximation de la proportion couverte sur chaque site.

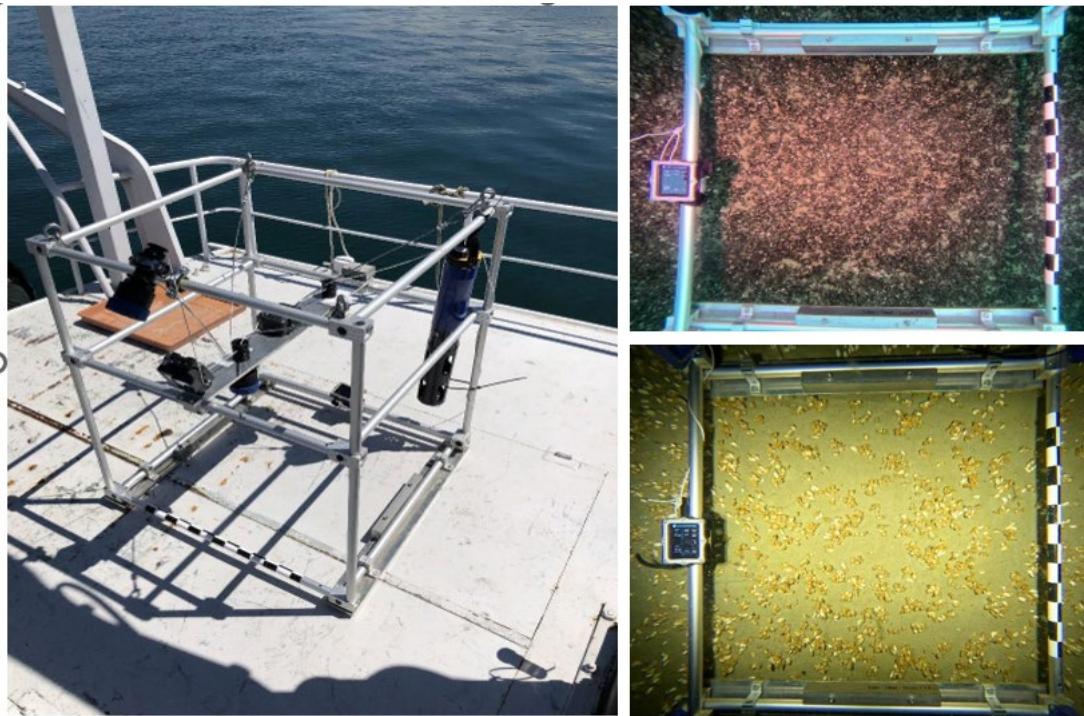


Figure 3 : Le BIS V2 entièrement assemblé pendant la surveillance (à gauche) et deux images brutes capturées pendant la campagne dans le Léman à faible profondeur (en haut à droite, 96 % de couverture) et à plus grande profondeur (en bas à droite, 35.1 % de couverture).

Figure 3 : The fully assembled BIS V2 during monitoring (left) and two raw images captured during the campaign in Lake Geneva at shallow depth (top right, 96 % coverage) and at greater depth (bottom right, 35.1 % coverage).

3. RÉSULTATS

3.1 BENNE À SÉDIMENTS

Les résultats des deux campagnes de suivi indiquent que les moules quagga ont largement remplacé les moules zébrées dans les zones peu profondes du Léman. En 2022, les moules zébrées ne représentaient que 0.7 % de l'ensemble des individus identifiés, contre 98.7 % pour les moules quagga. Quelques individus de *Corbicula fluminea* ont également été observés, accompagnés de moules zébrées, toutes deux limitées aux faibles profondeurs comprises entre 10 et 30 mètres. En 2024, seules des moules quagga ont été détectées dans les échantillons, confirmant qu'elles ont presque complètement remplacé les moules zébrées.

Concernant la distribution spatiale des moules quagga dans le Léman, la densité des moules quagga, tant en 2022 qu'en 2024, est fortement influencée par la morphométrie du lac, avec les densités les plus élevées dans les zones peu profondes, entre 10 et 30 mètres, et des densités encore significatives dans les zones intermédiaires entre 30 et 50 mètres (Figure 4). Au-delà de 50 mètres, les densités diminuent fortement, atteignant des valeurs très faibles à 150 mètres et aucun individu n'a été observé au-delà de 250 mètres. Les résultats comparables entre 2022 et 2024 suggèrent un schéma de distribution stable au cours de ces deux années, indiquant que la majorité des moules quagga reste pour l'instant concentrée dans les zones peu profondes (Figure 4).

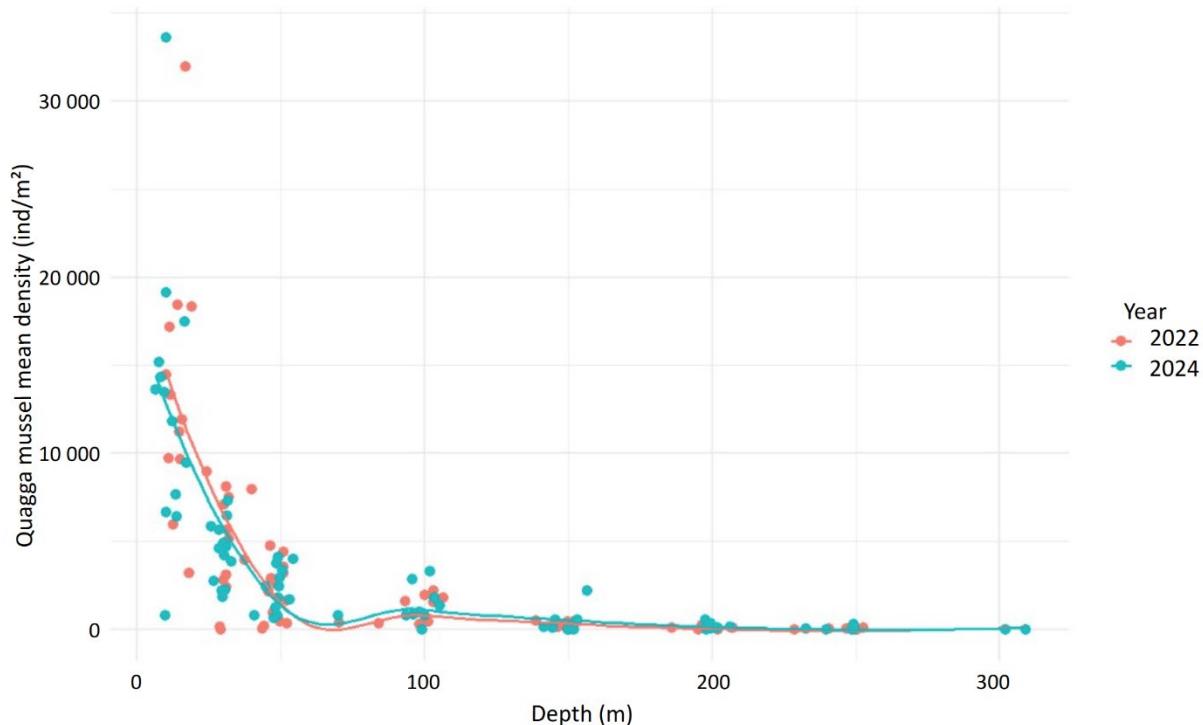


Figure 4 : Distribution de la densité moyenne de la moule quagga à un site d'échantillonnage donné en fonction de la profondeur dans le Léman. Les couleurs distinguent les deux années de campagne : en rose pour 2022 et en bleu pour 2024. Les courbes loess montrent une forte diminution de la densité des moules avec l'augmentation de la profondeur, les densités maximales étant observées à 20 m de profondeur. En dessous d'environ 50 m, les densités chutent rapidement et restent faibles vers les zones les plus profondes du lac, atteignant zéro au-delà de 250 m de profondeur.

Figure 4 : Distribution of quagga mussel mean density at a given sampling site as a function of depth in Lake Geneva. Colours distinguish between the two survey years, in pink for 2022 and in blue for 2024. The fitted loess curves show a sharp decline in mussel density with increasing depth, with maximum densities observed at 20 m depth. Below approximately 50 m, densities drop rapidly and remain low toward the deepest parts of the lake and reach zero under 250 m depth.

La carte représentant la densité des moules quagga pour chaque site en 2024 montre que cette dernière est la plus élevée dans les zones peu profondes et intermédiaires, tandis qu'elle demeure très faible dans les parties les plus profondes du lac, et ce pour l'ensemble des transects (Figure 5).

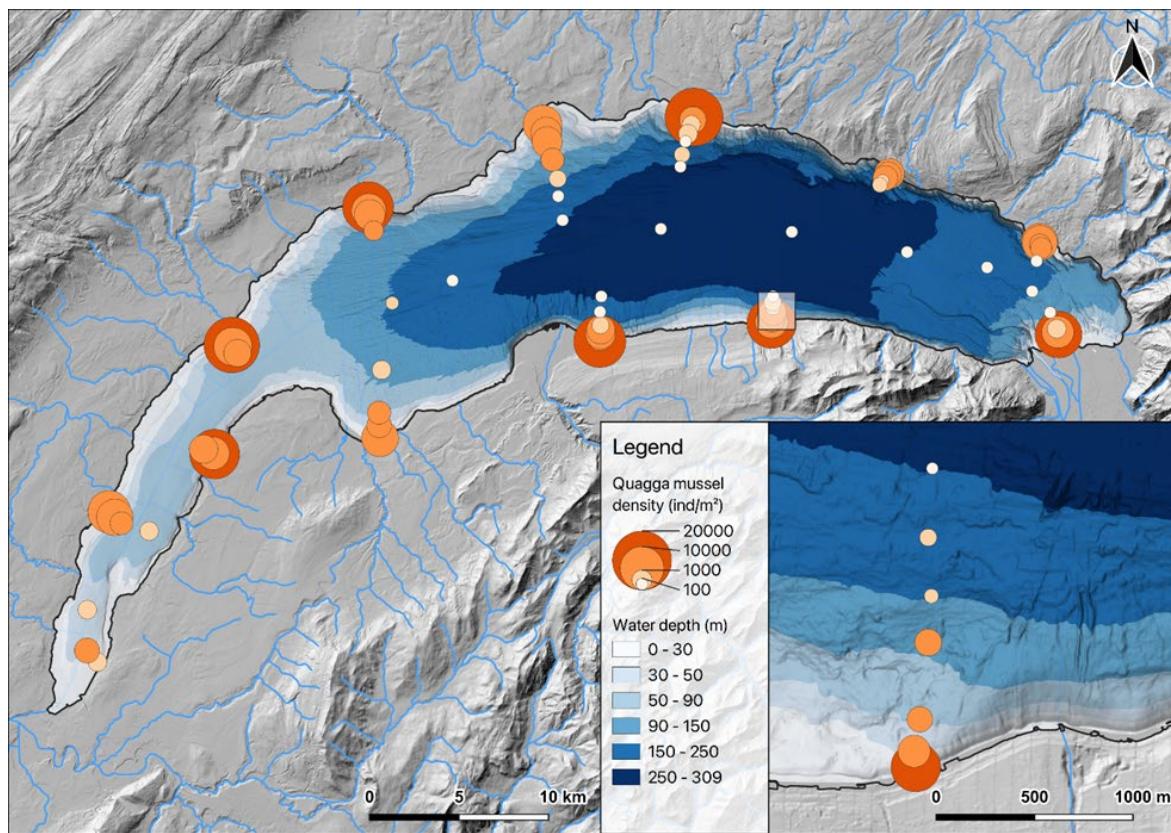


Figure 5 : Distribution spatiale de la densité moyenne par site de la moule quagga dans le Léman. La taille des cercles et l'intensité de leur couleur représentent la densité de moules à chaque site d'échantillonnage, tandis que les couleurs de fond indiquent la profondeur de l'eau. Les densités les plus élevées sont observées dans les zones peu profondes et de profondeur intermédiaire (10 à 50 m), tandis que la densité diminue fortement avec l'augmentation de la profondeur vers le bassin central profond.

CRS : EPSG 2056 CH1903+ LV95. References: Federal Office of Topography (swisstopo), National Institute of Geographic and Forest Information (IGN).

Figure 5 : Spatial distribution of quagga mussel mean density per site in Lake Geneva. Circle size and colour intensity represent mussel density at each sampling site, while background colours indicate water depth. The highest densities are observed in the shallow and mid-depth zones (10-50 m), whereas densities decrease sharply with increasing depth toward the central deep basin.

CRS : EPSG 2056 CH1903+ LV95. References: Federal Office of Topography (swisstopo), National Institute of Geographic and Forest Information (IGN).

La biomasse des moules quagga présente une tendance similaire avec la profondeur jouant un rôle clé (Figure 6). Là encore, la carte montre que pour l'année 2024 l'ensemble des transects suit également la même tendance (Figure 7).

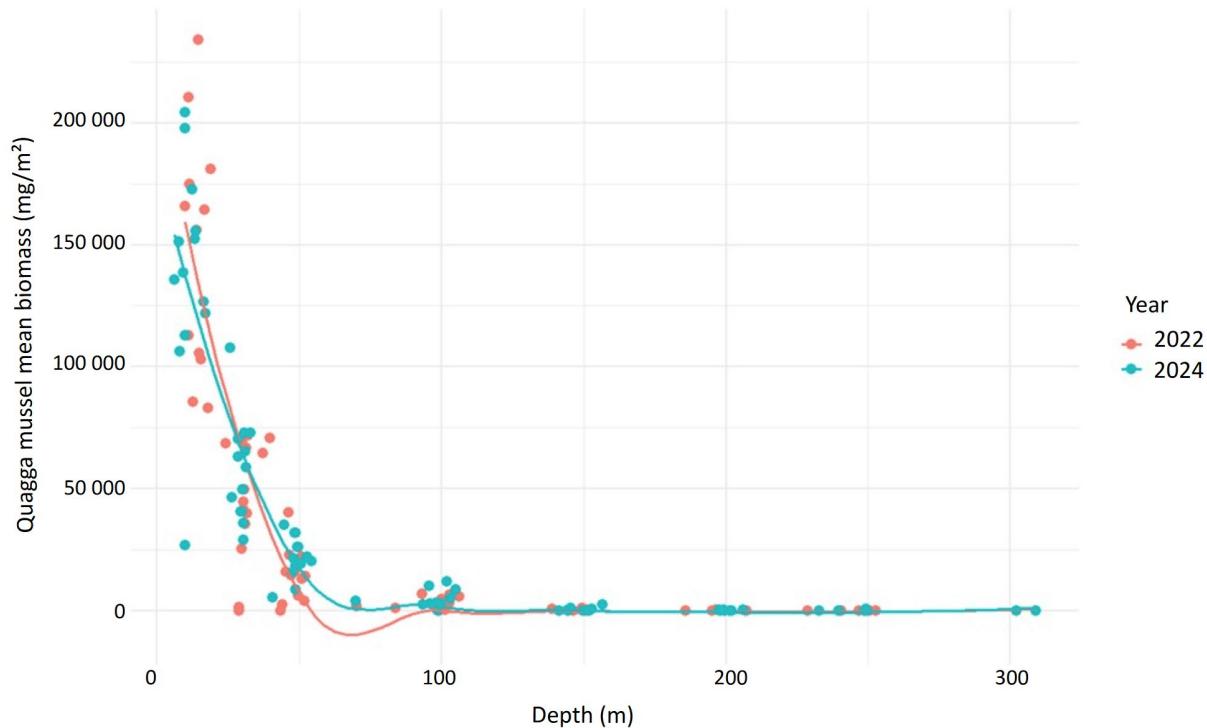


Figure 6 : Distribution de la biomasse moyenne des moules quagga par site dans le Léman en 2022 et 2024. Chaque point représente la biomasse moyenne mesurée à une profondeur spécifique, les couleurs distinguant les deux années. Les courbes loess montrent une forte diminution de la biomasse avec l'augmentation de la profondeur, avec des valeurs maximales observées à 20 m de profondeur. En dessous d'environ 50 m, la biomasse diminue rapidement et reste faible dans les zones les plus profondes. La similarité entre les deux années suggère que la distribution de la biomasse des moules quagga en fonction de la profondeur est restée relativement stable dans le temps, la population demeurante concentrée dans les zones peu profondes.

Figure 6 : Distribution of quagga mussel mean biomass in Lake Geneva in 2022 and 2024. Each point represents the mean biomass measured at a specific site depth, with colours distinguishing between years. The loess curves show a steep decline in biomass with increasing depth, with maximum values observed at 20 m depth. Below approximately 50 m, biomass decreases rapidly and remains low in the deepest zones. The similarity between years suggests that the depth-related biomass distribution of quagga mussels has remained relatively stable over time, with the population concentrated in shallow zones.

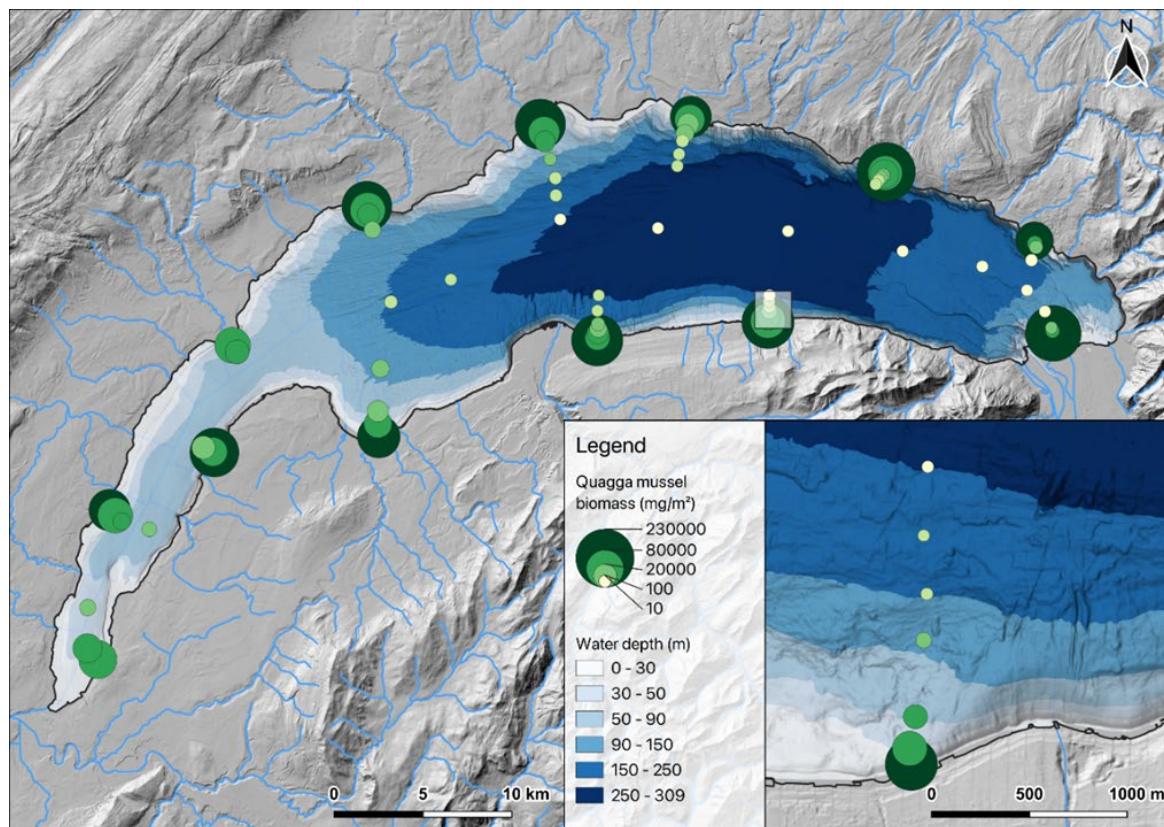


Figure 7 : Répartition spatiale de la biomasse moyenne par site des moules quagga dans le Léman. La taille et l'intensité de la couleur des cercles représentent la biomasse de moules à chaque site d'échantillonnage, tandis que le fond indique la profondeur de l'eau. Les biomasses les plus élevées sont observées dans les zones peu profondes et de profondeur intermédiaire (10 à 50 m), tandis qu'elles diminuent fortement avec l'augmentation de la profondeur vers le bassin central profond. CRS : EPSG 2056 CH1903+ LV95. References: Federal Office of Topography (swisstopo), National Institute of Geographic and Forest Information (IGN).

Figure 7 : Spatial distribution of quagga mussel mean biomass per site in Lake Geneva. Circle size and colour intensity represent mussel biomass at each sampling site, while background shading indicates water depth. The highest densities are observed in the shallow and mid-depth zones (10-50 m), whereas biomass decrease sharply with increasing depth toward the central deep basin. CRS : EPSG 2056 CH1903+ LV95. References: Federal Office of Topography (swisstopo), National Institute of Geographic and Forest Information (IGN).

À ce stade, après seulement deux campagnes de suivi et une période d'observation de deux ans, il reste difficile de déterminer clairement la dynamique de population des moules quagga dans le Léman. À l'échelle du lac dans son ensemble, aucun changement significatif n'a été observé pour la densité entre les campagnes de 2022 et de 2024, bien qu'il y ait une augmentation de la biomasse (Figure 8).

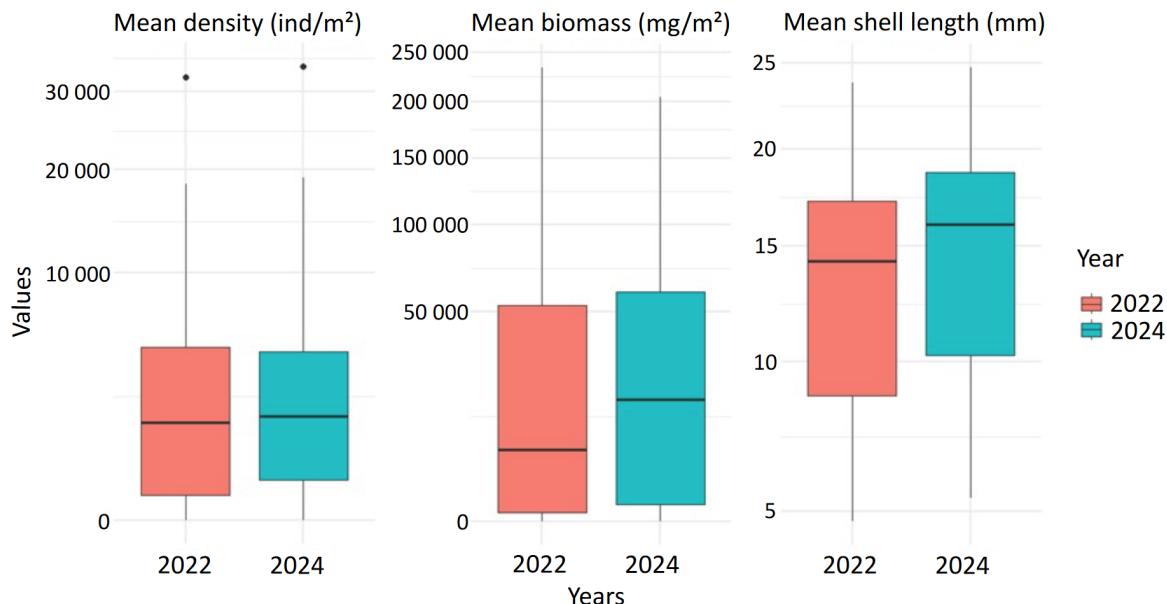


Figure 8 : Comparaison de la densité moyenne, de la biomasse moyenne et de la longueur moyenne des coquilles de moules quagga entre 2022 (en rose) et 2024 (en bleu) dans le Léman. Chaque boîte représente l'intervalle interquartile, avec la médiane indiquée par une ligne horizontale, et les moustaches illustrent la variabilité en dehors des quartiles supérieur et inférieur. Dans l'ensemble, la densité et la biomasse moyennes présentent des distributions similaires entre les deux années, tandis que la longueur moyenne des coquilles est légèrement plus élevée en 2024.

Figure 8 : Comparison of quagga mussel mean density, mean biomass, and mean shell length between 2022 (in pink) and 2024 (in blue) in Lake Geneva. Each box represents the interquartile range with the median shown as a horizontal line, and whiskers indicate variability outside the upper and lower quartiles. Overall, mean density and biomass show similar distributions between years, while mean shell length is slightly higher in 2024.

Entre 2022 et 2024, la longueur moyenne des coquilles a augmenté dans toutes les catégories de profondeur, indiquant une croissance générale des individus, plus grands au fil du temps, et sur l'ensemble des sites, comme le montrent les valeurs de delta entre 2024 et 2022 (Figure 9).

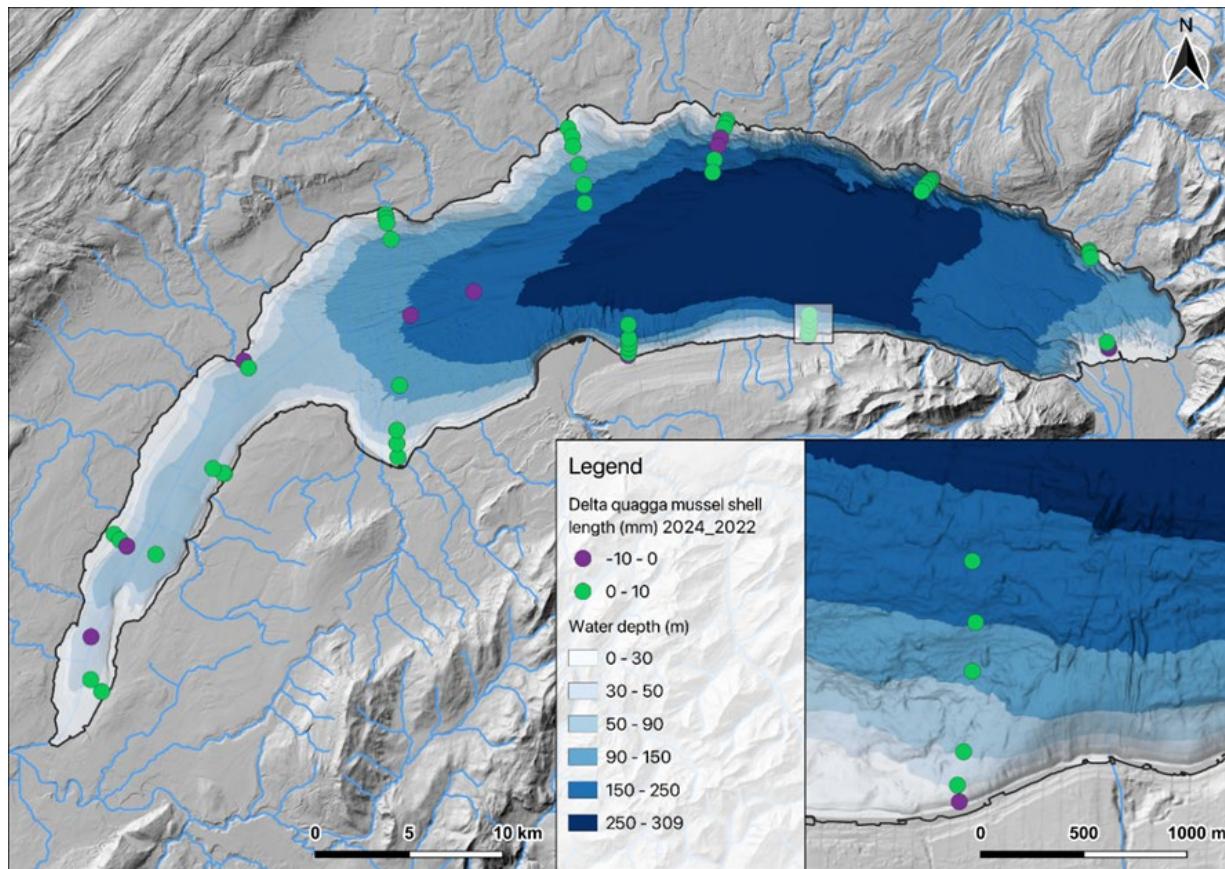


Figure 9 : Variation spatiale de la différence (delta) de la longueur moyenne des coquilles de moules quagga entre 2022 et 2024 dans le Léman. Les cercles représentent les sites d'échantillonnage, colorés en fonction de la différence calculée de longueur moyenne des coquilles (en mm) entre les deux années : le vert indique une augmentation et le violet une diminution de la taille moyenne. Le fond représente la bathymétrie du lac. La majorité des sites montrent une croissance positive (en vert), ce qui suggère une augmentation générale de la taille des moules à l'échelle du lac. CRS : EPSG 2056 CH1903+ LV95. References: Federal Office of Topography (swisstopo), National Institute of Geographic and Forest Information (IGN).

Figure 9 : Spatial variation in the difference (delta) in mean shell length of quagga mussels between 2022 and 2024 in Lake Geneva. Circles represent sampling sites, coloured according to the calculated difference in mean shell length (mm) between years: green indicates an increase and purple a decrease of the mean shell length. Background colours represent lake bathymetry. Most sites show positive growth (green), suggesting that mussel populations generally increased in size across the lake. CRS : EPSG 2056 CH1903+ LV95. References: Federal Office of Topography (swisstopo), National Institute of Geographic and Forest Information (IGN).

3.2 SYSTÈME D'IMAGERIE BENTHIQUE (BIS)

La surface couverte par les images BIS de 4 sites n'a pas pu être mesurée avec précision. Ces sites n'ont pas été pris en compte dans les graphiques ci-dessous, ce qui laisse 68 points de données.

Les Figures 10 et 11 montrent que, dans l'état actuel de la colonisation de la moule quagga dans le Léman, la proportion de la surface du lit du lac couverte par les moules varie en fonction de la profondeur. Cette couverture est maximale dans les zones peu profondes et diminue progressivement à mesure que la profondeur augmente. Dans les zones peu profondes proches du rivage, les dreissenidés couvrent jusqu'à 100 % des sédiments, avec une couverture bien supérieure à 50 % dans la plupart des sites dont la profondeur est inférieure à 50 m.

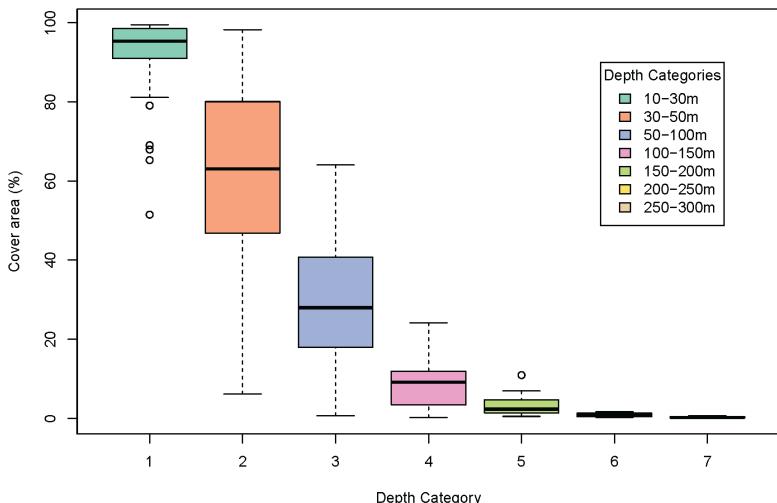


Figure 10 : La zone couverte par les dreissenidés en pourcentage par catégorie de profondeur. Avec l'augmentation de la profondeur, la zone couverte diminue, passant d'une couverture presque complète dans la catégorie 1 à une couverture presque nulle en dessous de 200 m (catégories 6 et 7).

Figure 10 : Area covered by dreissenids as a percentage by depth category. With increasing depth, the area covered decreases, from almost complete coverage in category 1 to almost zero coverage below 200 m (categories 6 and 7).

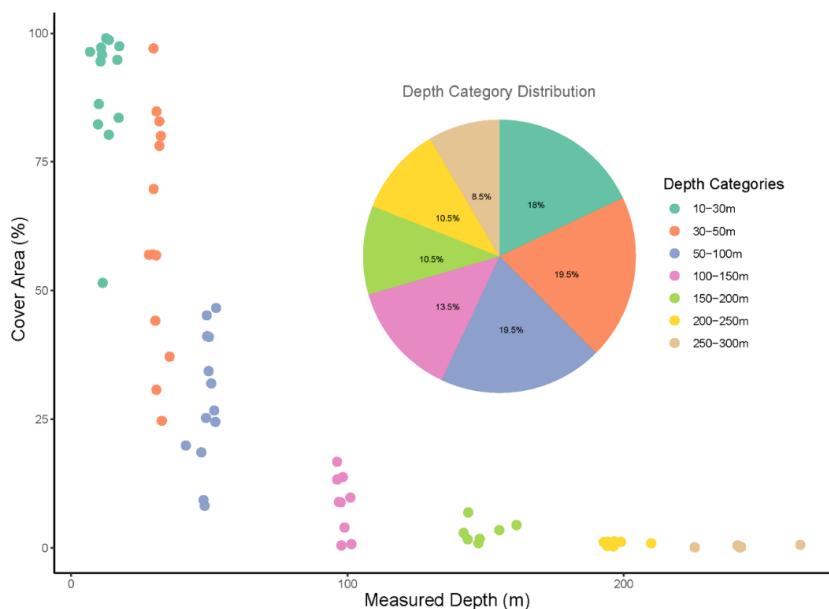


Figure 11 : Le pourcentage de la zone couverte par les dreissenidés en fonction de la profondeur du Léman. Chaque point représente un site échantillonné avec le pourcentage de couverture de moules calculé sur la moyenne de trois images BIS. Le camembert au centre de l'image montre l'abondance relative des sites prélevés lors de la campagne 2024 pour chaque catégorie de profondeur.

Figure 11 : The percentage of the area covered by dreissenids as a function of depth in Lake Geneva. Each point represents a sampled site with the percentage of mussel coverage calculated from the average of three BIS images. The pie chart in the center of the image shows the relative abundance of sites sampled during the 2024 campaign for each depth category.

Dans le « Grand Lac », la densité semble montrer une augmentation. Le diagramme à barres de la Figure 12 montre toutefois que les différences de pourcentage - à la hausse ou à la baisse - entre les deux années sont relativement faibles et que les barres d'erreur sont importantes. Toutefois les données montrent une tendance à la diminution dans les faibles profondeurs et une augmentation dans les zones profondes, suivant une colonisation toujours plus en profondeur.

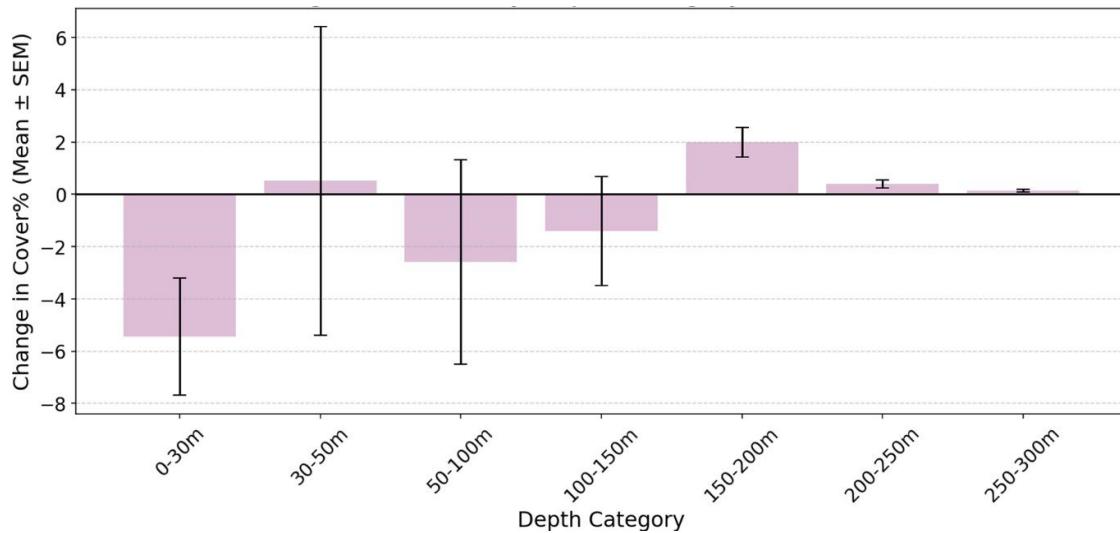


Figure 12 : Évolution du pourcentage de couverture par catégorie de profondeur.

Figure 12 : Change in percentage coverage by depth category.

3.3 PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX

Les relations observées entre la densité des moules quagga et les paramètres environnementaux suggèrent l'existence de seuils critiques : on constate une forte diminution à des températures inférieures à 5-6 °C (Figure 13) ou lorsque la concentration d'oxygène dissous descend en dessous de 9-10 mg/L (Figure 14).

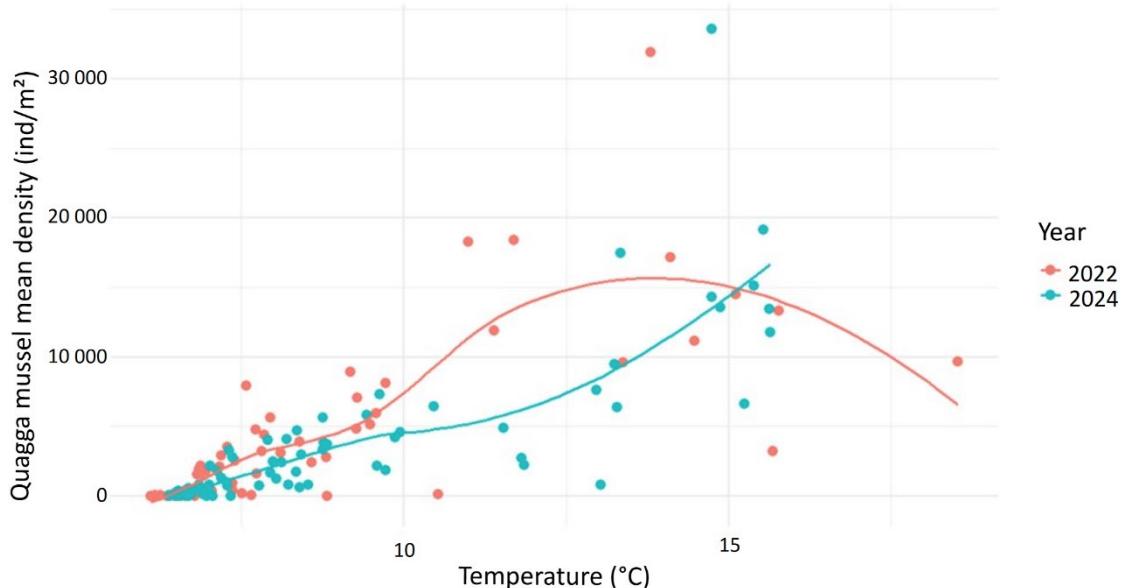


Figure 13 : Relation entre la densité moyenne des moules quagga et la température (°C) dans le Léman pour les années 2022 et 2024. Chaque point représente la densité moyenne mesurée à un site d'échantillonnage spécifique, et les lignes colorées montrent les tendances pour chaque année. La densité des moules quagga augmente généralement avec la température jusqu'à une plage optimale comprise entre 13 et 15 °C. Les schémas de réponse similaires observés au cours des deux années suggèrent que la température exerce un contrôle potentiel sur la répartition des moules dans le lac.

Figure 13 : Relationship between quagga mussel mean density and temperature (°C) in Lake Geneva for 2022 and 2024. Each point represents mean density measured at a specific sampling site, and coloured lines show loess fits for each year. Quagga mussel density generally increases with temperature up to an optimal range between 13 and 15 °C. The similar response patterns observed in both years suggest that temperature exerts potential control on mussel distribution in the lake.

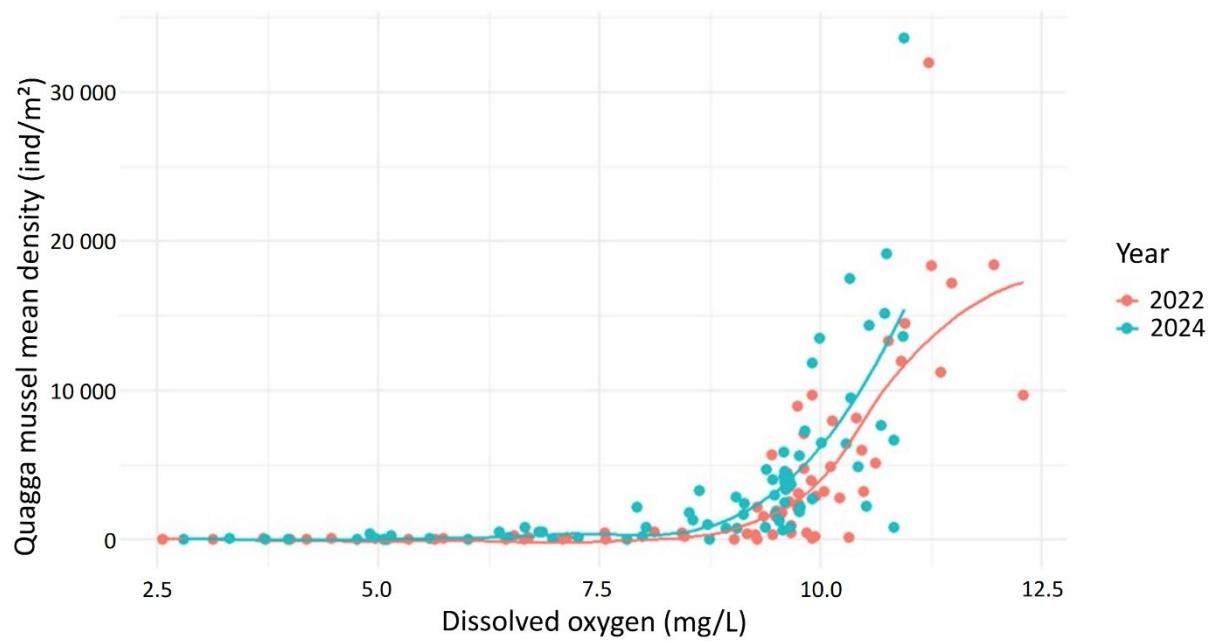


Figure 14 : Relation entre la densité moyenne des moules quagga et la concentration en oxygène dissous dans le Léman pour les années 2022 et 2024. Chaque point représente la densité moyenne à un site d'échantillonnage donné, et les lignes colorées montrent les tendances pour chaque année. La densité des moules reste faible dans des conditions hypoxiques à modérément oxygénées, puis augmente fortement au-delà d'environ 9 mg/L, indiquant une nette préférence pour les habitats bien oxygénés. La similarité des réponses entre les deux années suggère que la disponibilité en oxygène constitue un facteur environnemental clé structurant la répartition des moules quagga dans le lac.

Figure 14 : Relationship between quagga mussel mean density and dissolved oxygen concentration in Lake Geneva for 2022 and 2024. Each point represents the mean density at a given sampling site, and coloured lines show loess fits for each year. Mussel density remains low under hypoxic to moderately oxygenated conditions and increases sharply above approximately 9 mg/L, indicating a strong preference for well-oxygenated habitats. The similar response between years suggests that oxygen availability is a key environmental factor structuring quagga mussel distribution in the lake.

4. DISCUSSION

Depuis les premiers signalements de la moule quagga dans le Léman en 2015, l'espèce a colonisé l'ensemble de la colonne d'eau, entre 10 et 250 m de profondeur. Aucune moule zébrée vivante n'a été observée en 2024 dans les zones échantillonnées, bien que son ADN environnemental ait été détecté. Cette observation suggère que la moule quagga a rapidement supplanté la moule zébrée dans les zones de 10 à 30 m. Ce remplacement concorde avec les dynamiques observées dans d'autres grands lacs envahis, tels que les lacs Michigan et Constance, où la moule quagga a progressivement dominé les communautés de dreissénidés (Wüest et al., 2022 ; Karataev & Burlakova, 2025). La littérature documente abondamment la supériorité concurrentielle de la moule quagga sur la moule zébrée dans de nombreux écosystèmes envahis, souvent attribuée à ses tolérances physiologiques plus larges, à ses taux de filtration plus élevés, à sa résistance à des températures plus basses et à sa capacité à coloniser des substrats mous.

L'absence d'échantillonnage dans les zones littorales superficielles (<10 m) empêche toutefois de conclure à une disparition totale de la moule zébrée. Il est probable qu'elle persiste localement dans les zones exposées à l'action des vagues, mieux adaptées à sa morphologie et à la résistance accrue de ses byssus. L'échantillonnage prévu en 2025 dans le cadre du projet DRILL sera déterminant pour confirmer cette hypothèse et évaluer l'existence d'un éventuel refuge littoral pour la moule zébrée.

La comparaison entre les campagnes de 2022 et 2024 montre que la densité moyenne des moules quagga n'a pas significativement augmenté. En revanche, la taille moyenne des individus a légèrement augmenté, suggérant une croissance de la biomasse totale malgré la stabilité des densités.

Alors que la propagation initiale rapide suggère un potentiel d'invasion élevé, l'absence d'augmentation significative de la densité au cours de cette période de deux ans justifie un examen plus approfondi. Il est possible que la phase initiale de colonisation rapide ait été suivie d'une période de régulation dépendante de la densité, au cours de laquelle des facteurs tels que la concurrence pour les ressources (par exemple, disponibilité de nourriture, substrat approprié) ou les interactions intraspécifiques commencent à limiter la poursuite de l'expansion de la population. Cependant, les moules du Léman ont tendance à devenir plus larges. Ainsi, bien que les densités n'aient pas augmenté de manière significative par rapport à 2022, la biomasse des moules quagga dans le lac augmente lentement.

La distribution en profondeur des moules quagga, telle que révélée par les images BIS illustrant le pourcentage de couverture du sédiment, met en évidence une nette diminution de leur densité avec l'augmentation de la profondeur. À des profondeurs supérieures à 50 mètres, la densité des moules quagga est environ deux fois plus faible que dans les zones moins profondes.

Cette répartition reflète principalement l'influence combinée de la température et de la concentration en oxygène dissous, identifiées comme facteurs limitants majeurs. Les seuils critiques estimés, autour de 5-6 °C pour la température et de 9-10 mg/L pour l'oxygène, sont cohérents avec les tolérances physiologiques rapportées dans la littérature (Karatayev & Burlakova, 2025).

Il est toutefois possible que cette distribution reflète aussi une colonisation progressive des zones profondes, encore incomplète. Les analyses expérimentales actuellement menées à l'EAWAG permettront de valider ces hypothèses en fournissant une compréhension mécanistique du rôle des contraintes abiotiques dans la délimitation de la niche écologique de la moule quagga dans le Léman.

Les résultats actuels montrent clairement que les moules quagga sont très présentes dans le Léman, les densités semblant même plus élevées que dans le lac de Constance (observation personnelle, Piet Spaak). En comparant deux années, il est impossible de conclure à une tendance quelconque. La poursuite de la surveillance, y compris la campagne d'échantillonnage prévue en 2026, sera cruciale pour déterminer si les tendances actuelles reflètent un plateau temporaire ou une transition vers une phase d'expansion plus lente et régulée. Comme nous l'avons souligné, tirer des conclusions définitives sur les tendances temporelles en se basant sur seulement deux points dans le temps peut être trompeur en raison de la variabilité interannuelle et de la dynamique complexe des invasions biologiques (Crooks, 2005, Simberloff, 2004). Comme le soulignent Strayer et al. (2019), les trajectoires d'invasion sont souvent non linéaires et les instantanés à court terme peuvent être trompeurs.

Nous recommandons que le suivi des quaggas, tel qu'il est actuellement effectué dans le cadre de ce projet, soit intégré de façon permanente au programme de suivi du Léman, selon une fréquence à déterminer. Ce n'est qu'ainsi que l'on pourra comprendre correctement les éventuels changements à long terme causés par les moules quagga dans le lac, comme cela a été nécessaire, par exemple, pour comprendre les effets de l'eutrophisation et de la réoligotrophisation du lac.

Les implications écologiques de la colonisation généralisée de la moule quagga dans le Léman sont importantes. En tant que filtreurs très efficaces, les moules quagga peuvent exercer un contrôle important sur les communautés de phytoplancton, ce qui entraîne une augmentation de la clarté de l'eau et une modification du cycle des nutriments (Li et al., 2021). Ces changements peuvent se répercuter en cascade sur le réseau trophique et avoir un impact sur la composition du zooplancton, les communautés d'invertébrés benthiques (par le biais de la concurrence et de la modification de l'habitat), et potentiellement même sur les populations de poissons. Le gradient de densité lié à la profondeur observé suggère que ces impacts pourraient être spatialement hétérogènes dans le Léman, avec des effets potentiellement plus importants dans les zones peu profondes (profondeurs intermédiaires) et à forte densité. Les recherches futures devraient se concentrer sur la quantification de ces conséquences écologiques dans le Léman, y compris l'évaluation des changements concernant les paramètres de qualité de l'eau, l'abondance du phytoplancton et du zooplancton et la structure de leur communauté, ainsi que la réponse de la faune benthique indigène à l'invasion de la moule quagga. La compréhension de ces impacts est cruciale pour l'élaboration de stratégies efficaces de gestion et de conservation des lacs visant à atténuer les conséquences négatives de cette invasion biologique.

En conclusion, la campagne d'échantillonnage 2024 fournit une image plus détaillée de l'invasion de la moule quagga dans le Léman, mettant en évidence leur expansion spatiale rapide, le rôle crucial des gradients environnementaux dans le façonnement de leur distribution, et une dynamique temporelle potentiellement non linéaire dans la densité de la population. La poursuite des efforts de surveillance, associée à des recherches ciblées sur les impacts écologiques et l'interaction entre la moule quagga et la moule zébrée, est essentielle pour développer une compréhension globale de ce changement écologique significatif dans le Léman. Les résultats de 2024 mettent à nouveau en évidence l'expansion spatiale rapide des moules quagga dans les zones intermédiaires du Léman depuis la première colonisation, et soulignent l'importance des facteurs environnementaux, en particulier la température et l'oxygène dissous, dans le façonnement de leur distribution en profondeur. La poursuite des efforts de surveillance, y compris l'échantillonnage de la zone littorale en 2025 et les campagnes à venir, sont essentiels pour comprendre pleinement les impacts écologiques et la dynamique à long terme de cette invasion biologique dans le Léman.

BIBLIOGRAPHIE

- Boegehold, Anna G., Paul Glyshaw, Henry A. Vanderploeg, and Reagan Errera. 2025. 'Microcystis Strains in Lake Erie Explain Interactions between a Selective Filter Feeder and the Phytoplankton Community'. *Hydrobiologia* 852 (14): 3703–18.
- Burlakova, Lyubov E., Alexander Y. Karatayev, Demetrio Boltovskoy, and Nancy M. Correa. 2023. 'Ecosystem Services Provided by the Exotic Bivalves *Dreissena Polymorpha*, *D. Rostriformis Bugensis*, and *Limnoperna Fortunei*'. *Hydrobiologia* 850 (12–13): 2811–54.
- Crooks, J. A. 2005. Lag times and exotic species : the ecology and demography of invasion in slow- motion (Temps de latence et espèces exotiques : l'écologie et la démographie de l'invasion au ralenti). *Oikos*, 108(2), 273–294.
- De Ventura, L., Kopp, K., Seppälä, K. et Jokela, J. 2017. Tracer l'invasion de la moule quagga le long du système fluvial du Rhin . *Management of Biological Invasions*.
- Haltiner, Linda, Hui Zhang, Orlane Anneville, et al. 2022. 'The Distribution and Spread of Quagga Mussels in Perialpine Lakes North of the Alps'. *Aquatic Invasions* 17 (2): 153–73.
- Higgins, S. N., and M. J. Vander Zanden. 2010. 'What a Difference a Species Makes: A Meta- Analysis of Dreissenid Mussel Impacts on Freshwater Ecosystems'. *Ecological Monographs* 80 (2): 179–96.
- Karatayev, Alexander Y., and Lyubov E. Burlakova. 2022. 'Dreissena in the Great Lakes: What Have We Learned in 30 Years of Invasion'. *Hydrobiologia* 852 (5): 1103–30. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04990-x>.
- Karatayev, Alexander Y., and Lyubov E. Burlakova. 2025. 'What We Know and Don't Know about the Invasive Zebra (*Dreissena Polymorpha*) and Quagga (*Dreissena Rostriformis Bugensis*) Mussels'. *Hydrobiologia* 852 (5): 1029–102.
- Li J, Ianaiev, V, Huff, A, Katsev, S 2021. Les envahisseurs benthiques contrôlent le cycle du phosphore dans le plus grand écosystème d'eau douce du monde. *PNAS* 25, 118 (6).
- Mayer, Christine M, Lyubov E Burlakova, Peter Eklöv, et al. 2014. Benthification of Freshwater Lakes.
- Mills, Edward L., Gary Rosenberg, Adrian P. Spidle, Michael Ludyanskiy, Yuri Pligin, et Bernie May. 1996. A Review of the Biology and Ecology of the Quagga Mussel (*Dreissena Bugensis*), a Second Species of Freshwater Dreissenid Introduced to North America . *American Zoologist* 36 (3): 271- 86.
- Reavie, Euan D., Katya E. Kovalenko, Meijun Cai, Elizabeth E. Alexson, Holly A. Wellard Kelly, and Anne E. Scofield. 2025. 'Phytoplankton Trends in the Laurentian Great Lakes (2001–2021) Reveal Significant Changes in Phytoplankton Abundance and Taxonomic Composition'. *Journal of Great Lakes Research* 51 (2): 102514.
- Shen, Chunqi, Qian Liao, Harvey A. Bootsma, Cary D. Troy, and David Cannon. 2018. 'Regulation of Plankton and Nutrient Dynamics by Profundal Quagga Mussels in Lake Michigan: A OneDimensional Model'. *Hydrobiologia* 815 (1): 47–63.
- Simberloff, D. 2004. Conséquences écologiques et évolutives des invasions biotiques. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), 9-13.
- Spear, Michael J., Petra A. Wakker, Thomas P. Shannon, et al. 2022. 'Early Changes in the Benthic Community of a Eutrophic Lake Following Zebra Mussel (*Dreissena Polymorpha*) Invasion'. *Inland Waters* 12 (2): 311–29. <https://doi.org/10.1080/20442041.2021.2007744>
- Strayer, D. L., Eviner, V. T., Jeschke, J. M. et Pace, M. L. 2019. Comprendre les effets à long terme des invasions d'espèces. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(8), 682-694.
- Teubner, Diana, Ann-Katrin Wesslein, Peter Browne Rønne, Michael Veith, Christian Frings, et Martin Paulus. 2016. "Une différenciation visuo-haptique de la moule zébrée et de la moule quagga basée sur un seul caractère morphométrique externe de la coquille est-elle possible ? *Aquatic Invasions* 11 (2): 145-54. van der Velde, G., Rajagopal, S., & bij de Vaate, A. (2010). The Zebra Mussel in Europe. Leiden : Backhuys Publishers.
- Vanderploeg, Henry A, James R Liebig, Wayne W Carmichael, et al. 2001. 'Zebra Mussel (*Dreissena Polymorpha*) Selective Filtration Promoted Toxic Microcystis Blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie'. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58 (6): 1208–21. <https://doi.org/10.1139/f01-066>.
- Wüest, A., Müller, B. et Stötter, T. 2022. Expansion of quagga mussels in Lake Constance : implications for deep-water ecosystems. *Aquatic Sciences*, 84, 35.

DÉVERSEMENTS DES EAUX USÉES PAR TEMPS DE PLUIE SUR LE TERRITOIRE DE LA CIPEL : ÉTAT DES LIEUX LÉGAL ET TECHNIQUE

WASTEWATER DISCHARGES DURING RAINY WEATHER IN THE CIPEL TERRITORY: LEGAL AND TECHNICAL OVERVIEW

Stage Post-Master 2024-2025

PAR

Loïc CATTIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

VILLA BARTON, RUE DE LAUSANNE 132, 1202 GENÈVE

RÉSUMÉ

Les déversoirs d'orage (DO) sont des installations hydrauliques conçues pour gérer l'excédent d'eaux mélangées dans les réseaux d'assainissement. Ils interviennent lors de fortes pluies et redirigent les eaux excédentaires directement dans l'environnement, afin d'éviter des débordements dans les infrastructures. Cependant, les flux de polluants déversés via les DO sont peu connus sur le bassin versant lémanique et sur le bassin versant du Rhône aval jusqu'à sa sortie de Suisse. La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) a souhaité dresser un état des lieux des lois en vigueur ainsi que des connaissances disponibles sur les principaux déversoirs d'orage situés sur ce territoire. Cette démarche s'inscrit dans le cadre de l'action T5.1 du plan d'action 2021-2030 de la CIPEL. Elle fait également suite à une recommandation émise par la CIPEL en 2019 qui visait à mettre en place un diagnostic permanent pour les réseaux collectant une charge supérieure à 10'000 équivalent-habitants (EH) par un suivi météorologique ou modélisé et de réaliser un diagnostic réseaux complet tous les dix ans pour les stations d'épuration de plus de 10'000 EH. Plus spécifiquement, ce travail propose une synthèse du cadre légal en vigueur sur les déversements d'eaux usées en France et en Suisse et sur les futures réformes à venir. Une enquête a aussi été réalisée auprès des 62 stations d'épuration ayant une capacité nominale supérieure à 10'000 EH. L'objectif était de dénombrer les déversoirs d'orage (DO) de plus de 2'000 EH situés sur le territoire CIPEL ainsi que d'obtenir des données sur leur niveau d'équipement en appareils d'autosurveillance, leur position, leurs déversements et leur entretien.

Cette étude a identifié un écart important en matière de cadre législatif entre la France et la Suisse, le premier étant plus contraignant. Cette différence s'est traduite dans les résultats de l'enquête avec un meilleur équipement en appareils d'autosurveillance sur les DO français et une fréquence plus élevée de diagnostics complets sur les réseaux en France. Les résultats ont montré que les objectifs de la recommandation de la CIPEL de 2019 sont majoritairement atteints en France et ne le sont pas en Suisse. Par ailleurs, 377 DO ont pu être identifiés et 350 ont été localisés, permettant ainsi de réaliser la première carte des DO à l'échelle du territoire de la CIPEL. Des données sur l'entretien des DO, l'entretien des appareils de mesure et la position des DO sur les réseaux d'assainissement ont également été récoltées et sont présentées dans ce travail.

ABSTRACT

Stormwater overflows (SWO) are hydraulic installations designed to manage excess wastewater in sewage systems. During heavy rainfall, they channel the excess water directly into the environment to avoid overflow within the infrastructure. However, the flow of pollutants load discharged by SWO are poorly characterized in the Lake Geneva watershed and in the Rhône River watershed until its exit from Switzerland. The International Commission for the Protection of the Waters of Lake Geneva (CIPEL) aimed to evaluate the legal framework and the existing knowledge regarding the SWO in this area. This initiative is part of the action T5.1 of the CIPEL 2021-2030 action plan and follows a recommendation issued in 2019 which aimed to equip SWO serving more than 2,000 population equivalent (PE) with measurement devices and to perform a network diagnostic every ten years at wastewater treatment plants with more than 10,000 PE. Specifically, this work provides a synthesis of the legal framework for wastewater discharges in France and Switzerland, as well as upcoming reforms. It also includes a survey conducted among 62 wastewater treatment plants with a nominal capacity greater than 10,000 PE and aimed at quantifying SWO serving over 2,000 PE located in the CIPEL territory, as well as their level of self-monitoring equipment, location, discharges, and maintenance.

This study identified a significant gap in the legislative framework between France and Switzerland, with the former being more restrictive. This difference was reflected in the survey results, with better self-monitoring equipment on SWO and a higher frequency of complete network diagnostics in France. The results showed that the objectives of the CIPEL 2019 recommendation are met in France but not in Switzerland. Furthermore, 377 SWO were identified, with 350 being geolocated, enabling the creation of the first map of SWO across the CIPEL territory. More data on the maintenance of SWO, maintenance of measurement devices, and the position of SWO within sewage networks were also collected and are presented in this work.

1. INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

Ce travail dresse un état des lieux du cadre légal et des connaissances disponibles sur les déversoirs d'orage (DO) situés sur le bassin versant lémanique et le bassin versant du Rhône aval jusqu'à sa sortie de Suisse. Les DO sont des ouvrages hydrauliques qui permettent lors d'événements pluvieux importants, de dévier les eaux usées excédentaires qui se trouvent dans les réseaux d'assainissement unitaires et de les rejeter dans l'environnement sans traitement préalable. Les données à disposition sur les DO de ce territoire sont incomplètes et non centralisées. Ce rapport a pour objectif de collecter un maximum de données et d'apporter de nouvelles connaissances sur les DO sur le territoire de la CIPEL. Ceci dans une optique de promouvoir un suivi harmonisé des déversements et d'élaborer une aide à la décision pour la réduction des flux de polluants transitant par ces ouvrages.

La problématique de la pollution engendrée par le déversement d'eaux usées dans l'environnement est complexe et ne cesse d'évoluer. Avant l'installation des premiers systèmes de traitement des eaux sur le bassin versant lémanique, une grande partie des pollutions générées par les activités humaines était rejetée directement dans l'environnement. Cela a entraîné la pollution de plusieurs cours d'eau et lacs, principalement dans les zones urbaines et industrielles. Pour limiter la propagation de maladies liées à ces pollutions, certaines rivières ont été canalisées et enterrées. C'est notamment le cas du Flon et de la Louve à Lausanne, toutes les deux voûtées à la suite d'une épidémie de choléra en 1832 (Paillard et al., 1987). Bien que les canalisations aient apporté certains avantages, les eaux usées se déversaient encore dans les rivières et les lacs sans traitement, ce qui a conduit à une dégradation de la qualité de l'eau et des écosystèmes. Au 20^{ème} siècle, ce phénomène a été aggravé par la croissance démographique, la croissance des rejets de pollutions dues aux activités humaines, l'utilisation d'engrais et l'usage de lessives phosphatées. Ces pollutions ont favorisé l'eutrophisation du Léman, un phénomène qui survient lorsque l'eau est riche en nutriments, notamment en phosphore, et qui provoque l'asphyxie du milieu aquatique (Lazzarotto, 2005). Ainsi, la qualité de l'eau du Léman s'était dégradée au point où la baignade était déconseillée entre les années 1960 et 1980.

Afin d'améliorer la qualité des eaux du Léman, plusieurs mesures ont été prises. Parmi celles-ci, l'interdiction des phosphates dans les produits de lessive, une utilisation plus ciblée des produits phosphatés dans les engrains agricoles et la création de stations d'épuration (STEP). Les premières STEP de Lausanne et de Genève ont par exemple été mises en service dans les années 1960. Ceci a permis de raccorder les réseaux d'eaux usées à ces ouvrages et de pouvoir traiter les eaux avant leur rejet dans l'environnement. En 2023, la CIPEL dénombrerait 198 STEP actives sur son territoire. Ces différentes mesures ont permis de réduire la concentration de phosphore total présente dans le Léman de près de 90 µg/L à la fin des années 1970 à 16.9 µg/L en 2023 (CIPEL, 2024) améliorant ainsi grandement la qualité des eaux du lac. Toutefois, lors de fortes pluies, des eaux usées se déversent encore aujourd'hui directement dans l'environnement via les déversoirs d'orage (DO). Pour en comprendre la raison, il est important de connaître le fonctionnement des réseaux d'assainissement.

Il existe deux principaux systèmes de canalisation sur le bassin versant lémanique. Le premier est dit séparatif. L'eau claire provenant du ruissellement des eaux de pluie possède son propre système de canalisation et se déverse directement dans l'environnement sans ou avec un simple dégrillage permettant de retenir les déchets grossiers. Les eaux usées quant à elle, ont un réseau séparé. Le second système est dit unitaire, il collecte les eaux de pluie ainsi que les eaux usées au sein du même réseau. Les eaux claires et usées sont ainsi mélangées et acheminées conjointement à la station d'épuration pour être traitées avant d'être déversées dans l'environnement. Dans ce cas, les débits d'eau au sein des canalisations subissent des variations importantes en fonction des conditions météorologiques.

Lors de périodes sèches, les canalisations des réseaux unitaires sont principalement alimentées par les eaux usées provenant des secteurs public et industriel ainsi que les eaux claires parasites. Lors de fortes pluies, l'afflux d'eau claire qui se mêle aux eaux usées peut entraîner une surcharge du réseau et un dépassement de la capacité d'accueil de la station d'épuration (STEP) ou du réseau. Afin d'éviter cette situation de surcharge qui pourrait amener à des inondations en ville à des dysfonctionnements des STEP, la loi suisse et française permet en cas de situations exceptionnelles, telles que de fortes précipitations, de dévier l'excédent d'eaux usées mixtes et de les déverser directement dans l'environnement (lac, cours d'eau) via les DO. Une quantité significative d'eaux non traitées se retrouve dans l'environnement chaque année, déversant ainsi un flux de polluants.

Les sources de pollution provenant des réseaux unitaires sont variées. L'eau usée des ménages provient principalement des douches, des toilettes et des éviers. Elles contiennent des nutriments des détergents, des germes fécaux, des déchets grossiers et des substances de synthèse (Canton de Vaud, 2021). L'eau de ménage peut également contenir des métaux lourds tels que du zinc, du cadmium, du mercure et du plomb (Sörme, 2002 ; Margot, 2008). Les eaux industrielles peuvent contenir ces mêmes polluants ainsi que des polluants spécifiques à l'activité de l'industrie elle-même. Finalement, les eaux de ruissellement qui y sont mélangées ne sont pas forcément exemptes de polluants. Celles-ci ruissent sur les surfaces imperméables telles que les toits, les routes et les places et lessivent les particules de polluants. Parmi celles-ci peuvent se trouver des polluants tels que métaux lourds (Mason et al., 1999 ; Li et al., 2021), des hydrocarbures et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Markiewicz et al., 2017), des polychlorobiphényles (PCBs) (Rossi et al. 2004), des biocides (Van de Voorde, 2012), des retardateurs de flamme (Wiest et al., 2022), du plastique (Wang et al., 2022), des particules d'abrasion de pneu (Tamis et al. 2021) ou encore d'autres sédiments pollués. Tous ces polluants sont donc susceptibles d'être transportés dans les eaux de ruissellement et acheminés dans les canalisations. D'après le document publié par l'association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA) intitulé « Gestion du système global, réseau d'assainissement – STEP – Milieux récepteurs », 50 % de la charge de pollution résiduelle déversée annuellement par les stations d'épuration (STEP) en Suisse provient des DO. Cependant, ces chiffres reposent sur des estimations car la quantité exacte d'eaux usées déversée par les DO reste peu connue. Il est donc crucial d'acquérir des données précises sur les flux de polluants rejetés dans l'environnement.

Les premiers travaux sur les DO réalisés par la CIPEL datent du début des années 2000. En 2009, une première recommandation de la CIPEL visait à améliorer l'équipement des DO des STEP et des réseaux d'assainissement avec des dispositifs de mesure. La CIPEL a ensuite mené une enquête de 2015 à 2016 auprès de 116 STEP de plus de 2'000 équivalent-habitants (EH). Un EH correspond à « la charge organique biodégradable par jour, ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 grammes d'oxygène par jour » (Parlement Européen, 2024). Cette unité est communément utilisée pour faire référence à la charge organique des réseaux d'assainissement. Plus le nombre d'EH est élevé, plus le réseau contient une charge élevée. L'objectif de l'enquête de 2015 était de quantifier le nombre de DO présents sur le territoire de la CIPEL, d'évaluer le niveau de connaissances des gestionnaires sur les DO présents sur leur réseau, et de connaître l'équipement mis en place pour le suivi des déversements. Les résultats de l'enquête de 2015 ont révélé que 63 % des DO situés sur les réseaux d'assainissement en amont de la STEP et 29 % des DO situés en entrées de STEP ne bénéficiaient pas d'équipements de mesure. À la suite de ces résultats, la CIPEL a émis une nouvelle recommandation en 2019, préconisant de réaliser un diagnostic des réseaux tous les dix ans et de mettre en place un suivi permanent météorologique ou modélisé pour les réseaux de plus de 10'000 EH. Une nouvelle enquête devait être réalisée en 2020, mais elle a été reportée en raison de la pandémie.

Dans cette continuité, la CIPEL a inscrit l'action T5.1 sur les déversements d'eaux usées dans son plan d'action 2021-2030. L'action T5.1 a pour but de promouvoir un mode harmonisé de suivi des déversements d'eaux usées par temps de pluie et prescrire des objectifs limitant ces déversements. Elle se divise en trois sous-actions :

1. Réaliser une enquête auprès des gestionnaires des réseaux d'assainissement pour caractériser le niveau d'équipement et le fonctionnement des principaux déversoirs d'orage
2. Compiler / comparer les modes de suivi et objectifs de limitation des déversements d'eaux usées par temps de pluie en France et en Suisse ; recommander des objectifs harmonisés limitant ces déversements ;
3. Promouvoir au travers de communications / évènements le suivi et le partage de connaissance concernant la réduction des déversements d'eaux usées non au milieu naturel traitées par temps de pluie.

1.2 OBJECTIFS

La présente étude a pour objectif de répondre à l'action T5.1, d'évaluer si les objectifs de la recommandation de 2019 ont été atteints et de voir si l'équipement des DO a évolué par rapport aux résultats de l'enquête de 2015. Pour ce faire, cette étude propose une synthèse du cadre légal en vigueur et de l'évolution des exigences futures concernant la gestion des DO sur le territoire de la CIPEL, tant en Suisse qu'en France, ainsi qu'au regard des directives de l'Union européenne. Une connaissance du cadre législatif est nécessaire pour appréhender pleinement la thématique de la gestion des déversements d'eaux usées par temps de pluie - d'autant plus sur un territoire binational. L'objectif de cette synthèse est dans un premier temps d'exposer les principales bases légales en vigueur et d'identifier les différences entre territoires. Cela permettra dans un deuxième temps de voir si les potentielles différences se reflètent également dans les résultats de l'enquête réalisée entre 2024 et 2025. Celle-ci a été réalisée auprès des gestionnaires de réseaux d'assainissement de plus de 10'000 EH situés sur le territoire de la CIPEL. Elle visait à identifier la localisation, l'équipement, l'entretien et le nombre de déversements ainsi que les volumes déversés des DO ayant une capacité nominale supérieure à 2'000 EH.

2. SYNTHÈSE DU CADRE LÉGAL

Ce chapitre synthétise donc le cadre législatif en vigueur régissant la gestion des déversements d'eaux usées sur le territoire de la CIPEL. Cette synthèse a été réalisée au niveau des législations nationales suisses et françaises ainsi qu'au niveau des départements de la Haute-Savoie et de l'Ain et les cantons de Genève, Vaud et Valais. Les principales réformes législatives à venir sont également détaillées, notamment la révision de la directive sur les eaux urbaines résiduaires de l'Union européenne ainsi que la directive « Gestion du système global réseau d'assainissement – STEP – milieu récepteur » du VSA. Cette synthèse vise à donner une vision d'ensemble des bases légales en vigueur, mais aussi à donner un historique sur les éventuels changements qui ont pu survenir depuis l'enquête réalisée par la CIPEL en 2015.

2.1 CADRE LÉGAL EN SUISSE

En Suisse, l'article 76 alinéa 2 et 3 de la Constitution fédérale définit que la Confédération légifère sur la protection des eaux. Les lois en vigueur sont inscrites dans la Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux) ainsi que dans l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Les articles de loi qui concernent les DO et la gestion des déversements d'eaux usées par temps de pluie se situent dans l'OEaux.

2.1.1 *Ordonnance sur la protection des eaux*

Les exigences en matière de rejets d'eaux usées sont fixées dans l'Annexe 3.1.2 de l'OEaux, toutefois elles ne concernent pas les situations exceptionnelles, telles que de très fortes précipitations. Il est donc autorisé de rejeter les eaux polluées communales dans les milieux récepteurs lors de ce type d'événement afin d'éviter que les réseaux unitaires ne soient saturés. L'Annexe 3.1.1 al.3 définit que c'est à l'autorité de fixer au cas par cas les exigences locales que doivent satisfaire les eaux polluées communales provenant des DO dans les réseaux d'égouts en système unitaire. Notons que seule cette annexe mentionne le terme « déversoir d'orage » dans l'OEaux.

La section 2 de l'OEaux sur l'évacuation des eaux décrit deux outils principaux de la planification de l'évacuation des eaux, les plans régionaux de l'évacuation des eaux (PREE) et les plans généraux d'évacuation des eaux (PGEE). Le premier doit être réalisé lorsque, pour assurer une protection efficace des eaux dans une région limitée formant une unité hydrologique, les mesures de protection des eaux prises par les communes doivent être harmonisées. Le second garantit une protection efficace et une évacuation adéquate des eaux en provenance des zones habitées au niveau des communes. Les cantons veillent à ce que ces outils de planification soient établis par les communes. Leur contenu est défini comme ceci dans les articles 4 et 5 :

Le PREE détermine notamment :

1. Où sont implantées les stations centrales d'épuration et quels périmètres doivent y être raccordés ;
2. Quelles eaux superficielles sont aptes à recevoir les déversements d'eaux à évacuer, en particulier en cas de précipitations, et dans quelle mesure elles s'y prêtent ;
3. Dans quelles stations centrales d'épuration les exigences relatives aux déversements doivent être renforcées ou complétées.

Le PGEE définit au moins :

1. Les périmètres à l'intérieur desquels les réseaux d'égouts publics doivent être construits ;
2. Les zones dans lesquelles les eaux de ruissellement provenant des surfaces bâties ou imperméabilisées doivent être évacuées séparément des autres eaux à évacuer ;
3. Les zones dans lesquelles les eaux non polluées doivent être évacuées par infiltration ;
4. Les zones dans lesquelles les eaux non polluées doivent être déversées dans des eaux superficielles ;
5. Les mesures à prendre pour que les eaux non polluées dont l'écoulement est permanent ne soient plus amenées à la station centrale d'épuration ;
6. L'endroit où les stations centrales d'épuration doivent être construites, le procédé de traitement dont elles doivent être équipées et la capacité qu'elles doivent avoir ;
7. Les zones dans lesquelles des systèmes autres que les stations centrales d'épuration des eaux doivent être utilisés et comment les eaux doivent être évacuées dans ces zones.

Chaque commune est chargée de réaliser son PGEE et de le mettre à jour régulièrement. Toutefois, il n'existe pas de contrainte temporelle pour son renouvellement. Pour autant que le contenu minimum défini dans la loi fédérale sur la géoinformation (LGéo) soit respecté, la forme ainsi que le contenu des PGEE peuvent varier d'une commune à l'autre. Bien qu'il n'existe pas de vue d'ensemble de la situation en matière de PGEE en Suisse (OFEV, 2016), ces plans sont essentiels car ils contiennent les informations sur les réseaux d'assainissement des communes en Suisse.

Une révision des plans généraux d'évacuation des eaux (PGEE) est actuellement en cours en Suisse. Avec les nouveaux PGEE, une structure de données uniformisée à l'échelle nationale est prévue et les rejets des DO devront également être classés selon des catégories d'impact prédéfinies (forts, moyens, faibles, etc.).

2.2 CADRE LÉGAL CANTONAL

L'autorité cantonale fixe au cas par cas les exigences locales concernant les DO. Nous décrivons ici les lois en vigueur au niveau cantonal pour les trois cantons situés sur le territoire de la CIPEL ainsi que les spécificités de chaque région et les mesures supplémentaires mises en place dans chacune de celles-ci.

2.2.1 Canton de Genève

La loi sur les eaux (LEaux-GE) ainsi que le règlement d'application de la loi du canton de Genève ne contiennent pas d'exigences concernant la gestion des DO. Toutefois, de nouvelles directives entreront en révision en 2025 imposant aux gestionnaires un suivi plus accru du réseau et une identification des déversoirs d'orage à surveiller.

Les eaux usées du canton de Genève sont séparées en un réseau public composé du réseau primaire et du réseau secondaire et un réseau privé.

Les installations du réseau primaire, assurant le transport et le traitement des eaux usées sont propriété des services industriels genevois (SIG), sous la supervision du canton. Quatre stations d'épuration (Aire, Bois-de-Bay, Villette et Chancy) font partie de ce réseau.

Le réseau secondaire, assurant la collecte des eaux usées et pluviales provenant du domaine privé jusqu'au réseau primaire pour les eaux usées ou jusqu'au milieu récepteur pour les eaux pluviales, appartient aux communes. L'exploitation du réseau secondaire a été confiée par l'ensemble des communes genevoises aux SIG, sauf la ville de Genève qui assure l'exploitation de son réseau. La centralisation de la gestion par les SIG a notamment été rendue possible en raison de la taille réduite du canton. Elle permet ainsi une gestion harmonisée des eaux usées sur une grande partie du territoire du canton. Pour le canton de Genève, le principal défi de gestion réside dans le fait qu'une grande partie du réseau a été historiquement conçu en système unitaire, qui déverse en temps de pluie. Depuis plus de 30 ans, le canton de Genève a conduit une politique de déploiement du système séparatif. Le linéaire unitaire résiduel se situe aujourd'hui majoritairement dans le centre urbain. Le passage à un réseau séparatif en centre-ville serait aujourd'hui disproportionné, en raison des coûts considérables et des travaux que cela nécessiterait dans une région densément peuplée. Par ailleurs, les eaux de ruissellement en milieu urbain sont chargées en polluants liés aux activités humaines. Il est donc préférable de traiter ces eaux en STEP avant de les rejeter dans les milieux naturels.

Le patrimoine financier des installations publiques est aujourd’hui estimé à 3 milliards de franc (Canton de Genève, n.d.). Ainsi, le réseau du canton de Genève est un parfait exemple de l’héritage historique et financier que représentent les équipements existants. Un héritage dont la gestion avec des normes plus contraignantes peut être rendue difficile en raison de la limite des modifications réalisables sur le bâti existant. Le canton a donc dû trouver des alternatives pour optimiser la gestion des eaux usées sur son territoire. SIG a notamment développé un modèle numérique, appelé « jumeau numérique ou digital twin ». Celui-ci modélise les flux d’eaux usées du réseau primaire d’assainissement. Combiné à des mesures de flux et de débit, ce modèle devrait permettre d’optimiser la gestion des infrastructures existantes en identifiant les secteurs ou les parties du réseau qui nécessitent des travaux ou des équipements plus performants. En ce qui concerne les DO, le canton a entrepris un travail de recensement, de description et de cartographie des DO présents sur son territoire, avec des données publiques accessibles sur le site du système d’information du territoire de Genève (SITG).

Une autre problématique concerne l’existence de chambres doubles. Les chambres doubles sont des structures composées de deux compartiments distincts, contenant généralement les canalisations d’eaux usées et d’eaux pluviales. Elles peuvent être utilisées comme chambres de visite ou de relevage, facilitant ainsi l’inspection des conduits. Cependant, lors de fortes précipitations, un débordement de la canalisation d’eaux pluviales peut se produire, entraînant un rejet dans les eaux usées. En l’absence de séparation étanche entre les conduits, ces chambres doubles peuvent alors devenir des déversoirs d’orage non officiels. Le canton souhaite supprimer les chambres qui rendent possible le transfert des eaux d’un réseau à l’autre.

Finalement, les STEP du canton de Genève ont la particularité d’accueillir une partie des eaux usées provenant de France. En 2023, 103'632 personnes sur territoire français étaient raccordées aux STEP des SIG (SIG, 2023).

2.2.2 Canton de Vaud

La loi sur la protection des eaux contre la pollution (LPEP) du canton de Vaud ne légifère pas plus strictement que la confédération sur les DO.

Une phase pilote de modernisation des PGEE, appelée PGEE 2.0, est en cours de réalisation sur dix territoires pilotes du canton de Vaud et se terminera en 2025. À compter de 2026, toutes les communes du canton disposeront d’un cahier des charges leur permettant de faire évoluer leur PGEE.

Les PGEE 2.0 auront plusieurs objectifs parmi lesquels proposer une gestion des réseaux d’assainissement à l’échelle des bassins versants de station d’épuration, développer la gestion numérique des données, pour faciliter leur utilisation, leur partage et leur mise à jour favoriser l’infiltration des eaux non polluées afin de réduire l’apport d’eau dans les canalisations, évaluer l’impact des principaux points de rejet dans le milieu naturel et améliorer les impacts et pérenniser les financements des infrastructures et des actions sur la gestion des eaux usées.

2.2.3 Canton du Valais

La loi cantonale sur la protection des eaux (LcEaux) du canton du Valais ne contient pas de loi plus stricte sur les DO. Elle précise que les communes sont responsables du traitement des eaux polluées produites sur leur territoire et doivent tenir un cadastre des eaux polluées provenant des exploitations industrielles et artisanales et déversées aux égouts (art. 26). Toutefois, une directive publiée en 2006 définit les règles de gestion des autocontrôles au sein des stations d’épuration. Depuis 2021, les déversoirs d’orage susceptibles de rejeter d’importantes quantités de pollution dans les cours d’eau lors d’épisodes pluvieux doivent être équipés d’un débitmètre. Les principaux points concernés sont les bypass situés à l’entrée des STEP ainsi qu’à différents stades du traitement. Les responsables des stations doivent en outre estimer les charges polluantes rejetées. De ce fait, le canton du Valais se distingue par des exigences plus strictes que celles appliquées dans d’autres cantons suisses en matière d’équipement des déversoirs d’orage.

2.3 NOUVEAUTÉS EN SUISSE

Au-delà des cadres légaux minimaux imposés par les différentes administrations / autorités et des efforts supplémentaires appliqués localement par certaines régions ou certains gestionnaires, d'autres organismes œuvrent pour une meilleure gestion des eaux usées en Suisse. C'est notamment le cas du VSA, qui a publié en 2025 une nouvelle directive intitulée « Gestion du système global réseau d'assainissement – STEP – milieu récepteur ». La directive du VSA, rédigée par des professionnels du milieu, parfois eux-mêmes gestionnaires de réseaux d'assainissement pourra servir de base pour l'application de nouvelles mesures de protection des eaux en Suisse. Bien que non contraignante légalement, elle s'inspire des directives européennes qui sont plus contraignantes sur la thématique des DO. L'élaboration de cette directive témoigne de l'importance croissante accordée aux déversoirs d'orage en Suisse au sein des discussions des professionnels de la gestion des eaux. Le VSA préconise une mise en œuvre de sa directive d'ici 2035 et y aborde plusieurs thématiques telles que l'exploitation optimale de la capacité hydraulique et biochimique des STEP, la gestion à distance des installations d'assainissement ainsi que le contrôle, l'évaluation et le reporting des données d'exploitation des installations.

Cette nouvelle directive propose de travailler au niveau des bassins versants des systèmes d'assainissement et non plus uniquement au niveau des communes. Ce changement de paradigme devrait permettre de mieux gérer les flux d'eaux usées et d'optimiser l'utilisation des infrastructures existantes sur l'ensemble du bassin versant des STEP.

De plus, le VSA propose d'identifier les DO qui nécessitent une attention et une gestion plus spécifique, notamment en les équipant d'appareils de mesure, d'alarmes de déversement et de réglages dynamiques permettant de gérer les débits à distance. Cette sélection serait réalisée sur la base de critères dont certains sont inspirés par les normes européennes déjà en vigueur. Le VSA propose plusieurs critères non exhaustifs dans sa directive :

1. Les DO dont les déversements d'eaux mixtes ont un impact important sur l'aspect général du cours d'eau.
2. Les DO qui, en moyenne, sont activés plus de 30 jours par an (ou critère plus strict pour les petits cours d'eau sensibles).
3. Les DO dont le bassin versant direct compte plus de 10'000 EH (analogique à l'UE ; une limite nettement inférieure peut être fixée pour les bassins versants comptant une forte proportion de systèmes séparatifs).
4. Les DO particulièrement sujets à l'obstruction (notamment DO présentant un fort rétrécissement entre la canalisation d'entrée et la canalisation de sortie ou dont l'organe de régulation a un faible diamètre intérieur, par ex. ≤ 300 mm).

Une fois identifiés, ces DO seraient l'objet d'une attention particulière de la part des gestionnaires des réseaux d'assainissement. Le VSA propose de les suivre de la manière suivante :

1. Mesure du niveau d'eau et du débit déversé ;
2. Réglage dynamique du débit conservé ;
3. Calcul de la durée de déversement et du volume déversé sur la base des mesures ;
4. Mise en place d'une alarme pour détecter des dysfonctionnements.

Finalement, le VSA propose que les gestionnaires réalisent un rapport annuel qui peut être consulté par les responsables de la région d'assainissement et par les autorités de surveillance cantonales. Ce rapport devrait contenir notamment la liste des ouvrages spéciaux, dont les déversoirs d'orage en question, la disponibilité et la plausibilité des données, les volumes déversés, le nombre de jours avec des déversements et leur durée pour chaque ouvrage et d'autres données plus générales sur le réseau d'assainissement.

2.4 CADRE LÉGAL EN FRANCE

En France, la gestion des DO est encadrée par la législation nationale. De plus, faisant partie de l'Union Européenne, la loi française prend en compte les directives européennes sur le traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU). Les lois citées dans ce chapitre s'appliquent sur l'ensemble du territoire français. Toutefois, le préfet de chaque département peut prendre des mesures plus strictes.

2.4.1 Code général des collectivités territoriales (CGCT)

Les responsabilités en matière d'assainissement sont définies dans le Code général des collectivités territoriales (CGCT), dans la deuxième partie, livre II, titre II dédié aux services communaux, au chapitre IV intitulé « Services publics industriels et commerciaux », dans les dispositions générales de la section 2 « Eau et assainissement ». A l'article L2224-8, il y est stipulé que « *les communes sont compétentes en matière d'assainissement des eaux usées* ».

Dans la partie réglementaire il est précisé à l'article R2224-11 que « *Les eaux entrant dans un système de collecte des eaux usées doivent, sauf dans le cas de situations inhabituelles, notamment de celles dues à de fortes pluies, être soumises à un traitement avant d'être rejetées dans le milieu naturel* ». On observe ainsi que, tout comme la législation suisse, la législation française autorise le rejet d'eaux non traitées dans l'environnement lors de fortes précipitations.

L'article R2224-15 spécifie que les communes doivent mettre en place une surveillance des systèmes de collecte des eaux usées et des stations d'épuration en vue d'en maintenir et d'en vérifier l'efficacité, d'une part, du milieu récepteur du rejet, d'autre part. Pour cela, « *un arrêté des ministres chargés de la santé et de l'environnement fixe les modalités techniques selon lesquelles est assurée la surveillance* » :

- a. De l'efficacité de la collecte des eaux usées ;
- b. De l'efficacité du traitement de ces eaux dans la station d'épuration ;
- c. Des eaux réceptrices des eaux usées épurées ;
- d. Des sous-produits issus de la collecte et de l'épuration des eaux usées.

Les résultats de la surveillance sont communiqués par les communes ou leurs délégataires à l'agence de l'eau et au préfet ».

Le Code général des collectivités se réfère à l'arrêté du 21 juillet 2015.

2.4.2 Arrêté du 21 juillet 2015

Les lois sur les DO sont inscrites depuis 2015 dans l'arrêté ministériel du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1.2 kg/j de DBO5. Cet arrêté a abrogé les mesures qui étaient en vigueur dans l'arrêté du 22 juin 2007. Celui-ci contenait déjà des mesures sur l'autosurveillance des DO supérieurs à 2'000 EH situés en tête de STEP.

Dans l'arrêté du 21 juillet 2015, les DO sont définis à l'article 2 alinéa 7 comme : « *tout ouvrage équipant un système de collecte en tout ou partie unitaire et permettant, en cas de fortes pluies, le rejet direct vers le milieu récepteur d'une partie des eaux usées circulant dans le système de collecte. Un trop-plein de poste de pompage situé à l'aval d'un secteur desservi en tout ou partie par un réseau de collecte unitaire est considéré comme un déversoir d'orage aux fins du présent arrêté* ». L'alinéa 8 décrit également les déversoirs situés en tête de station d'épuration comme « *ouvrage de la station de traitement des eaux usées permettant la surverse de tout ou partie des eaux usées vers le milieu récepteur avant leur entrée dans la filière de traitement* ». Nous constatons donc trois types de DO. Ceux situés sur les réseaux, ceux sur les stations de pompage et ceux en entrée de station d'épuration.

Par la suite, l'article 5 spécifie qu'il faut « *Éviter tout rejet direct ou déversement d'eaux usées en temps sec, hors situations inhabituelles* » [2°]. Le même article indique également de « *ne pas provoquer, dans le cas d'une collecte en tout ou partie unitaire, de rejets d'eaux usées au milieu récepteur, hors situation inhabituelle de forte pluie* » [4°]. Les situations inhabituelles en temps secs sont décrites à l'alinéa 2 et 3 de l'article 2 comme étant des :

- Fortes pluies, telles que mentionnées à l'article R. 2224-11 du code général des collectivités territoriales ;

- Opérations programmées de maintenance réalisées dans les conditions prévues à l'article 16, préalablement portées à la connaissance du service en charge du contrôle ;
- Circonstances exceptionnelles (telles que catastrophes naturelles, inondations, pannes ou dysfonctionnements non directement liés à un défaut de conception ou d'entretien, rejets accidentels dans le réseau de substances chimiques, actes de malveillance).

Dans l'article 5 il est également précisé que les DO sont tenus à respecter les règles susnommées et de répondre aux obligations de surveillance détaillées à l'article 17 (cf. ci-après paragraphe 2. Autosurveillance).

L'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif a été modifié à plusieurs reprises, notamment par l'arrêté du 31 juillet 2020 et plus récemment par l'arrêté du 24 décembre 2024.

Les dispositions suivantes de l'arrêté régissent plus en détail la gestion du système d'assainissement et les déversements en milieux naturels.

Diagnostic du système d'assainissement et programme d'actions correctives

L'article 12 de l'arrêté du 21 juillet 2015 précise les dispositions en vigueur concernant le diagnostic périodique et permanent du système d'assainissement.

i. Diagnostic périodique du système d'assainissement

L'article 12, en application de l'article R2224-15 du code général des collectivités territoriales, stipule que « *le maître d'ouvrage établit un diagnostic du système d'assainissement des eaux usées suivant une fréquence n'excédant pas dix ans* ».

Depuis la modification de l'arrêté en 2020, des délais précis ont été fixés pour la réalisation de ce diagnostic. À ce jour, il devait être effectué pour les systèmes d'assainissement traitant une charge brute en pollution organique (DBO5) supérieure ou égale à 600 kg/j avec un délai fixé au 31 décembre 2021, et pour ceux traitant entre 120 kg/j et 600 kg/j, avant le 31 décembre 2023. D'ici le 31 décembre 2025, les systèmes d'assainissement traitant une charge brute en pollution organique inférieure à 120 kg/j de DBO5 devront également avoir réalisé le diagnostic périodique.

Selon l'alinéa 1, le diagnostic périodique vise entre autres à :

1. « Identifier et localiser l'ensemble des points de rejets au milieu récepteur, notamment les DO cités au II de l'article 17 ;
2. Connaître la fréquence et la durée annuelle des déversements, quantifier les flux polluants rejetés et évaluer la quantité de déchets solides illégalement ou accidentellement introduits dans le réseau de collecte et déversés au milieu naturel ;
3. Identifier les principaux secteurs concernés par des anomalies de raccordement au système de collecte ;
4. Estimer les quantités d'eaux claires parasites présentes dans le système de collecte et identifier leur origine ;
5. Identifier et localiser les principales anomalies structurelles et fonctionnelles du système d'assainissement ;
6. Recenser les ouvrages de gestion des eaux pluviales permettant de limiter les volumes d'eaux pluviales dans le système de collecte. »

Grâce au délai périodique, les connaissances sur l'état de chaque réseau d'assainissement sont mises à jour tous les dix ans au maximum. Ceci limite les risques que les données disponibles sur le réseau soient obsolètes.

A l'issue du diagnostic, le maître d'ouvrage a l'obligation de produire et de mettre en œuvre un programme d'actions correctives chiffré et hiérarchisé si le diagnostic a mis en évidence des dysfonctionnements. Le diagnostic et le programme d'action constituent alors le "le schéma directeur du système d'assainissement", qui doivent être transmis au service en charge du contrôle et à l'agence de l'eau ou l'office de l'eau.

ii. Diagnostic permanent du système d'assainissement

Toujours en application de l'article R2224-15 du code général des collectivités territoriales, l'arrêté demande un diagnostic permanent pour les systèmes d'assainissement collectant et traitant une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à 120kg/j de DBO5 (correspondant à 2000 EH) (avant la modification de 2020 le seuil était fixé à 600kg/j).

Le diagnostic vise à :

1. « Connaître, en continu, le fonctionnement et l'état structurel du système d'assainissement ;
2. Prévenir ou identifier dans les meilleurs délais les dysfonctionnements de ce système ;
3. Suivre et évaluer l'efficacité des actions préventives ou correctrices engagées ;
4. Exploiter le système d'assainissement dans une logique d'amélioration continue. »

La modification de l'arrêté en 2020 fixe les délais pour l'établissement de ce diagnostic permanent au 31 décembre 2021 pour les systèmes d'assainissement traitant une charge brute en pollution organique (DBO5) supérieure ou égale à 600 kg/j d'ici le 31 décembre 2021, et au 31 décembre 2024 pour ceux traitant entre 120 kg/j et 600 kg/j.

L'arrêté énumère parmi les points sur lesquels le diagnostic permanent peut porter « *la gestion des flux collectés/transportés et des rejets vers le milieu naturel : installation d'équipements métrologiques et traitement / analyse / valorisation des données obtenues* » (suivant les besoins et enjeux propre au système). Les éléments concernant la démarche, données et actions entreprises ou à entreprendre pour répondre à d'éventuels dysfonctionnements détectés sont à intégrer dans un bilan de fonctionnement (cf. Article 20).

Autosurveillance

L'article 17 définit les **dispositions d'autosurveillance** à mettre en place en fonction de la taille des réseaux d'assainissement.

i. Autosurveillance du système de collecte

L'autosurveillance du système de collecte est requise pour les DO situés à l'aval d'un tronçon destiné à collecter une charge brute de pollution organique par temps sec supérieure ou égale à 120kg/j de DBO5 (à partir de 2000 EH). Pour ces déversoirs, le temps de déversement par jour doit être mesuré et les débits déversés par les déversoirs d'orages surveillés doivent être estimés.

De plus, pour les systèmes d'assainissement destinés à recevoir une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à 120kg/j DBO (2'000 EH), les dispositions du paragraphe précédent peuvent être remplacés par le préfet par la surveillance des DO dont le cumul des volumes ou flux rejetés représente au minimum 70 % des rejets annuels au niveau des DO concernés. Ceci permet de choisir la méthode la plus adaptée pour le suivi des déversements et d'offrir une plus grande souplesse aux gestionnaires des réseaux d'assainissement.

Les déversoirs d'orage situés à l'aval d'un tronçon sur lequel une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à 10'000 EH est générée par temps sec, et qui déversent plus de dix jours par année (moyenne calculée sur cinq ans), sont soumis à un suivi renforcé. Pour ces déversoirs, la mesure et l'enregistrement en continu des débits et de la charge polluante rejetée est requise (DBO5, DCO, MES, NTK, Ptot). Dans le cas où l'installation de ces mesures serait trop coûteuse ou peu pertinente, le maître d'ouvrage peut également utiliser des données modélisées pour autant qu'il soit capable d'en démontrer la fiabilité et la représentativité.

ii. Autosurveillance de la station de traitement des eaux usées

En ce qui concerne les stations de traitement, des exigences propres aux déversoirs en tête de station et en bypass vers le milieu récepteur en cours de traitement ont été définis. L'Annexe 1, modifié par l'arrêté du 24 décembre 2024, contient un tableau récapitulatif sur les informations d'autosurveillance à recueillir sur les déversoirs en tête de station et by-pass vers le milieu récepteur en cours de traitement (liste non-exhaustive) (Tableau 1). Les stations ont été classées en fonction de leur capacité nominale. Plus la station a une capacité nominale élevée, plus les exigences légales sont exigeantes.

Tableau 1 : Mesure à prendre sur les DO en tête de station et by-pass en fonction de la capacité nominale de la station de traitement : « Informations d'autosurveillance à recueillir sur les déversoirs en tête de station et by-pass vers le milieu récepteur en cours de traitement » (cf. Annexe I – Autosurveillance des stations de traitement des eaux usées).

Table 1 : Measurements to be taken on DO at the head of the plant and bypass based on the nominal capacity of the treatment plant: "Self-monitoring information to be collected on overflows at the head of the plant and bypasses to the receiving environment during treatment" (see Appendix I – Self-monitoring of wastewater treatment plants).

Capacité nominale de la station					
DBO5 kg/j	<30	≥30 - <120	≥120 - <600	≥600 et <6'000	≥6'000
EH (non spécifié dans le tableau d'origine)	<500	≥500 - <2'000	≥2'000 - <10'000	≥10'000 - <100'000	≥100'000
Vérification de l'existence de déversements	x				
Estimation journalière des débits rejetés	x				
Mesure journalière et enregistrement continu des débits		x	x	x	x
Estimation journalière des charges polluantes rejetées		x	x		
Mesure journalière des caractéristiques des eaux usées				x	

iii. Manuel d'autosurveillance et bilan de fonctionnement annuel du système d'assainissement

L'article 20 alinéa 1 demande la production d'un manuel d'autosurveillance du système d'assainissement et d'un bilan de fonctionnement annuel du système d'assainissement pour chaque réseau destiné à collecter et traiter une charge brute de pollution organique supérieure ou égale à 120kg/j de DBO5 (2'000 EH).

L'arrêté précise que ce manuel d'autosurveillance est rédigé « en vue de la réalisation de la surveillance des ouvrages d'assainissement et de la masse d'eau réceptrice des rejets ». En plus d'une description précise du système d'assainissement et de son fonctionnement, le maître d'ouvrage doit également détailler les méthodes d'exploitation, de contrôle et d'analyse, la localisation des points de mesure et de prélèvements ainsi que les équipements d'autosurveillance installés dans le manuel. Ainsi, le manuel doit également décrire les « normes et méthodes de références utilisées » concernant les équipements d'autosurveillance ainsi que les performances à atteindre en matière de collecte et de traitement (défini dans l'acte préfectoral concernant le système d'assainissement).

Plus spécifiquement, ce manuel recense et décrit l'ensemble des DO en spécifiant leur nom, leur taille et leur localisation. Il doit également contenir le ou les points de rejet associés aux DO et le nom des milieux concernés par les rejets. Toujours pour les systèmes d'assainissement de plus de 120 kg/j de DBO5 (2'000 EH), l'article 21 exige qu'une expertise technique du dispositif d'autosurveillance soit réalisée par l'agence ou l'office de l'eau. Cette dernière a pour objectif de vérifier la présence des dispositifs de mesure ou de prélèvements exigés (article 17) ; de contrôler le bon fonctionnement et le respect des conditions d'exploitation et de vérifier la fiabilité des données des systèmes d'autosurveillance. Cette expertise est réalisée par des organismes indépendants, au minimum une fois tous les deux ans et sur l'ensemble des points de surveillance. En cas de problèmes identifiés concernant la fiabilité du dispositif d'autosurveillance, un second contrôle technique peut être effectué et être transmis à l'autorité compétente au cours de la même année que le premier contrôle.

Le bilan de fonctionnement du système d'assainissement, réalisé chaque année pour les réseaux traitant une charge supérieure à 30 kg/j de DBO5, et tous les deux ans pour les réseaux traitant une charge supérieure à 12 kg/j et inférieure à 30 kg/j de DBO5, synthétise le fonctionnement du système. En plus des éléments ressortis du diagnostic permanent et d'autres informations, un bilan des déversements et rejets au milieu naturel doit être fourni, notamment avec la date, fréquence, durée, volumes et le flux de pollution déversé. Le bilan doit être adressé au service en charge du contrôle et à l'agence de l'eau ou l'office de l'eau.

Limite des rejets par temps de pluie

L'article 22 définit plus précisément les dispositions qui s'appliquent concernant le contrôle annuel de la conformité du système d'assainissement par le service en charge du contrôle, plus particulièrement sur la station de traitement des eaux usées et du système de collecte, en matière de rejets d'eaux usées.

i. Conformité de la station de traitement des eaux usées

Les « rejets au droit du déversoir en tête de station et des by-pass en cours de traitement » font partie des paramètres évalués pour évaluer la conformité de la station de traitement des eaux usées, qui s'inscrit dans le contrôle annuel de la conformité du système d'assainissement complet.

ii. Conformité du système de collecte

Depuis la modification de l'arrêté en juillet 2020, des valeurs quantifiables sont associées à la limitation des rejets d'eaux usées même par temps de pluie, pour les systèmes de collectes soumis aux obligations d'autosurveillance. Il est à souligner que cette disposition s'applique également en cas de situation inhabituelle de fortes pluies. L'article 22 vient ainsi préciser l'article 5.

L'article 22 définit qu'un système de collecte est jugé comme conforme s'il respecte l'une de ces conditions suivantes :

1. *Les rejets par temps de pluie représentent moins de 5 % des volumes d'eaux usées produits dans la zone desservie, sur le mode unitaire ou mixte, par le système de collecte ;*
2. *Les rejets par temps de pluie représentent moins de 5 % des flux de pollution produits dans la zone desservie par le système de collecte concerné ;*
3. *Moins de 20 jours de déversement sont constatés au niveau de chaque déversoir d'orage soumis à autosurveillance réglementaire.*

La première option parmi les trois conditions évoquées est généralement favorisée par les communes car elle est plus simple à appliquer.

Il est précisé qu'en cas de non-respect des dispositions légales de l'arrêté, le système de collecte est déclaré non conforme par temps de pluie. L'absence, de même que la non-fiabilité du dispositif d'autosurveillance, entraîne également la non-conformité de la collecte.

Les déversements directs d'eaux usées par temps de pluie sont proscrits dans les secteurs à collecte séparative, à quelques exceptions près (maintenance, catastrophes naturelles).

Ces nouvelles lois mettent un plafond à la quantité d'eau qui peut être déversée lors d'événements pluvieux importants, une nouveauté sur le territoire de la CIPEL.

2.5 CADRE LÉGAL DÉPARTEMENTAL

La mission de la police de l'eau est assurée par l'Etat, représenté dans chaque département par le préfet et ses services techniques, dont la direction départementale des territoires.

2.5.1 *Département de la Haute-Savoie*

L'arrêté préfectoral de 2013 sur l'organisation de la police de l'eau dans le département de Haute-Savoie, définit la Direction départementale des territoires comme étant le service départemental de la police de l'eau du département de la Haute-Savoie. Il assure l'ensemble des missions de la police de l'eau à l'exception des missions exercées par la direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement Rhône-Alpes (DREAL) ainsi que la DREAL de bassin. Cela comprend notamment le Rhône et ses annexes artificielles et naturelles ainsi que dans les zones de confluence, le lit majeur du Rhône hors affluents et la nappe d'accompagnement.

2.5.2 *Département de l'Ain*

L'arrêté préfectoral de 2013 sur l'organisation de la police de l'eau dans le département de l'Ain définit la Direction départementale des Territoires comme étant le service départemental de la police de l'eau du département de l'Ain. Il assure l'ensemble des missions de police de l'eau à l'exclusion des missions exercées par la DREAL Rhône-Alpes. Cela comprend notamment le Rhône et la Saône et leurs annexes artificielles et naturelles ainsi que dans les zones de confluence, le lit majeur du Rhône hors affluents et la nappe d'accompagnement. Le préfet peut renforcer les prescriptions nationales avec des prescriptions locales, lorsque les enjeux et les sensibilités locales le justifient, dans l'objectif d'assurer le bon état environnemental des masses d'eaux et le respect des usages de l'eau. Ce renforcement se traduit alors par la prise d'un arrêté préfectoral, définissant des prescriptions renforcées, spécifiques à un système d'assainissement donné. Ces prescriptions renforcées doivent se faire au cas par cas.

2.6 NOUVEAUTÉS EN FRANCE

La France est soumise à la directive européenne pour le traitement des eaux urbaines résiduaires (DERU), premièrement introduite en 1991. Depuis lors, elle a été modifiée et a évolué à plusieurs reprises¹⁶. Le 10 avril 2024, le Parlement européen et le Conseil de l'Union européenne ont adopté une nouvelle résolution législative visant à une refonte de la DERU (Parlement et Conseil de l'Union européenne, 2024). Cette révision entraînera une évolution du cadre législatif en France. Une fois validée, les pays concernés disposent d'un délai pour adapter les différentes dispositions de la directive dans leur législation nationale. La nouvelle version de la directive, résumée dans le chapitre suivant, introduit des mesures ambitieuses concernant les DO et la gestion des eaux usées urbaines.

2.7 CADRE LÉGAL DE L'UNION EUROPÉENNE

En novembre 2024, l'Union européenne a révisé sa directive sur le traitement des eaux urbaines pour adapter le cadre légal aux défis actuel. L'augmentation des déversements dus aux pluies d'orage, causée par l'urbanisation croissante et le changement des régimes pluviométriques liés au réchauffement climatique rendent les infrastructures actuelles de gestion des eaux urbaines particulièrement vulnérables.

La Directive européenne sur le traitement des eaux urbaines résiduaires révisée est entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2025 (DERU). Cette nouvelle directive a pour objectif de renforcer les actions d'adaptation au changement climatique et de restauration des écosystèmes urbains, notamment à travers une gestion intégrée des eaux résiduaires urbaines, et ceci tout en tirant parti de la transition numérique. Elle cherche également à réduire les émissions de gaz à effet de serre liées au traitement des eaux urbaines, tout en améliorant l'efficacité énergétique des procédés de traitement et en favorisant la production d'énergies renouvelables. Il convient de souligner que les États membres de l'Union européenne peuvent aller au-delà des exigences minimales de la directive en mettant en œuvre des mesures plus ambitieuses sur leur territoire.

¹⁶ (1998, 2003, 2008 et 2013).

La nouvelle DERU identifie trois sources de pollution des eaux résiduaires urbaines qui nécessitent une gestion améliorée : les rejets de polluants provenant des eaux de ruissellement urbain, les systèmes individuels potentiellement défectueux et les déversements liés aux pluies d'orage. La nouvelle directive définit cette dernière comme « *le rejet d'eaux résiduaires urbaines non traitées dans les eaux réceptrices par les réseaux unitaires, suite à des précipitations ou des défaillances du système* ». Les déversements résultant d'épisodes pluvieux constituent ainsi un enjeu central de cette révision, soulignant une nouvelle fois l'actualité de cette problématique, même au niveau européen. Voici les principales modifications qui vont être introduites.

2.7.1 Plans de gestion intégrée des eaux résiduaires urbaines

Les changements les plus conséquents se trouvent à l'**article 5**. Celui-ci demande aux États membres d'établir des plans de gestion intégrés des eaux résiduaires urbaines au niveau local. Par leur taille, ces agglomérations sont considérées comme responsables d'une part importante de la pollution émise sur le territoire de l'UE (Parlement Européen, 2024).

Les délais suivants s'appliquent pour l'établissement d'un plan de gestion intégrée des eaux résiduaires urbaines :

- 31 décembre 2033 pour les agglomérations égales ou supérieures à 100'000 EH.
- 31 décembre 2039 pour les agglomérations comprises entre 10'000 EH et 100'000 EH, s'il existe un enjeu. D'ici au 22 juin 2028, les Etats membres sont tenus à établir une liste des agglomérations comprises entre 10'000 EH et 100'000 EH, pour lesquelles il existe un enjeu dans lequel une ou plusieurs des conditions suivantes s'appliquent, en tenant compte de l'historique des mesures et des modélisation/projections climatiques futures :
 1. « *Les déversements dus aux pluies d'orage ou les eaux de ruissellement urbain présentent un risque pour l'environnement ou la santé humaine.*
 2. *Le déversement dû aux pluies d'orage représente plus de 2 % de la charge présente dans les eaux résiduaires urbaines pour certains paramètres visés à l'annexe I de la DERU (Demande biochimique en oxygène (DBO5), demande chimique en oxygène (DCO), carbone organique total (COT), matières solides en suspension (MES), phosphore total (Ptot), azote total (Ntot))*
 3. *Le déversement dû aux pluies d'orage empêche le respect de certains éléments détaillés dans les directives de l'UE.*
 4. *Des points pertinents ont été identifiés dans les réseaux séparatifs où il est attendu que les eaux de ruissellement urbain soient polluées de telle manière que leur rejet dans les eaux réceptrices puisse être considéré comme un risque pour l'environnement ou la santé humaine, ou fait obstacle au respect de l'une quelconque des exigences ou l'un quelconque des objectifs environnementaux visés détaillés dans les directives de l'UE. »*

2.7.2 Contenu du plan de gestion

Le contenu du plan de gestion est précisé dans l'Annexe V de la directive et se divise en quatre parties.

1. Analyse de la situation initiale

Une première analyse doit être réalisée afin de fournir une évaluation complète du système actuel de gestion des eaux résiduaires et des eaux de ruissellement dans l'agglomération concernée. Celle-ci contient :

- Une description du réseau de collecte : Inclure les capacités de stockage et de transport des eaux usées et des eaux pluviales. Cela englobe également les capacités existantes de traitement des eaux usées pendant les périodes de pluie.
- Une analyse dynamique pour les réseaux unitaires : Pour les réseaux qui collectent à la fois les eaux usées et les eaux pluviales, une analyse doit être réalisée. Cela doit inclure l'utilisation de modèles hydrologiques et hydrauliques pour simuler les flux pendant les périodes de pluie. Les projections climatiques doivent être intégrées pour estimer les charges polluantes, y compris les microplastiques et autres polluants, dans les eaux réceptrices.

- Une surveillance pour les réseaux séparatifs : Pour les réseaux où les eaux usées et pluviales sont séparées, il faut décrire les points de surveillance pour évaluer la pollution des eaux de ruissellement, et définir les mesures pertinentes pour gérer cette pollution.

2. Objectifs de réduction de la pollution liée aux déversements dus aux pluies d'orage

Le plan doit également fournir des objectifs de réduction de la pollution pendant les événements pluvieux. Il comprend notamment les objectifs suivants :

- Les déversements dus aux pluies d'orage ne dépassent pas 2 % de la charge d'eaux résiduaires collectée annuellement par temps sec. Les délais pour atteindre cet objectif **non contraignant** sont :
 - 31 décembre 2039 pour les agglomérations de 100'000 EH et plus.
 - 31 décembre 2045 pour les agglomérations de 10'000 EH et plus visées à l'article 5.
- Réduction progressive des macroplastiques

3. Mesures pour atteindre les objectifs

Le plan de gestion doit définir un plan d'action détaillé avec des mesures à prendre pour atteindre les objectifs précités. Il devra indiquer le calendrier de mise en œuvre ainsi que la distinction entre les mesures existantes et celles à mettre en place.

4. Mesures minimales

Les États membres doivent veiller à intégrer, au minimum, les mesures suivantes :

- Mesures préventives : Celles-ci visent à limiter l'entrée d'eaux pluviales non polluées dans les réseaux de collecte, comme la rétention naturelle des eaux de pluie et la réduction des surfaces imperméables. Cela inclut aussi l'augmentation des espaces verts et bleus (espaces végétalisés et zones humides) pour diminuer les déversements dus aux pluies.
- Optimisation des infrastructures existantes : Il faut gérer au mieux les infrastructures actuelles, telles que les systèmes de collecte, les bassins de stockage et les stations d'épuration. L'objectif est de réduire les déversements d'eaux usées non traitées et d'eaux de ruissellement polluées.
- Mesures d'atténuation supplémentaires : Si nécessaire, il conviendra d'adapter les infrastructures existantes, en favorisant des solutions vertes et bleues. Il est aussi recommandé d'adopter des infrastructures permettant la réutilisation des eaux usées traitées.

Tous les deux ans, les États membres devront soumettre à la Commission européenne les informations concernant la mise en œuvre de la directive, de préférence sous format numérique. La Commission exige également un accès aux bases de données nationales concernant l'application des directives, en particulier celles relatives aux mesures prises pour les déversements causés par les pluies d'orage et les eaux de ruissellement urbain.

En résumé, les plans de gestion intégrée doivent fournir une analyse de la situation actuelle des infrastructures d'assainissement et de traitement, établir des objectifs clairs de réduction de pollution, définir les mesures nécessaires pour atteindre ces objectifs, et prévoir des solutions adaptées aux changements climatiques. En complément de l'article 5 et l'Annexe V, la directive encourage également une surveillance à l'aide d'outils numériques et mentionne également que les microplastiques et les micropolluants devront être suivis avec une attention particulière, grâce à des mesures de terrain permettant d'élaborer des modèles de la qualité de l'eau.

2.8 SYNTHÈSE

Bien que l'état des lieux dressé ne soit pas exhaustif car les textes de loi comportent des subtilités non abordées dans ce travail, nous pouvons constater que les DO sont au cœur de plusieurs réformes législatives ainsi que de discussions des professionnels de la protection et de la gestion des eaux.

La réforme de la DERU illustre l'ambition des directives adoptées par le Parlement et le Conseil de l'Union européenne, qui entraîneront des changements importants à l'échelle européenne, notamment en ce qui concerne la réduction des flux de polluants autorisés à être rejetés. En France, les modifications apportées à l'arrêté du 21 juillet 2015 reflètent une politique plus stricte en matière de gestion des DO, mise en place depuis plusieurs années.

Ces réformes ont d'abord visé à améliorer l'équipement des DO avec des appareils de mesure, augmentant ainsi la quantité de données disponibles. Aujourd'hui, les exigences vont plus loin. Des valeurs quantifiables sont associées à la limitation des rejets d'eaux usées et du flux de polluants, jusqu'aux situations inhabituelles de fortes pluies. Cela représente un changement significatif dans la politique de gestion des déversements d'eaux usées, qui, jusqu'à présent, étaient soumis à une obligation de surveillance lors des événements pluvieux importants, mais sans restriction quantifiée en termes de flux de déversements.

En Suisse, peu de contraintes légales existent au niveau fédéral. Les mesures mises en place pour gérer les DO varient donc en fonction des cantons et des communes, qui peuvent appliquer des exigences plus strictes si elles le souhaitent. La dernière direction du VSA (2025), portant sur la gestion du réseau d'assainissement en lien avec le milieu récepteur témoigne de la place centrale des DO dans les discussions au sein des professionnels de la protection des eaux. Toutefois, le cadre législatif suisse demeure, à ce jour, très peu contraignant et la gestion des déversements dépend des gestionnaires locaux, amenant ainsi à des pratiques diverses et non harmonisées entre territoires. De plus, un écart important s'est creusé ces dernières années en matière d'exigences entre la France et la Suisse. Celui-ci risque même de se renforcer avec la révision des directives européennes, qui incitera la France, mais aussi les autres pays de l'Union européenne, à adopter une gestion plus stricte des déversements par temps de pluie.

3. ENQUÊTE SUR LES DÉVERSOIRS D'ORAGE

La CIPEL a mené une enquête auprès des gestionnaires des réseaux d'assainissement d'une capacité supérieure à 10'000 EH entre 2024 et 2025. L'objectif était de dresser un état des lieux des connaissances liées à la localisation, l'entretien, l'équipement et le suivi des déversements d'eaux usées des DO supérieurs à 2'000 EH. Dans la continuité des travaux précédemment menés par la CIPEL, les résultats de cette enquête ont été comparés à ceux de 2015 et mis en relation avec la recommandation CIPEL de 2019 afin d'évaluer si les objectifs ont été atteints. L'objectif consistait également à élaborer la première carte indiquant la localisation des DO supérieurs à 2'000 EH sur le territoire de la CIPEL.

3.1 MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1.1 Zone d'étude

L'enquête a couvert l'entier du territoire de la CIPEL, soit le bassin versant lémanique ainsi que le bassin versant du Rhône aval jusqu'à sa sortie de Suisse (Figure 2). Ce territoire, d'une superficie d'environ 10'000 km² couvre deux pays, la France et la Suisse, deux départements, l'Ain et la Haute-Savoie, trois cantons, Genève, Vaud et Valais et 554 communes.

3.1.2 Échantillon cible

L'enquête a ciblé les DO d'une capacité supérieure à 2'000 EH, situés sur les réseaux d'assainissement des STEP de plus de 10'000 EH. Ce choix s'explique par la volonté de s'appuyer sur certains seuils en vigueur en France et dans les directives européennes sur les eaux résiduaires urbaines (DERU) 91/271/CEE, de cibler les ouvrages principaux couvrant la majorité de la capacité nominale du territoire CIPEL et une volonté de restreindre l'échantillon afin de garantir la réalisation de l'enquête dans un délai aussi court que possible.

Les réseaux d'assainissement concernés par l'enquête ont été identifiés grâce aux données collectées par la CIPEL lors du suivi annuel des performances des stations d'épuration. Selon les données de l'année 2023, le territoire de la CIPEL contenait un réseau d'une capacité de 4'761'424 EH et 198 STEP actives, dont 63 d'une capacité supérieure à 10'000 EH (Annexe 2). La STEP d'Ayent (Voos) a par la suite été éliminée car elle a été raccordée à celle de Martigny. Au total, 62 STEP ont été contactées couvrant ainsi 91.3 % de la capacité nominale totale du réseau d'assainissement du territoire de la CIPEL, soit 4'345'972 EH.

3.1.3 Questionnaire

Le questionnaire, disponible en format Excel (Annexe 1) contenait des questions ouvertes et fermées et se divisait en deux parties. La première présentait le contexte de l'étude et les informations nécessaires à la bonne compréhension des questions. La seconde était divisée en deux parties : la première visait à collecter des informations générales sur la STEP, telles que leur nom, leur capacité, et les caractéristiques des réseaux, tandis que la deuxième se concentrerait sur les DO de plus de 2'000 EH, demandant des détails sur leur équipement, leur entretien, l'entretien des équipements de mesure, le nombre de déversements annuels, les volumes déversés annuellement et leur emplacement. Le questionnaire a été traduit en allemand pour la région germanophone du Valais.

Le questionnaire de 2020 a été réévalué et mis à jour pour répondre aux enjeux actuels et aux objectifs du plan d'action 2021-2030 de la CIPEL. En novembre 2024, il a été validé par un groupe de travail formé pour copiloter cette enquête et qui était constitué d'experts de la gestion des eaux urbaines provenant des cantons de Vaud et de Genève, de la direction départementale de l'Ain, de la communauté de communes d'Évian-Vallée d'Abondance, de Thonon Agglomération et de l'Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA).

3.1.4 *Distribution du questionnaire*

En collaborant avec les représentants des territoires du canton de Vaud, Valais et Genève ainsi que les représentants des départements de l'Ain et de la Haute-Savoie, les personnes de contact pour chaque STEP visée par l'enquête ont pu être contactées. Pour les cantons de Vaud et Valais et le département de la Haute-Savoie, la CIPEL a distribué le questionnaire en contactant individuellement chaque gestionnaire des STEP concernées. Pour le canton de Genève, qui dispose d'une gestion plus centralisée, le questionnaire a été distribué par l'Office cantonal de l'eau aux Services Industriels de Genève (SIG). Pour le département de l'Ain, le questionnaire a été distribué à la Régie des eaux Gessiennes, responsable de la STEP de Divonne-les-Bains et des réseaux de Ferney-Voltaire et Saint-Genis-Pouilly. Cependant, ces deux derniers sont rattachés aux STEP d'Aire et de Bois-de-Bay sur le canton de Genève, respectivement. Les données collectées pour ces réseaux ont donc été associées à celles des STEP correspondantes pour l'analyse des données.

Le questionnaire a été envoyé par courrier informatique à tous les gestionnaires des réseaux d'assainissement concernés entre le 28 novembre et le 4 décembre 2024. Le premier délai de réponse accordé était fixé au 13 janvier. Toutefois, au vu du faible taux de réponse, un rappel a été envoyé par courrier électronique et le délai de réponse a été rallongé jusqu'au 27 janvier 2025.

Certains gestionnaires des STEP n'étant pas responsables de l'ensemble du réseau, il a été nécessaire de contacter plusieurs communes. C'était le cas pour les réseaux d'assainissement de Saint-Prex, Sierre-Noës, Montreux, Vevey et Roche (Annexe 3). Dans cette situation, la récolte des données a généralement été incomplète.

3.1.5 *Traitements des données*

Le traitement des données a été effectué à l'aide du logiciel R, un environnement de programmation open-source. Les données de chaque questionnaire ont pu être rassemblées dans un seul fichier Excel et analysées. Les résultats des questionnaires en allemand ont été traduits en français afin de simplifier les analyses.

Les cartes réalisées dans ce travail ont été créées à l'aide du système d'information géographique ArcGIS Pro. Les données de géolocalisation des DO récoltées auprès des STEP via le questionnaire ont été converties dans la projection EPSG:21781 – Swiss CH1903 / LV03. Trois cartes ont pu être produites. La première représente la localisation des DO sur le territoire CIPEL distinguant les DO d'une capacité supérieure ou égale à 10'000 EH et les DO d'une capacité supérieure à 2'000 EH mais inférieure à 10'000 EH. La seconde carte répond au premier objectif de la recommandation CIPEL de 2019 qui demande que les DO situés sur les réseaux d'une capacité supérieure à 10'000 EH soient équipés d'un débitmètre ou modélisés. La troisième carte répond au deuxième objectif de la recommandation de 2019, qui demande que chaque STEP réalise un diagnostic complet de son réseau au minimum tous les dix ans.

Les données de l'enquête CIPEL de 2015 ont été comparées à celles de 2025, permettant de créer un indicateur sur l'évolution de l'équipement des DO sur les réseaux et à l'entrée des STEP. En accord avec la méthodologie appliquée en 2015, les DO sur les réseaux ont été considérés comme équipés s'ils disposaient d'un détecteur de surverse, d'un débitmètre ou si leurs flux étaient modélisés. Pour les DO à l'entrée des STEP, seuls ceux équipés d'un débitmètre ou modélisés ont été comptabilisés comme équipés.

3.2 RÉSULTATS DE L'ENQUÊTE

3.2.1 Réponses

Au total, 45 STEP sur 62 ont répondu à l'enquête, soit 72.5 % de l'échantillon. Le taux de réponse par territoire a été le suivant :

Tableau 2 : Taux de participation des STEP par canton.

Table 2 : Participation rate of wastewater treatment plants by canton

Canton / Département	Taux de réponse par canton / département
Ain	100 % (1/1)
Haute-Savoie	65 % (11/17)
Genève	80 % (4/5)
Vaud	66 % (12/18)
Valais	81 % (17/21)

Sur la base des données des performances des STEP de 2023, l'étude a couvert 84.2 % de la capacité nominale des réseaux de plus de 10'000 EH et 76.9 % de la capacité nominale totale du territoire CIPEL, soit 3'661'089 EH sur les 4'761'424 EH. Toutefois, la capacité nominale couverte est surévaluée car les données collectées pour certains réseaux étaient incomplètes. Par exemple, un certain nombre de STEP ne disposaient pas de données sur les réseaux communaux en amont, et ces données n'ont pas pu être obtenues pour toutes les communes (courriel sans réponse, Annexe 3). La STEP de Penthaz, bien qu'ayant répondu, ne disposait pas de données en raison de la révision en cours de son PGEE et n'a donc pas été comptabilisée. En ce qui concerne les STEP de Chancy 2 et Bois-de-Bay, seules certaines données du réseau primaire ont été fournies.

3.2.2 Nombre de déversoirs d'orage recensés

Au total, 526 DO ont été annoncés. Parmi ceux-ci, 377 DO de plus de 2'000 EH ont pu être identifiés sur les réseaux d'assainissement de 41 STEP. La répartition par territoire des DO de plus de 2'000 EH se trouve dans la deuxième colonne du Tableau 3. Aucun DO de plus de 2'000 EH n'a été identifié pour les STEP d'Abondance, Arâches-La-Frasse, Flaine et Goms. Parmi ces DO, 137 ont une capacité nominale égale ou supérieure à 10'000 EH et 240 ont une capacité allant de 2'000 EH à 10'000 EH (Figure 1). Les STEP d'Aïre, Thonon-les-Bains, Vevey, Montreux, Annemasse et Monthey cumulent plus de 50 % des DO identifiés (Figure 1).

De plus, la première carte montrant la géolocalisation de 350 DO à l'échelle du territoire de la CIPEL a pu être réalisée (Figure 2). Le nombre de DO géolocalisés par territoire est détaillé dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Nombre de déversoirs d'orage par territoire et nombre localisés.

Table 3 : Number of storm overflows by territory and number located.

Canton / Département	Nombre DO > 2'000 EH (n=377)	Nombre de DO >2'000 EH localisés (n=350)
Ain	17	17
Haute-Savoie	63	39
Genève	82	81
Vaud	114	112
Valais	101	101

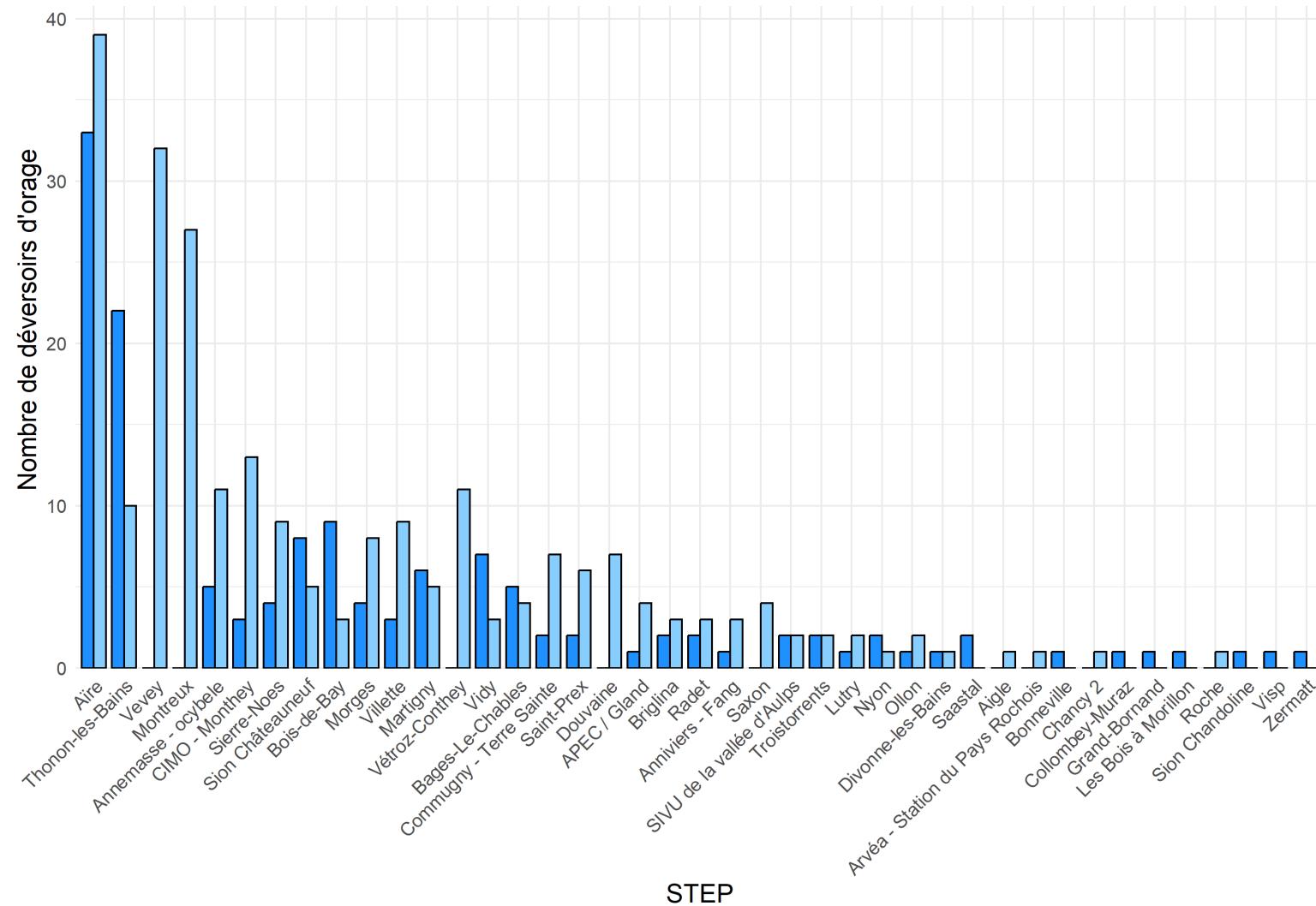
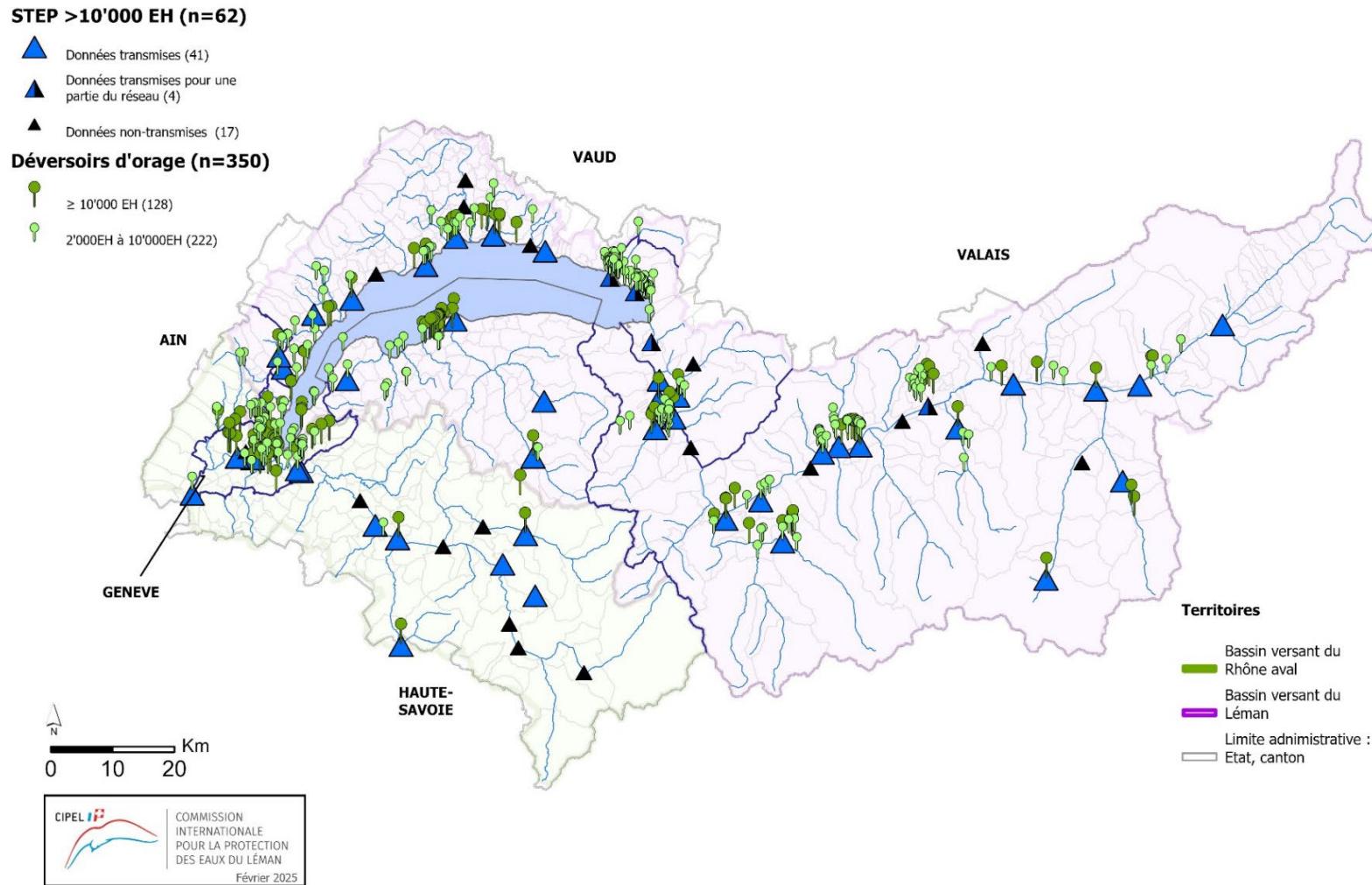


Figure 1 : Nombre de DO sur les réseaux des STEP de plus de 10'000 EH ayant répondu au questionnaire. Les DO d'une capacité nominale égale ou supérieure à 10'000 EH sont en bleu foncé et ceux d'une capacité nominale allant de 2'000 EH à 10'000 EH en bleu clair. Les STEP sont montrées dans un ordre décroissant, avec la STEP ayant le plus de DO à gauche.

Figure 1 : Number of WWTPs in networks with a capacity of more than 10,000 PE that responded to the questionnaire. WWTPs with a nominal capacity of 10,000 PE or more are shown in dark blue, and those with a nominal capacity of between 2,000 PE and 10,000 PE are shown in light blue. WWTPs are shown in descending order, with the WWTP with the most WWTPs on the left



Sources : BD CARTHAGE @IGN ; SWISSTOPO ; Cantons de Vaud, Valais, Genève, SIG, Direction des territoires de Haute-Savoie, Direction des territoires de l'Ain, Régie des Eaux Gessiennes

Figure 2 : Carte de la distribution des déversoirs d'orages (DO) de plus de 2'000 EH situés sur le territoire de la CIPEL. Les stations d'épurations (STEP) ayant transmis les données pour l'ensemble de leur réseau sont représentées par des triangles bleus, les STEP n'ayant pu fournir qu'une partie des données sont en bleu et noir et les STEP n'ayant pas transmis de données sont représentées par des petits triangles noirs. Les 350 DO géolocalisés sont séparés en deux catégories en fonction de leur capacité nominale en équivalent-habitants (EH).

Figure 2 : Map showing the distribution of storm overflows (SO) with a capacity of more than 2,000 PE located within the CIPEL territory. Wastewater treatment plants (WWTPs) that have submitted data for their entire network are represented by blue triangles, WWTPs that have only been able to provide partial data are shown in blue and black, and WWTPs that have not submitted any data are represented by small black triangles. The 350 geolocated CSOs are divided into two categories based on their nominal capacity in population equivalent (PE).

3.2.3 Positionnement des déversoirs d'orage sur les réseaux d'assainissement

Au total, 376 DO ont pu être localisés sur les réseaux, soit 99.7 % des DO identifiés par l'enquête. Une différence significative a été trouvée entre le positionnement des DO d'une capacité égale ou supérieure à 10'000 EH et ceux entre 2'000 et 10'000 EH ($X^2 = 41.83$, $p < 0.001$). Les DO de la première catégorie sont plus fréquemment localisés en entrée de STEP et sur le réseau en amont de la STEP, tandis que les DO de la deuxième catégorie se trouvent principalement sur le réseau en amont de la STEP et en station de pompage.

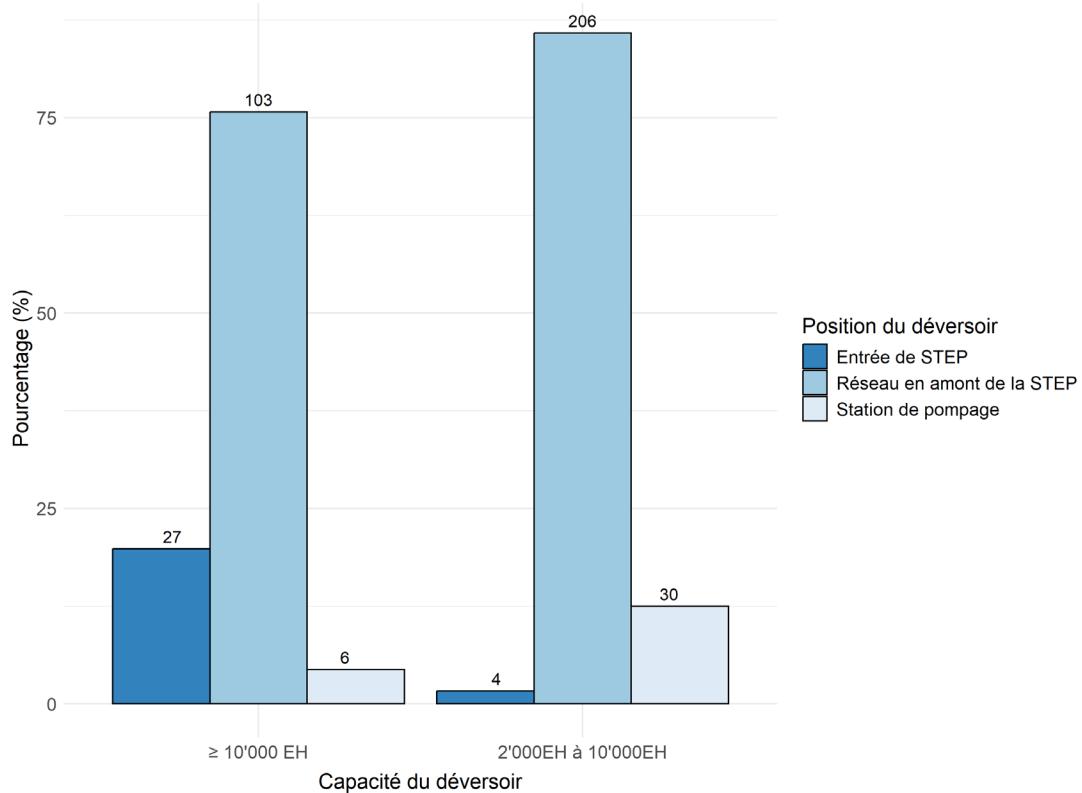


Figure 3 : Position des déversoirs d'orage (DO) sur le réseau d'assainissement en fonction de leur capacité nominale. Les DO situés en entrée de STEP sont en bleu foncé, les DO situés sur le réseau en amont de la STEP sont en bleu et les DO situés à des stations de pompage sont en bleu clair. L'axe des x montre les résultats par catégorie de taille de DO. L'axe des y indique le pourcentage de DO situé dans l'une des trois catégories précitées pour chaque catégorie de taille.

Figure 3 : Location of storm overflows (SOs) on the sewerage network according to their nominal capacity. SOs located at the inlet to WWTPs are shown in dark blue, SOs located on the network upstream of WWTPs are shown in blue, and SOs located at pumping stations are shown in light blue. The x-axis shows the results by CSO size category. The y-axis shows the percentage of CSOs in each of the three categories mentioned above for each size category.

3.2.4 Nombre de déversements annuels estimé par STEP

Sur les 41 STEP ayant des DO, 30 ont fourni des données sur le nombre de déversements annuels estimés pour chaque DO. Les données cumulées des déversements des DO pour chaque STEP sont présentées à la Figure 4. Les STEP avec le plus de déversements sont celles d'Annemasse-Ocybèle et de Thonon-les-Bains, toutes les deux comptabilisant plus de 450 déversements annuels.

3.2.5 Volume annuel déversé par les STEP

Parmi les 41 STEP disposant de DO, 28 ont fourni des données concernant le volume annuel déversé sur leur réseau (Figure 5). La STEP de Vidy se distingue avec plus de cinq millions de mètres cubes d'eau déversés par ses DO. Ce chiffre provient du jumeau numérique utilisé par la STEP de Vidy, selon lequel, sur le volume total déversé par ce réseau, cinq millions de mètres cubes sont rejetés par le DO situé à l'entrée de la STEP. Parmi ce volume, 460'000 mètres cubes correspondent à des eaux usées, le reste étant constitué d'eau claire. Par ailleurs, les stations d'Annemasse-Ocybèle et Thonon-les-Bains déversent chacune plus d'un million de mètres cubes d'eau par an via leurs DO.

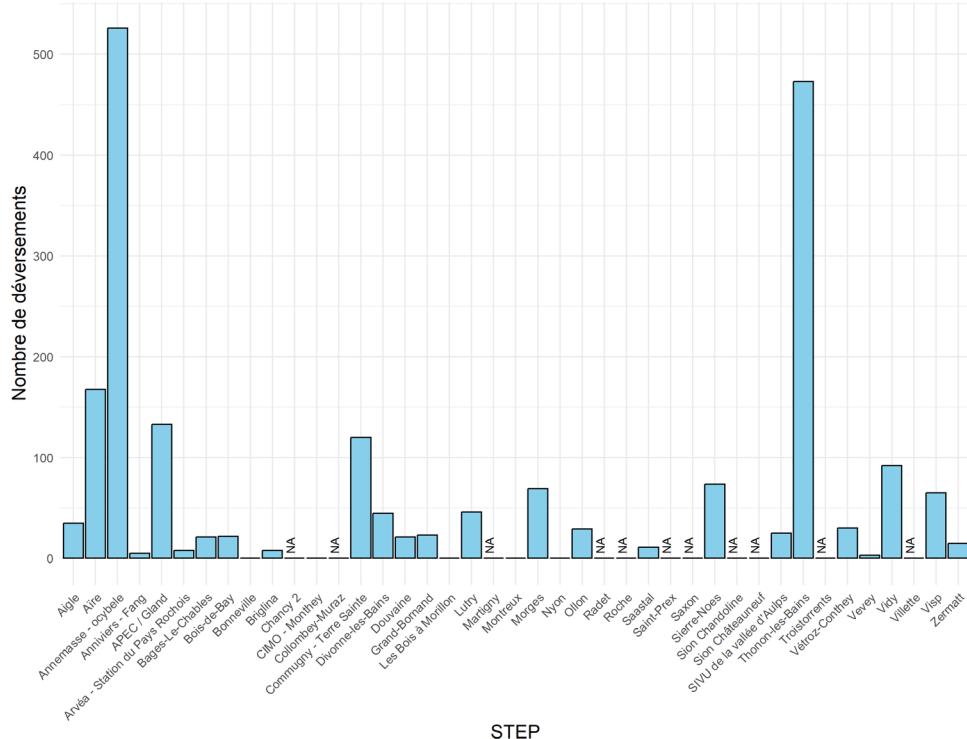


Figure 4 : Estimation du nombre de déversement annuel cumulé sur chaque réseau de STEP.

Figure 4 : Estimated cumulative annual spill volume for each WWTP network.

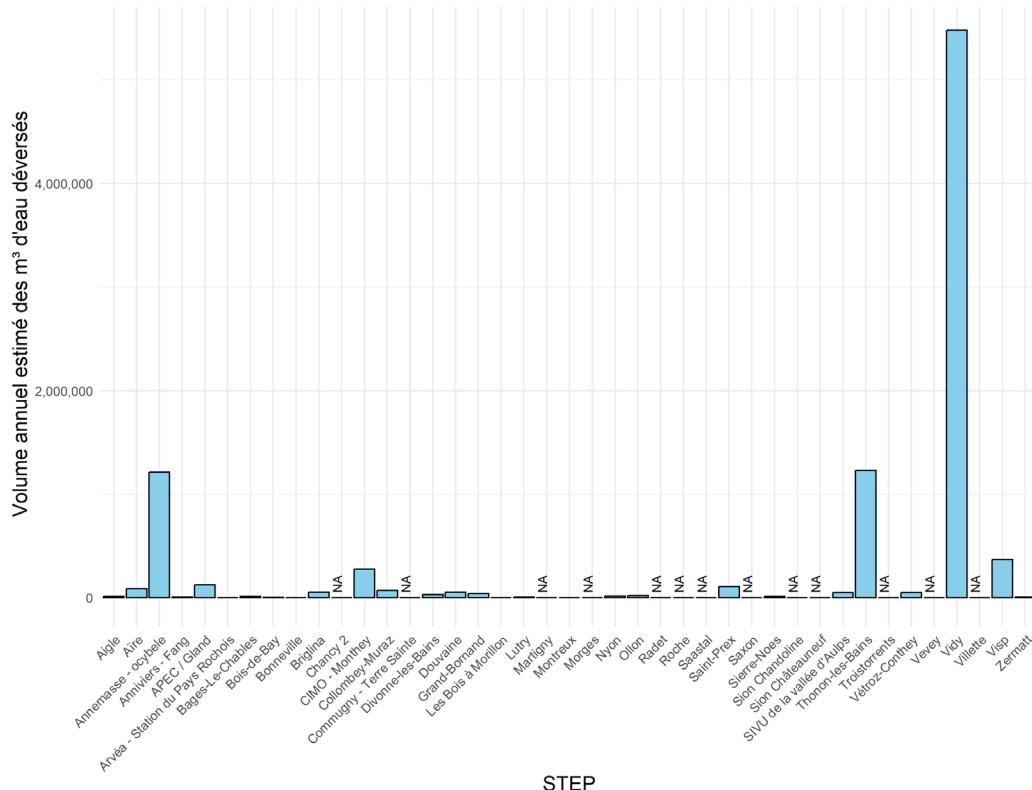


Figure 5 : Estimation du volume annuel cumulé déversé sur chaque réseau de STEP.

Figure 5 : Estimated cumulative annual volume discharged into each WWTP network.

3.2.6 Niveau d'équipement des déversoirs d'orage

Le niveau d'équipement de 363 DO a pu être connu, soit 96.2 % des 377 DO de plus de 2'000 EH recensés. Seules des informations générales ont été transmises pour le canton de Genève. Ainsi, les DO situés sur le réseau secondaire de ce canton ont tous été classifiés comme n'ayant pas d'équipement prévu et les DO du réseau primaire ont tous été considérés comme modélisés en raison de l'existence d'un jumeau numérique utilisé par les SIG. Il est probable qu'en réalité, certains déversoirs soient équipés différemment. Pour les DO des autres territoires, les données prises en compte sont celles qui ont été annoncées dans le questionnaire. En ce qui concerne la tendance générale, une légère augmentation du pourcentage de DO équipés est constatée à l'échelle du territoire de la CIPEL par rapport à 2015 (Figure 6). Les DO situés sur le réseau en amont de la STEP sont équipés dans 64.1 % des cas, contre 60.6 % et les DO en entrée de STEP sont équipés dans 74.2 % des cas, contre 72.5 % auparavant. La recommandation CIPEL de 2019 visait un taux de 100 %. L'objectif n'est donc pas atteint.

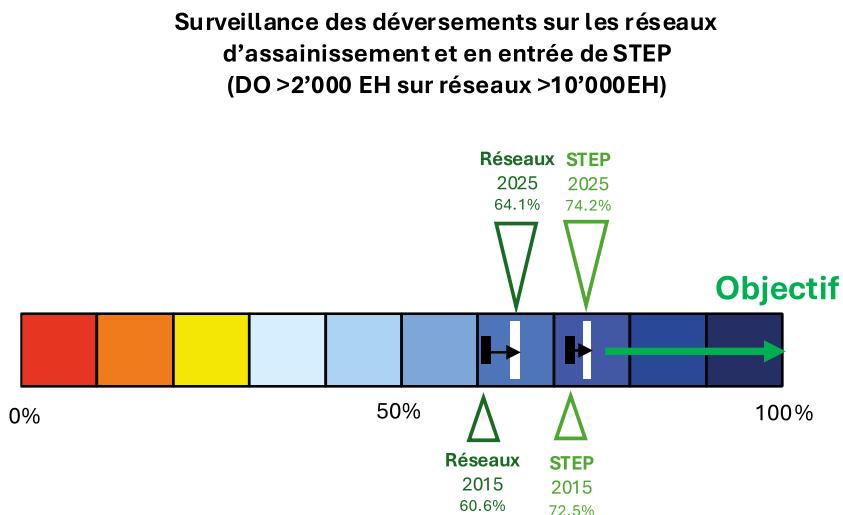


Figure 6 : Niveau d'équipement des DO sur les réseaux et entrée de STEP. La barrette noire représente la situation en 2015 et la barrette blanche représente la situation en 2025.

Figure 6 : Level of DO equipment on networks and at WWTP inlet. The black bar represents the situation in 2015, and the white bar represents the situation in 2025.

Une comparaison des résultats par pays a ensuite été réalisée montrant une différence marquée entre la France et la Suisse (Figure 7). En France, les DO d'une capacité nominale égale ou supérieure à 10'000 EH sont tous équipés d'un appareil de mesure de débit. En Suisse, 21 % des DO d'une capacité nominale égale ou supérieure à 10'000 EH sont équipés d'un appareil de mesure de débit, 37 % sont modélisés, 5 % sont équipés d'un détecteur de surverse, 8 % seront équipés, 20 % n'ont pas de nouvel équipement prévu et 9 % n'avaient pas de données sur l'équipement.

Les DO entre 2'000 EH et 10'000 EH sur le territoire français sont à 93 % équipés d'un appareil de mesure de débit et à 7 % équipés d'un détecteur de surverse. En Suisse, pour le même type de DO, 4.5 % sont équipés d'un appareil de mesure de débit, 12 % sont modélisés, 36 % sont équipés d'un détecteur de surverse, 6 % seront équipés, 39 % ne sont pas équipés et 2.5 % ne disposaient pas de données.

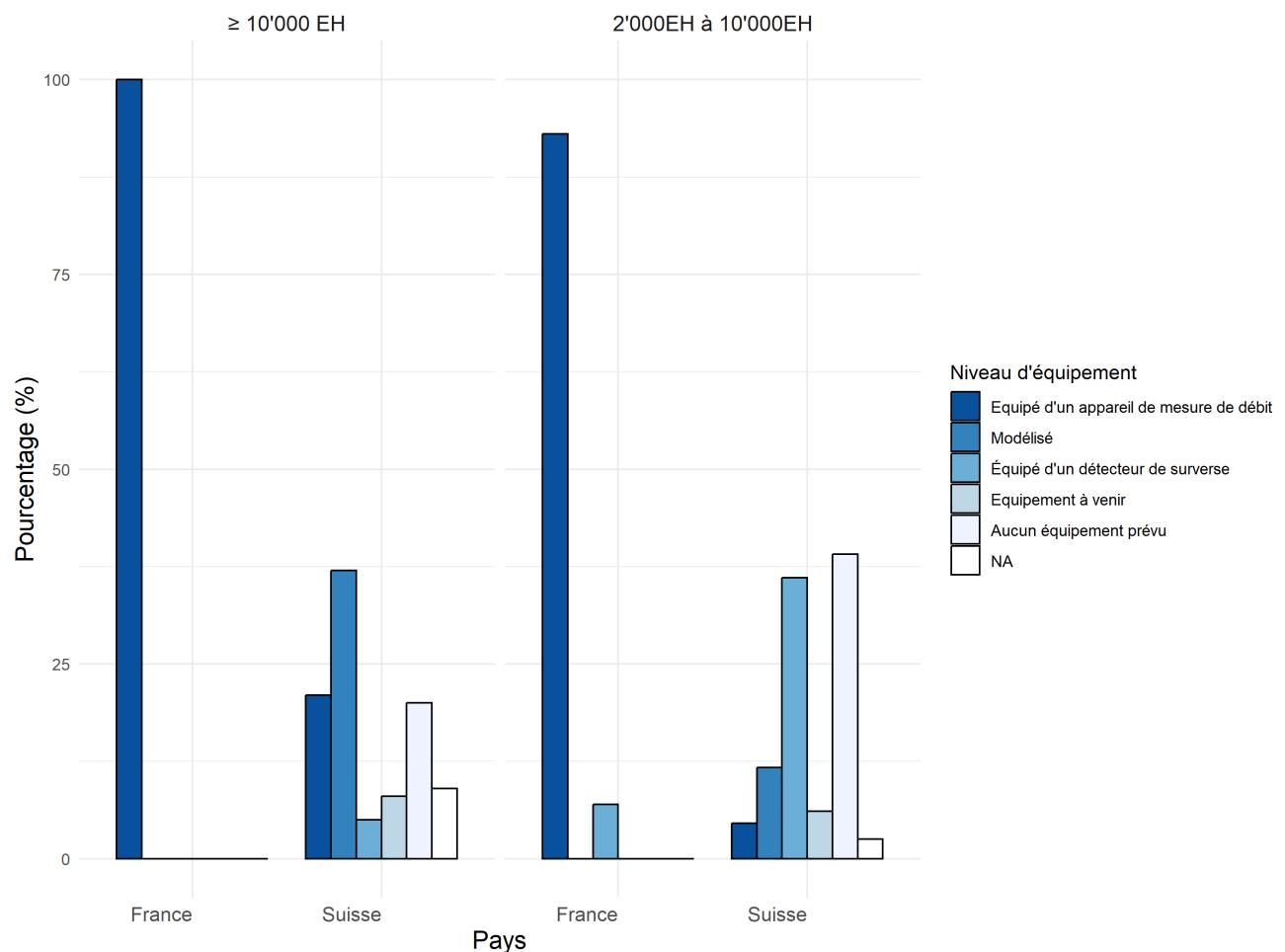


Figure 7 : Niveau d'équipement des déversoirs d'orage en fonction de leur taille et du pays (n=377).

Figure 7 : Level of equipment for storm overflows according to their size and country (n=377).

Enfin, en croisant les données sur l'équipement des DO et leurs informations de géolocalisation, une carte a été élaborée, montrant les DO qui satisfont à l'objectif d'équipement de la recommandation de 2019 (Figure 8). Pour rappel, cette recommandation stipule que les DO situés sur des réseaux d'une capacité supérieure à 10'000 EH doivent être équipés d'un débitmètre ou être modélisés. Parmi les 350 DO géolocalisés dans cette étude, 141 atteignent cet objectif, tandis que 209 ne le remplissent pas. Comme mentionné précédemment, la grande majorité des DO ne répondant pas à l'objectif se trouvent sur les territoires suisses.

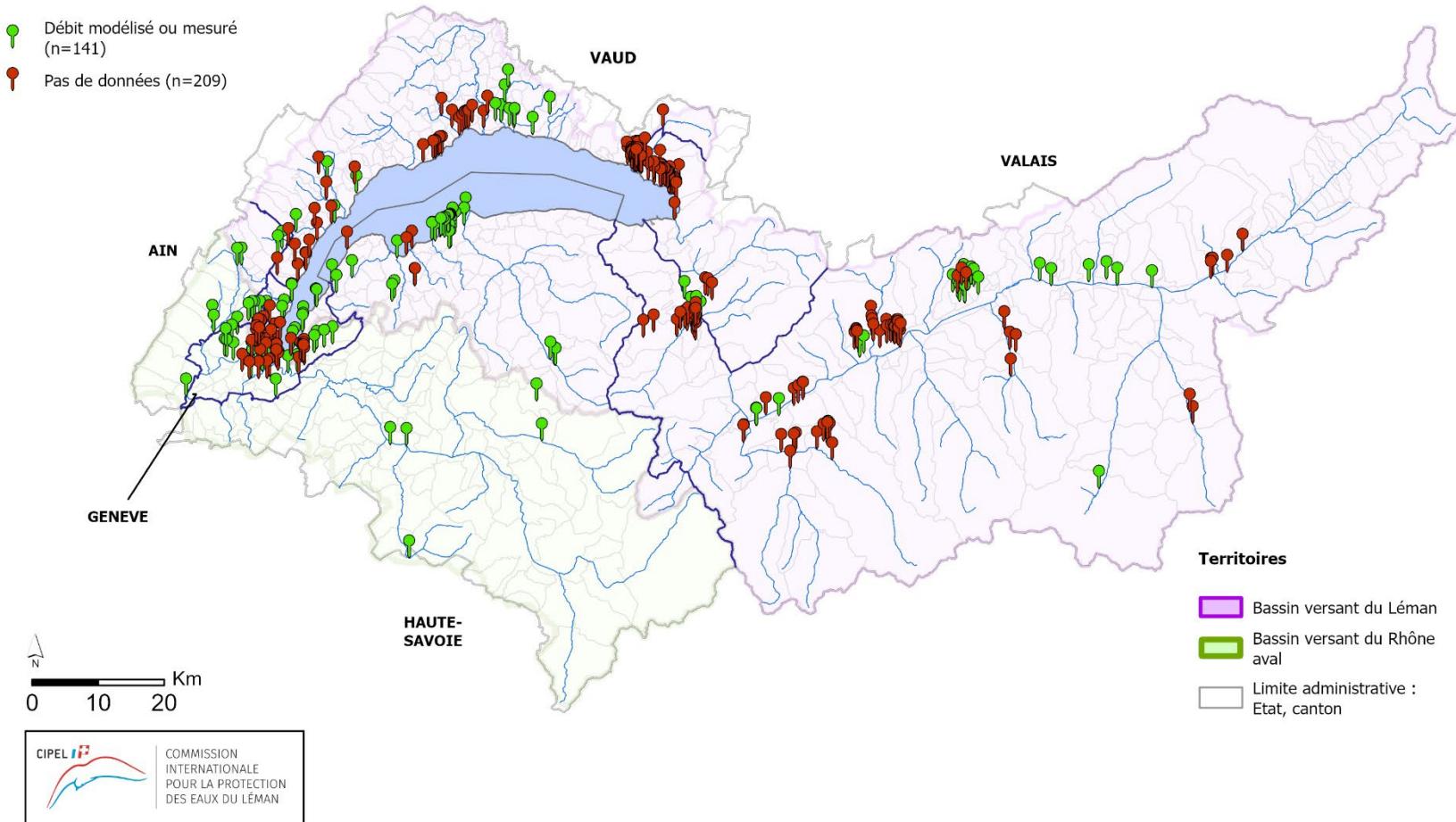
3.2.7 Année du dernier diagnostic réseau complet par STEP

En alignment avec l'article 12 de l'arrêté du 21 juillet 2015 et la recommandation de la CIPEL de 2019, nous avons demandé à chaque STEP de renseigner l'année du dernier diagnostic complet qui a été réalisé sur leur réseau. Le taux de réponse a été de 60 %. Au total, 42 % ont réalisé un diagnostic ces dix dernières années soit à partir de 2015, 18 % ne l'ont pas réalisé et 40 % n'ont pas donné de réponse (Figure 9). Parmi les STEP qui n'ont pas donné de réponse 89 % se situent en Suisse. De plus, cela ne prend pas en compte les STEP qui n'ont pas participé à l'enquête.

Afin de répondre au deuxième objectif de la recommandation CIPEL de 2019, une carte montrant la totalité des STEP (62) d'une capacité supérieure à 10'000 EH situées sur le territoire de la CIPEL a été réalisée (Figure 10). Cette carte permet de visualiser spatialement les STEP qui répondent à l'objectif de la recommandation CIPEL concernant les diagnostics de réseaux.

Déversoirs d'orage de plus de 2'000 EH disposant d'un suivi des débits (n=350)

- Débit modélisé ou mesuré (n=141)
- Pas de données (n=209)



Sources : BD CARTHAGE @IGN ; SWISSTOPO ; Cantons de Vaud, Valais, Genève, SIG, Direction des territoires de Haute-Savoie, Direction des territoires de l'Ain, Régie des Eaux Gessiennes

Figure 8 : Bilan de la recommandation CIPEL de 2019 - Niveau d'équipement des déversoirs d'orage de plus de 2'000 EH situés sur le territoire CIPEL (n=350). Les DO représentés en vert sont équipés d'un débitmètre ou modélisés et répondent aux exigences de la recommandation. Les DO, représentés en rouge, sont soit équipés d'un détecteur de surverse, pas équipés, ou ne disposaient pas de données. Ceux-ci ne répondent pas aux objectifs de la recommandation.

Figure 8 : Summary of the 2019 CIPEL recommendation - Level of equipment for storm overflows of more than 2,000 PE located in the CIPEL territory (n=350). The OO's shown in green are equipped with a flow meter or modeled and meet the requirements of the recommendation. Overflows shown in red are either equipped with an overflow detector, not equipped, or no data was available. These do not meet the objectives of the recommendation.

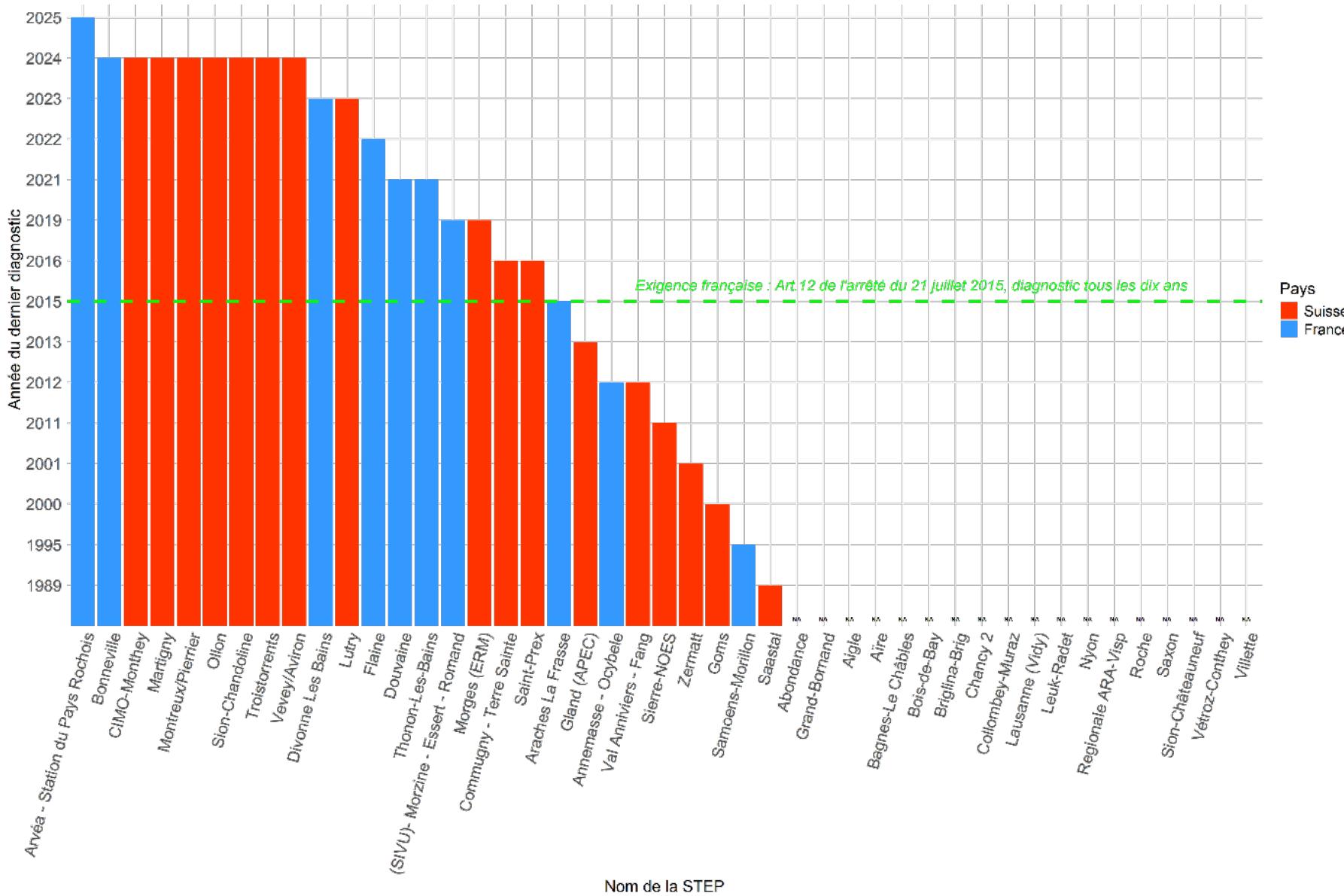
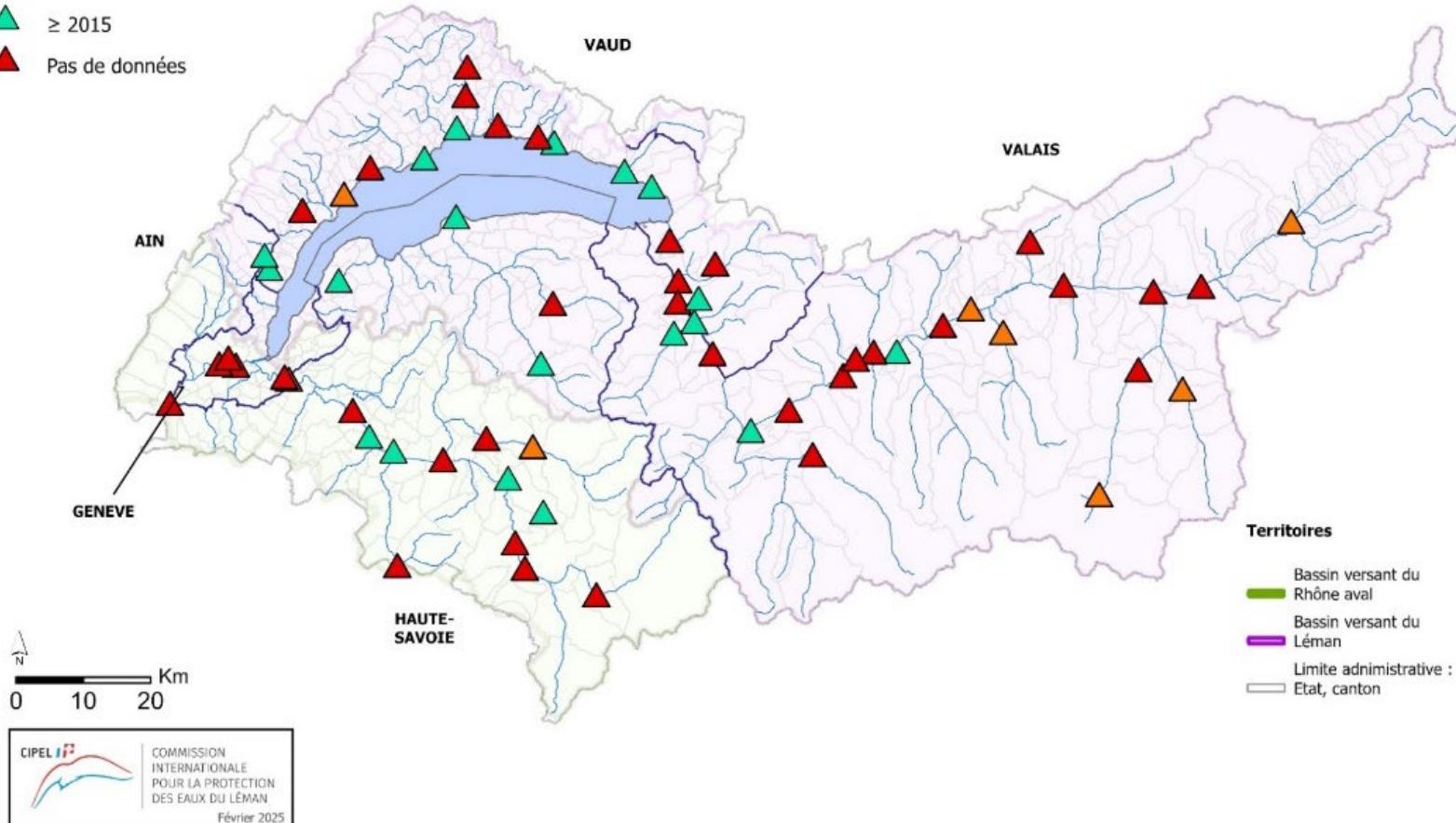


Figure 9 : Année du dernier diagnostic réseau complet réalisé sur chaque station d'épuration ayant participé au questionnaire ($n = 45$). Les barres rouges représentent les STEP suisses et les barres bleues les STEP françaises. La ligne verte en pointillés montre la limite des dix années, comme stipulé par les exigences légales françaises et la recommandation CIPEL de 2019. Les STEP n'ayant pas répondu à cette question sont mentionné avec la formule NA.

Figure 9 : Year of the last complete network diagnosis carried out at each wastewater treatment plant that participated in the questionnaire ($n = 45$). The red bars represent Swiss WWTPs, and the blue bars represent French WWTPs. The dotted green line shows the ten-year limit, as stipulated by French legal requirements and the 2019 CIPEL recommendation. WWTPs that did not respond to this question are marked with NA.

Année du dernier diagnostic
réseau complet réalisé sur les
STEP > 10'000 EH

- ▲ < 2015
- ▲ ≥ 2015
- ▲ Pas de données



Sources : BD CARTILAGE @IGN ; SWISSTOPO ; Cantons de Vaud, Valais, Genève, SIG, Direction des Territoires de Haute-Savoie, Direction des territoires de l'Ain, Régie des Eaux Gessines

Figure 10 : Bilan de la recommandation CIPEL de 2019 - Année du dernier diagnostic réseau complet. Carte de la distribution des stations d'épuration (STEP) d'une capacité nominale supérieure ou égale à 10'000 EH situées sur le territoire de la CIPEL. Les STEP ayant réalisé un diagnostic complet de leur réseau au cours des dix dernières années sont représentées par des triangles verts et atteignent les objectifs de la recommandation. Les STEP ayant réalisé un diagnostic réseau complet il y a plus de dix ans sont représentées en orange et les STEP pour lesquelles la date du dernier diagnostic complet du réseau est inconnue sont représentées en rouge. Ces deux dernières catégories ne répondent pas à l'objectif de la recommandation de réaliser un diagnostic au minimum tous les dix ans.

Figure 10 : Summary of the 2019 CIPEL recommendation – Year of the last comprehensive network assessment. Map showing the distribution of wastewater treatment plants (WWTPs) with a nominal capacity greater than or equal to 10,000 PE located within the CIPEL territory. WWTPs that have carried out a complete diagnosis of their network in the last ten years are represented by green triangles and meet the objectives of the recommendation. WWTPs that have carried out a complete network diagnosis more than ten years ago are shown in orange, and WWTPs for which the date of the last complete network diagnosis is unknown are shown in red. These last two categories do not meet the recommendation's objective of carrying out a diagnosis at least every ten years.

3.2.8 Fréquence d'entretien des déversoirs d'orage et des appareils de mesure

Nous avons pu obtenir la fréquence d'entretien des DO pour 88 % des 377 DO, soit 332 DO. Le graphique suivant montre la répartition en pourcentage du nombre de fois où les ouvrages sont entretenus par année. Deux catégories de taille sont distinguées, les DO d'une capacité nominale égale ou supérieure à 10'000 EH et les DO entre 2'000 EH et 10'000 EH. Plus de données ont été récoltées pour les DO de la deuxième catégorie de taille. Dans les deux catégories, la majorité des DO sont entretenus au moins une fois par année. Pour 20 % des DO de la première catégorie aucune donnée n'était disponible contre 6.7 % pour les DO plus petits. Sur les 377 DO identifiés, 186 DO disposent d'un équipement de mesure de débit ou d'un détecteur de surverse. Les résultats de l'enquête ont démontré qu'une grande majorité des DO équipés d'appareils de mesures bénéficient de contrôle pluriannuel de leur dispositif de mesure. Moins de 15 % des DO équipés sont contrôlés moins d'une fois par année pour les deux catégories de taille (Figure 11).

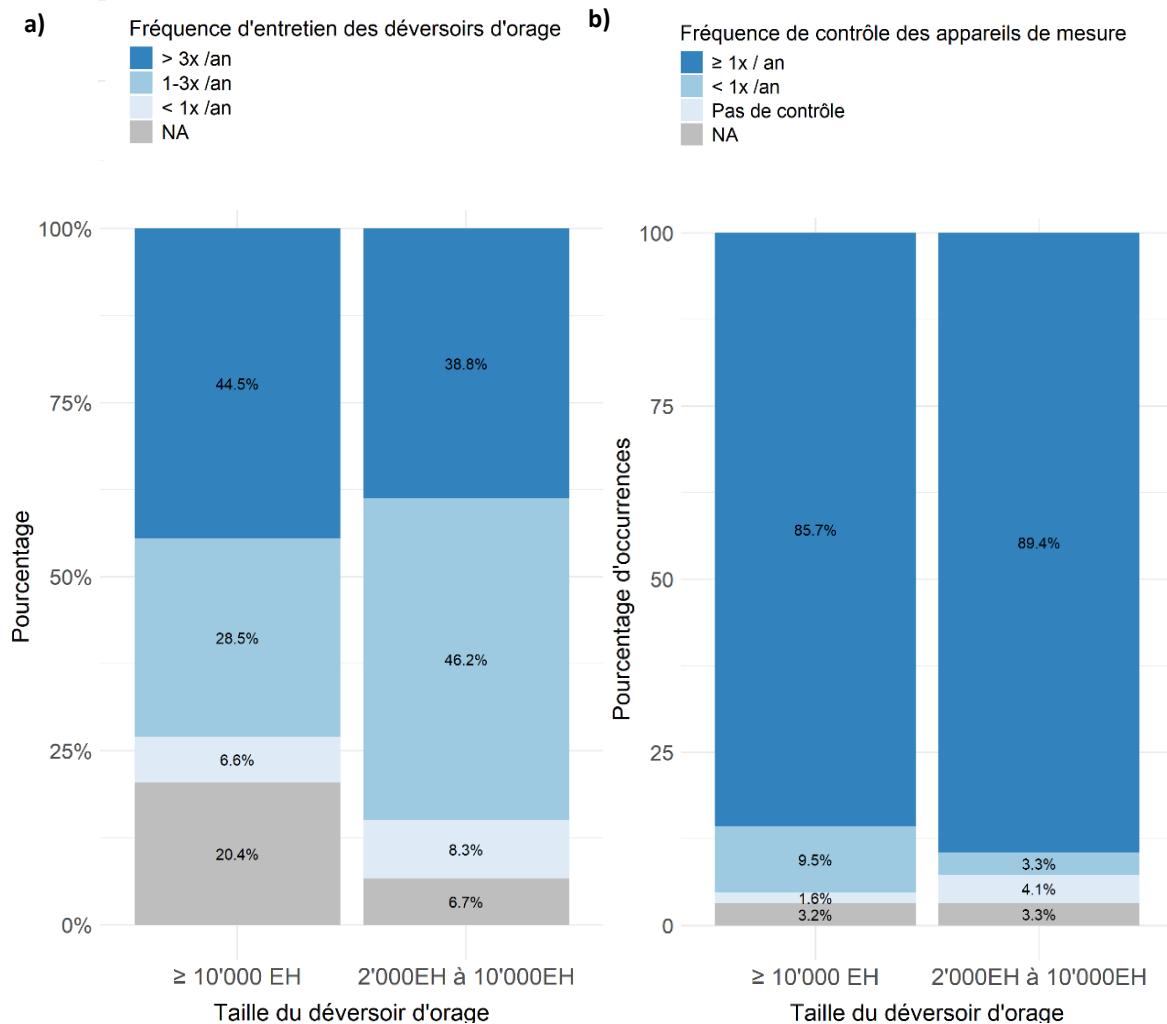


Figure 11 : Entretien des infrastructures (n=377). a) Fréquence de l'entretien des DO (n=377) ; b) Nombre de contrôles annuels des dispositifs de mesure sur les DO disposant d'un débitmètre ou d'un détecteur de surverse (n=186).

Figure 11 : Infrastructure maintenance (n=377). a) Frequency of OD maintenance (n=377); b) Number of annual checks of measuring devices on ODs equipped with a flow meter or overflow detector (n=186).

3.3 DISCUSSION DES RÉSULTATS DE L'ENQUÊTE

3.3.1 *Nombre de déversoirs d'orage*

L'enquête a permis de dénombrer 526 DO situés sur les réseaux d'une capacité supérieure à 10'000 EH. Parmi ceux-ci, 377 DO étaient d'une capacité supérieure à 2'000 EH et 350 ont pu être localisés. En termes de taille, 240 DO étaient d'une capacité inférieure à 10'000 EH et 137 d'une capacité supérieure à 10'000 EH. L'agrégation de ces données à cette échelle est unique, car les plans de gestion des eaux usées sont habituellement élaborés au niveau des communes, des communautés de communes ou du bassin versant du réseau. Toutefois, il est nécessaire de nuancer ces données car le nombre réel de DO situés sur le territoire CIPEL est supérieur.

Le nombre de DO recensés, soit 526, est inférieur aux 637 DO dénombrés par l'étude CIPEL de 2015. Cela s'explique par le fait que l'étude visait uniquement les DO supérieurs à 2'000 EH dans les réseaux de plus de 10'000 EH alors que l'étude de 2015 visait tous les DO situés sur les réseaux d'une capacité supérieure à 2'000 EH, soit un échantillon plus grand. Au sein de l'échantillon visé, seul un taux de participation de 72.5 % à l'enquête a été observé. Un certain nombre de DO n'ont donc pas pu être identifiés sur les réseaux des STEP n'ayant pas participé. Parmi les répondants, les données étaient parfois partielles voire manquantes, notamment lorsque les données étaient réparties entre les communes rattachées au réseau. Cette situation a rendu la collecte des données plus complexe et n'a permis de restituer qu'une vision partielle de certains réseaux. De plus, même parmi les résultats obtenus, il est possible que certaines données soient inexactes ou incomplètes sans que nous puissions les identifier. Compte tenu de tout cela, il est évident que la quantité totale de DO situés sur le territoire de la CIPEL est supérieure au chiffre avancé par notre étude.

De plus, la quantité de DO ne donne pas d'informations sur leur activité. Un grand nombre de DO ne signifie pas nécessairement qu'il y a une grande quantité de déversements ou un flux important de polluants. Il est donc essentiel de disposer de données détaillées sur leur fonctionnement pour identifier les DO les plus problématiques en termes de rejets polluants et d'impact sur les écosystèmes. Cela souligne l'importance de surveiller et d'entretenir le fonctionnement des DO à l'aide de modèles ou d'appareils de mesure.

3.3.2 *Taille et géolocalisation des déversoirs d'orage*

Certaines STEP disposent principalement de DO d'une capacité supérieure à 10'000 EH, d'autres ont majoritairement des DO inférieurs à cette capacité, tandis que certaines présentent un mix des deux. Malgré cette hétérogénéité, les résultats ont démontré une différence significative de la localisation des DO sur le réseau en fonction de leur taille. Les DO de plus de 10'000 EH se trouvent proportionnellement plus souvent à l'entrée des STEP que ceux de taille inférieure, qui sont principalement situés sur le réseau en amont de la STEP ou, dans une moindre mesure, dans des stations de pompage. La position des plus grands DO en tête des STEP peut s'expliquer par leur rôle de dernière ligne de sécurité avant les infrastructures de traitement. Étant situés en fin de réseau, ils collectent toutes les eaux provenant du réseau, ce qui entraîne probablement des volumes plus importants que ceux rencontrés dans les sections situées plus en amont.

La carte montrant la position des DO a permis de montrer les différences de densité qu'il y a entre les différentes STEP. Elle rend visible que certaines STEP contiennent beaucoup plus de DO que d'autres. La carte offre une vue d'ensemble de la localisation des DO sur le territoire de la CIPEL. Ceux-ci semblent se concentrer à proximité des STEP auxquels ils sont associés, généralement proches des cours d'eau et du Léman. La densité des DO est plus élevée dans les zones urbaines comme Genève et Lausanne, probablement en raison d'un nombre plus élevé de ménages raccordés. La région de la Riviera, entre Vevey et Montreux, se distingue par un grand nombre de DO inférieurs à 10'000 EH, la raison n'a pas pu être identifiée. Finalement, nous constatons un manque de données pour la région du bassin versant du Rhône aval, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation de la densité des DO supérieurs à 2'000 EH dans cette région.

3.3.3 *Déversements*

Deux STEP se distinguent par leur nombre de déversements annuels comptabilisés sur leur réseau, celles d'Annemasse et Thonon-les-Bains. Notons que ces deux STEP font également partie des cinq stations ayant le plus de DO sur leur réseau. Ces deux STEP déversent également plus de volume d'eau par année via leurs DO que les autres STEP à l'exception de celle de Vidy à Lausanne, dont les rejets sont bien supérieurs à tous les autres réseaux. La STEP de Vidy a précisé avoir comptabilisé le volume total déversé, la quantité annoncée comprend donc les eaux claires et les eaux usées et se base sur un modèle.

Bien que les données recueillies offrent une vue d'ensemble des tendances des déversements sur le territoire de la CIPEL, il serait peu pertinent de faire des comparaisons sans une étude plus approfondie. Les résultats présentés dans ce travail donnent une vue générale de la situation. Toutefois, dès que des données locales sont comparées, il est nécessaire de prendre en compte que différentes méthodologies ont été appliquées pour la récolte des données par les gestionnaires. Celles-ci varient selon plusieurs facteurs, tels que les modèles utilisés pour calculer les débits, les outils de mesure employés, leur entretien, la fiabilité des appareils de mesure et la période de mesure. Par exemple, la station d'Annemasse a fourni des données pour l'année 2023. Comparer les déversements d'une station dont les mesures sont réalisées sur une année spécifique à ceux d'une autre station ayant calculé ses données sur une période plus longue serait inapproprié en raison de la variation annuelle des précipitations.

De plus, des données manquent pour plusieurs réseaux, soulignant le manque de données disponibles sur les déversements et la difficulté d'obtenir des données complètes permettant de donner une vision globale de la dynamique des déversements annuels sur le territoire de la CIPEL. Le nombre de déversements et les volumes rejetés annuellement sont donc sous-estimés. Enfin, la composition des déversements varie d'un réseau à l'autre, tant en termes de dilution que de charge polluante, et dépend aussi de l'intensité des pluies. L'impact des déversements en termes de flux de polluants n'est pas mesurable sur la base des données récoltées mais le nombre de déversements et les volumes déversés permettent tout de même de donner un ordre de grandeur.

3.3.4 Niveau d'équipement

La différence dans le niveau d'équipement entre la Suisse et la France se constate pour les deux catégories de taille de DO. En France, la quasi-totalité des DO recensés sont équipés d'un débitmètre, ceux qui ne le sont pas sont tous inférieurs à 10'000 EH et bénéficient d'un détecteur de surverse. Ce résultat peut s'expliquer par les réglementations en vigueur qui exigent que tous DO d'une capacité nominale supérieure à 2'000 EH soit équipés d'un débitmètre ou soit modélisé en France.

En Suisse, les DO supérieurs à 10'000 EH sont proportionnellement plus souvent équipés d'un appareil de mesure de débit ou modélisés que les DO d'une capacité inférieure qui, lorsqu'ils sont équipés, ont principalement un détecteur de surverse. Une part importante des DO ne sont pas équipés ou ne disposent d'aucune donnée. A l'exception du canton du Valais qui impose l'équipement de débitmètre ou de modélisation pour les DO d'une capacité supérieure à 10'000 EH, les réglementations en vigueur en Suisse n'exigent pas d'équipements pour les DO. L'équipement des DO dépend donc des restrictions locales ou des efforts supplémentaires mis en place par les gestionnaires.

En ce qui concerne l'évolution de la situation par rapport à 2015, les résultats sur l'équipement en appareils d'autosurveillance des DO sur le réseau et en entrée de STEP montrent une légère augmentation du nombre de DO équipés à l'échelle du territoire de la CIPEL. En France, la majorité des DO sont dotés de débitmètres, tandis que ceux qui ne disposent pas de cet appareil sont équipés de détecteurs de surverse. En Suisse, le nombre de DO équipés est largement inférieur, ceci s'explique certainement par l'absence d'exigences légales à ce niveau. Afin d'augmenter le taux global de DO équipés sur le territoire de la CIPEL, les efforts doivent se concentrer sur les territoires suisses.

3.3.5 Entretien des déversoirs d'orage et des équipements de mesure

En France, un diagnostic du réseau doit être réalisé au moins tous les dix ans. Les résultats ont montré que la majorité des STEP françaises ayant participé à l'enquête a respecté cette exigence (Figure 9). En Suisse, bien qu'il n'existe pas de prescription légale concernant le renouvellement périodique des diagnostics, les données doivent être régulièrement mises à jour dans le PGEE. Parmi les STEP suisses, 33 % ont effectué un diagnostic au moins une fois au cours des dix dernières années, 18 % n'ont pas réalisé de diagnostic, et 48 % n'ont pas fourni de réponse à cette question. Comme pour l'équipement, la différence entre les deux pays pourrait s'expliquer par les exigences légales en vigueur. La carte présentée à la Figure 10 permet toutefois de nuancer les résultats.

En ce qui concerne l'entretien des DO et des appareils de mesure, les données ont été analysées à l'échelle du bassin versant. Bien qu'environ 70 % des DO supérieurs à 10'000 EH bénéficient d'un entretien au moins une fois par an, les résultats montrent qu'aucune information sur la fréquence d'entretien n'est disponible pour 20 % d'entre eux. Il est d'autant plus surprenant que les données concernant les DO inférieurs à 10'000 EH soient proportionnellement plus complètes, avec moins de 7 % de données manquantes sur leur fréquence d'entretien. De plus, 85 % des DO de cette catégorie sont entretenus au moins une fois par an, ce qui dépasse le taux d'entretien observé pour la catégorie des DO supérieurs à 10'000 EH.

Cette différence est difficilement explicable avec les données à disposition. Nous pouvons tout de même supposer que les déversoirs de taille inférieure à 10'000 EH sont peut-être plus sujets à des obstructions par des objets et moins bien équipés en appareils d'autosurveillance, ce qui pourrait amener les gestionnaires à se déplacer plus fréquemment pour les entretenir ou les surveiller car moins de données sont disponibles à distance. Pour les déversoirs équipés d'un débitmètre ou d'un détecteur de surverse les fréquences de contrôle des appareils de mesure sont relativement similaires entre les deux catégories de taille. Les résultats démontrent tout de même une légère diminution générale de contrôle pour les DO de taille inférieure.

3.3.6 Point sur la recommandation CIPEL de 2019

Concernant les diagnostics périodiques à réaliser tous les dix ans sur les réseaux d'assainissement de plus de 10'000 EH, la directive de la CIPEL est alignée avec la législation française en vigueur depuis 2020. En Suisse, les cantons de Genève, Vaud et Valais ne prévoient aucune obligation légale de périodicité pour le diagnostic des réseaux. Cela se confirme dans les résultats de l'enquête qui montrent que la majorité des STEP françaises ayant participé à l'enquête ont réalisé un diagnostic au cours des dix dernières années. En Suisse, seulement 33 % des STEP participantes ont affirmé avoir réalisé un diagnostic complet durant cette même période, ce qui reflète l'écart entre les deux pays, probablement dû aux différences législatives. Toutefois, un manque de données existe à l'échelle du territoire de la CIPEL, empêchant ainsi d'évaluer clairement si l'objectif de la recommandation de 2019 est réellement atteint, autant en France qu'en Suisse (Figure 10).

La même situation est observée pour le second objectif de la recommandation concernant la mise en place d'un diagnostic permanent météorologique ou modélisé sur les réseaux supérieurs à 10'000 EH. En France, la législation impose l'équipement des DO pour les réseaux de plus de 2 000 EH, tandis qu'en Suisse, seul le canton du Valais impose l'équipement de débitmètre pour les DO qui déversent une quantité importante de pollution par temps de pluie. La synthèse des cadres légaux en vigueur ainsi que les résultats de l'enquête confirment l'écart qui existe aujourd'hui entre les deux pays. Actuellement, les résultats montrent que la directive de la CIPEL est respectée en France pour la grande majorité des STEP ayant participé à l'enquête. En Suisse, la situation actuelle n'atteint aucun des deux objectifs de la recommandation CIPEL de 2019.

3.3.7 Limites de l'étude et perspectives

Les gestionnaires des réseaux d'assainissement disposaient d'un délai de moins de deux mois pour répondre au questionnaire. Ce délai, court et coïncidant avec la période de fin d'année, a pu réduire le taux de réponse ou affecter la quantité et la qualité de données qui ont été fournies par les répondants. Néanmoins, cela a pu mettre en lumière les stations d'épuration (STEP) pour lesquelles les données sont complètes et disponibles rapidement. Les différences de gestion des données, selon les territoires (cantons, départements, communes), ont également constitué une limite dans la collecte des informations. Certains réseaux sont administrés de façon centralisée, tandis que d'autres sont gérés par plusieurs parties, avec une gestion des données variée. Dans ce second cas, il a été difficile de collecter l'intégralité des données, ce qui a conduit à une obtention partielle pour certains réseaux.

Bien que le taux de réponse global ait atteint 72.5 %, le taux de réponse aux différentes questions a varié en fonction des données disponibles pour chaque DO et chaque question. Par conséquent, certaines données étaient parfois incomplètes ou manquantes, même parmi les répondants. Les informations disponibles restent, selon les cas, peu précises et incomplètes, notamment sur l'aspect des déversements et des volumes déversés. En l'état, les données récoltées sur les déversements sont à interpréter avec précaution mais permettent de montrer des tendances.

Un potentiel d'analyse plus approfondie existe avec les données récoltées. Il serait pertinent d'examiner la situation à l'échelle locale et de comparer les résultats entre cantons et départements. Cela permettrait d'identifier les régions qui ont le plus grand potentiel d'amélioration en termes d'alignement avec les recommandations de la CIPEL. De plus, les coordonnées des points de rejet des DO, bien qu'elles aient été collectées, n'ont pas été exploitées. Une carte indiquant ces points en fonction de la position des DO pourrait être réalisée, ainsi que d'autres cartes illustrant les DO équipés et non équipés, le nombre de déversements par DO, ou encore le volume déversé par DO. Au-delà des données récoltées, l'enquête pourrait être répétée à intervalles réguliers dans les prochaines années afin de suivre l'évolution des pratiques des gestionnaires des réseaux d'assainissement. Une étude approfondie sur les déversements et les volumes déversés pourrait permettre de réaliser un modèle à l'échelle du territoire de la CIPEL démontrant les flux de polluants potentiels selon différents scénarios (temps secs, pluies moyennes, fortes pluies).

4. CONCLUSION

Les flux de polluants déversés par les DO sur le territoire de la CIPEL sont une zone d'ombre qu'il convient d'éclaircir. Cet enjeu est particulièrement crucial face au réchauffement climatique, qui entraînera des événements exceptionnels plus fréquents, tels que des fortes précipitations pouvant amener à un changement des flux transitant par les réseaux d'assainissement. Le suivi des DO et la mise en place d'actions concrètes permettant de réduire les flux de polluants déversés dans l'environnement par ces ouvrages constitue un enjeu central touchant autant la santé des écosystèmes que la santé humaine. Pour y parvenir, il est nécessaire d'avoir les données adéquates qui reflètent au maximum la réalité du terrain. Cela comprend par exemple le nombre de DO, leurs fonctionnements ou l'accessibilité aux données existantes sur ceux-ci. Par la réalisation de ce travail, la CIPEL a souhaité réunir des données qui étaient pour la plupart conservées dans la limite des frontières administratives des différents territoires. En réalisant une enquête, il a été possible d'acquérir des nouvelles connaissances sur la situation actuelle dans le bassin versant lémanique et le bassin versant du Rhône aval jusqu'à sa sortie de Suisse.

Ce travail a tout d'abord permis de recenser 526 DO dont 377 d'une capacité de plus de 2'000 EH sur les 62 réseaux d'assainissement principaux du territoire. Bien que sous-estimées, ces valeurs donnent une première estimation concrète du nombre de DO existants. Grâce aux données de géolocalisation, la première carte localisant 350 DO a été réalisée, offrant ainsi une bonne vision d'ensemble de leur répartition géographique. La carte est un support de communication facilement compréhensible par le grand public, offrant ainsi la possibilité de communiquer sur cette thématique.

La synthèse des lois sur les déversements d'eaux usées par temps de pluie couplée aux résultats de l'enquête a révélé un écart de gestion des DO entre la France et la Suisse. En France, les réglementations ont été renforcées à plusieurs reprises depuis 2020, exigeant un suivi renforcé des déversements d'eaux usées par temps de pluie. En Suisse, les exigences n'ont pas évolué depuis l'étude de 2015, et aucune révision n'est prévue à ce jour. De plus, cet écart pourrait s'accentuer avec la révision de la directive européenne sur les eaux usées urbaines, qui entraînera des contraintes encore plus strictes en France.

L'influence des divers cadres législatifs en vigueur s'est également reflétée dans les résultats de l'enquête. Celle-ci a révélé que les DO en France sont mieux équipés en appareils de mesure et que les diagnostics complets des réseaux sont réalisés plus souvent en France. Ces résultats ont également permis de voir si les objectifs de la recommandation CIPEL de 2019 avaient été atteints. Les territoires français se rapprochent des deux objectifs de la recommandation CIPEL de 2019, ce qui n'est pas le cas des territoires suisses. On constate toutefois une légère amélioration du nombre de DO équipés sur le territoire de la CIPEL par rapport aux résultats de l'enquête de 2015.

Les données récoltées sur les déversements et les volumes annuels déversés ont permis d'identifier quelques tendances, telles que certains réseaux ayant le plus grand nombre de déversements et de volumes déversés. Toutefois, l'interprétation de ces résultats demeure limitée en raison du manque de données complètes et des méthodologies variées appliquées par les gestionnaires des réseaux d'assainissement. Une harmonisation des méthodes et des pratiques de gestion serait nécessaire pour pouvoir comparer ces données entre elles. Cela permettrait de mieux appréhender la dynamique des déversements sur le territoire CIPEL et de pouvoir modéliser les flux de polluants déversés chaque année. Un modèle complet avec des données standardisées permettrait d'identifier les éventuels points chauds sur lesquels il faudrait prioriser des actions dans une optique de réduction des flux.

Un changement de paradigme de gestion des DO est en cours. Longtemps cantonnée aux limites administratives des communes, elle tend à être de plus en plus axée à l'échelle des bassins versants. On constate aussi une prise de conscience de l'importance d'une gestion optimisée, fondée sur la collecte de données précises à l'aide d'appareils de mesure et de modèles. Depuis 2024, les exigences françaises ne demandent plus uniquement un suivi des déversements, mais également que les flux de polluants déversés ne dépassent plus un certain seuil.

En conclusion, les résultats ont montré que les territoires suisses ne suivent pas la recommandation de la CIPEL de 2019, tandis qu'un cadre légal plus strict en France a permis de se rapprocher des objectifs proposés par la CIPEL. Par ailleurs, bien que les directives européennes visent un renforcement du cadre législatif dans les prochaines années, aucune réforme n'est prévue en Suisse, creusant ainsi un écart déjà existant de gestion entre la Suisse et les pays de l'Union européenne.

Un renforcement législatif, offrant des outils concrets aux professionnels de la protection et de la gestion des eaux en Suisse, semble vivement recommandé et même demandé, comme en témoigne la publication de la directive du VSA, elle-même inspirée des directives européennes. Il est essentiel d'intégrer pleinement les DO dans la politique de gestion des eaux afin de traiter de manière exhaustive les problématiques de pollution des eaux sur le territoire de la CIPEL. Un cadre légal plus exigeant et harmonisé, sur lequel les territoires suisses peuvent s'appuyer et s'inspirer, existe déjà. Il incombe donc aux autorités compétentes de sensibiliser à cette question et de mettre en œuvre une politique ambitieuse visant à réduire les déversements d'eaux usées dans l'environnement, à l'image de ce qui a été fait avec les STEP et l'amélioration des techniques de traitement des eaux au cours des dernières décennies.

REMERCIEMENTS

La CIPEL remercie l'ensemble des territoires partenaires pour leur précieuse collaboration, notamment pour avoir facilité les prises de contacts avec les responsables des différents territoires et pour leur rôle dans la constitution du groupe de travail qui a co-piloté ce projet. Les territoires partenaires incluent la direction départementale de Haute-Savoie, la direction départementale de l'Ain en France, ainsi que les cantons de Genève, Vaud et Valais en Suisse. La CIPEL remercie également l'Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA) pour sa participation au sein du groupe de travail. Les remerciements vont également au Service Industriel Genevois (SIG) pour la mise à disposition des données concernant le canton de Genève, ainsi qu'à la Régie des Eaux Gessiennes pour les données relatives au réseau d'assainissement du département de l'Ain. Enfin, la CIPEL remercie toutes les communes qui ont également partagé leurs données pour améliorer la complétude et la représentativité de l'étude.

BIBLIOGRAPHIE

ACTES LÉGISLATIFS

Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1.2 kg/j de DBO5. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000031052756/>

Arrêté préfectoral du 31 mai 2013 relatif à l'organisation de la police de l'eau dans le département de l'Ain. Préfet de l'Ain. https://www.ain.gouv.fr/index.php/contenu/telechargement/8272/76766/file/ArreteDIGWarsmannA_presConsultationPublic.pdf

Arrêté préfectoral du 11 décembre 2013 relatif à l'organisation de la police de l'eau dans le département de Haute-Savoie (n° 2013345-0013). Préfet de la Haute-Savoie. https://www.auvergne-rhone-alpes.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/20131211-DEC-74-RepartitionCompetencesCPE-S_COM cle2ee2dd.pdf

Code général des collectivités territoriales (CGCT) du 24 février 1996. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/texte_lc/LEGITEXT000006070633

Directive (UE) 2024/3019 du Parlement européen et du Conseil du 27 novembre 2024 relative au traitement des eaux résiduaires usées urbaines (refonte). Parlement européen et Conseil de l'Union européenne. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32024L3019>

Directive sur la Gestion des autocontrôles des stations d'épuration de 2006. Canton du Valais.

Constitution fédérale de la Confédération suisse (Cst. ; RS 101) du 18 avril 1999 (État le 3 mars 2024). Assemblée fédérale de la Confédération suisse. <https://www.fedlex.admin.ch/eli/oc/1999/404/fr>

Loi fédérale sur la protection des eaux (LEaux ; RS 814.20) du 24 janvier 1991 (État le 1^{er} février 2023). Assemblée fédérale de la Confédération suisse. https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1992/1860_1860_1860/fr

Loi cantonale sur la protection des eaux (LcEaux ; 814.3) du 15 mai 2013. Grand Conseil du canton du Valais. https://lex.vs.ch/app/fr/texts_of_law/814.3/versions/211

Loi sur la protection des eaux contre la pollution (LPEP ; 814.31) du 17 septembre 1974. Grand Conseil du Canton de Vaud. <https://www.lexfind.ch/fe/fr/tol/21716/fr>

Loi sur les eaux (LEaux-GE ; L2 05) du 5 juillet 1961. Grand Conseil de la République et canton de Genève. <https://www.lexfind.ch/fe/fr/tol/31663/fr>

Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux ; RS 814.201) du 28 octobre 1998 (État le 1^{er} janvier 2025). Conseil fédéral suisse. https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/fr

LITTÉRATURE / DOCUMENTS OFFICIELS

Association suisse des professionnels de la protection des eaux (VSA) (2025). Gestion du système global Réseau d'assainissement – STEP – milieu récepteur. Directive.

Breil, P., Joannis, C., Raimbault, G., Brissaud, F., & Desbordes, M. (1993). Drainage des eaux claires parasites par les réseaux sanitaire. De l'observation à l'élaboration d'un modèle prototype. *La Houille Blanche*, (1), 45-58.

Canton de Vaud (2021). Micropolluants dans les stations d'épuration vaudoises. https://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/accueil/fichiers_pdf/2021_juillet_actus/Rapport-micropolluants-STEP-final-pages-individuelles.pdf

Canton de Genève (n.d). La gestion des eaux en zones bâties. <https://www.ge.ch/dossier/geneve-canton-eau/eau-dans-territoire/gestion-eaux-zones-baties>

Canton du Valais (2021). Aide à l'exécution cantonale : Exploitation et contrôle des stations d'épuration communales (STEP). <https://www.vs.ch/web/sen/step>

Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) (2021). CAP sur le Léman 2030 - Plan d'action 2021-2030. <https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2021/06/plan-action-cipel-format-a4-vf.pdf>

Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL) (2024). Tableau de Bord technique 2024. <https://www.cipel.org/wp-content/uploads/2024/12/cipel-tb-v2024-vf.pdf>

Frammery, C. (2017). Se baigner dans le Léman, toute une histoire. Le Temps. <https://www.letemps.ch/societe/se-baigner-leman-toute-une-histoire>

Genin, B., Chauvin, C., & Ménard, F. (2003). Cours d'eau et indices biologiques : pollution, méthodes, IBGN. Educagri éditions.

Lazzarotto, J. (2005). Evolution physico-chimique du Léman. Arch. Sci, 8, 175.

- Li, W., Shen, Z., Tian, T., Liu, R., & Qiu, J. (2012). Temporal variation of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 6, 692-700.
- Margot, J. (2008). Impacts des déversoirs d'orage sur les cours d'eau : Application de la méthodologie STORM et validation par le biais d'analyses écotoxicologiques et chimiques (Mémoire, EPFL). Section des Sciences et de l'Ingénierie de l'Environnement, Laboratoire ECOL (Ecological Engineering Laboratory). <https://infoscience.epfl.ch/entities/publication/56b5b09c-cf58-4cd3-8f8a-3254e16e0284>
- Markiewicz, A., Björklund, K., Eriksson, E., Kalmykova, Y., Strömvall, A. M., & Siopi, A. (2017). Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Science of the Total Environment*, 580, 1162-1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074>
- Mason, Y., Ammann, A. A., Ulrich, A., & Sigg, L. (1999). Behavior of heavy metals, nutrients, and major components during roof runoff infiltration. *Environmental science & technology*, 33(10), 1588-1597.
- Office fédéral de l'environnement OFEV / Eaux (2016). Planification communale de l'évacuation des eaux (Plans généraux d'évacuation des eaux PGEE). Identificateur 129.1. Géodonnées de base relevant du droit de l'environnement. Documentation sur le modèle. Version 1.0.
- Paillard, J., Kaller, R., Fornerod, G., Lavanchy, C., & Dehanne, M. (1987). La compagnie du chemin de fer Lausanne-Ouchy : Épopée lausannoise. Bureau vaudois d'adresses.
- Rossi, L., De Alencastro, L., Kupper, T., & Tarradellas, J. (2004). Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. *Science of the total environment*, 322(1-3), 179-189.
- Service industriels genevois (2023). Rapport d'exploitation. Assainissement des eaux usées. 2023. https://media.sig-ge.ch/documents/sig/rapport_annuel/assainissement_eaux_usees_rapport_exploitation.pdf
- Sörme, L., Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. s.l.: The Science of the Total Environment, 2002. Vol. 298, 131-145.
- Tamis, J. E., Koelmans, A. A., Dröge, R., Kaag, N. H., Keur, M. C., Tromp, P. C., & Jongbloed, R. H. (2021). Environmental risks of car tire microplastic particles and other road runoff pollutants. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 10.
- Van de Voorde, A. (2021). Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement : cas des traitements par produits biocides [Thèse de doctorat, Université de Paris-est]. Archive ouverte ParisTech. <https://pastel.hal.science/pastel-00730831/>
- Wang, C., O'Connor, D., Wang, L., Wu, W. M., Luo, J., & Hou, D. (2022). Microplastics in urban runoff: Global occurrence and fate. *Water research*, 225, 119129.
- Wiest, L., Kouyi, G. L., Barraud, S., & Perrodin, Y. (2022). Comment connaître la pollution des sédiments des bassins de rétention des eaux pluviales. Gestion des eaux pluviales en ville. 20 Ans de recherche au service de l'action, 120-123.

ANNEXE

ANNEXE 1. LE QUESTIONNAIRE DE L'ENQUÊTE

Questionnaire sur la connaissance des déversements des systèmes d'assainissement associés à des stations d'épuration de plus de 10'000 EH sur le territoire couvert par la CIPEL

Résumé

L'enquête vise à caractériser le niveau d'équipement des déversoirs d'orage (DO) de plus de 2'000 EH pour les réseaux amont aux STEP de capacité nominale $\geq 10'000$ EH (inclure également les STEP mixtes lorsque celles-ci reprennent les eaux de plus de 10'000 EH).

Définition de déversoir d'orage

La présente définition se base sur l'arrêté ministériel français du 21 juillet 2015.

Est considéré comme déversoir d'orage tout ouvrage équipant un système de collecte en tout ou partie unitaire et permettant, en cas de fortes pluies, le rejet direct vers le milieu récepteur d'une partie des eaux usées circulant dans le système de collecte. Un trop-plein de poste de pompage situé à l'aval d'un secteur desservi en tout ou partie par un réseau de collecte unitaire est considéré comme un déversoir d'orage.

Pour quels ouvrages ?

Pour les systèmes associés à des STEP de plus de 10'000 EH uniquement, sur les ouvrages suivants :

- a. Déversoirs d'orage en entrée de station
- b. Tous les déversoirs d'orage de plus de 2'000 EH situés sur le réseau
- c. Les déversements situés au niveau des stations de pompage

Où ?

Territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône à sa sortie de Suisse).

Par qui ?

La CIPEL travaille en collaboration bilatérale avec la DDT de Haute-Savoie et de l'Ain, ainsi qu'avec les services cantonaux des cantons de Vaud, du Valais et de Genève, afin de diffuser le questionnaire et collecter les données de la manière la plus adaptée à chaque territoire. Le questionnaire pourra soit être distribué par les représentants des territoires ou directement par la CIPEL aux gestionnaires des réseaux d'assainissement.

Quand ?

Pour le 13 janvier 2025 afin que les premiers résultats puissent être présentés à la mi-février 2025.

Remarques et définitions

Capacité :	La capacité s'entend en charge équivalente de DBO5. Elle pourra être évaluée à partir du nombre d'habitants raccordés au réseau jusqu'au déversoir considéré, avec une appréciation de la charge industrielle (d'après PGEE ou système d'info géographique)
Niveau d'équipement :	<p>Le déversoir est considéré comme : - « Equipé d'un appareil de mesure de débit », si des mesures en continu permettent d'obtenir le débit annuel déversé</p> <ul style="list-style-type: none">- « Modélisé », si le système est modélisé en continu et permet d'estimer le volume annuel déversé ;- « Équipé d'un détecteur de surverse », si le déversoir est équipé d'un détecteur de surverse mais ne permet pas d'estimer le volume annuel déversé- « Équipement à venir », si l'équipement fait l'objet d'une planification ;- « Pas d'équipement prévu », si aucun équipement n'est prévu pour le déversoir en question ;
Entretien de l'ouvrage :	<p>Le déversoir est considéré comme entretenu lorsqu'un agent se déplace régulièrement pour vérifier le bon fonctionnement de l'ouvrage, et assure la maintenance nécessaire au bon fonctionnement (nettoyage, déblocage, etc.).</p> <ul style="list-style-type: none">« < 1x/an », pas entretenu« 1- 3x/an », entretenu« > 3x/an », fréquemment entretenu
Contrôle de la fiabilité du dispositif de mesure	Les données récoltées dans le cadre du suivi du déversoir sont soumises à un contrôle de fiabilité. « Pas de contrôle» «< 1x/an» « $\geq 1x/an$ »

Le questionnaire se trouve dans l'onglet 2 =>

Partie 1. Station d'épuration	
Pays	
Canton/Département	
Nom de la STEP	
Capacité nominale (EH)	
% de réseau séparatif	
% d'eau claire parasite moyen en entrée de STEP	
Nombre total de DO connus sur le réseau	
Nombre de DO de > 2000 EH	
Nombre de DO de < 2000 EH (automatique)	Automatique
Année du dernier diagnostic réseau complet réalisé	
Renseignement du questionnaire	
Nom	
Prénom	
Fonction	
Email	
Numéro de Tél	
Date	
Remarques	
Informations complémentaires	
Système de coordonnées géographique	

Partie 2. Informations sur les déversoirs	
Nom du déversoir	Question ouverte
Position du déversoir	<p>Choix multiples :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Entrée de STEP - Réseau en amont de la STEP - Station de pompage
Capacité du déversoir (EH)	<p>Choix multiples :</p> <ul style="list-style-type: none"> - 2'000 EH à 10'000 EH - ≥ 10'000 EH
Niveau d'équipement	<p>Choix multiples :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Equipé d'un appareil de mesure de débit - Modélisé - Équipé d'un détecteur de surverse - Equipement à venir - Aucun équipement prévu
Si "Equipement à venir", quel type d'équipement ?	<p>Choix multiples :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Equipé d'un appareil de mesure de débit - Modélisé - Équipé d'un détecteur de surverse - Autres
Si "Equipement à venir", année prévue de mise en fonction ?	Question ouverte
Contrôle de la fiabilité du dispositif de mesure	<p>Pas de contrôle</p> <ul style="list-style-type: none"> - < 1x /an - ≥ 1x / an
Entretien (nombre de passage par année)	<p>Choix multiples :</p> <ul style="list-style-type: none"> - < 1x /an - 1-3x /an - > 3x /an
Volume annuel déversé ? [m ³ /an]	Question ouverte
Comment est calculé le volume annuel déversé ? (Ex. période de mesure / moyenne sur les 5 dernières années)	Question ouverte
Nombre de déversements annuels ? [Nb/an]	Question ouverte
Comment est calculé le nombre de déversements annuels ? (Ex. période de mesure / moyenne sur les 5 dernières années)	Question ouverte
Coordonnées X déversoir	Question ouverte
Coordonnées Y déversoir	Question ouverte
Coordonnées X du rejet	Question ouverte
Coordonnées Y du rejet	Question ouverte
Nom du cours d'eau récepteur	Question ouverte
Commentaires	Question ouverte

ANNEXE 2. LISTE DES STATIONS D'EPURATION D'UNE CAPACITE DE PLUS DE 10'000 EH. LES STEPS EN GRAS ONT PARTICIPE A L'ENQUETE.

Ain	Haute-Savoie	Genève	Valais	Vaud
Divonne-les-Bains	Abondance	Aïre/Vernier	Bagnes - Le Châble	Aigle
	Annemasse / Gaillard	Bois de Bay	Briglina-Brig	Bremblens (AIEV)
	Araches Flaine	Chancy 2	Collombey-Muraz	Commugny
	Araches	Villette/Thonex	Goms	Gland (APEC)
	Bonneville	Vernier-ouest (Givaudan)	Graechen	Lausanne
	Cluses – Marignier		Leukerbad	Lavey-Morcles
	Grand-Bornand		Leuk-Radet	Leysin
	Douvaine		Martigny	Lutry
	Samoens - Morillon		Monthei-Cimo	Morges (ERM)
	Sallanches		Nendaz-Bieudron	Montreux/Pierrier
	Morzine - Essert - Romand		Regional-ARA Visp	Nyon
	Les Houches-Chamonix		Saastal	Ollon
	Passy		Saxon	Penthaz
	Scientrier		Sierre-Noes	Pully
	Roche sur Foron / Arenthon		Sion-Chandoline	Roche
	Taninges		Sion-Chateauneuf	Rolle (AIER)
	Thonon-les-Bains		Sierre-Granges	Saint-Prex
			Troistorrents	Vevey/Aviron
			Val Anniviers-Fang	
			Vetroz-Conthey	
			Zermatt	

ANNEXE 3. LISTE DES COMMUNES GÉRANT LE RÉSEAU SECONDAIRE. LES COMMUNES MARQUÉES EN GRAS ONT PARTICIPÉ À L'ENQUÊTE.

Les communes raccordées à la STEP de Vevey sont :

- Blonay-Saint-Légier
- Chardonne (BTI)
- **Châtel-St-Denis – aucun DO**
- Chexbres
- Corseaux (BTI)
- Corsier-sur-Vevey (BTI)
- Jongny (BTI)
- La Tour-de-Peilz
- **Puidoux – Réseau géré par le canton de Vaud**
- Rivaz
- St-Saphorin (Lavaux)
- Vevey

Les communes raccordées à la STEP de Montreux sont :

- Blonay-Saint-Légier
- La Tour-de-Peilz
- **Montreux**
- Veytaux

Les communes raccordées à la STEP de Roche sont :

- Chessel
- **Noville**
- **Rennaz**
- Roche (VD)
- Villeneuve (VD)

Les communes raccordées à la STEP de St-Prex sont :

- **Buchillon**
- Etoy
- Saint-Prex

Les communes raccordées à la STEP de Sierre-Noes sont :

- Sierre
- **Crans-Montana**
- Noble-Contrée
- Salquenen
- Chippis

ERRATUM — RAPPORT “PLA’STOCK - ÉTUDE DU STOCK DE MICROPLASTIQUES SUR LES PLAGES DU LÉMAN”

Une erreur s'est glissée dans la version publiée du rapport “PLA’STOCK – Étude du stock de microplastiques sur les plages du Léman” (*Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2023, 2024*).

Le nom de deux auteurs impliqués dans la rédaction du rapport n'apparaissait pas.

La liste correcte des auteurs et des autrices, ainsi que leurs affiliations, est la suivante :

Alexis POCHELON¹, Raphaëlle JUGE¹, Roger ERISMANN, Serge STOLL², Mathieu Coster^{3,4}

¹ ASSOCIATION POUR LA SAUVEGARDE DU LÉMAN (ASL) - RUE DES CORDIERS 2, CH-1207 GENÈVE

² UNIVERSITÉ DE GENÈVE, INSTITUT DES SCIENCES DE L’ENVIRONNEMENT ET DPT. F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L’ENVIRONNEMENT ET DE L’EAU, BD. CARL-VOGT 66, 1205 GENÈVE

³ OFFICE CANTONAL DE L’EAU, AVENUE DE SAINTE-CLOTILDE 25, 1205 GENÈVE

⁴ COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN – CIPEL, VILLA BARTON, RUE DE LAUSANNE 132 - 1202 GENÈVE

Nous présentons nos excuses aux auteurs et aux lecteurs pour cette erreur. La version du rapport disponible en ligne a été corrigée en ce sens.

Fait à Genève, le 11 novembre 2025

La Commission internationale pour la Protection des Eaux du Léman

AUTEURS ET AUTRICES DES RAPPORTS

Orlane ANNEVILLE	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRAE, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Samuel BALULA RIBEIRO PAITREAU	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, 74203 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Jean-Nicolas BEISEL	LABORATOIRE IMAGE VILLE ENVIRONNEMENT, FACULTE DE GEOGRAPHIE ET D'AMENAGEMENT, 3 RUE DE L'ARGONNE - 67000 STRASBOURG ENGEES - ECOLE NATIONALE DU GENIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT DE STRASBOURG, 1, QUAI KOCH - 67000 STRASBOURG
Salomé BOUDET	UNIVERSITÉ DE GENÈVE, DÉPARTEMENT F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU ET INSTITUT DE SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT, 66 BOULEVARD CARL VOGT, 1205 GENÈVE
Hélène BOURGEOIS	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, SECTION PROTECTION DES EAUX, AVENUE DE LA GARE 25, CP 670, CH – 1950 SION
Loïc CATTIN	SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN, VILLA BARTON, RUE DE LAUSANNE 132, 1202 GENÈVE
Mathieu COSTER	OFFICE CANTONAL DE L'EAU, AVENUE DE SAINTE-CLOTILDE 25, 1205 GENÈVE
Silwan DAOUK	ASSOCIATION SUISSE DES PROFESSIONNELS DE LA PROTECTION DES EAUX (VSA), PLATEFORME QUALITÉ DES EAUX, CHEMIN DE MORNE 3, CH – 1003 LAUSANNE
Olivia DESGUÉ-ITIER	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Isabelle DOMAIZON	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Benoit FERRARI	CENTRE ECOTOX/OEKOTOXZENTRUM, EPFL-ENAC-IIE-GE, STATION 2, 1015 LAUSANNE
Chloé GOULON	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Jonathan GRIMOND	SUBBEAR STUDIES, LE BOURG, 58290 SERMAGES, FRANCE
Jean GUILLARD	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Valérie HAMELET	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Linus HOFSTETTER	EAWAG, DEPARTMENT OF AQUATIC ECOLOGY, ÜBERLANDSTRASSE 133, 8600 DÜBENDORF
Jean-Christophe HUSTACHE	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Bastiaan IBELINGS	UNIVERSITÉ DE GENÈVE, DÉPARTEMENT F.-A. FOREL DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU ET INSTITUT DE SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT, 66 BOULEVARD CARL VOGT, 1205 GENÈVE
Stéphan JACQUET	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, THONON-LES-BAINS, FRANCE
Marion JAUSSI	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT, SECTION PROTECTION DES EAUX, AVENUE DE LA GARE 25, CP 670, CH – 1950 SION
Jean-Philippe JENNY	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Didier JEZEQUEL	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Leslie LAINÉ	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX
Pascal PERNEY	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX

Cécile PLAGELLAT	DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT – DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL, DIVISION PROTECTION DES EAUX (PRE) – CHIMIE DES EAUX ET PCAM, CHEMIN DES BOVERESSES 155 -CP33 CH-1066 EPALINGES
Yann PORTE	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, 74203 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Philippe QUETIN	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRAE, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Serena RASCONI	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS CEDEX
Clément RAUTUREAU	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES- BAINS, FRANCE
Erwin REYMONDET	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, 74203 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Frédéric RIMET	INRA UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Laura SOARES	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Frédéric SOULIGNAC	UNIVERSITÉ SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Piet SPAAAK	EAWAG, DEPARTMENT OF AQUATIC ECOLOGY, ÜBERLANDSTRASSE 133, 8600 DÜBENDORF
Viet TRAN KHAC	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRAE, USMB), CS 50511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Marine VAUTIER	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, 74200 THONON-LES- BAINS, FRANCE
