

CIPEL 



COMMISSION
INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION
DES EAUX DU LÉMAN



RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

Campagne 2021

CONSEIL SCIENTIFIQUE

DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CONTRE LA POLLUTION

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

CAMPAGNE 2021

*Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman,
Campagne 2021, **2022***

Editeur :

Commission internationale pour la protection
des eaux du Léman contre la pollution – CIPEL

Agroscope - Changins - Bâtiment DC

50, route de Duillier

Case postale 1080

CH - 1260 NYON 1

Tél. :

CH : 058 / 460 46 69

FR : + 41 58 / 460 46 69

E-mail : cipel@cipel.org

Site web : <http://www.cipel.org>

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les

"Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution"

est autorisée à la condition d'en mentionner la source.

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

SOMMAIRE

I.	FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT.....	5
II.	RÉSUMÉ EXÉCUTIF.....	8
III.	EXECUTIVE SUMMARY	15
IV.	ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES / PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA AND METEOROLOGICAL DATA	22
	1. INTRODUCTION	23
	2. MÉTHODES.....	23
	3. METEO.....	25
	4. PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ASSOCIÉ À L'ACTIVITE PHYTOPLANCTONIQUE	30
	5. ELEMENTS NUTRITIFS.....	36
	6. AUTRES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES.....	42
	7. ANNEXES : MÉTÉOROLOGIE.....	50
V.	PHYTOPLANCTON DU LEMAN / THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA	61
	1. INTRODUCTION	62
	2. METHODES.....	62
	3. RESULTATS ET DISCUSSION	63
VI.	ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES / ABOUT PICOCYANOBACTERIA	75
	1. INTRODUCTION	76
	2. MATERIELS ET METHODES	76
	3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2021	78
	4. EVOLUTION DEPUIS 2014.....	80
	5. CONCLUSION.....	82
VII.	BIOMASSE CHLOROPHYLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN / CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA.....	84
	1. INTRODUCTION	85
	2. METHODES.....	85
	3. RESULTATS ET DISCUSSION	85
VIII.	ZOOPLANCTON DU LÉMAN / THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA	92
	1. INTRODUCTION	93
	2. METHODES.....	94
	3. RESULTATS ET DISCUSSION.....	94
IX.	RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE / WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA	104
	1. INTRODUCTION	104
	2. MÉTHODOLOGIE	105
	3. RÉSULTATS	105
	4. CONCLUSION.....	106

X.	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.....	111
	1. CONTEXTE ET OBJECTIF	112
	2. MATERIEL ET METHODES	112
	3. RESULTATS	117
	4. CONCLUSION	123
XI.	MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT ET DU LÉMAN / MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE UPPER RHÔNE RIVER AND IN LAKE GENEVA.....	126
	1. INTRODUCTION	127
	2. ECHANTILLONNAGE	128
	3. METHODOLOGIE	130
	4. RESULTATS	132
	5. CONCLUSION	163
XII.	ANALYSE ET CARACTÉRISATION DE MICROPLASTIQUES DANS DES TUBES DIGESTIFS DE POISSONS DU LÉMAN PAR IMAGERIE LASER INFRAROUGE / ANALYSIS AND CHARACTRIZATION OF MICROPLASTICS IN DIGESTIVE TRACTS OF FISHES FROM LAKE GENEVA USING LASER INFRARED IMAGING	191
	1. INTRODUCTION	192
	2. MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	192
	3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	193
	4. CONCLUSION	196
XIII.	EFFET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LE REGIME HYDROLOGIQUE DU RHÔNE À GENÈVE / CLIMATE CHANGE IMPACT ASSESSEMENT OF THE HYDROLOGICAL REGIME OF THE RHÔNE IN GENEVA	198
	1. INTRODUCTION	199
	2. LE LAC ET SES AFFLUENTS	200
	3. METHODOLOGIE ET PROBLÉMATISATION	206
	4. RÉSULTATS	211
	5. RÉSULTATS	222
	6. CONCLUSION	224
XIV.	CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES (STEU) / ANNUAL MONITORING OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS (WWTP)	231
	1. INTRODUCTION	232
	2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT	232
	3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEU	234
	4. MICROPOLLUTION.....	243
	5. CONCLUSION	245
XV.	AUTEURS DES RAPPORTS	249

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

1. 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

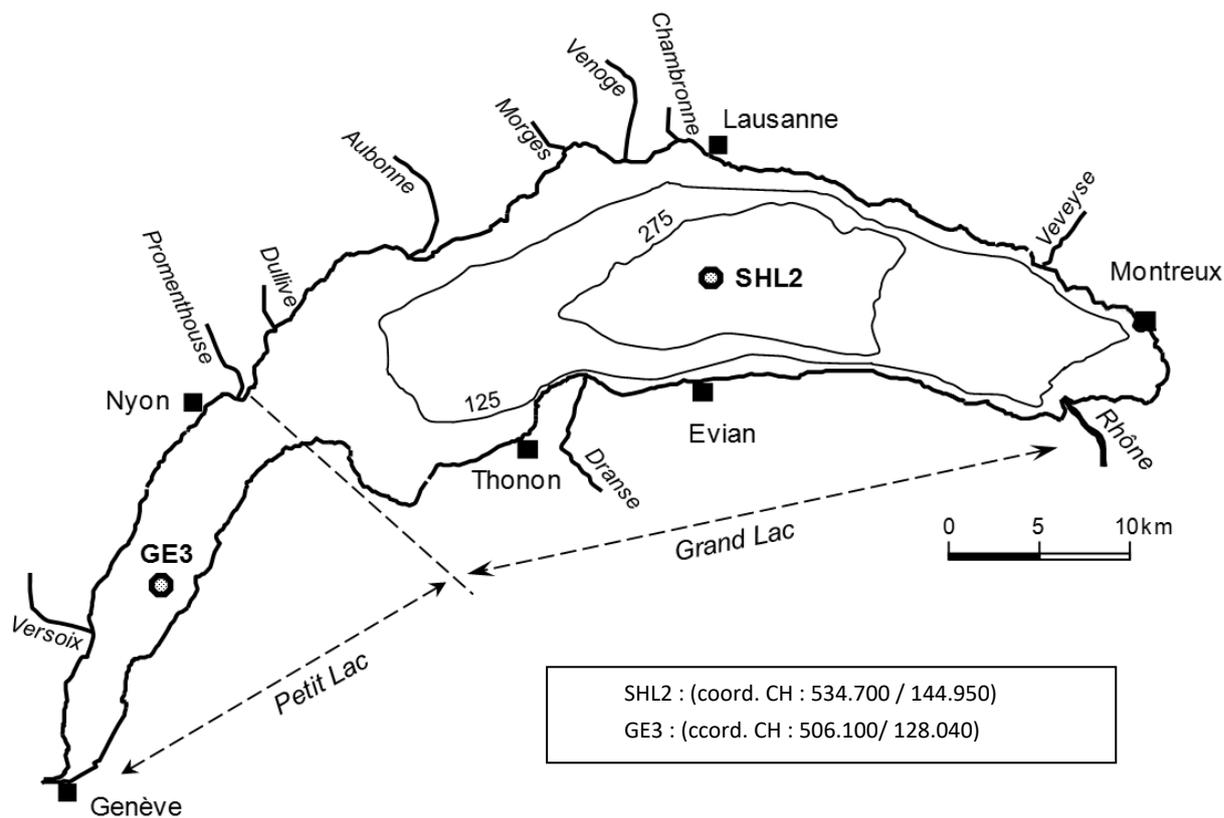


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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

2. 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 %
	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	

Données :

Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009)

France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)

Sources :

Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ;

Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006

3. 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	maxi (1995) : 434 m ³ /s mini (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 EXÉCUTIF

CAMPAGNE 2021

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

CIPEL, ACW – Changins – Bâtiment DC, Route de Duillier, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

RESULTATS 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 (cf. carte page 6). Ce site est considéré comme représentatif de l'ensemble du Grand Lac, au moins en ce qui concerne les tendances. Un deuxième site (GE3), localisé dans le Petit Lac, est par ailleurs suivi par le Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE, Canton de Genève) ; la synthèse des données obtenues à SHL2 est effectuée annuellement ; tous les six ans, la synthèse inclut les données des deux points SHL2 et GE3. La surveillance des micropolluants est réalisée à la station « Porte-du-Scex » sur le Rhône (station 1837 du programme NAWA de l'OFEV) et à SHL2.

1. EVOLUTION DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES À SHL2

L'année 2021 est caractérisée par un hiver doux (température de l'air +2.5°C par rapport à la moyenne mensuelle 1991-2021 pour le mois de février) et par un printemps plus frais (-2.4°C pour les valeurs moyennes d'avril et mai). La couche d'eau dans les 10 premiers mètres en 2021 a été moins chaude qu'en 2020 (température moyenne estivale 17.5°C, soit 2.4°C de moins), à l'exception du mois d'octobre. La température moyenne annuelle dans cette couche 0-10 m montre une tendance au réchauffement statistiquement significative depuis 1973, et a atteint 12.4°C en 2021. Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac a été de 6.0°C le 26 janvier, soit une augmentation continue de 1.1°C depuis le dernier brassage complet en 2012.

Le brassage hivernal est resté limité à 145 m, profondeur atteinte le 2 mars 2021. Ce brassage partiel n'a par conséquent pas été suffisant pour réoxygéner l'eau des couches profondes du lac : la concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac après le brassage était de 2.2 mg/L, soit une diminution de 1.1 mg/L par rapport à 2020. Cette concentration en oxygène dissous a varié en 2021 entre 1.4 mg/L et 2.3 mg/L début mars 2021, date de fin du brassage hivernal partiel ; elle est toujours restée inférieure à 4 mg/L depuis 2016. La stratification thermique du lac s'est mise en place dès le mois d'avril ; la stratification maximale a pu être observée le 9 août 2021, et la déstratification est intervenue le 4 novembre.

Le brassage hivernal incomplet n'a pas non plus permis la redistribution des nutriments dans la colonne d'eau : dans la couche 0-30 m, la concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates (PO₄) était égale à 3.7 µg/L ; la variation saisonnière de ce nutriment dans la couche de surface a été beaucoup moins ample qu'entre 1987 et 1999, une autre période d'absence prolongée de brassage thermique complet. Cette absence de brassage complet depuis 2012 a conduit par ailleurs à une augmentation de la concentration en PO₄ au fond jusqu'en 2017 ; elle s'est depuis stabilisée à un niveau plus bas qu'en 2017 (35.9 µg/L en 2021). Le phosphore total présente un patron similaire au PO₄ : 10.1 µg/L dans la couche 0-30 m, 38.2 µg/L au fond. La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total à SHL2 était de 16.0 µg/L, soit une légère diminution (0.9 µg/L) par rapport à 2020, sans toutefois atteindre l'objectif assigné par la CIPEL pour la période 2011-2020, soit une valeur comprise entre 10 et 15 µg/L. Les concentrations en azote total et en nitrates étaient en 2021 en diminution ou à peu près stables respectivement.

Après une longue période (depuis au moins le début du suivi de ce paramètre en 1973, jusqu'en 2014-2015) où les concentrations de chlorures n'ont cessé d'augmenter dans l'eau du lac, la succession d'hivers doux induisant une moindre utilisation de sels de déneigement a depuis contribué à stabiliser la concentration moyenne à environ 10 mg/L : en 2021 cette concentration moyenne pondérée était de 10.4 mg/L, ce qui correspond à un stock estimé à 893 749 tonnes dans le Grand Lac.

2. SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE (SHL2)

2.1. PHYTOPLANCTON

En 2021, 18 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Le début de l'année se caractérise par des biomasses assez faibles et dominées par des taxons indicateurs de milieux stratifiés. A partir de mars, la biomasse triple, au profit en particulier de diatomées indicatrices de milieux brassés. De mi-mai à mi-juin, ce sont des Chrysophycées indicatrices de milieux oligotrophes qui composent la majorité du phytoplancton. Pendant la phase estivale, les Dinophycées dominent largement la biomasse. Ce sont notamment des espèces mixotrophes, qui ont probablement profité des apports terrigènes massifs issus des importantes crues des rivières. Autour du 6 septembre, un bloom de surface d'*Uroglena sp.* (Chrysophycée) apparaît. Cette espèce non toxique donne une couleur marron à l'eau ainsi qu'une odeur désagréable. *Uroglena sp.* préfère les milieux riches en acides humiques : le bloom serait ainsi également une conséquence des apports de matériaux terrestres par les crues des affluents et l'érosion des berges durant le mois de juillet.

La biomasse annuelle moyenne a été estimée à 1395 µg/L en 2021, une valeur proche de celles observées depuis 2017. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse moyenne annuelle du phytoplancton inférieure à 1000 µg/L n'est donc pas atteint, pas plus que les années précédentes.

L'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, donne un état qualifié de « médiocre » (3.27) pour 2021 sur la base de l'échelle *intercalibration lake type* (échelle publiée en 2007, incluant une typologie des lacs ; le Léman appartient au type L-AL-3 – grands lacs alpins). L'objectif de « bon état » (valeur d'indice = 4) n'est donc pas non plus atteint.

L'analyse de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels montre une diminution de la biomasse des taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés entre 1975 et 2021. A l'inverse, les taxons caractéristiques des milieux oligotrophes présentent une dynamique inverse avec une stabilisation depuis une dizaine d'années. Ces deux observations sont cohérentes avec la diminution des apports de phosphore, et témoignent de l'amélioration globale de l'état trophique du lac, qui n'est cependant pas stabilisé, comme le montrent notamment les variations de l'indice de Brettum. Par ailleurs, une augmentation sensible de la biomasse des taxons indicateurs des milieux turbides ou de faible profondeur est notée depuis 2014, et confirmée en 2021.

Les picocyanobactéries, une composante de petite taille (<2-3 µm) du phytoplancton, sont intégrées dans le suivi réalisé à SHL2 depuis 2014. Leur abondance peut dépasser 100 000 cellules par mL en période estivale. En 2021, le maximum observé est intervenu plus tardivement que les années précédentes, soit en septembre, probablement là aussi en conséquence d'une météorologie défavorable au début de l'été. La biomasse de cette communauté reste encore modeste comparée à celle du nano- et micro-phytoplancton (cf. ci-dessus) ; il est cependant attendu que la proportion de cette catégorie de phytoplancton augmente avec la réoligotrophisation du lac et le réchauffement des eaux.

2.2. BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE

La dynamique saisonnière des concentrations en chlorophylle *a* en 2021 a montré un démarrage de croissance au début du mois de mars, correspondant à une augmentation de la production primaire et à une baisse de la transparence dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les concentrations de chlorophylle *a* mesurées au printemps (mars-mai) ont été plus élevées que celles mesurées en été, où on a observé une baisse de biomasse chlorophyllienne et de la production primaire, coïncidant avec un pic de développement du zooplancton et d'augmentation de la transparence. Un dernier pic de biomasse chlorophyllienne correspondant au pic plus important de production a été observé en septembre en surface. Ensuite les valeurs de chlorophylle *a* ont baissé rapidement et ont atteint des valeurs minimales typiques de la saison hivernale, associées à une augmentation de la transparence de l'eau.

Dans l'évolution interannuelle, les concentrations moyennes de chlorophylle *a* et les valeurs de production primaire de mars à mai ont été plus élevées en 2021 que celles observées les années précédentes. En revanche, entre juin et août les valeurs de production primaire ont été plus faibles par comparaison au pic observé en 2020, bien que les moyennes aient présenté des valeurs comparables avec les mesures depuis 2015. En automne 2021, la production primaire moyenne a été inférieure aux valeurs observées en 2020 mais cohérente avec celles observées les années précédentes.

A l'échelle interannuelle, la tendance à la baisse des concentrations moyennes annuelles de chlorophylle *a*, observée depuis 2018, est confirmée.

2.3. ZOOPLANCTON

Le zooplancton microcrustacéen du Léman a été dominé en 2021 par les copépodes calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*). En fin d'hiver (janvier et février), les abondances étaient faibles. Le développement printanier a été observé à partir du mois de mars et le pic des abondances des copépodes cyclopoïdes et des calanoïdes a été atteint fin avril et début mai respectivement. Les abondances de ces deux groupes ont été moins importantes pendant le reste de l'année, et c'est un autre groupe de microcrustacés, les cladocères, qui ont pris le dessus à la fin du printemps et pendant les mois d'été. Un premier pic d'abondance a été atteint fin mai, représenté par les cladocères herbivores bosminidés. Un deuxième pic plus important a suivi en juillet, représenté par les cladocères herbivores daphniidés. Enfin, un troisième pic intermédiaire a eu lieu en septembre. Les cladocères carnivores ont été plus abondants à partir de l'été et jusqu'à l'automne, avec un maximum pour les *Leptodora* au mois d'août et pour *Bythotrephes* en juin et juillet.

A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80 et sont particulièrement bas ces deux dernières années. Une réduction des effectifs pour la plupart des groupes zooplanctoniques est remarquée, notamment pour les calanoïdes et le cladocère carnivore *Leptodora*. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, sont en légère augmentation en 2021. Les groupes des cyclopoïdes et *Bythotrephes* ont présenté des valeurs d'abondance stables par rapport aux valeurs mesurées en 2020.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance en mars et un deuxième plus important en mai. Les abondances sont plus faibles à partir de fin juillet, cependant un dernier pic est atteint en novembre. Les taxons dominants étaient *Synchaeta sp.* en mars et *Polyarthra sp.* en juin et en novembre.

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, une augmentation des abondances a été observée en 2021 probablement en raison de l'arrivée d'une nouvelle espèce de *Dreissena* (*Dreissena bugensis*, moule quagga) avec une présence importante des larves observée dès janvier en raison de sa phase de croissance plus active en saison hivernale.

2.4. RÉGIME ALIMENTAIRE DU CORÉGONE

Les poissons zooplanctonophages comme le corégone (*Coregonus lavaretus*) régulent les communautés planctoniques et influencent leur structure taxonomique. Le suivi des contenus stomacaux de corégones permet d'évaluer la pression de prédation qu'exerce cette population sur le zooplancton. Il permet également d'acquérir une meilleure connaissance sur l'écologie trophique du corégone et d'identifier ses principales proies. Or, dans le Léman, ces proies présentent des fluctuations d'abondance et de dynamique annuelle, comme indiqué au paragraphe précédent. 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 ajustement de son comportement alimentaire.

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. En 2021, la taille moyenne des corégones analysés était de 43.9 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (daphnies, *Bythotrephes* et *Leptodora*), y compris les mois durant lesquels la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes. Les contributions relatives de ces trois types de proies présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. Néanmoins, depuis 2014, *Bythotrephes* présente des contributions élevées sur l'ensemble de l'année ; par ailleurs, la contribution des daphnies en 2021 en hiver, au printemps et en été, est légèrement supérieure à celle observée en 2020. Le bol alimentaire du corégone montre une évolution interannuelle qui se traduit par une contribution croissante de la proportion de *Bythotrephes* et d'une baisse dans les contributions des daphnies et *Leptodora*. Cette évolution ne dépend pas de l'abondance de *Bythotrephes* ; en revanche, la tendance suivie par la proportion de daphnies dans le bol alimentaire est significativement corrélée à l'abondance de ces microcrustacés à SHL2. Ceci renforce l'hypothèse avancée dans un rapport antérieur, selon laquelle l'augmentation de la prédation sur *Bythotrephes* serait liée à un report sur ce taxon en raison de la moindre disponibilité des daphnies.

2.5. FRAI DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE

Le suivi de la phénologie de la reproduction de deux espèces de poissons, le corégone (*Coregonus sp.*) et la perche (*Perca fluviatilis*) vise à évaluer l'impact du changement climatique. En effet, le corégone se reproduit en hiver, lorsque la température de l'eau descend en-dessous d'un certain seuil ; l'inverse est attendu pour la perche au printemps.

Le suivi de la reproduction du corégone est effectué depuis 2015 à l'aide de filets benthiques posés et relevés chaque semaine sur un site de référence où les poissons frayent régulièrement. La baisse des captures constatée dès 2018-2019 a conduit à tester des méthodes alternatives d'échantillonnage : comptage visuel, caméra acoustique et ADN-environnemental. Pour suivre la reproduction de la perche, des frayères artificielles sont installées chaque année sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin.

Le nombre d'individus de corégone capturés durant l'hiver 2020-2021 (17) était comparable à celui de l'année précédente. Les méthodes alternatives ont pu être appliquées sans interruption pendant la période de suivi, alors que la pose des filets a été interrompue une fois en raison des conditions météorologiques. Les proxys d'abondance des différentes méthodes sont assez cohérents, et permettent de situer l'apogée de la reproduction le 20 décembre 2020. La dynamique observée paraît atypique, peu en lien avec la température. Les causes de cette observation restent à élucider.

Dans le cas de la perche, 20 relèves de frayères ont pu être effectuées avec 49 rubans récoltés. Le nombre de rubans est environ 6 fois plus faible qu'en 2019. Le frai a débuté le 5 mai, soit environ 10 jours plus tôt qu'en 2020, pour des températures proches de 10°C. L'apogée a été atteint le 21 mai 2021.

3. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX (PORTE-DU-SCSEX ET SHL2)

Dans le Rhône (Porte-du-Scex), 130 pesticides, 38 résidus médicamenteux (dont la guanilurée, produit de dégradation de la metformine), deux anticorrosifs, quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl) ont été analysés dans des échantillons composites sur deux semaines pendant toute l'année 2021. De plus, onze substances perfluororalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) ont été recherchées durant les quatre premiers mois de l'année. Dans le Léman (SHL2), ce sont 159 pesticides, 73 résidus médicamenteux, deux anticorrosifs, quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl), ainsi que 25 éléments traces métalliques qui ont été mesurés au printemps et à l'automne à différentes profondeurs (1, 30, 100 et 305 m pour les pesticides ; 1, 15, 100 et 305 m pour les résidus médicamenteux ; 15 et 100 m pour les quatre composés organiques).

En complément de ces analyses ciblées, une analyse multirésidus en chromatographie liquide haute résolution a été réalisée par l'EAWAG sur un échantillon d'eau prélevé au printemps à SHL2.

Sur un total de 130 pesticides recherchés, sept substances ont été quantifiées dans le Rhône à la Porte-du-Scex durant l'année 2021. Il s'agit du glyphosate, de son principal produit de dégradation, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), de l'amidosulfuron, du diuron, du foramsulfuron, du métalaxyl, ainsi que du spinosad ; 14 autres pesticides ont été détectés sans être quantifiables par la méthodologie utilisée. La valeur de tolérance de l'ordonnance OPBD (RS 817.022.11) qui est fixée à 0.5 µg/L pour la somme des concentrations de pesticides mesurés, n'a pas été dépassée en 2021, tout comme durant les huit années précédentes.

La charge totale des pesticides en 2021, calculée en multipliant les concentrations dans chaque échantillon composite par le débit moyen du Rhône durant la période correspondante, reste relativement basse (259 kg) et suit la tendance de ces trois dernières années. Sur ce total, on estime à environ 41 kg la part des rejets industriels directs, qui concerne notamment l'amidosulfuron, le cyprodinil et le foramsulfuron. La charge en iodossulfuron-méthyl, qui atteignait 24 kg en 2020, a été ramenée à 2 kg en 2021. Les estimations de charges de pesticides sont dans l'ensemble cohérentes avec les données d'auto-contrôle des industries.

La charge annuelle totale de pesticides d'origine agricole, urbaine et privée est par conséquent estimée à 218 kg en 2021 ; les charges les plus conséquentes sont à nouveau l'herbicide glyphosate et son produit de dégradation, l'AMPA, ainsi que le diuron.

Sur un total de 159 pesticides recherchés à SHL2, entre 15 et 27 substances sont détectées. L'atrazine-deséthyl-desisopropyl, le chlorobromuron, le cyprodonil, le dinoterb, le fludioxionil, la propazine et la 2-hydroxy-simazine sont détectés à différentes profondeurs, mais non quantifiables. Le chlorothalonil n'est plus recherché, mais quatre de ses métabolites l'ont été, et n'ont pas dépassé la limite de quantification de 0.025 µg/L.

En 2021, de façon similaire aux observations depuis 2015, les teneurs en pesticides totaux à SHL2 oscillent entre 0.04 et 0.186 µg/L selon la profondeur et la saison. La concentration totale à 305 m reste plus élevée qu'aux autres profondeurs, possiblement en raison du brassage hivernal limité en profondeur. L'amidosulfuron (herbicide), le métalaxyl (fongicide), l'AMPA (métabolite de l'herbicide glyphosate) et l'atrazine (herbicide interdit depuis 2003 et 2007 en France et en Suisse respectivement) ont été mesurés à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg/L. Il n'y a pas actuellement d'explication satisfaisante à la présence d'atrazine.

Cinq résidus médicamenteux ont été quantifiés dans le Rhône à la Porte du Scex en 2021 : Il s'agit de la metformine, son principal produit de dégradation la guanylurée, la buvicaïne, le diclofénac, et la prilocaïne. Ces substances étaient déjà quantifiées en 2020. La metformine et la guanylurée dépassent 0.1 µg/L dans chaque échantillon. Les concentrations des autres substances mentionnées sont nettement moins élevées avec un maximum de 0.083 g/L du diclofénac en janvier 2021. Cette valeur est cependant problématique puisqu'elle dépasse la valeur limite de ce produit de 0.05 µg/L fixée par la réglementation suisse (ordonnance OEaux). Le reste de l'année, cet anti-inflammatoire non stéroïdien est régulièrement quantifié dans le Rhône mais à des concentrations plus basses.

La charge annuelle totale des résidus médicamenteux (guanylurée incluse) est estimée à 6314 kg en 2021 ; la metformine et la guanylurée représentent 98.8 % de ce flux. La charge en résidus médicamenteux d'origine industrielle a fortement diminué depuis 2007, et ne représente plus que 91 kg en 2021.

A SHL2, six substances supplémentaires ont été introduites en 2021 dans le programme de surveillance, en considération de la liste de vigilance en vigueur dans le domaine de la politique européenne de l'eau : amoxicilline, clotrimazole, fluconazole, miconazole, O-desméthylvenlafaxine, triméthoprime. La metformine reste la substance médicamenteuse en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés. Elle est quantifiée dans tous les échantillons. La médiane des concentrations trouvées à 1m, 15m et 100m est de 0.38 µg/L tandis qu'à la profondeur de 305m la médiane est de 0.10 µg/L. Depuis 2018, la teneur en guanylurée est également mesurée ; bien qu'elle ne soit pas toujours détectée, elle constitue le deuxième résidu pharmaceutique le plus présent dans l'eau du lac.

Les teneurs en pesticides et en métaux dans le Léman satisfont aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour les eaux de boisson au sens des législations suisse et française. Pour les résidus médicamenteux, aucun dépassement des valeurs limites existantes (Suisse uniquement) n'a été constaté.

Dans le Rhône, le 1,4-dioxane a été quantifié dans 12 échantillons sur 25, en particulier au début d'année. Les concentrations mesurées varient entre non-détecté et 0.54 µg/L, et la charge était estimée à 560 kg, soit 238 kg de moins qu'en 2020. A SHL2, ses concentrations oscillent entre 0.18 et 0.43 µg/L. Aussi bien dans le Rhône que dans le Léman, les concentrations maximales observées restent en dessous de la limite légale suisse dans l'eau potable de 6 µg/L.

Le 1H-benzotriazole et le tolyltriazole, additifs anti-corrosifs en industrie, également souvent présents dans des produits de consommation courante, sont fréquemment quantifiés dans le Rhône à la Porte-du-Scex (charge annuelle 161 kg pour le benzotriazole, 133 kg pour le tolyltriazole). En 2021, ces deux substances sont détectées à SHL2 avec des concentrations maximales de 0.064 µg/L pour le benzotriazole et de 0.018 µg/L pour le tolyltriazole.

Ni la benzidine, ni son principal métabolite le 4-amino-biphényle n'ont été détectés à la Porte-du-Scex, ainsi qu'à SHL2.

L'analyse multi-résidus réalisée par l'EAWAG a permis de détecter 23 pesticides (et métabolites) ainsi que 29 résidus médicamenteux, soit un spectre plus large que les substances analysées de manière ciblée. Pour les substances communes aux deux approches, les résultats sont assez convergents. L'analyse multi-résidus a notamment permis de mettre en évidence un métabolite de l'amidosulfuron, un métabolite du chlorothalonil, ainsi que des résidus médicamenteux non recherchés jusqu'à présent : gabapentine, iohexol, iomeprol, oxypurinaol, rimantadine et valsartan. Elle a aussi conduit à indiquer la présence d'acide tétrachlorophthalique et de mélanine (ou cyanuramide). La première est utilisée dans l'industrie chimique pour la fabrication de polymères. La deuxième intervient dans la synthèse des résines mélamine, des plastiques thermodurcissables utilisés pour des meubles (Formica) mais aussi de la vaisselle de camping et pour enfants, des gadgets et petits objets électriques.

2021 est la première année où les suivis des micropolluants dans le Rhône amont et le lac Léman ont été présentés et discutés simultanément. Ce cours d'eau est en effet le principal affluent du Léman. Néanmoins, il reste difficile de mettre en relation les flux de substances dans le Rhône et la présence de ces mêmes substances à SHL2, en raison notamment de programmes d'échantillonnage qui ne tiennent pas compte de l'hydrodynamique, ce qui serait très complexe à mettre en oeuvre.

ETUDES SPECIFIQUES

4. MICROPLASTIQUES DANS LES TUBES DIGESTIFS DE POISSONS DU LÉMAN

La pollution par les microplastiques est une source de préoccupation du fait de leurs impacts potentiels sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Depuis quelques années, il est établi que les microplastiques sont présents dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques, rivières, lacs, mers, océans, y compris le Léman et ses affluents. Dans le cadre d'une première étude lancée en 2020, il a été démontré que les poissons du Léman peuvent ingérer des microplastiques. Cette étude menée sur une centaine d'individus adultes de quatre espèces, à savoir la lote (*Lotta lotta*), le gardon (*Rutilus rutilus*), la perche (*Perca fluviatilis*), et la féra (*Coregonus lavaretus*), a permis de montrer que 10 % des individus étudiés contenaient des microplastiques d'une taille $\geq 500 \mu\text{m}$ dans leurs tubes digestifs. Dans le but de quantifier et caractériser les particules $< 500 \mu\text{m}$, les échantillons ont été ré-analysés par imagerie laser directe infrarouge et comparés avec une bibliothèque spectrale incluant plusieurs centaines de spectres de polymères et de matériaux d'origine biologique. Cette technique innovante a permis de mettre en évidence qu'un nombre important de microplastiques $< 500 \mu\text{m}$ sont également ingérés par les poissons du Léman. Les principaux polymères identifiés sont le polyamide, le polycarbonate, le polyéthylène téréphtalate, le polyuréthane et le chlorure de polyvinyle. Les types et nombres de particules microplastiques détectés sont relativement similaires pour les quatre espèces étudiées. Les numérations de microplastiques de tailles comprises entre 12 et $500 \mu\text{m}$ sont généralement comprises entre 100 et 200 particules par individu. Ces résultats suggèrent que toutes les espèces étudiées sont exposées aux microplastiques et indiquent que le degré de contamination des poissons du Léman est comparable à d'autres études réalisées sur des espèces marines et d'eau douce.

5. L'EFFET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LE REGIME HYDROLOGIQUE DU RHÔNE À GENÈVE

Cette étude ambitionnait d'établir l'état des connaissances sur le bilan hydrique du lac Léman, et de tenter de combler les déficits de ce bilan en testant des hypothèses. En effet, les apports monitorés seuls ne suffisent pas à expliquer les exports (débit sortant à Genève). L'étude aborde aussi l'évolution potentielle de ce bilan en fonction de scénarios du changement climatique (scénarios du GIEC régionalisés). Témoin d'un réchauffement de la surface de la terre et d'un notable déséquilibre de la variabilité des événements climatiques, la dynamique du lac est déjà en train de changer.

Concernant le bilan hydrique historique, le Rhône débite en moyenne $260 \text{ m}^3/\text{s}$ par an en sortie de lac à Genève, quand il fournit environ $190 \text{ m}^3/\text{s}$ en entrée du lac (suivi à Porte du Scex), ce qui représente environ 70% des apports. Les bassins versants intermédiaires représentent environ 25% des apports. L'évaporation et la précipitation sur le lac sont du même ordre de grandeur : environ 6% des apports et des exports. Un déficit moyen de $-2 \text{ m}^3/\text{s}$ par an est obtenu à la fermeture du bilan hydrique, avec des amplitudes de -20 à $+20 \text{ m}^3/\text{s}$. La marge d'erreur est estimée autour de $18 \text{ m}^3/\text{s}$ par an. On note également que l'amplitude du déficit est corrélée aux précipitations, ce qui suggère qu'il serait explicable par les apports des petits bassins versants non monitorés. Une interpolation des données existantes et une extrapolation des résultats observés sur les bassins versants monitorés permettent ainsi de fermer le bilan hydrique dans la gamme d'erreur calculée.

Le bilan hydrique futur adopte une démarche exploratoire et de modélisation pour anticiper les effets du changement climatique sur la dynamique du lac. En somme, cette investigation indique une diminution notable des apports en eau au Léman avec l'augmentation du forçage radiatif. Une diminution de 5 à 15 % est attendue à l'horizon 2100 dans le pire des scénarios.

Avec la réglementation du niveau du lac effectuée au barrage du Seujet à l'exutoire du Léman, le niveau du lac ne peut être maintenu en période estivale pour le scénario le plus défavorable (RCP 8.5 du GIEC) : les simulations montrent une baisse du niveau de plus de 25 cm pendant la période estivale à l'horizon 2100.

6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

D'année en année, et 2021 n'a en cela rien d'exceptionnel, beaucoup des indicateurs exploités dans le programme de surveillance mis en œuvre par la CIPEL renvoient l'image d'un lac en assez bon état. Ainsi la concentration moyenne en phosphore total approche-t-elle de la plage de concentrations souhaitée ; la concentration en chlorure se stabilise ; les flux de micropolluants apportés au lac ont baissé, de même que les teneurs de plusieurs d'entre eux au niveau du point de contrôle au centre du Grand Lac. Cette appréciation n'est pas fautive, et montre également que les efforts des parties prenantes à la CIPEL pour contrôler les différentes formes de pollution ont des résultats.

Toutefois, s'arrêter là, sur une note uniquement positive, n'est pas satisfaisant, ni rigoureux : le tableau d'ensemble des indicateurs étudiés présente aussi un certain nombre de signaux préoccupants, que nous mettons en perspective ci-après.

Le changement climatique, dont les effets sur le régime thermique du lac sont perceptibles depuis une vingtaine d'années, tendent à s'intensifier. Il se traduira aussi par une plus grande fréquence d'évènements extrêmes, à l'instar des pluies intenses de l'été 2021.

Aucun brassage thermique complet n'a eu lieu dans le Grand Lac depuis 10 ans : en conséquence, les nutriments et l'oxygène ne sont pas redistribués dans l'ensemble de la masse d'eau, et l'hypoxie est observée en continu au fond du lac. L'étendue et le volume de cette zone hypoxique sera évaluée dès que possible, possiblement à l'automne 2022. Les conséquences de cette hypoxie concernent en premier lieu la survie des organismes benthiques ; en revanche, les concentrations de manganèse ne semblent pas augmenter durablement. Celles des orthophosphates ont d'abord augmenté après le dernier brassage thermique complet, avant de se stabiliser, contrairement à ce qui était attendu.

En lien avec cette répétition de brassages partiels, la dynamique interne du lac a évolué, notamment en ce qui concerne le phosphore biodisponible (orthophosphates) dans la couche de surface, dont les variations saisonnières sont beaucoup moins amples que pendant les années 1986-1999, qui était déjà une période sans brassages complets.

La composition de la communauté phytoplanctonique a changé, de même que l'abondance de différents taxons. Ce constat témoigne des résultats à long terme de la stratégie de contrôle des apports de phosphore depuis les années 1980.

Cependant, la biomasse algale moyenne reste trop élevée en regard de l'objectif adopté en 2014. De même, l'indice de Brettum, qui est calculé à partir des abondances de différents taxons indicateurs, place actuellement le lac tantôt en catégorie « médiocre », tantôt « moyen ». Il paraît alors logique, et donc opportun, de s'interroger sur la pertinence de la valeur d'objectif de la biomasse algale. Cependant, la valeur médiocre de l'indice de Brettum résulte de la présence en abondance d'espèces comme *Planktothrix rubescens* en période hivernale.

Les précipitations très importantes de l'été 2021 ont lessivé les sols et permis le développement de taxons phytoplanctoniques représentatifs d'autres environnements ; ces pluies exceptionnelles sont probablement responsables du bloom spectaculaire d'*Uroglena* sp. observé début septembre. Le lessivage des sols a certainement apporté au lac des polluants présents dans les sols, y compris des particules microplastiques.

La présence de larves véligères de dreissènes en hiver témoigne de l'invasion du lac par des moules quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) ; cette espèce a envahi les Grands Lacs nord-américains, où de nombreux impacts ont été documentés par la suite, tels que la modification du cycle du phosphore (déviations côtières, c'est-à-dire une moindre disponibilité de phosphore en zone pélagique). On peut également suspecter que l'intense activité de filtration des colonies de quagga n'affecte les juvéniles du zooplancton, notamment les daphnies. C'est pourquoi il est important d'évaluer l'état de colonisation du lac par cette espèce ; à cet effet, une cartographie de la répartition de la quagga dans le Léman (en 3D) est en préparation.

Les concentrations de plusieurs micropolluants ont baissé au cours des dernières années ; cependant, l'atrazine, interdite d'usage depuis plus d'une décennie, est à nouveau détectée sans qu'il soit actuellement possible de déterminer sa source. Par ailleurs, l'effort permanent d'adapter les listes de micropolluants ne devrait pas masquer le fait qu'il demeure beaucoup d'inconnues concernant les sources de micropolluants. A cet égard, l'application d'une méthode multirésidus à haute résolution s'est avérée très intéressante, permettant de détecter des composés non ciblés jusqu'ici. Cette approche devra être répétée périodiquement pour continuer d'améliorer la surveillance des micropolluants dans le lac et dans son principal affluent.

EXECUTIVE SUMMARY

2021 CAMPAIGN

BY

THE SCIENTIFIC COUNSEL OF THE INTERNATIONAL COMMISSION FOR THE PROTECTION OF LAKE GENEVA WATERS

CIPEL, ACW – Changins – Bâtiment DC, Route de Duillier, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

RESULTS OF THE MONITORING PROGRAM

The physicochemical analyses of the lake water as well as the biomonitoring were executed at the deepest point of the lake, designated SHL2 (see map, p.6). This site is considered to be representative of the entire Grand Lac, at least in terms of trends. A second site (GE3), located in the Petit Lac, is also monitored by the Service de l'Ecologie de l'Eau (SECOE, Water Ecology Department, Canton of Geneva). The data collected at SHL2 are summarized annually; every 6 years, this summary includes data from two points: SHL2 and GE3. Micropollutants are monitored at Porte-du-Sceux station on the Rhone river (station 1837 of the OFEV's NAWA program) and at SHL2.

1. CHANGES IN PHYSICOCHEMICAL AND BIOLOGICAL PARAMETERS AT SHL2

The year 2021 was characterized by a mild winter (air temperature +2.5°C compared to the monthly average in 1991–2021 for February) and a cooler spring (–2.4°C for the mean values in April and May). The water layer in the first 10 m in 2021 was cooler than in 2020 (mean summer temperature 17.5°C, i.e., 2.4°C lower), except for October. The mean annual temperature in this 0- to 10-m layer has shown a statistically significant trend toward warming since 1973, reaching 12.4°C in 2021. During the winter, the lowest temperature observed at the bottom of the lake was 6.0°C on 26 January, i.e., a continuous increase of 1.1°C since the last complete mixing in 2012.

Winter mixing remained limited to 145 m, the depth that was reached on 2 March 2021. Consequently, this partial mixing was insufficient to reoxygenate the lake's deep layers: the dissolved oxygen concentration measured at the lake bottom after mixing was 2.2 mg/L, a decrease of 1.1 mg/L compared to 2020. In 2021 this concentration in dissolved oxygen varied between 1.4 mg/L and 2.3 mg/L at the beginning of March 2021, the date the final winter partial mixing ended; it has consistently remained at less than 4 mg/L since 2016. The lake's thermal stratification was established by April, with the maximum stratification observed on 9 August 2021 and destratification on 4 November.

The incomplete winter mixing did not allow redistribution of nutrients in the water column: in the 0- to 30-m layer, the mean annual weighted orthophosphate concentration (PO₄) equaled 3.7 µg/L; the seasonal variation of this nutrient in the surface layer showed much less amplitude than between 1987 and 1999, another prolonged period without complete thermal mixing. This absence of complete mixing since 2012 has also led to an increase in the PO₄ concentration at the lake bottom since 2017; it has since stabilized at a lower level than in 2017 (35.9 µg/L in 2021). Total phosphorus presents a similar pattern to PO₄: 10.1 µg/L in the 0- to 30-m layer, 38.2 µg/L at the lake bottom. The mean annual weighted total phosphorus concentration was 16.0 µg/L, a slight decrease (0.9 µg/L) compared to 2020, not reaching, however, the objective set by the CIPEL for the 2011–2020 period, i.e., a value between 10 and 15 µg/L. The total nitrogen and nitrate concentrations were lower in 2021 or nearly stable, respectively.

After a long period (at least since this parameter began to be monitored in 1973, until 2014–2015) where chloride concentrations consistently increased in the lake water, the succession of mild winters, resulting in less use of deicing salt, has since contributed to stabilizing the mean concentration to approximately 10 mg/L: in 2021 this mean weighted concentration was 10.4 mg/L, which corresponds to a stock estimated at 893,749 tonnes in the Grand Lac.

2. ECOLOGICAL MONITORING IN THE PELAGIC ZONE (SHL2)

2.1. PHYTOPLANKTON

In 2021, 18 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station to analyze the qualitative and quantitative changes in the phytoplankton communities. The beginning of the year was characterized by biomasses that were relatively low and dominated by taxa that are indicators of stratified milieux. Beginning in March, the biomass tripled, most particularly diatoms that are indicative of mixed milieux. From mid-May to mid-June, Chrysophyceae, indicating oligotrophic milieux, composed the majority of the phytoplankton. During the summer phase, Dinophyceae greatly dominated the biomass. Most notably the mixotrophic species probably benefited from the massive terrigenous contributions from the rivers' substantial floodwaters. Around 6 September, a surface bloom of *Uroglena* sp. (Chrysophyceae) appeared. This nontoxic species gives a brown color to the water as well as an unpleasant odor. *Uroglena* sp. prefer milieux that are rich in humic acids: the bloom thus may also result from earth materials brought from the floods of tributaries and erosion of river banks during the month of July.

The mean annual biomass was estimated at 1395 µg/L in 2021, a value close to those observed since 2017. The CIPEL's objective of maintaining an annual mean biomass of phytoplankton less than 1000 µg/L was therefore not met, not more than in previous years.

The Brettum Index, which evaluates the trophic level of the lake, based on the composition in phytoplankton species, gave the lake's ecological status as "mediocre" (3.27) for 2021 based on the intercalibration lake type (scale published in 2007, including a typology of lakes; Lake Geneva belongs to type L-AL-3: large Alpine lakes). The objective of "good status" (index value = 4) also remained unattainable.

Analysis of the interannual dynamics of certain functional groups showed a decrease in the biomass of taxa characteristic of the highly stratified eutrophic epilimnions between 1975 and 2021. In contrast, the taxa characteristic of oligotrophic milieux presented an inverse dynamic with stabilization over the last decade. These two observations are coherent with the reduction in phosphorus contributions and bears witness to the overall improvement of the lake's trophic status, which has not stabilized however, as shown notably by the variations in the Brettum Index. In addition, an appreciable increase in the biomass of taxa that are indicative of turbid or shallow milieux has been noted since 2014, and was confirmed in 2021.

Picocyanobacteria, a small (< 2–3 µm) component of phytoplankton, has been included in the monitoring undertaken at SHL2 since 2014. Their abundance can exceed 100,000 cells per milliliter in the summer period. In 2021, the maximum observed occurred later than in previous years, in September, probably also a consequence of unfavorable weather at the beginning of summer. This community's biomass remains modest compared to that of nano- and micro-phytoplankton (see above); it is expected, however, that the proportion of this category of phytoplankton will rise as the lake becomes oligotrophic and the waters warm.

2.2. CHLOROPHYLL BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION

The seasonal dynamics of chlorophyll *a* concentrations in 2021 showed growth starting at the beginning of March, corresponding to a rise in primary production and a lowering of transparency in the upper layer of the water column. The chlorophyll *a* concentrations measured in spring (March–May) were higher than those measured in summer, when a reduction in chlorophyll biomass and primary production was observed, coinciding with a peak in zooplankton development and a rise in transparency. A last peak of chlorophyll biomass corresponding to the highest peak in production was observed at the surface in September. Then chlorophyll *a* values rapidly declined and reached the minimal values typical of the winter season, associated with an increase in the water's transparency.

In terms of interannual evolution, the mean concentrations of chlorophyll *a* and the primary production values from March to May were higher in 2021 than those observed the previous years. On the other hand, between June and August the primary production values were lower compared to the peak observed in 2020, even though the means presented values that were comparable to the measurements taken since 2015. In the fall of 2021, the mean primary production was lower than the values observed in 2020 but were coherent with those observed in previous years.

At the interannual scale, the trend toward mean annual chlorophyll *a* concentrations, observed since 2018, was confirmed.

2.3. ZOOPLANKTON

In 2021 the microcrustacean zooplankton in Lake Geneva was dominated by the calanoid copepods (*Eudiaptomus gracilis*). At the end of winter (January and February), abundance was low. Spring development was observed beginning in March, and the peak of cyclopoid and calanoid abundances was reached at the end of April and then the beginning of May, respectively. The abundances of these two groups were lower during the rest of the year, and another group of microcrustaceans, the cladocerans, exceeded the former at the end of spring and during the summer months. A first peak in abundance was reached at the end of May, represented by the herbivorous cladoceran Bosminidae. A second higher peak followed in July, represented by the herbivorous cladoceran Daphniidae. Finally, a third intermediate peak occurred in September. The carnivorous Cladocera were the most abundant starting in the summer until autumn, with a maximum for *Leptodora* in August and for *Bythotrephes* in June and July.

At the interannual scale, the numbers of the microcrustacean community have shown a declining trend since the end of the 1980s and have been particularly low the past 2 years. A reduction in the numbers for most of the zooplanktonic groups was noted, particularly for the calanoids and the carnivorous cladoceran *Leptodora*. The herbivorous cladocerans, which have shown a constant decline since 2014 and presented particularly low numbers in 2020, increased slightly in 2021. The cyclopoid and *Bythotrephes* groups presented stable abundance values compared to the values measured in 2020.

The rotifer community presented a first abundance peak in March and a second higher one in May. The abundance values were lower beginning at the end of July; however, a last peak was reached in November. The dominant taxa were *Synchaeta* sp. in March and *Polyarthra* sp. in June and November.

The interannual evolution of the abundance of the mollusc *Dreissena* sp. Larvae has been stable since the 2000s, with a seasonality marked by high abundance in summer. However, an increase in abundances was observed in 2021, probably because of the arrival of a new species of *Dreissena* (*Dreissena bugensis*, quagga mussel), with a high number of larvae observed starting in January given that its growth phase is more active in the winter season.

2.4. WHITEFISH DIET

Zooplankton-eating fish such as the whitefish (*Coregonus lavaretus*) regulate planktonic communities and influence their taxonomic structure. Monitoring whitefish stomach contents makes it possible to assess the predation pressure that this population exerts on zooplankton. It also provides better knowledge on the trophic ecology of whitefish and allows identification of its main prey. However, in Lake Geneva these prey present fluctuations in abundance and annual dynamics, as indicated in the preceding section. For the whitefish, these changes in the zooplanktonic community result in changes in terms of availability and accessibility of its prey, which may instigate an adjustment in its feeding behavior.

The stomach contents of adult whitefish have been sampled and analyzed using the same protocol since 1999. In 2021, the mean size of the whitefish analyzed was 43.9 cm. The whitefish diet is mainly made up of cladocerans (daphnia, *Bythotrephes*, and *Leptodora*), including during the months when the zooplankton community is dominated by copepods. The relative contributions of these three types of prey present highly pronounced seasonal variations that recur from one year to the next. Nonetheless, since 2014, *Bythotrephes* has represented high contributions throughout the year; in addition, the daphnia contribution in 2021 in winter, spring, and summer is slightly higher than that observed in 2020. The food bowl of the whitefish has evolved over the years, which reflects an increasing contribution of the proportion of *Bythotrephes* and a decrease in the contributions of daphnia and *Leptodora*. This evolution does not depend on the abundance of *Bythotrephes*; instead, the trend followed by the proportion of daphnia in the food bowl is significantly correlated with the abundance of these microcrustaceans at SHL2. This reinforces the hypothesis advanced in an earlier report, postulating that an increase in predation on *Bythotrephes* may be related to a transfer onto this taxon because of the reduced availability of daphnia.

2.5. WHITEFISH AND PERCH SPAWNING

Monitoring the phenology and the reproduction of two fish species, the whitefish (*Coregonus* sp.) and the perch (*Perca fluviatilis*) aims to assess the impact of climate change. Whitefish reproduce in winter, when the water temperature descends below a certain threshold; the opposite is expected for perch in springtime.

The reproduction of whitefish has been monitored in winter since 2015 with gillnets set and sampled every week on reference sites where fish regularly spawn. The reduction in captures observed beginning in 2018–2019 has led to testing alternative sampling methods: visual counting, acoustic cameras, and environmental DNA. To monitor perch

reproduction, artificial spawning sites are set up every year on a reference site, at different depths, starting at the beginning of April and continuing until June.

The number of whitefish individuals captured during the winter of 2020–2021 (17) was comparable to the previous year's number. Alternative methods were applied continuously during the monitoring period, whereas netting was interrupted once because of unfavorable weather conditions. The abundance proxies of the different methods are quite coherent and situate the reproduction peak on 20 December 2020. The dynamics observed seem atypical, only loosely related to temperature. The causes of this observation remain to be elucidated.

For perch, 20 samples from spawning grounds were collected, with 49 ribbons harvested. The number of ribbons was approximately six times lower than in 2019. Spawning began on 5 May, i.e., approximately 10 days earlier than in 2020, with temperatures close to 10°C. The peak was reached on 21 May 2021.

3. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT LEVELS IN THE WATERS (PORTE-DU-SCEX AND SHL2)

In the Rhone River (Porte-du-Scex), 130 pesticides, 38 pharmaceutical residues (including guanylurea, a degradation product of metformin), two anticorrosives, four organic compounds (1,4-dioxane, methyl tertbutyl ether (MTBE), benzidine and its metabolite 4-aminobiphenyl) were analyzed in the composite samples over 2 weeks throughout 2021. Moreover, 11 perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl (PFAS) substances were studied during the first 4 months of the year. In Lake Geneva (SHL2), 159 pesticides, 73 pharmaceutical residues, two anticorrosives, four organic compounds (1,4-dioxane, MTBE, benzidine and its metabolite 4-aminobiphenyl), as well as 25 metallic trace elements were measured in the spring and fall at different depths (1, 30, 100, and 305 m for pesticides; 1, 15, 100, and 305 m for the pharmaceutical residues; and 15 and 100 m for the four organic compounds).

Complementing these targeted analyses, a multiresidue high-resolution liquid chromatography analysis was done by the EAWAG (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology) on a water sample taken in the spring at SHL2.

Out of a total of 130 pesticides surveyed, seven substances were qualified in the Rhone River at Porte-du-Scex during 2021: glyphosate, from its main degradation product aminomethylphosphonic acid (AMPA), amidosulfuron, diuron, foramsulfuron, metalaxyl, as well as spinosad; 14 other pesticides were detected but could not be quantified with the methodology used. The tolerance value of the OPBD order (RS 817.022.11), set at 0.5 µg/L for the total of the pesticide concentrations measured, was not surpassed in 2021, as in the preceding 8 years.

The total load of pesticides in 2021, calculated by multiplying concentrations in each composite sample by the mean flow of the Rhone during the corresponding period, remained relatively low (259 kg) and followed the trend of the last 3 years. Of this total, the amount of direct industrial discharge was estimated at approximately 41 kg, notably amidosulfuron, cyprodinil, and foramsulfuron. The iodosulfuron-methyl load, which reached 24 kg in 2020, was lowered to 2 kg in 2021. Estimations of pesticide loads were on the whole coherent with industry self-evaluation data.

The annual total load of agricultural, urban, and private pesticides was consequently estimated at 218 kg in 2021; the most consequential loads were once again the herbicide glyphosate and its degradation product AMPA, as well as diuron.

Out of a total of 159 pesticides investigated at SHL2, between 15 and 27 substances were detected. Atrazine-desethyl-desisopropyl, chlorobromuron, cyprodinil, dinoterb, fludioxonil, propazine, and 2-hydroxy-simazine were detected at different depths but could not be quantified. Chlorothalonil was not considered, but four of its metabolites were and did not exceed the 0.025-µg/L limit.

In 2021, similarly to the observations made since 2015, the levels of total pesticides found at SHL2 oscillated between 0.04 and 0.186 µg/L depending on depth and season. The total concentration at 305 m remained higher than at other depths, possibly because of winter mixing that was limited in terms of depth. Amidosulfuron (an herbicide), metalaxyl (a fungicide), AMPA (metabolite of the herbicide glyphosate), and atrazine (herbicide prohibited since 2003 and 2007 in France and Switzerland, respectively) were measured at concentrations higher than or equal to 0.010 µg/L. There is currently no satisfactory explanation for the presence of atrazine.

Five pharmaceutical residues were quantified in the Rhone River at Porte-du-Scex in 2021: metformin, its main degradation product guanylurea, bupivacaine, diclofenac, and prilocaine. These substances were already quantified in 2020. Metformin and guanylurea exceeded 0.1 µg/L in every sample. The concentrations of the other substances mentioned were substantially lower, with a maximum of 0.083 g/L of diclofenac in January 2021. However, this value

is problematic because it surpasses the threshold value of this product, as set by Swiss regulations (OEaux regulation), by 0.05 µg/L. The rest of the year, this non-steroidal anti-inflammatory was regularly quantified in the Rhone but at lower concentrations.

The total annual load of pharmaceutical residues (including guanylurea) was estimated at 6314 kg in 2021; metformin and guanylurea accounted for 98.8% of this flux. The load of pharmaceutical residues coming from industry has strongly declined since 2007, and totaled only 91 kg in 2021.

At SHL2, six additional substances were introduced in 2021 in the monitoring program, based on the current watch list in European water policy: amoxicillin, clotrimazole, fluconazole, miconazole, O-desmethylvenlafaxine, and trimethoprim. Metformin remains the medicinal substance with the highest concentration and exceeds by more than one order of magnitude the level of the other residues detected. It was quantified in all the samples. The median of the concentrations found at 1 m, 15 m, and 100 m was 0.38 µg/L, whereas at 305 m deep the median was 0.10 µg/L. Since 2018, the level of guanylurea was also measured; even though it was not always detected, it is the second highest pharmaceutical residue present in the lake water.

The levels of pesticides and metals in Lake Geneva satisfy the requirements for the environment as well as for drinking water with regard to both Swiss and French legislation. For pharmaceutical residues, none of the existing threshold values were exceeded for Switzerland only.

In the Rhone, 1,4-dioxane was quantified in 12 samples out of 25, most particularly at the beginning of the year. The concentrations measured varied between non-detected and 0.54 µg/L, and the load was estimated at 560 kg, i.e., 238 kg less than in 2020. At SHL2, its concentrations oscillated between 0.18 and 0.43 µg/L. In both the Rhone River and in Lake Geneva, the maximum concentrations observed remained below the Swiss legal threshold of 6 µg/L in drinking water.

1H-benzotriazole and tolyltriazole, industrial anticorrosive additives, also present in common consumer products, are frequently found in the Rhone at Porte-du-Scex (annual load 161 kg for benzotriazole, 133 kg for tolyltriazole). In 2021, these two substances were detected at SHL2 with maximum concentrations of 0.064 µg/L for benzotriazole and 0.018 µg/L for tolyltriazole.

Neither benzidine nor its main metabolite 4-amino-biphenyl were detected at Porte-du-Scex, nor at SHL2.

The multi-residue analysis done by the EAWAG detected 23 pesticides (and metabolites) as well as 29 pharmaceutical residues, a wider spectrum than the substances targeted for analysis. For the substances common to the two approaches, the results were relatively analogous. The multi-residue analysis notably demonstrated a metabolite of amidosulfuron, a metabolite of chlorothalonil, as well as pharmaceutical residues that had not been investigated to date: gabapentin, iohexol, iomeprol, oxypurinol, rimantadine, and valsartan. This analysis also led to indicating the presence of tetrachlorophthalic acid and melanin (or cyanuramide). The former is used in the chemical industry to manufacture polymers. The latter occurs in the synthesis of melamine resins, thermosetting plastics used for furniture (Formica) as well as dishes for camping and for children, gadgets and small electrical items.

For the first time in 2021, the micropollutants analyzed in the upstream Rhone and Lake Geneva were presented and discussed simultaneously. This river is indeed the main tributary of Lake Geneva. Nevertheless, it remains difficult to relate the flux of substances in the Rhone and the presence of these same substances at SHL2, notably because of sampling programs that do not take into account hydrodynamics, which would be very complex to implement.

SPECIFIC STUDIES

4. MICROPLASTICS IN THE DIGESTIVE TRACT OF FISH IN LAKE GENEVA

Microplastic pollution is preoccupying because of its potential impacts on the terrestrial and aquatic ecosystems. The last few years have established that microplastics are present throughout aquatic ecosystems, rivers, seas, oceans, including Lake Geneva and its tributaries. In a first study launched in 2020, it was demonstrated that fish in Lake Geneva could ingest microplastics. This study, conducted on approximately 100 adult individuals from four species – burbot (*Lotta lotta*), roach (*Rutilus rutilus*), perch (*Perca fluviatilis*), and whitehead (*Coregonus lavaretus*) – showed that 10% of the individuals studied contained microplastics $\geq 500 \mu\text{m}$ in their digestive tracts. Aiming to quantify and characterize particles $< 500 \mu\text{m}$, the samples were again analyzed using direct infrared laser imaging and compared with a spectral library including several hundred spectra of polymers and biological materials. This innovating technique demonstrated that a high number of microplastics $< 500 \mu\text{m}$ are also ingested by fish in Lake Geneva. The main polymers identified were polyamide, polycarbonate, polyethylene terephthalate, polyurethane, and polyvinyl chloride. The types and numbers of microplastic particles detected were relatively similar for the four species studied. The counts of microplastics between 12 and $500 \mu\text{m}$ are generally between 100 and 200 particles per individual. These results suggest that all the species studied are exposed to microplastics and indicate that the degree of fish contamination in Lake Geneva is comparable to other studies conducted in marine and freshwater species.

5. EFFECT OF CLIMATE CHANGE ON THE HYDROLOGICAL REGIME FROM THE RHONE AT GENEVA

This study aspired to establish the state of knowledge on Lake Geneva's water balance and to attempt to fill the gaps of this assessment by testing certain hypotheses. Indeed, inflows monitored in isolation do not suffice to explain the exports (outflow at Geneva). The study also considered how this assessment may potentially evolve depending on climate change scenarios (scenarios from the regional GIEC, Intergovernmental Panel on Climate Change). An example of warming of the earth's surface and a notable imbalance in the variability of climate events, the dynamics of the lake are already changing.

With regard to the historical water balance, the Rhone flows a mean $260 \text{ m}^3/\text{s}$ per year at the lake's outlet at Geneva, while it provides approximately $190 \text{ m}^3/\text{s}$ at the lake's entrance (monitored at Porte-du-Scex), which accounts for approximately 70% of the inputs. The intermediate watersheds account for roughly 25% of the inputs. Evaporation and precipitation on the lake are on the same order of magnitude: roughly 6% of the inputs and exports. A mean deficit of $-2 \text{ m}^3/\text{s}$ per year was obtained at the closure of the water balance, with amplitudes of -20 to $+20 \text{ m}^3/\text{s}$. The margin for error is estimated at around $18 \text{ m}^3/\text{s}$ per year. It should also be noted that the amplitude of the deficit is correlated with precipitations, which suggests that it could be explained by inputs from small, unmonitored watersheds. Interpolation of the existing data and extrapolation of the results observed on the monitored watersheds make it possible to close the water balance within the range of error calculated.

The future water balance will adopt an exploratory and modeling approach so as to anticipate the effects of climate change on the lake's dynamics. In sum, this investigation indicates a notable reduction in water inputs to Lake Geneva with an increase in the radiative forcing chosen. A 5–15% reduction is expected by 2100 in worst-case scenarios.

With regulation of the lake level carried out at the Seujet dam at the outlet of Lake Geneva, the lake's level cannot be maintained in the worst-case scenario (RCP 8.5 of the GIEC): simulations show a drop in the level of more than 25 cm during the summer period toward the year 2100.

6. CONCLUSION AND PERSPECTIVES

From year to year – and 2021 was nothing exceptional – many of the indicators used in the monitoring program implemented by the CIPEL provide an image of a lake that is in relatively good state: the mean concentration in total phosphorus comes close to the desired range of concentrations; the chloride concentration is stabilizing; the flows of micropollutants entering the lake have decreased, as have the levels of several of them at the monitoring point at the center of Grand Lac. This appraisal is honest and also shows that the endeavors on the part of the stakeholders at the CIPEL to monitor the different forms of pollution have produced results.

However, stopping there, on a solely positive note, is not satisfactory, nor is it rigorous: the overall picture of the indicators studied also presents a certain number of preoccupying signals, as put in perspective below.

Climate change, whose effects on the lake's thermal regime have been perceptible for the past two decades, is intensifying. It will also manifest as a greater frequency of extreme events, much like the intense rains of summer 2021.

No complete thermal mixing has taken place in Grand Lac for 10 years: as a result, nutrients and oxygen are not redistributed throughout the water mass, and hypoxia has been observed at the lake bottom. The expanse and volume of this hypoxic zone will be assessed as soon as possible, possibly in the autumn of 2022. The consequences of this hypoxia first of all concern the survival of benthic organisms; on the other hand, the concentrations of manganese do not seem to be increasing on a long-term basis. Concentrations of orthophosphates first rose after the last complete thermal mixing, before stabilizing, contrary to what was expected.

Related to this repetition of partial mixings, the lake's internal dynamics have evolved, notably in terms of bioavailable phosphorus (orthophosphates) in the surface layer, whose seasonal variations show much less amplitude than during the 1986–1999 period, which was already a period without complete mixing.

The composition of the phytoplankton community has changed, as has the abundance of different taxa. This observation demonstrates the long-term results of the strategy since the 1980s seeking to control phosphorus inputs.

However, the mean algal biomass remains too high with regard to the objective adopted in 2014. Similarly, the Brettum Index, which is calculated based on abundance levels of different indicator taxa, currently places the lake at times in the “mediocre” category and at other times in the “fair” category. It therefore seems logical, and timely, to raise questions on the pertinence of the objective value of algal biomass. However, the mediocre value of the Brettum Index results from the abundant presence of species such as *Planktothrix rubescens* during the winter.

The highly substantial precipitations during summer 2021 leached the soils and allowed the development of phytoplankton taxa representative of other environments. These exceptional rains are probably responsible for the spectacular bloom of *Uroglena* sp. observed at the beginning of September. Soil leaching undoubtedly brought to the lake the pollutants present in the soil, including microplastic particles.

The presence of veliger larvae of dreissenids in winter demonstrate the lake's invasion by quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*). This species has invaded the Great Lakes in North America where a number of impacts have since been recorded such as the modification of the phosphorus cycle (near-shore phosphorus shunt, i.e., lower availability of phosphorus in the pelagic zone). It can also be suspected that the intense filtration activity on the part of quagga colonies affects zooplankton juveniles, notably daphnia. For this reason it is important to assess the state of the lake's colonization by this species; for this purpose, quagga distribution in Lake Geneva is being mapped in 3D.

The concentrations of several micropollutants has decreased over the last few years; however, atrazine, banned from use for more than a decade, is again detected without it being possible today to determine the source. In addition, the ongoing work to adapt lists of micropollutants should not mask the fact that many unknowns remain concerning the sources of micropollutants. In this regard, application of a high-resolution multiresidue method has been shown to be highly useful, making it possible to detect components that have not been targeted to date. This approach should be repeated periodically so that monitoring of micropollutants in the lake and its main tributary can continue to progress.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

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

CAMPAGNE 2021

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

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

RESUME

L'année 2021 est caractérisée par un hiver doux (+2.5 pour le mois de février) et par un printemps plus frais (-2.4 °C pour les mois d'avril et mai) que la normale 1991-2020. A partir du mois d'avril, l'insolation moyenne est de 250 heures, soit 30% de plus que la normale. La pluviométrie du mois de juillet est excédentaire 2.3 fois supérieure à la normale de ce mois.

Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 6.0°C soit une augmentation continue de 1.1°C depuis le dernier brassage complet en 2012.

En 2021, la profondeur du brassage hivernal partiel est observée à 145 m au mois de mars. La tendance de diminution de la profondeur du brassage hivernal en lien avec le réchauffement climatique est à confirmer dans les prochaines années.

Ce brassage partiel n'est pas suffisant pour réoxygéner l'eau de la couche d'eau profonde du lac. La concentration en oxygène dissous au fond du lac est de 2.3 mgO₂/L au moment du brassage et reste inférieure à 3 mgO₂·L⁻¹ pour toute l'année. La valeur minimale est de 1.4 mgO₂·L⁻¹, soit la concentration la plus faible depuis 2012.

En 2021, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total est de 16.0 µgP/L. La concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates est de 12.2 µgP/L.

La concentration des ions chlorures dans le Léman se stabilise autour d'une concentration moyenne annuelle de 10.4 mg/L.

ABSTRACT

2021 was characterized by a mild winter (+2.5°C in February) and a cool spring (-2.4°C in April and May) compared to the 1991-2020 climate normal. Starting from April, the average monthly insolation was 250 hours (30% more than the climate normal). The rainfall was 2.3 times higher than normal in July.

The lowest temperature recorded at the bottom of the lake during winter was 6.0°C. The winter mixing reached 145m in March 2021. The relationship between the decreasing trend of winter mixing depth and global warming is to be confirmed in the coming years.

Deep water layers were not reoxygenated. The dissolved oxygen concentration at the bottom of the lake was 2.3 mgO₂/L during the winter mixing and remained lower than 3 mgO₂/L for the whole year. The minimum value was 1.4 mgO₂/L. It is the lowest observed concentration since 2012.

In 2021, the annual average concentrations of total phosphorus and orthophosphate were respectively 16.0 µgP/L and 12.2 µgP/L.

The chloride concentration has been plateauing since 2015 with values around 10.4 mg/L in 2021.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman réalisé dans le Grand Lac à la station SHL2 en 2021, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphates, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, chlorophylle-a et transparence).

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2021 (température de l'air, pluviométrie, ensoleillement, rayonnement global et vents) est intégré à ce rapport et figure en annexe V. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRAE.

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman fournies par l'Observatoire OLA (Observatoire des Lacs Alpins) pour la période 1973-2021 (SOERE OLA-IS 2021).

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 Evian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m)

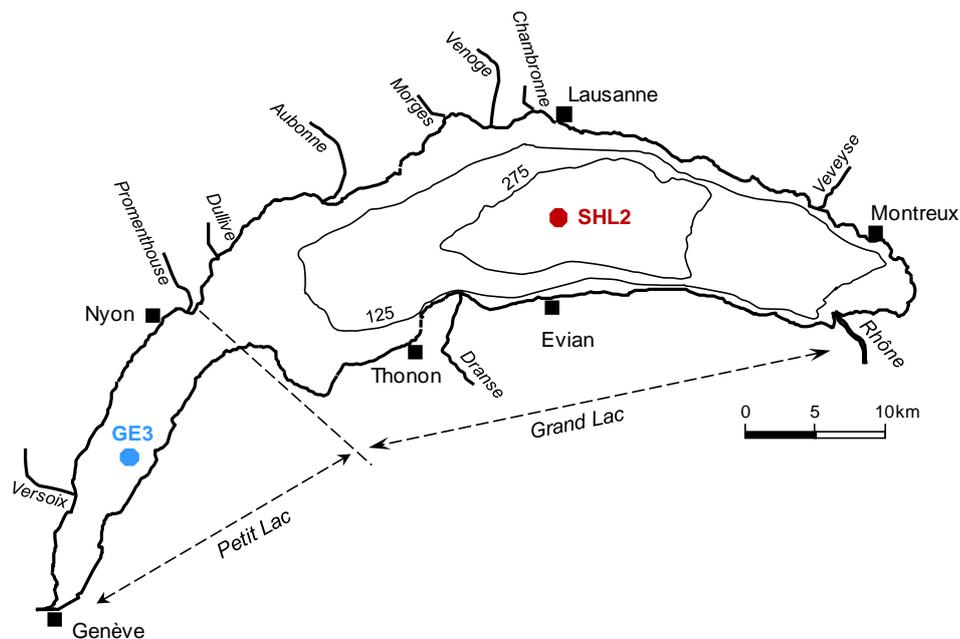


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour le suivi de la CIPEL sur le Léman

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

La station SHL2 est admise comme représentative de l'évolution à long terme du Grand Lac au point de vue physico-chimique (BLANC et *al.*, 1993). Les stocks et concentrations moyennes pondérées sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes II et III).

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.

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac évolue 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 2021, 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 no	Date	Campagne no	Date
1	2021-01-26	11	2021-07-21
2	2021-02-16	12	2021-08-09
3	2021-03-02	13	2021-09-02
4	2021-03-16	14	2021-09-15
5	2021-04-20	15	2021-09-27
6	2021-05-03	16	2021-10-19
7	2021-05-19	17	2021-11-16
8	2021-06-01	18	2021-12-06
9	2021-06-14		
10	2021-07-07		

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARTELL INRAE de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRAE et l'Université de Savoie Mont Blanc ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Limniques), qui procède également à diverses mesures « *in-situ* ». 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 et une variabilité allant de 0 à 5 m. Ces écarts sont considérés comme acceptables pour la présente étude.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie de l'UMR CARTELL INRAE de 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 IV.

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

3. METEO

3.1. TEMPÉRATURE DE L'EAU

En 2021, la strate des 10 premiers mètres est moins chaude qu'en 2020, année la plus chaude enregistrée en France, excepté pour le mois d'octobre 2021. La température moyenne estivale en 2021 est de 17.5°C, soit 2.4°C de moins que celle en 2020 (Figure 2).

Les mois hivernaux de l'année 2021 sont doux et les mois printaniers et estivaux sont moins chauds que ceux de 2020. La température de la couche de surface est supérieure au 75^e percentile des températures mesurées sur la période 1973-2020 pour les mois hivernaux, de septembre et de décembre. Elle est proche du 1^{er} quartile pour les mois de mai à août (Figure 3).

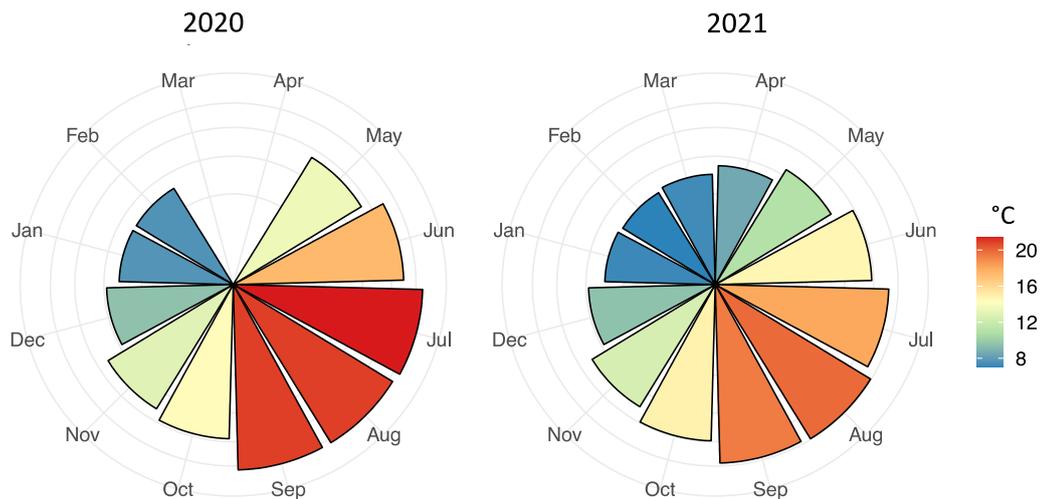


Figure 2 : Température moyenne mensuelle dans la couche (0-10 m) en 2020 et 2021, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 2 : Monthly average temperature in water layer (0-10 m) in 2020 and 2021, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

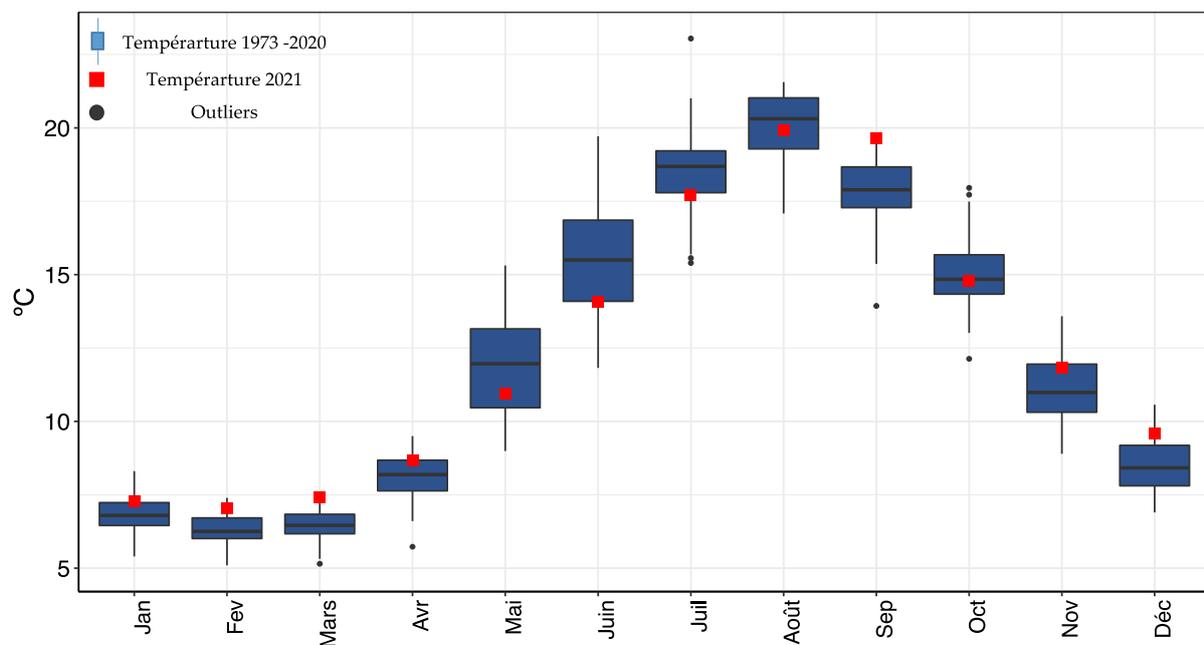


Figure 3 : Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche (0-10m) du 1973-2020 (boxplot) et en 2021 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 3 : Monthly average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 – 2019 (boxplot) and in 2021 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

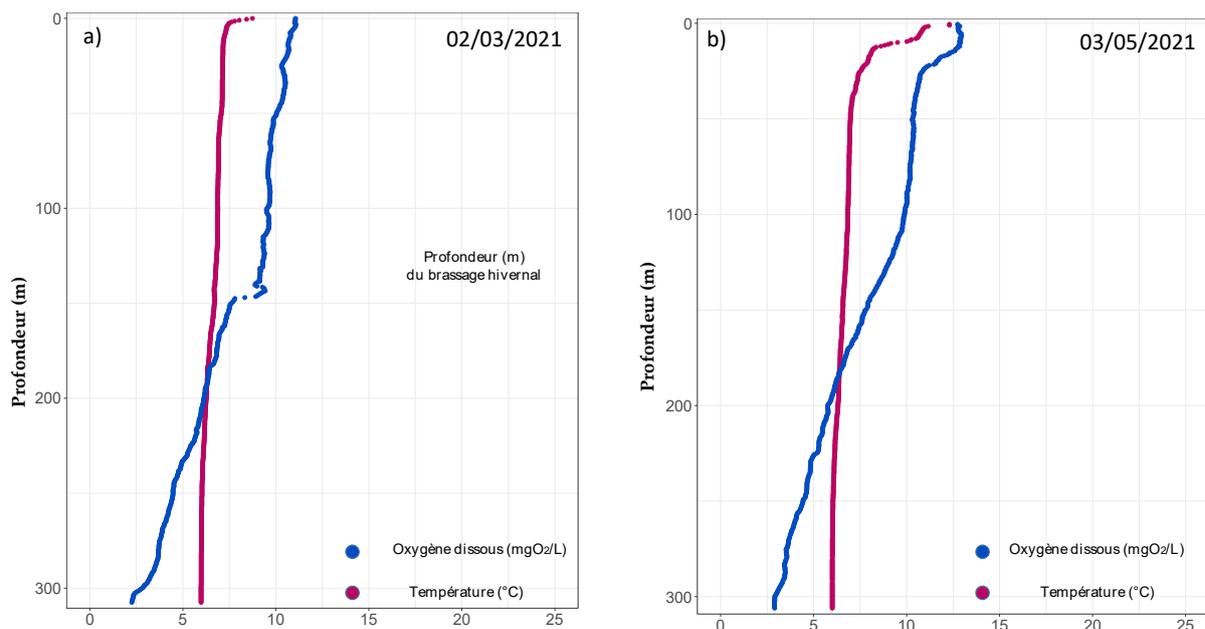
En 2021, la profondeur du brassage hivernal partiel est observée à 145 m à la date du 02 mars 2021 (Figure 4a). Ce brassage partiel n'est pas suffisant pour réoxygéner les couches d'eau profonde du lac. La concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac est de 2.2 mgO₂/L, soit une diminution de 1.1 mgO₂/L par rapport au même moment de l'année 2020 (Figure 4a).

Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 6.0°C le 26 janvier 2021 soit une augmentation continue de 1.1°C depuis le dernier brassage complet en 2012. Depuis l'année 2017, les profondeurs du brassage sont respectivement 190m en 2017, 201m en 2018, 135m en 2019, 120m en 2020 et 145m en 2021. Le lien entre le réchauffement climatique et la diminution progressive de la profondeur du brassage est à confirmer dans les prochaines années.

A partir du mois d'avril en 2021, la mise en place de la stratification thermique entraîne la reprise de l'activité phytoplanctonique. La stabilité de la colonne d'eau est propice pour le développement phytoplanctonique. Le pic du phytoplancton est observé au mois de mai 2021 (Figure 4b, Figure 5).

D'après les mesures *in-situ* de la sonde multi-paramètre, la concentration en chlorophylle-a est de 10.3 µgChla/L à 19.1 m au 03 mai 2021, associée à une concentration en oxygène dissous de 11.7 mgO₂/L soit 104 % en saturation d'oxygène. Ces pics d'oxygène dissous correspondent à une activité phytoplanctonique importante durant la phase printanière (mai 2021) et en fin d'été (août 2021) (Rimet, ce rapport).

La stratification estivale maximale est observée le 09 août 2021 avec une température moyenne de 19.9°C sur 0-10 m (Figure 4c, Figure 5). L'enfoncement de la thermocline de la masse d'eau est observé le 16 novembre 2021 (Figure 4d, Figure 5).



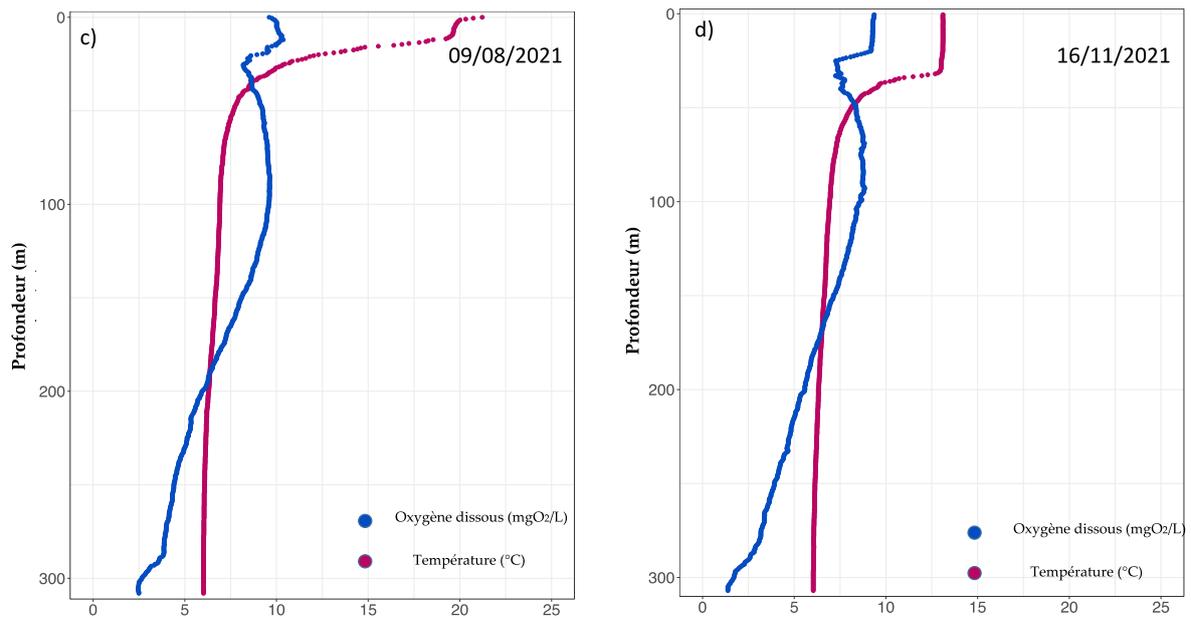


Figure 4 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman – Grand Lac (SHL2) :

- a) en hiver lors du brassage partiel maximal observable (02.03.2021),
- b) au printemps (03.05.2021),
- c) en été (09.08.2021),
- d) en automne (16.11.2021).

Figure 4 : Physico-chemical profile from multi-parameters probes, Lake Geneva – Grand lac (SHL2):

- a) in winter after maximal observable water mixing (02.03.2021),
- b) in spring (03.05.2021),
- c) in summer (09.08.2021),
- d) in autumn (16.11.2021).

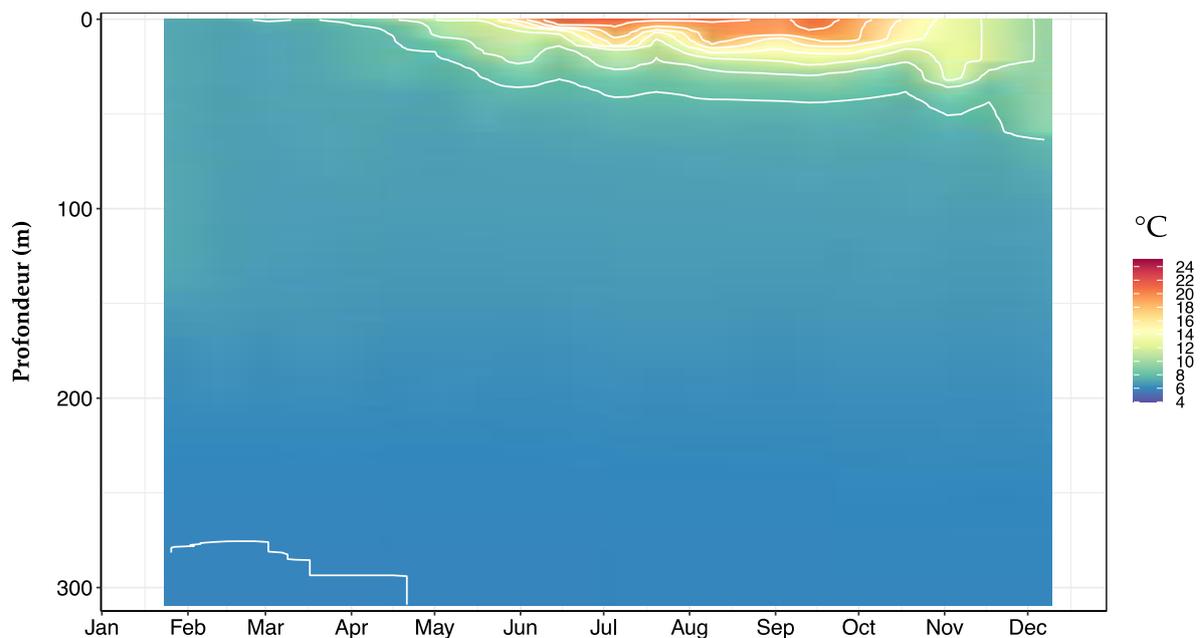


Figure 5 : Température des eaux du lac en 2021 (iso-contour en blanc), Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 5 : Water temperature in the lake in 2021 (iso-contour lines in white), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

3.2. VARIATION INTERANNUELLE DE LA TEMPÉRATURE DE L'EAU

La variation interannuelle de la température de différentes couches d'eau est présentée dans la figure 6. Les couches d'eau à 50 m et 100 m représentent une variabilité interannuelle plus marquée que les couches profondes de 200 m et 309 m.

Dans la couche d'eau profonde, la température de l'eau est passée de 5.1 °C en 2012 à 6.0 °C en 2021, soit une augmentation de 0.9°C en 9 ans. L'absence de brassage hivernal complet explique l'augmentation de la température observée ces dernières années (Figure 6).

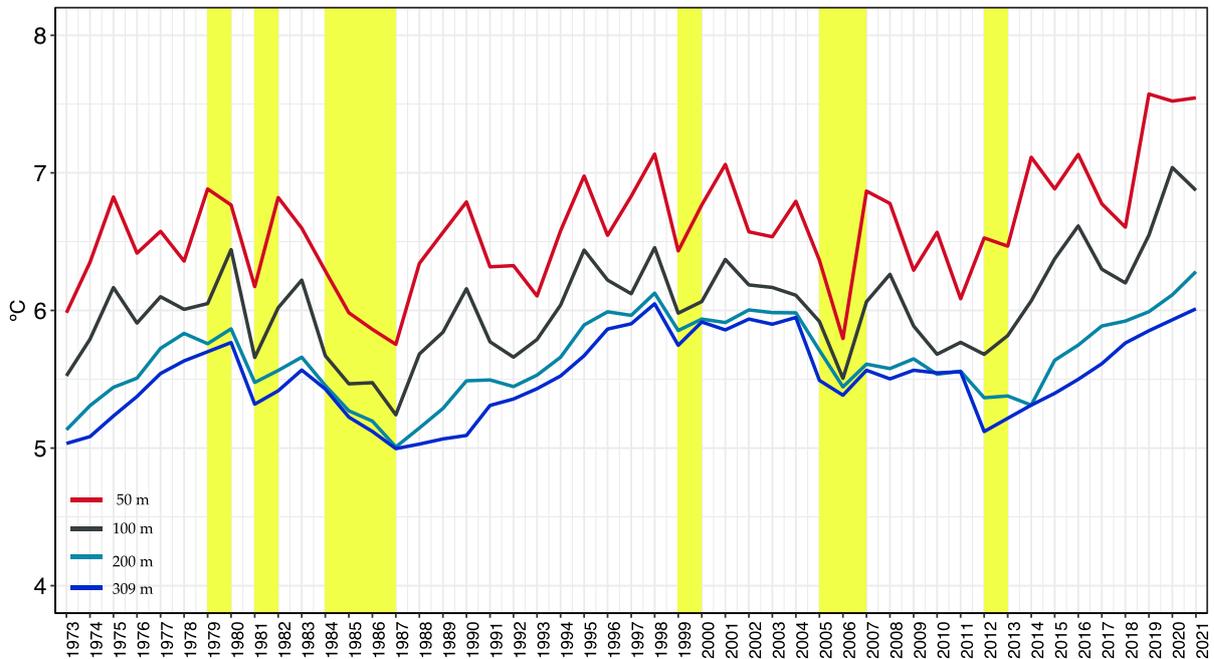


Figure 6 : Évolution de la température annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1973 à 2021, Léman – Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 6 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1973 to 2021, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete winter mixing.

La température moyenne annuelle dans la couche 0-10 m montre une tendance au réchauffement statistiquement significative depuis 1973 (p-value < 0.005) (Figure 7). En 2021, la température de cette couche est de 12.4°C, soit une diminution de 1.5°C par rapport à l'année 2020 qui est l'année la plus chaude enregistrée en France.

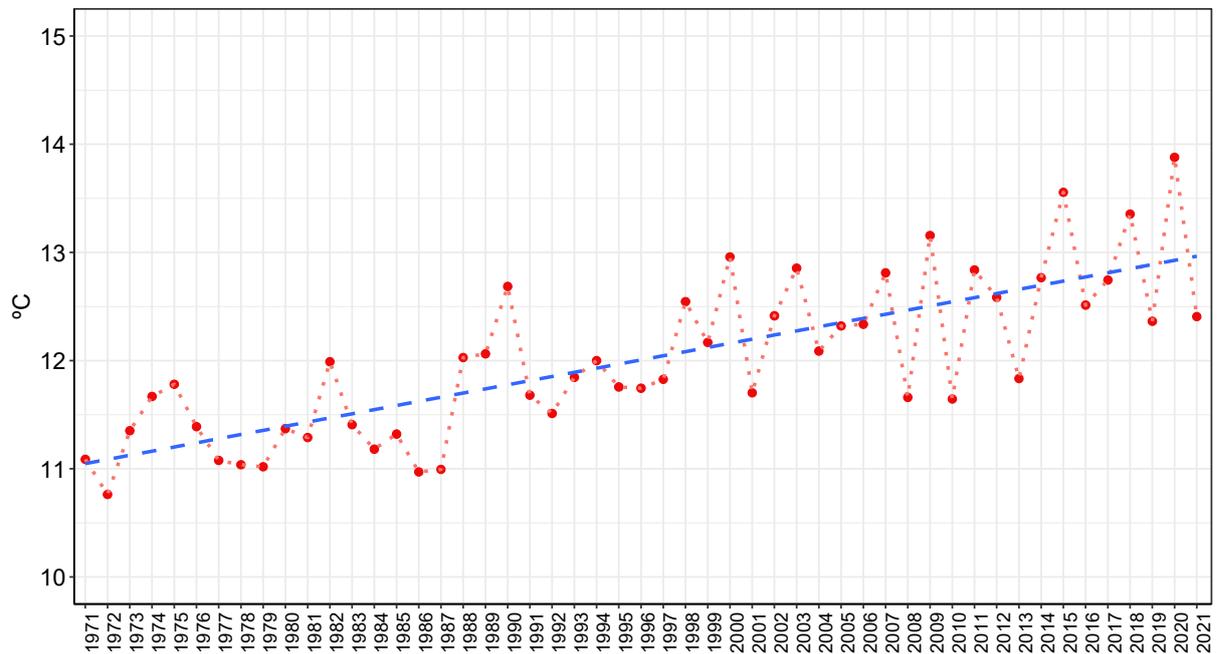


Figure 7 : Évolution de la température moyenne annuelle de l'eau de la couche 0-10m de 1973 à 2021, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 7 : Inter-annual changes in the annual average water temperature of the 0-10m top layer from 1973 to 2021, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

4. PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ASSOCIÉ À L'ACTIVITE PHYTOPLANCTONIQUE

4.1. TRANSPARENCE DE L'EAU

La dynamique de transparence pour l'année 2021 est représentée sur la figure 8. La transparence était maximale jusqu'à 11.8m le 26 janvier 2021. Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 2.8 m le 01 juin 2021.

Après cette date, la transparence augmente à 7.7m en raison de la baisse de l'abondance de la communauté phytoplanctonique alors fortement broutée par le zooplancton. En juillet, la transparence diminue exceptionnellement à 3.0m suite à une pluviométrie importante soit de 200mm en moyen pour les 4 stations. La transparence est de 7.5m le 09 août et diminue fortement à 4.2m et 3.7m en septembre 2021. Cette diminution pourrait avoir un lien avec le bloom d'*Uroglena* observé à cette période. Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence augmente progressivement et atteint 10.5m le 06 décembre 2021 (Figure 8).

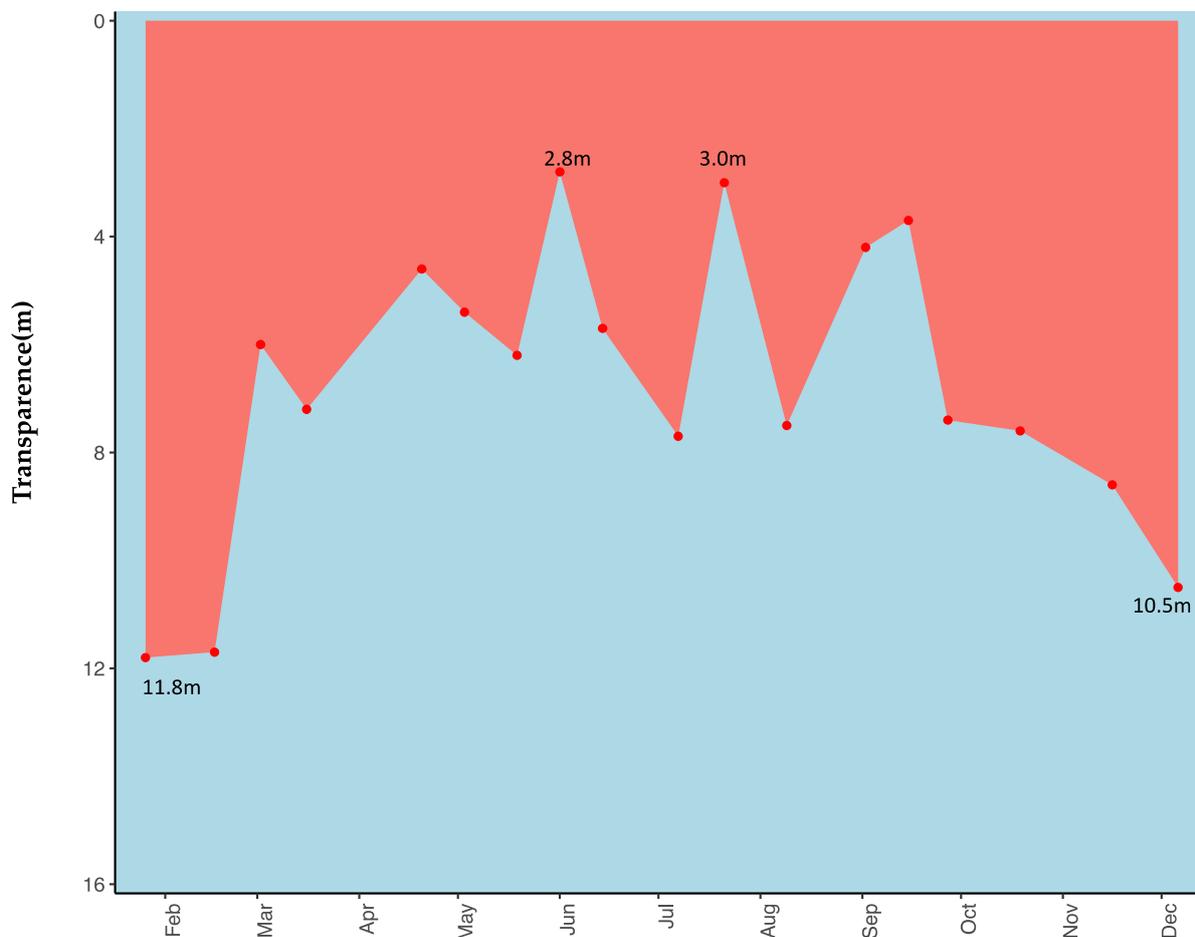


Figure 8 : Transparence avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 8 : Transparency using a Secchi disk, Léman - Grand Lac (SHL2)

4.2. PH

Le pH dépend de la température, par conséquent, cette mesure est corrigée puis exprimée par convention à 25°C.

La figure 9 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal qui s'est étendu jusqu'à 145 m, le pH de la colonne d'eau oscille entre 7.5 et 8.2 tel que l'on peut l'observer sur le profil du 02 mars 2021 (Figure 9).

En présence des conditions propices (lumière et température), la reprise de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation du pH dans les premiers mètres de la colonne d'eau habituellement dès le début du printemps. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO₂ lors de la photosynthèse. Le CO₂ étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. Lors du pic de la chlorophylle-a du 03 mai 2021, le pH maximal est de 8.6 à 6m de profondeur, soit 0.5 unité supérieure à la valeur du pH à l'issue du brassage hivernal 2021. Durant l'été, le pH reste élevé dans les dix premiers mètres et varie entre 8.3 et 8.7. Le pH diminue progressivement par la suite et le pic du pH s'enfonce à 38m le 07 décembre 2021 en raison de la déstratification de la masse d'eau et de la diminution de l'activité phytoplanctonique.

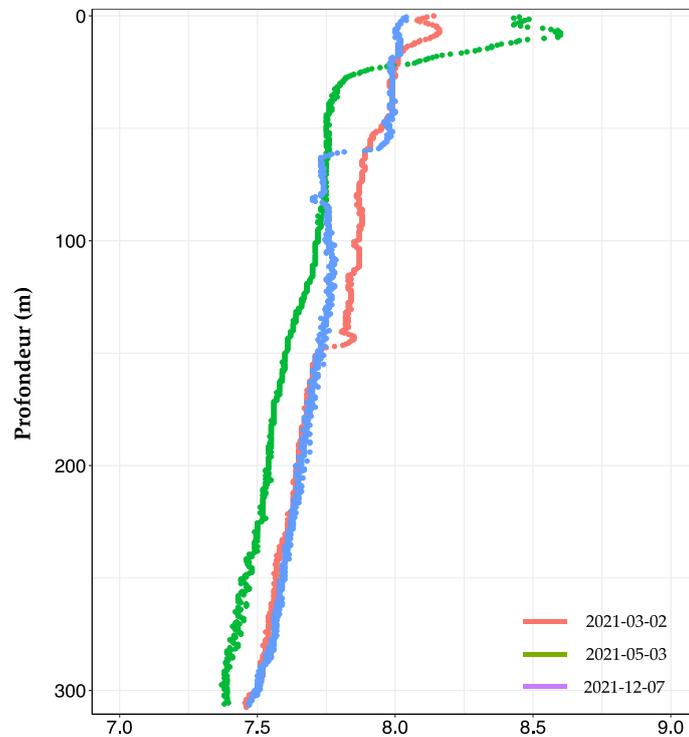


Figure 9 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal observable de la colonne d'eau (02/03/2021), de la reprise d'une activité photosynthétique significative et du pic phytoplanctonique (03/05/2021) et à l'issue de la déstratification de la colonne d'eau (07/12/2021), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 9 : Vertical profiles of pH maximal observable water mixing (02/03/2021), during spring photosynthetic activity and during phytoplankton peak (03/05/2021) and after water column destratification (07/12/2021), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.3. OXYGENE DISSOUS

La figure 10 montre l'évolution des profils de concentration 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 12.9 mgO₂/L le 03/05/2021. Par la suite, la concentration en oxygène dissous dans la couche d'eau superficielle poursuit son augmentation pour atteindre la valeur maximale de 13.4 mgO₂/L le 14 juin 2021. Après cette date, la concentration en oxygène dans la couche 0-30 m diminue progressivement à cause de la baisse de l'activité photosynthétique et atteint une valeur de 9.7 mgO₂/L le 27 septembre 2021. Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers la couche d'eau inférieure qui sont désoxygénées du fait de l'activité bactérienne qui y règne et du dégazage vers l'atmosphère lors de la sursaturation en oxygène dissous de l'épilimnion. A partir de l'automne, 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 à 15 m au mois d'octobre égal à 6.6 mgO₂/L en 2021. En 2021, le brassage hivernal ne permet pas de redistribuer l'oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau. A l'issue de ce brassage, le 02 mars 2021, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est de 2.3 mgO₂/L. Cette concentration est inférieure à la valeur minimale de 4 mgO₂/L relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse. Les concentrations demeurent inférieure au seuil de 4 mgO₂/L toute au long de l'année 2021.

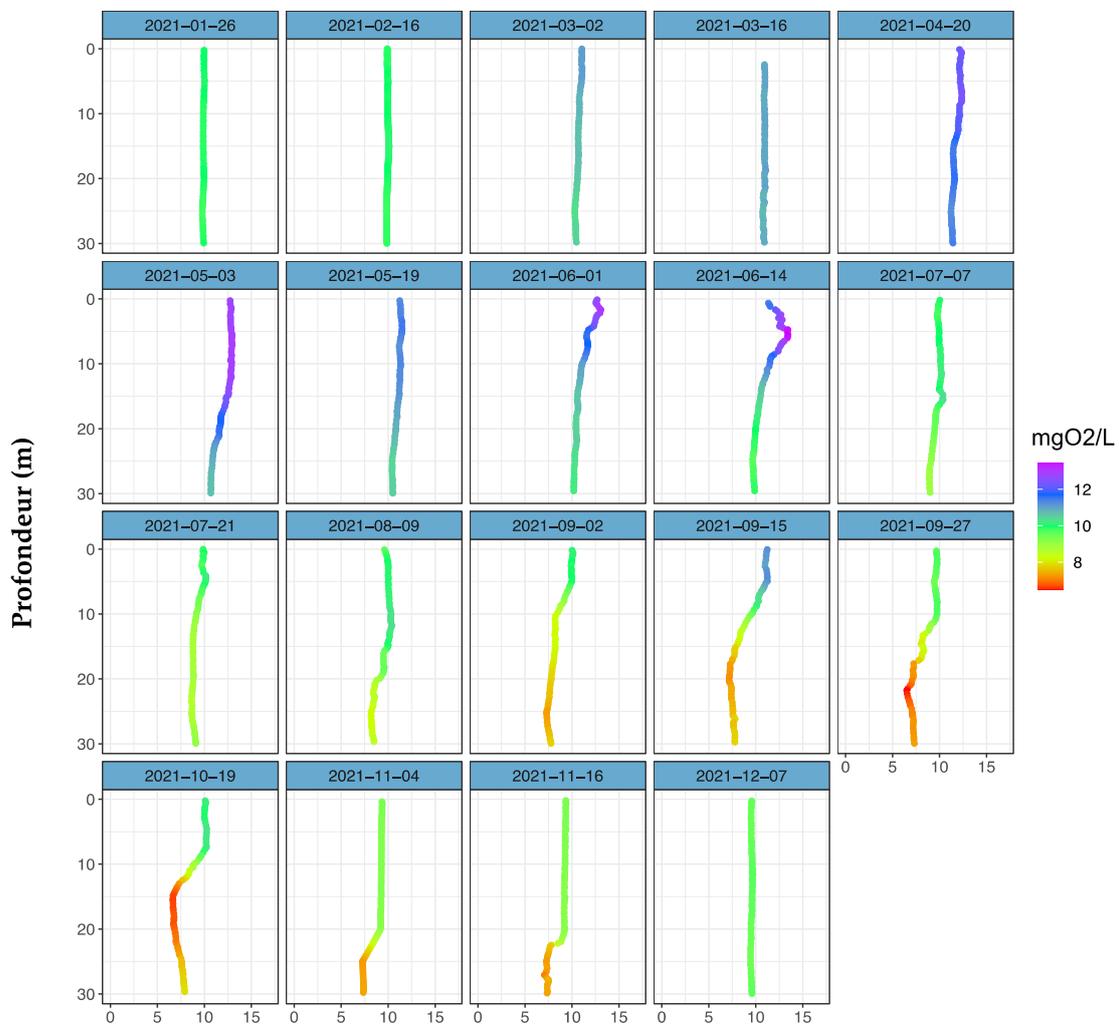


Figure 10 : Concentration en oxygène dissous entre 0 et 30 m de la colonne d'eau du lac, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10 : Concentration of dissolved oxygen between 0 and 30 m of lake's water column, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule que : "Pour les lacs, il faut également que la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à $4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées".

La figure 11 présente la distribution de concentration en oxygène dissous à 309 m. Les brassages complets montrent un effet bénéfique en termes d'oxygène dissous pour le lac. Après le brassage complet en 2012, l'oxygène est de nouveau inférieur au seuil de $4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ depuis 2016. En 2021, la répartition des concentrations en oxygène à 309m est comprise dans une faible gamme de variation : $1.8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (1^{er} quantile) et $2.9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (3^{ème} quantile). La valeur maximale est en dessous de $3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. La valeur minimale est de $1.4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, soit la concentration la plus faible depuis 2012.

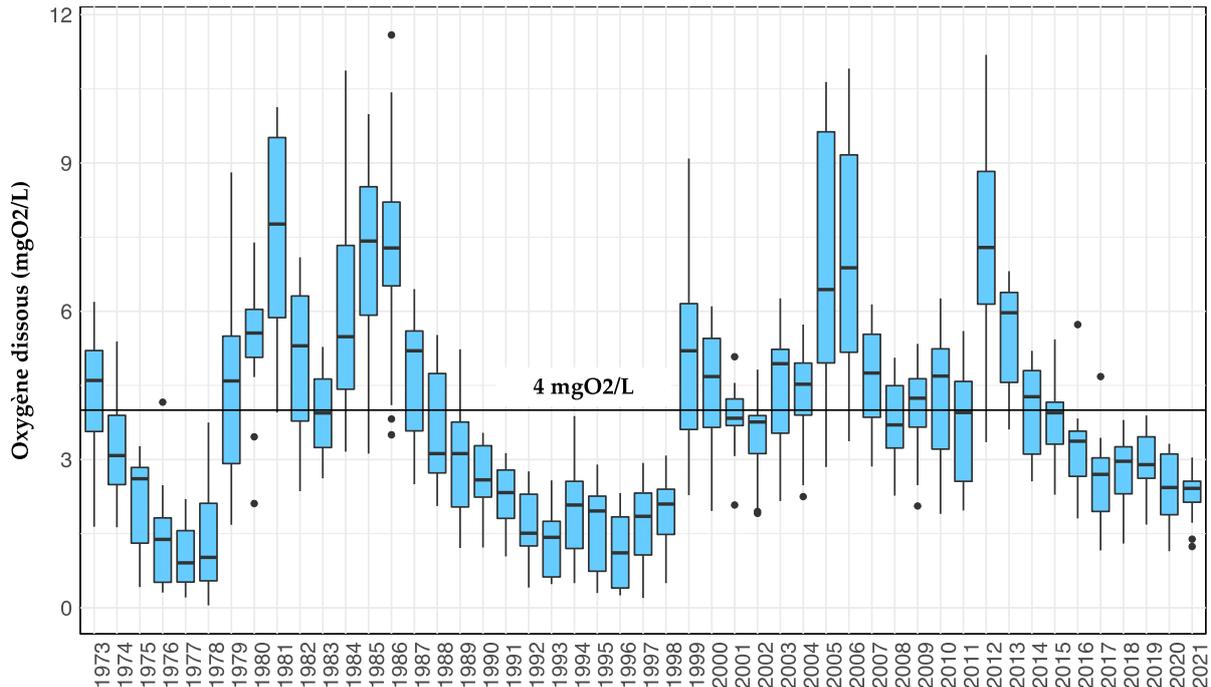


Figure 11 : Évolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux à 309 m de 1972 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 11 : Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La désoxygénation la couche d'eau profonde entraîne plusieurs phénomènes propres aux conditions réductrices en situation d'anoxie : la réduction de certains métaux comme le manganèse et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage de phosphore à partir des sédiments et des eaux interstitielles. Ces phénomènes induisent la remise en suspension dans l'eau des éléments liés aux sédiments qui sont solubles en conditions réduites, notamment la silice présente dans les eaux interstitielles et les sédiments. Cette remise en suspension est indiquée par l'augmentation de la turbidité.

4.4. MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire dans la couche d'eau superficielle est un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Le carbone et l'azote organique ainsi que le phosphore total particulaire représentent plus précisément la fraction de nutriments assimilés par le phytoplancton. Par conséquent, la variabilité saisonnière des concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans la couche d'eau superficielle évoluent inversement à la teneur en nutriments dissous dans l'eau et ceci dès le début de l'activité phytoplanctonique.

Ainsi, le premier pic printanier du carbone organique particulaire est observé le 20 avril 2021 avec une valeur maximale de 526 $\mu\text{gC/L}$ à 10 m (Figure 12). Le deuxième pic plus marqué du carbone organique particulaire est observé au mois de juin avec une valeur de 593 $\mu\text{gC/L}$. Les deux premiers pics du carbone organique correspondent aux périodes où la biomasse phytoplanctonique est importante (RIMET, ce rapport). Le troisième pic du carbone, qui est observé le 15 septembre 2021 avec une valeur de 513 $\mu\text{gC/L}$ à 0m, pourrait correspondre au reste du bloom d'*Uroglena* en 2021.

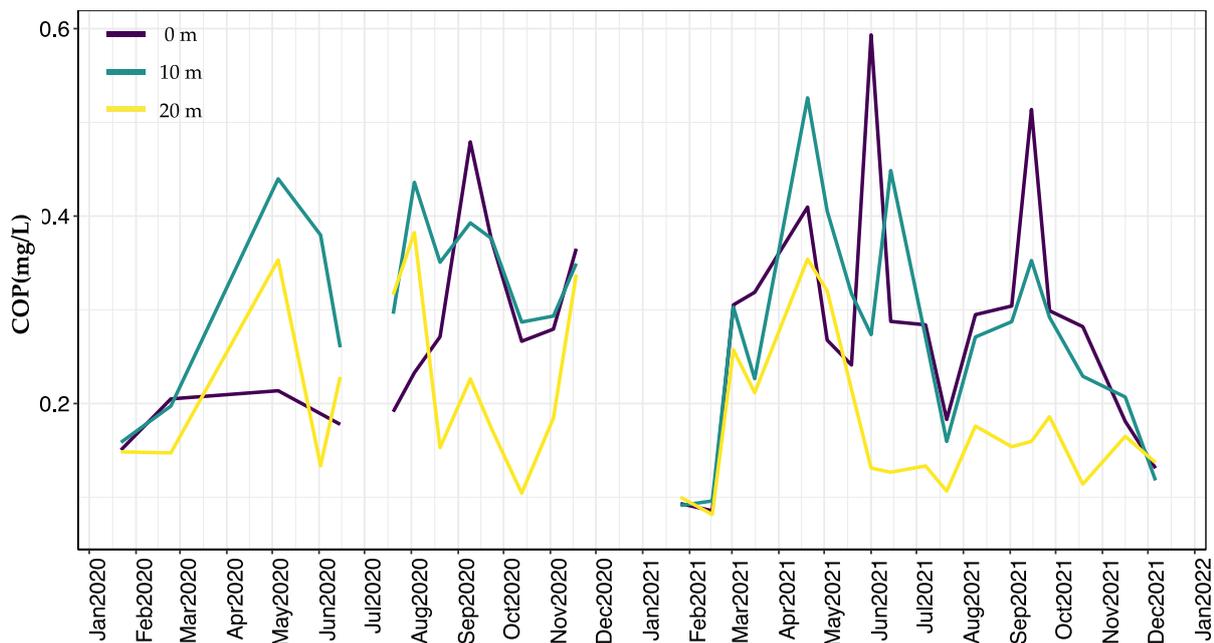


Figure 12 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches de 0, 10 et 20 m, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 12 : Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 10, and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Les figures 13 a, b et c mettent respectivement en évidence la dynamique annuelle de la matière particulaire : COP, azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Le carbone organique particulaire et l'azote organique particulaire ne présentent pas de tendance d'évolution particulière depuis l'année 2012. Le phosphore particulaire semble montrer une diminution au cours de cette série temporelle depuis l'année 1986.

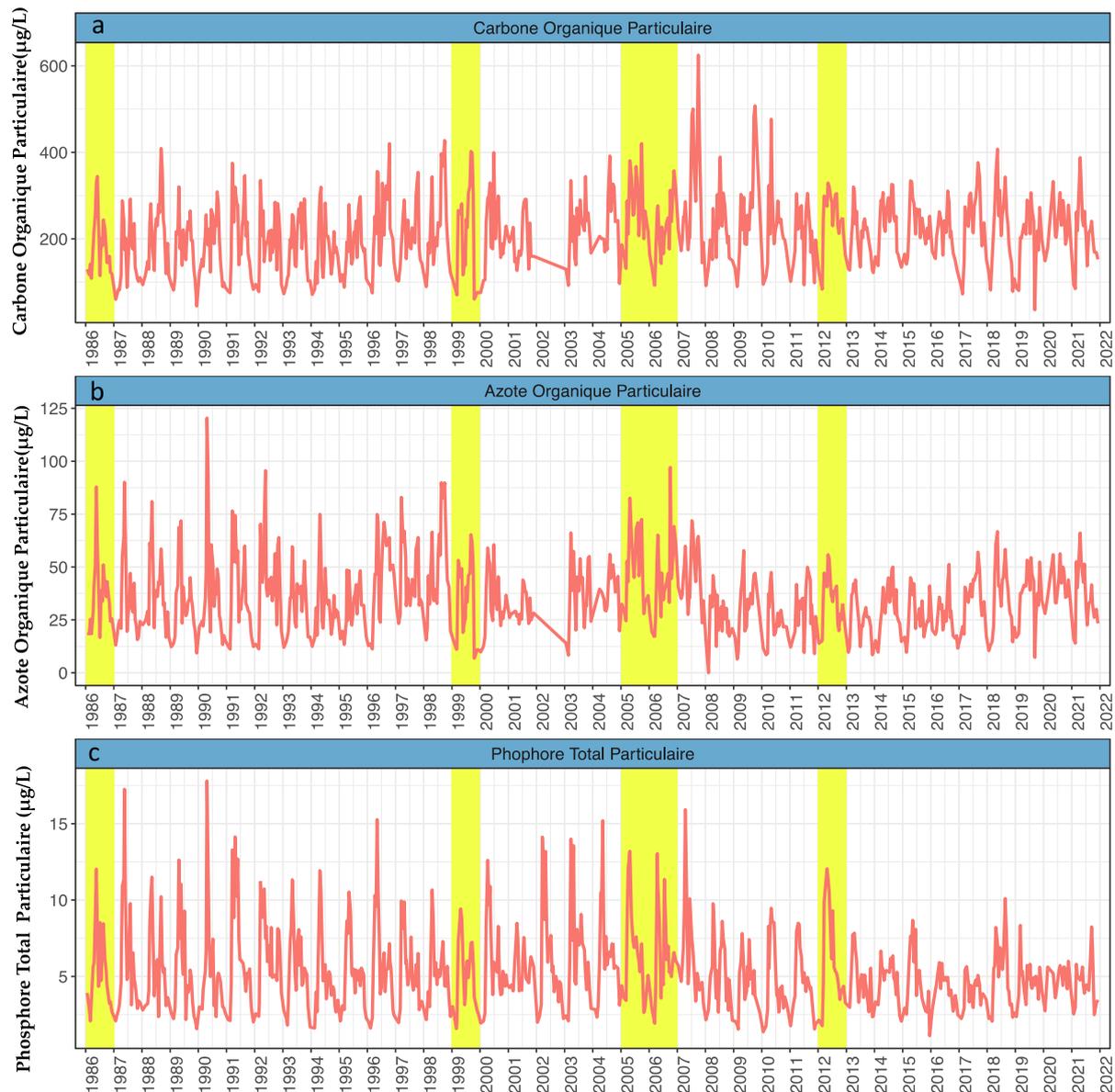


Figure 13 : Évolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche 0 - 20 m de 1986 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2) :

- a) Carbone organique particulaire,
- b) Azote organique particulaire,
- c) Phosphore total particulaire

Figure 13 : Temporal change in particulate matter concentrations in the 0 - 20 m layer from 1986 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

- a) Particulate organic carbon,
- b) Particulate organic nitrogen,
- c) Particulate total phosphorus

La carence en phosphore disponible pour les cellules algales est souvent observée pendant la période estivale. La figure 14 décrit le rapport N/P entre 1986 et 2021 qui traduit une carence en phosphore quand ce rapport est supérieur à 7, en se référant à la stœchiométrie de la réaction globale de la photosynthèse. L'année 2021 indique une carence en phosphore moins importante que celle de l'année 2020.

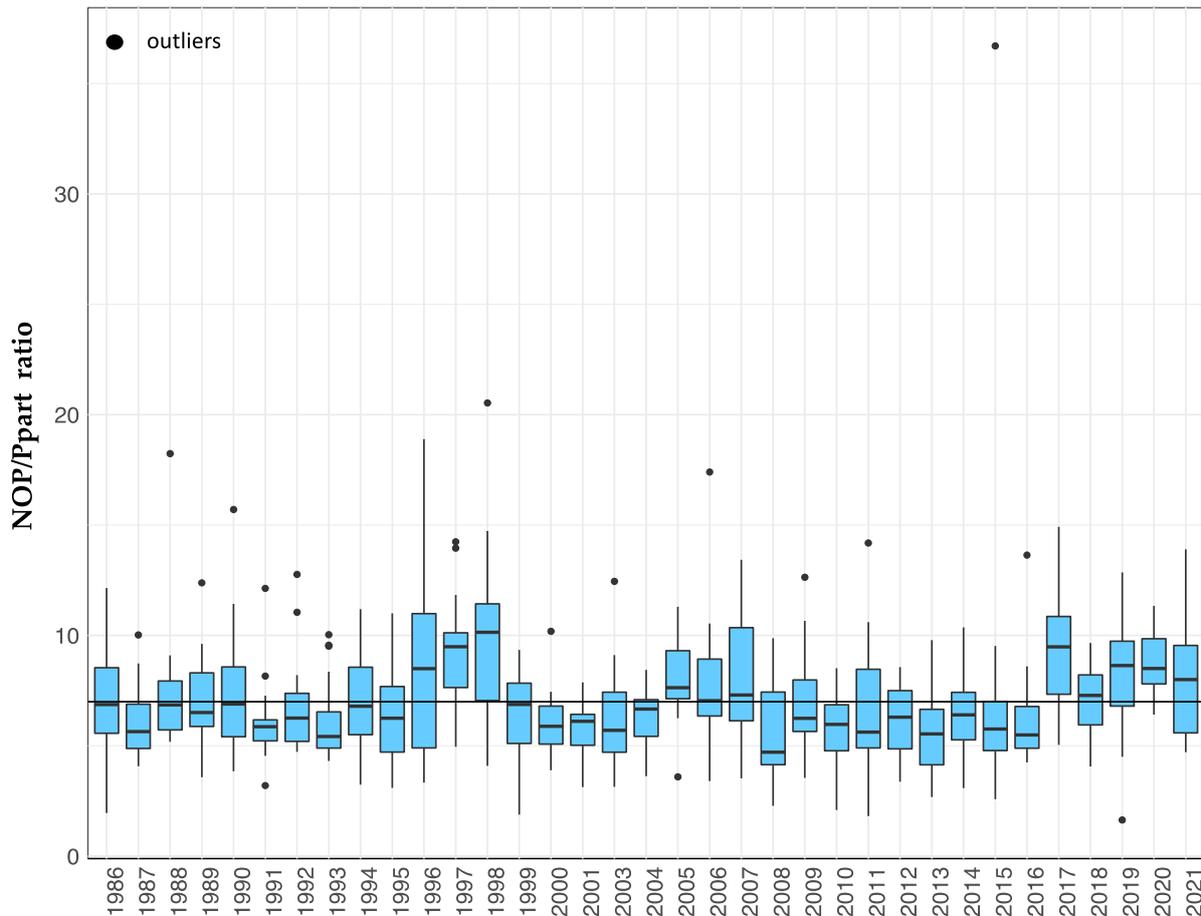


Figure 14 : Évolution du rapport Azote organique particulaire/ Ppart dans l'eau de la couche (0 - 20 m de 1986 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2))

Figure 14 : Change in NOP / Ppart ratio in the 0-20m layer from 1986 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5. ELEMENTS NUTRITIFS

5.1. PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATES

Un brassage hivernal des eaux d'un lac permet de réoxygéner les eaux du fond mais également de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir de la couche d'eau inférieure plus concentrée. Or, l'hiver 2021 n'a pas permis un brassage complet (Figure 4), par conséquent les nutriments n'ont pas été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau (Figure 15).

La figure 15 représente la moyenne pondérée des orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) de la couche 0 - 30 m et des eaux profondes (250-309 m) de 1981 à 2021. Dans la couche 0-30 m, l'amplitude de la variabilité saisonnière des orthophosphates est plus importante avant les années 90. Cette amplitude diminue nettement au cours du temps et atteint une concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates de 3.7 $\mu\text{gP/L}$ dans la couche 0-30 m en 2021.

Dans la couche d'eau profonde (250-309 m), la concentration en orthophosphates présente une modification temporelle sur le long terme. Le brassage complet de la colonne d'eau contribue à une réduction très marquée de la concentration en orthophosphates mesurée dans la couche d'eau profonde. Depuis 2018, la concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates présente une légère baisse. En 2021, elle est de 35.9 $\mu\text{gP/L}$. La longueur de la série, nous permet dorénavant de distinguer une dynamique particulière en 3 phases : 1) chute brutale des concentrations en raison du brassage total, 2) augmentation progressive sur plusieurs années en raison de la minéralisation de la matière organique qui sédimente et 3) une baisse progressive des concentrations dont les raisons restent à déterminer mais sont probablement liées à des processus hydrologiques ou chimiques, voir biochimiques.

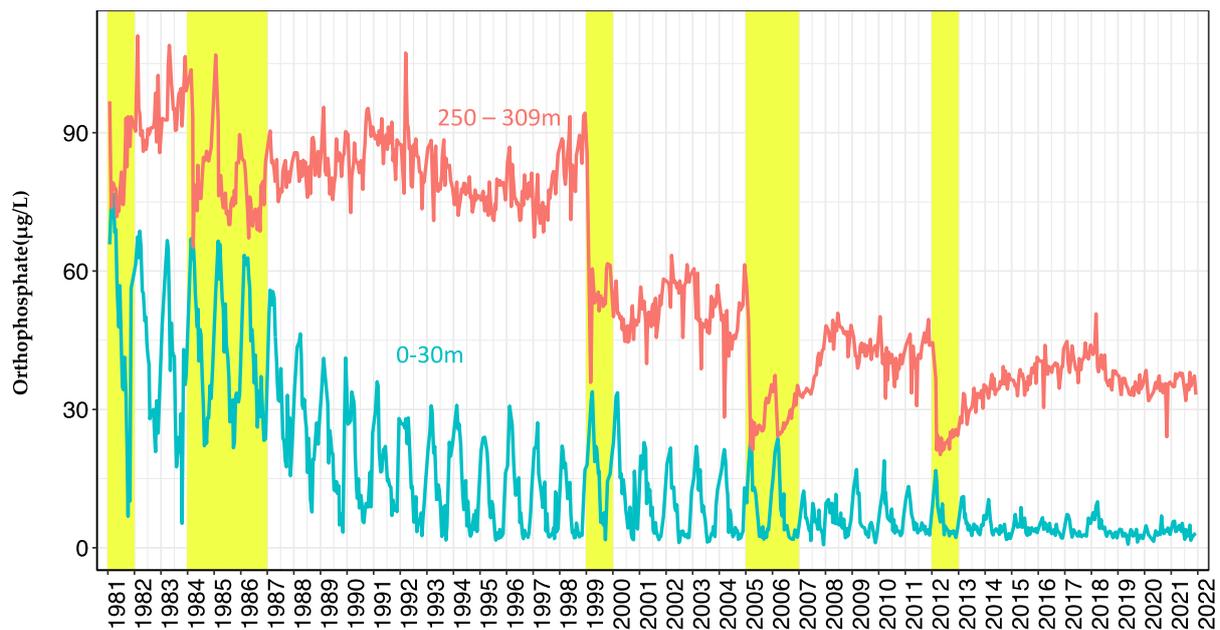


Figure 15 : Concentration moyenne pondérée en orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans la couche 0 - 30 m et la couche profonde (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2021. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 15 : Concentration of orthophosphate ($P-PO_4^{3-}$) in the 0-30m layer and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2021. The yellow shades indicate the complete winter mixing.

La figure 16 représente la moyenne pondérée du phosphore total ($P-P_{tot}$) dans la couche 0 - 30 m, et des eaux profondes (250-309 m) de 1981 à 2021.

La même observation que pour les orthophosphates est faite pour la concentration en phosphore total, à savoir la concentration en phosphore total diminuait progressivement dans les 30 premiers mètres et de façon nette au fond après chaque brassage complet avec une dynamique en 3 temps comme décrite précédemment. La concentration annuelle moyenne pondérée en phosphore total dans la couche 0-30 m en 2021 est de 10.1 $\mu gP/L$. La concentration en phosphore totale dans la couche d'eau profonde est de 38.2 $\mu gP/L$.

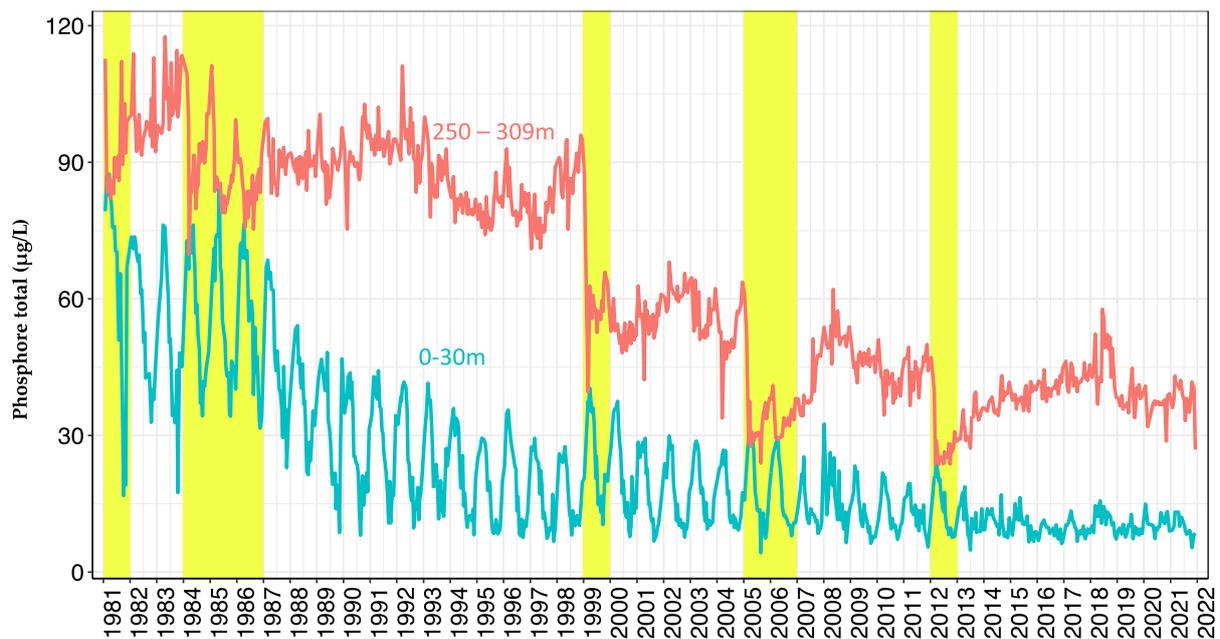


Figure 16 : Concentration moyenne pondérée en phosphore total (P-Ptot) dans la couche 0 - 30 m et la couche profonde (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2021. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 16 : Concentration of total phosphorus (P-Ptot) in the 0-30m layers and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2021. The yellow shades represent the complete winter mixing.

En 2021, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total sur l'ensemble du grand lac est de 16.0 µgP/L, soit une légère diminution de 0.9 µgP/L par rapport à l'année 2020 (Figure 17). La concentration moyenne annuelle pondérée en orthophosphates est de 12.2 µgP/L en 2021, soit une diminution de 0.9 µgP/L par rapport à l'année 2020.

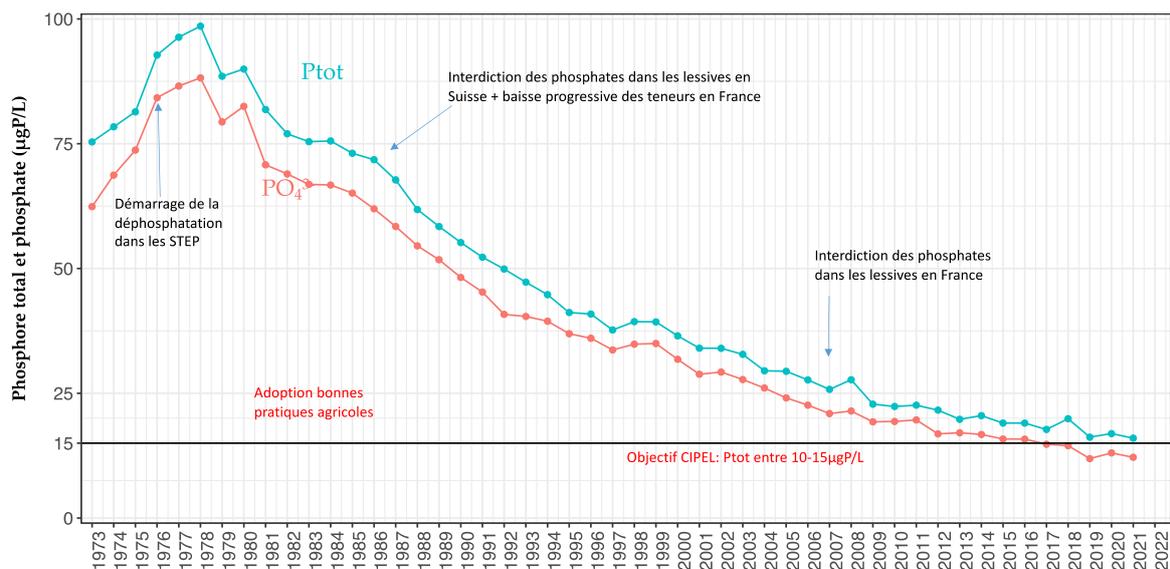


Figure 17 : Évolution de la concentration moyenne annuelle pondérée des orthophosphates et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 17 : Change in weighted mean annual total concentration of orthophosphate and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.2. AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

A l'issue du brassage hivernal, la concentration moyenne en azote nitrique, mesurée sur les 30 premiers mètres, était de 572 µgN/L, contre 544 µgN/L en 2020 (Figure 20). Elle atteint un maximum de 597 µgN/L le 16 février 2021, soit du même ordre de grandeur par rapport à l'année 2020. La concentration en azote nitrique de la couche d'eau 0-10 m diminue significativement dès la campagne suivant le brassage hivernal (Figure 18). Par la suite, la consommation de l'azote nitrique par l'activité phytoplanctonique se poursuit et la concentration de cet élément atteint un minimum de 228 µgN/L le 15 septembre 2021 après du bloom d'*Uroglena*. Cette diminution à cette période n'est pas spécifique pour l'année 2021. Dans les années précédentes, les faibles concentrations en nitrates à cette période peuvent correspondre aux pics du phytoplancton pendant l'automne. Par la suite, la consommation ralentit dès le mois d'octobre et les concentrations mesurées commence à augmenter pour atteindre une concentration moyenne, sur les 30 premiers mètres, de 510 µgN/L en décembre 2021.



Figure 18 : Concentration en azote nitrique (N-NO₃⁻) dans l'eau de la couche d'eau superficielle du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 18 : Concentration of nitrate (N-NO₃⁻) in surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

En 2021, la concentration moyenne en azote total reste stable à 652 µgN/L par rapport à l'année 2020 avec 672 µgN/L. La concentration moyenne annuelle en nitrates en 2021 est de 549 µgN/L et reste similaire à celle de 2020 (Figure 19). Les concentrations en nitrates dans les eaux du Léman restent conforme à l'exigence de l'ordonnance sur la protection des eaux Suisse qui édicte une limite à 5.6mgN/L.

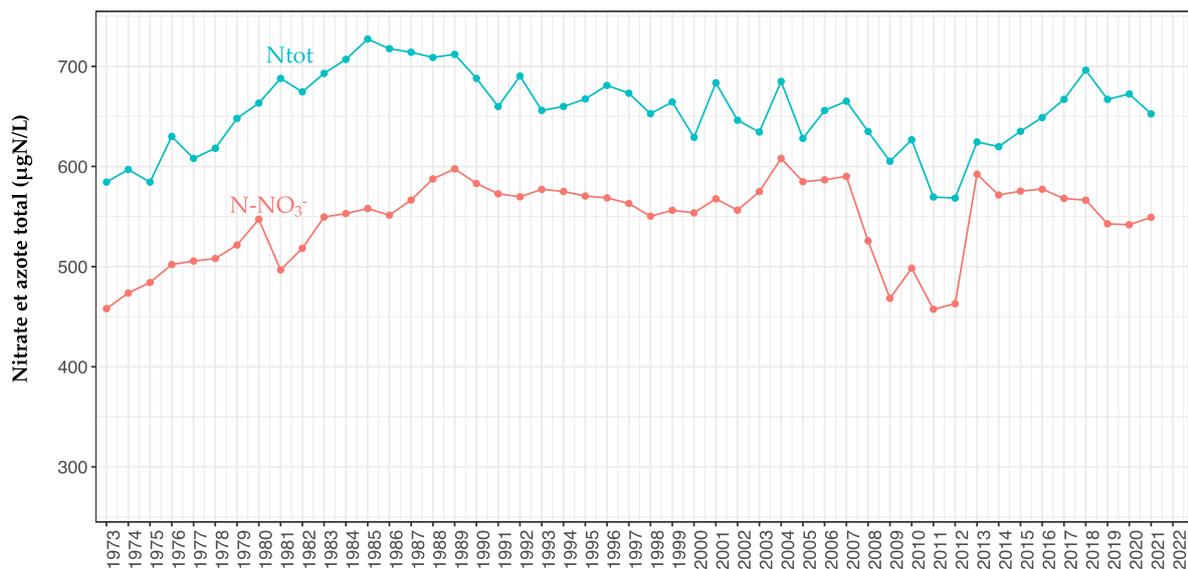


Figure 19 : Évolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 19 : Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La concentration en ammonium en 2021 est plus importante que celles des deux années précédentes en 2019 et 2020. La concentration moyenne en 2021 est de 11 µgN/L, soit supérieure de 2.0 µgN/L en 2019 et 3.3 µgN/L en 2020. En 2021, la valeur maximale est de 46 µgN/L le 19 mai 2021 par rapport à 34.52 µgN/L à 15 m le 20 juillet 2020 (Figure 20).

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal du fait des excréments de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (RASCONI et al, ce rapport). Ces concentrations en ammonium en hausses sont à corrélérer avec une activité zooplanctonique importante liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période (RIMET, ce rapport).

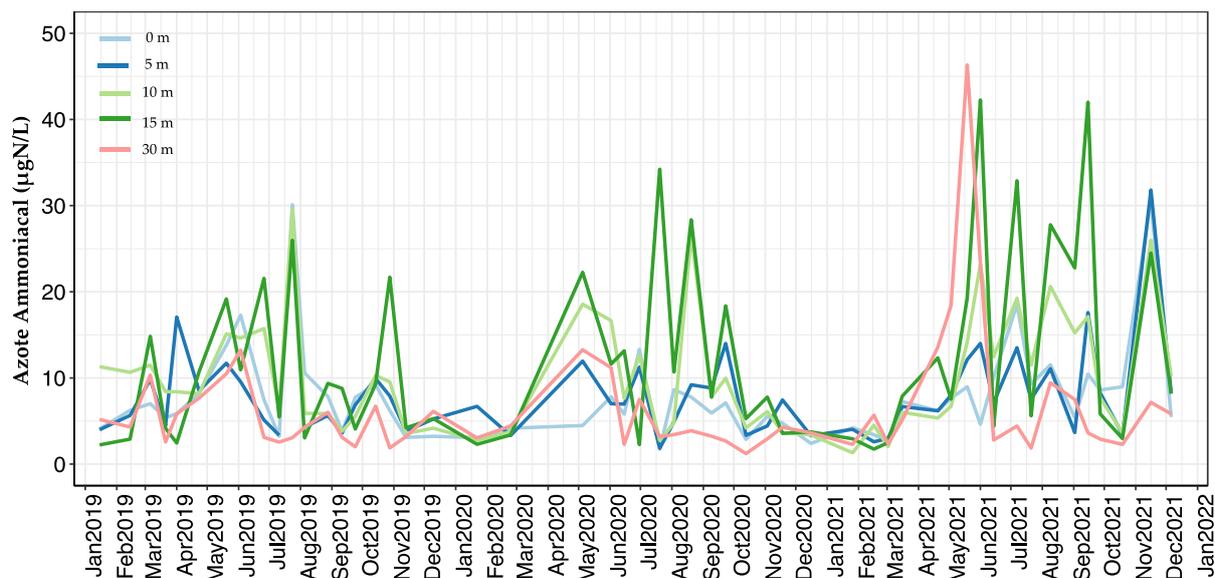


Figure 20 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH₄⁺) dans l'eau de la couche d'eau superficielle (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 20 : Concentration of ammonium in surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), 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 des diatomées. Pour la couche d'eau superficielle 0 - 30 m, la plus forte concentration en silice est de 1.12 mgSiO₂/L avant le brassage hivernal le 16 février 2012. La concentration moyenne annuelle en 2021 est de 0.58 mgSiO₂/L, soit supérieure de 0.10 mgSiO₂/L par rapport à l'année 2020.

La concentration en silice diminue progressivement au cours des mois pour atteindre une valeur minimale de 0.20 mgSiO₂/L dès la reprise de l'activité phytoplanctonique le 20 avril 2021. Elle demeure faible jusqu'à juin 2021. Entre juin et novembre, elle augmente et se stabilise. En revanche, en comparaison avec la dynamique de la silice de l'année 2021, la concentration en silice est particulièrement faible le 09 août 2021 avec une valeur de 0.36 mgSiO₂/L.

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 des concentrations en silice du métalimnion, entraînant une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac (Figure 21). Depuis les derniers brassages complets en 2005, 2006 et 2012, la silice dans la couche d'eau profonde n'est pas redistribuée dans l'ensemble de la colonne d'eau. La concentration en silice diminue nettement dans la couche d'eau profonde après chaque brassage complet.

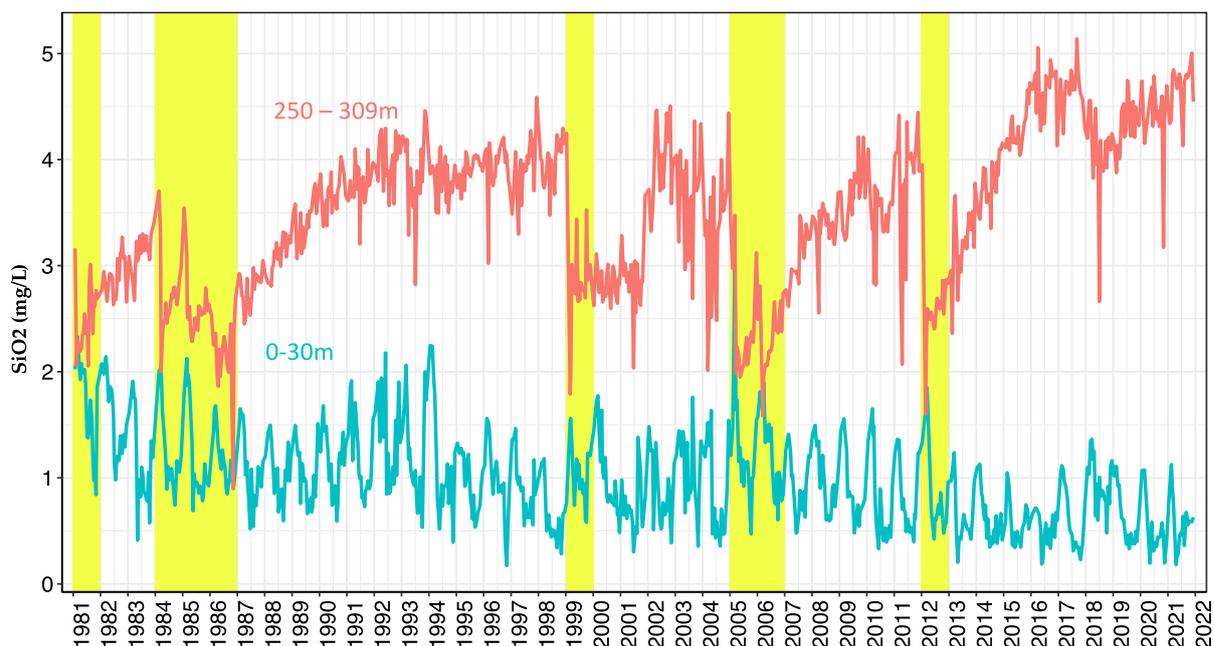


Figure 21 : Concentration moyenne pondérée en silice (SiO₂) dans la couche 0 - 30 m et la couche profonde (250 – 309 m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2021. Les barres en jaune représentent les brassages complets

Figure 21 : Concentration of silicic acid (SiO₂) in the 0-30m layer and bottom layer (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2021. The yellow shades represent the complete winter mixing.

6. AUTRES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

6.1. CONDUCTIVITÉ

La conductivité permet de quantifier la somme des sels dissous présents dans l'eau. Cette mesure est aussi dépendante de la température, par conséquent, celle-ci est corrigée puis exprimée par convention à 25 °C.

La figure 22 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac.

Au moment du brassage hivernal de 2021, la conductivité n'est pas homogène dans la colonne d'eau et varie entre 288 et 324 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative au début du printemps dans l'épilimnion à partir de la reprise de l'activité phytoplanctonique. Cette diminution de la conductivité est importante durant les mois estivaux. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne l'augmentation du pH qui modifie l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans la couche d'eau superficielle qui débute dès le printemps et la diminution nette de la conductivité en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée le 15 septembre 2021 avec des valeurs aux alentours de 268 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de 0 à 30 m tel que cela est représenté sur la figure 22. De plus, on observe que la conductivité augmente dans l'hypolimnion au-delà de 50 m. Ce phénomène s'explique par la minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne qui induit une désoxygénation provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.

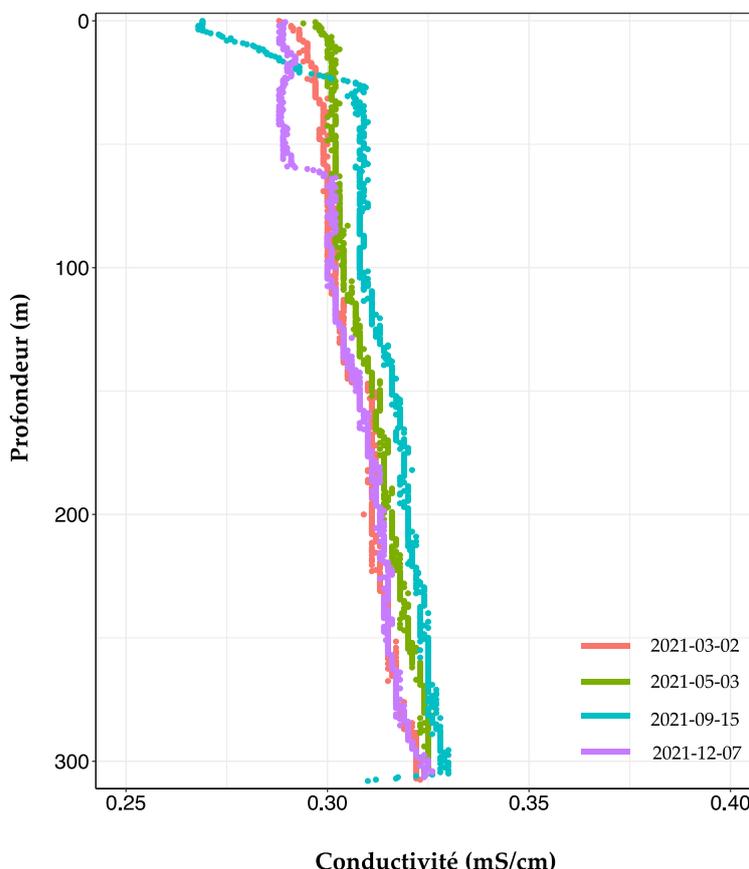


Figure 22 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal (02/03/2021), lors du démarrage significatif de la précipitation du carbonate de calcium (03/05/2021), lors de sédimentation maximale du carbonate de calcium (15/09/2021) et lors de l'enfoncement maximal de la thermocline (07/12/2021), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 22 : Vertical profile of conductivity during maximal water mixing (02/03/2021), during the beginning of significant calcium carbonate precipitation (03/05/2021), during maximal calcium carbonate sedimentation (15/09/2021) and after thermocline deepening (07/12/2021), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

6.2. TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la grandeur utilisée pour mesurer la teneur d'hydrogénocarbonate, de carbonates et d'hydroxydes. La variation du TAC dans la colonne d'eau peut être expliquée par la précipitation des ions carbonates avec le calcium dans la couche d'eau superficielle et le relargage des sels dissous dans l'hypolimnion.

Dans les premiers mètres de la colonne d'eau, le titre alcalimétrique complet moyen pondéré varie entre 1.55 et 1.72 meq/L en 2021. Il reste élevé et stable aux alentours de 1.72 meq/L jusqu'à l'été et diminuait parallèlement à la baisse de la conductivité ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium. Le titre alcalimétrique complet dans l'épilimnion est minimal au début de l'automne avec 1.55 meq/L. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans la couche d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2021 (Figure 23).

La figure 23 représente la moyenne pondérée du titre alcalimétrique des eaux en surface (0-30 m) et des eaux du fond (250-309 m) de 1981 à 2021. Dans les premiers mètres qui hébergent l'activité photosynthétique, la variabilité saisonnière du TAC est plus importante que dans la couche d'eau profonde en raison de la saisonnalité du développement phytoplanctonique. Après une baisse pendant la deuxième moitié des années 80, puis une hausse au cours du début des années 90, en accord avec l'évolution d'abondance du phytoplancton (ANNEVILLE et al. 2001). Dans la couche d'eau profonde, l'amplitude de la variation saisonnière du TAC est faible. Il reflète une tendance à l'augmentation avec un plateau depuis 2018.

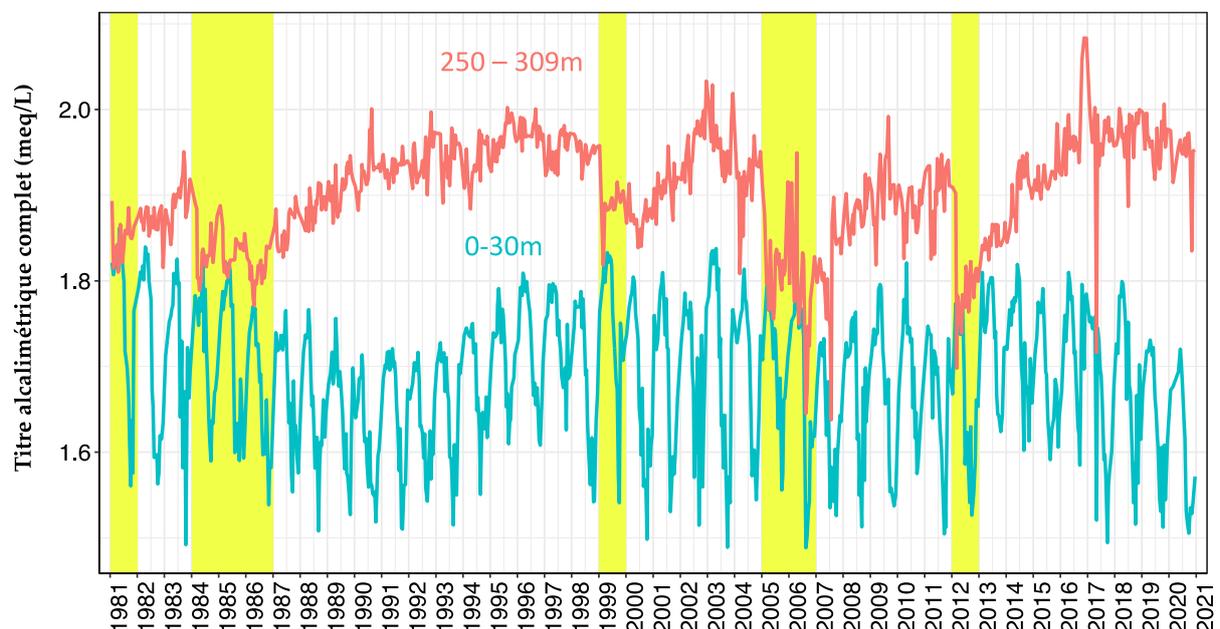


Figure 23 : Titre alcalimétrique complet moyen pondéré dans la couche 0-30 m et la couche profonde (250-309 m), Léman - Grand Lac (SHL2) de 1981 à 2021. Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 23 : Weighted average total alkalinity in the 0-30m layer and bottom layer (250-309 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2) from 1981 to 2021. The yellow shades represent the complete winter mixing.

6.3. CHLORURE

La concentration des ions chlorures dans le Léman sont en constante augmentation de 1973 à 2016 et semble s'être stabilisée depuis (figure 24). En 2021, le stock de chlorure est égal à 893 749 tonnes, soit une moyenne annuelle pondérée de 10.4 mg/L contre 886 212 tonnes et 10.3 mg/L en 2020. Les apports via les affluents du Léman expliquent une majeure partie de ces teneurs (KLEIN, 2016) qui reflètent une utilisation de produits chimiques à base de chlorure dans le secteur industriel (saline, métallurgie et industrie pharmaceutique ...) et l'usage de sel de déneigement dans le bassin versant du lac (GUMY et DE ALENCASTRO, 2001).

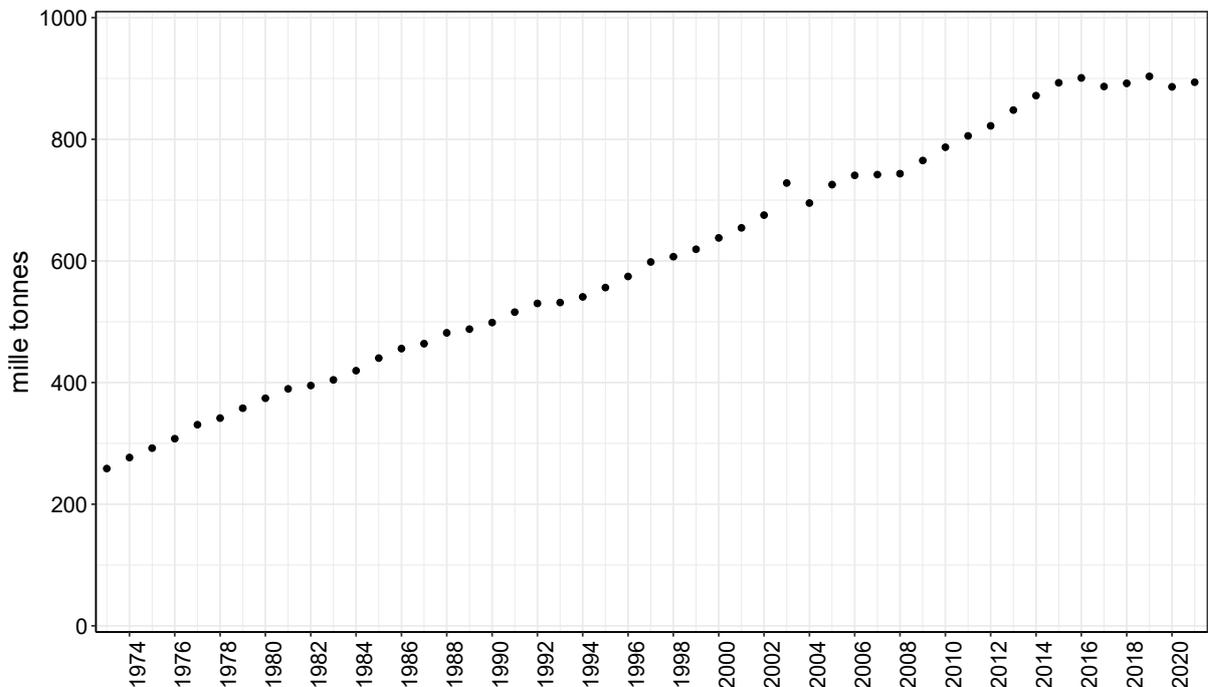


Figure 24 : Évolution du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 24 : Change in stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O., Ginot V., 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.
- 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, 113-162 et 162b-162p.
- DOKULIL M., JAGSCH A., GEORGE G.D., ANNEVILLE O., JANKOWSKI T., WAHL B., LENHART B., BLENCKNER T., TEUBNER K. (2006) Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography*, 51, 2787-2793.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- RASCONI, S., ANNEVILLE, O., LAINE, L. (2022) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2011.
- RIMET, F. (2022) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2021.
- SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRAE Thonon-les-Bains, 2021, developed by Eco-Informatics ORE INRAE Team
- VARGAS, S. (2016) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 217-224.

ANNEXES

ANNEXE I

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

$$C_{moyennepondérée} = \frac{\sum Ci * Vi}{\sum Vi}$$

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.

Tableau 2 : Volume des strates des couches d'eau

Table 2 : Volume of the strata of the water layers

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						

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

ANNEXE II

Tableau 3 : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'annexe I

Table 3 : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2021, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted from, SOERE OLA-IS according to ponderation coefficient in Annexe I

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 mètre	mai-septembre mètre
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

b : valeurs interpolées

ANNEXE III

Tableau 4 : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2021, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table 4 : Annual total content in metric tons from 1957 to 2021, 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	144060	893750	7228	180	1211

b : valeurs interpolées

ANNEXE IV

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	meq·L ⁻¹	1.8
χ	S·cm ⁻¹	1.1
NO ₃ ⁻	μgN·L ⁻¹	5.1
NH ₄ ⁺	μgN·L ⁻¹	11.2
Ntot	μgN·L ⁻¹	10.9
NOP	μgN·L ⁻¹	6.0
PO ₄ ³⁻	μgP·L ⁻¹	6.2
Ptot	μgP·L ⁻¹	8.4
Ppart	μgP·L ⁻¹	8.0
COP	μgC·L ⁻¹	3.0
Cl ⁻	mgCl ⁻ ·L ⁻¹	4.4
SiO ₂	mgSiO ₂ ·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 V

MÉTÉOROLOGIE

1. INTRODUCTION

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 la plus récente, 1991-2020, est utilisée à partir de janvier 2022. Une comparaison avec la période 1981-2010 qui est remplacée, montre que la Suisse est devenue plus chaude et le plateau plus ensoleillé. Aucun changement majeur n'est visible pour les précipitations.

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'INRA 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.

Au niveau de l'inter-stations du Léman, le passage à la période 1991-2020, entraîne pour la température une augmentation de 0.4 °c par rapport à 1981-2010. Pour l'insolation l'augmentation est de 96.5 h, ce qui engendre une augmentation du rayonnement global de 0.5 MJ·m⁻²·d⁻¹. La normale du vent moyen à Changins a baissé de 0.15 m·s⁻¹, et le nombre de jour ou la vitesse de vent moyen est supérieur à 5 m·s⁻¹ a baissé de 10 jours. Comme pour le reste de la Suisse, il n'y pas de différence entre les 2 périodes pour la pluviométrie.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2021, trois mois ont eu leurs températures moyennes supérieures à leurs normales : février (+2.5 °C), juin et septembre. Quatre mois avec températures conformes à leurs normales : janvier, mars, octobre et décembre. Et donc cinq mois avec des températures inférieures à leurs normales : avril, mai (-2.4 °C), juillet août et novembre (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2021 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2021 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1991 - 2020
Janvier	2.3	2.0	2.3	3.0	2.6
Février	5.5	5.5	5.9	5.8	3.2
Mars	6.7	6.6	6.9	7.1	6.9
Avril	9.4	9.4	9.4	9.4	10.5
Mai	12.3	11.8	12.2	12.4	14.6
Juin	19.9	19.4	19.7	20.2	18.4
Juillet	19.6	19.2	19.6	19.9	20.6
Août	18.8	18.4	19.0	19.3	20.2
Septembre	17.2	17.0	17.7	18.0	16.0
Octobre	10.4	10.5	11.3	11.7	11.6
Novembre	5.2	5.2	5.9	6.4	6.5
Décembre	3	2.9	3.2	3.9	3.3
Moyenne	10.9	10.7	11.1	11.4	11.2

En 2021, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.0°C. L'année 2021 se classe au 18e rang (sur 31) de la chronologie 1991 - 2021 (la 1ere étant 2018 et 2020 avec 12.3 °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
1990	11.2	2006	11.3
1991	10.4	2007	11.4
1992	10.9	2008	10.9
1993	10.4	2009	11.3
1994	11.9	2010	10.3
1995	10.9	2011	11.8
1996	10.2	2012	11.1
1997	11.1	2013	10.3
1998	11.0	2014	11.7
1999	11.0	2015	11.7
2000	11.6	2016	11.2
2001	11.0	2017	11.5
2002	11.5	2018	12.3
2003	11.7	2019	11.8
2004	11.0	2020	12.3
2005	10.6	2021	11.0

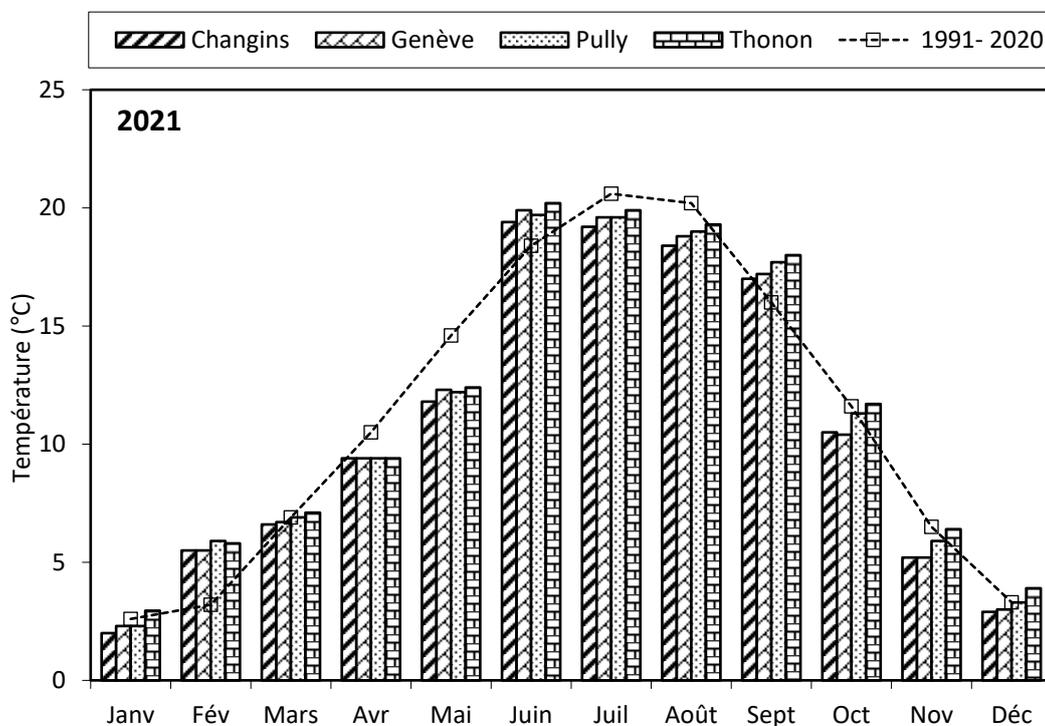


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2021 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2021 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

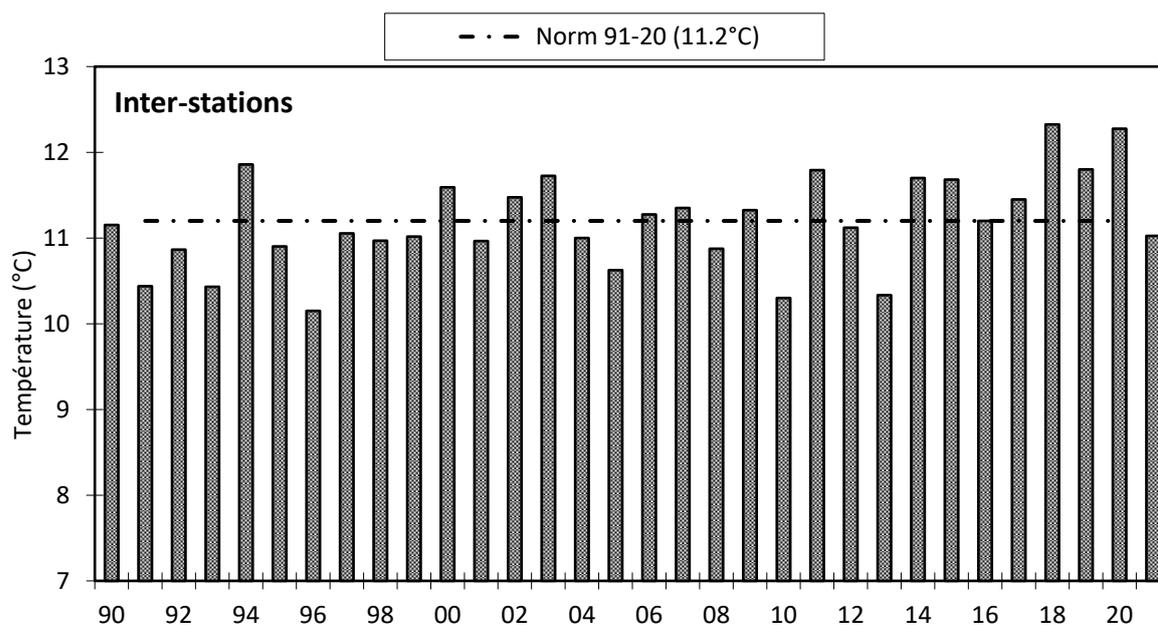


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2021 sur le bassin lémanique est de 1'104.3 mm, soit 98 mm supérieur à la normale inter-stations (1'006.2 mm) relevée sur les 4 stations entre 1991 et 2020. Ce qui fait de l'année 2021 une année relativement humide. Pully est la station la plus arrosée avec 1'323 mm, Genève avec 867 mm à les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Après un mois de janvier pluvieux, la pluviométrie du trimestre suivant est déficitaire. Puis suivi par un trimestre excédentaire (surtout pour le mois de juillet où elle est 2.3 fois supérieure à la normale de ce mois), la pluviométrie relevée du mois d'août à novembre fut déficitaire. L'année 2021 s'est terminée par un mois de décembre excédentaire.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2021.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2021.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1991 - 2020
Janvier	96.1	143.3	149.0	104.0	72.7
Février	30.7	34.8	33.5	27.5	58.5
Mars	36.4	44.7	52.7	46.0	64.4
Avril	23.1	29.7	49.7	46.0	73.0
Mai	122.2	160.1	168.7	157.0	92.6
Juin	106.3	128.9	181.1	136.0	91.0
Juillet	132.3	181.8	294	215.0	88.3
Août	54.1	68.4	71.4	68.5	91.5
Septembre	36.7	19.4	59.3	47.0	90.1
Octobre	80.6	84.8	72.8	84.0	100.2
Novembre	19.4	27.9	29.2	28.0	91.8
Décembre	129.2	168.6	161.4	136.0	92.1
Total Annuel	867.1	1'132.4	1'322.8	1'095.0	1'006.2

En inter-stations, l'année 2021 se classe au 9^e rang (sur 31) de la chronologie pluviométrique 1991 - 2021 (la 1^{ère} 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 total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1990	1'093.9	2006	1'069.2
1991	860.3	2007	1'135.7
1992	1'057.8	2008	1'047.8
1993	1'060.5	2009	849.9
1994	1'124.1	2010	815.5
1995	1'194.7	2011	750.1
1996	972.8	2012	1'092.3
1997	1'022.9	2013	1'219.0
1998	924.6	2014	1'068.1
1999	1'266.0	2015	808.7
2000	1'028.2	2016	1'115.0
2001	1'298.7	2017	833.7
2002	1'169.5	2018	916.9
2003	760.6	2019	1'004.1
2004	980.0	2020	971.1
2005	775.1	2021	1'104.3

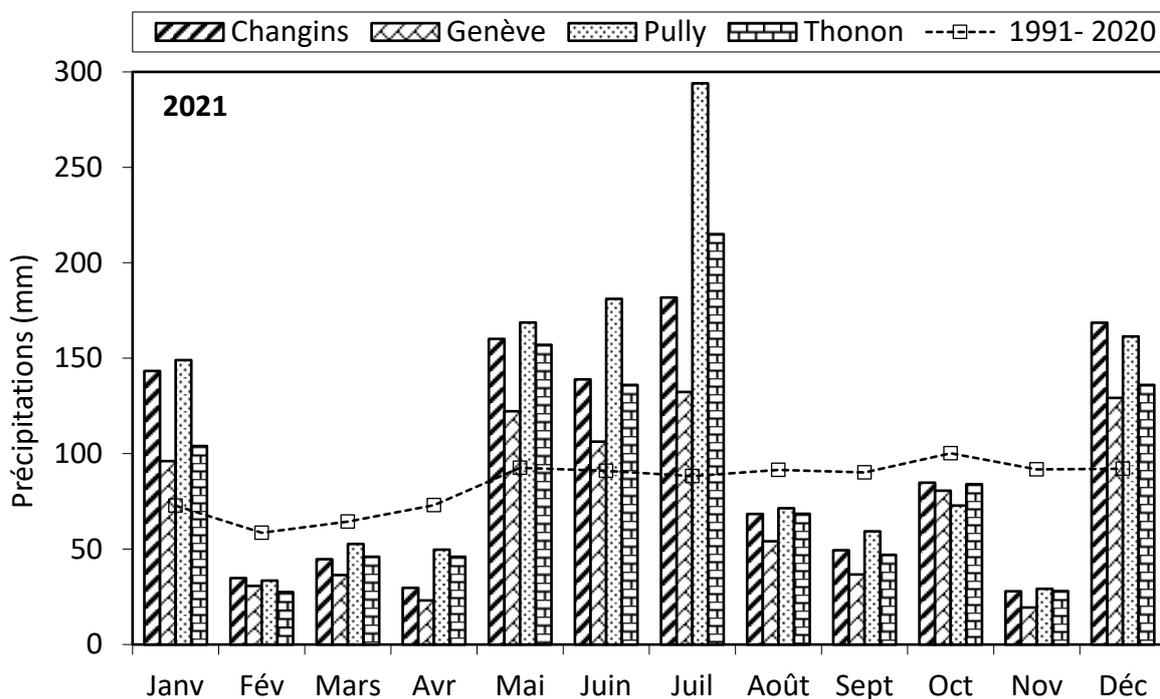


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2021 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2021 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

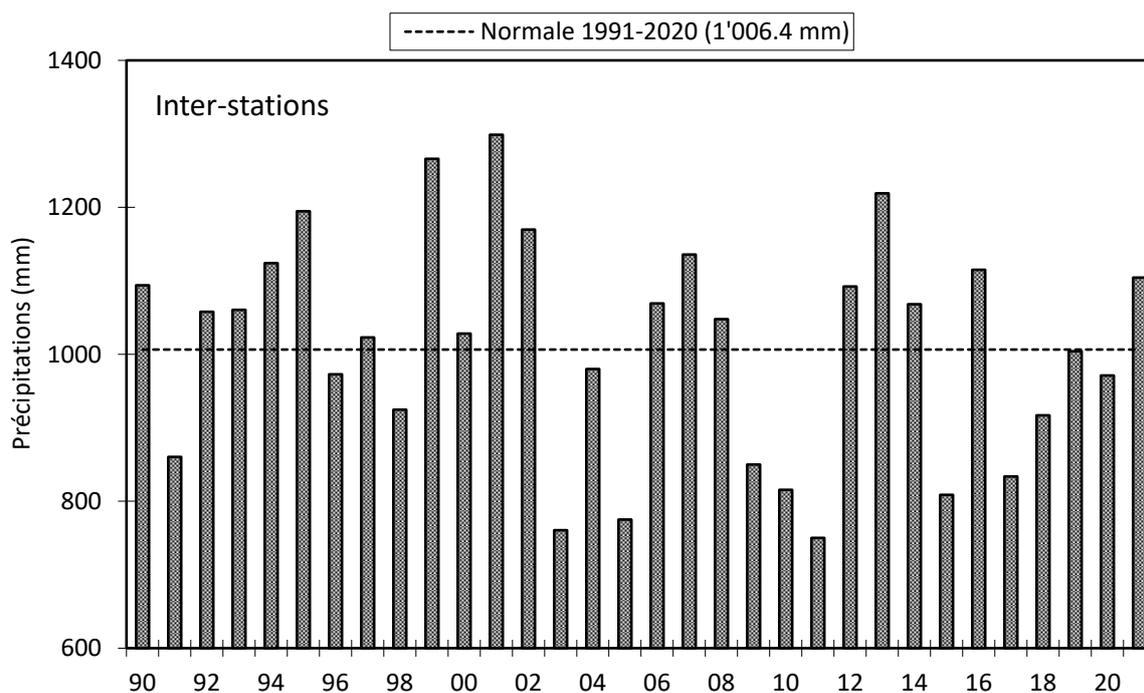


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

Après des mois de janvier et février où l'insolation mesurée fut conforme à la normale, les mois de mars et avril furent eux très excédentaires (+40 et 53 h). Les mois de mai et juillet furent eux déficitaires (-25 et 44 h) (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2021 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2021 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1991 - 2020
Janvier	49	60	57	43	66.4
Février	100	107	105	109	102.4
Mars	217	212	191	213	168.5
Avril	244	245	237	269	195.4
Mai	189	178	176	236	220.0
Juin	241	232	228	301	250.2
Juillet	220	216	212	252	269.4
Août	250	247	244	267	243.9
Septembre	187	198	201	192	189.4
Octobre	167	178	186	161	124.1
Novembre	53	63	58	45	70.2
Décembre	34	38	47	24	51.0
Total annuel	1'950.5	1'975.1	1'939.8	2'111.7	1'950.9

L'année 2021 avec une moyenne inter-stations de 1'994.3 heures est une année moyennement ensoleillée. Elle se classe quatorzième sur la période 1981 - 2021 (la 1^{er} étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1993 avec 1'669.2h) (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 total annuel	Années	Insolation total annuel
1990	1'973.2	2006	1'992.4
1991	1'870.0	2007	2'096.7
1992	1'676.1	2008	1'961.9
1993	1'669.2	2009	2'028.4
1994	1'707.5	2010	1'817.3
1995	1'896.5	2011	2'203.0
1996	1'769.3	2012	2'008.4
1997	1'948.4	2013	1'813.2
1998	1'981.7	2014	1'902.8
1999	1'770.1	2015	2'043.9
2000	1'998.9	2016	1'847.7
2001	1'837.6	2017	2'089.5
2002	1'828.6	2018	2'042.3
2003	2'290.5	2019	2'152.8
2004	2'000.1	2020	2'150.6
2005	2'138.4	2021	1'994.3

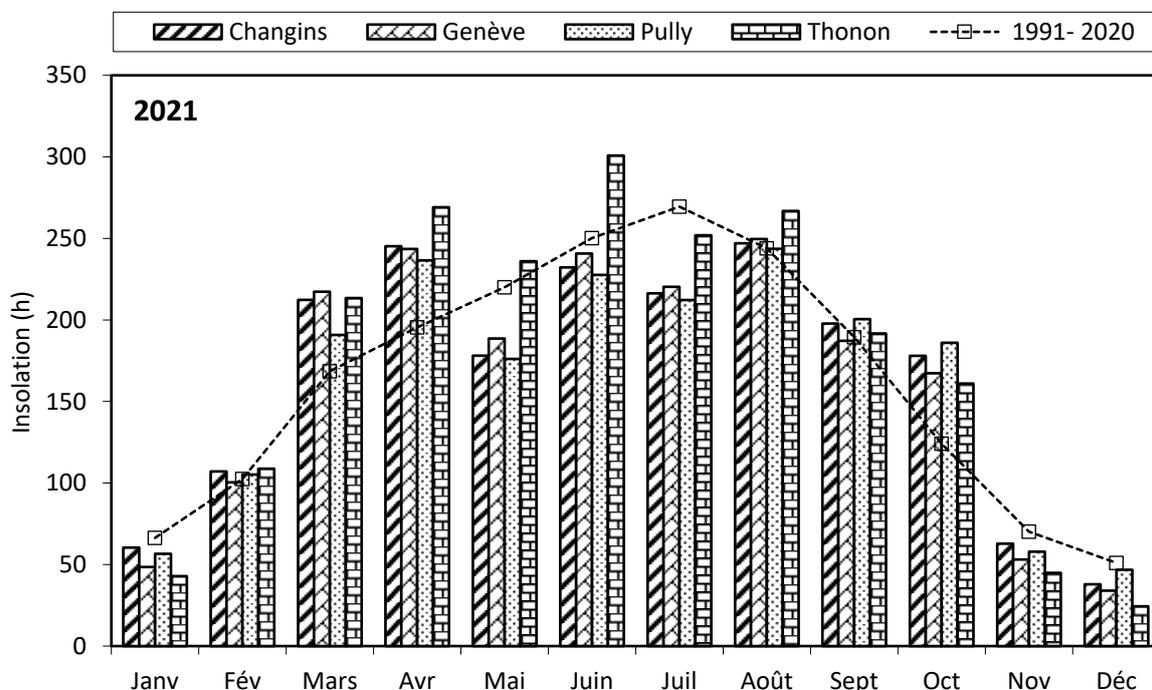


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2021 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2021 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1991 - 2020 (curve).

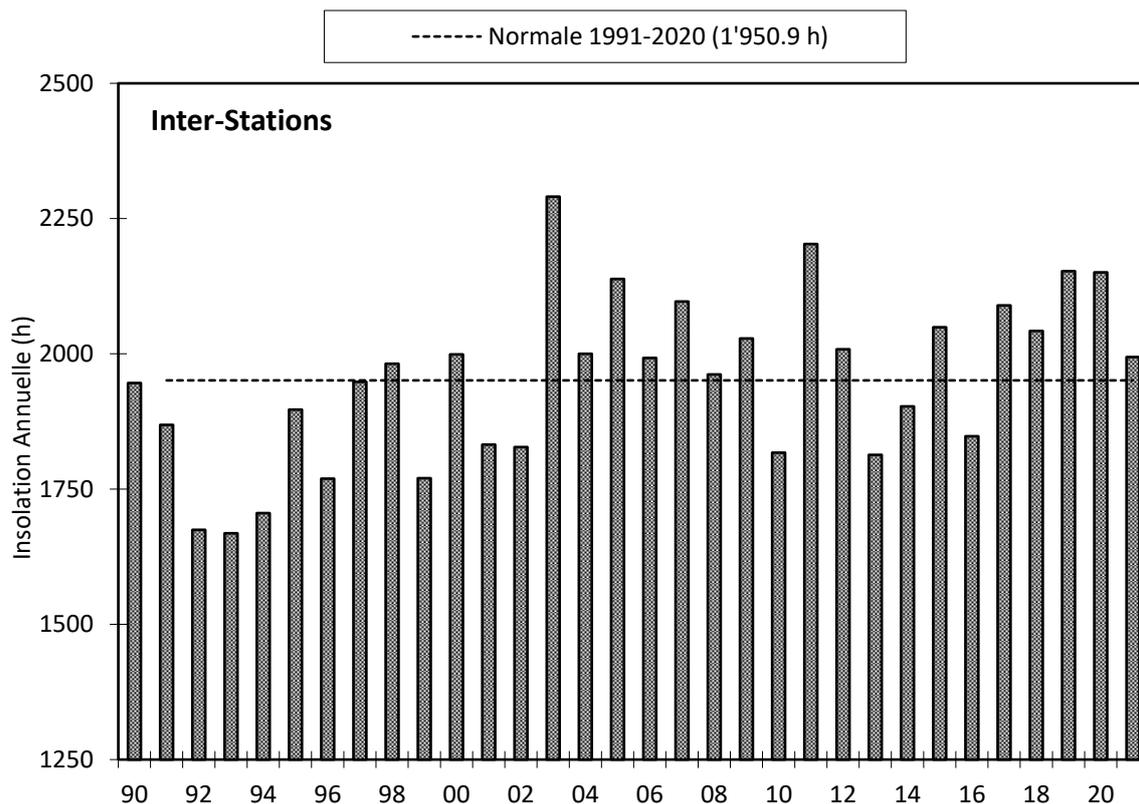


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2021 est de $13.3 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (tableau 4.1, figure 4.1).

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2021 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2021 (mean daily irradiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

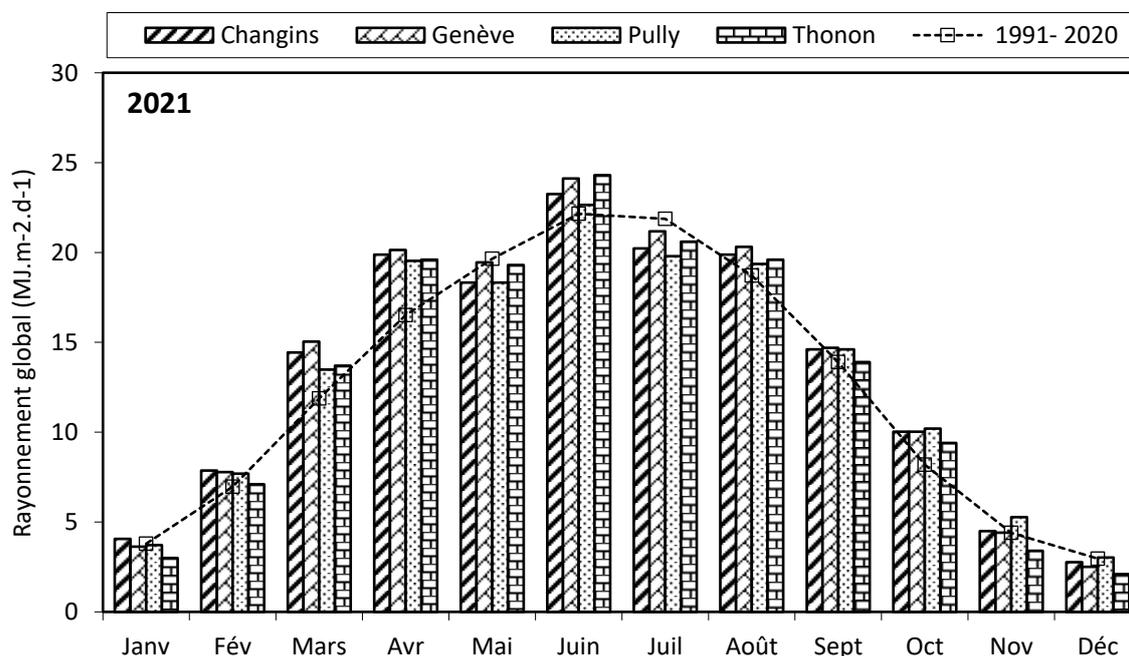
	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1991 - 2020
Janvier	3.6	4.1	3.7	3.0	3.8
Février	7.8	7.9	7.7	7.1	7.0
Mars	15.0	14.4	13.5	13.	11.9
Avril	20.1	19.9	19.5	19.6	16.5
Mai	19.4	18.3	18.3	19.3	19.6
Juin	24.1	23.2	22.6	24.3	22.2
Juillet	21.2	20.2	19.8	20.6	21.9
Août	20.3	19.9	19.4	19.6	18.7
Septembre	14.7	14.6	14.6	13.9	13.9
Octobre	10.0	10.0	10.2	9.4	8.2
Novembre	4.4	4.5	5.3	3.4	4.4
Décembre	2.5	2.8	3.0	2.1	3.0
Moyenne Annuelle	13.6	13.3	13.1	13.0	12.6

Pour l'inter-stations en 2021, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'840. MJ·m⁻², ce qui classe l'année, neuvième sur la période 1991 – 2021 (tableau 4.2, figure 4.2).

Tableau 4.2 : Rayonnement global annuel en inter-stations (MJ·m⁻²).

Table 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ·m⁻²).

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1990	4'401	2006	4'593
1991	4'415	2007	4'671
1992	4'219	2008	4'486
1993	4'126	2009	4'837
1994	4'100	2010	4'575
1995	4'339	2011	5'000
1996	4'310	2012	4'747
1997	4'405	2013	4'547
1998	4'378	2014	4'653
1999	4'188	2015	4'869
2000	4'488	2016	4'584
2001	4'310	2017	4'923
2002	4'337	2018	4'922
2003	4'894	2019	4'981
2004	4'858	2020	4'995
2005	4'712	2021	4'840



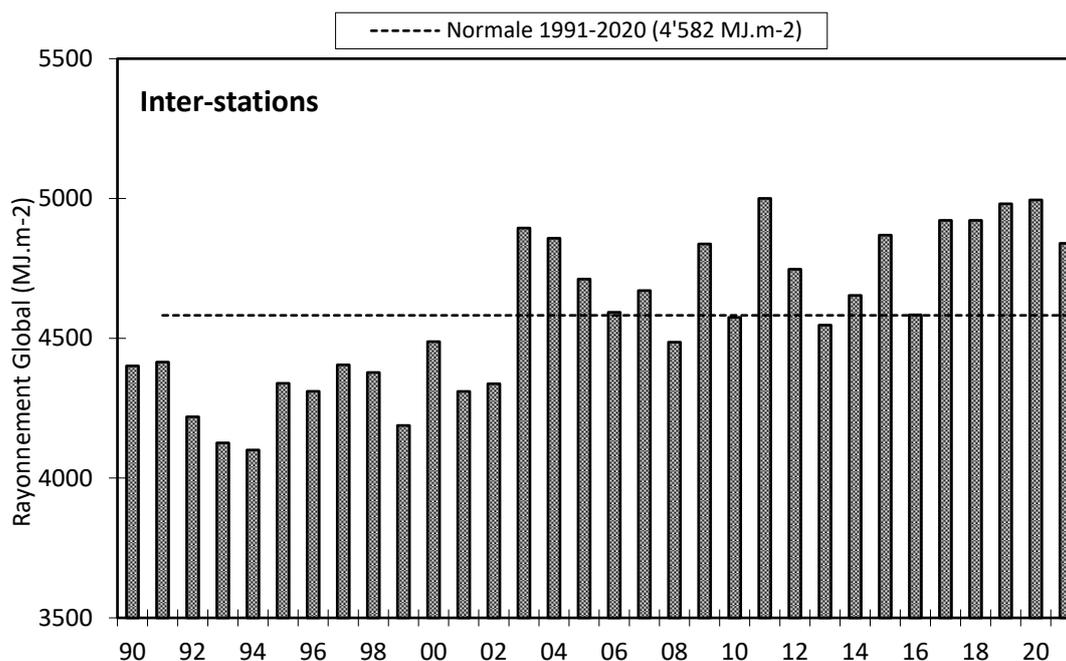


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ.m⁻²).

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations (MJ.m⁻²).

6. VENT

6.1. VITESSE DU VENT

En 2021 à Changins, station de référence, le 1^e semestre fut venteux à l'exception des mois de février et juin. Le second semestre fut également venteux à l'exception des mois de juillet, septembre et décembre pour lesquels les moyennes mensuelles furent inférieures à celles calculées sur la période 1991-2020 (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2021 (m.s⁻¹)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2021 (m.s⁻¹).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1991-2020
Janvier	2.5	3.0	1.9	1.8	2.5
Février	2.8	2.5	1.7	1.7	2.8
Mars	3.3	3.3	1.9	2.0	3.1
Avril	3.6	3.6	2.2	1.9	3.0
Mai	2.8	2.8	1.9	1.4	2.8
Juin	2.2	2.2	1.7	1.0	2.6
Juillet	2.5	2.5	1.7	1.1	2.6
Août	2.5	2.8	1.9	1.6	2.6
Septembre	1.7	1.9	1.7	0.9	2.4
Octobre	2.2	2.5	1.9	1.4	2.3
Novembre	2.5	2.5	1.9	2.0	2.3
Décembre	1.9	2.2	1.4	0.9	2.5
Moyenne annuelle	2.5	2.7	1.8	1.5	2.6

Pour l'année 2021 à Changins, il a été enregistré 28 jours de vent fort ($> 5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) dont 19 jours durant le 1^{er} semestre (avec 12 jours pour le 1^e trimestre). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2021 avec la même vitesse de $8.86 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ le 20 mars, 3 avril et le 18 juillet $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (figure 5.2). De plus, il y a eu en 2021, 5 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à $4.99 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

Tableau 5.2 : Vent moyen annuel à Changins ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

Table 5.2 : Mean annual wind speed at Changins ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1990	3.1	2006	2.4
1991	3.2	2007	2.7
1992	2.8	2008	2.5
1993	2.9	2009	2.6
1994	2.7	2010	2.6
1995	2.9	2011	2.2
1996	2.7	2012	2.6
1997	2.5	2013	2.4
1998	3.0	2014	2.3
1999	2.9	2015	2.5
2000	2.6	2016	2.4
2001	2.8	2017	2.4
2002	2.6	2018	2.6
2003	2.3	2019	2.1
2004	2.4	2020	2.6
2005	2.2	2021	2.7

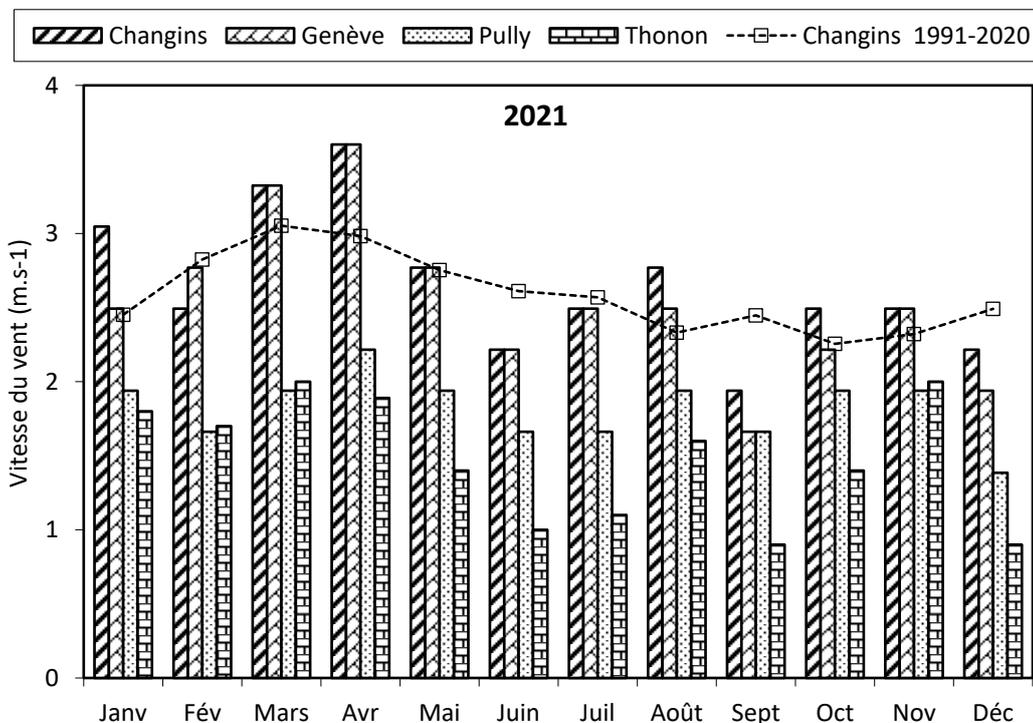


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2021 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1991 - 2020 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2021 (histogram), and at Changins for the period 1991 - 2020 (curve).

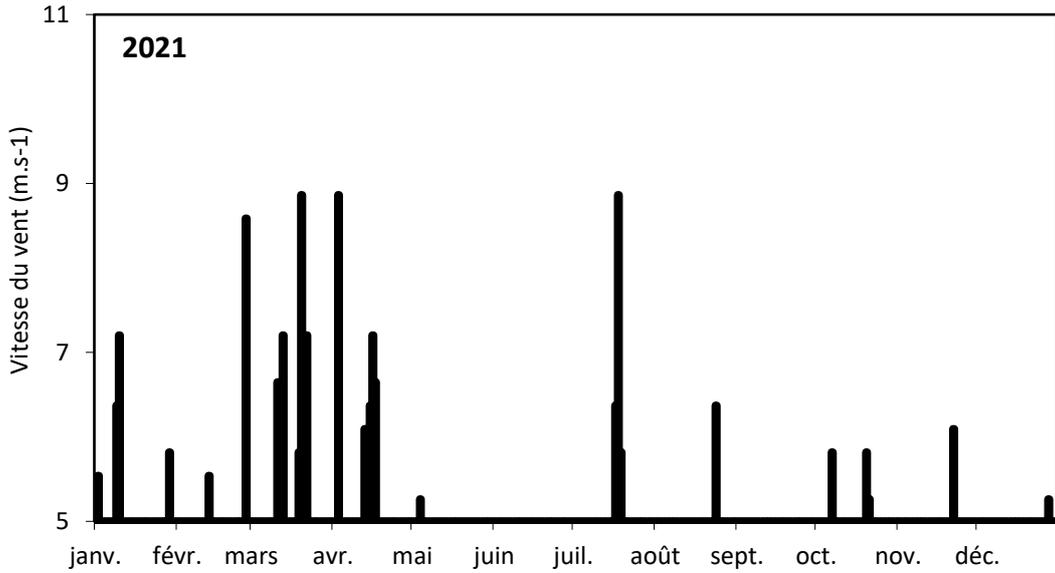


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2021) des vents forts (> 5 m.s⁻¹) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2021) of strong winds (> 5 m.s⁻¹) at Changins.

6.2. ROSE DES VENTS

Pour l'année 2021 à Changins, 60.7 % des vents (figure 5.3) se répartissent selon le demi-cercle S-O-N. 69 % des vents enregistrés ont une vitesse entre 0 et 3 m.s⁻¹. Les vents qui sont supérieurs à 5 m.s⁻¹ représentent 13.8 % des vents totaux, 54.8 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 36.8 % sont d'origine opposée S-O.

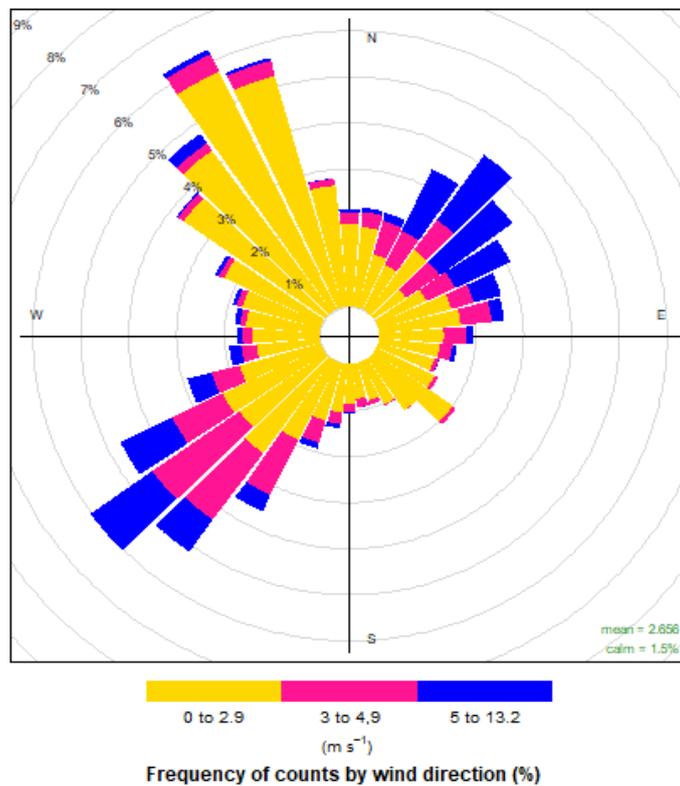


Figure 5.3 : Rose des vents à Changins en 2021 (pourcentage d'occurrence des vents horaires par direction et par classe de force).

Figure 5.3 : Wind rose at Changins in 2021 (frequency of hourly wind direction occurrence by strength).

PHYTOPLANKTON DU LEMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2021

PAR

Frédéric RIMET

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

RESUME

*En 2021, 18 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Le début de l'année se caractérise par des biomasses assez faibles et dominées par des taxons indicateurs de milieux stratifiés. A partir de mars, la biomasse triple et se compose d'une petite diatomée centrique (*Cyclotella costei*), indicatrice de milieux brassés. Elle est remplacée entre mi-mars et début mai par une grande diatomée pennée (*Diatoma elongatum*). A partir de la mi-mai à mi-juin, ce sont des Chrysophycées indicatrices de milieux oligotrophes qui composent la majorité du phytoplancton. Pendant la phase estivale, les Dinophycées dominent largement la biomasse. Ce sont des espèces mixotrophes (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium inconspicuum*) qui ont probablement profité des apports terrigènes massifs issus des importantes crues des rivières. Autour du 6 septembre, un bloom de surface d'*Uroglena* sp. (Chrysophycée) apparaît. Cette espèce non toxique donne une couleur marron à l'eau ainsi qu'une odeur désagréable. Cette espèce, également mixotrophe et qui préfère les milieux riches en acides humiques, n'a cependant pas présenté de biomasses remarquables dans le prélèvement de l'échantillon d'eau intégré de 0 à 18 m à la station SHL2 durant cette période. Ce bloom est probablement à relier également aux apports terrigènes du début de l'été. Enfin, à partir de la mi-septembre, les Dinophycées présentent toujours de fortes biomasses. Elles sont accompagnées de Chlorophycées indicatrices de milieux mésotrophes et d'une cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique, *Aphanizomenon flos-aquae*, qui est indicatrice de milieux eutrophes stratifiés.*

La biomasse annuelle moyenne de 2021 (1395 µg/L) est proche des valeurs observées depuis 2017. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton relativement basse (<1000 µg/L) n'est pas atteint. La proportion de la biomasse représentée par des taxons indicateurs de faibles profondeurs est toujours importante depuis maintenant une dizaine d'année. La proportion des taxons indicateurs de milieux oligotrophes est plus élevée que dans les années 1970-80 et demeure stable depuis plus de dix ans. Les taxons indicateurs d'épilimnion eutrophes restent faibles.

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 qualité « médiocre » pour l'année 2021 (classification selon « intercalibration lake type »). La valeur de 2021 est similaire aux années 2016, 2017 et 2019, mais inférieure à celle de 2020.

ABSTRACT

*In 2021, 18 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station to analyze the qualitative and quantitative changes in phytoplanktonic communities. The beginning of the year was characterized by rather low biomass dominated by taxa that are indicators of stratified milieux. Beginning in March, the biomass tripled and comprised a small centric diatom (*Cyclotella costei*), indicative of mixed milieux. Between mid-March and the beginning of May, it was replaced by a large pennate diatom (*Diatoma elongatum*). From mid-May to mid-June, Chrysophyceae that are indicators of oligotrophic environments composed the majority of the phytoplankton. During the summer phase, Dinophyceae largely dominated the biomass. These are mixotrophic species (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium inconspicuum*) that had probably benefitted from the massive terrigenous contributions coming from large river*

floods. Around 6 September, a surface bloom of *Uroglena* sp. (Chrysophyceae) appeared. This nontoxic species gives a brown color to the water and an unpleasant odor.

This species, also mixotrophic and preferring environments that are rich in humic acids, did not, however, present remarkable quantities of biomass in samples of integrated water taken from 0 to 18 m at the SHL2 station during this period. This bloom should probably also be linked to terrigenous contributions at the beginning of the summer. Finally, starting in mid-September, the Dinophyceae continued to present substantial biomass. Also present were Chlorophyceae, indicators of mesotrophic milieux, and a potentially toxic filamentous cyanobacterium, *Aphanizomenon flos-aquae*, which is an indicator of stratified eutrophic milieux.

The mean annual biomass in 2021 (1395 µg/L) was near the values observed since 2017. The CIPEL's objective of maintaining a relatively low phytoplankton biomass (<1000 µg/L) was not met. The proportion of the biomass represented by taxa that are indicators of shallow waters has continued to be high for approximately 10 years. The proportion of taxa indicating oligotrophic environments was higher than in the 1970–80s and has remained stable for more than 10 years. Those taxa indicators of eutrophic epilimnion remain low in numbers.

Finally, the Brettum Index, which assesses the trophic level of the lake based on the composition of phytoplankton species, gave a "mediocre" ecological state of the lake for 2021 (intercalibration lake type classification). The 2021 value is similar to 2016, 2017, and 2019, but lower than the 2020 value.

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 2021 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, Weaver & Shannon 1949), les groupes fonctionnels de Reynolds et al. (2002), ainsi que l'indice trophique de Brettum (1989), ont été calculés sur toute la série chronologique (1974-2020). Les concentrations en chlorophylle *a*, la production phytoplanctonique et les picocyanobactéries font l'objet de chapitres séparés.

2. METHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2021 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, avril, août, octobre, novembre et décembre, deux fois par mois en mars, mai, juin, juillet, et trois fois pour le mois de septembre. Au total, 18 campagnes ont été menées en 2021.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis des sous-échantillons d'un volume de 25 mL (ou 50 mL, en fonction de la densité) 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. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008), il est téléchargeable sur le site <https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/cartel>

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques :

- la biomasse des classes algales (sensus 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. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. EVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2021

3.1.1. EVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES ET DES TAXONS DOMINANTS

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2021 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (26 janvier au 16 février) : cette phase est caractérisée par de faibles biomasses, qui sont habituelles pour cette période (biomasses inférieures à 1000 µg/L en général). Les taxons qui dominent le compartiment sont des algues filamenteuses, plutôt indicatrices de milieux stratifiés (*Planktothrix rubescens*, *Mougeotia gracillima*). Ces taxons, ne sont pas typiques de cette saison (même s'ils ne sont exceptionnels en période hivernale dans le Léman). Ce sont normalement plutôt des taxons caractéristiques de milieux brassés qui devraient être dominants (ex. petites diatomées centriques).

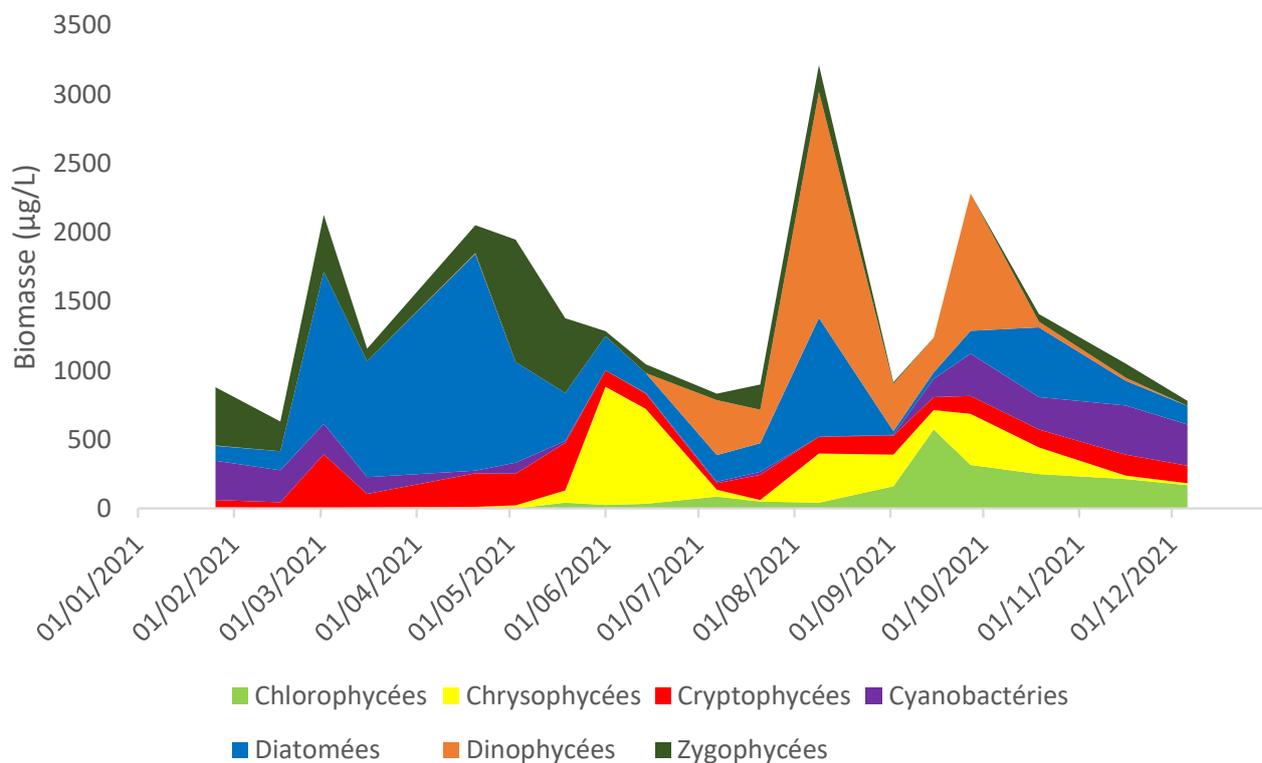


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensu Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2021.

Figure 1 : Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensu Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2021.

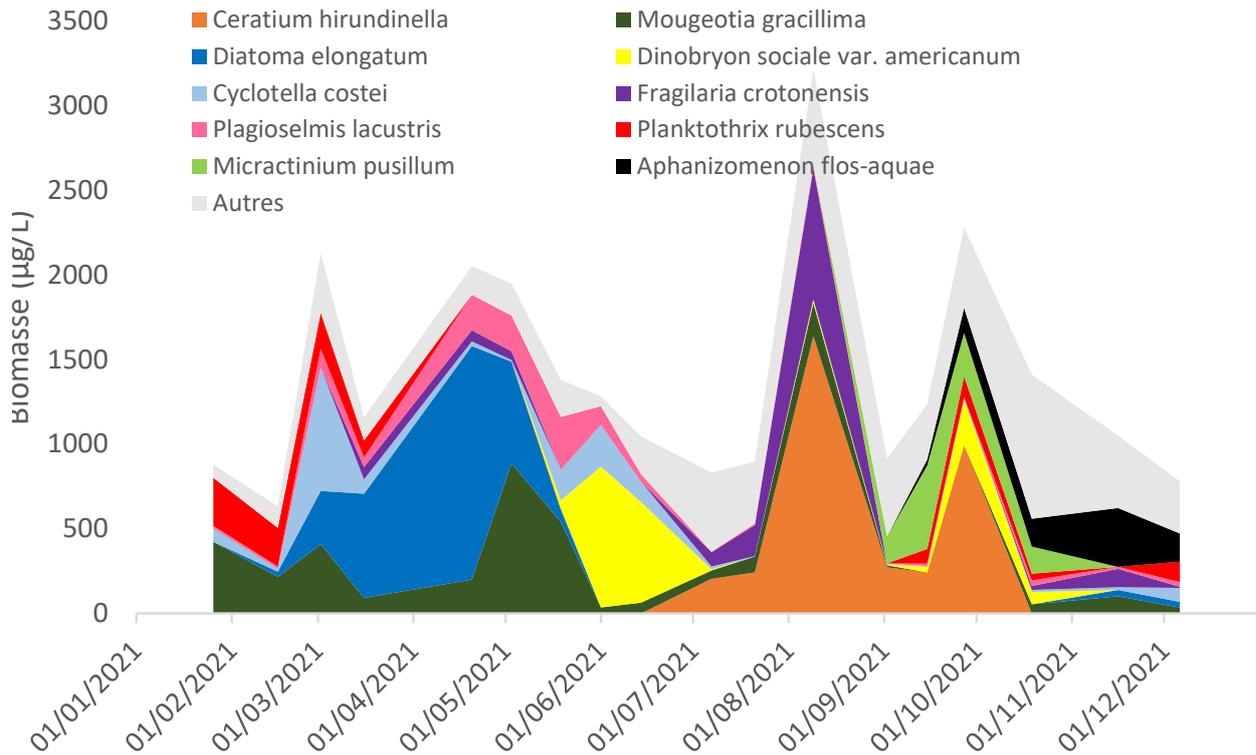


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2021.

Figure 2 : Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2021.

- Une phase printanière (2 mars au 3 mai) : la biomasse triple entre la phase hivernale et la phase printanière et la composition taxonomique change : ce sont les diatomées qui dominent largement la biomasse. Le compartiment phytoplanctonique est d'abord dominé (début mars) par *Cyclotella costei*, une petite diatomée centrique adaptée aux eaux brassées, riche en silice et relativement oligotrophe (Rimet et al. 2009, Padisak et al. 2009). Cette espèce est ensuite remplacée (de la mi-mars à début mai) par une grande diatomée pennée (*Diatoma elongatum*) qui est capable de se développer avec des concentrations faibles en nutriments et en silice (elle est souvent observée après le déclin saisonnier d'*Asterionella formosa* –autre diatomée pennée-, Kilham et al. 1977). *Mougeotia gracillima*, une Zygothécée filamenteuse qui préfère les milieux bien stratifiés (Tapolczai et al. 2015), est également présente tout au long de cette phase.

- Une phase de fin de printemps (19 mai au 14 juin) : la biomasse diminue de moitié à cette période. Elle est dominée par des Chrysophycées, représentée principalement par des espèces du genre *Dinobryon*, qui ont une prédilection pour les eaux pauvres en nutriments.

- Une phase estivale (07 juillet au 2 septembre) : cette phase est largement dominée par les Dinophycées, principalement *Ceratium hirundinella* et *Peridinium inconspicuum*. Cette période est marquée par de fortes crues qui ont apporté du matériel terrigène dans le lac. Il est probable que ces apports aient profité à ces taxons qui sont mixotrophes (Hansen & Calado, 1999).

Une phase de fin d'été : entre le 2 et le 15 septembre : un bloom de surface d'*Uroglena* sp. a eu lieu le 6 septembre, espèce qui forme des colonies (photo 1), colore l'eau en marron (photo 2) et peut être malodorante. Cette Chrysophycée mobile, de couleur brun-jaune, avait déjà connu un développement exceptionnel dans le Léman en 1999. Les causes de son développement sont probablement à relier aux importants apports terrigènes de la mi-juillet (photo 3) puisqu'il s'agit d'une espèce mixotrophe, préférant les milieux riches en acides humiques. Des phénomènes similaires ont été observés aux USA (Gree & Hufhines 2017). Une fois fixée au lugol, cette espèce perd sa forme coloniale et la forme caractéristique des cellules disparaît (photo 4) : elle est alors identifiée comme *Ochromonas* sp. (Chrysophycées unicellulaire). *Ochromonas* sp. présente des biomasses relativement importantes à la station SHL2 le 2 septembre (100 µg/L), sans être pour autant l'espèce dominante du prélèvement de l'échantillon intégré de 0 à 18 m.

- Une phase automnale (15 septembre au 6 décembre) : cette phase présente une diversité en taxons plus importante que le reste de l'année. Au mois de septembre et octobre, le compartiment est d'abord dominé par les Dinophycées et l'espèce *Ceratium hirundinella*. Les Chlorophycées présentent également des biomasses importantes, dont la principale espèce est *Micractinium pusillum* : c'est un taxon colonial qui préfère les épilimnions clairs des lacs méso-eutrophes (Padisak et al. 2009). En novembre et décembre, c'est une cyanobactérie filamenteuse hétérocystée, *Aphanizomenon flos-aquae* qui domine le compartiment. Cette espèce, qui est potentiellement toxique, est indicatrice de lacs eutrophes stratifiés (Padisak et al. 2009).

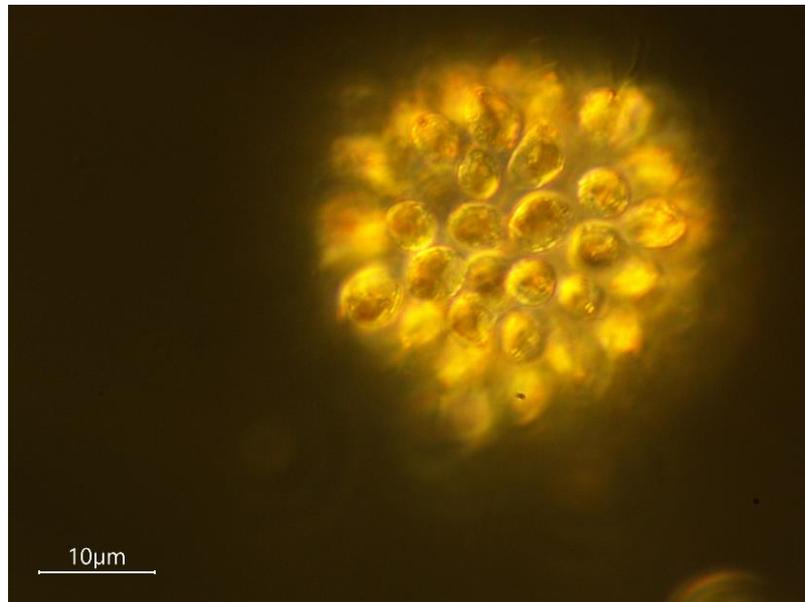


Photo 1 : *Uroglena sp.*, 6 septembre, port d'Amphion, prélèvement en surface. Echantillon frais, non fixé. (Photo H. Kochoscka, INRAE, UMR Carrtel).

Photo 1 : *Uroglena sp.*, 6 September, Amphion port, surface collection. Fresh sample, unfixed. (Photo H. Kochoscka, INRAE, UMR Carrtel)



Photo 2 : Photo le 6 septembre, port de l'INRAE.

Photo 2 : Photo on 6 September, INRAE port



Photo 3 : Golfe de Thonon, vu du Château d'Allinges, le 17 juillet. La couleur jaune du lac est liée aux apports terrigènes des rivières (photo F. Rimet).

Photo 3 : Gulf of Thonon, view from Allinges castle, 17 July. The lake's yellow color is related to terrigenous materials in the rivers (photo F. Rimet)

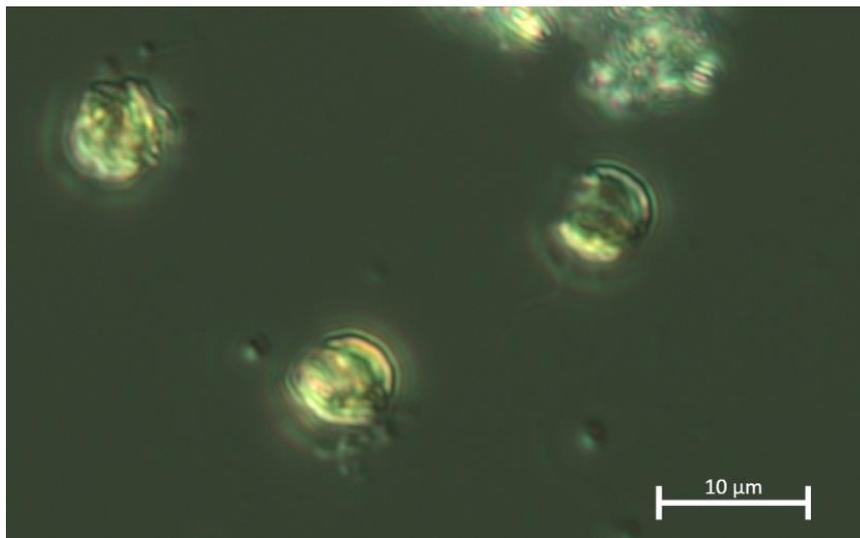


Photo 4 : *Ochromonas* sp. 15 septembre, station SHL2, prélèvement 0-18 m. Echantillon fixé au lugol. (Photo F. Rimet, INRAE, UMR Carrtel).

Photo 4 : *Ochromonas* sp. 15 September, SHL2 station, collection at 0–18 m. Sample fixed with Lugol's iodine. (Photo F. Rimet, INRAE, UMR Carrtel).

3.1.2. EVOLUTION DU MICRO ET DU NANOPHYTOPLANCTON

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . 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 2021.

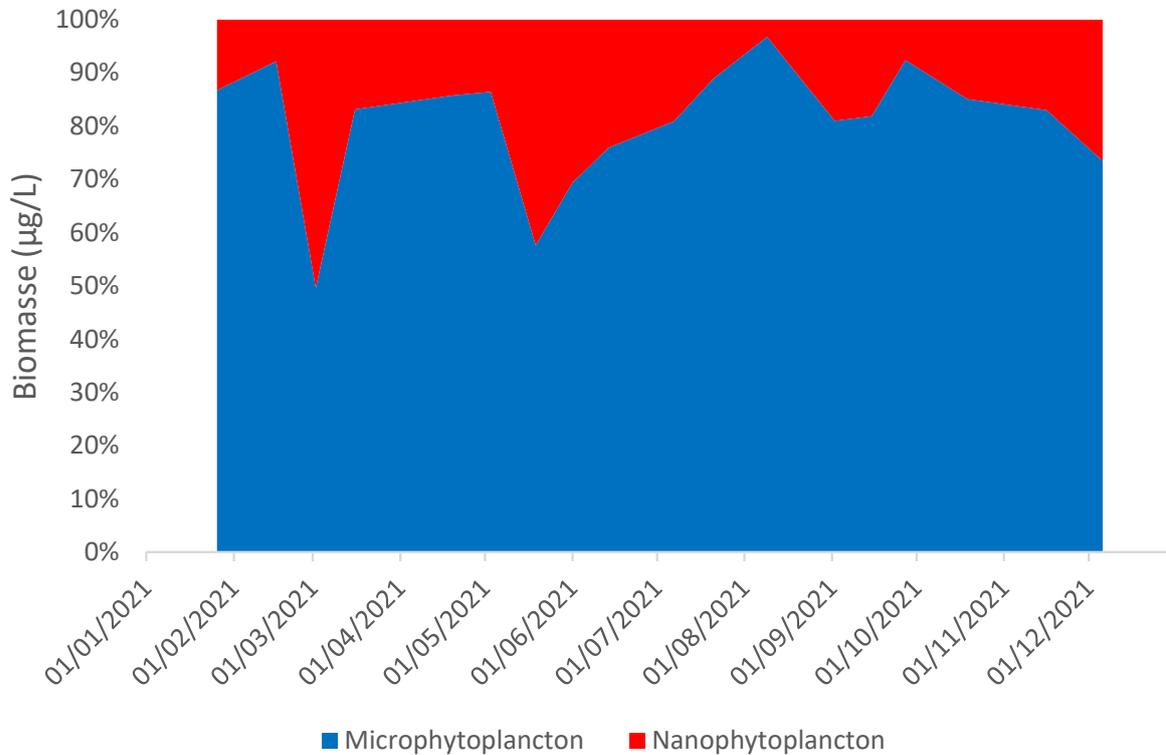


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2021.

Figure 3 : Annual change of size classes biomass in Upper Lake Geneva during 2021.

En 2021, le microphytoplancton domine largement la biomasse toute l'année (en général plus de 80 % de la biomasse), sauf en février où il représente 49.6 % de la biomasse (soit sensiblement à la même période depuis 2017).

3.2. EVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.1. EVOLUTION DES CLASSES D'ALGUES

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

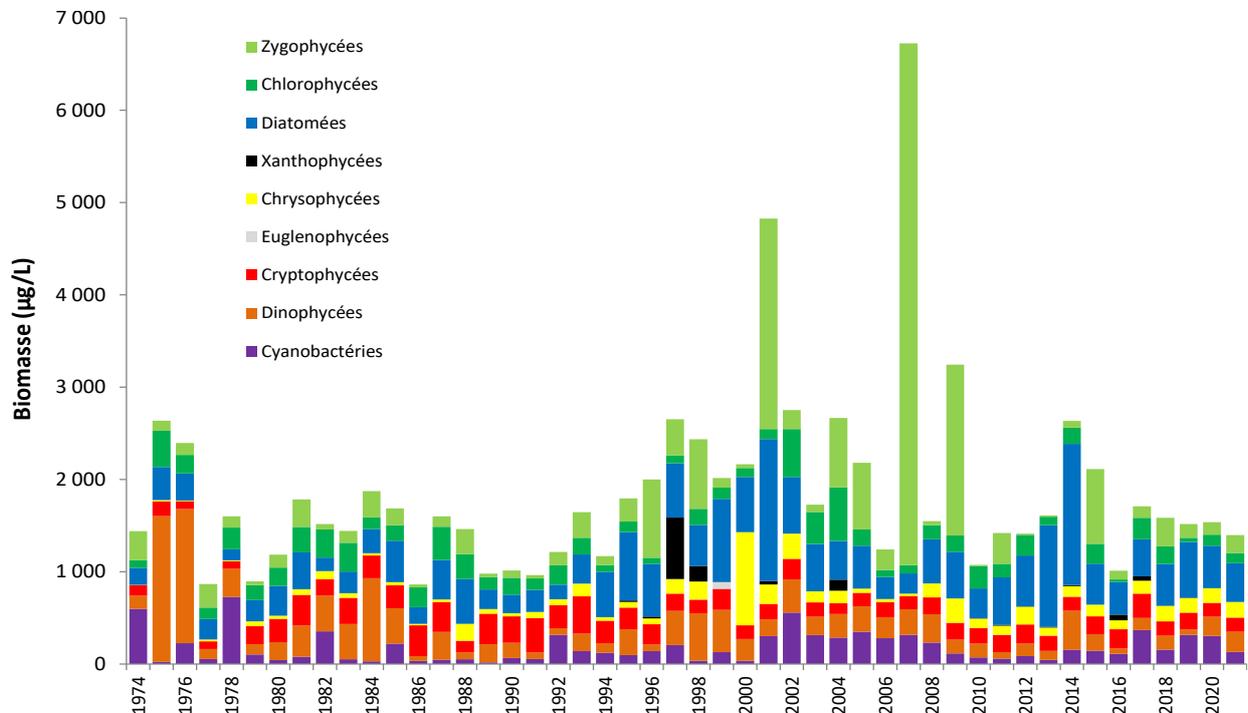


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac (SHL2). La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser dans le Léman.

Figure 4 : Inter-annual change in annual mean biomass of phytoplankton groups in Upper Lake Geneva. The CIPEL aimed at not exceeding the average annual biomass of 1000 µg/L in Lake Geneva.

Malgré le bloom exceptionnel d'*Urologena sp.* début septembre, la biomasse de l'année 2021 présente une biomasse annuelle moyenne proche des valeurs observées depuis 2017. Cette biomasse annuelle reste cependant relativement élevée au regard de la chronique interannuelle. Avec une biomasse de 1395 µg/L, l'objectif proposé par la CIPEL, de ne pas dépasser 1000 µg/L, n'est pas atteint.

3.2.2. EVOLUTION DE LA DIVERSITÉ

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2021. 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 10e et 90e centile. L'évolution de ces valeurs est donnée sur la figure 5.

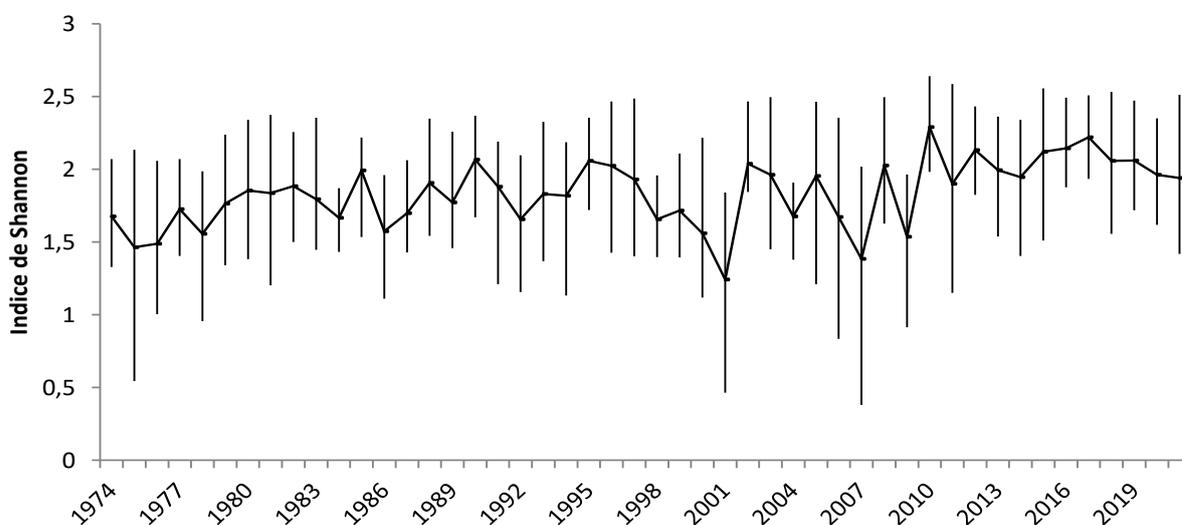


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon dans le Grand Lac (SHL2). La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale, le 10e et le 90e centile.

Figure 5 : Interannual changes of the Shannon diversity index in the Upper lake of Geneva. The line represents the evolution of average diversity, extremities of the vertical bars the 10th and 90th percentiles.

La diversité peut être un indicateur de niveau 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, 2017, 2016, 2012, 2015, 1990, 2018, 2019).

Toutefois, certaines années (2001, 2007 et 2009) présentent de faibles diversités. Cela correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* (Zygothécées) qui ont dominé fortement le peuplement phytoplanctonique.

3.2.3. EVOLUTION 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 2008, 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 P_{tot} (phosphore total) selon sept classes. Ces classes de concentration en P_{tot} telles que définies dans l'indice de Brettum sont indiquées dans le tableau 1 avec leur correspondance au niveau trophique. Plus cet indice est élevé, plus l'état trophique est faible (oligotrophe).

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

Table 1 : Quality categories in the Brettum Index. [P_{tot}]: concentration in total phosphorus in µg/L

Classes	[P _{tot}]	Etat trophique
6	<= 5 µg/L	Ultra-oligotrophe
5	5-8 µg/L	Oligotrophe
4	8-15 µg/L	Oligo-mesotrophe
3	15-30 µg/L	Meso-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).

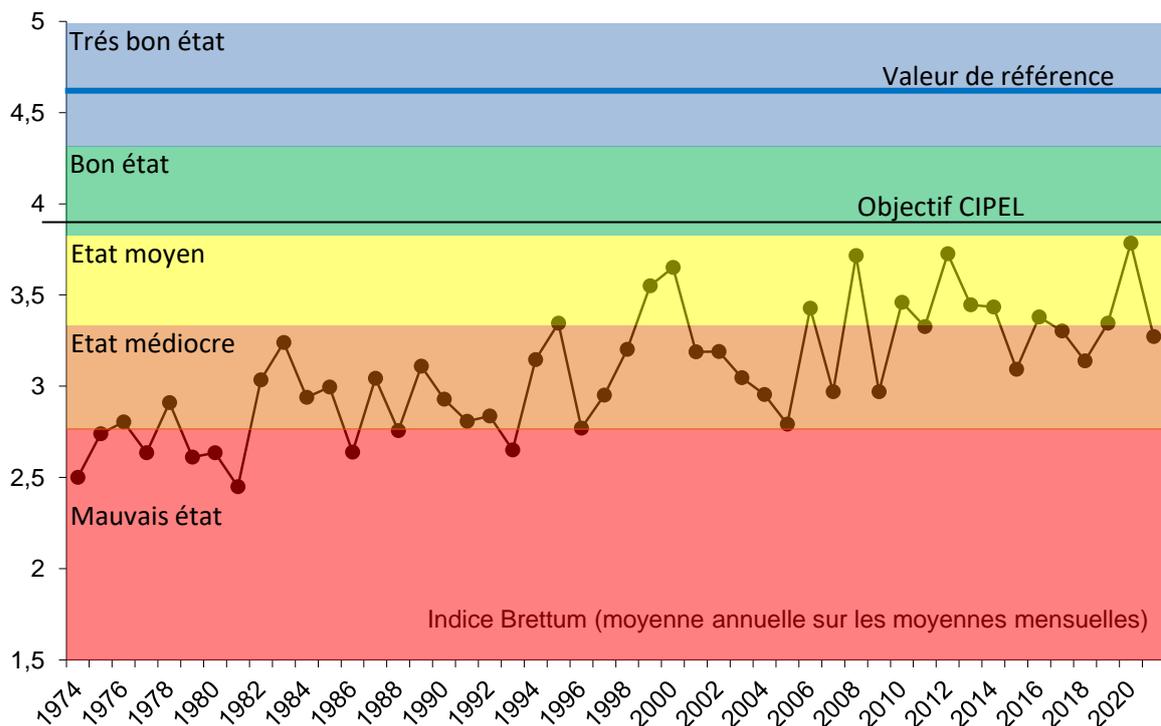


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac (SHL2). Les valeurs des limites de classes de qualité écologique correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram *et al.* 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif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

Figure 6 : Inter-annual changes in the values of Brettum index. Classes boundaries of the ecological quality are taken from lakes type L-AL-3 (Large alpine lakes) according to the intercalibration lake type (Wolfram *et al.* 2007). The CIPEL fixed to 4 the objectif to acheive for Lake Geneva. The reference value corresponds to an ecosystem not impacted by human activities.

Globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974. Entre 1974 et 1980 le lac était eutrophe (état médiocre) selon l'indice de Brettum. L'indice présente un état méso-eutrophe actuellement, indiquant une amélioration de l'état trophique.

L'année 2021 classe le lac dans un état médiocre (valeur = 3.27), qui est sensiblement équivalent aux valeurs des années 2016, 2017 et 2019. L'objectif à atteindre proposé par la CIPEL est de 4. La chute entre 2020 et 2021 est expliquée par les biomasses relatives plus importantes en 2021 qu'en 2020 de plusieurs taxons indicateurs de milieux mésotrophes (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Planktothrix rubescens*, *Mougeotia gracillima*).

3.2.4. EVOLUTION 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).

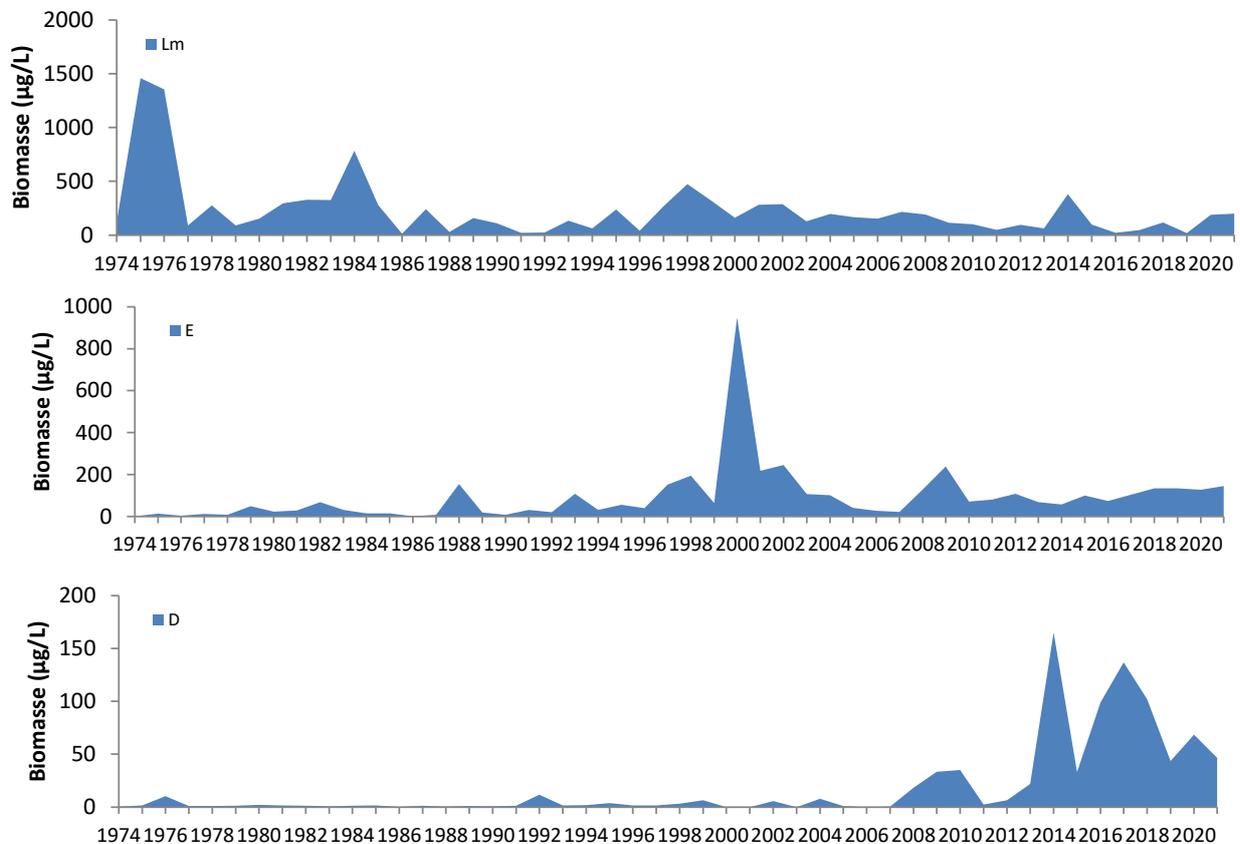


Figure 7 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds et al. (2002), dans le Grand Lac (SHL2)

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 2021 est observé (figure 7).

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 de la masse d'eau.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus*, *Achnanthydium catenatum*) des milieux turbides et/ou de faible profondeur selon Reynolds et al. (2002). Une augmentation de leur biomasse est observée ces dernières années. Depuis 2014, les biomasses de ces taxons sont très élevées par rapport à l'ensemble de la chronique. L'année 2021 confirme cette tendance. La présence de fortes crues qui ont rendu le lac fortement turbide en juillet peuvent expliquer la présence de ces taxons.

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 phytoplancton du l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Green W.R. & Hufhines B., 2017. A rare *Uroglena* bloom in Beaver Lake, Arkansas, spring 2015. Lake and Reservoir Management 33, 8–13. <https://doi.org/10.1080/10402381.2016.1238427>.
- Hansen, P.J. & Calado, A.J., 1999. Phagotrophic mechanisms and prey selection in free-living dinoflagellates. J. Euk. Microbiol., 46, 382–389.
- 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, DEC0470, 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.
- Tapolczai, K., O. Anneville, J. Padisak, N. Salmaso, G. Morabito, T. Zohary, R. D. Tadonleke, & F. Rimet, 2015. Occurrence and mass development of *Mougeotia* spp. (Zygnemataceae) in large, deep lakes. Hydrobiologia 745: 17–29.
- Utermöhl, H., 1958. Zür 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., Riedmüller, 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).

Annex 1 : Definition of functional groups according to Reynolds *et al.* (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>Arthrospira</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>Chrysochromulina</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 leucstris</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>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	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	Euglenoids, <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	?

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

ABOUT PICOCYANOBACTERIA

CAMPAGNE 2021

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 huit dernières années, de 2014 à 2021 inclus, révèle des abondances pouvant dépasser 105 cellules mL⁻¹ en période estivale. Des valeurs élevées sont enregistrées en 2021, surtout en fin d'été (septembre), c'est-à-dire plus tardivement que les années précédentes, probablement en lien avec une météorologie estivale défavorable à la croissance de cette communauté. La biomasse relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste encore modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, ne dépassant pas 10 % en moyenne à l'échelle de l'année. Toutefois, à certaines périodes de l'année (été et automne typiquement) et à certaines profondeurs, la biomasse des picocyanobactéries peut égaler voire dépasser celle des formes planctoniques 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 8 years, from 2014 to 2021, reveals abundances of this community exceeding regularly 105 cells mL⁻¹, especially during the summer and fall. In 2021, such concentrations were only observed in September, maybe in relation with bad summertime weather conditions. The relative biomass of this major representative community of the picoplankton remains modest compared to the nano - and microphytoplankton, not more than 10% on average across the year. However, at certain times of the year (e.g. summer and fall) and to certain depths the picocyanobacterial biomass can match or even exceed that of the larger planktonic 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, Reikik *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 picoplancton) 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 toxiques, 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 picoplanctoniques, 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 en révision).

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 2021, montrent que la proportion des picocyanobactéries (en termes de biomasse) 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). La proportion 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, y compris en système oligo-mésotrophe, tout comme à certains xénobiotiques comme le glyphosate (Castro Berman *et al.* 2020).

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 2021 ; (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).

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. CYTOMÉTRIE EN FLUX

Les abondances picocyanobactériennes dans le Léman sont mesurées 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 (Fig. 1). 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.

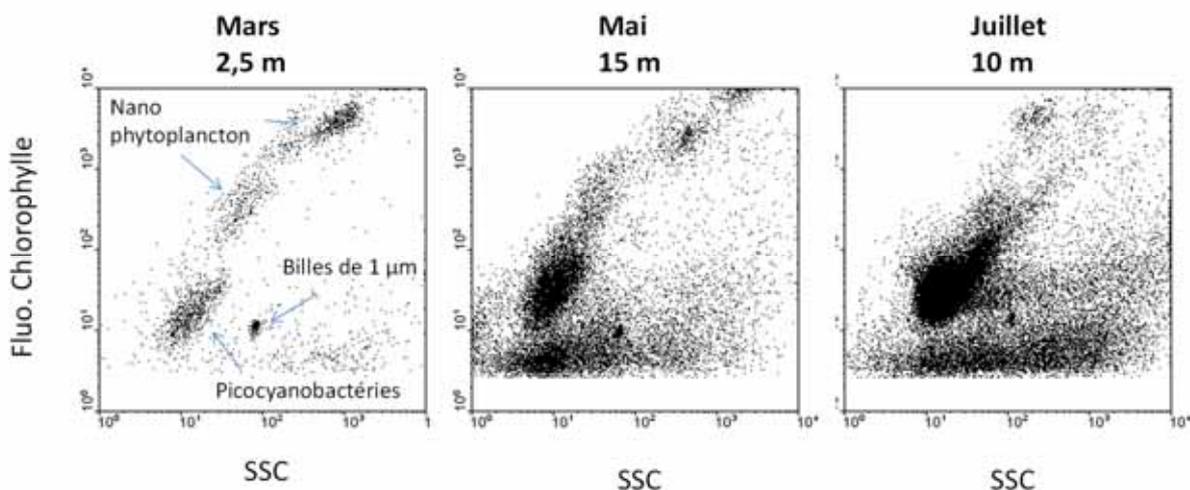


Figure 1 : Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) révélant notamment la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates dans le Léman. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l’indice de réfraction des cellules.

Figure 1 : Examples of cytograms (biparametric representations) showing the picocyanobacterial community for different depths at different periods of the year 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 2021

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, avant de diminuer à la fin de l'automne et en hiver. En 2021, les valeurs maximales ont été observées uniquement en septembre, avec plus de 10^5 cellules/mL (Fig. 2). Ces valeurs ont toujours été enregistrées à 2.5 m ou 10 m, alors qu'elles étaient plus précoces en 2020 et plus « étalées » avec des observations faites à 15 m le 30 juin, puis à 2.5, 10 et 15 m le 20 juillet. En 2021 comme en 2020, les concentrations avec plus de 10^5 cellules/mL ont donc été enregistrées sur une fenêtre temporelle assez serrée (mais très différente entre les deux années) alors qu'elle était plus large en 2019 (entre juin et octobre). 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.

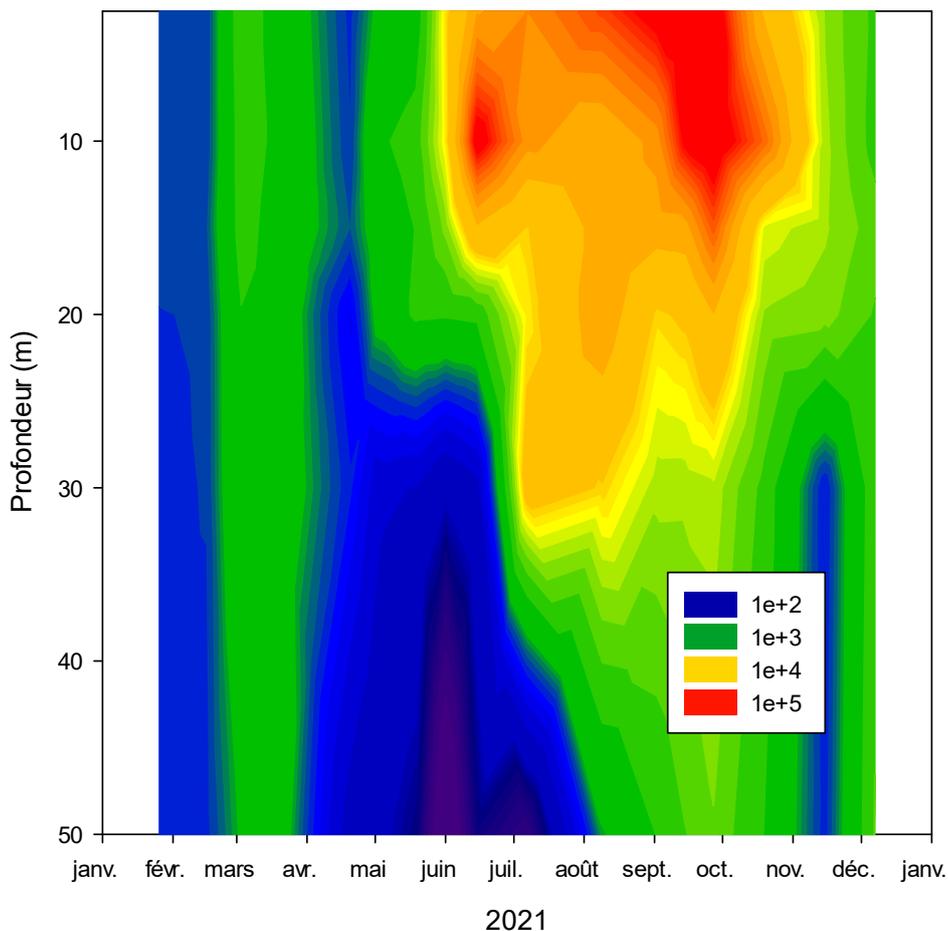


Figure 2 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules / mL) en 2021 entre la surface et 50 m de profondeur dans le Léman à la station SHL2. L'échelle proposée est la suivante: $1e+2= 100$; $1e+3= 1000$; etc.

Figure 2 : Distribution and dynamics of picocyanobacteria (in cells / mL) in 2021 between surface and 50 m deep in Lake Geneva at SHL2. The scale for the numbers is as follows: $1e+2= 100$; $1e+3= 1000$; etc.

En 2021, les températures de l'air au Léman ont été inférieures à leurs normales sur les mois d'avril, mai, juillet et août. En juillet, la pluviométrie a été très importante, avec un niveau 2,3 fois supérieure à la normale de ce mois. Les mois de mai et juillet ont été largement déficitaires en termes d'insolation comparativement aux valeurs moyennes. Juillet a aussi connu un épisode fortement venteux susceptible de fortement déstructurer la colonne d'eau en surface. Cette météorologie particulière a donc généré une différence marquée par rapport aux années précédentes et pourrait expliquer en partie la faible biomasse picophytoplanctonique estivale enregistrée en 2021, la lumière et la température étant des facteurs déterminants pour la croissance de cette communauté.

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 n'a été que de 3,2 %, une valeur en baisse par rapport aux années précédentes (5,7 % en 2020, 5,9 % en 2019, 6,1 % en 2018). Comparativement, les proportions relatives du nano- et microphytoplancton ont été approximativement de 18,9 % (comme en 2020) et de 77,9 % (en très légère hausse par rapport à 2020). A titre comparatif, les proportions picocyanobactériennes en 2021 ont été de 15,7 % et 21,6 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement.

Dans le détail, les picocyanobactéries n'ont représenté au maximum qu'environ 10 à 12 % de la biomasse phytoplanctonique totale intégrée sur la couche d'eau 0-18 m, à trois dates de l'année (21 juillet, 2 et 15 septembre) alors que cette proportion avait atteint 20-25 % en 2020 entre fin juin et fin juillet. Il est posé comme hypothèse que cette baisse marquée de biomasse relative des picocyanobactéries est à mettre en relation avec les mauvaises conditions météorologiques estivales observées en 2021 (comme évoqué ci-dessus).

3.2. ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES

Une analyse en composantes principales a été proposée pour l'année 2021 (n=102 ; Fig. 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 64,2 %, une valeur comparable aux années précédentes. La température (notée Temp) reste un facteur clef ($r=0,85$; $p<0,01$; comme en 2019 et 2020), ce que des expériences au laboratoire avec des cultures de picocyanobactéries isolées des grands lacs péri-alpins ont confirmé avec un optimum de croissance entre 20 et 25°C (Reymann & Jacquet 2015). La variable « profondeur », notée « prof », peut être notamment considérée comme un indicateur de la lumière et une relation négative existe entre les picocyanobactéries et la profondeur ($r=-0,59$; $p<0,01$). Comme les années précédentes, il n'existe pas de relations marquées entre les nutriments phosphorés et les picocyanobactéries. Une relation positive est toutefois observée avec le pH ($r=0,62$; $p<0,01$). Une relation négative est donnée avec la conductivité ($r=-0,78$; $p<0,01$) et surtout les nitrates ($r=-0,84$; $p<0,01$), cette dernière relation ayant aussi été marquée en 2020. 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 (broutage par le mézozooplancton, 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.

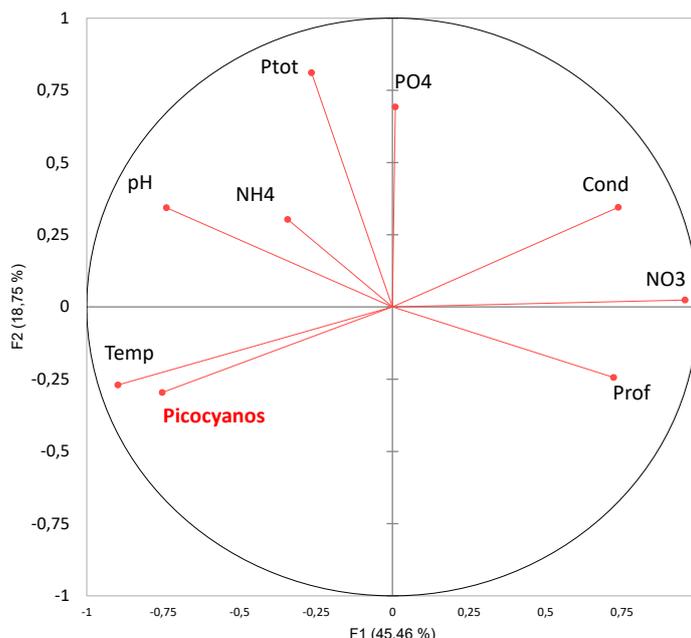


Figure 3 : Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres sur l'ensemble de l'année 2020, dans le Léman, à la station SHL2. La variance totale expliquée est de 64,2%.

Figure 3 : Principal Component Analysis with a selection of a few parameters in 2020 at SHL2. The total variance is about 64.2%.

4. EVOLUTION 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 (Fig. 4). Depuis 2019, une baisse assez marquée des abondances des picocyanobactéries est 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.

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les huit dernières années que la zone où leur abondance (exprimée en nombre de cellules par mL) est la plus forte reste la zone épilimnique (0-15 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 (Fig. 5).

En 2021, il est aussi notable que la concentration des picocyanobactéries a été moindre en période hivernale comparativement aux années précédentes. Ceci pourrait aussi s'expliquer par des conditions hivernales défavorables à la croissance et développement de ce compartiment.

Sur la période de 2014 à 2021, la proportion annuelle (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 3.1 (en 2021) et 10.1 % (en 2016) révélant des disparités entre les années (Fig. 6). 2021 apparaît comme l'année où la biomasse relative est la plus basse sur la chronique après des valeurs assez constantes entre 5.5 et 7 % sur la période 2017-2020. Le suivi à long terme de cette communauté doit se poursuivre pour permettre de confirmer (i) que la proportion picoplanctonique 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.

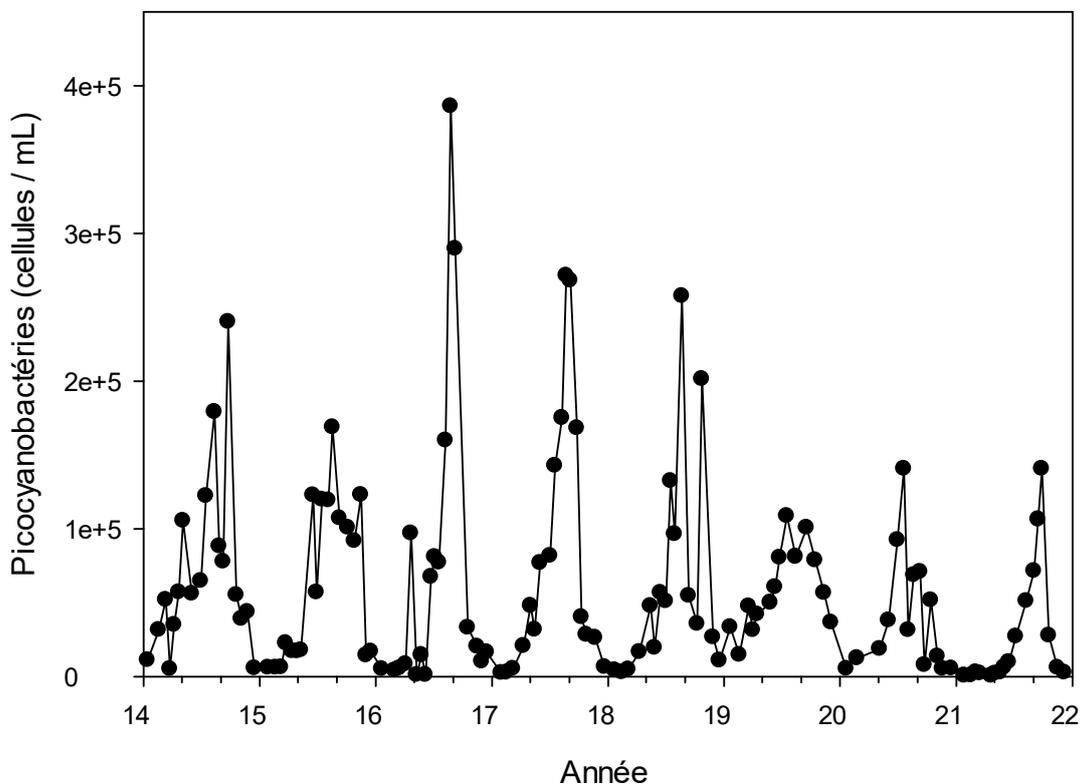


Figure 4 : Evolution des concentrations moyennes de picocyanobactéries (en cellules/mL) entre 2.5 et 20 m de 2014 à 2021 inclus, dans le Léman, à la station SHL2.

Figure 4 : Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells/mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2021, at SHL2.

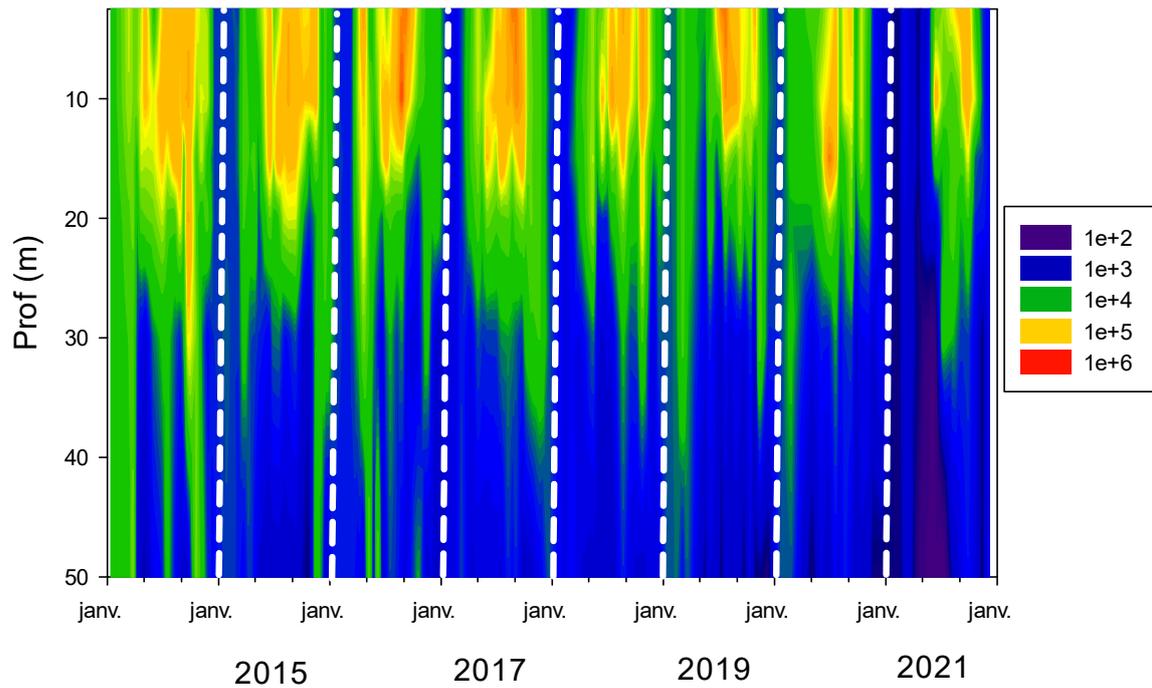


Figure 5 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries entre 2.5 et 50 m, de 2014 à 2021 inclus, dans le Léman à la station SHL2.

Figure 5 : Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2021, at SHL2.

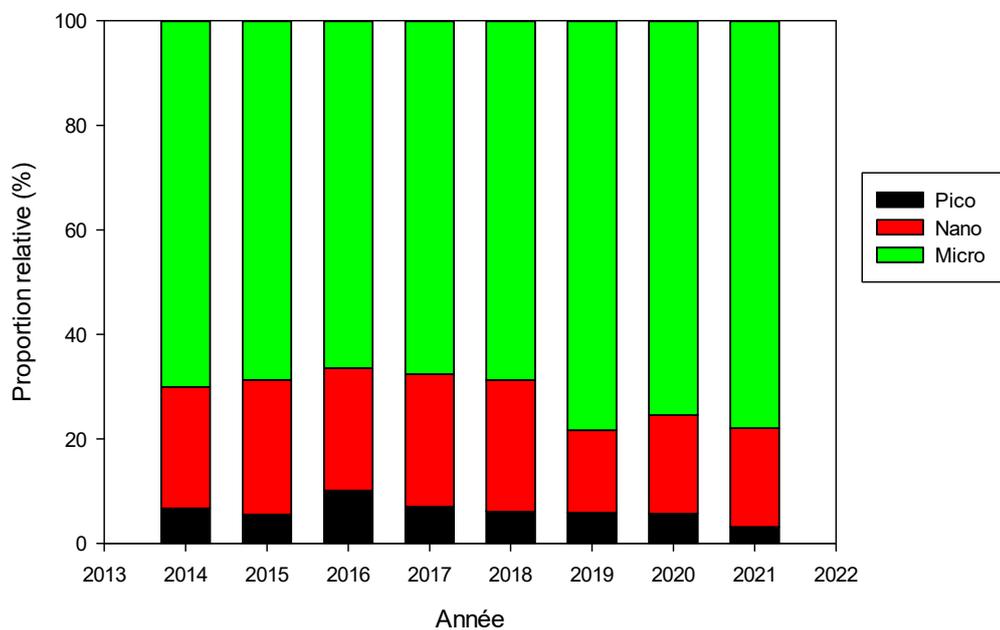


Figure 6 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman à la station SHL2 pour la période 2014-2021 entre 0 et 18 m.

Figure 6 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva at SHL2 for the period 2014-2021.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014-2021, 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 mésotrophe et en voie de ré-oligotrophisation. Comparativement, le lac du Bourget (longtemps oligo-mésotrophe et depuis peu oligotrophe) se situe entre les deux (Fig. 7).

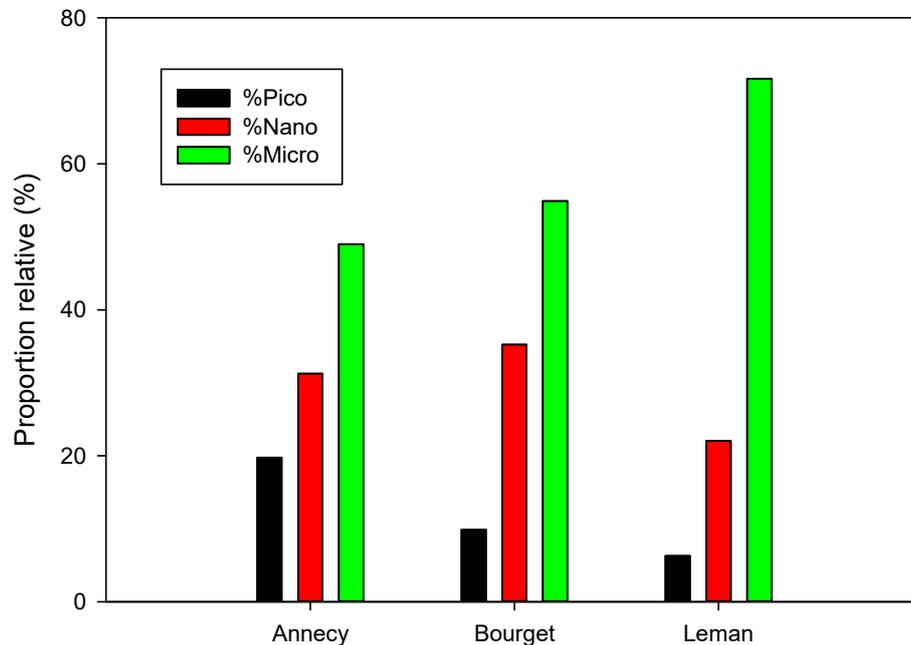


Figure 7 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014-2021.

Figure 7 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014-2021.

5. CONCLUSIONS

Le picophytoplancton, majoritairement représenté par les picocyanobactéries, est une composante majeure du phytoplancton présente dans le Léman toute l'année et à toutes les profondeurs. En plus de son rôle fonctionnel dans la production primaire globale ou en tant que communauté proie potentielle pour le zooplancton uni- et pluricellulaire, ce compartiment biologique est susceptible d'être un marqueur important de l'état de santé de l'écosystème. Ainsi, le suivi détaillé de ce compartiment sur le long terme devrait permettre de confirmer que ce groupe est un indicateur clef de l'évolution du statut trophique de l'écosystème mais aussi de sa réponse corrélée au réchauffement climatique, c'est-à-dire à l'augmentation des températures des eaux de surface.

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., Llamas, 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.
- 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. 61 pp.
- 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 2021

PAR

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

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

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière des concentrations de chlorophylle a en 2021 a montré un démarrage de croissance au début du mois de mars, correspondant à une augmentation de la production primaire et à une baisse de la transparence dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les concentrations de chlorophylle a mesurées au printemps (mars-mai) ont été plus élevées que celles mesurées en été, où une baisse de biomasse chlorophyllienne et de la production primaire a été observée, coïncidant avec un pic de développement du zooplancton et d'augmentation de la transparence. Un dernier pic de la biomasse chlorophyllienne correspondant au pic plus important de production a été observé en septembre en surface. Ensuite les valeurs de chlorophylle a ont baissé rapidement et ont atteint des valeurs minimales typiques de la saison hivernale correspondant à une augmentation de la transparence de l'eau.

Dans l'évolution interannuelle, les concentrations moyennes de chlorophylle a et les valeurs de production primaire en mars-mai ont été plus élevées en 2021 que celles observées dans les années précédentes. En revanche, en juin-août les valeurs de production primaire ont été plus faibles en comparaison au pic exceptionnel observé en 2020, bien que les moyennes aient présenté des valeurs cohérentes avec les mesures depuis 2015. En automne 2021, la production primaire moyenne a été inférieure aux valeurs observées en 2020 mais cohérente avec celles observées dans les années précédentes.

A l'échelle interannuelle à long terme, la tendance à la baisse des concentrations moyennes annuelles de chlorophylle a observée depuis 2018 est confirmée.

ABSTRACT

In 2021 chlorophyll a concentrations started to increase in the beginning of March, corresponding to the increase of the primary production and lowering of the transparency. The spring (March-May) chlorophyll a concentration values were higher compared to the values measured in summer. During the period from June to August the chlorophyll a values and primary production were low, corresponding with a zooplankton peak and an increase of the water transparency. In September a last peak of chlorophyll a concentration was observed, corresponding with the year maximum of the primary production recorded at the surface. Following this peak, the chlorophyll a values rapidly decreased and reached the low values typical of the winter period.

In the Inter annual trend, during 2021 chlorophyll a values and the primary production were higher compared to the previous years. On the other side, in June-August the primary production values were lower compared to the exceptional high peak measured in 2020, although the average values were similar to the values measured since 2015. During autumn, the primary production was lower than the primary production measured in 2020 but similar compared to the previous years' measures.

The annual average concentration of Chlorophyll a, as well as the maximum annual concentration, has been decreasing since 2018.

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 2021. L'évolution interannuelle de ces mêmes paramètres (chlorophylle *a* et production primaire) est également présentée pour la période 2015-2021.

2. METHODES

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-huit campagnes ont été effectuées en 2021, mensuelles pendant les mois de janvier, février, avril, août, octobre, novembre et décembre et bimensuelles en mai, juin et juillet. En raison de contraintes météorologiques, l'échantillonnage bimensuel prévu en août n'a pas pu être effectué et trois échantillonnages ont eu lieu en septembre.

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 630nm (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 (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 intimement corrélées (test de régression linéaire comparant toutes les mesures pour la période 2013-2021 : $R^2 = 0.94$, $p < 0.001$). Les mesures de Chla sont donc présentées pour le suivi de l'année 2021 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 1976-2021.

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 $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$. Les valeurs sont exprimées en masse de carbone (C) fixée par litre et par heure ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE

Les concentrations moyennes pondérées en fonction de l'épaisseur des couches et les concentrations maximales en chlorophylle *a* (Chla) mesurées sur les 30 premiers mètres (figure 1a) ont présenté des valeurs faibles en janvier et février et une augmentation dès le début du mois de mars. Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne correspond à la période de croissance de diatomées centriques unicellulaires (RIMET 2022, ce rapport), période pendant laquelle une baisse de la transparence et un premier pic de production primaire ($15.4 \mu\text{gC L}^{-1}\text{h}^{-1}$, figure 1b) ont également été observés. Au printemps, les valeurs ont été variables et des pics de production importants ont été observés jusqu'à 10 m de profondeur pendant toute la saison (en avril, $14.8 \mu\text{gC L}^{-1}\text{h}^{-1}$, figure 2).

Pendant l'été, une baisse de la production primaire et de la biomasse chlorophyllienne ont été observées en raison d'un pic d'abondance zooplanctonique (RASCONI et al 2022, ce rapport) et probablement de concentrations limitantes en nutriments (TRAN KHAC et al 2022, ce rapport). La biomasse phytoplanctonique s'était drastiquement réduite pendant cette période (RIMET 2022, ce rapport), notamment les diatomées de petite taille qui constituent une des sources de nourriture préférée du zooplancton. En septembre, une nouvelle phase de croissance de la biomasse chlorophyllienne et de la production primaire a été observée. La reprise de croissance précède un bloom d'*Uroglena sp.* observé début septembre (RIMET 2022, ce rapport). Le pic maximum de l'année ($18.4 \mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$) a été enregistré le 15 septembre à la profondeur de 1 m. Par ailleurs, ce pic de production correspond à une augmentation de la biomasse chlorophyllienne qui toutefois présente des concentrations inférieures à celles observées au printemps. Cet écart entre le maximum de production primaire et le maximum de chlorophylle s'expliquerait par une différence dans la composition du phytoplancton. En effet, le pic maximum de biomasse phytoplanctonique observé au mois de septembre était composé principalement d'espèces mixotrophes (RIMET 2022, ce rapport), des espèces caractérisées par la présence de pigments photosynthétiques autres que la chlorophylle *a*, tels que les caroténoïdes.

Suite à ce pic, une baisse de la production primaire et des concentrations en chlorophylle *a* est constatée. La période hivernale s'est amorcée en novembre, les concentrations en chlorophylle *a* et la production primaire ont été à ce moment nettement plus faibles que celles observées les mois précédents. Cette baisse de l'activité phytoplanctonique induit une augmentation de la transparence et une baisse de la population zooplanctonique (RASCONI et al 2022, ce rapport).

3.2. DYNAMIQUE INTERANNUELLE

Les valeurs de production primaire (figure 3) mesurées au printemps (mars-mai) en 2021 ont été les plus élevées depuis 2015, correspondant également à de très hautes valeurs de chlorophylle *a* (respectivement moyennes 2015-2019 : 3.21 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$, 2021 : 5.6 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ et 2015-2019 : 4.4 $\mu\text{g L}^{-1}$, 2021 : 7 $\mu\text{g L}^{-1}$). Seules les valeurs de Chla mesurées en 2020 étaient comparables à celles mesurées en 2021 (7 $\mu\text{g L}^{-1}$). 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 2021) une baisse de la concentration en Chla a été observée, correspondant à une baisse de la production primaire. En 2021, les valeurs moyennes estivales ont été plus basses que les valeurs de printemps (production primaire 4.1 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ et Chla 4.6 $\mu\text{g L}^{-1}$), et la production primaire a également diminué par rapport aux valeurs mesurées l'année précédente (notamment en raison d'un pic de production observé en été 2020), néanmoins elles sont comparables aux valeurs des années précédentes.

En automne (septembre-novembre), les valeurs en Chla ont été stables par rapport aux valeurs mesurées en 2020 (5.2 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 5.7 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivement en 2021 et 2020), bien que les valeurs de production primaire aient baissé (respectivement 3.6 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$ et 5.9 $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$).

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 (ChIA) et pondérées sur les 30 premiers mètres de profondeur, ont présenté des fluctuations interannuelles visibles sur le long terme (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 au-dessous de la valeur correspondant à la moyenne calculée sur la période 1976-2021 (3.94 $\mu\text{g L}^{-1}$) et une tendance constante à la baisse des concentrations moyennes annuelles de chlorophylle *a* été observée depuis 2018.

Les valeurs maximales de Chla observées au cours d'une année sont, depuis 2008 plus faibles que celles observées auparavant (figures 5). Cette évolution des maxima annuels vient corroborer la tendance à la baisse de la biomasse chlorophyllienne précédemment décrite (figure 4). Par ailleurs, cette baisse des concentrations en chlorophylle *a* s'observe dans les couches de surface alors que les concentrations mesurées dans les couches plus profondes semblent présenter une légère augmentation. Cette évolution est donc en accord avec l'hypothèse d'un enfoncement du phytoplancton (Anneville et al 2001) qui semble se poursuivre ces dernières années. Enfin, cette évolution met également en évidence une tendance à la ré-oligotrophisation qui s'exprime en termes de phosphore mais aussi sur la concentration de chlorophylle dans les 10 premiers mètres de la colonne d'eau.

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.
- Bonnier, M. En préparation. Intégration de la dimension verticale pour le suivi par télédétection de la qualité de l'eau dans les grands lacs alpins. Rapport stage M2. Université Gustave Eiffel.
- 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. (2022). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2021, 92 pp.
- Rimet, F. (2022): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2021. 61 pp
- 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. (2022). Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2021, 22 pp.

ANNEXES

ANNEXE 1

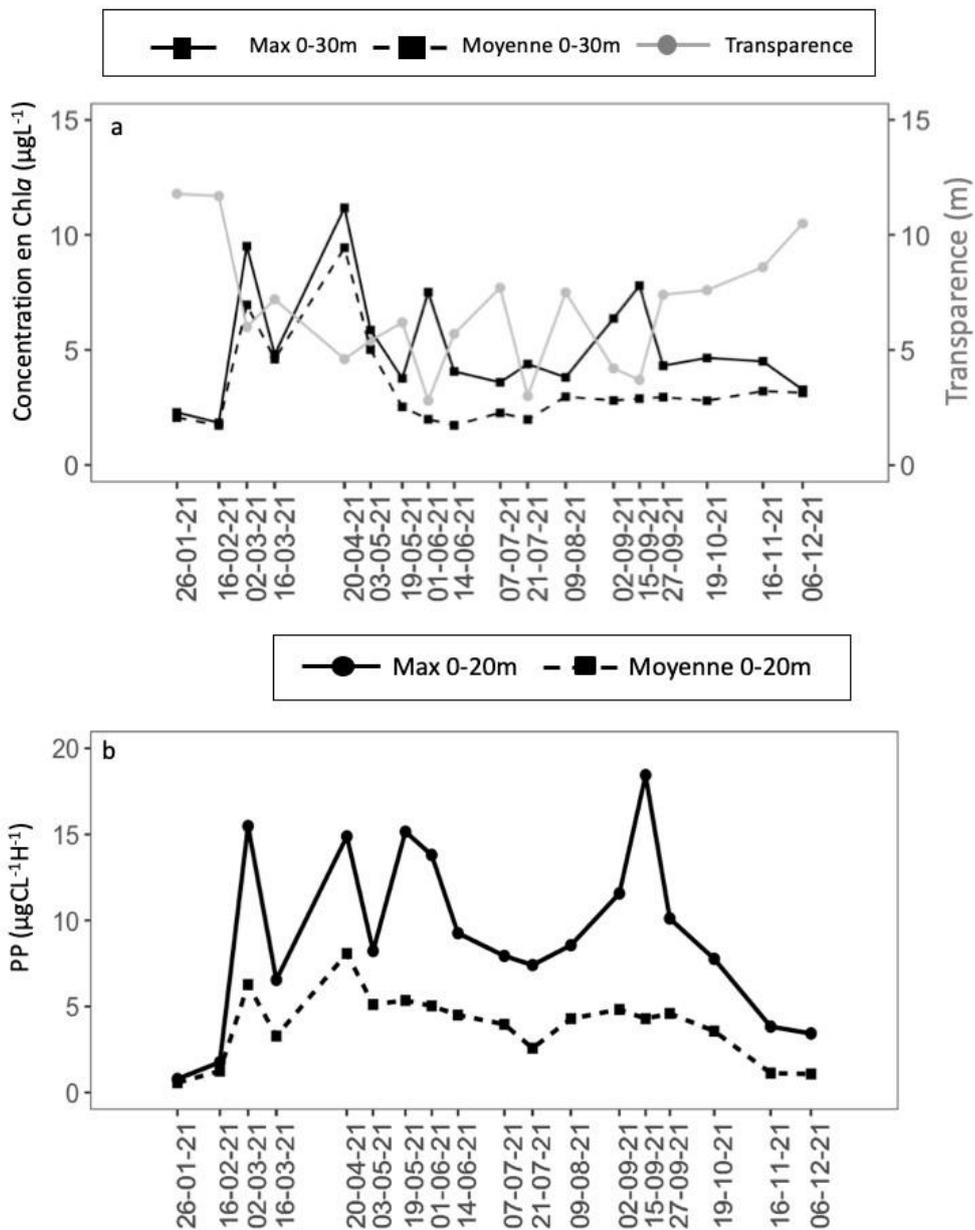


Figure 1 : Evolution annuelle a. des concentrations maximales et moyennes en chlorophylle a des eaux de surface 0-30 m, ainsi que de la transparence et b. de la production primaire maximale et moyenne des eaux de surface 0-20 m (SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1: Annual dynamic of a. water transparency and averaged and maximum Chl a concentration measured between 0 and 30 m b. average and maximum primary production measured between 0 and 20 m (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

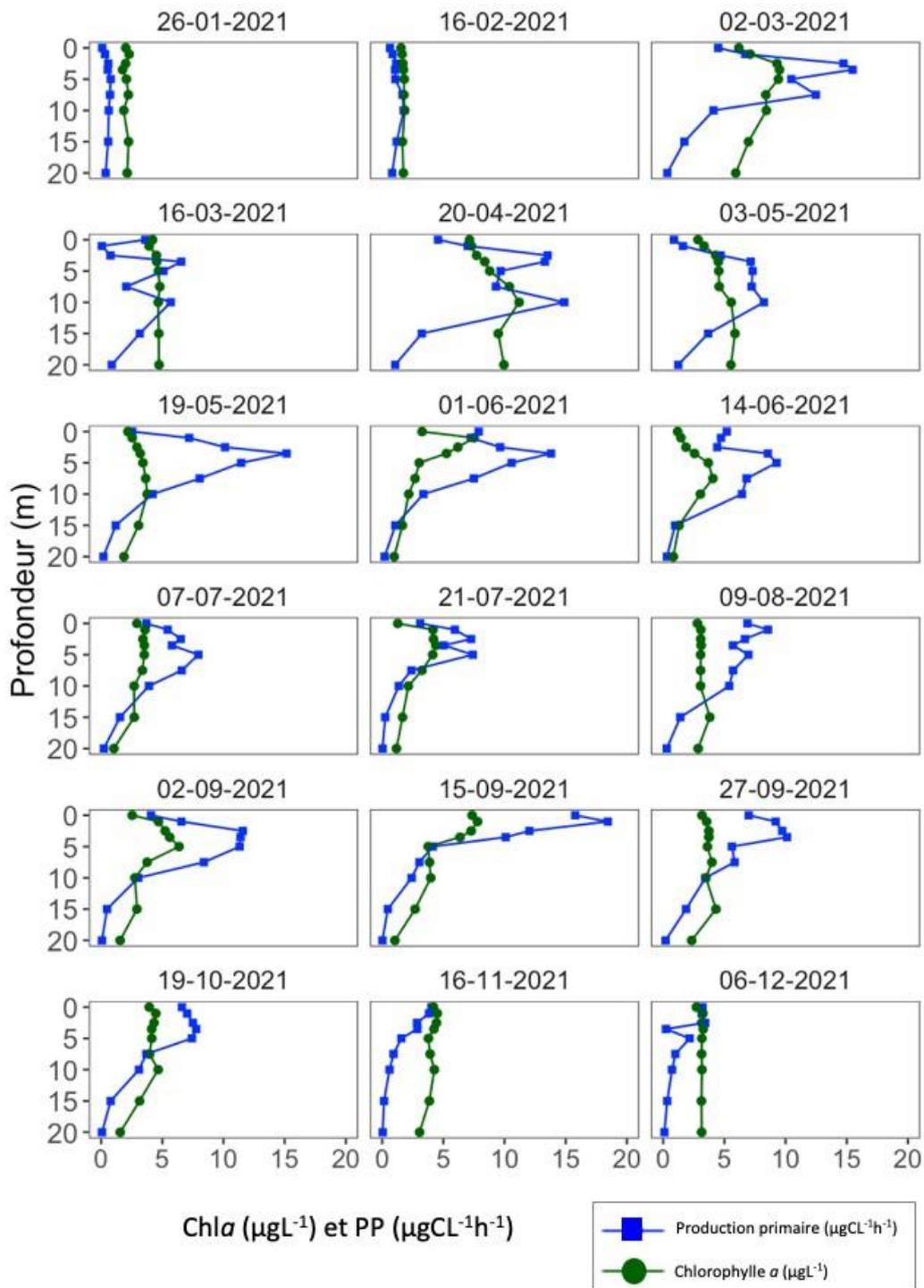


Figure 2 : Profils verticaux de production primaire (bleu) et chlorophylle a (vert) enregistrés à la station SHL2 en 2021. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 2: Primary production (blue line) and chlorophyll a concentration (green line) measured during 2021 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

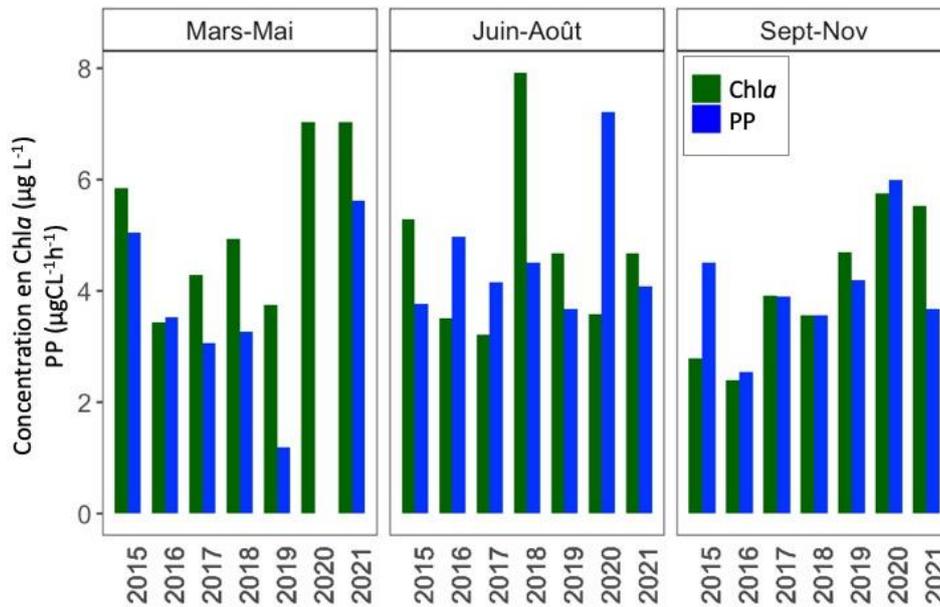


Figure 3 : Evolution interannuelle des moyennes saisonnières sur 20 m des concentrations en Chla et de production primaire (PP), mesurées à la station SHL2. Pour la période mars-mai 2020 la Chla a été mesurée qu'en mai à cause de l'interruption des échantillonnages due à la pandémie de COVID19.

Figure 3: Inter annual seasonal averages of Chla concentration and primary production measured at the depth 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.

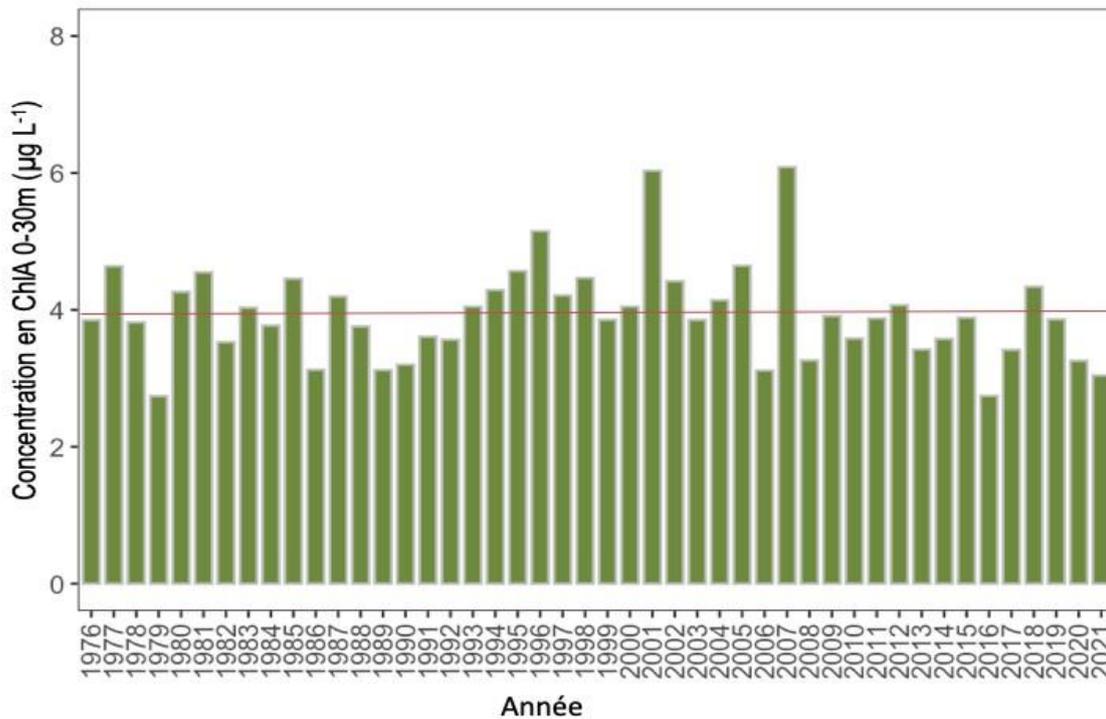


Figure 4 : Evolution entre 1976 et 2021 des moyennes annuelles, pondérées sur les 30 premiers mètres, des concentrations en chlorophylle a mesurées selon la méthode Strickland Parsons de février à novembre (Léman, SHL2). La ligne horizontale indique la valeur correspondant à la moyenne calculée sur toute la période ($3.94 \mu\text{g L}^{-1}$)

Figure 4: Long-term dynamic (1976-2021) of chl a concentrations 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 ($3.94 \mu\text{g L}^{-1}$).

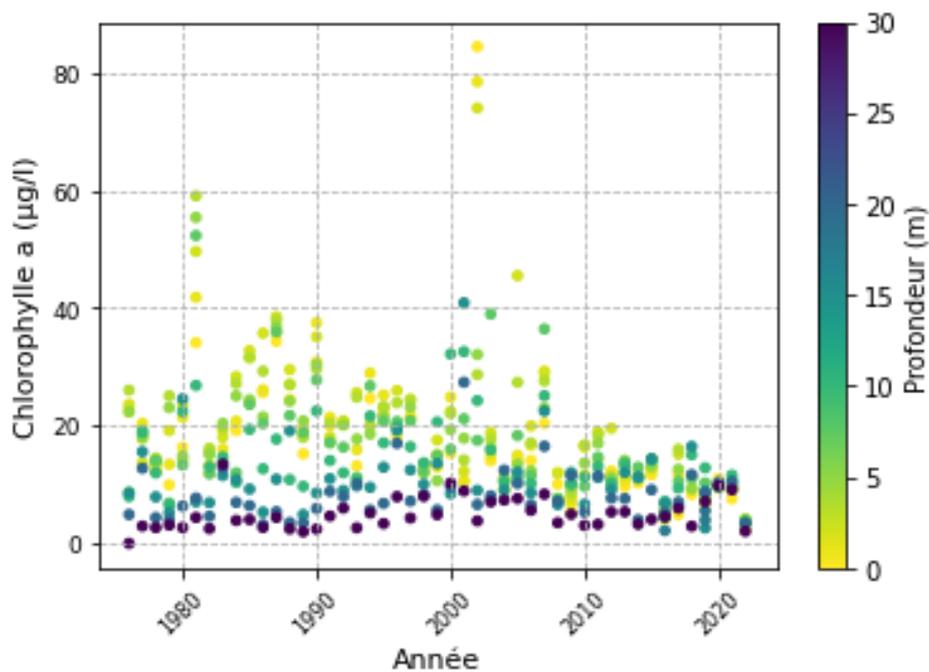


Figure 5 : Evolution à long terme des concentrations en Chla mesurées à différentes profondeurs au moment du maximum annuel (d'après Bonnier, in prep.).

Figure 5: Long-term changes in Chla concentrations during the annual maxima of Chla concentrations (from Bonnier, in prep).

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2021

PAR

Serena RASCONI, Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINÉ

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

RESUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2021 a été dominé par les copépodes calanoïdes, dont Eudiaptomus gracilis était le seul représentant. En fin d'hiver (janvier et février), les abondances étaient faibles. Le développement printanier a été observé à partir du mois de mars et le pic des abondances des copépodes cyclopoïdes et des calanoïdes a été atteint fin avril et début mai respectivement. Les abondances de ces deux groupes ont été moins importantes pendant le reste de l'année et c'est un autre groupe de microcrustacés, les cladocères, qui ont pris le dessus pendant les mois d'été. Un premier pic d'abondance a été atteint fin mai, représenté par les cladocères herbivores bosminidés. Un deuxième pic plus important a suivi en juillet représenté par les cladocères herbivores daphniidés. Enfin, un troisième pic intermédiaire a eu lieu en septembre. Les cladocères carnivores ont été plus abondants à partir de l'été et jusqu'à l'automne, avec un maximum pour les Leptodora au mois d'août et pour Bythotrephes en juin et juillet.

A l'échelle interannuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80 et sont particulièrement bas ces deux dernières années. Une réduction des effectifs pour la plupart des groupes zooplanctoniques est remarquée, notamment pour les calanoïdes et le cladocère carnivore Leptodora. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, sont en légère augmentation en 2021. Les groupes des cyclopoïdes et Bythotrephes ont présentés des valeurs d'abondance stables par rapport aux valeurs mesurés en 2020.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance en mars et un deuxième plus important en mai. Les abondances sont plus faibles à partir de fin juillet, cependant un dernier pic est atteint en novembre. L'espèce dominante a été Synchaeta sp. en mars et Polyarthra sp. en juin et en novembre.

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 phenologie a été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de Dreissena (Dreissena bugensis) avec une présence importante des larves observée durant les mois d'hiver en raison de sa phase de croissance active également à basse température.

ABSTRACT

The microcrustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2021 by the copepods calanoids, only represented by Eudiaptomus gracilis. During winter (January and February) the abundance was low. The spring development started in March and the abundance peak of the calanoids and cyclopoïdes was observed end of April and early May respectively. The abundance values of these two groups were lower during the rest of the year and the cladocerans were the most important group during summer. A first peak was observed end of May represented by the herbivorous cladoceran bosminids. A second major peak was recorded in July represented by the herbivorous cladoceran daphnids, followed by a third, less abundant peak reached in September. The carnivorous cladocerans were mostly abundant during summer and until the autumn, the maximum of the Leptodora occurred in August and the maximum of Bythotrephes in June and July.

The long-term dynamic confirmed the downward trend observed since the end of the 80's. The values were very low during the last two years for almost all the zooplankton groups and particularly for the calanoids and the carnivorous cladoceran *Leptodora*. The cyclopoids and *Bythotrephes* were lower than in the 80's but remained stable compared to the previous years. The herbivorous cladocerans, which have been considerably decreasing since 2014 and reached very low abundances in 2020, were in 2021 slightly more abundant.

The rotifers community presented a first abundance peak in March and a second one more important in May. The abundances decreased during summer and reached again higher values in November. The community was dominated during springtime by the species *Synchaeta sp.* and *Polyarthra sp.* in June and November.

The inter annual evolution of the mollusc larvae *Dreissena sp.* was stable since the year 2000s and showed a recurrent seasonality with higher abundance in summer. However, a change in the phenology was observed since 2017, probably due to the arrival of a new species of *Dreissena* (*Dreissena bugensis*), and the presence of the larvae is observed also during the winter months, due to the active growth of this species also at low temperatures.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Il 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 terme 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 conséquent 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.

En 2021, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes sont représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes sont représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores sont représentés par des daphniidés (*Daphnia sp.*) et des bosminidés (*Eubosmina sp.*), les cladocères carnivores sont représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* et *Polyarthra sp.* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), et par des espèces des genres *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes) et *Kellicottia* (filtreur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères *Monogononta*. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en hiver (janvier, février, décembre) où leur abondance est faible.

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 sont originaires de la région de la Mer Caspienne et sont désormais répandus dans les canaux et grands 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 (*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 comme invasive et supprime progressivement la moule zébrée dans de nombreux lacs européens (HALTNER et al 2022). Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga puisse se développer en eaux plus profondes. 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. METHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois de janvier, février, avril, août, octobre, novembre et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. A cause des contraintes météorologique l'échantillonnage bimensuel en août n'a pas pu être effectué et trois échantillonnages ont eu lieu en septembre.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, située au milieu du lac au point le plus profond. 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. Les échantillons ont été fixés au formol à 5% immédiatement après le prélèvement.

De retour en laboratoire, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm (destiné au comptage des microcrustacés), ont été mis à décanter durant 24 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 microcrustacés ont été ensuite dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon.

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.

Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon l'équation 1.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

Le biovolume sédimenté était faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir de la deuxième moitié du mois de mars (figure 1a), en raison de l'augmentation des effectifs de cyclopoïdes et des calanoïdes qui ont atteint un premier pic d'abondance en printemps (figure 1b). Une diminution de la transparence apparaît également à cette période qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (RIMET 2022, ce rapport ; RASCONI et al 2022 ce rapport). Le biovolume a continué d'augmenter jusqu'au mois de juillet où il a atteint le pic maximal. Après une diminution, les biovolumes sont restés élevés pendant la période septembre-novembre pour diminuer ensuite rapidement en fin d'année (figure 1a).

Tout comme dans les années précédentes (2018-2021), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (figure 1b), notamment pendant la période printanière (mars-mai). Les cyclopoïdes ont été également bien présents pendant la même période en printemps, où ils étaient plus abondants que les cladocères. Cette tendance s'est inversée en été, les cladocères étaient plus abondants pendant la période juin-septembre, sauf à fin juillet où une chute des effectifs a été observée.

En ce qui concerne les copépodes, en 2021, 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 était au plus bas en début mars et en décembre. Les abondances plus élevées ont été observées en avril et mai, suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Le pic maximum a eu lieu fin avril (57×10^3 ind m^{-2}), suivi par une baisse rapide en juin. Ensuite les effectifs ont commencé à augmenter dès le mois de septembre et un deuxième pic moins important a été observé le 15 septembre (23×10^3 ind m^{-2}) avant de retrouver des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ 9×10^3 ind m^{-2} au mois de décembre.

Chez les calanoïdes, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2021 une dynamique similaire à *C. prealpinus*, avec des valeurs d'abondance un peu plus hautes en janvier et plus basses en février (figure 3). Le développement printanier a débuté au mois de mars et le pic maximum est observé le 3 mai (87×10^3 ind m^{-2}). Des valeurs élevées ont été retrouvées également au mois de juin avec un deuxième pic d'abondance (75×10^3 ind m^{-2}), suivi par une baisse des effectifs au cours de l'été. Le minimum a été observé fin novembre (15×10^3 ind m^{-2}), puis une légère augmentation en décembre (37×10^3 ind m^{-2}). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton.

En 2021, une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique est à noter (RIMET 2022, ce rapport). Les valeurs les plus élevées ont été observées au printemps pendant la période de croissance de la diatomée *Cyclotella costei* en mars et la période de croissance de *Plagioselmis lacustris* en mai. Ces espèces sont connues pour avoir des petites tailles et constituent une ressource nutritionnelle importante pour les consommateurs de phytoplancton. Suite à la croissance de *E. gracilis*, une pression de prédation importante a probablement été exercée sur la population des diatomées, qui ont fortement diminué pendant le mois de juin (RIMET 2022, ce rapport).

Chez les cladocères, en 2021, l'abondance des daphniidés et bosminidés herbivores (figure 4a) est restée assez faible pendant toute la période printanière. Un premier pic d'abondance des bosminidés est relevé au mois d'avril (17×10^3 ind m^{-2}), suivi par un deuxième plus important en mai (38×10^3 ind m^{-2}), suivi par des effectifs très bas le reste de l'année. En ce qui concerne les daphniidés, leur abondance a augmenté dès mi-juin et le pic maximum a été observé le 7 juillet (145×10^3 ind m^{-2}), suivi par une baisse importante des effectifs. L'abondance des daphniidés augmente à nouveau en août et un deuxième pic mineur est observé (86×10^3 ind m^{-2}), plus tôt qu'en 2020 (le pic maximum était survenu en novembre et avec un effectif plus bas, 79×10^3 ind m^{-2}).

Les cladocères carnivores (figure 4b) sont restés en 2021, tout comme en 2020, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai, plus tôt par rapport à 2020 où le début de croissance avait été observé à partir de juillet. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 9 août (1.5×10^3 ind m^{-2}). En 2020, le pic maximum avait été observé au même moment (8 août) mais avec un nombre d'effectifs d'un ordre de magnitude supérieur (12×10^3 ind m^{-2}). Suite à ce pic, les abondances sont variables en septembre, puis ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver. L'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté des valeurs d'abondance stables pendant toute la période de mai à septembre (4-500 ind m^{-2}), suivi d'une chute d'abondance pour revenir aux valeurs moyennes de l'année en décembre (323 ind m^{-2}).

Les valeurs d'abondance du zooplancton ont été cohérentes avec le développement saisonnier de ces organismes, qui se caractérise habituellement par une croissance en saison chaude.

3.2. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

ROTIFERES

Les rotifères présentent des tailles plus petites (50-2000 μm) que celles du zooplancton crustacé (200-4000 μm) mais des abondances plus élevées d'un ordre de magnitude. L'abondance moyenne annuelle étant de 9×10^6 pour les rotifères et de 9×10^5 individus m^{-2} pour les microcrustacés. En moyenne, plus de 90% des effectifs d'abondance zooplanctoniques en 2021 ont été représentés par les rotifères. La dynamique annuelle (figure 5a) était caractérisée par trois pics d'abondance : en mars, en mai et en novembre (respectivement 16×10^5 ind m^{-2} , 27×10^5 ind m^{-2} et 14×10^5 ind m^{-2}). La communauté était composée de 18 taxons qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. Lors du premier pic en mars, la communauté était dominée par l'espèce *Synchaeta sp.* qui représentait 91 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont chuté drastiquement et sont immédiatement remontées aux valeurs maximales. La communauté était cependant plus diversifiée avec quatre espèces observées (*Polyarthra sp.*, *Synchaeta sp.*, *Keratella quadrata*, *Notholca caudata*) représentant chacune environ 20 % des effectifs. En juillet, *Kellicottia longispina* est devenue l'espèce principale (56 % de effectifs). Le pic d'abondance a été atteint en juin (14×10^5 ind m^{-2}). Ensuite, les abondances ont diminué pendant la période de juillet à octobre. A partir de fin septembre, *Polyarthra sp.* était l'espèce qui dominait principalement la communauté et a atteint un dernier pic d'abondance qui représentait 69 % des effectifs totaux (figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement et les valeurs minimales ont été observées pendant le mois de décembre.

3.3. DYNAMIQUE INTERANNUELLE ET EVOLUTION A LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACEEN

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 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 prédation 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 des microcrustacés est observée, principalement entraînée par une diminution des cladocères herbivores (daphniidés et bosminidés), des cladocères carnivores (*B. longimanus* et *L. kindtii*) et des cyclopoïdes. Les calanoïdes au contraire s'inscrivent dans une tendance inverse avec une augmentation de leur abondance dès les années 2000.

En 2021, ces tendances semblent pour la plupart se confirmer, l'abondance moyenne de mars à septembre des microcrustacés totaux a encore baissé par rapport à l'année précédente, les valeurs étaient de 16×10^4 ind m^{-2} en 2020 et de 12×10^4 ind m^{-2} en 2021. On observe cependant en 2021 des tendances différentes dans les groupes spécifiques. Les cladocères herbivores en 2021 ont montré une légère reprise, les valeurs étaient de 40×10^3 ind m^{-2} en 2021 et 15×10^3 ind m^{-2} en 2020. Les cyclopoïdes avaient également fortement diminué en 2020 (24×10^3 ind m^{-2}) et ces mêmes valeurs sont confirmées en 2021 (25×10^3 ind m^{-2}). Avant 2019, les calanoïdes ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des dernières trois années, les effectifs ont cependant baissé considérablement (23×10^3 ind m^{-2} en 2019, 12×10^3 ind m^{-2} en 2020 et 5×10^3 ind m^{-2} en 2021). *L. kindtii* était également moins abondant en 2021 et 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 m^{-2} en 2020 et 655 ind m^{-2} en 2021). En revanche, *B. longimanus* a présenté en 2021 un accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind m^{-2} et 288 ind m^{-2} respectivement). Néanmoins, ce taxon se maintient à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000.

L'évolution interannuelle de l'abondance des microcrustacés en 2021 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance à la baisse est confirmée, malgré une légère interruption pendant la période 2016-2019 dans la constante diminution des cladocères herbivores. Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée dans les années 80 avec la diminution des effectifs des daphnies. Cette tendance est fortement marquée en 2021 pour le calanoïde herbivore *E. gracilis* ainsi que pour le cladocère carnivore *L. kindtii*. Les consommateurs secondaires tels que le zooplancton ont un rôle écologique clés dans le transfert trophique. Ce sont des importants consommateurs de phytoplancton (zooplancton herbivore) et des consommateurs primaires (zooplancton carnivore qui se nourrit de zooplancton). Ils constituent également des proies importantes pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons planctivores. Cette baisse de l'abondance du zooplancton serait induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) en lien avec la ré-oligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al, 2017), mais également par une baisse de la qualité de la ressource alimentaire (PERGA et LAINE, 2015).

3.4. DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena sp.* étaient importantes 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 m^{-2} . A partir de 2011, une stabilisation de la croissance est observée avec des abondances qui n'ont pas dépassé les 10.7×10^3 ind m^{-2} . 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 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves durant les mois d'hiver. Ce phénomène est très probablement dû à l'arrivée dans le Léman de l'espèce *Dreissena bugensis* fin 2015, et dont le développement a lieu plus précocement 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. En 2020, les larves de *Dreissena sp.* étaient déjà présentes dès le mois de février. Cette tendance est confirmée voire renforcée en 2021, avec le pic le plus important de l'année (4×10^3 ind m^{-2}) observé pour les larves de *Dreissena* à partir du mois de janvier. Le deuxième pic d'abondance, moins important (3×10^3 ind m^{-2}), est observé en juin, plus cohérent avec la phénologie de *Dreissena polymorpha*.

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.
- Rimet, F. (2021). Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.
- 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.

ANNEXES

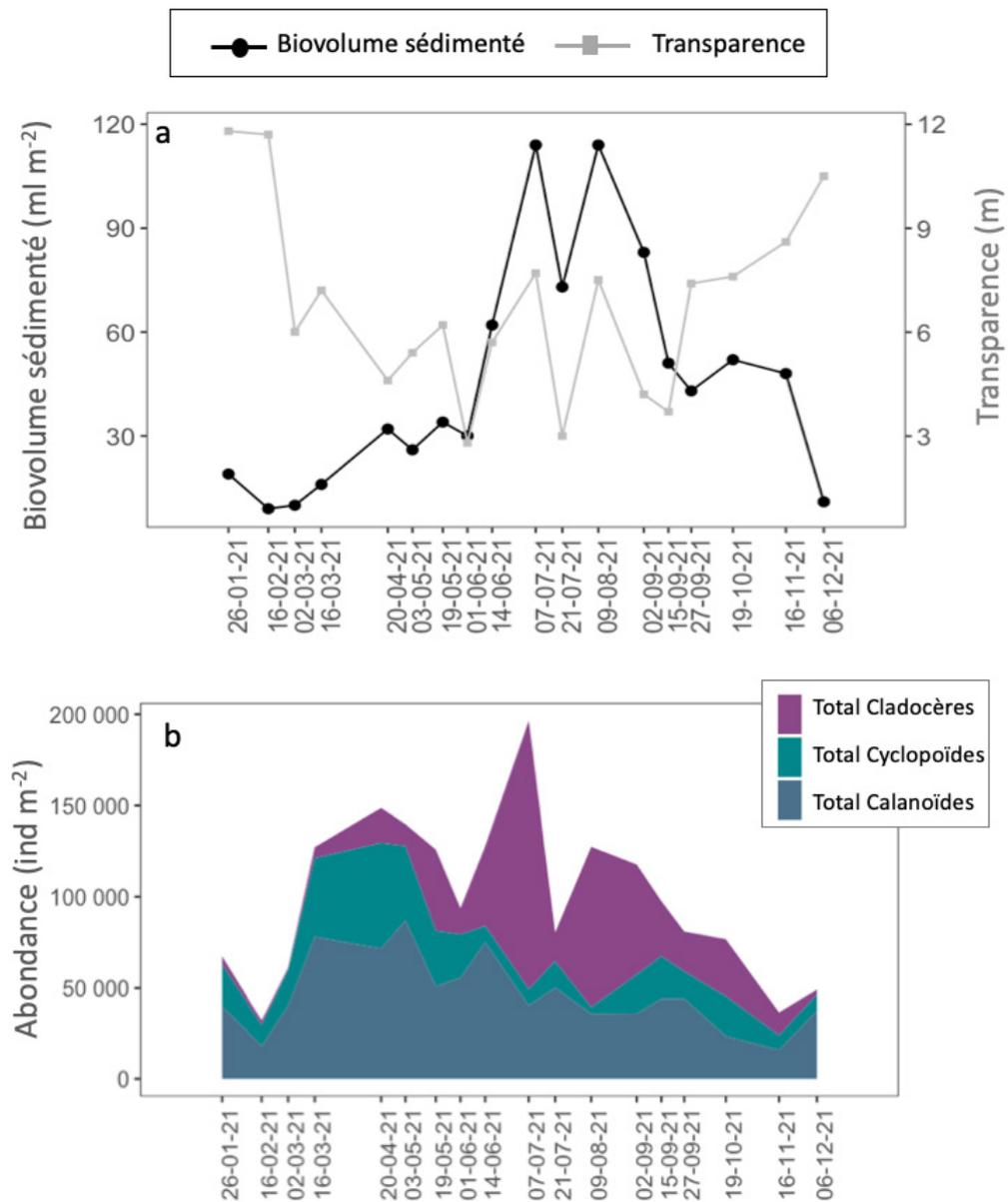


Figure 1 : a. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2021. b. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1: a. Seasonal changes in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2021. b. Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

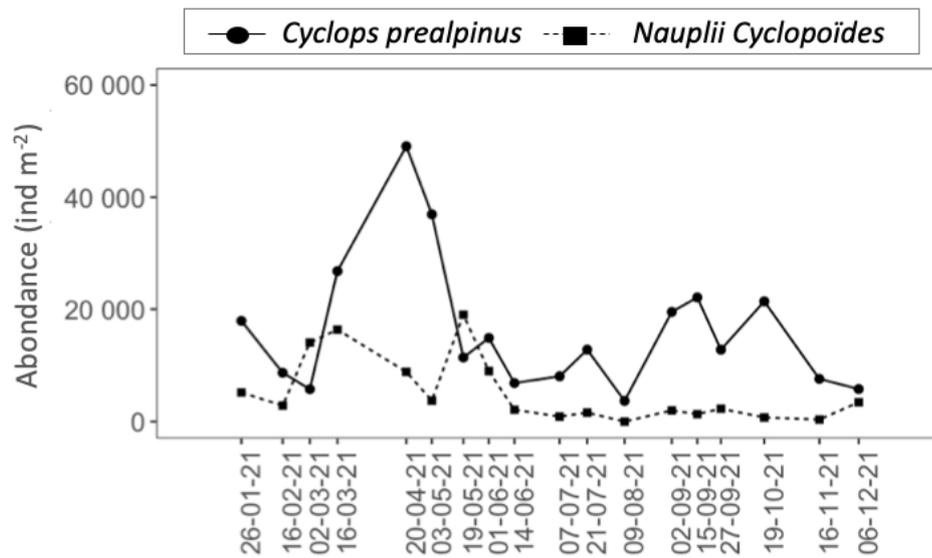


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2021 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2 : Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2021 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

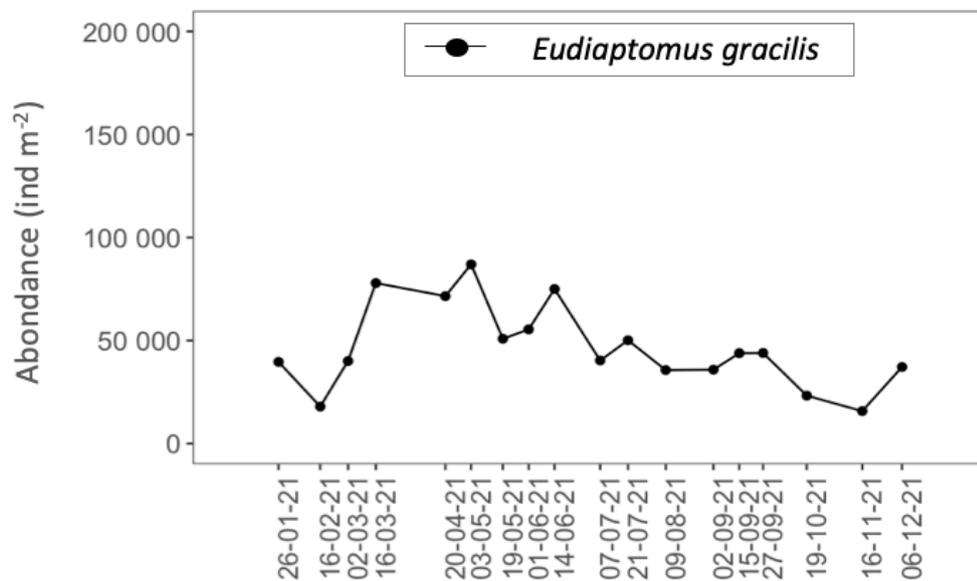


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2021 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3: Seasonal dynamic of the calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2021 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

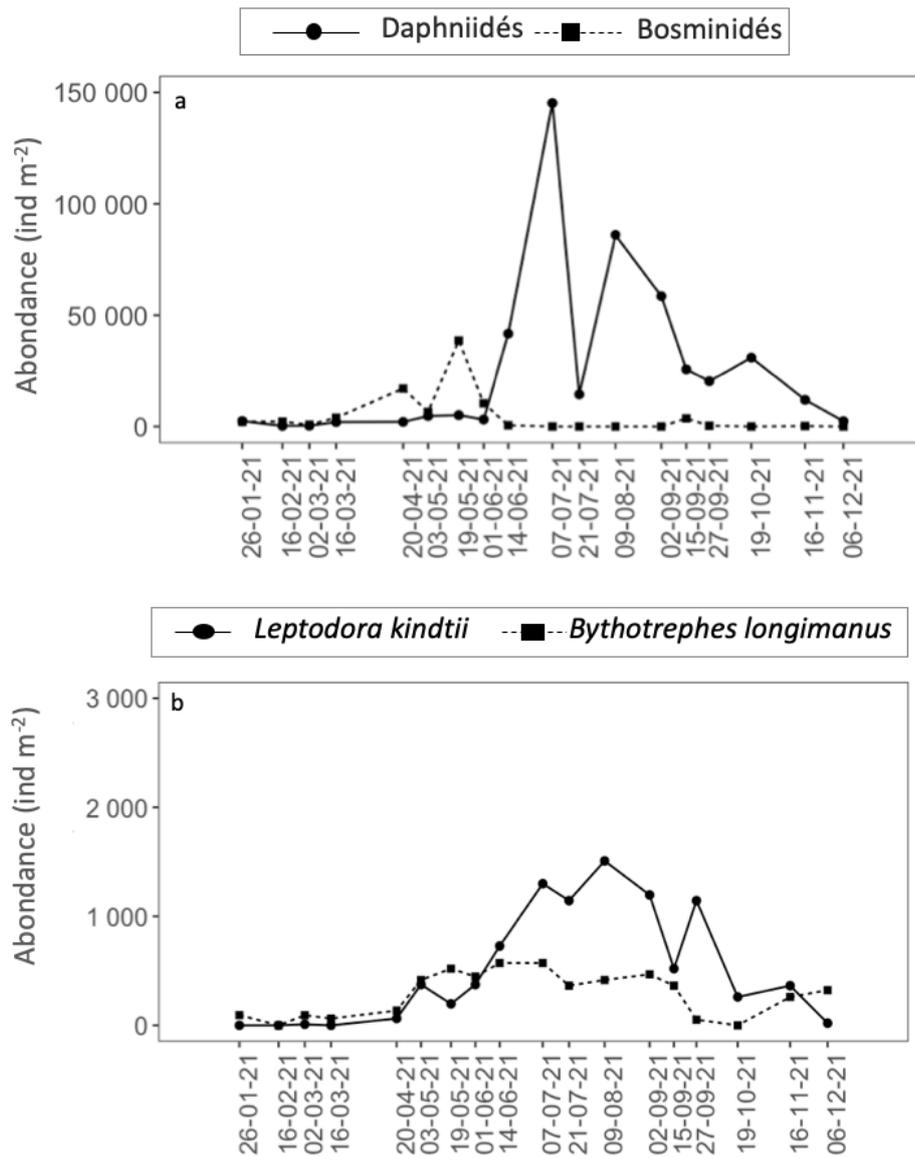


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères a. herbivores b. carnivores en 2021 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 4: Seasonal dynamic of the abundance of a. herbivorous and b. carnivorous Cladocera in 2021 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

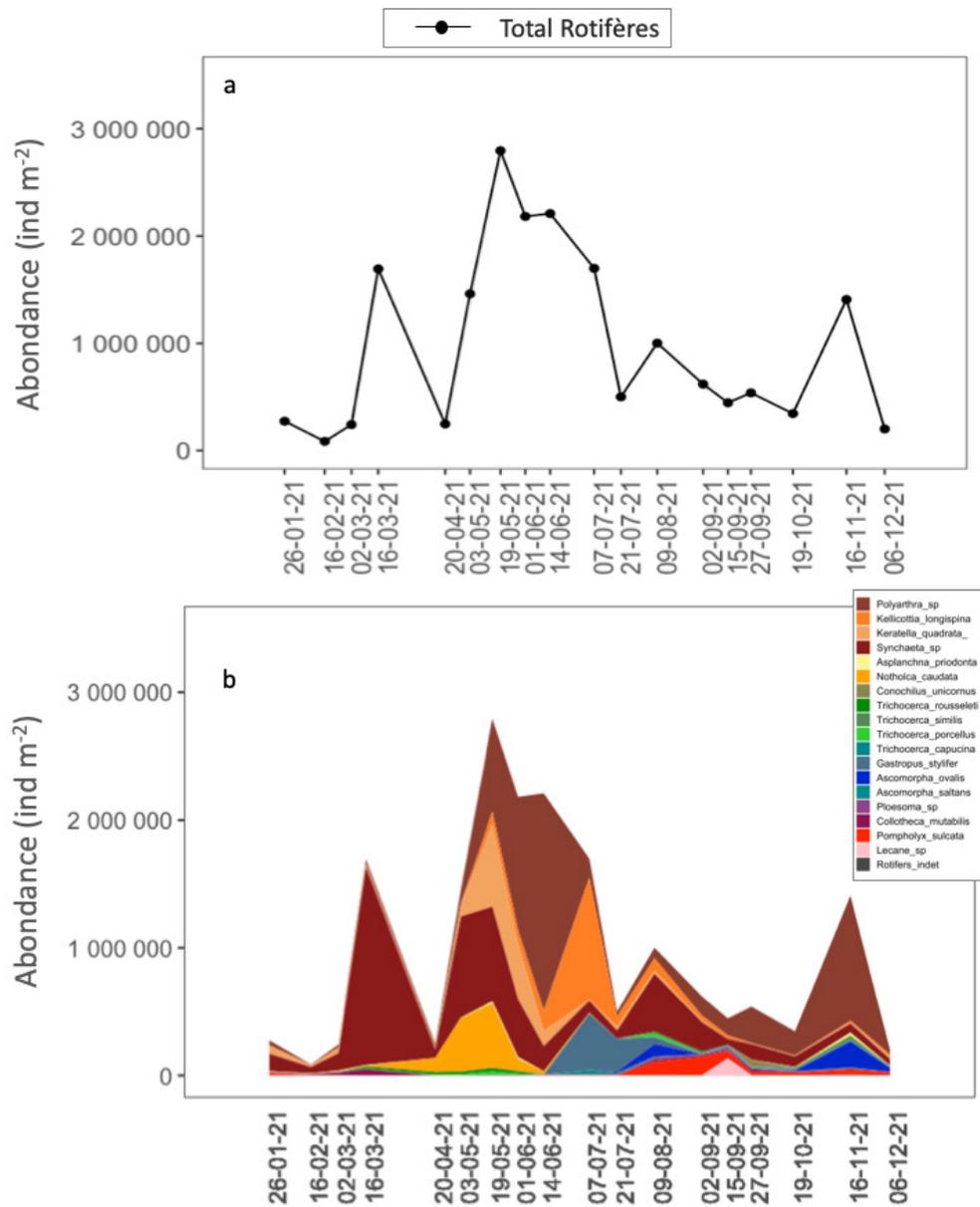


Figure 5 : Evolution saisonnière a. de l'abondance totale des rotifères, b. des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2021. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5: Seasonal dynamic of a. total abundance and b. the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2021. The dates correspond to the sampling dates.

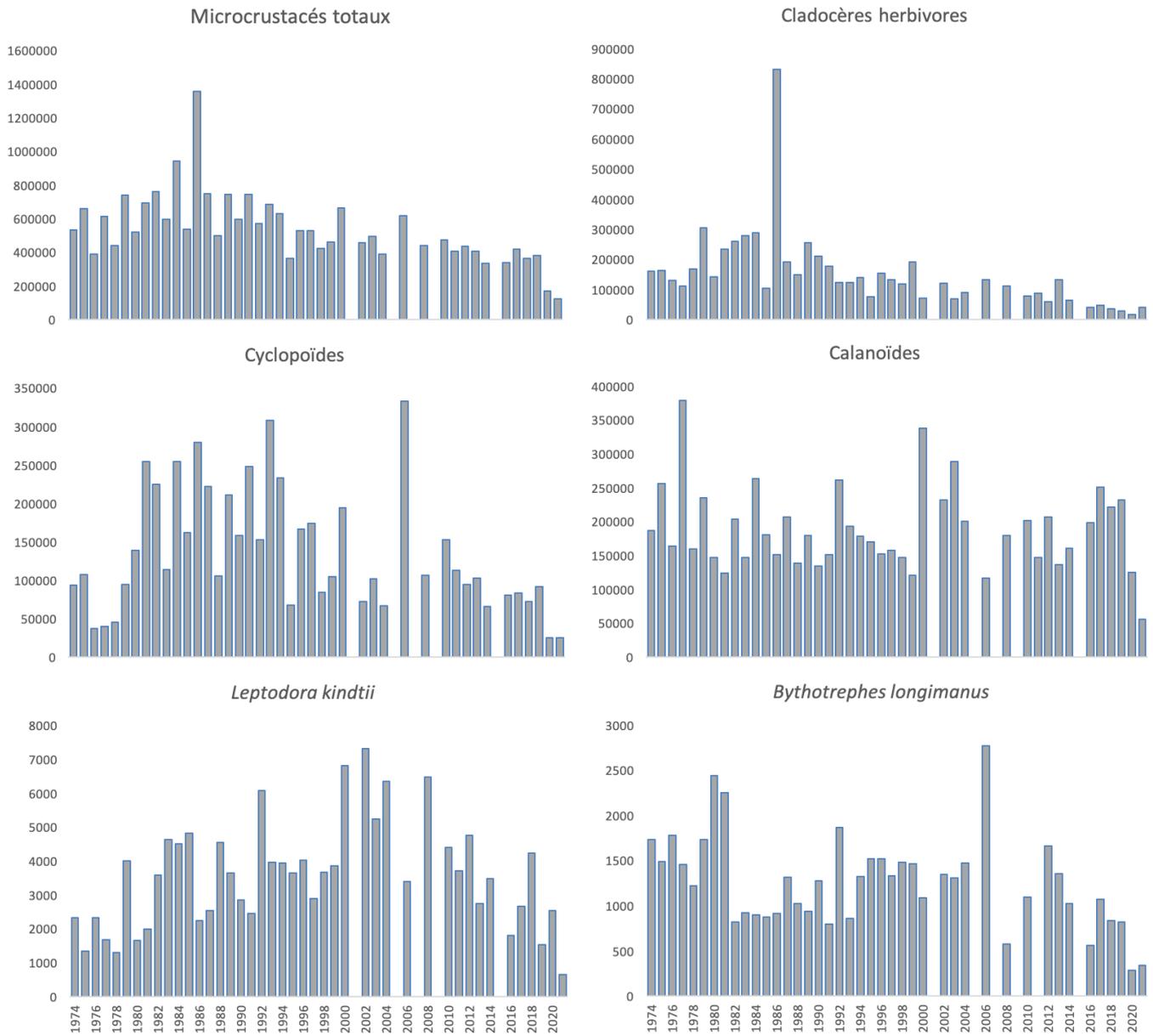


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été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

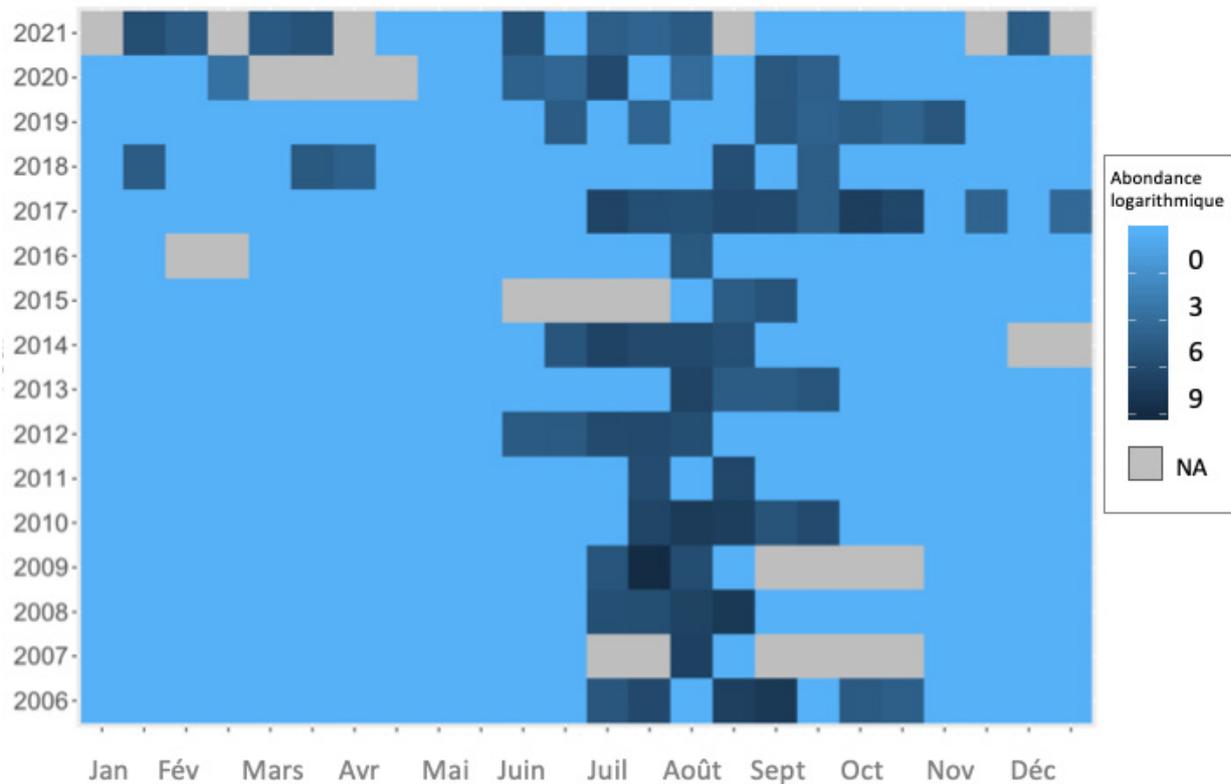


Figure 7 : Evolution interannuelle de la dynamique saisonnière de Dreissena sp. (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques.

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

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

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).

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2021

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARTELE), 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 2021, la taille moyenne des corégones analysés était de 43.9 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (daphnies, Bythotrephes et Leptodora), y compris les mois durant lesquels la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes. Les contributions relatives de ces 3 proies principales présentent des variations saisonnières très marquées et récurrentes d'une année à l'autre. Néanmoins, depuis 2014, Bythotrephes présente des contributions élevées sur l'ensemble de l'année et la contribution des daphnies est légèrement supérieure à celle observée en 2020. L'évolution inter-annuelle du bol alimentaire du corégone est probablement liée à une adaptation de cette espèce à de faibles abondances en daphnies.

ABSTRACT

Whitefish (Coregonus lavaretus) sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2021, the mean length of the sampled fish was 43.9 cm. Whitefish feeds preferentially on Cladoceran (daphnia, Bythotrephes and Leptodora) even during the months when copepods dominate the zooplankton community. Important modifications in the relative contribution of these target preys can be observed at the annual and inter-annual scales. Bythotrephes has been showing high contributions throughout the year, and daphnia contributions were higher in 2021 than in 2020. The observed long-term trend in whitefish stomach contents is probably the consequence of an adaptation to reduced daphnia abundance.

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 fournit de la donnée qui permet d'évaluer la pression de prédation qu'exerce cette population sur le zooplancton.

Ces données issues du suivi des contenus stomacaux, ont également permis d'acquérir une meilleure connaissance sur l'écologie trophique du corégone et d'identifier ses principales proies. Or, dans le Léman, ces proies présentent de fortes fluctuations d'abondance (RASCONI et al., 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 à ses proies, susceptibles de provoquer un réajustement de son comportement alimentaire.

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2021 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2006.

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-octobre). 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). Chaque mois, un total d'environ 20 poissons sont récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. Le premier échantillonnage a été effectué le 25 janvier. En 2021, 195 poissons ont ainsi été échantillonnés et 162 individus ont été utilisés pour l'analyse des contenus stomacaux.

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 (cyclopoïdes 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 dont les estomacs ont été analysés est de 43.9 cm, le plus petit poisson mesurant 37 cm et le plus gros 57.2 cm. Les tailles des corégones échantillonnés présentent une tendance à la baisse au cours du temps (figure 1). On note ainsi de plus grands poissons de janvier à mars puis des individus plus petits à partir du mois de juin.

3.2. COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.2.1. DYNAMIQUE ANNUELLE

L'alimentation des corégones est dominée par les cladocères (figure 2). Parmi ce groupe, *Bythotrephes* représente en moyenne 68.6% du régime alimentaire, *Leptodora* et daphnies représentent respectivement 8.9% et 22.1%. Les nymphes de chironomes contribuent à seulement 0.3% des contenus stomacaux et les copépodes, bien que présents presque toute l'année, ont une contribution moyenne de 0.04%.

Au cours de l'année 2021 le bol alimentaire du corégone est essentiellement dominé par *Bythotrephes*, à l'exception des mois de mars, mai et août. En mars, les daphnies représentaient 73.3% du biovolume des proies ingérées. Elles représentaient environ la moitié des proies en mai (46.8%). En août *Leptodora* était légèrement plus abondant que *Bythotrephes* et représentait 58.1% du biovolume des proies ingérées.

3.2.2. DYNAMIQUE INTER-ANNUELLE

Pour la 5^{ème} année consécutive, le bol alimentaire des corégones est en hiver, dominé par des *Bythotrephes* (figure 3), une espèce dont le pic d'abondance est en période de stratification thermique (Rasconi ce rapport). Les contributions des *Bythotrephes* présentent des fluctuations et sont en augmentation depuis 2014 au détriment de celles des daphnies. Néanmoins, en hiver 2021, la contribution des daphnies (20.9%) était légèrement supérieure à celle observée en 2020 (13.9%).

Au printemps, la composition du bol alimentaire semble se maintenir depuis 2018. Les daphnies et *Bythotrephes* constituent les deux proies dominantes et leurs contributions sont équivalentes (47.1% et 51.4% respectivement).

En été, la contribution des daphnies est en légère augmentation (12.4%) par rapport à celle observée en 2020 (4.1%). La contribution de *Leptodora* se maintient et *Bythotrephes* demeure la proie dominante (65.6%), comme lors des années précédentes.

En automne (figure 3), la contribution de *Leptodora* (10.8%) est très inférieure à celle de 2020 (48.3%) et le bol alimentaire est largement dominé par *Bythotrephes* qui depuis 2013, constitue la proie dominante à cette époque de l'année.

Une analyse en composante principale (ACP), réalisée sur les moyennes des pourcentages volumétriques saisonniers des différentes catégories de proies, met en évidence une évolution régulière du bol alimentaire (figure 4a). Cette évolution s'observe sur l'axe 1 qui explique 73.7% de la variabilité inter-annuelle, et résulte de la contribution croissante des *Bythotrephes* et d'une baisse dans les contributions des daphnies et *Leptodora*. Cette tendance n'est pas corrélée avec l'évolution de l'abondance des *Bythotrephes* (figure 4b). En revanche, elle est significativement (p -value<0.05, r de Pearson) corrélée avec l'abondance des daphnies observée en SHL2. Ces résultats confirment l'hypothèse proposée dans le rapport précédent (Anneville et Hamelet 2021), à savoir que l'augmentation de la prédation sur *Bythotrephes* serait liée à un report sur ce taxon en raison d'une raréfaction des daphnies (Rasconi et al., ce rapport). Il serait intéressant d'étudier si l'évolution du bol alimentaire, observé chez les adultes, a un impact sur le plan énergétique et influence la croissance des individus.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2021 le régime alimentaire de la fraction pélagique de la population de corégone est dominé par les cladocères. La dynamique saisonnière ressemble à celle observée les années précédentes, avec un pic d'abondance de daphnies au printemps. Le pic de *Leptodora* est en août. Enfin, la tendance à l'augmentation de la contribution des *Bythotrephes* observée depuis 2014 se confirme en 2021 mais la contribution des daphnies paraît en augmentation par rapport à 2020. Enfin, les résultats présentés dans ce rapport indiquent que l'évolution inter-annuelle de l'abondance des daphnies dans le milieu (estimée à partir des prélèvements en SHL2) a un impact majeur sur la composition du bol alimentaire des corégones adultes.

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

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville O. et Hamelet V. (2021). Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2020, 102-108.
- 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., Anneville, O., Laine, L. (2022). Zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2021.

ANNEXES

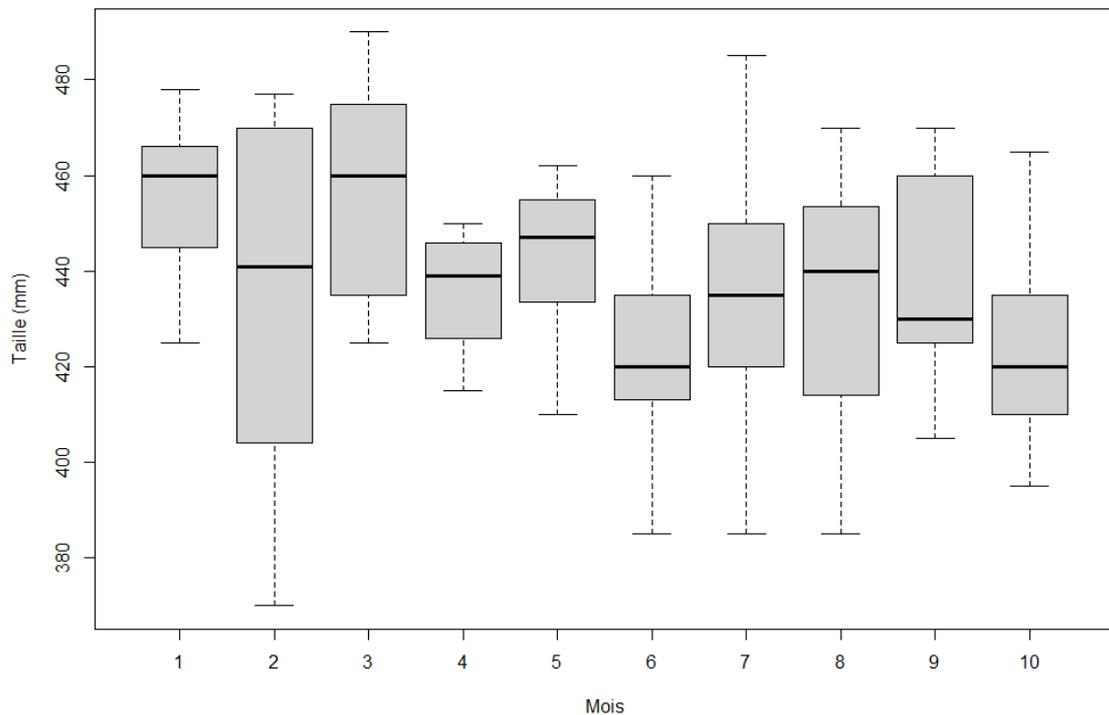


Figure 1 : a. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2021. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartiles.

Figure 1 : a. Distribution of the sizes of fish sampled in 2021. 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.

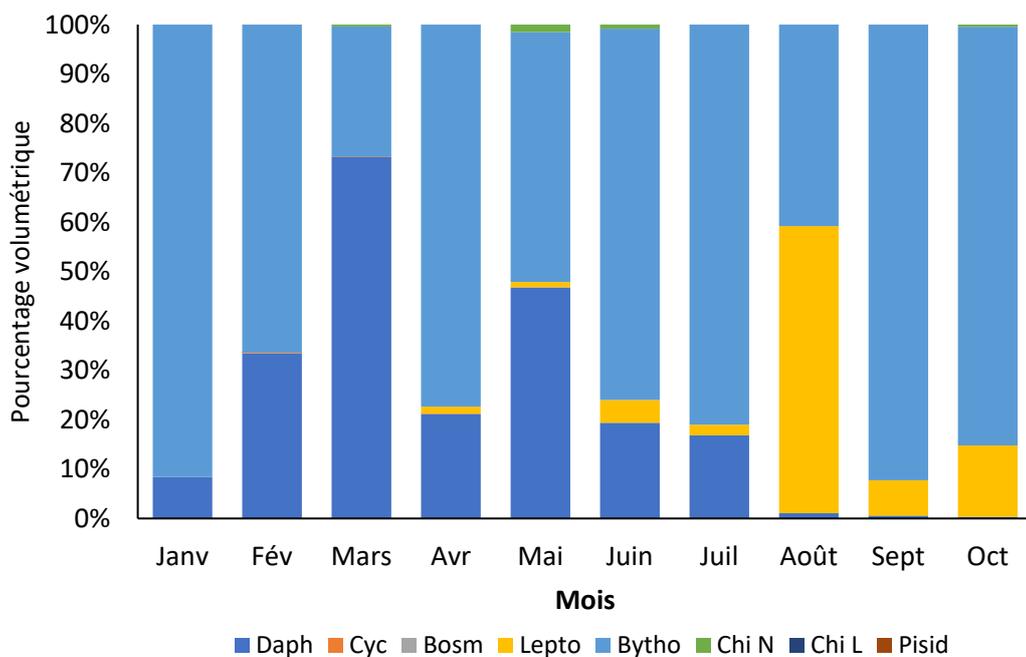
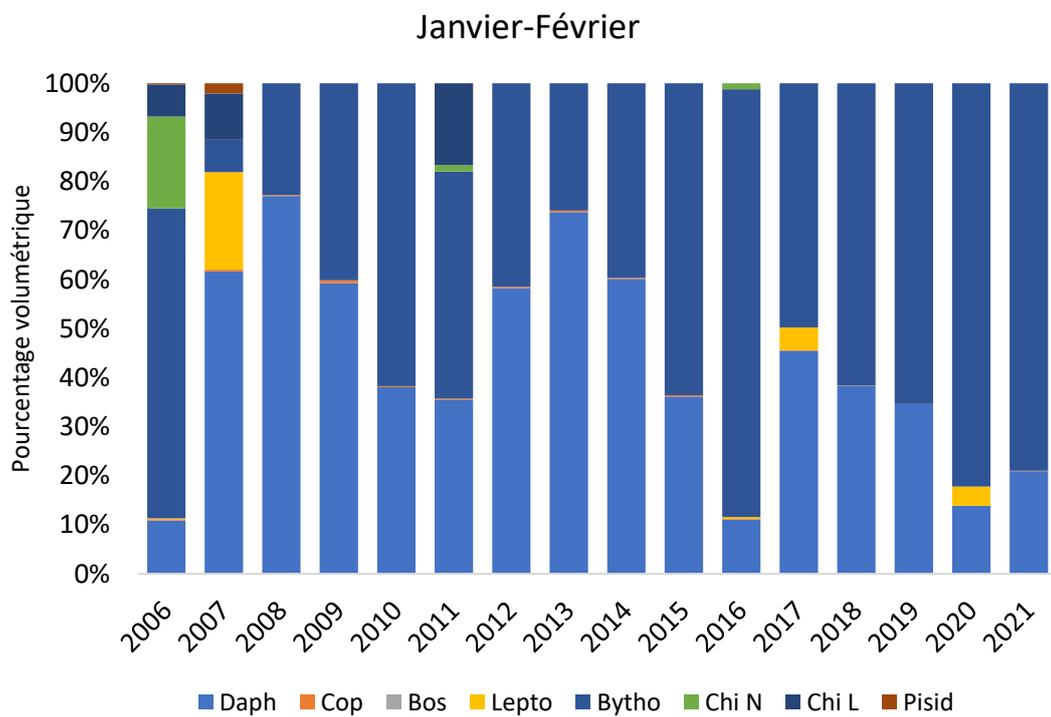
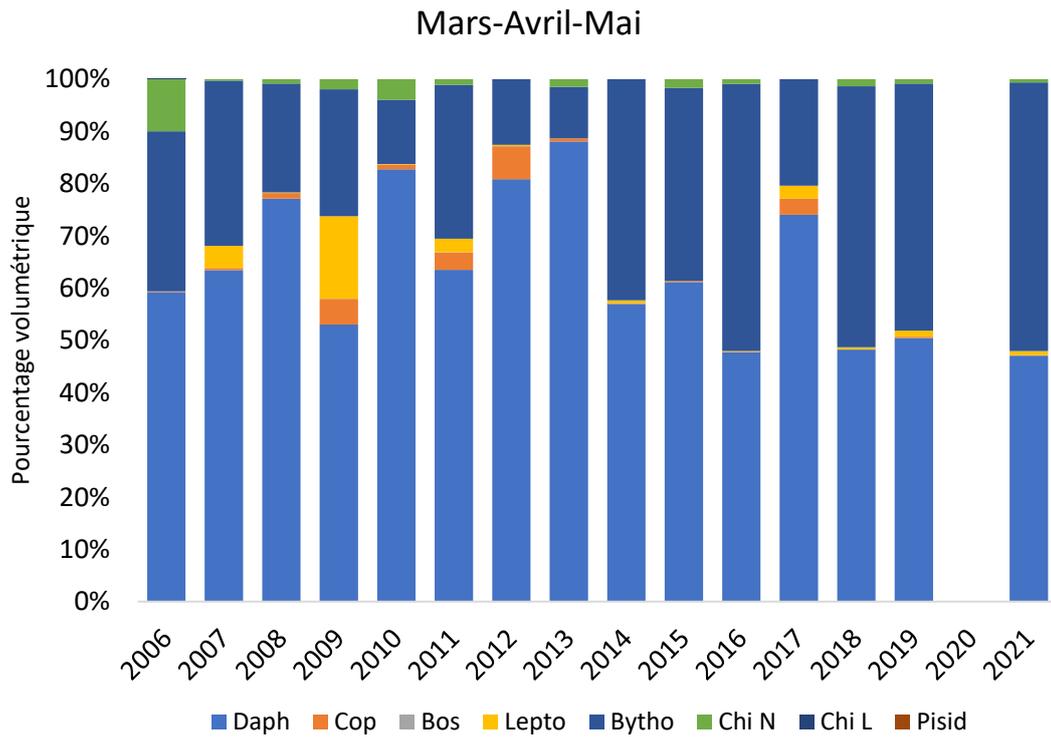


Figure 2 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des différentes catégories de proies dans les estomacs de corégone en 2021 au Léman.

Figure 2: Monthly changes in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish in 2021 in Lake Geneva.



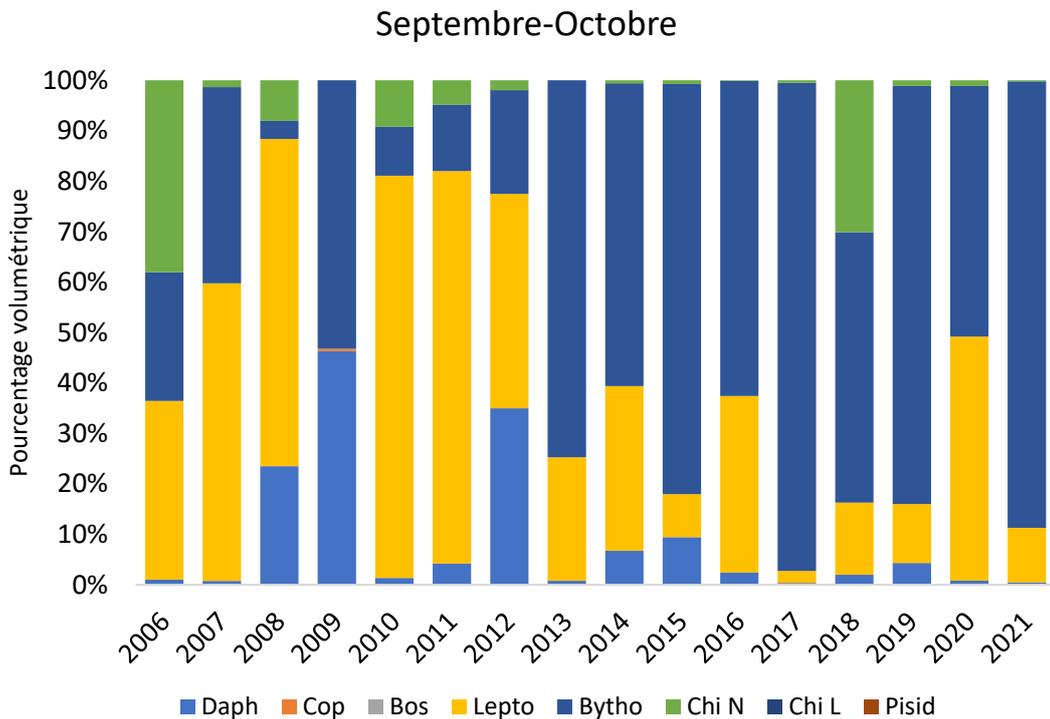
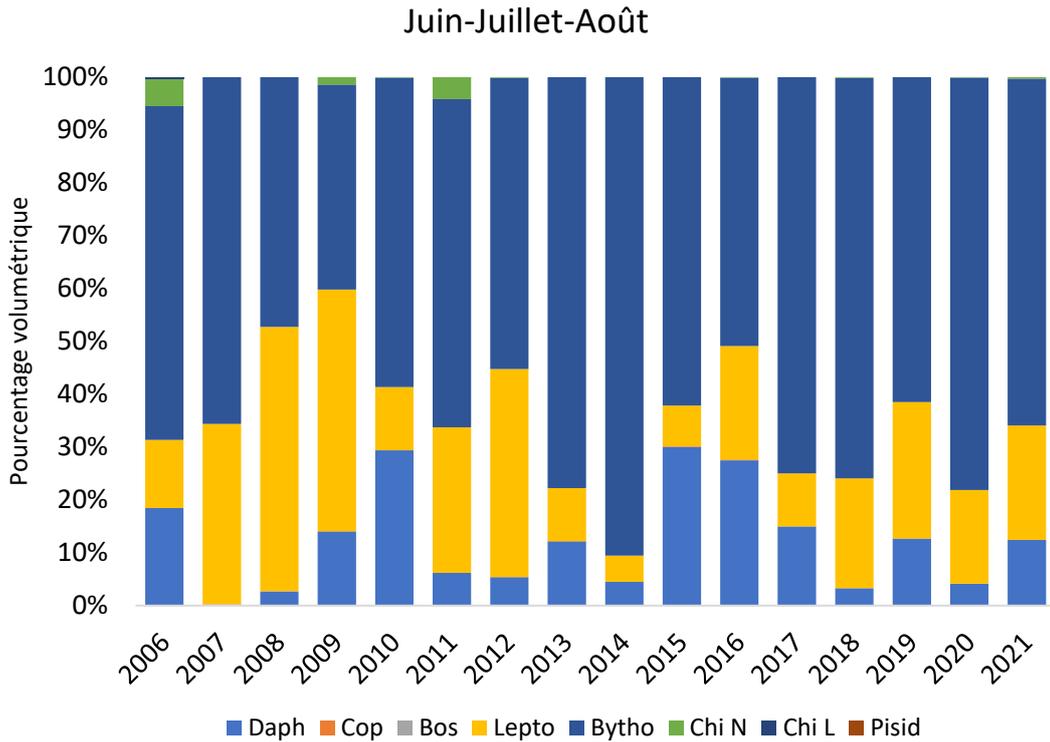


Figure 3 : Evolution saisonnière de 2006 à 2021 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour l'année 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2009 et 2010.

Figure 3: Seasonal changes from 2006 to 2021 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, October in 2009 and 2010 and January in 2009 and 2010 were not taken into account.

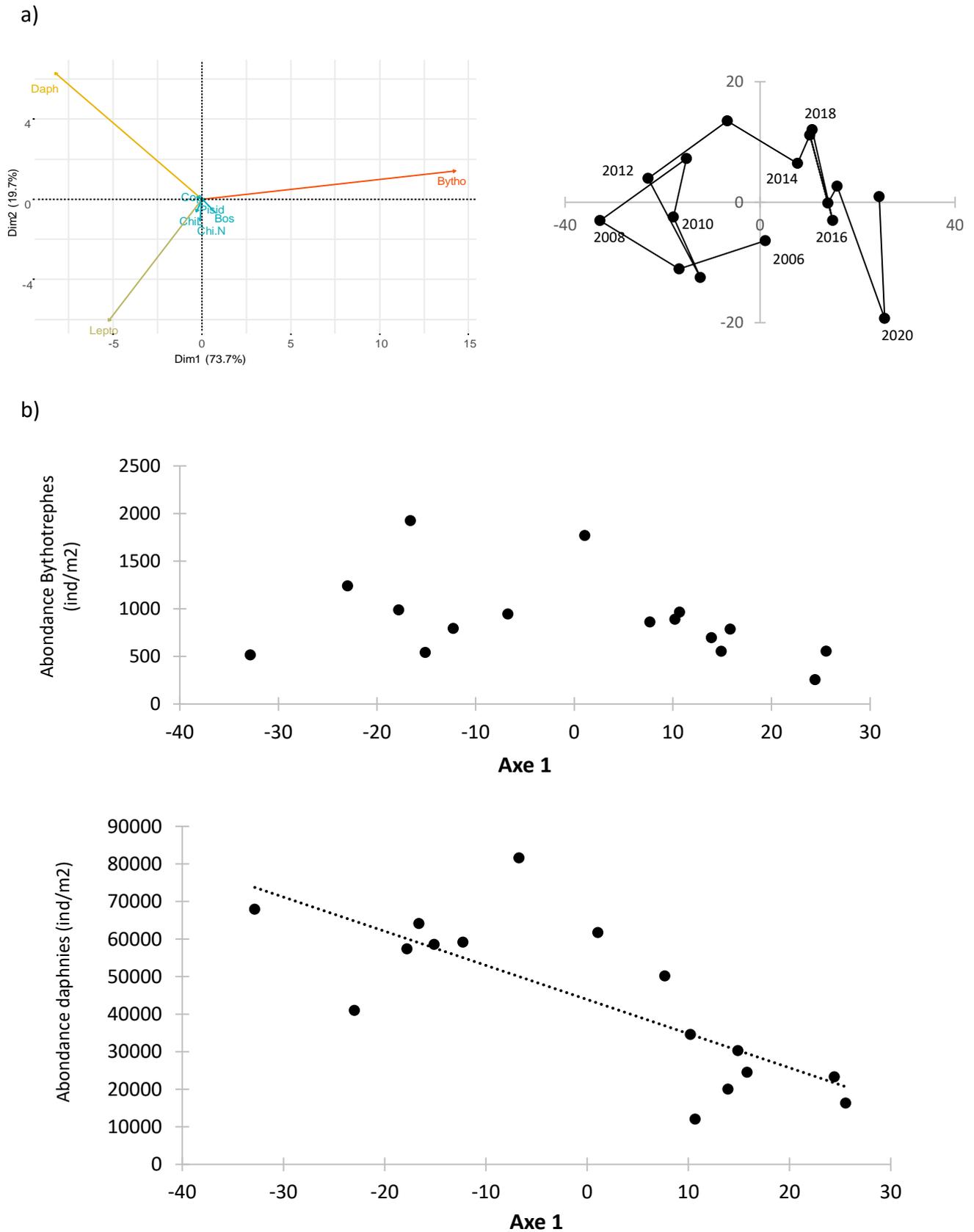


Figure 4 : a) Résultat de l'ACP sur les moyennes des pourcentages volumétriques saisonniers des différentes catégories de proies. b) Relation entre les coordonnées sur l'axe 1 et les moyennes annuelles des abondances de *Bythotrephes* et daphnies mesurées en SHL2.

Figure 4 : a) PCA result on the averages of the seasonal volumetric percentages of different categories of prey. b) Relationship between Axis 1 coordinates and annual abundance of *Bythotrephes* and daphnia at SHL2.

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 2021

PAR

**Chloé GOULON^{1,2}, Marine VAUTIER^{1,2},
Clément RAUTUREAU^{1,2}, Isabelle DOMAIZON^{1,2} et 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'effectue avec des filets benthiques multimailles posés et relevés chaque semaine sur un site de référence où les poissons frayent régulièrement. Ce suivi a débuté en 2015 et a lieu de fin novembre à début mars selon les années. Afin de suivre la reproduction de la perche, depuis 1984, des frayères artificielles sont installées chaque année sur un site de référence, à différentes profondeurs, à partir de début avril jusqu'à juin. Les variabilités inter-annuelles observées dans les dynamiques de frai étaient jusqu'à présent liées aux fluctuations de la température de l'eau. Cependant, depuis l'hiver 2018-2019 pour le corégone, les données recueillies ne sont plus suffisantes pour mettre en évidence des liens avec les températures. L'échantillonnage n'était plus adapté à l'effectif actuel réduit de la population de géniteurs et les conditions météorologiques défavorables impactaient le suivi. A partir de 2018-2019, des méthodes alternatives d'échantillonnage pour obtenir des informations concernant la phénologie ont été testées et ont fait leur preuve. Une comparaison des proxies d'abondance obtenus par différentes méthodes au cours du temps pendant la période de reproduction a été réalisée. La méthode par comptage visuel a permis de recueillir les informations concernant la dynamique de reproduction et la dynamique obtenue a pu être comparée aux années antérieures. Le suivi de la reproduction de la perche en 2021 a été comparé à celui de 2019 en raison de l'absence de données recueillies en 2020 (confinement lié au COVID19). Pour la perche, en 2021 la reproduction a été plus tardive qu'en 2019 en lien avec des températures plus fraîches en début de saison de reproduction et de la présence d'individus de plus grande taille dans la population de génitrices.*

ABSTRACT

*A monitoring of the spawning phenology of whitefish (*Coregonus sp.*) and perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Geneva has been set up to assess the impact of climate change. The monitoring of the whitefish reproduction is carried out with multi-mesh benthic gillnets set in and out each week on areas where whitefish usually spawn. This monitoring started in 2015. It takes place from late November to early March, depending on the year. In order to monitor the perch reproduction, artificial spawning substrates have been placed on a reference site at different depths from early April to June, since 1984. The spawning phenology for both species showed good relationships with water temperatures until winter 2017-2018 for the whitefish spawning survey. Afterward, the relationship could not be properly investigated for whitefish. This is due to a sampling strategy that is no longer suitable to the current spawners density and to bad weather conditions that impacted the monitoring. From the 2018-2019 season, alternative sampling methods for phenology studies have been tested and proven to be successful. A comparison of abundance proxies obtained by different methods over time during the breeding period was carried out. The visual counting method gives good information concerning the dynamics of reproduction and the dynamics is compared to previous years. The monitoring of perch reproduction in 2021 was compared to that of 2019 due to the absence of data collected in 2020 (containment linked to COVID19). For perch, in 2021 reproduction was later than in 2019 due to cooler temperatures at the start of the breeding season and the presence of larger individuals in the spawning population.*

1. CONTEXTE ET OBJECTIF

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Le régime thermique est en effet le principal facteur permettant le déclenchement du frai des poissons lacustres (Gillet, 1989). Chez certaines populations de poissons du Léman, dont le cycle de reproduction est physiologiquement dépendant de la température de l'eau, de telles modifications ont déjà été observées pour le gardon (*Rutilus rutilus*) et pour la perche (*Perca fluviatilis*) (Gillet and Dubois 1995, 2007; Gillet and Quélin 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, le corégone (*Coregonus sp.*) et l'omble (*Salvelinus alpinus*) 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 (7-8°C environ pour les deux espèces). Avec le changement climatique, ces valeurs seuils devraient être atteintes plus précocement pour les espèces « d'eau chaude » (perche et gardon) et plus tardivement pour les espèces « d'eau froide » (corégone et omble), modifiant ainsi les dates de frai pour ces espèces.

L'objectif 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 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, âge).

Pour le corégone, les opérations tests consistant à capturer les géniteurs menés en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Au cours de la période 2016-2019 diverses adaptations de protocole (type de filets, profondeur de pose) ont eu lieu afin d'augmenter les effectifs et d'étudier plus finement la phénologie. Cependant malgré les adaptations effectuées, les effectifs capturés restent faibles, en particulier depuis 2017-2018, en lien avec la baisse constatée du stock de géniteurs. Des méthodes alternatives ont été testées et mises en place afin d'étudier la phénologie de façon non invasive et ainsi de pallier au manque d'effectifs de poissons capturés (comptage visuel, ADN environnemental, caméra acoustique). Les premiers résultats et la comparaison avec la méthode traditionnelle sont présentés dans ce présent rapport.

Afin de pouvoir suivre la phénologie de reproduction de la perche et d'étudier la population de géniteurs, des frayères artificielles sont mises en place chaque année en avril devant le port de l'UMR CARTELE (INRAE – USMB), depuis 1984, 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 facilite l'observation d'un grand nombre de rubans d'œufs. En 2021, la collecte de données a pu s'effectuer dans de bonnes conditions. Les résultats sont comparés à l'année 2019 puisque en 2020, le recueil de données n'avait pas pu s'effectuer dans les conditions habituelles en raison du confinement liés à l'épidémie de COVID19.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. COREGONE

2.1.1. PÊCHE SCIENTIFIQUES AUX FILETS MAILLANTS

Six filets benthiques (6 panneaux de 5 m de long et 2 m de haut de mailles 19.5 mm, 24 mm, 29 mm, 40 mm, 50 mm et 60 mm) ont été déployés sur le site de la plage de la Pinède à Thonon-les-Bains (Figure 1), l'autre site (devant l'UMR CARTELE) a été abandonné en raison de captures trop faibles. La pose s'effectue avant la tombée de la nuit et la relève a lieu le matin, après le lever du jour. Pour cette saison de reproduction, la première pose a eu lieu le 26/11/2020 et la dernière le 26/01/2021, après 3 relèves consécutives sans captures de poissons. Après chaque relève, les poissons sont mesurés, pesés, sexés et leur état de maturation est évalué. Leur âge est ensuite déterminé par scalimétrie. La profondeur de positionnement du filet et la maille dans laquelle les poissons ont été capturés sont notées. La température de surface est enregistrée avec un pas de temps horaire par une sonde disposée à 2 m sous la surface, dans le port de l'UMR CARTELE qui est connectée à une station météorologique automatisée (type Cimel 516i). Pour étudier plus finement les liens entre température et phénologie, une ligne avec des capteurs de température (type Tinytag ; TG-4100) ont été disposés à -4m sur le site de suivi.

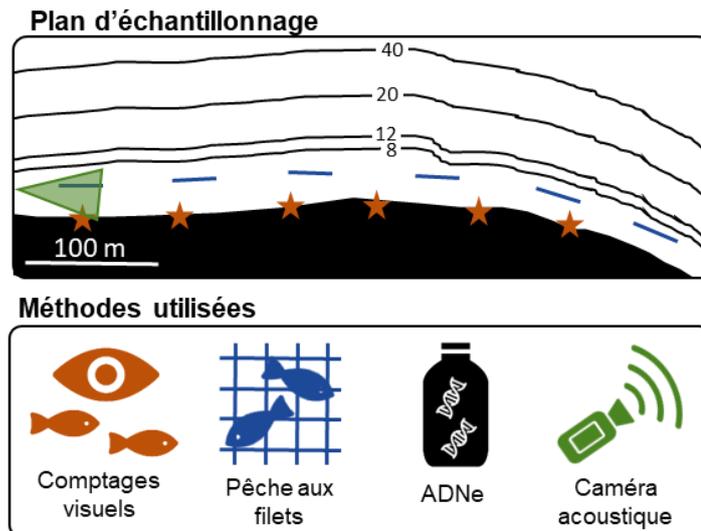


Figure 1 : Plan d'échantillonnages pour le suivi de la reproduction du corégone. Etoile orange = sites de comptages visuels. Trait bleu = filets. Triangle vert = cône de la caméra acoustique. L'eau pour l'ADNe est prélevée tout le long de la zone (20 x 200 mL)

Figure 1: Sampling plan for monitoring whitefish reproduction. Orange star = visual count sites. Blue line = nets. Green triangle = acoustic camera cone. Water for eDNA is sampled all along the area (10 times 200 mL).

2.1.2. ADNE

Afin de compléter ce suivi, une méthode utilisant l'ADN environnemental (ADNe) a été mise en place pour le suivi de la phénologie du corégone. L'ADNe est l'ADN libéré dans l'environnement par les organismes vivant dans un milieu, et cet ADN libéré est extrait à partir d'une matrice environnementale, ici l'eau. Il s'agit donc d'une méthode non-invasive, qui permet d'identifier les organismes vivant dans, ou à proximité, du milieu étudié, et de quantifier l'intensité du signal ADN libéré en lien avec le nombre d'individus et/ou leur activité de reproduction (ex : relargage de gamètes par exemple). Une approche par dPCR appliquée à l'ADNe a été employée pour le suivi de la phénologie du corégone. Il s'agit d'une méthode prometteuse pour estimer l'abondance de poissons (Capo et al. 2020) et qui peut donc être testée pour suivre la phénologie de la reproduction d'une espèce dans son milieu.

Le suivi ADNe a été réalisé du 25 novembre 2020 au 26 janvier 2021. Les prélèvements et la filtration des échantillons d'ADNe ont été réalisés comme indiqué dans le protocole détaillé de Vautier et al. (2021), accessible sur <https://www.protocols.io/view/fish-edna-water-sampling-and-filtration-through-st-br5rm856> et présenté dans Vautier *et al.*, *submitted*. 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 de pose des filets (Figure 1). En tout, 20 sous-échantillons sont prélevés à chaque sortie, pour un volume total de 4 L d'eau. Avant les échantillonnages, les bouteilles d'eau et tout le matériel qui sera amené à être en contact avec l'eau prélevée sont décontaminés au peroxyde d'hydrogène 10% puis rincées trois fois à l'eau ultra-pure. Les prélèvements d'eau sont réalisés avant que les filets ne soient posés afin d'éviter toute contamination potentielle, et si la pose des filets s'est révélée impossible (conditions météorologiques défavorables), des prélèvements d'eau sont tout de même effectués. Une fois collectée dans les bouteilles, l'eau est filtrée au travers de cartouches stériles (Sterivex de porosité 0.45µm) dans les 2h qui suivent le prélèvement. Les échantillons sont ensuite préservés dans du tampon (EDTA 40 mM, Tris-HCl (pH 8) 50 mM and sucrose 0.75 M), et stockés à -20°C. Le suivi ADNe a été arrêté en se basant sur les comptages par observation visuelle (voir ci-après la description de la méthodologie). L'ADN est extrait des cartouches congelées en suivant le protocole détaillé par Vautier et al. (2020), et accessible sur <https://www.protocols.io/view/fish-edna-dna-extraction-from-water-samples-filter-bfk8jkzw>. Ce protocole utilise le kit d'extraction NucleoSpin® Soil (MACHEREY-NAGEL) avec des adaptations spécifiques à l'utilisation des cartouches Sterivex. L'ADN est ensuite élué dans 30 µL de buffer SE préalablement chauffé à 55°C, quantifié au Nanodrop (Thermo Scientific) et stocké à -20°C.

L'ADN a ensuite été analysé en digitale PCR (dPCR) en suivant le protocole décrit dans Vautier *et al.*, *submitted*. Les amorces utilisées et ciblant le corégone sont celles décrites dans Hulley et al. (2019). Les dPCR sont réalisées avec le système Bio-Rad QX200 ddPCR (Bio-Rad, Temse, Belgium) avec 4 µL d'ADNe et un volume total de 20 µL. 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/1000.

2.1.3. COMPTAGES VISUELS

Des comptages visuels ont été également effectués sur le même site d'étude afin d'obtenir un indicateur d'activité des corégones (Figure 1). Cet indicateur s'obtient en dénombrant les individus identifiés comme corégone par un.e expert.e observés depuis la rive au niveau du site d'étude (zone de frai). Ce suivi a été effectué entre le 26 novembre 2020 et le 27 janvier 2021 à raison d'une ou de deux sorties par semaine (deux fois quand l'activité était détectée comme la plus intense). Les poissons identifiés sont comptés depuis la rive du lac sur le même site d'étude après le coucher du soleil (~19:00) et à l'aide d'une lampe torche. Chaque transect (6 au total) est échantillonné pendant 3 minutes en effectuant un réplica (à l'aller et au retour) toujours par la même experte. Le risque de double comptage n'est pas exclu mais ce protocole permet d'obtenir un proxy d'activité et non d'abondance. Les poissons sont comptabilisés que lorsqu'ils étaient formellement identifiés. Durant le suivi hivernal 2020, 12 opérations de comptage visuel ont été réalisées ; un minimum de 3 jours et un maximum de 8 jours ont séparé deux dates de comptage consécutives. Les comptages visuels n'ont pas été réalisés les mêmes soirs que la pose des filets maillants afin d'éviter un biais dans le nombre de corégones observés en raison de leur capture. Les comptages visuels ont été stoppés lorsque plus aucun corégone n'a été observé sur le site d'étude pendant 3 dates consécutives.

2.1.4. 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). Cette technologie s'appuie sur l'émission de sons à haute fréquence (de l'ordre du Méga Hertz). Composée de multifaisceaux (nombre =148), 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 utilisé se compose d'une caméra ARIS Explorer 3000 paramétrée en basse fréquence (1,8 MHz) afin d'obtenir une zone d'échantillonnage représentant un cône dont la portée est de 16 m pour une largeur maximale de 11 m. Le dispositif a été installé à l'extrémité nord du site de la piscine municipale 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 3 décembre 2020 au 27 janvier 2021. Cependant sur les 56 jours de déploiement seul 34 jours d'acquisition de données ont pu être analysés en raison de dysfonctionnements (absence de données pour les périodes : du 12 au 14 décembre, du 24 décembre au 4 janvier et du 21 au 26 janvier).

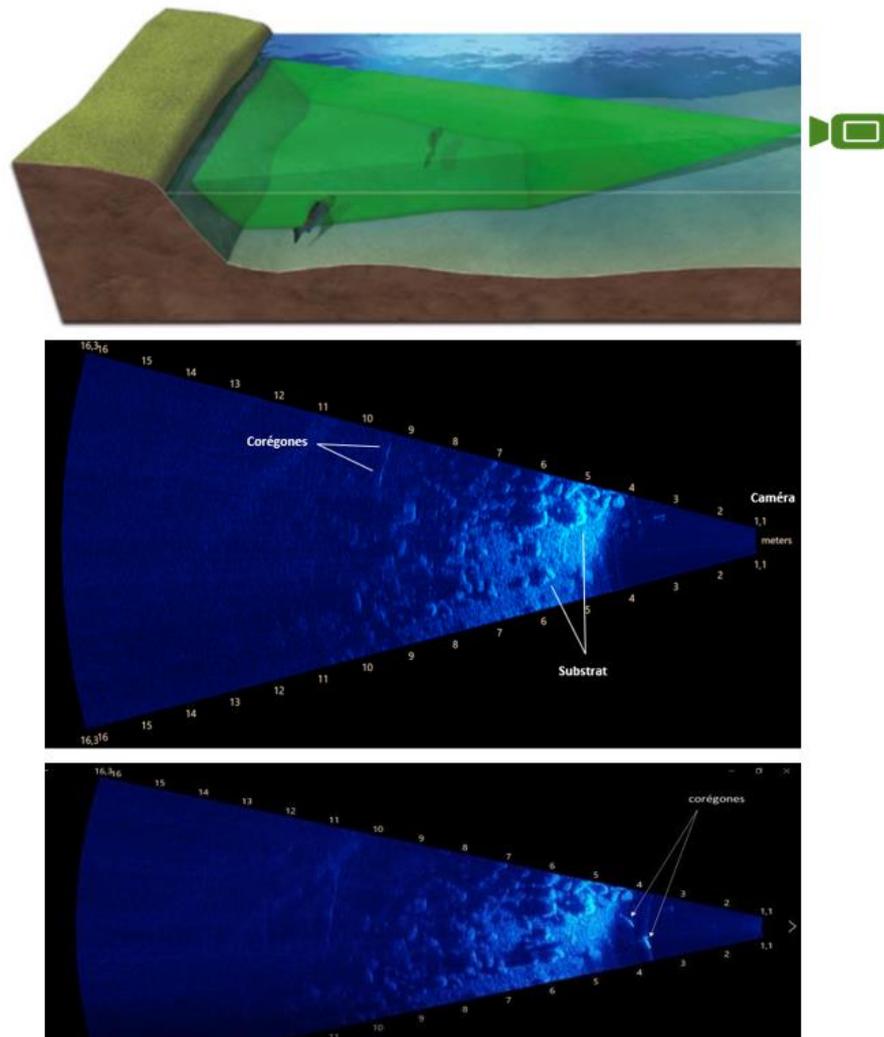


Figure 2 : vue 3D d'une installation type et du cône de détection avec la transcription de l'image acoustique sous ARISFish ; vidéo : https://www6.lyon-grenoble.inrae.fr/cartel_fre/La-communication/Videos/Suivi-de-la-phenologie-du-coregone-Coregonus-lavaretus-sur-le-Leman-avec-la-camera-acoustique-ARIS

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

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. Le traitement des données s'est fait de manière semi-automatique via l'utilitaire SCOT du logiciel ARISFISH et permet d'obtenir un indicateur d'activité en nombre de détections (échos) par pas de temps

2.1.5. PÊCHES EXCEPTIONNELLES

Chaque année pendant le pic de reproduction, les pêcheurs professionnels procèdent à des captures de géniteurs afin de récolter les gamètes à des fins d'alevinage. Ces pêches sont dites « pêches exceptionnelles ». Pendant l'hiver 2020-2021, les pêches exceptionnelles se sont déroulées sur plusieurs jours sur le site de Thonon. Ces données ne couvrant pas toute la période sont utilisées à des fins de validation des autres méthodes. Le proxy d'abondance est exprimé en nombre d'individus capturés par filet (Captures par unité d'efforts). Les détails concernant le mode de capture sont présentés dans l'Arrêté portant sur l'autorisation de captures et de ventes de géniteurs de corégone et d'omble chevalier en période de protection des salmonidés du Léman N°DDT-2020-1178.

Pour l'ensemble des méthodes présentées dans ce présent rapport, la détermination du proxy d'abondance ou d'activité et la fréquence d'acquisition des données est présentée en tableau 1.

Tableau 1 : Proxies d'abondance 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
Pêches scientifiques aux filets	Nombre d'individus capturés	1 fois par semaine
ADNe	Concentration d'ADN environnementale (copies.L-1) /10	1 fois par semaine
Comptages visuels	Nombre d'individus identifiés comptés / 100	1 à deux fois par semaine
Caméra acoustique	Nombre de détections (échocs) par pas de temps	En continu puis transformé en pas de temps journalier ou horaire
Pêches exceptionnelles	Captures par filet par les pêcheurs professionnels	Pendant le pic de reproduction

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. A 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). 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 et 12 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 leur taille selon l'équation :

Equation 1 :

$$LT = 24.210(LR)^{0.589}$$

avec LT : longueur de la femelle et LR : largeur du ruban en mm (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.

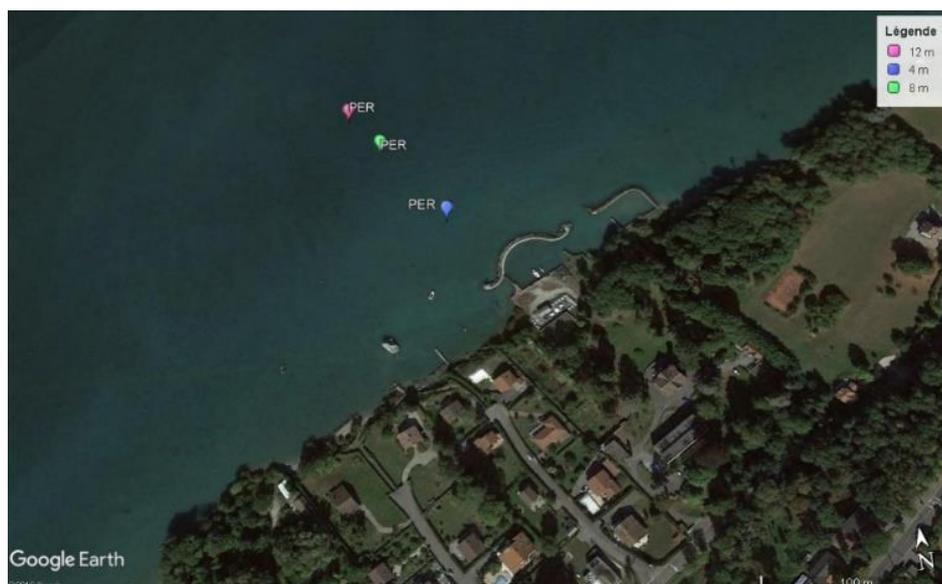


Figure 3 : Disposition théorique des frayères artificielles à différentes profondeurs (-4, -8 et -12 m) à proximité du port de l'UMR CARRTEL (INRAE- USMB).

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

Pour les deux espèces, le début et la fin du frai sont estimés lorsque les seuils de 10 % et 90 % des effectifs observés (géniteurs ou rubans d'œufs) sont atteints.

3. RESULTATS

3.1. COREGONE

3.1.1. HIVER 2020-2021 ET ÉVOLUTION DE LA STRUCTURE EN TAILLE ET EN ÂGE DE LA POPULATION

Un total de 17 individus a été capturé durant les opérations de 2020-2021. Ce chiffre est proche de celui de l'année précédente (22), l'abandon du site proche de l'INRAE n'a donc pas eu de répercussions sur le nombre total d'individus. En raison des conditions météorologiques défavorables, la pose des filets n'a pas pu être effectuée les semaines du 30 novembre et 28 décembre 2020 et 11 janvier 2021.

Contrairement au suivi par pêche, le suivi par ADNe a pu être effectué chaque semaine sur l'ensemble de la période. Le suivi par comptage visuel a été effectué jusqu'au 27/01/21 avec un total de 397 observations. Le suivi par caméra acoustique s'est également terminé le 27/01/21 et a permis l'observation de 23 500 échos.

Les résultats pour 2020-2021 (comparaison ADNe, pêche scientifique, comptage, captures par pêches exceptionnelles, caméra acoustique) sont présentés en Figure 4. Pour plus d'informations sur les comparaisons entre les différentes méthodes, consulter *Vautier et al., submitted*.

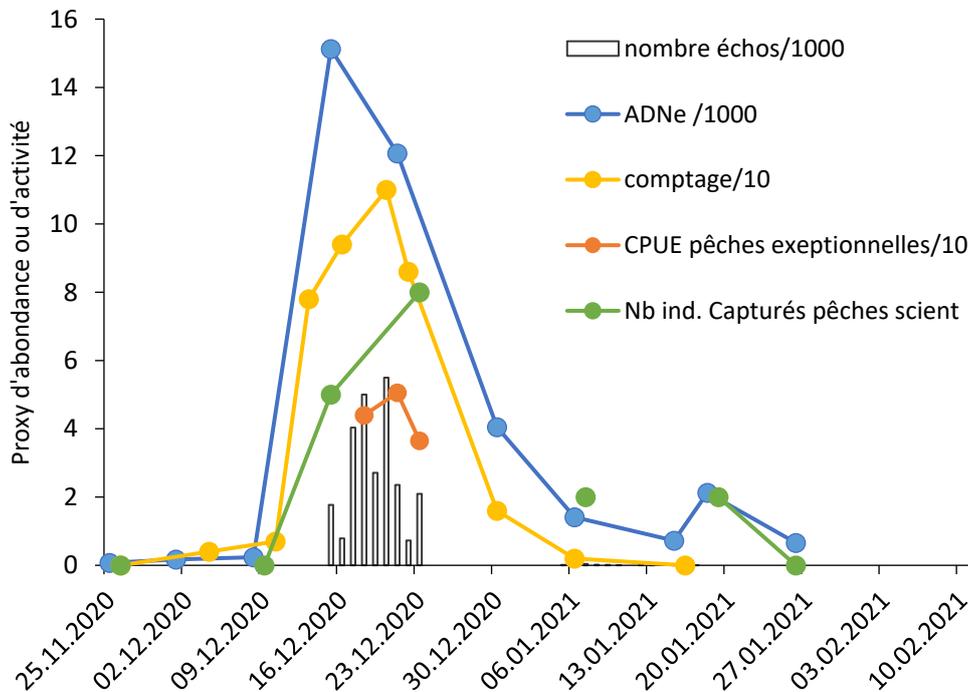


Figure 4 : Proxies d'abondance ou d'activité pour les différentes méthodes pour la saison de reproduction 2020-2021.

Figure 4: Abundance or activity proxies for the different methods for the 2020-2021 breeding season.

Au cours de l'hiver 2020-2021, une augmentation des proxy d'abondance est observée la semaine du 14 décembre (semaine 51) pour l'ADNe et les pêches scientifiques aux filets. L'augmentation du nombre d'individus s'observe à la fin de la semaine précédente soit le 13 décembre pour les comptages. Un problème technique survenu entre le 11 et le 14 décembre n'a pas permis pour la caméra d'observer avec précision le début de la reproduction. Cependant, 177 cibles sont détectées le 15 décembre (début de semaine 51). L'apogée est atteint au début de la semaine 51 concernant l'ADNe soit le 15 décembre. Les données ADNe restent proches et élevées pour le prélèvement effectué en tout début de semaine 52, le 21 décembre. Les comptages visuels et la caméra acoustique mettent en évidence un pic en fin de semaine 51, soit la nuit du 20 décembre. Une hausse d'abondance est constatée dans les filets relevés par les pêcheurs lors des pêches exceptionnelles le 21 décembre avec une capture effectuée la même nuit (20 décembre). Les pêches exceptionnelles, les comptages visuels et la caméra acoustique concordent

donc pour un pic observé la nuit du 20 décembre, soit en fin de semaine 51. En revanche, les pêches aux filets mettent en évidence un pic plus tardif en semaine 52 (semaine du 21 décembre) mais la relève des filets a été effectuée plus tardivement (23 décembre) avec 8 jours séparant les deux poses. Une baisse d'abondance est ensuite constatée en semaine 53 pour l'ADNe et le comptage. Les autres méthodes ne permettent pas d'observer la baisse d'abondance en raison d'absence de poses ou d'enregistrement dans le cas de la caméra acoustique.

Par un enregistrement en continu, la caméra acoustique permet d'obtenir des informations à des pas de temps fins, notamment sur les rythmes d'activité horaire. Il est notamment observé, durant les nuits où le nombre de détection est le plus fort, correspondant à l'intensité de reproduction la plus importante, 2 pics d'activité avec un principal après la tombée de la nuit et un secondaire entre 1h et 5h du matin (Rautureau et al. 2021). Les prélèvements ADNe sont effectués à des pas de temps différents (le matin et l'après-midi, ce qui pourrait expliquer la mise en évidence d'un pic en début de semaine 51 pour l'ADNe alors qu'il est plutôt déterminé en fin de semaine pour les autres méthodes).

Durant ce suivi, différentes méthodologies ont pu être utilisées et comparées afin d'identifier la phénologie de reproduction du corégone. Les données issues des protocoles caméra acoustique et comptage visuels sont bien corrélées entre elles. Les données ADNe mettent en évidence des dynamiques similaires mais les périodes de prélèvements et les pas de temps de prélèvement n'ont pas permis de préciser le pic de reproduction. Le comptage peut donc être utilisé comme référence et les indicateurs d'abondance obtenus par ADNe et caméra semblent prometteurs.

La dynamique de reproduction a donc été déterminée en 2020-2021 par les comptages visuels (rythme plus fin, pas de données manquantes). Le 13 décembre (plus de 10 % de captures totales), la période de reproduction avait débuté. La date correspondant à 50 % des géniteurs collectés se situerait entre le 16 et le 20 décembre. Le 20 décembre correspond à la date où le maximum d'individu compté est constaté (110 individus) (Figure 5).

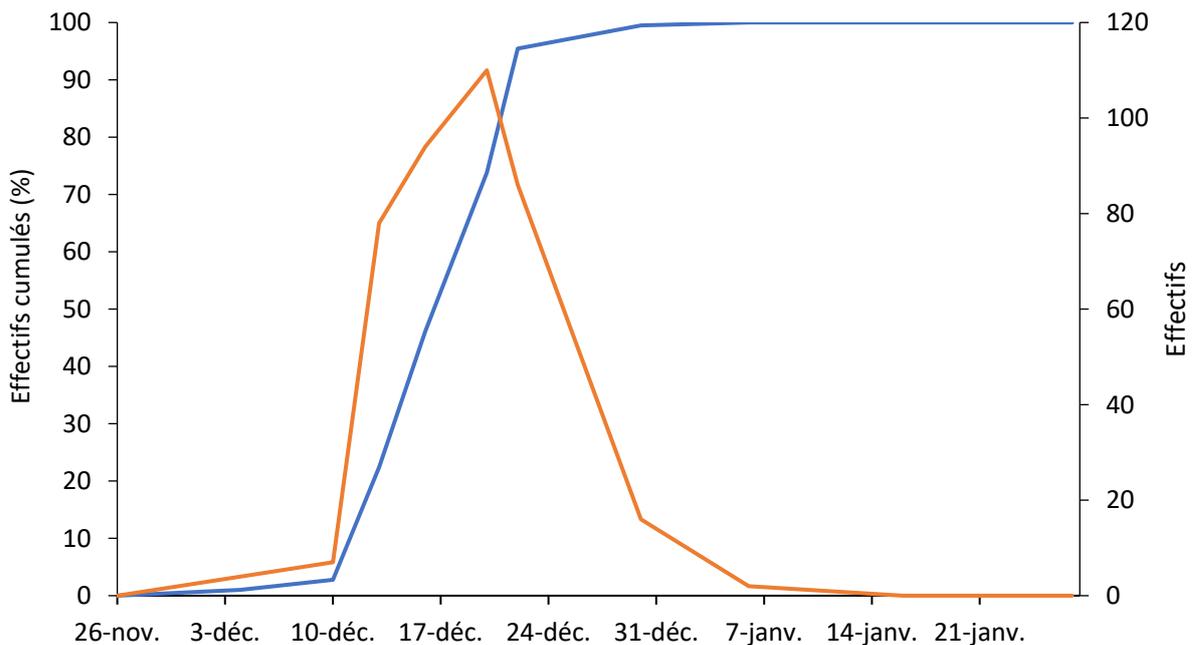


Figure 5 : Effectifs bruts (orange) et cumulés (en bleu, exprimés en pourcentage) de corégones observés par comptage visuel au cours de la saison de reproduction 2020-2021.

Figure 5: Numbers (orange) and cumulative numbers (in blue, expressed as a percentage) of whitefish observed by visual counting during the 2020-2021 breeding season.

Les données biologiques concernant les individus capturés ne sont données qu'à titre informatif étant donné le faible nombre d'individus capturés. Les captures par pêches scientifiques ont permis la prise de 5 femelles. Le pourcentage de mâles (70 %) est comparable à ce qui est observé dans la littérature (Champigneulle et al. 1983). La taille moyenne des individus capturés est de 446 mm. Pour la saison de reproduction 2020-2021, 82 % des individus sont âgés de 2 ans. Depuis le début des échantillonnages en 2015, la structure en âge obtenue sur l'ensemble de la saison de reproduction a fortement évolué avec la part représentée par les plus jeunes individus qui devient de plus en plus importante (Figure 6).

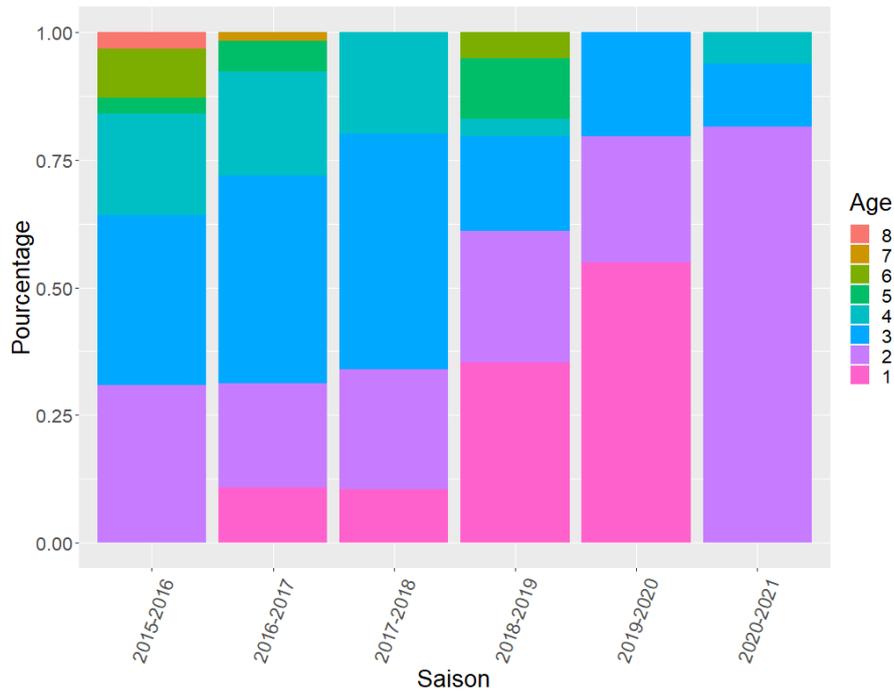


Figure 6 : Structure en âge des poissons capturés par les pêches scientifiques

Figure 6: Age structure of fish caught by scientific gillnets

Sur la période considérée, des fluctuations de tailles sont observées (Figure 7). En 2019-2020 une forte proportion d'individus âgés de 1 an était capturée expliquant une taille médiane plus faible. En 2020-2021, les individus de 1+ ne sont pas observés expliquant une taille plus élevée et similaire à 2018-2019.

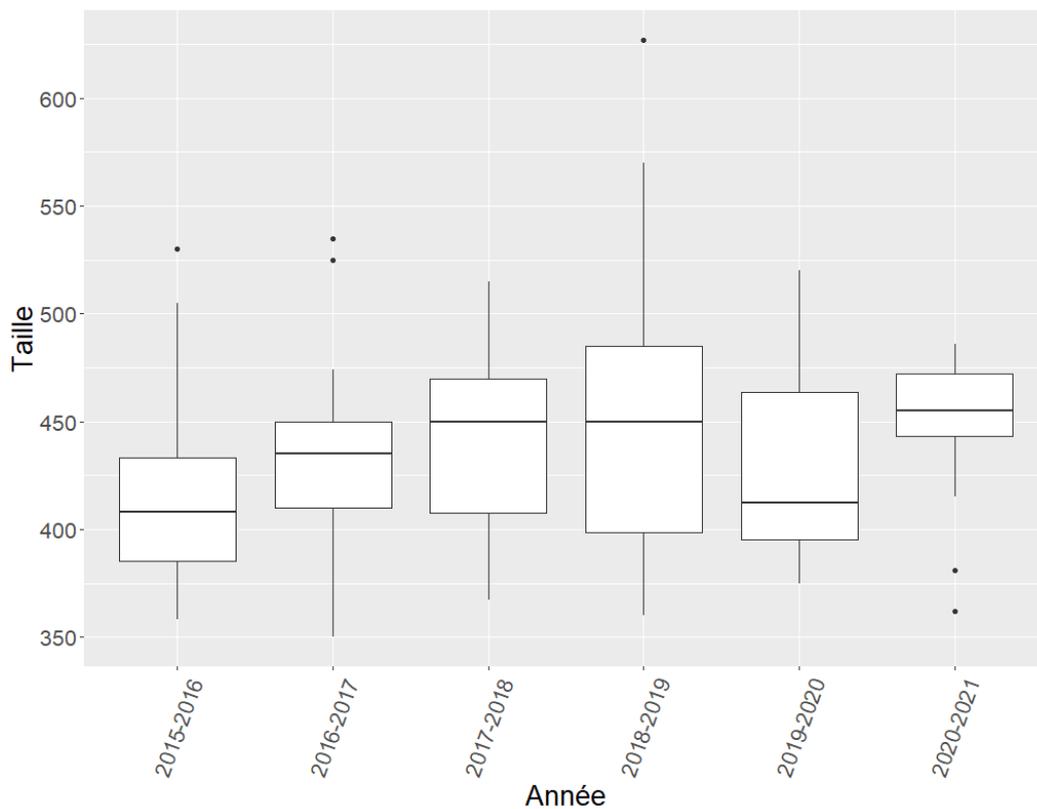


Figure 7 : Evolution de la taille des poissons capturés par les pêches scientifiques

Figure 7: Evolution of the size of fish caught by scientific gillnets

3.1.2. COMPARAISON INTERANNUELLE DE LA PHÉNOLOGIE

La comparaison des évolutions d'abondance pendant la période de reproduction observées avec les pêches aux filets et l'ADNe pour les hivers 2018-2019 et 2019-2020 sont présentés en Annexe 1.

Au cours des hivers 2018-2019, lorsque les pêches ne pouvaient pas être effectuées, les suivis par ADNe n'étaient pas réalisés. Une augmentation des proxy d'abondance est à noter lorsque les captures augmentent en 2018-2019 le proxy d'abondance augmente également. En 2019-2020, les captures étaient biaisées en raison d'un faible nombre d'individus échantillonnés. Une augmentation du proxy d'abondance ADNe est constatée aux alentours du pic qui serait probablement la dernière semaine de Noël, d'après les données des pêches exceptionnelles.

Les données obtenues dans le cadre du suivi de la phénologie, exprimées en effectifs cumulés sur l'ensemble des données, ont été comparées pour les années pour lesquelles il n'y a pas de biais liés à un manque dans l'échantillonnage et à un effectif trop faible (Figure 8). D'après les données analysées, la saison de reproduction débiterait plus tardivement qu'en 2017-2018, possiblement en lien avec des températures chaudes mais ensuite les 50 % d'effectifs seraient atteints plus précocement que pour l'ensemble des années de suivis présentés. De plus, la reproduction se terminerait plus précocement que les autres années. L'apogée a lieu pour une température élevée 8.8 °C (température du port), 9.3 °C à 4 m mesuré à proximité de la station d'hydrobiologie lacustre. Les données de modélisation obtenues à proximité du site de suivi (données : MeteoLakes) mettent également en évidence un début d'hiver chaud. A partir de Noël les températures chutent brutalement, perdant 0.6 °C au niveau de la sonde à -4 m et plus de 1°C pour la sonde située dans le port INRAE suite à des rafales de vents. Ces rafales de vent ont duré environ 5 jours et n'ont pas permis la pose de filets pendant la semaine du 28 décembre (semaine 53).

Les données des températures en sub-surface obtenues en novembre et décembre 2020 au point SHL2 confirment les températures élevées observées, similaires à celle obtenues lors de l'hiver 2015-2016 pour laquelle la température de l'eau était particulièrement chaude. Les températures chaudes en 2015-2016 avaient entraîné un décalage dans la période de reproduction.

Cette dynamique atypique (période de reproduction étroite, peu en lien avec les températures), pourrait s'expliquer par la dominance d'une cohorte, mais l'influence des facteurs liés à l'âge et à la taille des individus sur la phénologie serait à approfondir.

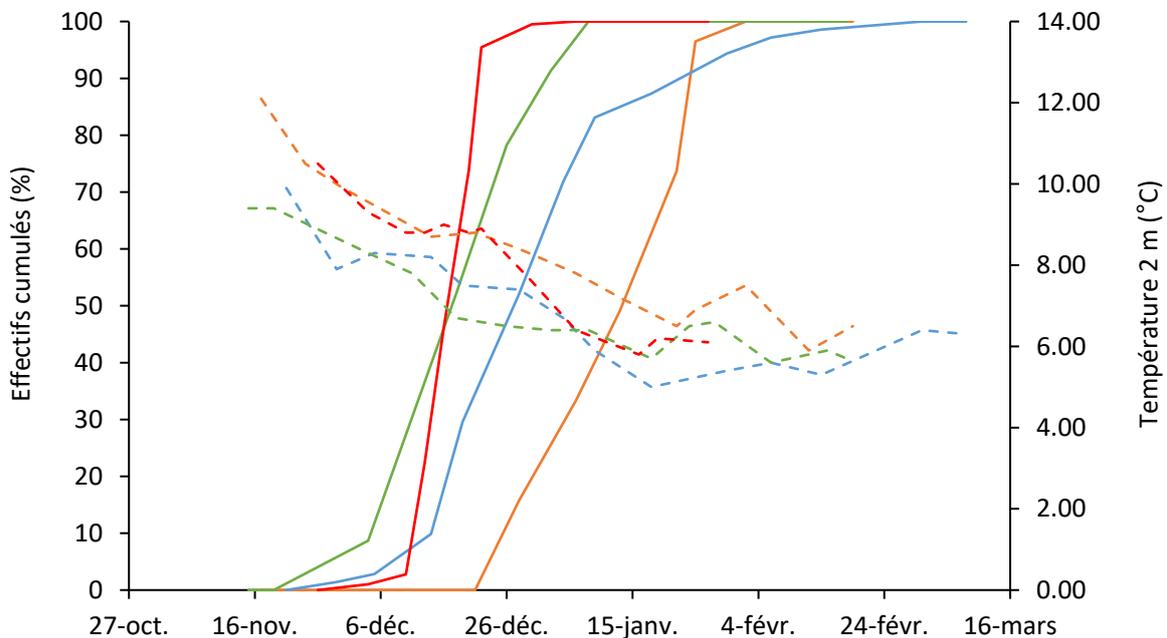


Figure 8 : Effectifs cumulés calculés à partir des pêches aux filets pour les hivers 2015-2016 (trait plein orange), 2016-2017 (trait plein bleu), 2017-2018 (trait plein vert) et calculés à partir des comptages visuels en 2020-2021 (trait plein rouge). Données de températures moyennes journalières mesurées à 2 m de profondeur dans le port de INRAE (traits pointillés orange : 2015-2016, bleu : 2016-2017, vert : 2017-2018, rouge 2020-2021).

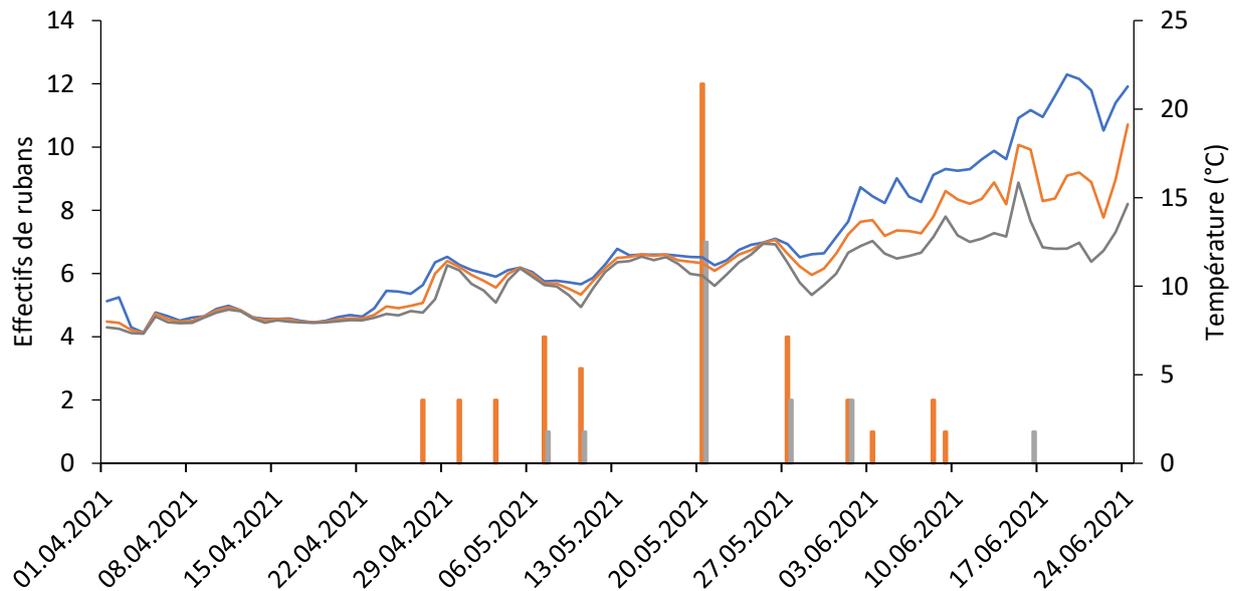
Figure 8 : Cumulative numbers obtained from scientific fishing for the winters of 2015-2016 (solid orange line), 2016-2017 (solid blue line), 2017-2018 (solid green line) and calculated from visual counts in 2020-2021 (solid red line). Daily average temperature data measured at 2 m depth in INRAE port (dotted orange lines: 2015-2016, blue: 2016-2017, green: 2017-2018, red 2020-2021).

3.2. PERCHE

Le suivi de 2020 n'a pas pu être effectué complètement en raison du confinement lié à l'épidémie de COVID19, ainsi les données de 2021 sont comparées à celle de 2019 (Figure 9). En 2021, 20 relèves de frayères ont pu être effectuées avec 49 rubans récoltés. Le nombre de rubans est environ 6 fois plus faible qu'en 2019. C'est à 8 m de profondeur que le nombre de rubans est le plus important, comme ce qui est généralement constaté depuis 2015.

La dynamique de reproduction obtenue pour la perche a été obtenue par un suivi ADN avec le même protocole que pour le corégone et montre également des résultats encourageants (Annexe 2).

A) 2021



B) 2019

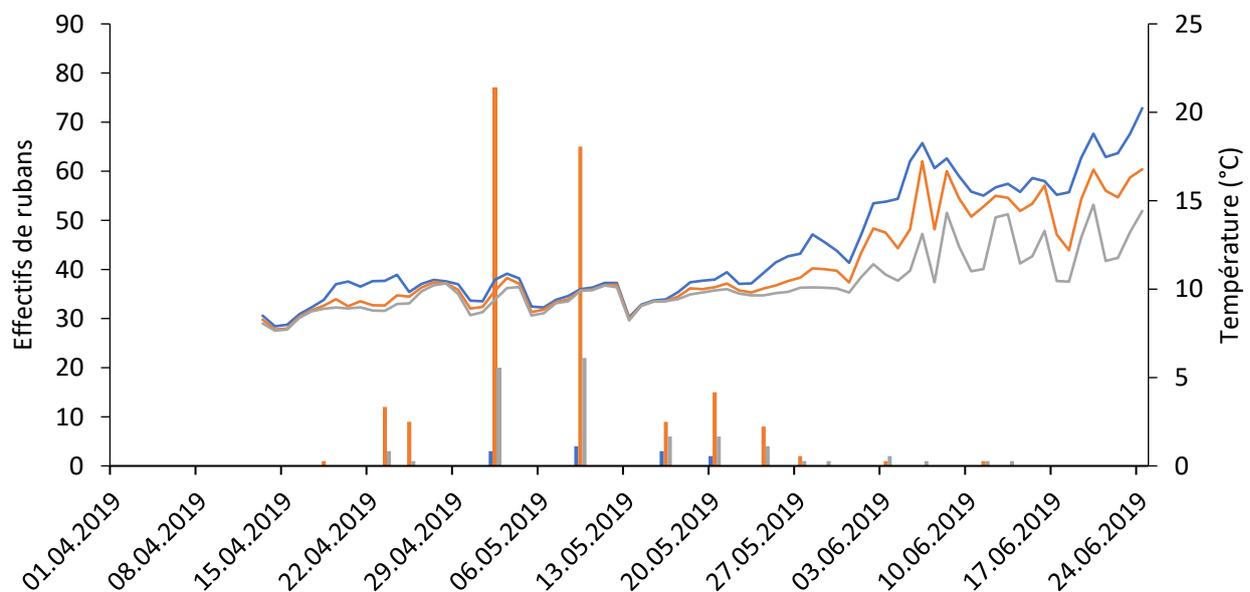


Figure 9 : Nombre de rubans de perches récoltés en a) 2021 et en b) 2019 par frayère à -4 m (bleu), -8 m (orange) et -12 m. Les courbes représentent les températures relevées à -4 m (en bleu), à -8 m (en orange) et à -12 m (en gris) de profondeur.

Figure 9: Number of perch ribbons harvested in a) 2021 and b) 2019 per spawning ground at -4 m (blue), -8 m (orange) and -12 m. The curves represent the temperatures recorded at -4 m (in blue), at -8 m (in orange) and at -12 m (in grey) in depth.

En 2021, le frai débute le 5 mai, soit environ 10 jours plus tôt qu'en 2020 pour des températures proches de 10°C (Figure 10). Cette température est atteinte plus tardivement qu'en 2019 expliquant le décalage dans le début du frai.

La date qui correspond à l'apogée est le 21 mai mais la date des 50 % correspond à une date entre le 10 et le 21 mai. Le pic est atteint 20 jours plus tard qu'en 2019 (2 mai). En 2019, le pic s'observe pour des températures similaires or le seuil des 12°C n'a pas été atteint les jours précédents le pic. Enfin, la date de fin de frai est atteinte le 20 mai 2019, soit la date de l'apogée en 2021. Le mois de mai 2019 comme celui de 2021 a été marqué par de multiples événements venteux de fortes intensités empêchant les températures d'augmenter avant le 20 mai. Les températures ainsi rencontrées lors du suivi ne suffisent pas à expliquer la précocité du frai en 2019.

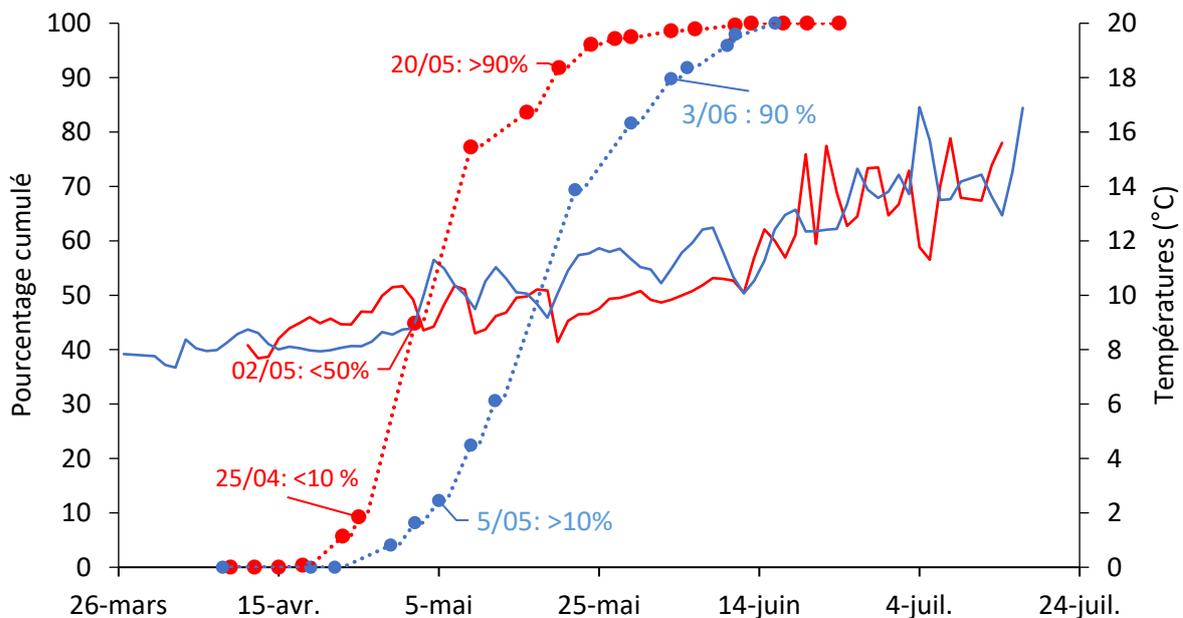


Figure 10 : Comparaison des températures moyennes (à -8 et -12 m de profondeur), entre 2019 (bleu) et 2021 (rouge), dynamique de frai pour l'année 2019 (rouge) et 2021 (bleu) en effectifs cumulés de rubans, exprimés en pourcentage, récoltés sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues (-4, -8 et -12 m).

Figure 10 : Comparison of average temperatures (at -8 and -12 m depth), between 2019 (blue) and 2021 (red), spawning dynamics for the year 2019 (red) and 2021 (blue) in cumulative numbers of ribbons, expressed in percentage, collected on artificial spawning grounds at all depths (-4, -8 and -12 m).

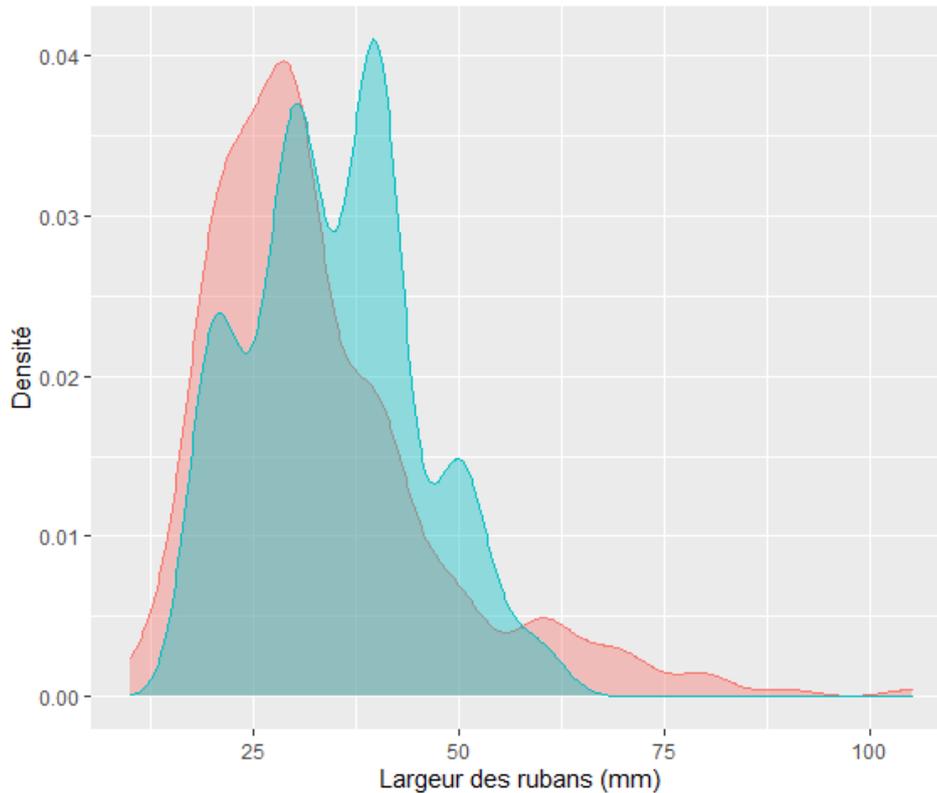


Figure 11 : Répartition en largeur des rubans collectés en 2019 (rose) et en 2021 (bleu).

Figure 11: Distribution in width of the ribbons collected in 2019 (pink) and in 2021 (blue).

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 (Gillet et Dubois 2007). La structure en taille a pu être comparée entre 2019 et 2021 et met en évidence une importante proportion de perches de plus petites tailles en 2019 (Figure 11). Cette différence explique probablement la différence de dynamique observée entre les deux années.

4. CONCLUSION

Concernant le suivi de la reproduction du corégone, la complémentarité apportée par 4 méthodes a permis de mieux décrire la phénologie. Ces nouvelles méthodes de suivi, réalisées pour certaines à un rythme temporel plus fin mettent en évidence des fortes fluctuations journalières dans les abondances. Ces différences peuvent expliquer les variations dans les descripteurs de la phénologie selon les méthodes utilisées. L'ADNe est une méthode prometteuse pour décrire la phénologie mais il est nécessaire de poursuivre les efforts d'intercalibration avec d'autres outils (caméra acoustique, comptages visuels, pêche avec les pêcheurs professionnels) et l'accès aux tailles individuelles n'est pas possible. La caméra acoustique apporte beaucoup d'informations mais nécessite la mise au point de méthodes de comptage automatique et de vérifier la possibilité d'avoir des indicateurs fiables sur la taille des poissons. Le frai en 2020-2021 a été précoce malgré des températures élevées en automne et en hiver. La période de reproduction a été également peu allongée dans le temps. Cette différence pourrait s'expliquer par des différences dans la structure en taille et en âge. Peu de données existent dans la littérature pour les variations en lien avec la structure en âge/taille et il est ainsi nécessaire d'acquérir des données supplémentaires afin de mieux comprendre les fluctuations liées aux caractéristiques de la population.

Pour la perche, la comparaison n'a pas pu être effectuée avec 2020 en raison du suivi qui n'a pas été réalisé dans les conditions habituelles (confinement lié à l'épidémie de COVID19). La reproduction de 2021 a donc été comparée à celle de 2019. En 2019, le frai est plus précoce qu'en 2021 en lien avec la présence de plus petites perches dans la population et des températures de l'eau légèrement plus élevées en début de saison.

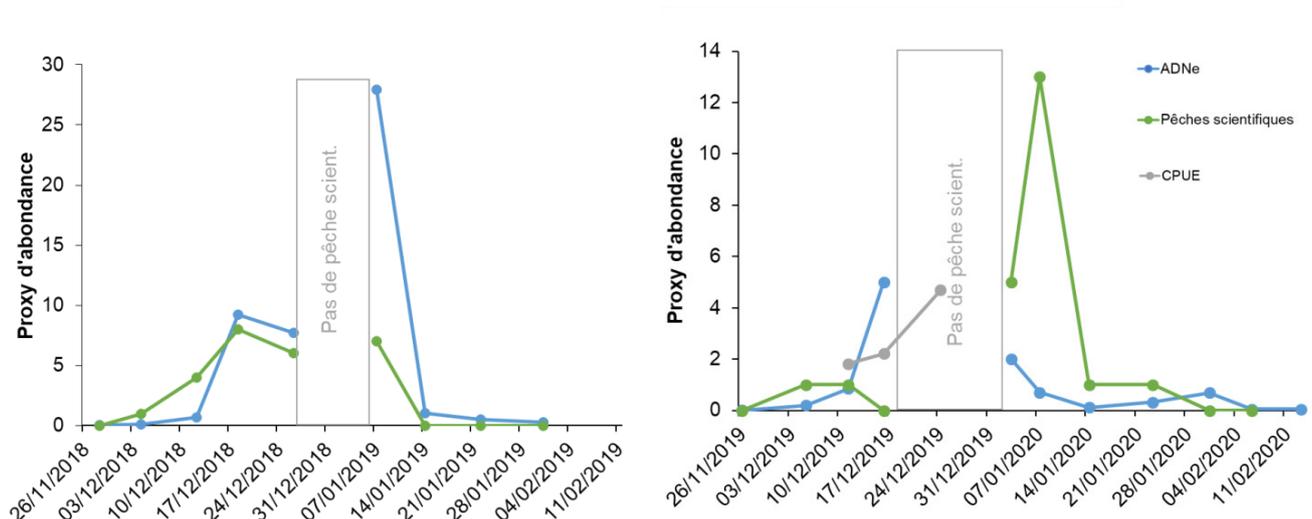
BIBLIOGRAPHIE

- 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
- Champigneulle, A., D. Gerdeaux, and C. Gillet. 1983. Les pêches de géniteurs de corégone dans le Léman français en 1982. *Bulletin Français de Pisciculture* 149–157. doi:10.1051/kmae:1983006
- 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.
- 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., 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
- Hulley, E. N., et al. (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). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210165>
- 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>
- Rautureau, C., C. Goulon, and J. Guillard. 2021. Suivi de la reproduction de la féra (*Coregonus lavaretus*) dans le Léman par l'intermédiaire d'une caméra acoustique. Rapport d'étape juin 2021.
- Thorpe, J. 1977. Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Vautier, M., et al. (2020) Fish eDNA: DNA extraction from water samples filtered through Sterivex filter unit and preserved in buffer, protocols.io. dx.doi.org/10.17504/protocols.io.bfk8jkzw
- 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
- Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, and others. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**: 389–395. doi:10.1038/416389a

ANNEXES

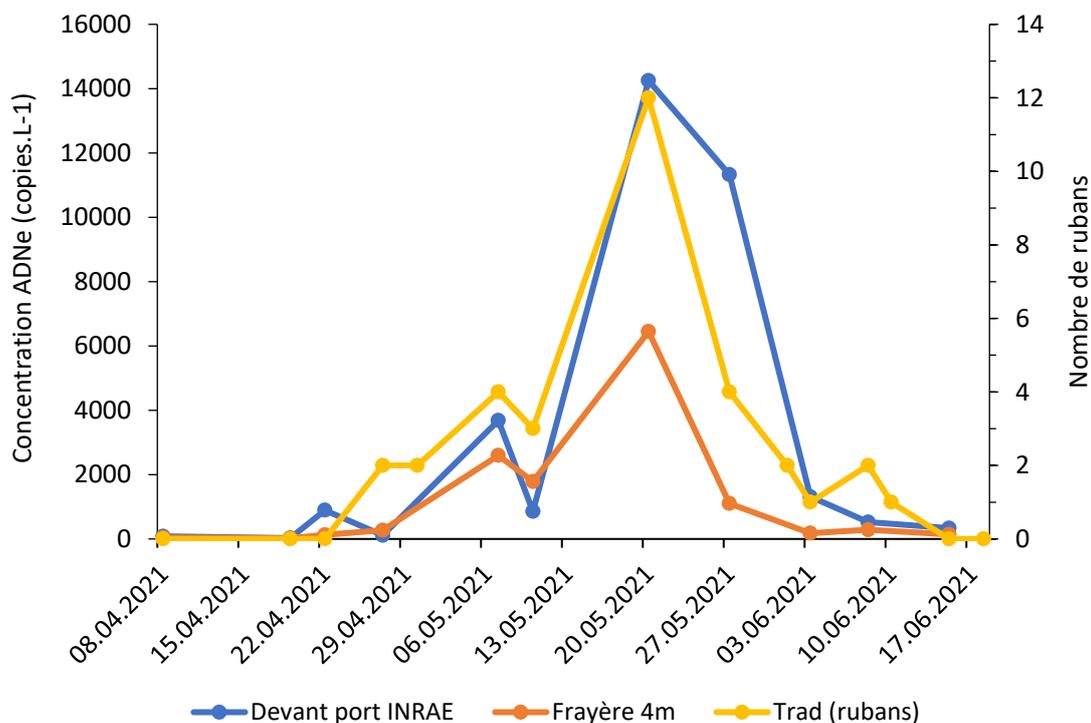
ANNEXE 1

Proxy d'abondance par pêches scientifiques, ADNe et CPUE des pêches exceptionnelles. Les rectangles gris représentent les semaines sans pêches scientifiques en 2018-2019 (gauche) et 2019-2020 (droite)



ANNEXE 2

Proxy d'abondance obtenu par le suivi traditionnel de la perche à l'aide de frayères artificielles et la concentration en ADNe prélevé à proximité des frayères (devant le port INRAE et au niveau de la frayère à 4 m) en 2021 avec le même protocole que celui utilisé pour le corégone.



MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT ET DU LÉMAN

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

CAMPAGNE 2021

PAR

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

Adrien ORIEZ

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
AGROSCOPE – CHANGINS – BÂTIMENT DC, CP 1080, CH – 1260 NYON 1

Nathalie CHEVRE et Dan ANDERSSON

FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE LAUSANNE, GÉOPOLIS 3630, CH-1015 LAUSANNE

Hélène BOURGEOIS, Marion JAUSSE, et Thierry PRALONG

SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT - SECTION EAUX DE SURFACE ET DÉCHETS
AVENUE DE LA GARE 25, CH – 1950 SION

RÉSUMÉ

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Rhône amont, principal affluent du Léman, et dans le Léman lui-même, est un enjeu majeur de la CIPEL. Cette surveillance comprend entre autres le suivi de pesticides et de résidus médicamenteux dans les eaux.

Dans le Rhône amont, 130 pesticides, 38 résidus médicamenteux (dont la guanylurée, produit de dégradation de la metformine), 2 anticorrosifs, 4 composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl) ont été analysés toutes les deux semaines en 2021. De plus, 11 substances perfluororalkylées et polyfluoroalkylées (PFAS) ont été recherchées durant les 4 premiers mois de l'année. Les concentrations en pesticides respectent l'Annexe 2 de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Sur les 38 principes actifs pharmaceutiques analysés pendant une année, seul le diclofénac a dépassé à une occasion la concentration limite de 0.05 µg/L en janvier 2021. Il pourrait s'agir d'une contamination de l'échantillon lors du prélèvement ou de l'analyse.

Les charges annuelles totales de pesticides ont été estimées à 259 kg pour 2021 et celles des principes actifs pharmaceutiques à 6'314 kg. Ces valeurs sont similaires à celles qui avaient été calculées en 2022 (250 kg et 6'447 kg respectivement). La charge du 1,4-dioxane est en diminution par rapport à 2020 (560 kg contre 798 kg en 2020).

Dans le Léman, 159 pesticides, 73 résidus médicamenteux, 2 anticorrosifs, 4 composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphenyl), ainsi que 25 éléments traces métalliques, ont été mesurés au printemps et à l'automne à différentes profondeurs.

Ce programme de surveillance de la qualité de l'eau du Léman a une finalité essentiellement de "contrôle de la ressource en eau de boisson", pour permettre l'alimentation en eau potable de plus de 900'000 personnes.

Les teneurs en pesticides et en métaux dans le Léman satisfont aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour les eaux de boisson au sens des législations suisse et française.

Pour les résidus de médicaments, seules l'azithromycine, la clarithromycine et le diclofénac ont une valeur seuil définie dans la législation suisse. Leur présence dans l'environnement n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme celles du Léman.

ABSTRACT

Monitoring micropollutants in the upstream Rhone waters, the main tributary of Lake Geneva, and in Lake Geneva itself, is one of the CIPEL's major challenges. This surveillance includes, among other things, monitoring pesticides and pharmaceutical residues in the lake.

In the upstream Rhone, 130 pesticides, 38 pharmaceutical residues (guanyl-urea, a breakdown product of metformin), two anticorrosives, four organic compounds (1,4-dioxane, methyl tertbutyl ether [MTBE], benzidine, and its metabolite 4-aminobiphenyl) were analyzed every 2 weeks in 2021. In addition, 11 perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl (PFAS) substances were studied over the first 4 months of the year. The pesticide concentrations respect Annex 2 of the OEaux regulation on the protection of waters. Of the 38 pharmaceutical active ingredients analyzed over 1 year, only diclofenac surpassed, on a single occasion, the 0.05 µg/L threshold concentration in January 2021. This could be a contamination of the sample during sampling or analysis.

The total annual loads of pesticides were estimated at 259 kg for 2021 and of the pharmaceutical active ingredients at 6314 kg. These values are similar to those that were calculated in 2020 (250 kg and 6447 kg, respectively). The 1,4-dioxane load diminished compared to 2020 (560 kg versus 798 kg in 2020).

In Lake Geneva, 159 pesticides, 73 pharmaceutical residues, two anticorrosives, four organic compounds (1,4-dioxane, methyl tertbutyl ether [MTBE], benzidine and its metabolite 4-aminobiphenyl), as well as 25 metal trace elements, were measured in spring and autumn at different depths.

The program monitoring the water quality in Lake Geneva essentially aims to "monitor the drinking water resource" so as to provide drinking water to more than 900,000 people.

The pesticide and metal contents of Lake Geneva satisfy the requirements for both the environment and drinking water as defined by Swiss and French legislation.

As for pharmaceutical residues, only azithromycin, clarithromycin, and diclofenac reach the threshold value as defined by Swiss legislation. Their presence in the environment is nonetheless undesirable, notably in waters used for drinking water, as is the case for 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 consacrée aux micropolluants dans les eaux du Léman est nécessaire afin de garantir et pérenniser l'usage des eaux du lac pour l'alimentation en eau potable moyennant un traitement réputé simple. De manière bisannuelle, la CIPEL surveille la présence des micropolluants dans les eaux du lac grâce à un programme d'analyses qu'elle actualise régulièrement en fonction de l'évolution de sa connaissance de la provenance de certaines substances et de leurs effets sur les milieux aquatiques ou la santé humaine.

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a également été mis en place par le Service de l'Environnement (SEN) du canton du Valais. En effet, 75 % des eaux qui alimentent le lac proviennent du Rhône.

Le suivi de la qualité des eaux du Rhône s'effectue notamment par des mesures de pesticides utilisés en agriculture, par particuliers et issus des productions industrielles ainsi que de certaines substances pharmaceutiques, dites « Active Pharmaceutical Ingredient » (API) qui proviennent de l'industrie ou de la consommation domestique. Ces données permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries du bassin versant du Rhône sont efficaces ; de vérifier la bonne corrélation entre les résultats du Rhône et les analyses d'autocontrôle effectuées chaque année par les entreprises ; ainsi que le respect des exigences de la ligne directrice cantonale valaisanne de 2008 en matière de micropolluants (SPE-VS, 2008).

Le but du présent rapport est de mettre en relation les mesures effectuées dans le Rhône amont avec les mesures effectuées dans le Léman, ceci pour améliorer la compréhension des apports des micropolluants au lac. Le Rhône mis à part, les autres sources potentielles de micropolluants du Léman ne sont pas évaluées dans ce rapport.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1. RHÔNE

2.1.1. PORTE DU SCEX

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex (coordonnées 2'557'659 / 1'133'280 CH1003+/LV95) est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau (NADUF) de la Confédération helvétique (figure 1). Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage permet l'analyse des micropolluants car il collecte un échantillon moyen de 2 litres pendant 14 jours, à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre au sein d'une enceinte réfrigérée à 5°C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié rapidement au laboratoire en charge des analyses (Scitec Research SA). En 2021, 26 échantillons moyens sur 14 jours ont été prélevés et 25 analysés. L'échantillon du 10 octobre 2021 n'a malheureusement pas pu être analysé et ne figure donc pas dans la suite du rapport.

2.1.2. AMONT-AVAL DES SITES DE VIEGE ET MONTHHEY

Le 22 février et le 30 novembre 2021, des échantillons moyens sur 24 heures ont été prélevés dans le Rhône, sur 5 points, en amont et en aval de Viège, en aval de Martigny et en amont-aval de Monthey, permettant ainsi d'évaluer ponctuellement l'impact des grands sites industriels. Les deux périodes de prélèvements correspondent à des périodes d'étiage du Rhône. A la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés au laboratoire en charge des analyses (Scitec Research SA), pour déterminer la concentration de l'ensemble des substances (Annexe 7).

2.1.3. AUTO-CONTRÔLES DES INDUSTRIES VALAISANNES

Chaque année, les rejets des stations d'épuration (STEP) des industries productrices de pesticides et de médicaments de la vallée du Rhône amont sont analysés par les établissements concernés, et les résultats transmis au Service de l'environnement du canton du Valais. Ces autocontrôles sont définis dans les autorisations de déversement délivrées aux industries sur une durée limitée pour permettre notamment un suivi analytique des eaux en sortie de STEP et le calcul de charges autorisées. Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en vigueur pour les industries formulant des API et des pesticides. Ces exigences fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g, comme moyenne mensuelle, par substance fabriquée (SPE-VS 2008).

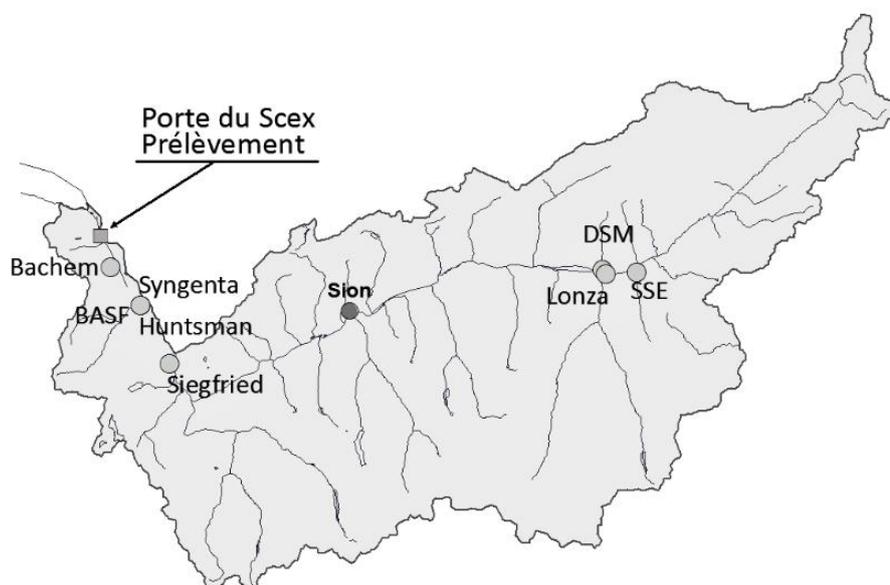


Figure 3 : Localisation de la station Porte du Scex sur le Rhône (ID OFEV= 2009, coordonnées 2'557'659 / 1'133'280 CH1003+/LV95) et des sites industriels importants sur le territoire du Valais

Figure 3: Location of the Porte du Scex station on the Rhône River (position 2'557'659 / 1'133'280 CH1003+/LV95) and the main industrial sites in Valais

2.2. LÉMAN

Pour la surveillance des teneurs en métaux et en pesticides, des échantillons à quatre profondeurs sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 2 et tableau 1), au printemps, après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification. En 2021, le brassage des eaux a atteint la profondeur de 100 m contre 135 m en 2019. Les échantillons pour les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 4 profondeurs. En 2021, un screening à haute résolution a également été réalisé dans le Léman à partir d'échantillons prélevés le 16.03.2021 à la station SHL2.

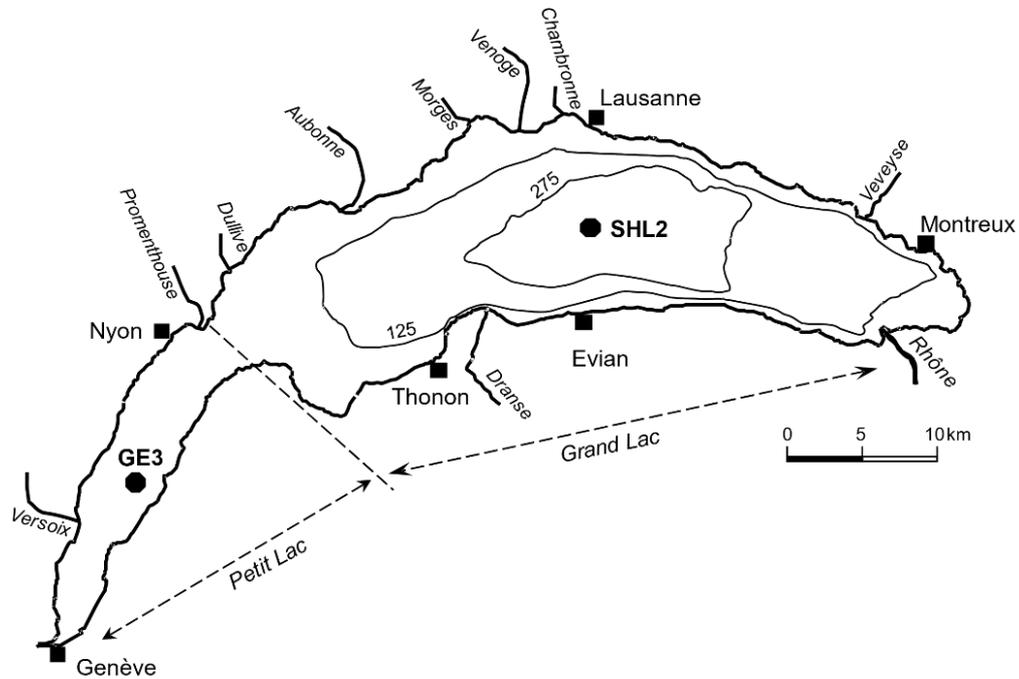


Figure 4 : Situation du point de prélèvement - station SHL2

Figure 4: Location of the sampling site - SHL2 station

Tableau 6 : Dates des campagnes de prélèvements pour 2021

Table 6 : Dates of sampling programme for 2021

Substances	Profondeurs	Janv.	Mars	Juin	Sept. / Oct.
Eléments traces métalliques (totaux et dissous)	mélange 1:1 des niveaux (1m + 30 m , 200 m + 305 m)		X		X
Manganèse	275, 300, 305 et 309 m		X		X
Pesticides et métabolites	1, 30, 100 et 305 m		X		X
Résidus de produits pharmaceutiques	1,15, 100 et 305 m	X		X	X
1-4 Dioxane, Benzotriazole, Tolyltriazole, Benzidine, 4-amino-biphényl et MTBE	15, 100 m	X		X	X ¹
Screening Haute Résolution Masse Spectrométrie (HRMS)	mélange 1:1 des niveaux (1m + 30 m , 200 m + 305 m)		X		

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en Annexe 2 (pesticides), Annexe 3 (résidus médicamenteux) et Annexe 4 (autres substances). Le tableau 2 indique le nombre de substances recherchées par catégorie à la Porte du Scex et à la station SHL2 ainsi que les substances analysées communes.

Pour le Rhône amont, la liste comprend 130 pesticides, 38 principes actifs pharmaceutiques (API), deux anticorrosifs (le benzotriazole et le tolyltriazole), quatre composés organiques (le 1,4-dioxane, le méthyl tertbutyl éther – MTBE, la benzidine et son métabolite le 4-aminobiphényl). Les substances sont les mêmes que l'année 2020. Parmi les 38 API analysés, 11 API correspondent à une production industrielle connue mais ne sont pas nommés dans ce rapport pour des questions de confidentialité. Finalement, une sélection de 11 substances per- et polyfluoroalkylées (PFAS) ont été recherchés entre janvier et avril 2021.

Pour le Léman, la liste comprend 159 pesticides, 73 résidus médicamenteux, 2 anticorrosifs (identique au Rhône), 4 composés organiques (identique au Rhône), ainsi que 25 éléments traces métalliques, qui ont été mesurés au printemps et à l'automne à différentes profondeurs. La liste des substances recherchées évolue au fil des années. Par exemple, le glyphosate, le glufonisate et l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) ont été ajoutés au suivi depuis 2015 et les 4 métabolites du chlorothalonil ont été recherchés pour la première fois en 2020.

Tableau 7 : Evolution du nombre de substances analysées dans le Rhône (Porte du Scex) et dans le Léman (SHL2)

Table 7: Evolution of the number of substances analysed in the Rhone (Porte du Scex) and in Lake Geneva (SHL2)

Substance	Pesticides		Résidus médicamenteux		Anticorrosifs		Eléments traces métalliques		Composés organiques	
	Rhône	Léman	Rhône	Léman	Rhône	Léman	Rhône	Léman	Rhône	Léman
Echantillon										
2020	130	144	38	67	2	2	-	26	4	4
2021	130	159	38	73	2	2	1	25	15	4
Substances communes entre Rhône et Léman	127		21		2		1		4	

¹ Lors de la campagne du 19.10.2021, le Benzotriazole et Tolyltriazole ont été recherchés

3.1. ANALYSES

3.1.1. PESTICIDES

Depuis 2020, les analyses sur les eaux du Rhône et du Léman sont faites par le même laboratoire. La recherche de pesticides est effectuée par le laboratoire SCITEC Research SA à Lausanne. Ce laboratoire est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 (2017) ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'Etat de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program).

Pour l'analyse des pesticides autre que le glyphosate et l'AMPA, les eaux brutes du Léman sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide (SPE offline). Après élution des cartouches SPE, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (LC-MS/MS). La limite de quantification (LOQ) est comprise entre 0.002 µg/L et 0.010 µg/L selon les échantillons et, lorsque c'est possible, elle atteint 0.001 µg/L (Annexe 2).

Pour le glyphosate et l'AMPA, les analyses sont effectuées par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS/MS) après dérivatisation puis extraction sur phase solide.

Pour les échantillons du Rhône amont, la préconcentration susmentionnée n'est pas encore effective en 2021. Les limites de quantification se situent donc entre 0.001 et 0.1 µg/L et dans la grande majorité à 0.01 µg/L (soit une LOQ 10x plus haute que sur le Léman).

3.1.2. RÉSIDUS MÉDICAMENTEUX (API)

Comme pour les pesticides, les échantillons sont analysés par le laboratoire SCITEC Research SA (Lausanne) par LC-MS/MS. Des narcotiques et des substances hormonales sont également incluses (Annexe 3). La ropivacaïne, un anesthésiant, a été ajoutée dans le Léman depuis 2020 suite à sa détection dans les eaux du Rhône. La cibazepine et le NOV-14-BOC n'ont plus été analysés à partir du 2 août 2021 dans le Rhône.

3.1.3. ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES

Pour le Léman, les analyses des éléments traces métalliques ont été centralisées dans un même laboratoire afin d'avoir les limites de quantifications adaptées. Ainsi, les analyses d'éléments trace métalliques totaux, anciennement effectuées par le SCAV de Genève, ont été reprises par le laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement du service de l'écologie de l'eau du canton de Genève (SECOE) en 2020. La méthode utilisée par le SECOE permet l'analyse de 25 éléments traces métalliques (Annexe 1). Depuis 2014, ce laboratoire analyse pour la CIPEL certains éléments trace métalliques dissous. Le dosage s'effectue par ICP-MS. L'analyse du chrome représente la somme du chrome III et du chrome VI qui ne sont pas différenciés par ICP-MS.

Pour le Rhône Amont, seul le mercure est analysé par le laboratoire de l'environnement du canton de Fribourg, avec une limite de quantification de 0.001 µg/L.

3.1.4. COMPOSÉS ORGANIQUES

En dehors des pesticides et API, d'autres composés organiques sont analysés (Annexe 4). L'analyse du 1,4-dioxane a été ajoutée à la campagne de suivi du Léman depuis 2017 suite aux valeurs mesurées dans le Rhône amont et sa nappe, la campagne a été reconduite en 2021. De plus, le benzotriazole et le tolyltriazole, détectés dans les eaux usées et dans le Rhône, ont été rajoutés pour la campagne 2020 du Léman de même que le MTBE détecté en 2018 dans les eaux du Rhône. Les analyses de la benzidine et du 4-amino-biphényl, substances ajoutées à la campagne 2019 du Léman, ont été reconduites en 2021. Ces substances sont analysées par le laboratoire SCITEC Research SA.

Dans le Rhône amont, 11 PFAS ont été analysés par SCITEC Research SA de janvier à avril 2021.

3.1.5. SCREENING HAUTE RÉOLUTION

Un screening à haute résolution a été fait dans le Léman à partir d'échantillons prélevés le 16.03.2021 à la station SHL2. L'analyse a été effectuée par l'Institut Fédéral Suisse des Sciences et Technologies de l'Eau (EAWAG), à l'aide d'une de leur méthode développée et validée pour 686 composés. Tous les échantillons ont été préparés en utilisant un système de concentration par évaporation assistée sous vide (VEC) puis analysés en triplicat par chromatographie liquide à haute résolution (HRMS).

3.1.6. CALCULS DES CHARGES

Pour faire le lien entre les concentrations retrouvées dans le Rhône et le Léman, on estime la quantité totale des substances qui atteignent les eaux du Léman par un calcul de charge. Les concentrations des pesticides et API ont été multipliées par les débits moyens à la Porte du Scex durant la période de prélèvement. Dans les situations où une substance était détectée mais à une teneur inférieure à la limite de quantification (LOQ), la moitié de cette valeur (soit LOQ/2) a été prise en compte dans ces calculs de charge en 2021. Il s'agit d'une estimation qui peut aussi bien sur- ou sous-évaluer la concentration réelle. Pour les substances non détectées lors de l'analyse, la charge apportée au lac Léman par le Rhône est considérée comme nulle. Par le passé, la valeur de 0.005 µg/L était appliquée à toutes les substances détectées mais non quantifiables pour le calcul des charges.

4. RESULTATS

4.1. PESTICIDES

4.1.1. RHÔNE

4.1.1.1. EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE EN PESTICIDES

Sur un total de 130 pesticides, seulement 7 substances ont été quantifiées (>LOQ) dans le Rhône à la Porte du Scex durant l'année 2021. Il s'agit du glyphosate, de son principal produit de dégradation, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), de l'amidosulfuron, du diuron, du foramsulfuron, du métalaxyl, ainsi que du spinosad. Leurs concentrations sont néanmoins bien en-dessous de la valeur limite de 0.1 µg/L ou des autres valeurs-limites spécifiées par l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). En effet, la concentration la plus haute était de 0.038 µg/L (amidosulfuron fin mars). L'herbicide foramsulfuron a été quantifié deux fois en avril à une concentration dépassant le critère de qualité en exposition chronique (CQEc) pour les organismes aquatiques établi par le Centre Ecotox en Suisse.

Le glyphosate et l'AMPA sont retrouvés quasiment toute l'année dans le Rhône. Ces substances étaient également régulièrement quantifiées en 2019 et 2020. 14 autres pesticides ont été détectés sans être quantifiables par la méthodologie utilisée (concentrations entre la LOD et LOQ). C'est une légère augmentation par rapport à 2020 où 10 pesticides étaient détectés et 5 quantifiés sur toute l'année.

La valeur de tolérance de l'ordonnance OPBD (RS 817.022.11) qui est fixée à 0.5 µg/L pour la somme des concentrations de pesticides mesurés, n'a pas été dépassée en 2021, tout comme les 8 dernières années (BOURGEOIS et al. 2021). La somme des pesticides à la Porte du Scex est inférieure à 0.1 µg/L à l'exception d'un échantillon du mois d'avril (0.13 µg/L). Cette valeur maximale est supérieure au maximum mesuré en 2020 mais par contre, moins de pesticides ont été quantifiés en automne et hiver 2021 (figure 3).

Sur la figure 3, on peut observer une tendance de la somme des concentrations qui se répète chaque année : les plus grandes concentrations de pesticides sont quantifiées entre la fin mars et le début juin. Cette période correspond au commencement de la période de végétation où les substances pesticides sont épandues sur les cultures et où les débits du Rhône ne sont pas encore à leur maximum. Le reste de l'année varie selon les années. En 2021, la somme des pesticides ne diminue pas en juillet-août alors qu'en 2020, elle était nulle à cette période et remontait fin août.

Sommes des concentrations en pesticides Station de mesure Porte du Scex

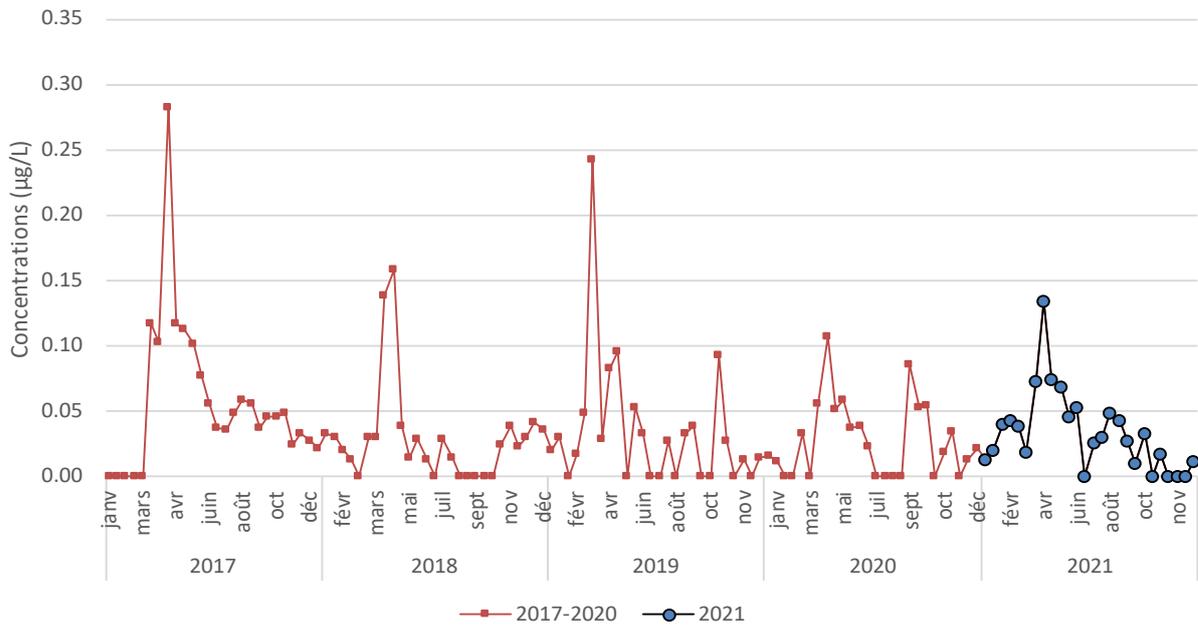


Figure 5: Somme des concentrations des pesticides décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des 5 dernières années (2017-2021). Le nombre de substances pesticides analysées (N) était de 130 en 2021 tout comme en 2020 alors qu'en 2019, N=116 et en 2017, N=113. Seules les substances quantifiées (>LOQ) sont additionnées.

Figure 5 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex during the past 5 years (2017-2021). The number of substances analyzed (N) was 130 in 2021 as in 2020, but only N=116 in 2019 and N=113 in 2017. The sum of pesticides contains only the substances that are quantified by the analyses (>LOQ).

4.1.1.2. DÉBITS DU RHÔNE

Les débits journaliers moyens du Rhône à la Porte du Scex sont mesurés par une station de mesure automatique de l’OFEV (n°2009). La moyenne de ces débits sur 14 jours est utilisée pour le calcul des charges totales des pesticides et des API emportées par le Rhône vers le Léman.

Comparé à 2020, les débits du Rhône étaient très importants sur la période de mi-juin à début août 2021 (figure 4), en raison des fortes pluies à cette période. Le début de l’été 2021 fut un des plus pluvieux sur l’ensemble de la Suisse particulièrement dans les régions du Nord des Alpes et localement dans le Sud des Alpes (METEOSUISSE 2021). Les Alpes centrales n’ont pas été épargnées et la station météo de Sion indique un rapport de 120% comparé à la norme des précipitations mesurées entre 1981 et 2010 pour l’été 2021.

Selon les cultures, une période de pluie durant la période de végétation peut amener à une utilisation plus fréquente de certains pesticides ou d’autres traitements de lutte contre les champignons (p.ex. mildiou, oïdium). Si la quantité d’eau est élevée dans le Rhône en raison des précipitations, les pesticides sont dilués et l’augmentation de leur utilisation peut ne pas être décelée.

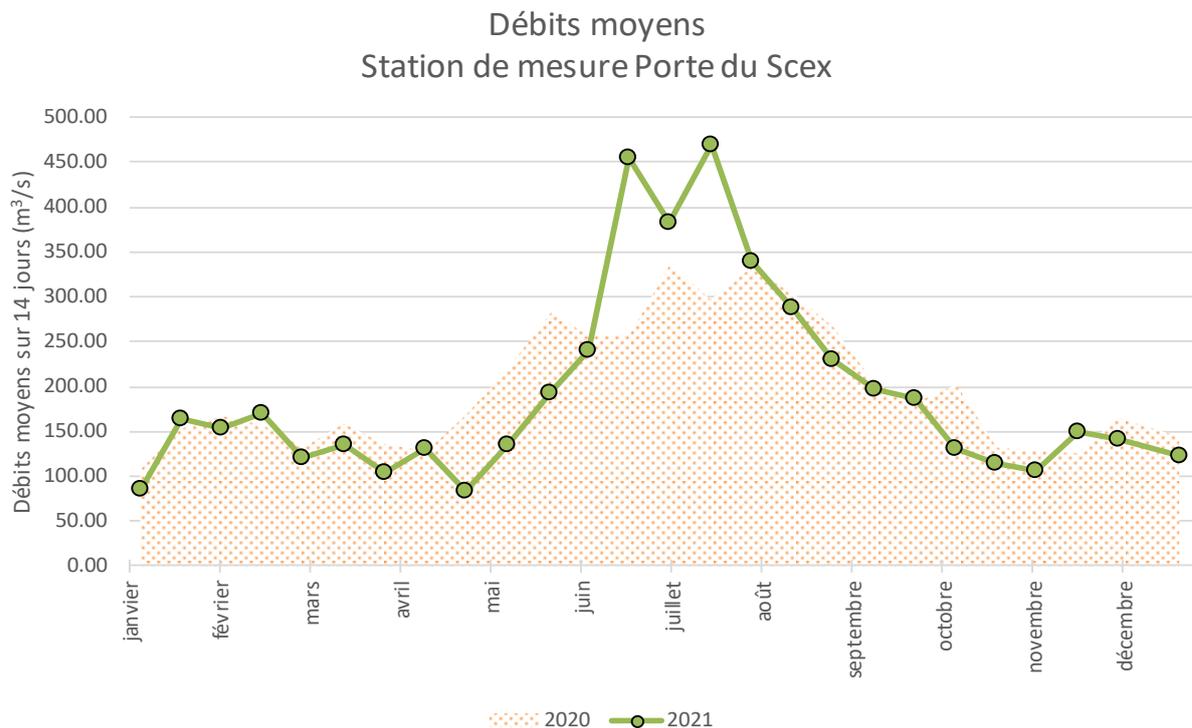


Figure 6 : Débits moyens du Rhône sur 14 jours à la Porte du Scex en 2020 et 2021 (données OFEV)

Figure 6 : Average flow of the Rhône over 14 days in 2020 and 2021 (data from FOEN)

4.1.1.3. CHARGES PESTICIDES DANS LE RHÔNE

La charge totale des pesticides en 2021 est relativement basse et suit la tendance de ces trois dernières années (figure 5). L'impact des débits par rapport à la tendance de la somme des concentrations implique que les charges d'avril sont aussi importantes que celles de juillet alors que normalement on observe une baisse entre juillet et août. Pour rappel, les pesticides détectés non quantifiables apparaissent dans ce graphique et leur concentration est quantifiée comme $\frac{1}{2}$ de la limite de quantification de l'analyse pour la charge. Ces valeurs sont visibles dans l'Annexe 6 sous la forme "<LOQ".

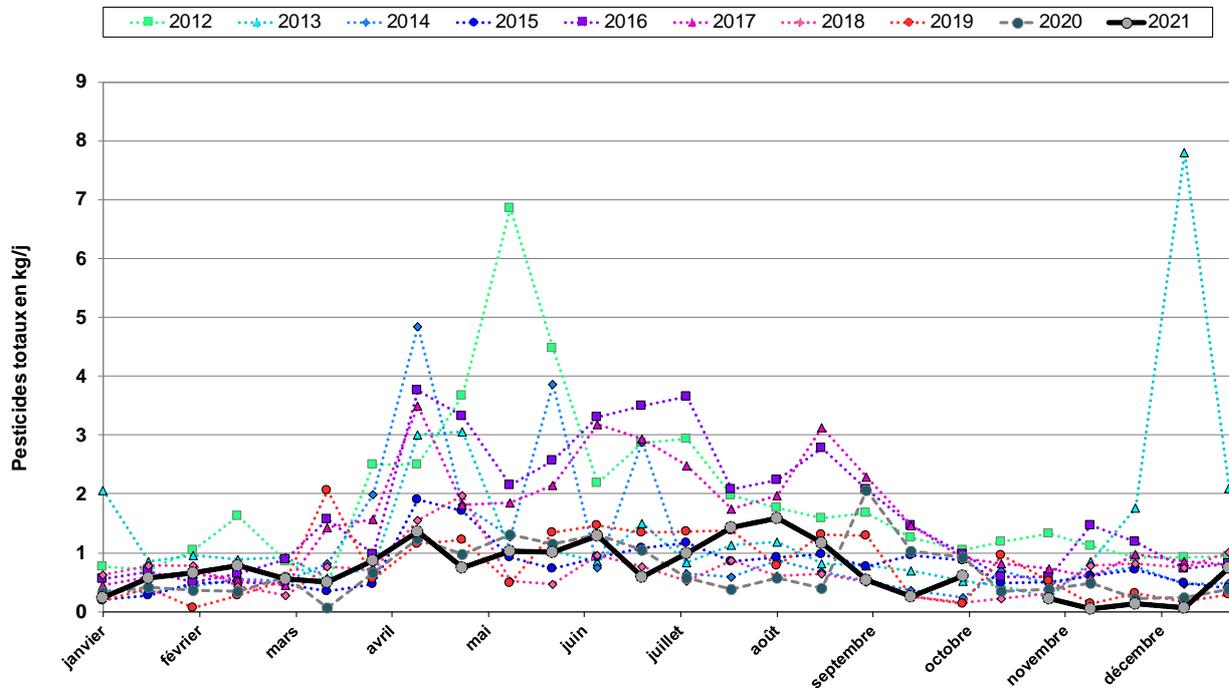


Figure 7 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2012 à 2021.

Figure 7: Average daily loads of pesticides in the Rhône River from 2012 to 2021.

La quantité totale de pesticides ayant transité par le Rhône atteint 259 kg en 2021, similaire aux 250 kg de 2020. La figure 6 montre que la baisse de la charge totale en pesticide remarquée depuis 2016 ralentit. Cette quantité totale a été divisée par source : pesticides issus d'une production industrielle, pesticides issus d'une utilisation domestique et agricole ou de source inconnue (méthode décrite dans BOURGEOIS et al. 2021). En résumé, chaque substance analysée est reliée à une catégorie en fonction de la littérature, de la connaissance des usages des produits, des autorisations fédérales et aussi à l'aide des données fournies par les industries et STEP industrielles. Certaines molécules sont produites en Valais tout en étant utilisées localement (source mixte). La catégorisation de ces dernières est basée sur les données fournies par l'autocontrôle des industries. Il est important de garder en tête que les origines et les usages des produits peuvent changer.

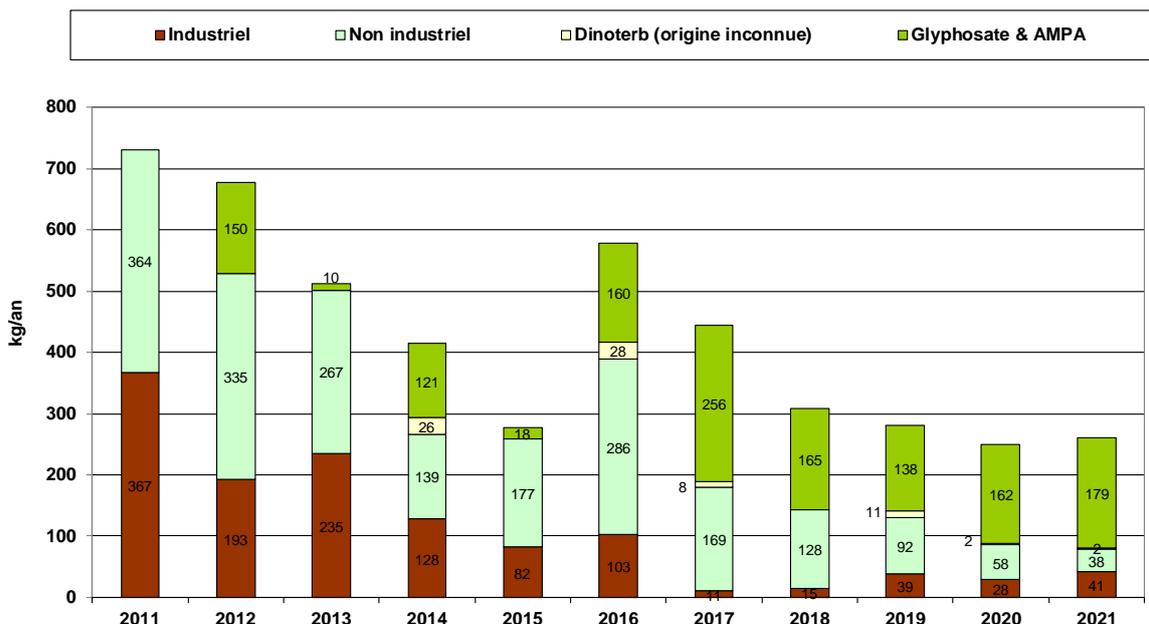


Figure 8 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transité dans le Rhône de 2012 à 2021.

Figure 8: Total annual pesticide loads in the Rhône River from 2012 to 2021.

PESTICIDES INDUSTRIELS

La charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle est d'environ 41 kg en 2021 (28 kg en 2020). Cette charge industrielle représente le 16% de la quantité totale des pesticides (figure 6). Cette augmentation de la charge des pesticides industriels par rapport à 2020 est notamment dû au fait que plus de composés détectables mais non quantifiables sont trouvés cette année (Annexe 6). Ils apparaissent dans le calcul des charges à hauteur de 23.3 kg.

Les principaux pesticides d'origine industrielle que l'on trouve dans le Rhône à la Porte du Scex sont l'amidosulfuron (15 kg/an, quantifié 3x/25), le cyprodinil (3kg/an, détecté 4x/25) et le foramsulfuron (7 kg/an, quantifié 2x/25 en avril). La charge restante (16 kg) provient de diverses substances détectées au cours de l'année. A mentionner que la charge en iodofenoxuron-méthyl qui atteignait 24 kg en 2020 a diminué à 2 kg en 2021, tandis que le fludioxonil n'est pas détecté cette année.

Les valeurs d'autocontrôle des charges fournies par les industries en sortie de STEP indiquent une charge annuelle de 57 kg pour les substances analysées à la Porte du Scex (contre 78 kg en 2020). Au total, ces entreprises ont analysé 63 substances pesticides dont 20 étaient quantifiables et parmi ces 20, 15 substances sont analysées à la Porte du Scex. En général, les charges mesurées en sortie de STEP industrielles et celles mesurées à la Porte du Scex correspondent bien avec une sous-estimation pour l'amidosulfuron et le foramsulfuron. Ainsi, les 15 kg d'amidosulfuron estimés dans le Rhône cette année sont plus importants que les 9 kg annoncés par les industries, même en enlevant les valeurs non quantifiées mais détectées. Pour les autres substances, les charges mesurées en sortie de STEP sont plus importantes ou proches de ce qui a été estimé à la Porte du Scex. Au cours de l'année 2021, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants ont été respectées (SPE-VS 2008).

PESTICIDES NON-INDUSTRIELS

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle (agriculture, jardins privés et espaces communaux) représente 218 kg en 2021 (222 kg en 2020). Comme l'année dernière, les charges les plus conséquentes sont à nouveau l'herbicide glyphosate et son produit de dégradation, l'AMPA (83 kg) (figure 6) ; viennent ensuite la charge du diuron de 8 kg et la charge de 5 kg de l'insecticide appelé Spinosad (quantifié 2x/25 en avril). A notre connaissance, cet insecticide est quantifié pour la première fois dans le Rhône.

La répartition de ces 218 kg est un peu différente de l'année dernière puisqu'une augmentation de certaines substances comme celle de 15 kg de glyphosate (79 kg en 2020 contre 94 kg en 2021) a été observée alors que d'autres composés trouvés l'an passé sont en diminution. Par exemple, la somme de la terbuthylazine et ses métabolites est passée de 46 kg en 2020 à 9 kg en 2021 et le diuron de 10 kg en 2021 à 8 kg en 2020. Le fongicide carbendazime est détecté deux fois (avril et juillet) contrairement à l'année dernière.

4.1.1.4. CHARGES PESTICIDES EN AMONT ET AVAL DES INDUSTRIES

Les charges de pesticides en amont et en aval des principaux pôles industriels de la vallée du Rhône (Viège et Monthey) ont été estimées à partir des concentrations et les débits du Rhône mesurés à ces lieux en février et en novembre 2021 (Annexe 7). Sur ces deux échantillonnages, seuls 4 pesticides ont été quantifiés cette année (bicyclopyrone, foramsulfuron, lufenuron et dinoterb). Les 3 premières substances sont d'origine industrielle et le dinoterb est un herbicide qui n'est plus autorisé en Suisse depuis plusieurs années (BERNARD et al. 2019). Bien que son origine n'ait jamais été résolue, cette substance est régulièrement retrouvée dans le Rhône lors des campagnes amont-aval des industries.

La figure 7 présente les charges en pesticides retrouvées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey. Les charges sont plus hautes sur l'aval du Rhône (amont/aval de Monthey) par rapport à la région de Viège en raison des débits et des concentrations de pesticides plus importantes (détail en annexe 7). Selon les années, les charges en amont de Monthey sont parfois plus élevées qu'en aval en raison d'une possible dilution par le cours d'eau la Gryonne et par les eaux de refroidissement industrielles (BERNARD et MANGE 2015).

La majorité des charges de pesticides estimées cette année sont inférieures à 1.0 kg/j. C'est relativement faible comparé à d'autres années. Par exemple en février 2018, une charge de 8.3 kg/j avait été mesurée en amont de Monthey. Les charges les plus importantes sont observées en amont de Monthey (1 kg/j) en février et 0.9 kg/j en novembre. Dans le premier cas, la charge est uniquement portée par la concentration du dinoterb (mesurée à 0.1 µg/L) alors qu'en novembre elle est due à la somme des nombreuses substances détectées mais non quantifiées (Annexe 7)

Pour information, le dinoterb n'a été détecté que deux fois sur l'année à la Porte du Scex mais pas en février.

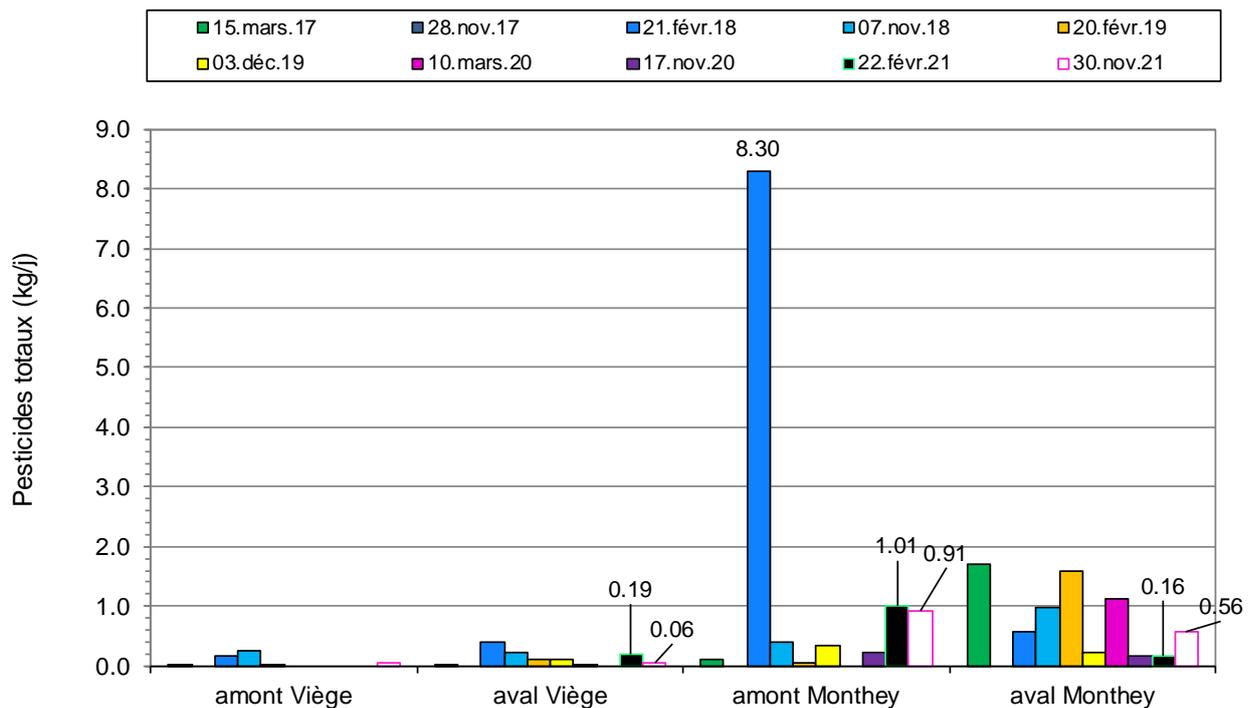


Figure 9: Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey de mars 2017 à novembre 2021. Les pesticides détectés non quantifiables (>LOD) sont considérées dans le calcul des charges.

Figure 9: Calculated pesticide loads detected in the Rhône River upstream and downstream of the Visp and Monthey industrial sites from March 2017 to November 2021. The pesticides detected but below the limit of quantification are considered in the load calculation.

4.1.2. LÉMAN

4.1.2.1. EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE EN PESTICIDES À 1, 30, 100 ET 305 M DE PROFONDEUR

Sur un total de 159 pesticides, entre 15 et 27 substances sont détectées (tableau 3).

En plus des substances précédemment recherchées, l'atrazine-deséthyl-desisopropyl, le chlorobromuron, le cyprodonil, le dinoterb, le fludioxionil, la propazine et la simazine-2-hydroxy sont maintenant également cherchées. Ces substances sont détectées, à quelques profondeurs, à la limite de détection. Le chlorothalonil n'est plus recherché, mais quatre de ses métabolites, classés comme pertinents par l'Office Fédéral de l'Agriculture, le sont. Ils n'ont pas été détectés en dessus de la limite de quantification de 0.025 µg/L. Les métabolites du métolachlor et du métazachlor ne sont en revanche plus cherchés car désormais classés comme non pertinents. Comme déjà mentionné, il pourrait être intéressant d'inclure le métolachlor-OXA dans un prochain monitoring car en 2019, sa concentration atteignait 0.011 µg/L à 305 m de profondeur.

En 2021, les teneurs en pesticides totaux oscillent entre 0.04 et 0.186 µg/L (tableau 3 et figures 8 et 9). Ces concentrations sont stables depuis 2015. Elles sont plus basses que ce qui a été observé entre 2004 et 2007, dû notamment à la baisse des rejets industriels. Ces totaux sont inférieurs aux réglementations en vigueur. En effet, les valeurs mesurées sont toujours inférieures aux réglementations suisse et française fixant pour les eaux de boisson une teneur maximale à 0.5 µg/L pour la somme des pesticides (Directive UE 2020 et OPBD 2016).

Depuis 2014, la concentration totale à 305 m reste plus élevée qu'aux autres profondeurs. Depuis 2012, il n'y a pas eu de brassage jusqu'au fond du lac, ce qui pourrait expliquer cette tendance.

Sommes des concentrations en pesticides aux 4 profondeurs
Station de mesure SHL2

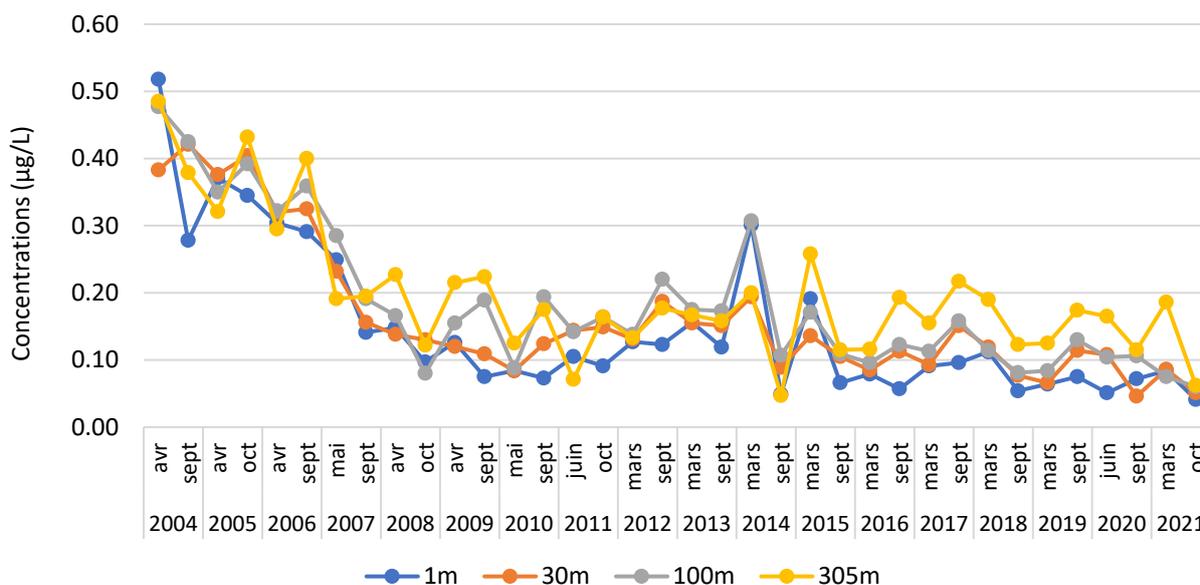


Figure 10 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2021 pour 4 profondeurs

Figure 10: Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2021 at 4 depths.

4.1.2.2. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS INDIVIDUELLES

La figure 9 montre l'évolution depuis 2004 des 8 pesticides ou produits de dégradation de pesticides décelés à des teneurs supérieures ou égales à 0.010 µg/L, lors des campagnes des années précédentes à la profondeur de 30 m (profondeur représentative à laquelle les crépines des installations de potabilisation pompent l'eau du lac).

En 2021 sur l'ensemble des profondeurs, trois substances et un métabolite ont été trouvées à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg/L (tableau 3) : l'amidosulfuron (herbicide), le metalaxyl (fongicide), l'AMPA (produit de dégradation de l'herbicide glyphosate) et l'atrazine (herbicide interdit depuis 2007 en Suisse et depuis 2003 en France). Le linuron et le diuron (herbicides) n'ont plus été détectés en dessus de cette limite comme en 2020.

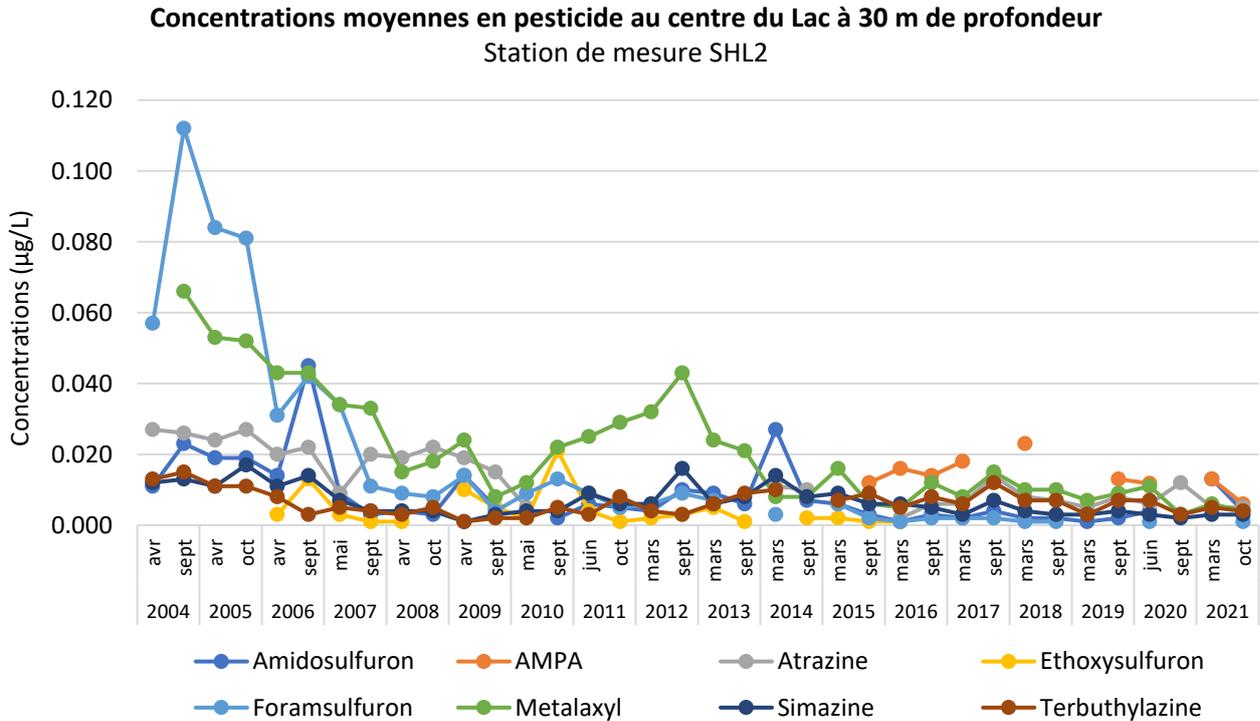


Figure 11 : Evolution des concentrations en divers pesticides à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2021

Figure 11: Change in the concentrations of some pesticides at 30 m (SHL2) between 2004 and 2021

Leurs concentrations restent en-dessous de la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables, qui est fixée à 0.1 µg/L en France et en Suisse (OPBD 2016, révision 2018; Directive UE 2020). Du point de vue environnemental, les concentrations de ces substances sont également inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive européenne déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 2008/105/EC). De même qu'elles sont inférieures aux limites légales selon l'Annexe 2 de l'OEaux (OEaux, 1998, révision 2020) ainsi qu'aux critères de qualité (CQE) mis en place pour la Suisse par le Centre Ecotox dont certaines ont été incluses dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (révision 2020).

La figure 10A présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations d'atrazine et de ses métabolites cumulés. L'atrazine a été retirée du marché en France en 2003 et en Suisse en 2007. De manière cohérente, on observe une baisse des concentrations dans le Léman avec des concentrations non-détectables dès la fin 2010 (Ortelli et al. 2011). Après être remontées en 2020, jusqu'à 0.023 µg/L à 305 m, les concentrations d'atrazine sont à nouveau en baisse, mais la valeur à 305 m reste toujours au-dessus de 0.01 µg/L. Les concentrations totales des métabolites, elles, diminuaient jusqu'en 2020 en cohérence avec l'interdiction de la substance. Elles remontent cependant en 2021. Cette augmentation de la substance active et des nouvellement des métabolites est étonnante, mais aucune explication n'a pu être trouvée à cette date. Il sera donc important de suivre son évolution ces prochaines années.

Les concentrations en metalaxyl, un fongicide également en partie de source industrielle, ont également baissé pour se stabiliser en-dessous de 0.01 µg/L (figure 10 B), sauf pour la profondeur de 305m où l'on retrouve une concentration de 0.018 µg/L. Il s'agit donc toujours d'une substance à suivre dans le Léman. Pour cette substance, il semble que des rejets ne soient plus observés dans le Rhône depuis 2014 (BOURGEOIS et al. 2021).

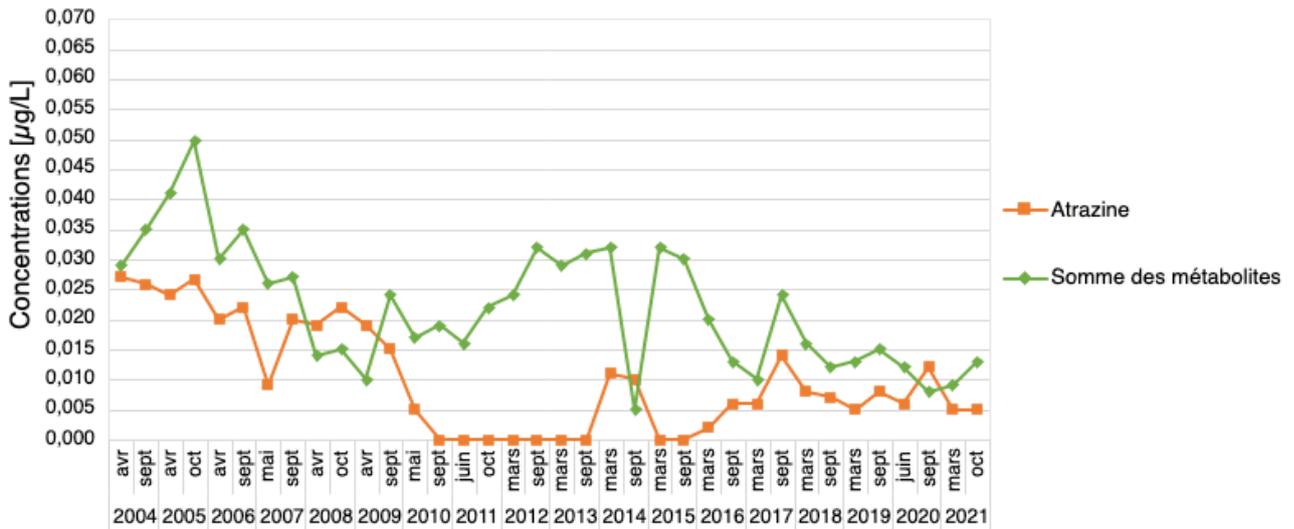
Les concentrations d'amidosulfuron (figure 10 C) ont baissé depuis 2007 et étaient plus ou moins constantes jusqu'en 2019 au-dessous de 0.005 µg/L. Un pic est toutefois constaté en 2014, son origine industrielle a été identifiée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015). En 2021, plusieurs concentrations supérieures à 0.01 µg/L ont été observées en mars. Pour les mesures en septembre, l'ensemble des concentrations se trouvent au-dessus du seuil de mesure de 0.001 µg/L, ce qui n'était pas le cas l'année précédente. Cette substance n'est pas détectée dans le Rhône en 2020, mais elle l'a été en 2021, comme en 2019. (BOURGEOIS et al. 2021).

Les concentrations en simazine (figure 10 D), proches de 0.004 µg/L entre 2008 et 2010, ont augmenté entre 2011 et 2014 avec un maximum à 0.016 µg/L. Depuis 2015, cette concentration diminue et atteint 0.004 µg/L depuis 2019. Cette substance est interdite à la vente en France depuis 2004 et en Suisse depuis 2007. L'augmentation entre 2011 et 2014 ne peut donc pas se justifier par son utilisation agricole. Les concentrations de 2020 et 2021 restent constantes autour de 0.04 µg/L. Comme pour l'atrazine, il sera important de suivre son évolution ces prochaines années.

L'AMPA (figure 10 F), produit de dégradation du glyphosate, mais également de nombreux tensio-actifs, analysé depuis 2015, était en augmentation jusqu'en 2018. Sa concentration a diminué à 100 m en 2019 mais restait plus élevée au fond du lac, à hauteur de 0.048 µg/L. En 2020, la concentration la plus élevée mesurée était de 0.029 µg/L à 305 m de profondeur, mais elle est remontée en 2021 à 0.045 µg/L en mars. Cependant, comme la concentration est faible en octobre de la même année, se pose la question d'un problème analytique. Les concentrations en glyphosate fluctuent autour de 0.005 µg/L. Le glufosinate (herbicide total) n'est quant à lui pas décelé par les analyses.

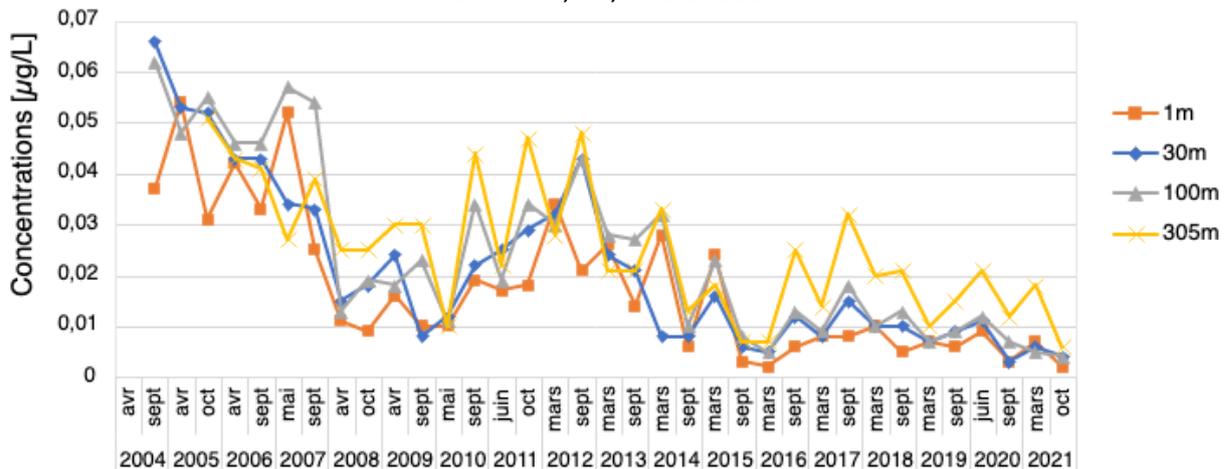
A) Concentrations en atrazine et somme des métabolites

Point SHL2 à 30m



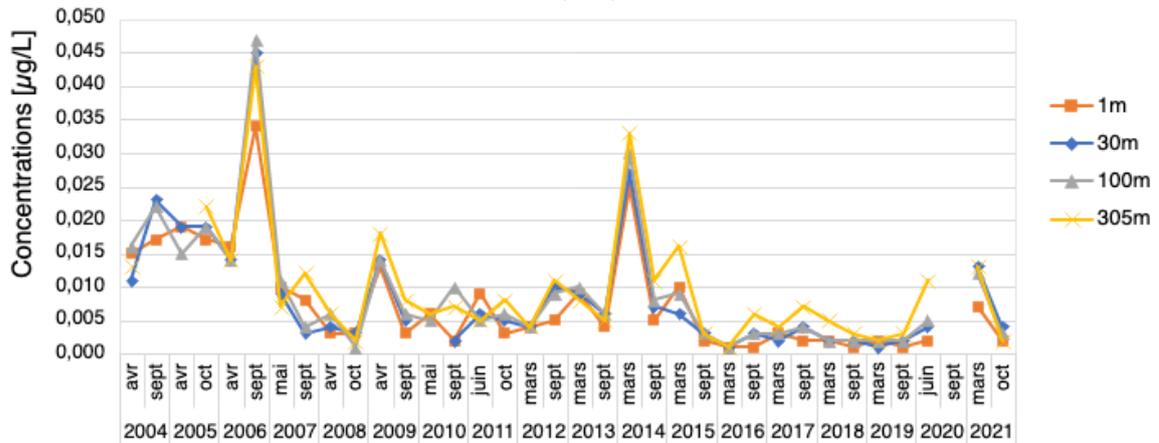
B) Concentrations en métalaxyl

Point SHL2 à 1, 30, 100 et 305m



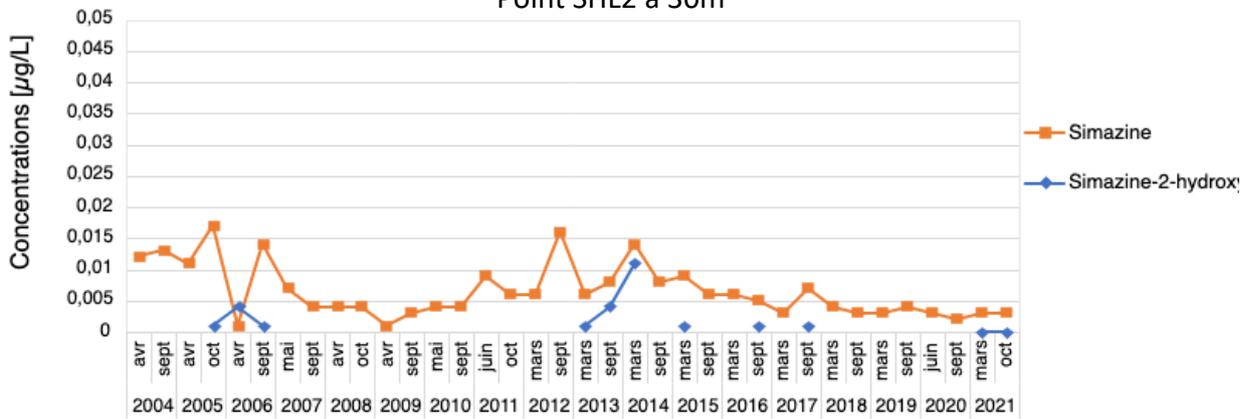
c) Concentrations en amidosulfuron

Point SHL2 à 1, 30, 100 et 305m



D) Concentrations en simazine et son métabolite

Point SHL2 à 30m



E) Concentrations en glyphosate et son métabolite

Point SHL2 à 30m

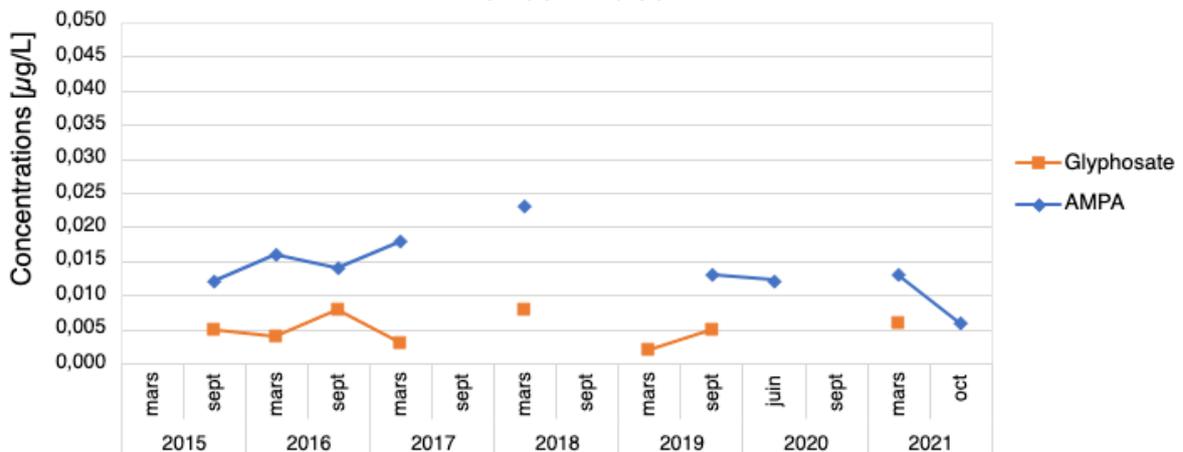


Figure 12: Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2021. A) Atrazine et 6 de ses métabolites, B) Metalaxyl, C) Amidosulfuron, D) Simazine et son métabolite et F) Glyphosate et AMPA.

Figure 12: Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) and complete mixing (blue arrows) between 2004 and 2021. A) Atrazine and its 6 metabolites, B) Metalaxyl, C) Amidosulfuron, D) Simazine and its metabolite, and E) Glyphosate and AMPA.

Le foramsulfuron, un herbicide dont les concentrations étaient proches de 0.9 µg/L en 2005, a vu ses concentrations diminuer jusqu'à des valeurs proches de la limite de quantification depuis 2014. Ceci est principalement dû à la diminution des rejets industriels.

L'ethoxysulfuron qui n'était plus détecté depuis septembre 2016 a été retrouvé en juin 2020 à 305m. Il n'est plus détecté en 2021. Pour rappel, des concentrations élevées avaient été trouvées en 2010. Il n'est pas homologué en Suisse. L'hexaflumuron, un autre herbicide non homologué en Suisse a été détecté à des concentrations atteignant 0.009 µg/L en juin 2020, de même que le teflubenzuron. Ils n'ont plus été détectés en 2021.

L'herbicide terbumeton n'est également plus détecté depuis 2016. Pour rappel il n'est plus homologué en Suisse et en France depuis 2002. En revanche, le fluometuron, un herbicide utilisé pour les cultures de coton et non homologué en Suisse et en France est détecté entre 0.001 et 0.004 µg/L depuis 2018. Il n'est plus détecté en 2021.

Le fluazinaf, l'indoxacarb et le propamocarb sont détectés à des concentrations légèrement en dessus de la limite de détection en 2020 (ils sont autorisés en Suisse). Ils ne sont plus détectés en 2021.

En revanche, le fluodioxonile, le dinoterb, le chlorobromuron, le cyprodinile et la propazine sont détectés en dessus de la limite de détection en 2021. Seul le fluodioxonile est autorisé en Suisse et en France.

Tableau 8: Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 en mars et octobre 2021 à quatre profondeurs.

Table 8: Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 in March and October 2021 at four depths.

Concentrations (µg/L)	CQE ^a	NQE/ VG/vs ^b	1 m		30 m		100 m		305 m	
			mars	oct.	mars	oct.	mars	oct.	mars	oct.
2,6-dichlorobenzamide		-	0.004	0.003	0.003	0.002	0.003	0.002	0.006	0.006
Amidosulfuron		-	0.007	0.002	0.013	0.004	0.012	0.003	0.013	0.002
AMPA	1500	452	0.015		0.013	0.006	0.013	0.011	0.045	
Atrazine		0.6	0.005	0.003	0.005	0.005	0.004	0.006	0.011	0.006
Atrazine-2-hydroxy*		-	0.002		0.002	0.002	0.002	0.001	0.005	0.002
Atrazine-desethyl*		-	0.004	0.003	0.004	0.004	0.004	0.005	0.009	0.005
Atrazine-desethyl- desisopropyl		-		0.003		0.004		0.005		0.004
Atrazine-desisopropyl*		-	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.006	0.004
Chlorobromuron		-		0.001				0.001		
Chlortoluron	0.6	0.1	0.001		0.001	0.001	0.001	0.001	0.003	0.002
Cyproconazole	1.3	0.6	0.001		0.001		0.001		0.003	
Cyprodinil	0.33	0.026							0.002	
Dinoterb		-	0.005		0.007		0.003		0.007	
Diuron	0.07	0.2	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.004	0.002
Fludioxionil		-	0.001							
Fluometuron		-				0.001		0.003		0.002
Foramsulfuron	0.017	-				0.001				
Glyphosate	120	28	0.008	0.008	0.006		0.005		0.002	
Iodosulfuron-méthyl		-							0.004	
Isoproturon	0.64	0.3							0.002	0.006
Linuron	0.26	1.0			0.001	0.001			0.003	
Mecoprop	3.6	20	0.002	0.003	0.002		0.001	0.002		
Metalaxyl	20	20	0.007	0.002	0.006	0.004	0.005	0.004	0.018	0.006
Métolachlore	(-S) 0.69	-							0.003	
Prometryne		-							0.004	
Propazine		-							0.003	
Propiconazole		-	0.002		0.002		0.002		0.004	
Simazine		1.0	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.007	0.004
Simazine-2-hydroxy		-							0.001	
Terbuthylazine	0.22	0.06	0.005	0.003	0.005	0.004	0.005	0.004	0.009	0.004
Terbuthylazine-deséthyl*		-	0.005	0.003	0.005	0.003	0.004	0.003	0.007	0.005
Terbuthylazine-2- hydroxy*		-	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.004	0.002
Terbutryne	0.065	0.065							0.001	
Somme des concentrations en pesticides			0.084	0.041	0.086	0.051	0.075	0.060	0.186	0.062
Concentration maximale observée			0.015	0.008	0.013	0.006	0.013	0.011	0.045	0.006
Nombres de substances détectées			20	15	20	18	19	18	27	16

(a) Critères de qualités environnementales. Base de données du Centre Ecotox, : <https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>. En gras, les valeurs qui ont été introduites dans la nouvelle version de l'Ordonnance sur la Protection des Eaux (OEaux) en Suisse.

(b) Normes des qualités environnementales (NQE) ou valeurs guides (VG) ou valeurs seuils (vs) : Ineris <https://substances.ineris.fr/fr/page/9>

En gras : concentration individuelle supérieure ou égale à 0.01 µg/L.

4.1.3. SYNTHÈSE

Trois des quatre substances retrouvées à des valeurs de plus de 0.01 µg/L dans le Léman en 2021 sont également quantifiées dans le Rhône (AMPA, metalaxyl, amidosulfuron). La quatrième substance, l'atrazine, n'est pas détectée dans le Rhône en 2021 tout comme l'année dernière. Trois autres substances quantifiables au moins une fois dans le Rhône (glyphosate, diuron, foramsulfuron) sont également détectées au moins une fois dans le Léman en mars ou en octobre. Le spinosad, quantifié en avril dans le Rhône, n'est pour le moment pas analysé dans le Léman. Plusieurs pesticides retrouvés dans le Léman, en revanche, ne sont pas trouvés dans le Rhône mais il faut noter que les limites de quantification (LOQ) sont différentes. En effet, les LOQ des échantillons du Rhône sont souvent plus élevées que celles obtenues dans le Léman. Par exemple, le 2,6-dichlorobenzamide est détecté dans le Léman à des valeurs plus basses que le seuil de quantification dans le Rhône. Les LOQ des produits analysés peuvent être trouvés dans les Annexes 2, 3 et 4.

4.2. PRODUITS PHARMACEUTIQUES (API)

4.2.1. RHÔNE

4.2.1.1. EVOLUTION DE LA CONCENTRATION TOTALE API

Sur un total de 38 API, seulement 6 substances ont été quantifiées (>LOQ) dans le Rhône à la Porte du Scex durant l'année 2021. Il s'agit de la metformine, son principal produit de dégradation la guanylurée, la bupivacaïne, le diclofénac, la prilocaïne et la méthénamine. Ces substances étaient déjà quantifiées en 2020.

12 autres substances ont été détectées au moins une fois mais leur concentration n'a pas pu être quantifiée. Par exemple, 6/11 des substances non nommées pour des raisons de confidentialité (API 1 à API 11) ont été détectées cette année à la Porte du Scex (seulement 2/11 en 2020). Comme indication, en 2020, un total de 14 API avaient été détectés et parmi eux, 9 quantifiés.

Les concentrations maximales des API observées en 2021 sont représentées par les mêmes deux produits que l'année dernière : la metformine et la guanylurée. Ces substances se trouvent dans chaque échantillon au-dessus de 0.1 µg/L (tableau 4 et annexe 6). Comme en 2020, la méthénamine (également appelée hexaméthylènetétramine, hexamine ou urotropine) est le troisième produit le plus concentré dans les eaux du Rhône avec une concentration maximale de 0.28 µg/L. Cette substance est un antiseptique utilisé contre les infections urinaires ou contre l'hyperhidrose dans le cadre de la protection de la peau des porteurs de prothèse mais également un additif alimentaire ; il peut se trouver dans les explosifs, dans certains colorants histologiques, dans les résines phénoliques et elle est aussi employée comme réactif en chimie de synthèse.

Les concentrations des autres substances mentionnées sont nettement moins élevées avec un maximum de 0.083 g/L du diclofénac en janvier 2021. Cette valeur est justement problématique puisqu'elle dépasse la valeur limite de ce produit de 0.05 µg/L fixée par l'annexe 1 de la OEaux. Le reste de l'année, cet anti-inflammatoire non stéroïdien est régulièrement quantifié dans le Rhône mais à des concentrations plus basses. Toutefois, le diclofénac étant une substance abondamment utilisée, les échantillons peuvent facilement être contaminés lors de l'échantillonnage ou la manipulation en laboratoire (pers. com. Cécile Plagellat).

Tableau 9 : Concentrations maximales des 38 API dans les eaux du Rhône en 2021. Les valeurs de concentration en-dessous de la limite de détection ne sont pas indiquées, celles en dessous de la limite de quantification (LOQ) sont visibles avec le signe < et ont été considérées dans le calcul des charges comme étant équivalentes à LOQ/2 [$\mu\text{g/L}$].

Table 9 : Maximum concentrations of the 38 APIs in the waters of the Rhône in 2021. Concentration values below the limit of detection are not shown, those below the limit of quantification (LOQ) are shown with a < sign and were considered in the calculation of the loadings to be equivalent to LOQ/2 [$\mu\text{g/L}$].

Concentrations ($\mu\text{g/L}$)						Concentrations ($\mu\text{g/L}$)					
Substance	Utilisation	LOQ	CQEc ^(a)	Max ($\mu\text{g/L}$)	Détection	Substance	Utilisation	LOQ	CQEc ^(a)	Max ($\mu\text{g/L}$)	Détection
Azithromycine	Antibiotique	0.01	0.019 (OEaux)	0		<u>Prilocaine</u>	Antiviral	0.01		0.033	9/25 dont 4 quantifiés
Benzonatate	Médicament pulmonaire	0.01		0		Propofol	Anesthésique	0.01		0	
BMS-14-Apixaban	Anticoagulant	0.01		0		Ribavarine	Virucide	0.1		0	
<u>Bupivacaïne</u>	Anesthésiant	0.01		0.012	1/25	Ropivacaïne	Anesthésiant	0.01		0	
<u>Carbamazépine</u>	Antiépileptique	0.01	2.0	<0.01	6/25	Sulfaméthoxazole	Antibiotique	0.01		<0.01	11/25
Carbidopa	Parkinson	0.01		0		<u>Ticlopidine</u>	Anti-coagulant	0.01		0	
<u>Carisoprodol</u>	Relaxant musculaire	0.01		<0.01	4/25	Trimétazidine dihydrochloride	Anti-angineux	0.01		0	
<u>Cibamino-(S)</u>	Intermédiaire	0.01		0		Xipamide	Diurétique	0.01		<0.01	1/25
Cibazepine		0.01		0		API 1	-	0.01		<0.01	5/25
Clarithromycine	Antibiotique	0.01	0.12 (OEaux)	0		API 2	-	0.01		0	
Déanol	Antiasthénique	0.05		0		API 3	-	0.01		0	
<u>Diclofénac</u>	Analgésique	0.01	0.05 (OEaux)	0.083	19/25 dont 14 quantifiées	API 4	-	0.01		<0.01	1/25
Guanylurea	Métabolite metformine	0.05		1.815	25/25, tous quantifiés	API 5	-	0.01		<0.01	1/25
<u>Irbésartan</u>	Anti-hypertenseur	0.01		<0.01	7/25	API 6	-	0.05		<0.05	2/25
<u>Mémantine hydrochloride</u>	Alzheimer	0.01		0		API 7	-	0.01		0	
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.01		<0.01	4/25	API 8	-	0.01		<0.01	11/25
<u>Metformine</u>	Antidiabétique	0.01	160	0.933	25/25 tous quantifiés	API 9	-	0.01		0	
<u>Méthénamine</u>	Antibiotique et autre	0.05		0.28	8/24, tous quantifiés	API 10	-	0.01		<0.01	
NOV-14-BOC		0.01		0		API 11	-	0.01		0	1/25

< LOQ : traces détectées, teneur inférieure au seuil de quantification. Les charges des 12 API soulignés sont incluses dans la figure 14.

^(a) Critère de qualité environnementale chronique (<https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>)

La figure 11 ci-dessous montre l'évolution de la somme des concentrations des composés pharmaceutiques des 5 dernières années. Les valeurs varient entre 0.013 et 1.30 µg/L sans compter la guanylurée.

Globalement les sommes d'API sont plus basses pendant l'été (juillet-août) qu'en hiver. En 2021, les concentrations totales d'API sont élevées en début d'année et diminuent à partir de fin avril jusqu'à un minimum de 0.1 µg/L mi-juin et remontent à 0.37 µg/L fin octobre. A la fin décembre, la somme atteint 0.7 µg/L. Comme nous le verrons ensuite, la metformine est tellement élevée en concentration qu'elle régule la forme de ce graphique (figure 11).

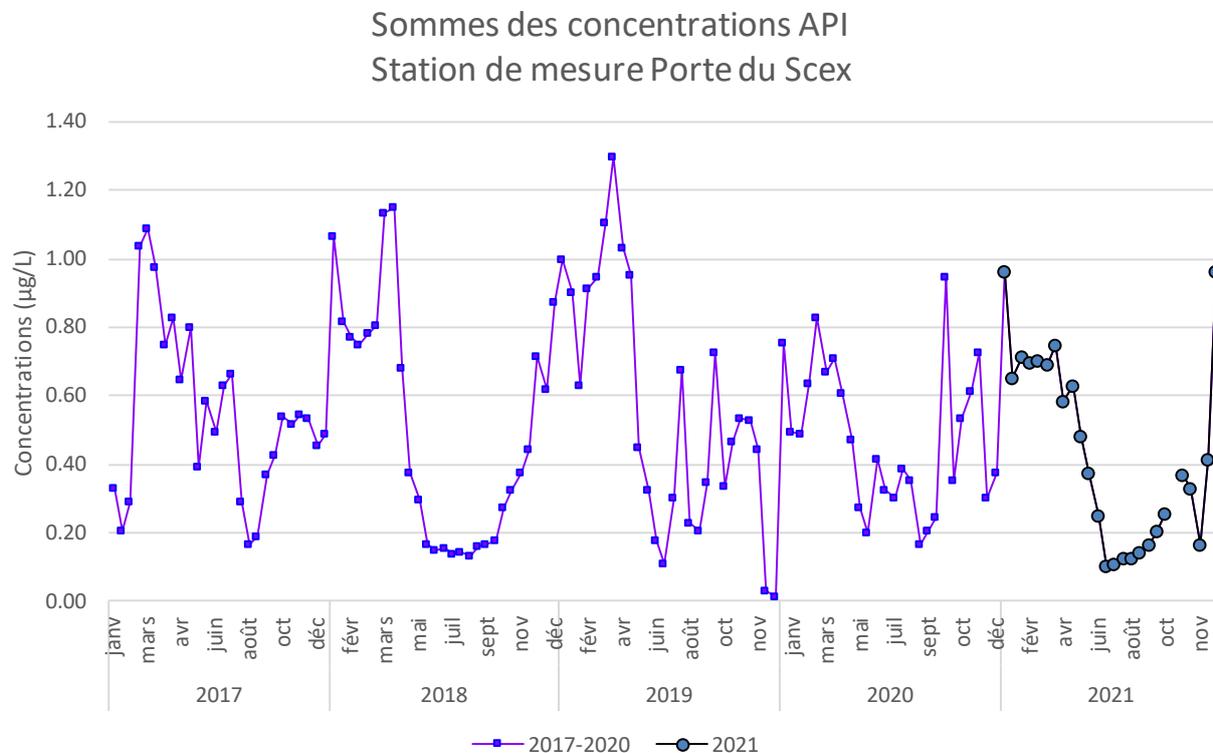


Figure 13 : Somme des concentrations des API analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2017 à 2021. La guanylurée a été soustraite à cette somme car c'est un produit de dégradation de l'API metformine et non pas un API. Le nombre de produits analysés (N) était de 37 en 2021 comme en 2020, alors qu'en 2019, N= 35 et en 2017, N=26.

Figure 13: Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2010 to 2019. The guanylurea was removed from the sum because it is a degradation product from the metformin and not an API. The number of products analyzed (N) was 36 as in 2020, N= 35 in 2019 and N=26 in 2017.

METFORMINE & GUANYLURÉE

La metformine, utilisée comme antidiabétique, est prescrite pour traiter les patients atteints de diabète de type 2 et particulièrement les patients en surpoids. Une utilisation comme coupe faim expliquerait aussi sa présence en forte concentration dans les eaux usées. Cette substance est quantifiée dans tous les échantillons (25/25) avec une concentration maximale de 0.9 µg/L en 2021 (contre un maximum de 0.7 µg/L en 2020). Selon une récente étude (WILKINSON, J. L. et al. 2022), la metformine est un des trois composés qui sont retrouvés le plus fréquemment dans les eaux de rivières du monde, soit dans la moitié des 1052 sites analysés dans cette étude. Les deux autres composés sont respectivement l'antiépileptique carbamazépine, et la caféine.

L'évolution de la concentration de metformine le long des mois de 2017 à 2021 montre que les concentrations sont plus élevées en début d'année (janvier-avril), au minimum pendant l'été et augmentent en automne (figure 12A). L'influence des débits du Rhône due à la fonte des neiges durant l'été pourrait expliquer une partie de ces différences de concentration mais on peut également penser à une plus forte population en hiver à l'amont du bassin versant en raison des activités touristiques, qui produiraient des eaux usées plus chargées. Néanmoins, cette tendance n'est pas entièrement reflétée en 2020, avec une concentration de metformine importante en juin-juillet 2020. On retrouve également la metformine dans la campagne amont-aval des sites industriels à des concentrations similaires à celles observées à la Porte du Scex (Annexe 7).

La guanylurée est le métabolite le plus commun de la metformine après sa dégradation biologique et est suivi dans le Rhône depuis 2019. La guanylurée est également quantifiée dans tous les échantillons et sa concentration en 2021 atteint un maximum de 1.87 µg/L (maximum de 1.57 µg/L en 2020). L'évolution de la concentration de la guanylurée de 2019 à 2021 est moins lisible que pour la metformine avec de plus large variations durant l'année (figure 12B) mais on retrouve aussi les plus basses concentrations en été.

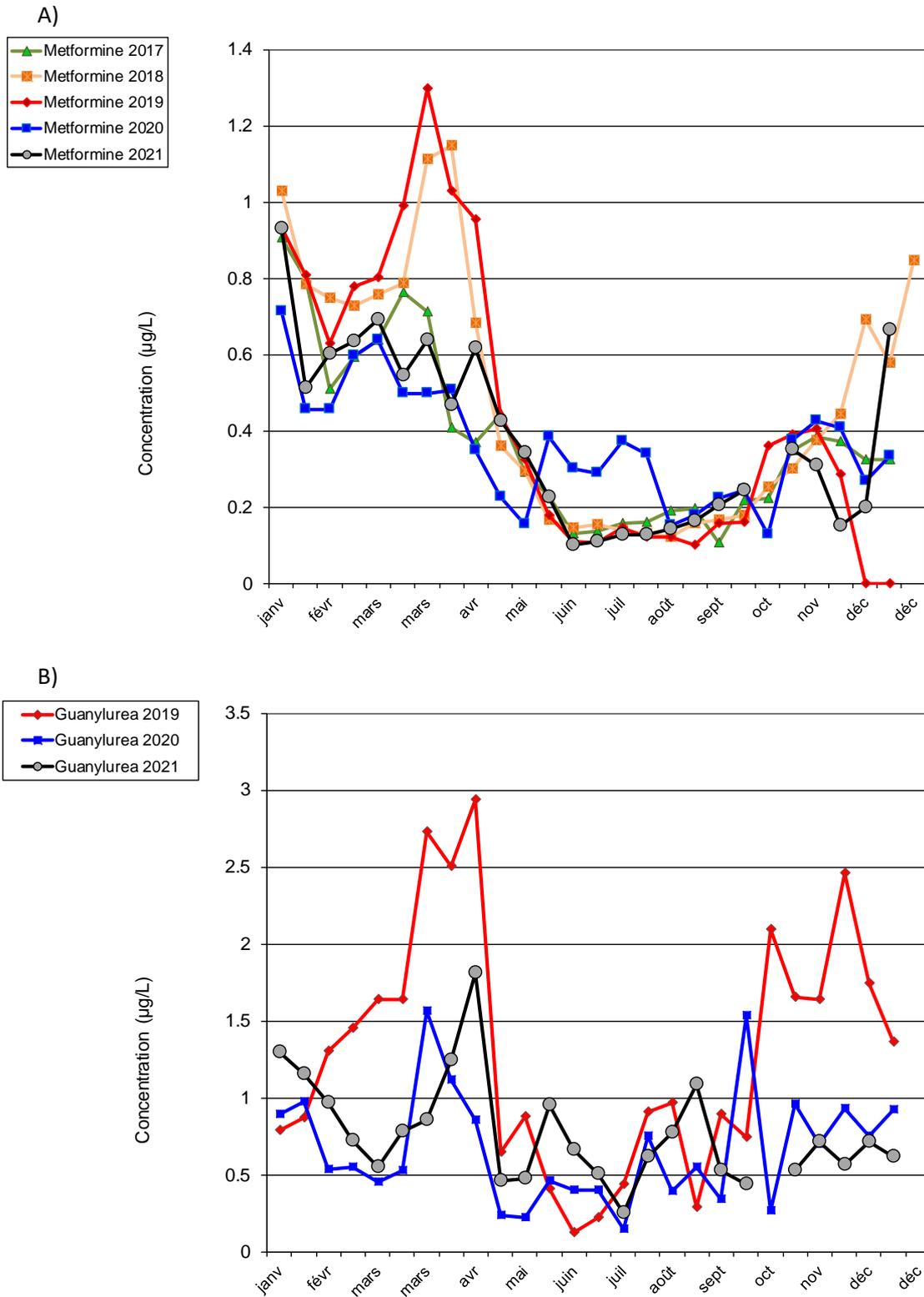


Figure 14 : Evolution de la concentration de A/ metformine entre 2017 et 2021 et B/ celle de son métabolite la guanylurée entre 2019 et 2021.

Figure 14: Evolution of the concentration of A/ metformin between 2017 and 2021 and B/ its metabolite guanylurea between 2019 and 2021.

CONCENTRATION API EN AMONT-AVAL DES INDUSTRIES

Les concentrations de médicaments retrouvées dans le Rhône, en amont et en aval des industries se situent en Annexe 7. La somme des concentrations était plus élevée en février qu'en novembre 2021. Comme à la Porte du Scex, les concentrations d'API les plus importantes étaient des substances d'origine domestique, soit la metformine, la guanylurée, suivie du diclofénac. En effet, ces échantillons ne sont pas prélevés directement dans les rejets de STEP industrielles mais dans le Rhône qui recueille les rejets de STEP domestiques et industrielles.

A noter que le déanol, qui n'a pas été détecté à la Porte du Scex, a été mesuré à 0.47 µg/L en amont de Monthey en février. Ce produit est utilisé dans certaines crèmes raffermissantes et comme complément alimentaire contre la fatigue. La méthénamine n'a pas pu être quantifiée dans ces échantillons en raison d'un standard instable.

4.2.1.2. CHARGES API

En prenant la totalité des produits API + la guanylurée, la charge totale des produits médicamenteux s'élève à 6'485 kg en 2021. Les charges de la guanylurée et la metformine représentent 94.8% de cette quantité totale (figure 13). La charge des API issus des industries valaisannes a fortement diminué depuis 2007 et représente aujourd'hui 91 kg (contre 145 kg en 2020) pour les médicaments recherchés, inclus ceux qui ont une teneur inférieure au seuil de quantification (LOQ).

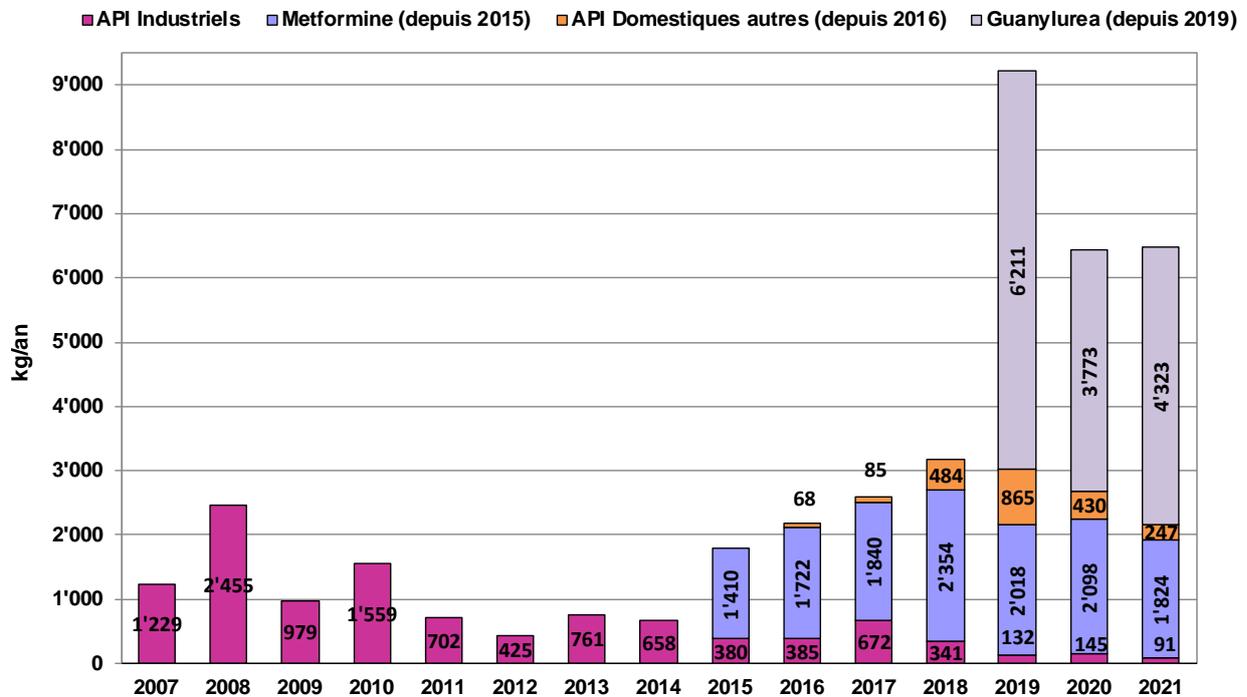


Figure 15 : Evolution des charges annuelles des produits pharmaceutiques dans le Rhône à la Porte du Scex de 2007 à 2021. La guanylurée, le produit de décomposition de la metformine, est mesuré à la Porte du Scex depuis 2019. En 2021, les substances détectées mais non quantifiables sont calculées selon ½ LOQ.

Figure 15 : Evolution of pharmaceutical annual loads analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2007 to 2021. The guanylurea, which is the decomposition product of metformin, has been measured at Porte du Scex since 2019.

En dehors de la metformine et de la guanylurée, les charges des API considérés comme domestiques se comptabilisent à 247 kg en 2021 (430 kg en 2020, figure 13).

Depuis plusieurs années, les charges annuelles estimées de 12 API régulièrement retrouvés dans le Rhône sont suivies sur le graphique ci-dessous (figure 14). Sur 10 ans, on observe que 6 substances diminuent (bupivacaïne, cibamino-S, irbesartan, mémantine, mépivacaïne, ticlopidine), que 3 substances sont relativement stables dans le temps (carbamazépine, diclofénac, metformine), et que 3 substances ne suivent pas de tendance claire au cours de ces 10 ans (carisoprodole, méthénamine, prilocaïne). En 2021, les charges de ces 12 API représentaient 2'119 kg en baisse par rapport aux 2'630 kg de 2020 et aux 2'980 kg de 2019. Une partie de la baisse est due à la charge en metformine qui a diminué de plus de 270 kg.

Une partie de ces 12 produits sont des API produits par les industries et sont suivis par les autocontrôles des industries. Aucun dépassement de la ligne directrice de 200 g par jour et par substance n'a été observé en 2021. Les valeurs annoncées par les industries concernées sont cohérentes avec ce qui est retrouvé dans le Rhône, mise à part la prilocaïne.

La prilocaïne est un principe actif qui a des propriétés bactéricides et antivirales et qui est contenue dans certains anesthésiants locaux à base de la lidocaïne agréés en Suisse (<https://compendium.ch>). Cette année, la charge annuelle de la prilocaïne dans le Rhône atteint 33 kg mais les industries productrices de cette substance n'ont annoncé qu'une moyenne de 1 kg en 2021. On peut émettre l'hypothèse qu'une partie de cette charge est issue de l'utilisation médicale et domestique.

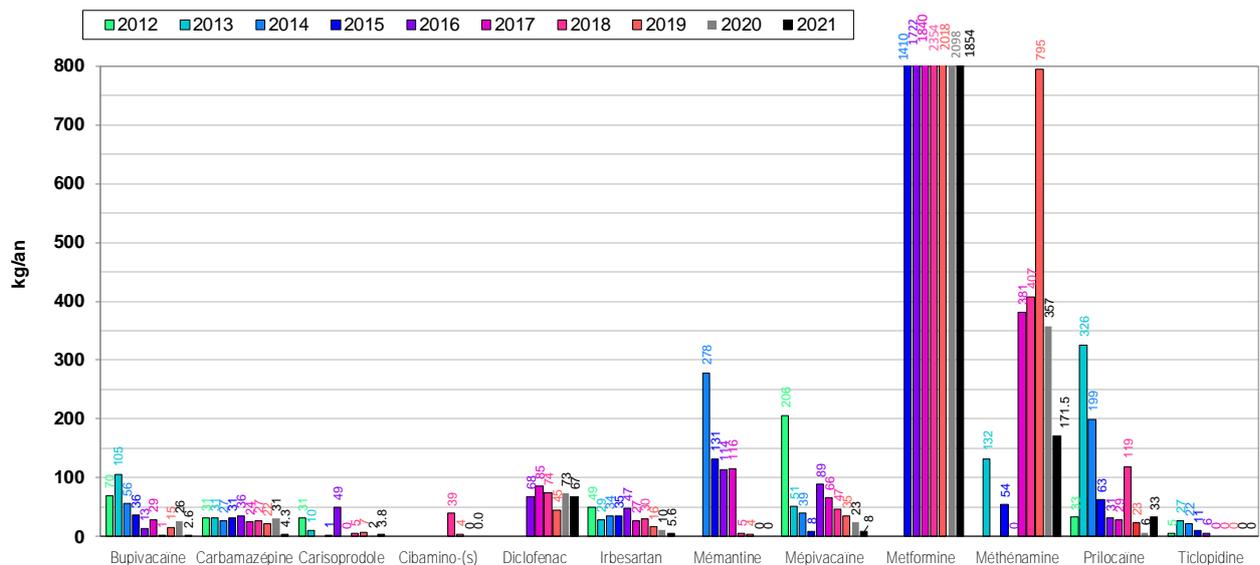


Figure 16 : Charges calculées (en kg/an) de 12 produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2011 à 2021.

Figure 16 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2011 and 2021.

4.2.1.3. CHARGES API COMPARAISON STEP DOMESTIQUES

Les charges d'API domestiques retrouvées à la Porte du Scex, soit les médicaments utilisés par les personnes vivant dans le canton du Valais, peuvent être mises en perspective avec les résultats en sortie de 6 grandes stations d'épuration (STEP) qui rejettent leurs eaux dans le bassin du Rhône (Brig, Sierre, Sion, Martigny, Monthey et Bagnes). Une fois par année, une quarantaine de substances sont analysées afin de tester l'efficacité d'épuration de micropolluants domestiques (données non montrées). Cinq de ces substances sont des médicaments détectés à la Porte du Scex (carbamazépine, diclofenac, metformine, irbésartan et sulfaméthoxazole, valeurs en Annexe 6).

Nous avons pu observer que la concentration de la metformine diminue entre les entrées et les sorties de ces STEP mais reste conséquente dans les effluents de sortie (entre 6 et 35 µg/L) sans compter son principal produit de dégradation, la guanylurée (non mesuré). Le diclofénac est la seconde substance la plus concentrée dans les effluents de STEP en 2021 (entre 0.3 et 2.1 µg/L). Les autres substances moins concentrées sont peu éliminées par le traitement des eaux domestiques actuel. D'ici 2035, les STEP valaisannes qui remplissent les exigences actuelles de la OEaux (Annexe 3.1, Ch. 2, n°8) seront équipées d'un traitement spécifique pour les micropolluants.

4.2.2. LÉMAN

Pour les campagnes de 2021 du Léman, 6 nouvelles substances ont été ajoutées sur la base de la liste de vigilance des substances sous surveillance dans le domaine de la politique européenne de l'eau (Décision d'exécution (UE) 2020/1161) : amoxicilline, clotrimazole, fluconazole, miconazole, O-desméthylvenlafaxine, triméthoprime (liste complète en Annexe 3).

Actuellement, 21 substances sont communes dans les campagnes de suivies du Rhône et du Léman (Annexe 3). Les résultats de la campagne 2021 du Léman sont présentés dans le tableau 5. Aucun dépassement des valeurs limites existantes au niveau Suisse n'est observé.

Tableau 10 : Résidus médicamenteux quantifiés dans le Léman à la station SHL2 en 2021

Table 10: Pharmaceuticals detected in Lake Geneva samples at SHL2 in 2021

Concentrations (µg/L)		LOQ	CQEc ^(a)	1 m			15 m			100 m			305 m		
				Jan.	Juin	Sept									
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire	0.001	1.1	0.002						0.002			0.002		
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.001	-				0.001			0.001			0.002	0.002	0.002
Carbamazépine	Anti-épileptique	0.001	2.0	0.008	0.006	0.004	0.009	0.007	0.007	0.008	0.009	0.007	0.009	0.014	0.017
Carisoprodol	Myorelaxant	0.004	-	0.006	0.018	0.006	0.006	0.009	0.01	0.009	0.009	0.01	0.01	0.014	0.018
Guanylurea	Métabolite metformine	0.05	-	0.139	0.25	0.07	0.237	0.196		0.178			0.217		
Mémantine	Maladie Alzheimer	0.01	-	0.013			0.012			0.013		0.015	0.012	0.034	0.04
Mepivacaïne	Anesthésiant	0.004	-	0.008			0.01	0.005		0.008	0.009	0.006	0.008	0.018	0.019
Metformine	Antidiabétique	0.01	160	0.389	0.39	0.355	0.387	0.375	0.381	0.38	0.347	0.308	0.381	0.074	0.103
Méthénamine	Antiseptique	0.01	-	0.055		0.07	0.102		0.082	0.054		0.089	0.052		0.117
Pantoprazole	Traitement Ulcère	0.001	-	0.010			0.009			0.007			0.003		
Paracétamol	Analgésique	0.001	-	0.010			0.008		0.012	0.01		0.001	0.015		
Prilocaine	Anesthésiant	0.001	-	0.058	0.001		0.06	0.002	0.002	0.058	0.003	0.002	0.038	0.004	0.005
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	0.004	600	0.005					0.004			0.005			
Tramadol	Antalgique	0.001	-	0.004		0.001	0.004		0.002	0.004		0.002	0.004		0.004

(a) Critère de qualité environnementale chronique (<https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>)

Sur les 73 substances mesurées ayant un critère de qualité, aucune concentration ne dépasse cette valeur et sur les 6 nouvelles substances, aucune n'est quantifiée.

Ce sont les mêmes substances quantifiées ces 10 dernières années qui se retrouvent quantifiées en 2021 excepté le pantoprazole (antiulcéreux) qui a été quantifié pour la première fois (tableau 6) et le paracétamol qui a été quantifié la dernière fois en 2018.

Tableau 11 : Nombre de détections versus nombre d'analyses des résidus médicamenteux quantifiés dans le Léman à la station SHL2

Table 11: Detection vs number of analysis of Pharmaceuticals quantified in Lake Geneva samples at SHL2

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Acide mefenamique			1/4	0/6	6/6	2/6	3/6	1/6	2/4	1/12	3/12
Atenolol			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/4	1/12	0/12
Bupivacaine	12/12	8/8	6/7	0/6	6/6	6/6	5/6	5/6	2/4	8/12	5/12
Carbamazepine	12/12	8/8	7/7	6/6	6/6	6/6	6/6	6/6	4/4	12/12	12/12
Carisoprodol	12/12	8/8	7/7	6/6	6/6	6/6	6/6	6/6	4/4	12/12	12/12
Deanol						0/4	0/6	0/6	2/4	0/12	0/12
Guanylurea								2/2	3/4	4/13	7/12
Ibuprofene			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	1/6	0/4	0/13	0/12
Memantine						4/4	6/6	6/6	3/4	9/12	7/12
Mepivacaine	12/12	8/8	7/7	6/6	6/6	6/6	5/6	6/6	4/4	9/12	9/12
Metformine				6/6	6/6	6/6	6/6	6/6	4/4	13/13	12/12
Methadone			0/4	0/6	0/6	0/6	2/6	0/6	0/4	0/12	0/12
Méthénamine				0/4	0/6	0/6	2/6	6/6	4/4	5/13	8/12
Pantoprazole			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/4	0/12	4/12
Paracetamol			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	1/6	0/4	0/13	6/12
Prilocaine	12/12	8/8	7/7	6/6	6/6	6/6	5/6	6/6	4/4	12/12	11/12
Ribavarine						0/4	0/6	0/6	2/4	0/12	0/12
Risperidone			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	2/6	0/4	0/12	0/12
Sulfamethazine			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	0/4	5/12	0/12
Sulfamethoxazole			0/4	0/6	0/6	0/6	3/6	2/6	2/4	0/13	3/12
Tramadol			0/4	0/6	0/6	0/6	2/6	6/6	4/4	11/12	8/12
Trimetazidine-dihydrochloride			0/4	0/6	0/6	0/6	0/6	0/6	1/4	3/12	0/12

La metformine reste la substance médicamenteuse en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (figure 15). Elle est quantifiée dans tous les échantillons. La médiane des concentrations trouvées à 1m, 15m et 100m est de 0.38 µg/L tandis qu'à la profondeur de 305m la médiane est de 0.10 µg/L. Depuis 2018, la teneur en guanylurée, produit de dégradation de la metformine, est aussi suivie. Cette substance n'est pas toujours détectée, néanmoins c'est le deuxième composé pharmaceutique le plus concentré dans les eaux du lac.

Détectée dans 100 % des échantillons d'eaux usées prélevés en 2021 en sortie de STEP du canton de Vaud, la concentration moyenne de metformine est de 24.03 µg/L avec des maximums allant jusqu'à 150.8 µg/L (Bilan 2021 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV).

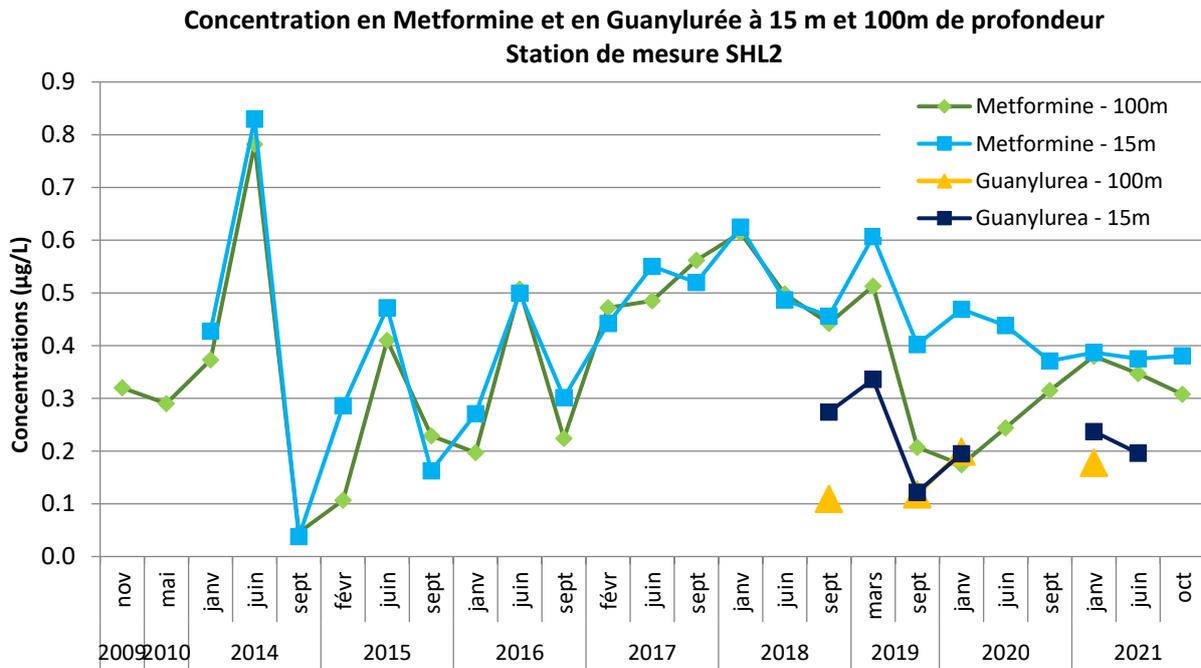


Figure 17 : Evolution des concentrations de metformine depuis 2014 et de son produit de dégradation la guanylurée

Figure 17 : Change in metformin concentration since 2014 and its degradation product concentrations

Les concentrations en méthénamine (voir description dans le chapitre précédant) sont toujours en dessous de celles de la metformine et de la guanylurée (figure 16) mais supérieures à celles des autres composés recherchés dans le lac. Depuis le début des analyses dans les eaux du lac qui ont débutées fin 2017, ses concentrations varient entre 0.036 et 0.117 µg/L. La méthénamine était le deuxième principe actif le plus présent dans les eaux du Rhône amont après la metformine en 2020. Auparavant fabriqué dans une usine du Bas-Valais, sa présence est expliquée aussi par les rejets des STEPs qui au niveau du Rhône représente 10 % des concentrations retrouvées (BERNARD et al, 2020).

Quant à la carbamazépine, au carisoprodol, et la mépivacaïne, leur présence se confirme année après année au sein du lac. Néanmoins, leurs concentrations ont bien diminué (KLEIN, 2018), témoignant ainsi d'une réduction de la source de pollution en lien avec des rejets industriels. Leurs concentrations à 100m (figure 16) sont passées en dessous 0.010 µg/L. De même nous observons une diminution des concentrations de la mémantine, avec des concentrations en dessous de 0,020 µg/L pour 2021. Produite dans le bassin versant du Valais depuis 2014 (BERNARD et al, 2016), son analyse dans les eaux du lac est effectuée depuis fin 2016. Les charges calculées dans les eaux du Rhône montrent une baisse importante dès 2018 (BOURGEOIS et al. 2021).

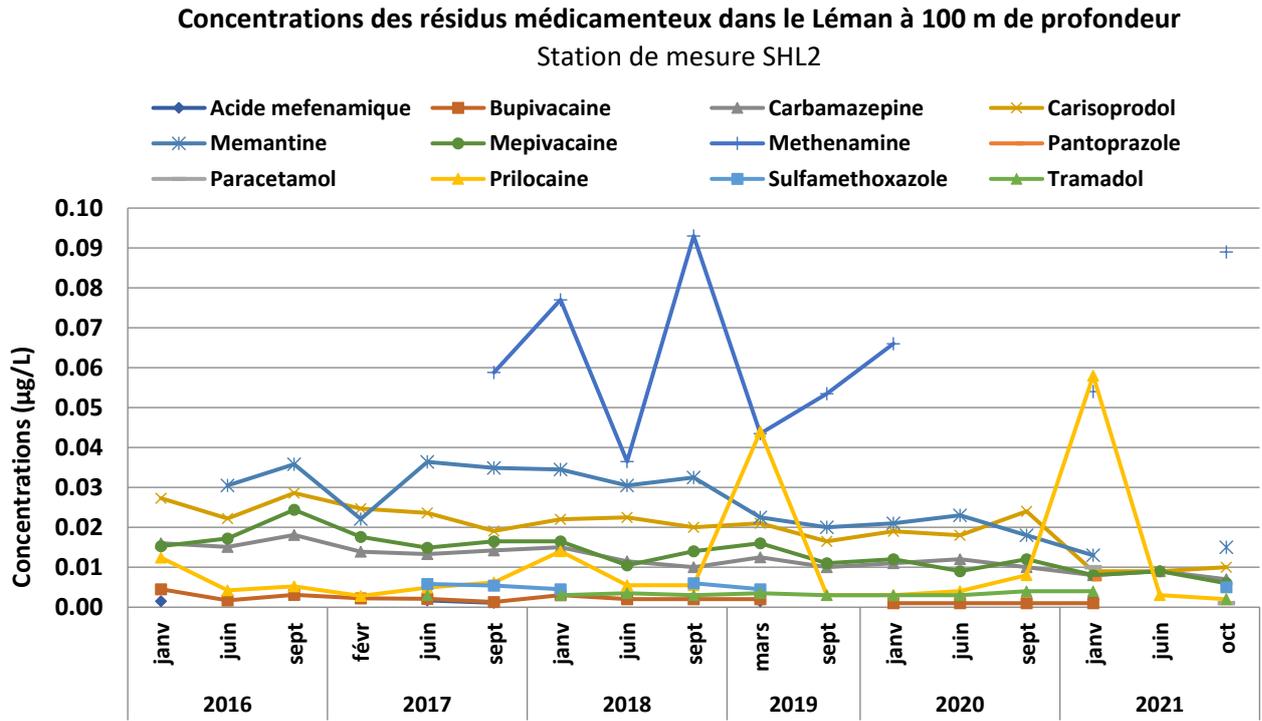


Figure 18 : Evolution des concentrations en résidus médicamenteux depuis 2016 à 100 m de profondeur (station SHL2)
 Figure 18: Change in some pharmaceutical concentrations since 2016 at 100 m depth (SHL2)

Depuis 2020, le suivi des médicaments est effectué à 4 profondeurs : 1m, 15 m, 100 m et 305 m. La figure 17 ci-dessous montre les concentrations aux 4 profondeurs pour 7 de ces composés. De façon moins prononcée qu'en 2020, les concentrations sont plus élevées en profondeur excepté pour la metformine pour laquelle les concentrations dans les couches profondes sont plus faibles qu'en surface. Ceci confirme une dynamique différente au sein du lac.

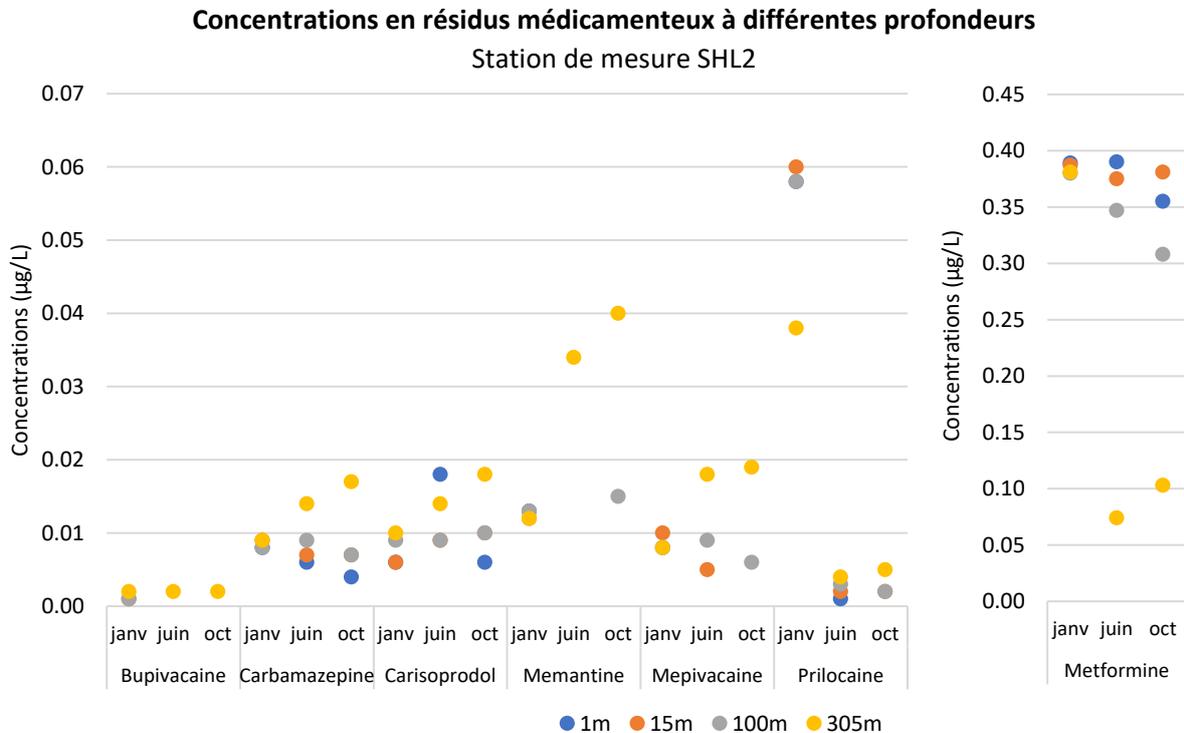


Figure 19 : Comparaison des concentrations (en µg/L) en résidus médicamenteux trouvées en 2021 aux différentes profondeurs (station SHL2).
 Figure 19: Comparison in some pharmaceutical concentrations find in 2021 at different depth (SHL2).

4.2.3. SYNTHÈSE

Les bilans de substances Rhône/Léman, c'est-à-dire la comparaison des charges entrant par le Rhône et celles trouvées au milieu du lac, sont compliqués à effectuer. En effet, il faut tenir compte de la dynamique hydraulique du Rhône dans le Léman jusqu'au point de prélèvement SHL2, de la dilution de ces eaux dans la masse d'eau du Léman, des autres sources de polluants autour du Léman, des phénomènes d'absorption et sédimentation, et les taux de dégradation qui divergent entre les substances. En général, le devenir de ces substances dans l'environnement diffère et on ne peut pas donner de tendance générale.

La metformine et son produit de dégradation la guanylurée sont retrouvés en grande quantité aussi bien dans le Rhône que dans le Léman. Leurs concentrations sont souvent plus élevées d'un ordre de grandeur par rapport aux concentrations des autres résidus médicamenteux. La concentration maximale de metformine était de 0.93 µg/L dans le Rhône et de 0.39 µg/L dans le Léman en surface en janvier 2021. Alors que la guanylurée dépasse une fois les 1.8 µg/L dans le Rhône, sa concentration est plus faible que la metformine dans le Léman (max 0.25 µg/L). Les autres substances quantifiées dans le Rhône (bupivacaïne et la procaïne) font aussi partie des produits mesurés dans le Léman. Par contre, le diclofénac fréquemment quantifié dans le Rhône, n'a pas été détecté en 2021 dans le Léman.

La carbamazépine, le carisoprodol, et la mépivacaïne sont des substances médicamenteuses régulièrement retrouvées dans le Léman à des valeurs entre 0.005 et 0.01 µg/L en 2021. Ces substances sont également détectées de temps en temps à la Porte du Scex, à des valeurs inférieures à 0.01 µg/L. Pour pouvoir faire un bilan quantitatif entre le Rhône et Léman, la limite de quantification du Rhône devrait être abaissée au même niveau que le Léman afin de permettre l'estimation de charges de ces produits. La mémantine quantifiée dans le Léman depuis plusieurs années n'est pas détectée dans le Rhône amont en 2021.

4.3. ÉLÉMENTS TRACE MÉTALLIQUES

4.3.1. RHÔNE

Le mercure est analysé à la Porte du Scex. En 2020, la concentration des 24 échantillons était inférieure à 0.001 µg/L (LOQ).

4.3.2. LÉMAN

Les concentrations mesurées en éléments trace métalliques totaux et dissous sont présentées dans le tableau 7. Les méthodes permettent de vérifier les teneurs par rapport aux limites réglementaires.

Tableau 12 : Éléments trace métalliques totaux (T) et dissous (D) - Campagnes de juin et septembre 2021. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 12: Survey done on June and September 2021. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

[µg/L]		Valeurs limites		LOQ	LOD	Mélange 1 et 30 m		Mélange 200 et 305 m	
		OPBD et CE/1998/83	OEaux			mars.21	sept.21	mars.21	sept.21
Aluminium	T	200	-	0.60	0.20	1.68	4.09	0.89	0.72
	D	-	-			0.76	3.29	< 0.60	< 0.60
Antimoine	T	5	-	0.030	0.010	0.11	0.100	0.103	0.095
	D	-	-			0.111	0.100	0.102	0.092
Argent	T	100	-	0.005	0.002	< 0.005	n.d.	< 0.005	n.d.
	D	-	-			< 0.005	n.d.	< 0.005	n.d.
Arsenic	T	10	-	0.20	0.07	1.10	0.93	1.95	1.99
	D	-	-			1.10	0.91	1.98	1.94
Baryum	T	-	-	1.0	0.3	18.9	16.6	19.4	17.3
	D	-	-			17.7	15.9	18.7	17.2
Bore	T	1000	-	0.3	0.1	11.8	10.1	13.4	12.4
	D	-	-			11.9	10.2	13.4	12.3
Cadmium	T	03.mai	0,2	0.005	0.002	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
	D	-	0,05			< 0.005	0,005	< 0.005	< 0.005
Cerium	T	-	-	0.01	0.003	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
	D	-	-			< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Chrome	T	50	5	0.050	0.017	0.109	0.082	0.07	0.054
	D	-	2			0.094	0.085	0.064	0.053
Cobalt	T	-	-	0.005	0.002	0.013	0.016	0.011	0.012
	D	-	-			0.011	0.015	0.01	0.012
Cuivre	T	1000 /2000	5	0.30	0.10	0.49	0.57	0.44	0.44
	D	-	2			0.50	0.59	0.43	0.47
Fer	T	200	-	0.60	0.20	1.07	0.87	< 0.60	< 0.60
	D	-	-			< 0.60	< 0.60	n.d.	< 0.60
Gadolinium	T	-	-	0.005	0.002	0.007	< 0.005	< 0.005	< 0.005
	D	-	-			0.007	0.006	0.005	< 0.005
Manganèse	T	50	-	0.30	0.10	< 0.30	0.32	0.66	2.79
	D	-	-			n.d.	< 0.30	n.d.	< 0.30
Molybdène	T	-	-	0.05	0.017	1.45	1.31	1.40	1.35
	D	-	-			1.39	1.28	1.38	1.31
Nickel	T	20	10	0.30	0.10	0.67	0.66	0.58	0.55
	D	-	5			0.66	0.66	0.57	0.49
Plomb	T	10	10	0.050	0.017	< 0.05	< 0.05	n.d.	n.d.
	D	-	1			n.d.	< 0.05	n.d.	n.d.
Rubidium	T	-	-	0,10	0,03	2.32	2.09	2.47	2.34
	D	-	-			2.35	2.13	2.45	2.33
Strontium	T	-	-	5	1,7	463	396	464	447
	D	-	-			449	421	462	426
Thallium	T	-	-	0.005	0.002	0.009	0.009	0.007	0.007
	D	-	-			0,008	0,008	0,008	0,007
Titane	T	-	-	0.20	0.07	n.d.	< 0.20	< 0.20	< 0.20
	D	-	-			n.d.	< 0.20	n.d.	n.d.
Tungstène	T	-	-	0.050	0.017	0.084	0.073	0.074	0.069
	D	-	-			0.080	0.071	0.071	0.068
Uranium	T	30	-	0.03	0.01	2.05	1.77	1.94	1.83
	D	-	-			1.94	1.79	1.91	1.81
Vanadium	T	-	-	0.030	0.010	0.131	0.109	0.108	0.088
	D	-	-			0.125	0.111	0.108	0.086
Zinc	T	5000	20	0.50	0.17	1.42	1.22	0.85	< 0.5
	D	-	5			1.34	1.24	0.82	< 0.5

nd : non détecté, <x : en dessous de la limite de quantification, LOQ : limite de quantification de la méthode

Les résultats de la campagne de 2021 sont similaires à ceux de 2020. Les teneurs mesurées demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive UE 2020), ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance Suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998, révision 2020). Des dynamiques différentes sont observées au sein du lac pour ces métaux.

**Différence de concentration entre la couche de surface (1 et 30 m)
et la couche profonde (200 et 305 m)**

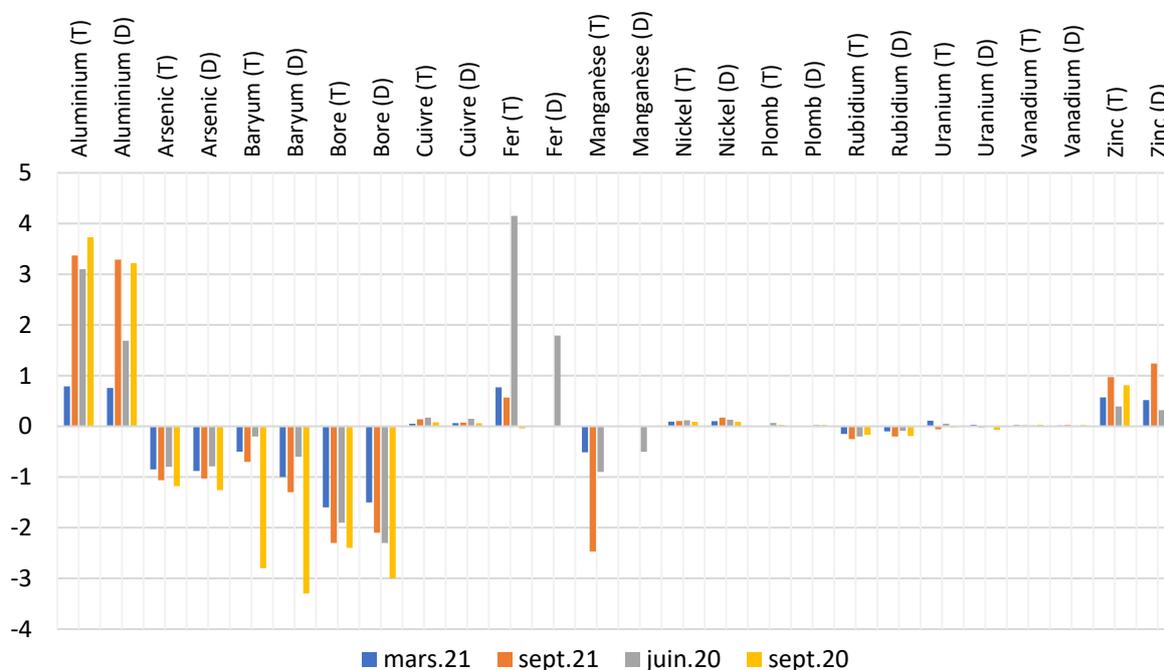


Figure 20 : Différence de concentration en µg/L entre le mélange 1-30 m et le mélange 200-305 m (station SHL2)

Figure 20 : Concentration difference between the 1-30 m mixture and the 200-305 m mixture (station SHL2)

La figure 18 met en avant certains paramètres avec des concentrations systématiquement plus élevées en surface (couche 1-30 m) qu'en profondeur (couche 200-305 m) indiquant une dynamique liée aux activités de surface du lac (lessivage des chenaux pour le cuivre par exemple.); principalement l'aluminium, le fer total et le zinc, et à moindre échelle le cuivre et le nickel. A l'inverse, les concentrations en arsenic, baryum, bore, manganèse, rubidium et strontium sont systématiquement plus élevées en profondeur qu'en surface, montrant que ces paramètres sont liés aux dynamiques avec le sédiment.

Ci-dessous, la présentation des résultats pour le suivi du manganèse dans les couches profondes du lac (tableau 8). En 2012, un brassage complet du lac a eu lieu, permettant une remontée de l'oxygène dissous jusqu'à 11.2 mg/L à 309 m de profondeur. Depuis, la teneur en oxygène dissous à cette profondeur diminue. Le manque d'oxygène engendre la réduction du manganèse des couches supérieures des sédiments et une remobilisation de celui-ci dans les eaux (SCHALLER T. et WEHRLI B, 1997). Selon les relevés physico-chimiques de 2021, la concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg/L tout au long de l'année. Les analyses de manganèse total effectuées de 2017 à 2019 sur les eaux brutes mettaient en évidence dans la couche profonde du lac (305 et 309 m) un relargage cyclique et annuel par les sédiments (figure 19). Ce phénomène n'a pas eu lieu des deux dernières années.

Tableau 13 : Manganèse - Campagnes de juin et septembre 2021 à SHL2.

Table 13 : Manganese - Survey done in June and September 2021 Lake Geneva at SHL2.

Profondeur (m)	Teneurs en µg/L	
	mars	septembre
275 m	< 0.30	0.58
300 m	1.20	4.63
305 m	0.97	7.86
309 m	0.80	6.75

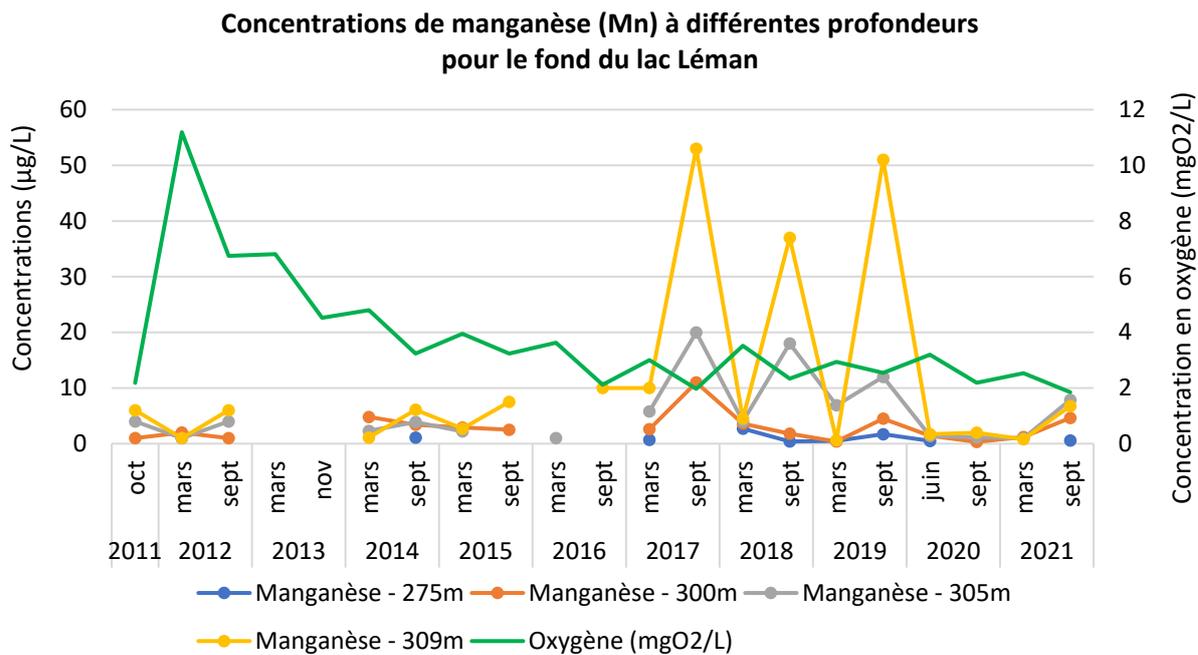


Figure 21 : Evolution des concentrations en manganèse total au centre du Léman (station SHL2) de 2011 à 2021 pour 4 profondeurs.

Figure 21 : Change in the concentrations of manganese in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2011 and 2021 at 4 depths.

4.4. AUTRES SUBSTANCES

4.4.1. DIOXANE

Le 1,4-dioxane est un di-éther cyclique, solvant très soluble dans l'eau, stable, peu volatil, très peu biodégradable dans les STEP et non adsorbable par les filtres à charbon actif. Il est classé dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC). Son seuil d'écotoxicité pour l'environnement est assez haut (PNEC : 57.5 mg/L, ECHA 2021).

Ce produit est utilisé comme solvant dans la fabrication de nombreux produits, dans les liquides de refroidissement, ou comme agent complexant de grande importance en chimie organique. En Valais et sur le bassin versant amont du Rhône, le site industriel de Viège en est le plus grand consommateur avec une moyenne de plus de 190 t/an (BERNARD et al. 2020). Cette substance avait été détectée en 2014 dans des eaux souterraines du Valais faisant parties du réseau NAQUA de la confédération (BERNARD et al., 2016) et depuis fait l'objet d'analyse dans le Léman.

A la porte du Scex, le 1,4-dioxane a été quantifié dans 12 échantillons sur 25 dans les eaux du Rhône, en particulier au début d'année. Les concentrations mesurées varient entre non-détecté et 0.54 µg/L (Annexe 6). La charge annuelle calculée pour l'année 2021 est de 560 kg, soit 238 kg de moins qu'en 2020. Dans les eaux du Léman au point SHL2, ses concentrations oscillent entre 0.18 et 0.43 µg/L (figure 20) mais il n'est pas toujours quantifié. Aussi bien dans le Rhône que dans le Léman, les concentrations maximales observées restent en dessous de la limite légale suisse dans l'eau potable de 6 µg/L (Annexe 2, OPBD 2016).

En général, les concentrations de 1,4-dioxane retrouvées dans le Rhône et le Léman sont dans le même ordre de grandeur, ce qui suggère qu'une plus forte charge a dû être émise dans le passé avant 2014 (BERNARD et al. 2020).

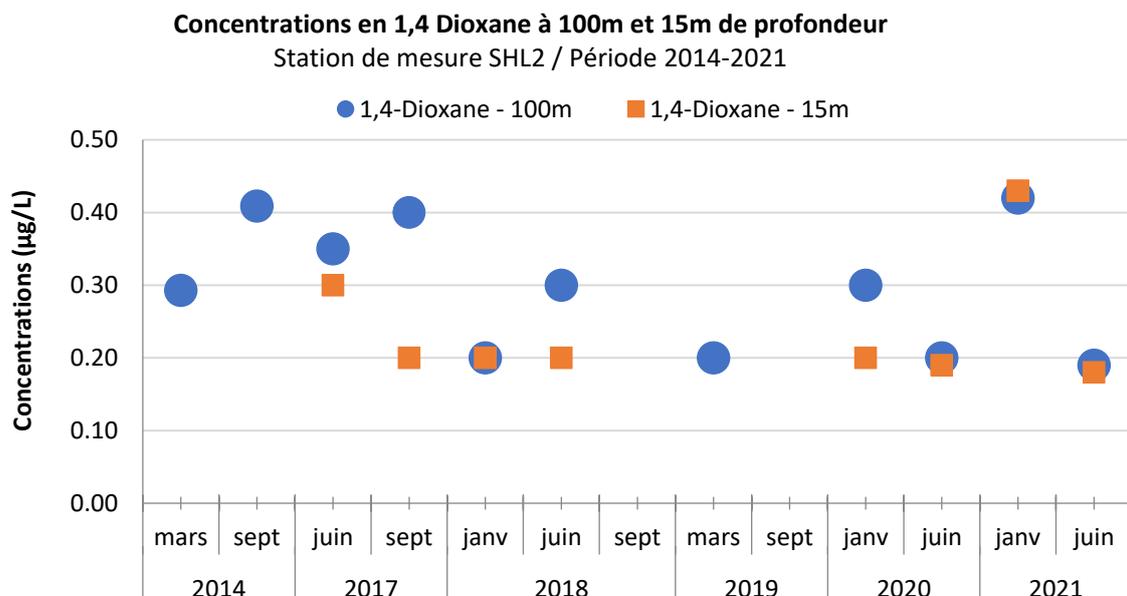


Figure 22 : Concentrations (µg/L) en 1,4-Dioxane à SHL2 à 15 et 100 m de profondeur

Figure 22 : Concentrations (µg/L) of 1,4-Dioxane in SHL2 at 15 and 100 m depth

4.4.2. BENZOTRIAZOLE ET LE TOLYLTRIAZOLE

Le 1H-benzotriazole et le tolyltriazole sont des additifs anticorrosifs employés en industrie (circuits de refroidissement) mais aussi se retrouvant dans les eaux usées de par leur utilisation dans des produits de consommation courante (détergent pour lave-vaisselle, matériel inoxydable, antibuée, ...). Ils sont retrouvés dans 100 % des échantillons des eaux usées en sortie de STEP au niveau du canton de Vaud ainsi que dans les rivières (Bilan 2021 de l'épuration Vaudoises, DGE-DIREV). Le benzotriazole est également retrouvé dans les effluents de sortie des 6 STEP valaisannes analysés une fois par année pour les micropolluants (le tolyltriazole n'est pas suivi dans ce cadre).

Le benzotriazole est détecté dans les 25 échantillons de la Porte du Scex dont 23 au-dessus de la limite de quantification en 2021 (max : 0.081 µg/L). Les concentrations de benzotriazole ont légèrement baissé dans le Rhône au fil des années et sont généralement plus basses en été qu'en hiver (figure 21). La charge annuelle 2021 est de 161 kg (contre 112 kg en 2020, 120kg en 2019).

Les concentrations du tolyltriazole, à la Porte du Scex, en 2021, varient entre des valeurs inférieures à la LOQ et un maximum 0.063 µg/L (contre 0.038 µg/L en 2020). Il est quantifié dans 22 échantillons sur 25 (Annexe 6). Son flux annuel est estimé à 133 kg (contre 75 kg en 2019 et 100 kg en 2020).

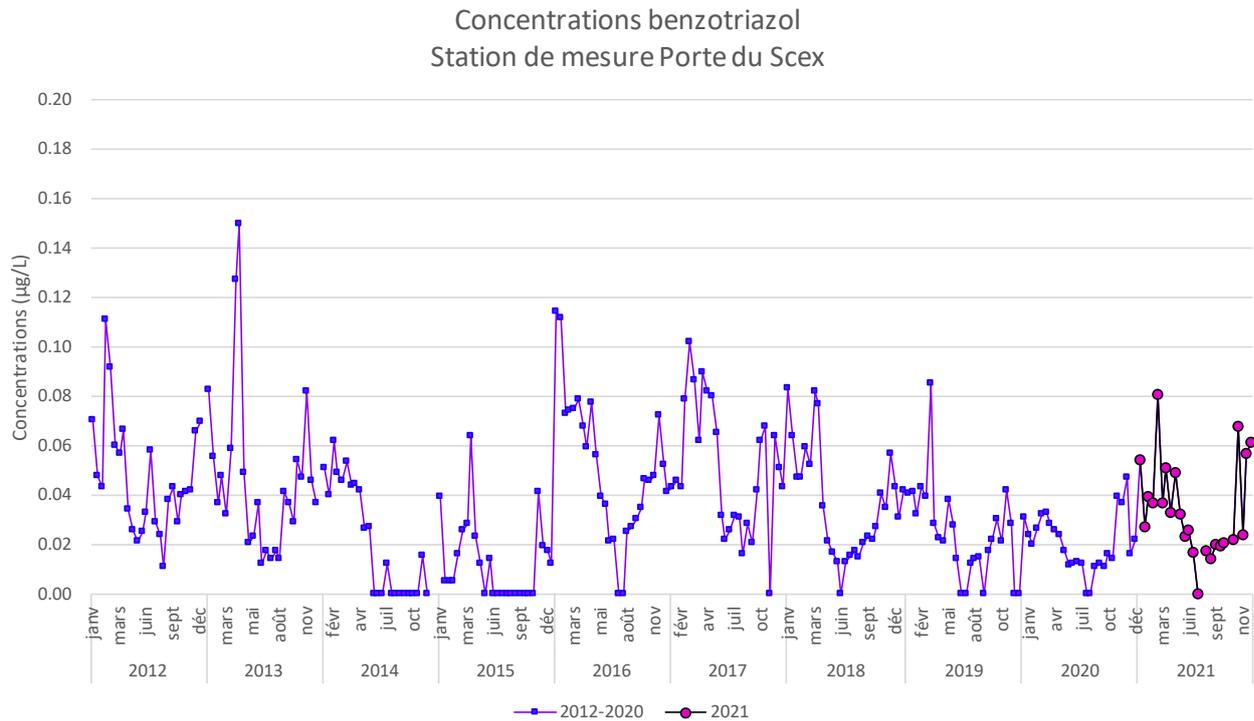


Figure 23 : Evolution des concentrations du benzotriazole dans le Rhône à la Porte du Scex de 2012 à 2021

Figure 23 : Evolution of benzotriazole concentrations in the Rhône River at Porte du Scex between 2012 and 2021

Au niveau du Léman, des analyses effectuées entre 2005 et 2010 indiquaient la présence de ces substances dans ses eaux (figure 22) à des concentrations variant entre 0.034 et 0.22 µg/L. Les concentrations en benzotriazole observées en 2005 sont 4 fois plus élevées que celles de 2020 et 2021 indiquant une baisse d’apport au lac. En 2021, les deux substances sont détectées avec des concentrations maximales de 0.064 µg/L pour le benzotriazole et de 0.018 µg/L pour le tolyltriazole.

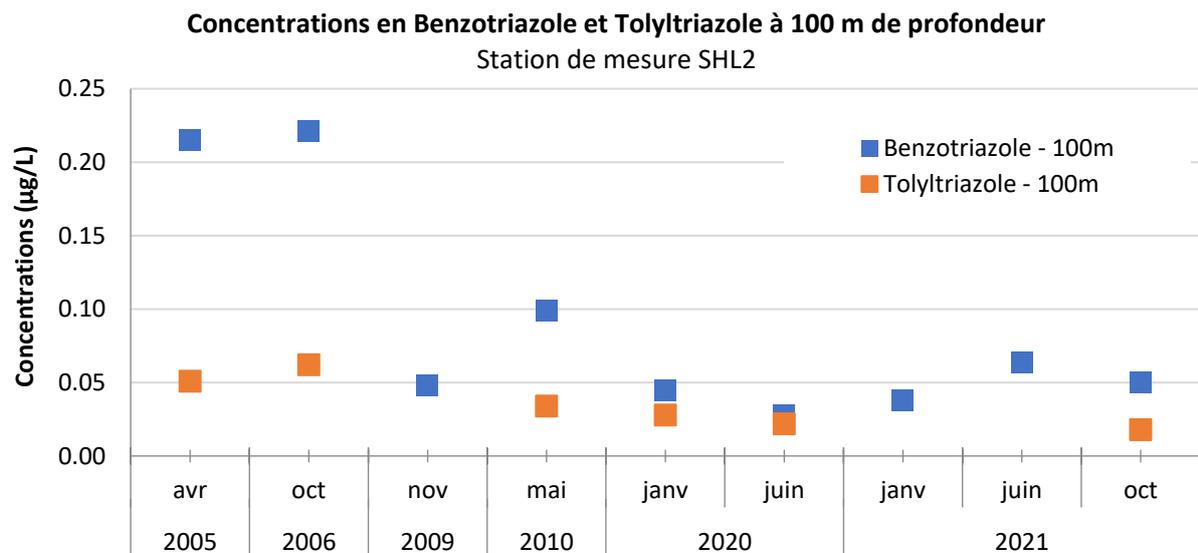


Figure 24 : Concentrations (µg/L) en Benzotriazole et Tolyltriazole à SHL2

Figure 24 : Concentrations (µg/L) en Benzotriazole et Tolyltriazole in SHL2

Les concentrations de ces 2 substances mesurées dans le Léman et le Rhône sont dans le même ordre de grandeur en 2021 et ceci présuppose une accumulation dans le passé ou l’influence des rejets de STEP d’autres régions.

4.4.3. 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 ou comme agent d'extraction dans l'industrie. Dans le Rhône, le MTBE est quantifié dans 8 échantillons sur 25 et la concentration maximale de 0.26 µg/L a été retrouvée en décembre. C'est en baisse par rapport à l'année passée où le MTBE avait été quantifié 19 fois sur 26 échantillons avec une valeur maximale de 0.2 µg/L. La charge annuelle du MTBE est estimée à 127 kg et revient au niveau de 2019, diminuant par rapport aux 389 kg de 2020 (figure 23).

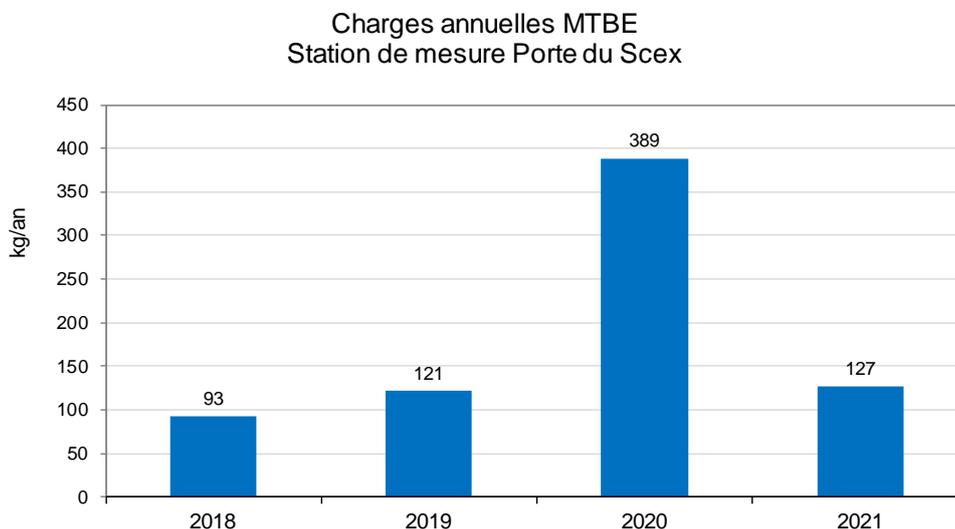


Figure 25 : Charges estimées de MTBE de 2018 à 2021 dans le Rhône (Porte du Scex)

Figure 25 : Load of MTBE estimated between 2018 and 2021 in the Rhône River (Porte du Scex)

Le MTBE, ajouté à la liste des substances recherchées dans les eaux du Léman en 2020, n'a pas été détecté dans les échantillons en 2020 ni en 2021.

4.4.4. BENZIDINE

En 2019, le canton du Valais a reporté une contamination des eaux souterraines par la benzidine dans le secteur de la décharge industrielle de Gamsenried en Valais (SEN-VS, 2019). Cette substance cancérigène a commencé à être systématiquement suivie dans le Rhône suite aux pompages d'eau de la nappe phréatique dans cette rivière durant les hautes eaux en 2019, dans le cadre de la troisième correction du Rhône. Les premières analyses dans les eaux du Léman ont débuté en septembre 2019. Compte tenu que la benzidine est facilement dégradée en présence d'oxygène ainsi que par les UV, le métabolite 4-aminobiphényle est également recherché.

En 2021, la benzidine et le 4-aminobiphényle n'ont pas été détectés dans le Rhône à la Porte du Scex (LOQ: 0.001 µg/L, voir Annexe 6), ni dans la campagne amont-aval industrie (Annexe 7), tout comme en 2019 et 2020. Pareillement, les analyses dans le Léman n'ont pas montré de présence de la benzidine et de son métabolite au seuil de quantification analytique de 0.001 µg/L, entre 2019 et 2021.

4.4.5. PFAS

Cette année, 11 substances appartenant au groupe des PFAS (substances perfluoroalkylées et polyfluoroalkylées) ont été suivies dans les eaux du Rhône à la Porte du Scex après la détection de ces substances dans les eaux souterraines dans les environs de 5 sites industriels (SEN-VS, 2021). Ces substances font l'objet d'une attention grandissante en raison de leur persistance et accumulation dans l'environnement et les êtres vivants. Aucun de ces composés n'a été détecté entre janvier et avril 2021 dans le Rhône avec la méthode utilisée par Scitec Research SA (LOQ=0.01 µg/L). L'office fédéral de l'environnement (OFEV) suit désormais ces substances à la Porte du Scex mais n'a pas encore transmis ces résultats à l'heure de l'écriture de ce rapport.

4.5. ANALYSES MULTIRÉSIDUS DE SCREENING

Les analyses multirésidus en LC-HRMS effectuées par l'EAWAG ont permis de quantifier 23 pesticides et métabolites (tableau 9), 29 résidus médicamenteux et métabolites (tableau 10) ainsi que 14 autres substances (cf. tableau 11). L'Annexe 5 présente toutes les autres substances non retrouvées ainsi que les limites de quantification de la méthode. Les concentrations des substances ayant des critères de qualité environnementale au niveau Suisse se situent toutes en dessous de celle-ci.

Au niveau des pesticides, les résultats corroborent les analyses ciblées effectuées annuellement et permettent de mettre en évidence principalement deux autres substances : un métabolite de l'amidosulfuron (herbicide homologué en agriculture en Suisse pour certaines céréales) ainsi qu'un métabolite du chlorothalonil (fongicide interdit à la vente en Suisse avec effet immédiat le 12.12.2019²).

Tableau 14 : Pesticides quantifiées à SHL2 dans la campagne de mars en LC-HRMS, en orange les substances quantifiées au-dessus de 0.01 µg/L

Tableau 14 : Pesticides quantified at SHL2 in the March campaign in LC-HRMS, in orange the substances quantified above 0.01 µg/L

Substances Pesticides	N° CAS	Type	C [µg/L] (1m+30m)	C [µg/L] (200m+305m)
2-Amino-4,6-diméthoxyypyrimidine	36315-01-2	Métabolite amidosulfuron	0.042	0.055
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide	-	0.002
Atrazine	1912-24-9	Herbicide	0.005	0.009
Atrazine-2-hydroxy	2163-68-0	Métabolite	oui*	oui
Atrazine-Desethyl	6190-65-4	Métabolite	0.004	0.006
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	19988-24-0	Métabolite	oui	oui
Atrazine-Desisopropyl	1007-28-9	Métabolite	0.003	0.006
Chloridazon-Desphenyl	6339-19-1	Métabolite	0.003	0.003
Chlorothalonil-TP R471811	-	Métabolite	0.028	0.029
Chlortoluron	15545-48-9	Herbicide	0.001	0.002
Clodinafop-propargyl	105512-06-9	Herbicide	0.004	0.007
Cycloxydim-TP BH 517-TSO E/Z-isomer	-	Métabolite	-	0.007
Cyprodinil-TP CGA 249287		Métabolite	-	0.006
Diméthachlor-ESA	1231710-75-0	Métabolite	0.002	0.002
Diméthachlor-TP CGA 369873	2387071-47-6	Métabolite	0.001	0.001
Diuron	330-54-1	Herbicide	0.002	0.003
Mecoprop	93-65-2	Herbicide	0.002	-
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide	0.005	0.011
Metazachlor-ESA	172960-62-2	Métabolite	0.001	0.001
Metolachlor	51218-45-2	Herbicide	0.002	0.003
N,N-diethyl-3-méthylbenzamid (DEET)	134-62-3	Biocide	0.009	0.010
Propiconazol	60207-90-1	Fongicide	0.002	0.004
Simazine	122-34-9	Herbicide	0.003	0.004
Simazine-2-hydroxy	2599-11-3	Métabolite	oui	oui
∑ Propazine-2-hydroxy + Terbutylazin-2-hydroxy	7374-53-0 + 66753-07-9	Métabolite	oui	oui
Terbutylazine	5915-41-3	Herbicide	0.004	0.005
Terbutylazine-desethyl	30125-63-4	Métabolite	0.004	0.004

*qualitatif

Au niveau des médicaments, les résultats corroborent les analyses ciblées effectuées annuellement et permettent de mettre en évidence d'autres substances ; néanmoins la metformine reste le principe actif le plus concentré dans le lac. Des analyses de gabapentine effectuées entre 2009 et 2010 (ORTELLI et al. 2011) indiquent des concentrations similaires, entre 0.016 et 0.024 µg/L de même pour l'iohexol (entre <0.01 et 0.03 µg/L) et l'iomeprol (entre <0.01 et 0.035 µg/L). L'oxypurinaol, la rimantadine et l'acide valsartan n'avaient jamais été analysés dans les eaux du Léman.

² <https://www.blw.admin.ch/blw/fr/home/services/medienmitteilungen.msg-id-77491.html>

Tableau 15 : Substances médicamenteuses quantifiées à SHL2 dans la campagne de mars en LC-HRMS, en orange les substances quantifiées au-dessus de 0.01 µg/L

Tableau 15 : Drug substances quantified at SHL2 in the March LC-HRMS campaign, in orange the substances quantified above 0.01 µg/L

Substances Médicaments	N° CAS	Type	C [µg/L] (1m+30m)	C [µg/L] (200m+305m)
4-Acetamidoantipyrine	83-15-8	Métabolite paracétamol	0.006	0.004
4-Formylaminoantipyrine	1672-58-8	Métabolite	0.002	-
Aténolol Acid	56392-14-4	Métabolite aténolol	0.009	0.006
Benzoylcegonin	519-09-5	Métabolite cocaïne	0.001	-
Candesartan	139481-59-7	Antihypertenseur	0.002	0.002
Carbamazepine	298-46-4	Antiépileptique	0.008	0.015
Carisoprodol	78-44-4	Antidouleur	0.013	0.025
Crotamiton	483-63-6	Antiprurigineux	0.005	0.007
Gabapentine	60142-96-3	Antiépileptique	0.017	0.020
Iohexol	66108-95-0	Contrastant rayons X	0.027	0.012
Iomeprol	78649-41-9	Contrastant rayons X	0.052	0.017
Lamotrigine	84057-84-1	Antiépileptiques	0.003	0.003
Mémantine	19982-08-2	Maladie Alzheimer	0.013	0.025
Mepivacaine	96-88-8	Anesthésique local	0.004	0.016
Metformine	657-24-9	Antidiabétique	0.267	0.096
Metoprolol	37350-58-6	Bêta-bloquant	0.001	
Oxypurinol	2465-59-0	Métabolite allopurinol	0.035	0.067
Phenazone	60-80-0	Analgésique	0.002	0.002
Pregabalin	148553-50-8	Antiépileptique, anxiolytique	0.004	0.003
Prilocain	721-50-6	Anesthésique local	0.001	0.002
Propranolol	525-66-6	Bêta-bloquant	0.003	
Rimantadine	13392-28-4	Antiviral (grippe)	0.013	0.026
Ritalinic Acid	19395-41-6	Métabolite ritaline	0.001	0.002
Sitagliptin	486460-32-6	Antidiabétique	0.003	-
Sulfamethoxazole	723-46-6	Antibiotique	0.001	-
Telmisartan	144701-48-4	Antihypertenseur	0.002	0.002
Tramadol	27203-92-5	Antalgique	0.002	0.002
Acide Valsartan	164265-78-5	Métabolite valsartan	0.025	0.020
Venlafaxine	93413-69-5	Antidépresseur	0.001	0.001

Au niveau des autres substances, les plus présentes sont l'acide tétrachlorophthalique et la mélanine (appelé aussi cyanuramide). La première est utilisée dans l'industrie chimique pour la fabrication de polymères. La deuxième intervient dans la synthèse des résines mélamine, des plastiques thermodurcissables utilisés pour des meubles (Formica) mais aussi de la vaisselle de camping et pour enfants, des gadgets et petits objets électriques. Viennent ensuite l'acésulfame, et le sucralose, édulcorants alimentaires et en cinquième position le benzotriazole, anticorrosif.

Tableau 16 : Substances autres quantifiées à SHL2 dans la campagne de mars en LC-HRMS, en orange les substances quantifiées au-dessus de 0.01 µg/L

Tableau 16 : Other substances quantified at SHL2 in the March LC-HRMS campaign, in orange the substances quantified above 0.01 µg/L

Substances autres	N° CAS	Type	C [µg/L] (1m+30m)	C [µg/L] (200m+305m)
2,4-Diamino-6-morpholino-triazine	2827-42-1	Industriel	0.002	0.003
2-5-Dichlorobenzènesulfonic Acid	88-42-6	Industriel	0.001	0.002
5-Methyl-1H-Benzotriazole	136-85-6	Anticorrosif	0.022	0.025
Acesulfame	33665-90-6	Alimentaire	0.150	0.170
Benzotriazole	95-14-7	Anticorrosif	0.051	0.061
Caféine	58-08-2	Naturel/alimentaire	0.021	-
Cyclamate	100-88-9	Alimentaire	0.014	0.005
Hexaméthoxyméthylmelamine	3089-11-0	Industriel	0.029	0.029
Mélamine	108-78-1	Industriel	0.280	0.363
Sucralose	56038-13-2	Alimentaire	0.054	0.035
Sulisobenzone	4065-45-6	Soin personnel	0.010	0.001
Tétracarbonitrilpropène	32019-26-4	Industriel	0.010	0.010
Acide tétrachlorophthalique	632-58-6	Industriel	0.490	0.590
Triéthylphosphate	78-40-0	Industriel	0.022	0.027

5. CONCLUSION

2021 est la première année où les suivis des micropolluants dans le Rhône amont et le lac Léman ont été regroupés dans un seul rapport. Ce cours d'eau est en effet la principale source d'eau qui alimente le Léman (estimé à 75%). Néanmoins, mettre en relation les flux de substances dans le Rhône et leur présence à la station SHL2 du Léman reste difficile aujourd'hui et nécessiterait des études plus avancées probablement pour chacune des substances (taux de dégradation, temps de résidence jusqu'à arriver au point SHL-2, dilution, courants, profondeur, autres sources de pollution, absorption).

A titre d'observation, dans les paragraphes de synthèse, il a été relevé que plusieurs substances (pesticides et résidus médicamenteux) qui étaient quantifiées dans le Rhône se retrouvaient dans le Léman à SHL2. Mais la temporalité n'est pas toujours aisée puisque les échantillonnages ne sont pas continus dans le Léman. De plus, le rapprochement n'est pas toujours faisable pour les substances retrouvées en petite quantité car les analyses du Rhône ont une limite de quantification plus élevée que dans le Léman. Dans le cas des anticorrosifs benzotriazole et tolyltriazole ainsi que pour le 1,4-dioxane, nous avons pu observer que les concentrations dans le Léman sont similaires au Rhône alors que sa masse d'eau est immensément plus grande, ce qui suggère des apports plus élevés par le passé qu'actuellement.

Dans le Rhône, les flux totaux des pesticides (259 kg) et des résidus médicamenteux (6'314 kg) sont similaires à ce qui avait été estimé l'année passée à la Porte du Scex. Les substances les plus concentrées et retrouvées dans chaque échantillon sont à nouveau la metformine et la guanlylurée (antidiabétique et son produit de dégradation) et ce sont également celles qui font partie des plus importantes dans les eaux du Léman. Ces produits sont trouvés dans les eaux usées et ne sont pas entièrement retenus lors de leur passage par les stations d'épuration. Les concentrations des pesticides retrouvés dans le Rhône et le Léman sont plus basses que 0.1 µg/L.

Aucun dépassement des limites légales existantes n'a été mis en évidence lors du suivi des micropolluants dans les eaux du Léman à la station SHL2 en 2021. Pour le Rhône, l'API diclofénac dépasse à une occasion la limite établie par l'OEaux mais il pourrait s'agir d'une contamination accidentelle lors de la prise ou la manipulation de cet échantillon.

Au niveau des critères de qualité en exposition chronique établis par le Centre Ecotox, l'herbicide foramsulfuron dépasse la valeur spécifique à cette substance sur deux échantillons moyens sur 14 jours dans le Rhône en avril 2021.

Les résultats du screening de l'EAWAG dans le Léman ont confirmé la présence de certains composés analysés déjà aujourd'hui et mis en évidence de nouvelles substances, dont certaines avec des concentrations importantes (> 0.1 µg/L).

BIBLIOGRAPHIE

- BERNARD, M. et MANGE, P. (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162
- BERNARD, M. et MANGE, P. (2016) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, p121, p155.
- BERNARD, M., MANGE, P. et MAEDER, I., (2020) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2019, p136.
- BOURGEOIS, H., JAUSSI, M. et PRALONG, T. (2021) : Micropolluants dans les eaux du Rhône Amont. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2020.
- DIRECTIVE CE/2020/2184 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Journal officiel n° L 435 du 23/12/2020. 62 pages.
- DGE-DIREV, Bilan 2021 de l'épuration Vaudoise, Direction générale de l'environnement (DGE), Direction de l'environnement industriel, urbain et rural (DIREV),
- METEOSUISSE (2021). Bulletin climatologique été 2021. Genève. 8p.
- OEaux (1998, révision 2020) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er avril 2020) (Suisse).
- OPBD 2016 : Ordonnance du DFI du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (Suisse).
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F. et RAMSEIER GENTILE, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.
- KLEIN, A., PLAGELLAT, C. (2018) , Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, p76.
- SCHALLER T. et WEHRLI B : Geochemical-Focusing of Manganese in Lake Sediments – An indicator of Deep-Water Oxygen Conditions, Aquatic Geochemistry 2 : 359-378, 1997.
- SPE-VS, Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, (2008) : Groupe Stratégie micropolluants – Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.
- SEN-VS, Service de l'environnement du canton du Valais. (2019) : Ancienne décharge de Gamsenried. Mise en évidence de benzidine, Communiqué de presse, 1er avril 2019.
- SEN-VS, Service de l'environnement du canton du Valais (2021): PFAS dans les eaux souterraines
Le Canton du Valais renforce la surveillance et définit une stratégie relative aux PFAS, Communiqué aux médias, 18 mars 2021
- WILKINSON, J. L., Boxall, A.B.A, Kolpin, D.V et al (2022) : Pharmaceutical pollution of the world's rivers. Proceedings of the National Academy of Sciences, doi: 10.1073/pnas.2113947119
- DÉCISION D'EXÉCUTION (UE) 2020/1161 DE LA COMMISSION du 4 août 2020 établissant une liste de vigilance relative aux substances soumises à surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil
- Base de données des critères de qualité du centre Ecotox : <https://www.centrecotox.ch/prestations-expert/criteres-de-qualite-environnementale/propositions-de-criteres-de-qualite/>
- Base de données NQE Ineris : Ineris <https://substances.ineris.fr/fr/page/9>

ANNEXES

ANNEXE 1 : Liste des éléments traces métalliques à SHL2 en 2021

ANNEX 1: List of metallic trace elements at SHL2 in 2021

Aluminium	Cérium	Molybdène	Tungstène
Antimoine	Chrome	Nickel	Uranium
Argent	Cobalt	Plomb	Vanadium
Arsenic	Cuivre	Rubidium	Zinc
Baryum	Fer	Strontium	
Bore	Gadolinium	Thallium	
Cadmium	Manganèse	Titane	

ANNEXE 2 : Liste des pesticides recherchés en 2021

ANNEX 2: List of pesticides studied in 2021

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Analysé Rhône 2021	Analysé Léman 2021	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Abamectine	71751-41-2	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Acétochlore	34256-82-1	Herbicide			0.01	0.1 ²
Amétryne	834-12-8	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
AMPA	1066-51-9	Métabolite	X	X	0.01//0.002	1500 ¹ /0.1 ²
Atrazine	1912-24-9	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Atrazine,2-hydroxy-	2163-68-0	Métabolite, Herbicide Atrazine	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Atrazine,Déséthyl-	6190-65-4	Métabolite, Herbicide Atrazine	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Atrazine,Déséthyl-2-hydroxy-	19988-24-0	Métabolite, Herbicide Atrazine		X	0.001	0.1 ²
Atrazine,Désisopropyl-	1007-28-9	Métabolite, Herbicide Atrazine	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Atrazine-desethyl-desisopropyl-2-hydroxy	645-92-1	Métabolite, Herbicide Atrazine		X	0.001	0.1 ²
Atrazine-desethyl-desisopropyl	3397-62-4	Métabolite, Herbicide Atrazine		X	0.001	0.1 ²
Alachlore	15972-60-8	Herbicide	X	X	0.001	0.1 ²
Azoxystrobine	131860-33-8	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.2 ¹ /0.1 ²
Bendiocarbe	22781-23-3	Insecticide		X	0.001	0.1 ²
Benoxacor	98730-04-2	Phytoprotecteur	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Bentazone	25057-89-0	Herbicide	X	X	0.01/0.001	270 ¹ /0.1 ²
Benthiavalicarb-isopropyl	177406-68-7	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Bicyclopyrone	352010-68-5	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Boscalid	188425-85-6	Fongicide	X	X	0.01/0.001	12 ¹ /0.1 ²
Buprofézine	953030-84-7	Insecticide		X	0.001	0.1 ²
Carbendazime	10605-21-7	Fongicide	X	X	0.01/0.001	2 ¹ /0.1 ²
Carbofuran	1563-66-2	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Clodinafop-propargyl	105512-06-9	Insecticide	X	X	0.001	0.1 ²
Chloridazon	1698-60-8	Herbicide	X	X	0.001	10 ¹ /0.1 ²
Chlorobromuron	13360-45-7	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Chlorotoluron	15545-48-9	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.6 ¹ /0.1 ²
ChlorothalonilR417888		Métabolite	X	X	0.025	0.1 ²
ChlorothalonilR471811		Métabolite	X	X	0.025	0.1 ²
ChlorothalonilSYN507900		Métabolite	X	X	0.025	0.1 ²
ChlorothalonilR611965	142733-37-7	Métabolite	X	X	0.025	0.1 ²
Chlorpyriphos-ethyl	2921-88-2	Insecticide	X		0.01	4.6*10 ⁻⁴ 1
Clofentezine	74115-24-5	Acaricide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Clomazone	81777-89-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Cloquintocet-methyl	99607-70-2	Phytoprotecteur		X	0.001	0.1 ²
Cyclosulfamuron	136849-15-5	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Cycloxydime	101205-02-1	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Cyproconazole	94361-06-5	Fongicide	X	X	0.01/0.001	1.3 ¹ /0.1 ²
Cyprodinil	121552-61-2	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.33 ¹ /0.1 ²
Cyromazine	66215-27-8	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Diafenthiuron	80060-09-9	Insecticide	X	X	0.001	0.1 ²
Diazinon	333-41-5	Insecticide phosphoré	X	X	0.001	0.012 ²
Dichlorobenzamide, 2,6	2008-58-4	Métabolite, Fongicide Fluopicolide	X	X	0.001	0.1 ²
Dicrotophos	141-66-2	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Dicyclanile	112636-83-6	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Difénoconazole	119446-68-3	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Difénoxuron	14214-32-5	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Dimefuron	34205-21-5	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Diméthachlore	50563-36-5	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.12 ¹ /0.1 ²
Diméthoate	60-51-5	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.07 ¹ /0.1 ²
Diméthomorphe	110488-70-5	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Dimoxystrobine	149961-52-4	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Dinoseb	88-85-7	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Dinoterb	1420-07-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Analysé Rhône 2021	Analysé Léman 2021	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Diuron	330-54-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.07 ²
Endosulfan sulfate	1031-07-8	Métabolite, Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Epoxiconazole	133855-98-8	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.2 ¹ /0.1 ²
Ethiofencarbe	29973-13-5	Insecticide		X	0.001	0.1 ²
Éthoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Famoxadone	131807-57-3	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Fenarimol	60168-88-9	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fenhexamide	126833-17-8	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fenpropidine	67306-00-7	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fenpropimorphe	67564-91-4	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.016 ¹ /0.1 ²
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fénuron	101-42-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fluazifop-butyl	69806-50-4	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fluazinam	79622-59-6	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fluometuron	2164-17-2	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Flurprimidol	56425-91-3	Régulateur de croissance	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Flusilazole	85509-19-9	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Foramsulfuron	173159-57-4	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.017 ¹ /0.1 ²
Furalaxyl	57646-30-7	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Furathiocarb	65907-30-4	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Glufosinate	51276-47-2	Herbicide	X	X	0.01/0.002	0.1 ²
Glyphosate	1071-83-6	Herbicide	X	X	0.01/0.002	120 ¹ /0.1 ²
Hexaflumuron	86479-06-3	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Imazalil	35554-44-0	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Imidacloprid	138261-41-3	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.013 ²
Indoxacarb	173584-44-6	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Iodosulfuron-méthyl	144550-36-7	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Ipcnazole	125225-28-7	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Isoproturon	34123-59-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.64 ¹ /0.1 ²
Isopyrazam	881685-58-1	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Isoxabène	82558-50-7	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Lénacile	2164-08-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Linuron	330-55-2	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.26 ¹ /0.1 ²
Lufénurone	103055-07-8	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide	X	X	0.01/0.001	3.6 ¹ /0.1 ²
Mecoprop	7085-19-0	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Mépanipirim	110235-47-7	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Mésotrione	104206-82-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Metaflumizone	139968-49-3	Insecticide		X	0.001	0.1 ²
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide	X	X	0.01/0.001	20 ¹ /0.1 ²
Métamitron	41394-05-2	Herbicide		X	0.001	4.0 ¹ /0.1 ²
Métazachlore	67129-08-2	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.02 ²
Metconazole	125116-23-6	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Methamidophos	10265-92-6	Insecticide		X	0.001	0.1 ²
Methidathion	950-37-8	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.086 ¹ /0.1 ²
Metobromuron	3060-89-7	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Métolachlore	51218-45-2	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.69 ¹ /0.1 ²
Metoxuron	19937-59-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Métribuzine	21087-64-9	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.058 ²
MCPA	94-74-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.66 ²
Metsulfuron-methyl	74223-64-6	Herbicide	x	X	0.001	0.1 ²
Molinate	2212-67-1	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Monolinuron	1746-81-2	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.0087 ²
Orthosulfamuron	213464-77-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Analysé Rhône 2021	Analysé Léman 2021	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Oryzalin	19044-88-3	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Penconazole	66246-88-6	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Phosalone	2310-17-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Picoxystrobin	117428-22-5	Fongicide	X		0.01	0.1 ²
Pinoxaden	243973-20-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Pirimicarbe	23103-98-2	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.09 ²
Pretilachlor	51218-49-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Prochloraze	67747-09-5	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Profenofos	41198-08-7	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Prometryne	7287-19-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Propamocarbe	24579-73-5	Fongicide	X	X	0.001	1000 ¹ /0.1 ²
Propanil	709-98-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Propazine	139-40-2	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Propiconazole	60207-90-1	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Propoxur	114-26-1	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Propyzamide	23950-58-5	Herbicide		X	0.001	0.063 ¹ /0.1 ²
Prosulfocarb	52888-80-9	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Pyrifénox	88283-41-4	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Pyrifthalide	135186-78-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Pyriméthanyl	53112-28-0	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Sebuthylazine	7286-69-3	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Secbumeton	26259-45-0	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Simazine	122-34-9	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Simazine, 2-Hydroxy-	2599-11-3	Métabolite, Herbicide Simazine	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
S-Metolachlor	87392-12-9	Herbicide	X		0.01	0.69 ¹ /0.1 ²
Solatenol	1072957-71-1	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Spinosad	168316-95-8	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Spiroxamine	118134-30-8	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.630 ¹ /0.1 ²
Sulfometuron-méthyl	74222-97-2	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Tébuconazole	107534-96-3	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.24 ¹ /0.1 ²
Tébufenpyrad	119168-77-3	Acaricide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Tébutame	35256-85-0	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Teflubenzuron	83121-18-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Terbumeton	33693-04-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.22 ¹ /0.1 ²
Terbuthylazine, Deséthyl-	30125-63-4	Métabolite, Herbicide Terbuthylazine	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Terbuthylazine-2-Hydroxy	66753-07-9	Métabolite, Herbicide Terbuthylazine	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Terbutryne	886-50-0	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.065 ²
Tetraconazole	112281-77-3	Fongicide		X	0.001	0.1 ²
Thiabendazole	148-79-8	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Thiaclopride	111988-49-9	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.01 ²
Thiaméthoxame	153719-23-4	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.042 ²
Thiobencarb	28249-77-6	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Thiocyclame	31895-21-3	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Triasulfuron	82097-50-5	Herbicide		X	0.001	0.1 ²
Trifloxystrobine	141517-21-7	Fongicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Trifloxysulfurone	145099-21-4	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Triflumuron	64628-44-0	Insecticide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²
Trifluraline	1582-09-8	Herbicide	X	X	0.01/0.001	0.1 ²

¹ : limite du centre ECOTOX

² : limites annexe 2 OEaux

ANNEXE 3 : Liste des résidus médicamenteux recherchés en 2021

ANNEX 3: List of pharmaceutical residues investigated in 2021

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Rhône 2021	Léman 2021	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Acide méfénamique	61-68-7	Analgésique		X	0.001	1.1 ¹
Amoxicilline	26787-78-0	Antibiotique		X	0.01	
17-alpha-éthynylestradiol	57-63-6	Hormone de synthèse		X	0.005	0.000037 ¹
Atenolol	29122-68-7	Bêta-bloquant		X	0.001	150 ¹
Azithromycine	83905-01-5	Antibiotique	X	X	0.01	0.19 ²
Benzonatate	104-31-4	Antitussif	X	X	0.01/0.001	
Beta-estradiol	50-28-2	Hormone		X	0.005	0.0004 ¹
Bezafibrate	41859-67-0	Hypolipémiant		X	0.001	2.3 ¹
BMS-14-Apixaban	503612-47-3	Anticoagulant	X		0.01	
Bupivacaine	38396-39-3	Anesthésique	X	X	0.01/0.001	
Carbamazepine	298-46-4	Antiépileptique	X	X	0.01/0.001	2.0 ¹
Carbidopa	28860-95-9	Maladie de parkinson	X		0.01	
Carisoprodol	78-44-4	Anti-douleur	X	X	0.01/0.004	
Ceftiofur	80370-57-6	Antibiotique		X	0.004	
Cibamino-S		Intermédiaire	X		0.01	
Cibazépine			X		0.01	
Ciprofloxacine	85721-33-1	Antibiotique		X	0.001	0.089 ¹
Clarithromycine	81103-11-9	Antibiotique	X	X	0.01	0.12 ¹
Clindamycin	18323-44-9	Antibiotique		X	0.001	
Clotrimazole	23593-75-1	Antifongique		X	0.01	
Cloxacillin	61-72-3	Antibiotique		X	0.001	
Cocaine	50-36-2	Stupéfiant		X	0.001	
Codeine	76-57-3	Analgésique/ narcotique		X	0.001	
Deanol	108-01-0	Cosmétique/Traitement asthénie	X	X	0.1	
Dexamethason	50-02-2	Anti-inflammatoire		X	0.004	
Diazépam	439-14-5	Anxiolytique		X	0.004	
Diclofénac	15307-86-5	Analgésique	X	X	0.01	0.05 ²
Estriol	50-27-1	Hormone		X	0.005	
Estrone	53-16-7	Hormone		X	0.005	0.0036 ¹
Fénofibrate	49562-28-9	Traitement cholestérol		X	0.001	
Fluconazole	86386-73-4	Antifongique		X	0.001	
Furosémide	54-31-9	Diurétique		X	0.004	
Guanylurée	141-83-3	Produit dégradation Metformine	X	X	0.05	
Gemfibrozil	25812-30-0	Hypolipémiant		X	0.004	
Héroïne	561-27-3	Antalgique/narcotique		X	0.001	
Ibuprofène	15687-27-1	Analgésique		X	0.004	0.011 ¹
Irbérsartan	138402-11-6	Antihypertenseur	X	X	0.01/0.004	700 ¹
Kétoprofène	22071-15-4	Analgésique		X	0.004	
Lorazépam	846-49-1	Anxiolytique		X	0.001	
Mémantine	19982-08-2	Traitement Alzheimer	X	X	0.01	
Mépipvacaine	96-88-8	Anesthésique local	X	X	0.01/0.004	
Metformine	657-24-9	Antidiabétique	X	X	0.05/0.010	160 ¹
Méthadone	76-99-3	Analgésique/ narcotique		X	0.004	
Méthénamine	100-97-0	Antiseptique	X	X	0.01	
Métoprolol	37350-58-6	Bêta-bloquant		X	0.004	8.6 ¹
Métronidazole	443-48-1	Antibiotique		X	0.004	
Miconazole	22916-47-8	Antifongique		X	0.01	
Mirtazapine	85650-52-8	Antidépresseur		X	0.004	
Morphine	57-27-2	Antalgique/narcotique		X	0.001	
Nadolol	42200-33-9	Bêta-bloquant		X	0.004	
Naproxene	22204-53-1	Analgésique		X	0.001	1.7 ¹

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Rhône 2021	Léman 2021	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Norfloxacine	70458-96-7	Antibiotique		X	0.001	
NOV-14-BOC			X		0.01	
O-desméthylvenlafaxine	93413-62-8	Antidépresseur		X	0.01	
Oxazépam	604-75-1	Anxiolytique		X	0.001	
Pantoprazole	102625-70-7	Traitement Ulcère		X	0.001	
Paracétamol	103-90-2	Analgésique		X	0.001	
Pravastatine	81093-37-0	Hypolipémiant		X	0.001	
Prilocaine	721-50-6	Anesthésique	X	X	0.01/0.001	
Primidone	125-33-7	Analgésique		X	0.004	
Propofol	2078-54-8	Anesthésique	X		0.01	
Propranolol	525-66-6	Bêta-bloquant		X	0.001	0.16 ¹
Ribavirine	36791-04-5	Virostatique	X	X	0.01/0.1	
Risperidone	106266-06-2	Antipsychotique		X	0.001	
Ropivacaine	84057-95-4	Anesthésiant	X	X	0.01	
Sertraline	79617-96-2	Psychotrope		X	0.001	
Simvastatine	79902-63-9	Hypolipémiant		X	0.004	
Sulfadiméthoxine	122-11-2	Antibiotique		X	0.004	
Sulfaméthazine	57-68-1	Antibiotique		X	0.001	30 ¹
Sulfaméthoxazole	723-46-6	Antibiotique	X	X	0.004	0.6 ¹
Ticlopidine	55142-85-3	Antiagrégant plaquettaire	X	X	0.001	
Torasémide	56211-40-6	Anti-Hypertenseur		X	0.001	
Tramadol	27203-92-5	Antalgique, narcotique		X	0.001	
Trimétazidine.2HCl	13171-25-0	Traitement vertige et angine poitrine	X	X	0.001	
Triméthoprime	738-70-5	Antibiotique		X	0.01	
Tylosine	1401-69-0	Bactériostatique macrolide		X	0.004	
Venlafaxine	93413-69-5	Antidépresseur		X	0.004	
Xipamide	14293-44-8	Diurétique	X	X	0.004	
Zolpidem	82626-48-0	Somnifère		X	0.001	

¹ : limite du centre ECOTOX

² : limites annexe 2 OEaux

ANNEXE 4 : Liste des autres substances recherchées en 2021

ANNEX 4: List of other substances studied in 2021

Paramètres	N° CAS	Catégorie	Rhône 2021	Léman 2021	LOQ Rhône/Léman [µg/L]	CQE (Chronique) [µg/L]
Benzotriazole	95-14-7	Additif anticorrosion	X	X	0.01	19 ¹
Tolytriazole	29385-43-1	Additif anticorrosion	X	X	<5/0.01	
1,4- Dioxane	123-91-1	Solvant	X	X	0.001/0.05	
Methyl tert-butyl éther (MTBE)	1634-04-4	Additif essence	X	X	0.1	
Benzidine	92-87-5	Additif	X	X	0.001	
4-Aminobiphenyl	92-67-1	Métabolite - Benzidine	X	X	0.001	
Substance 1			X		0.01	
Substance 2			X		0.01	
Substance 3			X		0.01	
Substance 4			X		0.01	
Substance 5			X		0.01	
Substance 6			X		0.01	
Substance 7			X		0.01	
Substance 8			X		0.01	
Substance 9			X		0.01	
Substance 10			X		0.01	
Substance 11			X		0.01	
Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)			X		0.01	
Acide perfluorobutanoïque (PFBA)			X		0.01	
Acide perfluorodécanoïque (PFDA)			X		0.01	
Acide perfluoroheptanoïque (PFHpA)			X		0.01	
Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)			X		0.01	
Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)			X		0.01	
Acide perfluorononanoïque (PFNA)			X		0.01	
Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)			X		0.01	
Acide perfluorooctanoïque (PFOA)			X		0.01	
Acide perfluoropentanoïque (PFPeA)			X		0.01	
Acide perfluoroundécanoïque (PFUnA)			X		0.01	
Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)			X		0.01	

¹ : limite du centre ECOTOX

² : limites annexe 2 OEaux

ANNEXE 5 : Liste des autres substances non quantifiées dans les eaux du Léman lors de l'analyse multi résidus en LC-HRMS

ANNEX 5: List of other non-quantified substances in Lake Geneva waters during the multiresidue analysis using LC-HRMS

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Médicaments	(-)-11-Nor-delta-9-THC	56354-06-4	Métabolite	0.0070
Autres	1,3-Dimethyl-2-imidazolidinon	80-73-9	Produit chimique industriel	0.0020
Autres	1-Hydroxy-Benzotriazole	2592-95-2	Anticorrosif	0.0050
Autres	2-Methyl-5-Nitrobenzenesulfonic Acid	121-03-9	Produit chimique industriel	0.0779
Autres	4-Hydroxy-Benzotriazole	26725-51-9	Anticorrosif	0.0005
Autres	4-Methoxybenzenesulfonic acid	5857-42-1	Autres	0.0009
Autres	5-Methoxy-2H-Benzotriazole	27799-91-3	Produit chimique industriel	0.0005
Autres	Climbazole	38083-17-9	Produit de soin personnel	0.0006
Autres	Cotinine	486-56-6	Métabolite	0.5000
Autres	Diglym	111-96-6	Produit chimique industriel	0.0350
Autres	Dipropylmalonic acid	1636-27-7	Produit chimique industriel	0.0661
Autres	Epinephrine	51-43-4	Substance naturelle	0.5000
Autres	Methyldiphenylphosphine oxide	2129-89-7	Produit chimique industriel	0.0006
Autres	Moupinamide	66648-43-9	Métabolite	0.0068
Autres	Nandrolone	434-22-0	Substance naturelle	0.0060
Autres	Neotam	165450-17-9	Additif alimentaire	0.0010
Autres	Nicotine	54-11-5	Substance naturelle	0.0150
Autres	N-Methylperfluorooctansulfonamid	31506-32-8	Perfluorcarbone	0.2799
Autres	Nornicotine	5746-86-1	Métabolite	0.4000
Autres	Perfluorobutanoic acid (PFBA)	375-22-4	Perfluorcarbone	0.0013
Autres	Perfluorobutyl sulfonate (PFBS)	29420-49-3	Perfluorcarbone	0.0010
Autres	Perfluoroheptanoic acid (PFHpA)	375-85-9	Perfluorcarbone	0.0066
Autres	Perfluorohexyl sulfonate (PFHxS)	3871-99-6	Perfluorcarbone	0.0043
Autres	Perfluorononanoic acid (PFNA)	375-95-1	Perfluorcarbone	0.0121
Autres	Perfluorooctane sulfonamidoacetic acid	2806-24-8	Perfluorcarbone	4.1191
Autres	Perfluorooctanoic acid (PFOA)	335-67-1	Perfluorcarbone	0.0259
Autres	Perfluorooctyl sulfonate (PFOS)	2795-39-3	Perfluorcarbone	0.4745
Autres	Perfluoropentanoic acid (PFPA)	2706-90-3	Perfluorcarbone	0.0119
Autres	Perfluoroundecanoic acid (PFUnA)	2058-94-8	Perfluorcarbone	0.2117
Autres	Phenylphosphonic Acid	1571-33-1	Produit chimique industriel	0.0100
Autres	Saccharin	81-07-2	Additif alimentaire	0.0060
Autres	Sulfuroil	137-00-8	Additif alimentaire	0.0100
Autres	Tetraglyme	143-24-8	Produit chimique industriel	0.0200
Autres	Trifluoromethanesulfonic acid	1493-13-6	Produit chimique industriel	0.0080
Autres	Triphenylphosphine oxide	791-28-6	Produit chimique industriel	0.0650
Autres	Tris(2-butoxyethyl)phosphate (TBEP)	78-51-3	Produit chimique industriel	0.2000
Autres	Troosopropanolamine borate	101-00-8	Produit chimique industriel	0.0050
Médicaments	1-(3-Chlorophenyl)-piperazine	6640-24-0	Stupéfiant	0.0010
Médicaments	1-(3-Trifluoromethylphenyl)-piperazine	15532-75-9	Stupéfiant	0.0010
Médicaments	1-[(4-Chlorophenyl)phenylmethyl]piperazine	303-26-4	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	2,2-Difluoro-2-deoxyuridine	114248-23-6	Métabolite	0.0040
Médicaments	25C-NBOMe	1227608-02-7	Drogue illégale	0.0050
Médicaments	25I-NBOMe	919797-19-6	Drogue illégale	0.0004
Médicaments	2C-B	66142-81-2	Drogue illégale	0.0020
Médicaments	2C-E 2,5-Dimethoxy-4-ethylphenethylamine	71539-34-9	Drogue illégale	0.0050
Médicaments	2-Oxo-3-hydroxy-LSD	57664-96-7	Métabolite	0.0100
Médicaments	3,5-Diamino-2,4,6-triiodobenzoic acid	5505-16-8	Métabolite	0.0060
Médicaments	3-4-Methylenedioxypropylvalerone	687603-66-3	Drogue illégale	0.0040
Médicaments	4-Aminoantipyrine	83-07-8	Métabolite	0.0050
Médicaments	4-Dimethylaminoantipyrin	58-15-1	Médicaments	0.0010
Médicaments	4-Hydroxydiclofenac	64118-84-9	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	6-Monoacetylmorphine	2784-73-8	Métabolite	0.0050
Médicaments	AB-CHMINACA	1185887-21-1	Drogue illégale	0.0150
Médicaments	Acamprosate	77337-76-9	Médicaments	0.0250
Médicaments	Acemetacin	53164-05-9	Médicaments	0.0066

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Médicaments	Acetazolamide	10605-21-7	Médicaments	0.0010
Médicaments	Alfuzosin	81403-80-7	Médicaments	0.0060
Médicaments	Aliskiren	173334-57-1	Médicaments	0.0200
Médicaments	Allopurinol	315-30-0	Médicaments	0.0010
Médicaments	Alpha-PVP	14530-33-7	Drogue illégale	0.0030
Médicaments	Alprazolam	28981-97-7	Médicaments	0.0030
Médicaments	Amantadine	768-94-5	Médicaments	0.0010
Médicaments	AMDOPH (Dioxoaminopyrine)	519-65-3	Métabolite	0.0008
Médicaments	Amisulpride	71675-85-9	Médicaments	0.0030
Médicaments	Amisulpride N-oxide	71676-01-2	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Amitriptylin	50-48-6	Médicaments	0.0020
Médicaments	Amoxicillin-EP-Impurity-E	1356020-01-3	Médicaments	0.0317
Médicaments	Amoxicillin-EP-Impurity-F	126247-63-0	Médicaments	0.0020
Médicaments	Amphetamine	300-62-9	Stupéfiant	0.0250
Médicaments	Anhydroecgonine methyl ester	43021-26-7	Métabolite	0.0040
Médicaments	Atazanavir	198904-31-3	Médicaments	0.0250
Médicaments	Atenolol	29122-68-7	Médicaments	0.0005
Médicaments	Atenolol-Desisopropyl	81346-71-6	Métabolite	0.0070
Médicaments	Atomoxetine	83015-26-3	Médicaments	0.0080
Médicaments	Atorvastatin	134523-03-8	Médicaments	0.0250
Médicaments	Atropine	51-55-8	Médicaments	0.0006
Médicaments	Azithromycin	83905-01-5	Médicaments	0.6000
Médicaments	Benproperine	2156-27-6	Médicaments	0.0070
Médicaments	Betamethasone	378-44-9	Médicaments	0.0080
Médicaments	Betamethasone 21	987-24-6	Métabolite	0.0150
Médicaments	Bezafibrate	41859-67-0	Médicaments	0.0010
Médicaments	Bicalutamid	90357-06-5	Médicaments	0.0047
Médicaments	Bisoprolol	104344-23-2	Médicaments	0.0010
Médicaments	Bromazepame	1812-30-2	Médicaments	0.0030
Médicaments	Bufexamac	2438-72-4	Médicaments	0.0400
Médicaments	Bupivacaine	2180-92-9	Médicaments	0.0060
Médicaments	Bupropion	34911-55-2	Médicaments	0.0250
Médicaments	Canagliflozin	842133-18-0	Médicaments	0.0900
Médicaments	Capecitabin	154361-50-9	Médicaments	0.0060
Médicaments	Carbamazepine-10,11-dihydro-10,11-dihydroxy	58955-93-4	Métabolite	0.0060
Médicaments	Carbamazepine-10,11-epoxid	36507-30-9	Métabolite	0.0050
Médicaments	Ceftazidime	78439-06-2	Médicaments	0.1000
Médicaments	Celiprolol	57470-78-7	Médicaments	0.0006
Médicaments	Cetirizin	83881-52-1	Médicaments	0.0090
Médicaments	Chlordiazepoxide	58-25-3	Médicaments	0.0007
Médicaments	Chlormethiazole	533-45-9	Médicaments	0.0700
Médicaments	Chloroquine	54-05-7	Médicaments	0.1000
Médicaments	Chlorthalidon	77-36-1	Médicaments	0.0021
Médicaments	Cilastatin	82009-34-5	Médicaments	0.0090
Médicaments	Ciprofloxacin	85721-33-1	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Citalopram	59729-33-8	Médicaments	0.0030
Médicaments	Clarithromycin	81103-11-9	Médicaments	0.0250
Médicaments	Clarithromycin N-Oxide	51276-47-2	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Clindamycin	18323-44-9	Médicaments	0.0080
Médicaments	Clobazam	22316-47-8	Médicaments	0.0150
Médicaments	Clofibric acid	882-09-7	Métabolite	0.0036
Médicaments	Clonazepam	1622-61-3	Médicaments	0.0030
Médicaments	Clopidogrel Carboxylic Acid	144457-28-3	Métabolite	0.0010
Médicaments	Clorazepate	23887-31-2	Médicaments	0.2000
Médicaments	Clotrimazol	23593-75-1	Médicaments	1.3000
Médicaments	Clozapin	5786-21-0	Médicaments	0.0150
Médicaments	Cocaethylene	529-38-4	Métabolite	0.0040
Médicaments	Codeine	76-57-3	Stupéfiant	0.0006
Médicaments	Corticosteron	50-22-6	Médicaments	0.0020
Médicaments	Cortison	53-06-5	Médicaments	0.0100

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Médicaments	Cyclophosphamide	50-18-0	Médicaments	0.0006
Médicaments	d,l-HMMA	117652-28-5	Métabolite	0.0040
Médicaments	d,l-Methylphenidate	113-45-1	Médicaments	0.0150
Médicaments	Darunavir	206361-99-1	Médicaments	0.0060
Médicaments	Deferasirox	201530-41-8	Médicaments	0.0005
Médicaments	Deprenyl N-Oxide	366462-61-5	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Dexamethasone	50-02-2	Médicaments	0.0080
Médicaments	Dextromethorphan	125-71-3	Médicaments	0.0020
Médicaments	Dextrophan	125-73-5	Médicaments	0.0010
Médicaments	Diatrizoat	117-96-4	Agent de contraste radiographique	0.0060
Médicaments	Diazepam	439-14-5	Stupéfiant	0.0060
Médicaments	Dibucaine	85-79-0	Médicaments	0.0150
Médicaments	Diclofenac	15307-86-5	Médicaments	0.0030
Médicaments	Didanosin	69655-05-6	Médicaments	0.0600
Médicaments	Dienogest	65928-58-7	Médicaments	0.0020
Médicaments	Dihydrocodeine	125-28-0	Stupéfiant	0.0005
Médicaments	Diltiazem	33286-22-5	Médicaments	0.0100
Médicaments	Diphenhydramine	58-73-1	Médicaments	0.0090
Médicaments	Disopyramide	3737-09-5	Médicaments	0.0006
Médicaments	Dolutegravir	1051375-16-6	Médicaments	0.0070
Médicaments	Doxazosin	74191-85-8	Médicaments	0.0100
Médicaments	Doxylamine	562-10-7	Médicaments	0.0100
Médicaments	Dropropizine	17692-31-8	Médicaments	0.0005
Médicaments	Duloxetine	116539-59-4	Médicaments	0.0650
Médicaments	EDDP	30223-73-5	Métabolite	0.0030
Médicaments	Efavirenz	154598-52-4	Médicaments	0.0169
Médicaments	Emtricitabine	143491-57-0	Médicaments	0.0020
Médicaments	Ephedrine	299-42-3	Médicaments	0.0060
Médicaments	Eprosartan	133040-01-4	Médicaments	0.0010
Médicaments	Erythromycin	114-07-8	Médicaments	0.0080
Médicaments	Etodolac	41340-25-4	Médicaments	0.0100
Médicaments	Exemestane	107868-30-4	Médicaments	0.0050
Médicaments	Ezetimibe	163222-33-1	Médicaments	0.0189
Médicaments	Fenofibrate	49562-28-9	Médicaments	0.0100
Médicaments	Fenofibric Acid	42017-89-0	Métabolite	0.0020
Médicaments	Fentanyl	437-38-7	Stupéfiant	0.0070
Médicaments	Fexofenadine	83799-24-0	Médicaments	0.0100
Médicaments	Flecainide	54143-55-4	Médicaments	0.0050
Médicaments	Fluconazole	86386-73-4	Médicaments	0.0006
Médicaments	Flufenamic acid	530-78-9	Médicaments	0.0020
Médicaments	Flunitrazepam	1622-62-4	Médicaments	0.0030
Médicaments	Fluoxetine	54910-89-3	Médicaments	0.0750
Médicaments	Flurazepam	17617-23-1	Médicaments	0.0150
Médicaments	Fluvastatin	93957-54-1	Médicaments	0.0100
Médicaments	Furosemid	54-31-9	Médicaments	0.0018
Médicaments	Gemcitabine	95058-81-4	Médicaments	0.0010
Médicaments	Genistein	446-72-0	Médicaments	0.0050
Médicaments	GS 44124	1191237-69-0	Médicaments	0.0030
Médicaments	Guanylurea	926-72-7	Métabolite	0.4000
Médicaments	Haloperidol	52-86-8	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Heroin	561-27-3	Drogue illégale	0.0050
Médicaments	Hydrochlorothiazid	58-93-5	Médicaments	0.0007
Médicaments	Hydrocodone	125-29-1	Stupéfiant	0.0020
Médicaments	Hydrocortison	50-23-7	Médicaments	0.0060
Médicaments	Hydromorphone	466-99-9	Médicaments	0.0006
Médicaments	Hydroxy-bupropion	92264-81-8	Métabolite	0.0020
Médicaments	Ifosfamide	3778-73-2	Médicaments	0.0007
Médicaments	Iminostilbene	256-96-2	Métabolite	0.0200
Médicaments	Indomethacin	53-86-1	Médicaments	0.0060

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Médicaments	lobitridol	136949-58-1	Agent de contraste radiographique	0.0150
Médicaments	lopamidol	62883-00-5	Agent de contraste radiographique	0.0150
Médicaments	lopromid	73334-07-3	Agent de contraste radiographique	0.0400
Médicaments	loversol	87771-40-2	Agent de contraste radiographique	0.0200
Médicaments	loxitalamic acid	28179-44-4	Agent de contraste radiographique	0.0060
Médicaments	Irbesartan	138402-11-6	Médicaments	0.0006
Médicaments	Ketamin	6740-88-1	Médicaments	0.0020
Médicaments	Ketoconazol	65277-42-1	Médicaments	0.0250
Médicaments	Ketoprofen	22071-15-4	Médicaments	0.0006
Médicaments	Lansoprazole	103577-45-3	Médicaments	0.0150
Médicaments	Levamisole	14769-73-4	Médicaments	0.0005
Médicaments	Levetiracetam	102767-28-2	Médicaments	0.0070
Médicaments	Levofloxacin	100986-85-4	Médicaments	0.0060
Médicaments	Lidocaïne	137-58-6	Médicaments	0.0006
Médicaments	Lidocaïne-N-Oxide	2903-45-9	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Linezolid	165800-03-3	Médicaments	0.0070
Médicaments	Lopinavir	192725-17-0	Médicaments	0.0200
Médicaments	Lorazepam	846-49-1	Médicaments	0.0010
Médicaments	Losartan	114798-26-4	Médicaments	0.0010
Médicaments	Lovastatin	75330-75-5	Médicaments	0.0950
Médicaments	LSD	50-37-3	Stupéfiant	0.0050
Médicaments	Maprotiline	10262-69-8	Médicaments	0.0005
Médicaments	MDMA	42542-10-9	Drogue illégale	0.0250
Médicaments	Medazepam	2898-11-5	Médicaments	0.0060
Médicaments	Mefenamic acid	61-68-7	Médicaments	0.0030
Médicaments	Meperidine	57-42-1	Médicaments	0.0050
Médicaments	Meptazinol	54340-58-8	Médicaments	0.0020
Médicaments	Mescaline	54-04-6	Drogue illégale	0.0400
Médicaments	Metaxalone	1665-48-1	Médicaments	0.0100
Médicaments	Methadon	76-99-3	Stupéfiant	0.0007
Médicaments	Methamphetamine	537-46-2	Stupéfiant	0.0050
Médicaments	Methoxetamine	1239943-76-0	Drogue illégale	0.0010
Médicaments	Methsuximide	77-41-8	Médicaments	0.1000
Médicaments	Methylprednisolone	83-43-2	Médicaments	0.0060
Médicaments	Metoclopramid	7232-21-5	Médicaments	0.0030
Médicaments	Metronidazole	443-48-1	Médicaments	0.0010
Médicaments	Mexiletine	5370-01-4	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Mianserin	21535-47-7	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Mianserin-N-Oxide	62510-46-7	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Midazolam	59467-64-0	Médicaments	0.0007
Médicaments	Mitragynine	4098-40-2	Médicaments	0.0800
Médicaments	Moclobemid	71320-77-9	Médicaments	0.0030
Médicaments	Morphin	57-27-2	Stupéfiant	0.0050
Médicaments	N,N-Dimethyltryptamine	61-50-7	Drogue illégale	0.0050
Médicaments	N,O-Didesmethylvenlafaxine	135308-74-6	Métabolite	0.0060
Médicaments	N4-Acetylsulfadiazin	127-74-2	Métabolite	0.0020
Médicaments	N4-Acetylsulfadimethoxin	24341-30-8	Métabolite	0.0070
Médicaments	N4-Acetylsulfamethazine	100-90-3	Métabolite	0.0006
Médicaments	N4-Acetylsulfamethoxazole	21312-10-7	Métabolite	0.0007
Médicaments	N4-Acetylsulfathiazole	127-76-4	Métabolite	0.0020
Médicaments	Naloxone	465-65-6	Médicaments	0.0040
Médicaments	Naltrexon	16590-41-3	Médicaments	0.0040
Médicaments	Naproxen	22204-53-1	Médicaments	0.0700
Médicaments	Nateglinide	105816-04-4	Médicaments	0.0021
Médicaments	N-Bisdesmethyl Tramadol	541505-91-3	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	N-Desmethyl Clarithromycin	101666-68-6	Métabolite	Qualitatif

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Médicaments	N-Desmethylpheniramine	19428-44-5	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	N-Desmethyltramadol	1018989-94-0	Métabolite	0.0050
Médicaments	Niclosamide	50-65-7	Médicaments	0.0010
Médicaments	Nifedipine	21829-25-4	Médicaments	0.0500
Médicaments	Nitrazepam	146-22-5	Médicaments	0.0007
Médicaments	N-Methyl-N-propargylbenzylamine	555-57-7	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Norcodeine	467-15-2	Métabolite	0.0006
Médicaments	Nordeprenyl	18913-84-3	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Norfentanyl (Precursor Fentanyl)	1609-66-1	Médicaments	0.0006
Médicaments	Norfloxacin	70458-96-7	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Norketamine	35211-10-0	Métabolite	0.0030
Médicaments	Normianserin	76134-77-5	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Normorphine	466-97-7	Métabolite	0.0050
Médicaments	Noroxycodone	57664-96-7	Métabolite	0.0010
Médicaments	Noscapin	128-62-1	Médicaments	0.0050
Médicaments	Olopatadine	113806-05-6	Médicaments	0.0010
Médicaments	Oseltamivir	196618-13-0	Médicaments	0.0007
Médicaments	Oseltamivir-carboxylat	187227-45-8	Métabolite	0.0080
Médicaments	Oxacillin	66-79-5	Médicaments	0.0150
Médicaments	Oxazepam	604-75-1	Médicaments	0.0010
Médicaments	Oxcarbapazine	28721-07-5	Médicaments	0.0020
Médicaments	Oxprenolol	6452-71-7	Médicaments	0.0006
Médicaments	Oxybutynin	1508-65-2	Médicaments	0.0050
Médicaments	Oxycodone	76-42-6	Stupéfiant	0.0010
Médicaments	Paracetamol	103-90-2	Médicaments	0.0150
Médicaments	Penciclovir	39809-25-1	Médicaments	0.0090
Médicaments	Penicillin V	132-98-9	Médicaments	0.0150
Médicaments	Perindopril	82834-16-0	Médicaments	0.0007
Médicaments	Phencyclidine (PCP)	77-10-1	Drogue illégale	0.0150
Médicaments	Pheniramine	132-20-7	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Pheniramine-N-Oxide	12656-98-3	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Pioglitazone	111025-46-8	Médicaments	0.0006
Médicaments	Piperacillin	61477-96-1	Médicaments	0.1488
Médicaments	Pramoxine	637-58-1	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Pravastatin	81093-37-0	Médicaments	0.0065
Médicaments	Praziquantel	55268-74-1	Médicaments	0.0060
Médicaments	Prednisolon	53-03-2	Médicaments	0.0550
Médicaments	Prednisone	53-03-2	Médicaments	0.0060
Médicaments	Primaquine	63-45-6	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Primidone	125-33-7	Médicaments	0.0070
Médicaments	Procaine	59-46-1	Médicaments	0.0050
Médicaments	Propoxyphene	469-62-5	Médicaments	0.0040
Médicaments	Propyphenazone	479-92-5	Médicaments	0.0006
Médicaments	Psilocain	520-53-6	Drogue illégale	0.0650
Médicaments	p-Toluenesulfonic acid	1018989-94-0	Métabolite	0.0079
Médicaments	Pyrilamine	59-33-6	Médicaments	Qualitatif
Médicaments	Pyrimethamine	58-14-0	Médicaments	0.0007
Médicaments	Ramiprilate	87269-97-4	Médicaments	0.0060
Médicaments	Ranitidin	66357-35-5	Médicaments	0.0020
Médicaments	Ranitidin-N-oxid	738557-20-2	Métabolite	0.0060
Médicaments	Remdesivir	1809249-37-3	Médicaments	0.0300
Médicaments	Repaglinide	135062-02-1	Médicaments	0.0300
Médicaments	Reserpin	50-55-5	Médicaments	0.1000
Médicaments	Ribavirin	36791-04-5	Médicaments	0.0192
Médicaments	Risperidone	106266-06-2	Médicaments	0.0450
Médicaments	Ritonavir	155213-67-5	Médicaments	1.2000
Médicaments	Rosuvastatin	287714-41-4	Médicaments	0.0010
Médicaments	Roxithromycin	80214-83-1	Médicaments	0.5000
Médicaments	Rufinamid	106308-44-5	Médicaments	0.0080
Médicaments	Sertraline	79617-96-2	Médicaments	0.0550

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Médicaments	Sildenafil	139755-83-2	Médicaments	0.0060
Médicaments	Sotalol	3930-20-9	Médicaments	0.0010
Médicaments	Stanozolol	10418-03-8	Médicaments	0.0010
Médicaments	Stiripentol	49763-96-4	Médicaments	0.0900
Médicaments	Sulfadiazine	68-35-9	Médicaments	0.0030
Médicaments	Sulfadiméthoxine	122-11-2	Médicaments	0.0005
Médicaments	Sulfaméthazine	57-68-1	Médicaments	0.0006
Médicaments	Sulfaméthoxazole-N1-Glucuronide	14365-52-7	Métabolite	0.0045
Médicaments	Sulfapyridin	144-83-2	Médicaments	0.0007
Médicaments	Sulfathiazole	72-14-0	Médicaments	0.0050
Médicaments	Sulpirid	15676-16-1	Médicaments	0.0010
Médicaments	Tapentadol	175591-23-8	Médicaments	0.0050
Médicaments	Tenofovir	147127-20-6	Médicaments	0.0060
Médicaments	Tétrazépam	10379-14-3	Médicaments	0.0006
Médicaments	Tiaprid	51012-32-9	Médicaments	0.0020
Médicaments	Ticlopidin	55142-85-3	Médicaments	0.0200
Médicaments	Tilidine	51931-66-9	Médicaments	0.0070
Médicaments	Timolol	26839-75-8	Médicaments	0.0020
Médicaments	Tolnaftat	2398-96-1	Médicaments	0.0200
Médicaments	Torasemid	56211-40-6	Médicaments	0.0022
Médicaments	Trazodone	19794-93-5	Médicaments	0.0060
Médicaments	Triazolam	28911-01-5	Médicaments	0.0010
Médicaments	Trimétazidine	5011-34-7	Médicaments	0.0010
Médicaments	Triméthoprim	738-70-5	Médicaments	0.0030
Médicaments	Trimipramine	739-71-9	Médicaments	0.0070
Médicaments	Tropium	10405-02-4	Médicaments	0.0007
Médicaments	Tylosin	1401-69-0	Médicaments	0.3000
Médicaments	Valganciclovir	175865-59-5	Médicaments	0.0250
Médicaments	Valsartan	137862-53-4	Médicaments	0.0060
Médicaments	Vancomycin	1404-90-6	Médicaments	0.0550
Médicaments	Venlafaxine N-oxide	1094598-37-4	Métabolite	Qualitatif
Médicaments	Verapamil	152-11-4	Médicaments	0.0350
Médicaments	Verapamil-TP D617	34245-14-2	Métabolite	0.0006
Médicaments	Vildagliptin	274901-16-5	Médicaments	0.0005
Médicaments	Xylazine	7361-61-7	Médicaments	0.0010
Médicaments	Xylometazolin	526-36-3	Médicaments	0.0030
Médicaments	Zaleplon	151319-34-5	Médicaments	0.0030
Médicaments	Zidovudine	30516-87-1	Médicaments	0.0110
Médicaments	Zolpidem	82626-48-0	Stupéfiant	0.0050
Médicaments	Zonisamide	68291-97-4	Médicaments	0.0090
Pesticides	1-Naphthylacetic-acid	86-87-3	Herbicide	0.6000
Pesticides	2,4-D	94-75-7	Herbicide	0.0008
Pesticides	2,4-Diméthylphenylformamide	60397-77-5	Métabolite	0.0040
Pesticides	2,6-Dichlorbenzamide	2008-58-4	Métabolite	0.0020
Pesticides	2-Amino-4-méthoxy-6-méthyl-1,3,5 triazine	1668-54-8	Métabolite	0.0050
Pesticides	2-Aminobenzimidazole	934-32-7	Métabolite	0.0060
Pesticides	2-n-Octyl-4-isothiazolin-3-on (OIT)	26530-20-1	Biocide	0.0010
Pesticides	3,5-Dibromo-4-hydroxybenzoic acid	3337-62-0	Métabolite	0.0079
Pesticides	3-5-6-Trichloro-2-pyridinol	6515-38-4	Métabolite	0.0020
Pesticides	4-5-Dichloro-2-n-octyl-isothiazol-3(2H)-on (DCOIT)	64359-81-5	Biocide	0.0350
Pesticides	5-Chloro-2-méthyl-4-isothiazolin-3-one (CMI)	26172-55-4	Biocide	0.0050
Pesticides	6-Benzyladenine	1214-39-7	Herbicide	0.0006
Pesticides	Acetamiprid	160430-64-8	Insecticide	0.0030
Pesticides	Acetochlor	34256-82-1	Herbicide	0.0100
Pesticides	Acetochlor-ESA	187022-11-3	Métabolite	0.0014
Pesticides	Acibenzolar-S-méthyl	135158-54-2	Fongicide	0.0350
Pesticides	Alachlor	15972-60-8	Herbicide	0.0100
Pesticides	Alachlor-ESA	142363-53-9	Métabolite	0.0013
Pesticides	Aldicarb	116-06-3	Insecticide	0.0400
Pesticides	Alpha-Naphthylacetamid	86-86-2	Régulateur de croissance	0.0030

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Pesticides	Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide	0.0020
Pesticides	Aminopyralid	150114-71-9	Herbicide	0.0060
Pesticides	Amisulbrom	348635-87-0	Fongicide	0.0150
Pesticides	Asulam	3337-71-1	Herbicide	0.0100
Pesticides	Atraton	1610-17-9	Herbicide	0.0010
Pesticides	Atrazine-desethyl-desisopropyl	3397-62-4	Métabolite	0.0060
Pesticides	Atrazine-desisopropyl-2-hydroxy	7313-54-4	Métabolite	0.0007
Pesticides	Azamethiphos	35575-96-3	Insecticide	0.0006
Pesticides	Azoxystrobin	131860-33-8	Fongicide	0.0005
Pesticides	Azoxystrobin acid	1185255-09-7	Métabolite	0.0020
Pesticides	Beflubutamid	113614-08-7	Herbicide	0.0050
Pesticides	Benalaxyl	98243-83-5	Fongicide	0.0050
Pesticides	Bentazon	25057-89-0	Herbicide	0.0098
Pesticides	Benthiavalicarb-isopropyl	177406-68-7	Métabolite	0.0006
Pesticides	Bifenox acid	53774-07-5	Métabolite	0.0059
Pesticides	Bixafen	581809-46-3	Fongicide	0.0069
Pesticides	Boscalid	188425-85-6	Fongicide	0.0030
Pesticides	Bromadiolone	28772-56-7	Biocide	0.0100
Pesticides	Bromazil	314-40-9	Biocide	0.0150
Pesticides	Bromoxynil	1689-84-5	Herbicide	0.0037
Pesticides	Bromuconazole	116255-48-2	Fongicide	0.0010
Pesticides	Bupirimate	41483-43-6	Fongicide	0.0050
Pesticides	Buprofezin	69327-76-0	Insecticide	0.0150
Pesticides	Carbendazim	10605-21-7	Fongicide	Qualitatif
Pesticides	Carbetamid	16118-49-3	Herbicide	0.0695
Pesticides	Carbofuran	1563-66-2	Insecticide	0.0070
Pesticides	Carboxin	5234-68-4	Fongicide	0.0050
Pesticides	Carfentrazone-ethyl	128639-02-1	Herbicide	0.0060
Pesticides	Chlorantraniliprole	500008-45-7	Insecticide	0.0030
Pesticides	Chlorfenvinphos	470-90-6	Insecticide	0.0050
Pesticides	Chloridazon	1698-60-8	Herbicide	0.0008
Pesticides	Chloridazon-methyl-desphenyl	17254-80-7	Métabolite	0.0008
Pesticides	Chlorothalonil-4-hydroxy-carbonic acid amide (TP611968)		Métabolite	0.0027
Pesticides	Chlorothalonil-TP SYN507900	115044-73-0	Métabolite	0.0018
Pesticides	Chlorothalonil-TP SYN548580		Métabolite	0.0098
Pesticides	Clethodim	99129-21-2	Herbicide	0.0040
Pesticides	Clofentezine	74115-24-5	Insecticide	0.4000
Pesticides	Clomazon	81777-89-1	Herbicide	0.0020
Pesticides	Clopyralid	1702-17-6	Herbicide	0.1000
Pesticides	Cloquintocet-mexyl	99607-70-2	Herbicide safener	0.0700
Pesticides	Clothianidin	210880-92-5	Insecticide	0.0008
Pesticides	Cyazofamid	120116-88-3	Fongicide	0.0050
Pesticides	Cyclosulfamuron	136849-15-5	Herbicide	0.0020
Pesticides	Cycloxydim	101205-02-1	Herbicide	0.0020
Pesticides	Cycloxydim-TP BH 517-TSO E/Z-isomer		Métabolite	0.0050
Pesticides	Cycluron	2163-69-1	Herbicide	0.0010
Pesticides	Cyflufenamid	180409-60-3	Fongicide	0.0090
Pesticides	Cymoxanil	57966-95-7	Fongicide	0.0100
Pesticides	Cyproconazol	94361-06-5	Fongicide	0.0150
Pesticides	Cyprodinil	121552-61-2	Fongicide	0.0007
Pesticides	Cyprodinil-TP CGA 249287		Métabolite	0.0050
Pesticides	Cyromazin	66215-27-8	Biocide	0.0080
Pesticides	Diazinon	333-41-5	Insecticide	0.0100
Pesticides	Diazoxon	962-58-3	Métabolite	0.0020
Pesticides	Dicamba	1918-00-9	Herbicide	0.0017
Pesticides	Dichlorprop	120-36-5	Herbicide	0.0011
Pesticides	Dichlorvos	62-73-7	Insecticide	0.0150
Pesticides	Diethofencarb	87130-20-9	Fongicide	0.0100
Pesticides	Difenoconazol	119446-68-3	Fongicide	0.0040

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Pesticides	Diflubenzuron	35367-38-5	Insecticide	0.0070
Pesticides	Diflufenican	83164-33-4	Herbicide	0.1000
Pesticides	Dimefuron	34205-21-5	Herbicide	0.0006
Pesticides	Dimethachlor	50563-36-5	Herbicide	0.0006
Pesticides	Dimethachlor-OXA	1086384-49-7	Métabolite	0.0060
Pesticides	Dimethenamid	87674-68-8	Herbicide	0.0020
Pesticides	Dimethenamid-ESA	205939-58-8	Métabolite	0.0060
Pesticides	Dimethenamid-OXA	380412-59-9	Métabolite	0.0071
Pesticides	Dimethoate	60-51-5	Insecticide	0.0007
Pesticides	Dimethomorph	110488-70-5	Fongicide	0.0010
Pesticides	Dimethylditetradecylammonium (ATMAC 18)	20256-58-0	Biocide	Qualitatif
Pesticides	Dinoseb	88-85-7	Herbicide	0.0008
Pesticides	Diuron-desdimethyl	2327-02-8	Métabolite	0.0010
Pesticides	Diuron-desmonomethyl (DCPMU)	3567-62-2	Métabolite	0.0010
Pesticides	Epoxiconazol	133855-98-8	Fongicide	0.0007
Pesticides	Ethirimol	23947-60-6	Métabolite	0.0020
Pesticides	Ethofumesat	26225-79-6	Herbicide	0.0150
Pesticides	Ethoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide	0.0010
Pesticides	Etoxazol	153233-91-1	Insecticide	0.0060
Pesticides	Fenamidone	161326-34-7	Fongicide	0.0030
Pesticides	Fenazaquin	120928-09-8	Insecticide	0.0250
Pesticides	Fenbuconazole	114369-43-6	Fongicide	0.0060
Pesticides	Fenhexamid	126833-17-8	Fongicide	0.0060
Pesticides	Fenoxycarb	79127-80-3	Insecticide	0.0050
Pesticides	Fenpropidin	67306-00-7	Fongicide	0.0650
Pesticides	Fenpropimorph	67306-03-0	Fongicide	0.0650
Pesticides	Fenpyrazamin	473798-59-3	Fongicide	0.0005
Pesticides	Fenpyroximate	134098-61-6	Insecticide	0.0200
Pesticides	Fipronil	120068-37-3	Insecticide	0.0057
Pesticides	Fipronil-desulfinyl	205650-65-3	Métabolite	0.0486
Pesticides	Fipronil-sulfid	120067-83-6	Métabolite	0.0069
Pesticides	Fipronil-sulfon	120068-36-2	Métabolite	0.0131
Pesticides	Fipronil-TP RPA 200761	385765-64-0	Métabolite	0.0070
Pesticides	Flazasulfuron	104040-78-0	Herbicide	0.0020
Pesticides	Flonicamid	158062-67-0	Insecticide	0.0011
Pesticides	Florasulam	145701-23-1	Herbicide	0.0100
Pesticides	Fluazifop free acid	69335-91-7	Herbicide	0.0006
Pesticides	Fluazinam	79622-59-6	Fongicide	0.3000
Pesticides	Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide	0.0007
Pesticides	Flufenacet	142459-58-3	Herbicide	0.0060
Pesticides	Flufenacet-ESA	201668-32-8	Métabolite	0.0006
Pesticides	Flufenacet-OXA	201668-31-7	Métabolite	0.0020
Pesticides	Flumioxazin	103361-09-7	Herbicide	0.0850
Pesticides	Fluopicolide	239110-15-7	Fongicide	0.0010
Pesticides	Fluopyram	658066-35-4	Fongicide	0.0060
Pesticides	Fluopyram Benzamide	360-64-5	Métabolite	0.0100
Pesticides	Fluoxastrobin	361377-29-9	Fongicide	0.0060
Pesticides	Flupyrsulfuron-methyl	144740-54-5	Herbicide	0.0030
Pesticides	Fluquinconazole	136426-54-5	Fongicide	0.0250
Pesticides	Flurochloridon	61213-25-0	Herbicide	0.0650
Pesticides	Fluroxypyr free acid	69377-81-7	Herbicide	0.0047
Pesticides	Flusilazol	85509-19-9	Fongicide	0.0006
Pesticides	Flutolanil	66332-96-5	Fongicide	0.0050
Pesticides	Fluxapyroxad	907204-31-3	Fongicide	0.0007
Pesticides	Fluxapyroxad (BAS 700 F)-TP CSAA798670	176969-34-9	Métabolite	0.1000
Pesticides	Fluxapyroxad (BAS 700 F)-TP CSCD465008	151734-02-0	Métabolite	0.0126
Pesticides	Foramsulfuron	173159-57-4	Herbicide	0.0020
Pesticides	Fuberidazole	3878-19-1	Fongicide	0.0005
Pesticides	Haloxypop	69806-34	Herbicide	0.0020
Pesticides	Hexazinon	51235-04-2	Herbicide	0.0006

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Pesticides	Hexythiazox	78587-05-0	Insecticide	0.0750
Pesticides	Imazalil	35554-44-0	Fongicide	0.0060
Pesticides	Imazamox	114311-32-9	Herbicide	0.0006
Pesticides	Imidacloprid	138261-41-3	Insecticide	0.0030
Pesticides	Imidacloprid-desnitro	115970-17-7	Métabolite	0.0020
Pesticides	Imidacloprid-urea	120868-66-8	Métabolite	0.0010
Pesticides	Iodopropynyl butylcarbamate (IPBC)	55406-53-6	Biocide	0.0650
Pesticides	Iodosulfuron-methyl	144550-06-1	Herbicide	0.0020
Pesticides	Iprovalcarb	140923-17-7	Fongicide	0.0050
Pesticides	Irgarol	28159-98-0	Biocide	0.0006
Pesticides	Irgarol-descyclopropyl	30125-65-6	Métabolite	0.0030
Pesticides	Isoproturon	34123-59-6	Herbicide	0.0006
Pesticides	Isoproturon-desmethyl	56046-17-4	Métabolite	0.0007
Pesticides	Isoproturon-N-monodemethyl	34123-57-4	Métabolite	0.0006
Pesticides	Kresoxim-methyl	143390-89-0	Fongicide	0.0150
Pesticides	Kresoxim-methyl acid	1007364-30-8	Métabolite	Qualitatif
Pesticides	Lenacil	2164-08-1	Herbicide	0.0030
Pesticides	Linuron	374726-62-2	Herbicide	0.0100
Pesticides	Maleic hydrazide	123-33-1/10071-13-3	Régulateur de croissance	0.0650
Pesticides	Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide	0.0020
Pesticides	MCPA	94-74-6	Herbicide	0.0009
Pesticides	MCPB	94-81-5	Herbicide	0.1800
Pesticides	Mefenpyr-diethyl	135590-91-9	Herbicide safener	0.0050
Pesticides	Mepanipyrim	110235-47-7	Fongicide	0.0006
Pesticides	Mesosulfuron-methyl	74223-64-6	Herbicide	0.0006
Pesticides	Mesotrion	104206-82-8	Herbicide	0.0030
Pesticides	Mesotrion-MNBA	110964-79-9	Métabolite	0.0585
Pesticides	Metalaxyl-TP CGA108906	104390-56-9	Métabolite	0.0150
Pesticides	Metalaxyl-TP CGA62826	87764-37-2	Métabolite	0.0006
Pesticides	Metamitron	41394-05-2	Herbicide	0.0006
Pesticides	Metamitron-Desamino	36993-94-9	Métabolite	0.0006
Pesticides	Metazachlor	67129-08-2	Herbicide	0.0020
Pesticides	Metazachlor-OXA	1231244-60-2	Métabolite	0.0091
Pesticides	Metconazole	125116-23-6	Fongicide	0.0006
Pesticides	Methidathion	950-37-8	Insecticide	0.0700
Pesticides	Methiocarb	2032-65-7	Insecticide	0.0600
Pesticides	Methomyl	16752-77-5	Insecticide	0.0700
Pesticides	Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticide	0.0025
Pesticides	Metolachlor-ESA	171118-09-5	Métabolite	0.0080
Pesticides	Metolachlor-OXA	152019-73-3	Métabolite	0.0040
Pesticides	Metosulam	139528-85-1	Herbicide	0.0006
Pesticides	Metoxuron	19937-59-8	Herbicide	0.0010
Pesticides	Metrafenone	220899-03-6	Fongicide	0.0060
Pesticides	Metribuzin	21087-64-9	Herbicide	0.0005
Pesticides	Metsulfuron-methyl	74223-64-6	Herbicide	0.0005
Pesticides	Monolinuron	1746-81-2	Herbicide	0.0010
Pesticides	Monuron	150-68-5	Herbicide	0.0010
Pesticides	N,N-dimethyl-N'-(4-methylphenyl)-sulfamide	66840-71-9	Métabolite	0.0150
Pesticides	Napropamid	15299-99-7	Herbicide	0.0005
Pesticides	Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide	0.0005
Pesticides	Nicosulfuron-TP AUSN		Métabolite	0.0010
Pesticides	Nicosulfuron-TP UCSN		Métabolite	0.0070
Pesticides	Orbencarb	34622-58-7	Herbicide	0.1000
Pesticides	Oryzalin	19044-88-3	Herbicide	0.0550
Pesticides	Oxadiazyl	39807-15-3	Herbicide	0.0100
Pesticides	Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide	0.0150
Pesticides	Oxasulfuron	144651-06-9	Herbicide	0.0006
Pesticides	Oxyfluorfen	42874-03-3	Herbicide	0.0010
Pesticides	Paclobutrazol	76738-62-0	Fongicide	0.0150

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Pesticides	Penconazol	66246-88-6	Fongicide	0.0010
Pesticides	Pencycuron	66063-05-6	Fongicide	0.0005
Pesticides	Penoxsulam	219714-96-2	Herbicide	0.0006
Pesticides	Penthiopyrad	183675-82-3	Fongicide	0.0200
Pesticides	Pethoxamid	106700-29-2	Herbicide	0.0006
Pesticides	Picaridin	119515-38-7	Biocide	0.0060
Pesticides	Picloram	1918-01-1	Herbicide	0.0150
Pesticides	Picoxystrobin	117428-22-5	Fongicide	0.0100
Pesticides	Piperonyl butoxide	51-03-6	Additif insecticide	0.0090
Pesticides	Pirimicarb	23103-98-2	Insecticide	0.0006
Pesticides	Pirimiphos-methyl	29232-93-7	Insecticide	0.0100
Pesticides	Prochloraz	67747-09-5	Fongicide	0.0060
Pesticides	Prochloraz-TP BTS40348	67747-01-7	Métabolite	0.0090
Pesticides	Prochloraz-TP BTS44595	139520-94-8	Métabolite	0.0006
Pesticides	Prometon	1610-18-0	Herbicide	0.0060
Pesticides	Prometryn	7287-19-6	Herbicide	0.0010
Pesticides	Propachlor	1918-16-7	Herbicide	0.0100
Pesticides	Propachlor-OXA	70628-36-3	Métabolite	0.0187
Pesticides	Propamocarb	24579-73-5	Fongicide	0.0020
Pesticides	Propaquizafop	111479-05-1	Herbicide	0.0080
Pesticides	Propoxycarbazone	145026-81-9	Herbicide	0.0060
Pesticides	Propyzamide	23950-58-5	Herbicide	0.0150
Pesticides	Prosulfocarb sulfoxide	51954-81-5	Métabolite	0.0614
Pesticides	Prosulfuron	94125-34-5	Herbicide	0.0007
Pesticides	Prothioconazole	178928-70-6	Fongicide	0.3000
Pesticides	Prothioconazole-desethio	120983-64-4	Métabolite	0.0007
Pesticides	Pymetrozine-TP CGA294849		Métabolite	0.0600
Pesticides	Pyraclostrobin	175013-18-0	Fongicide	0.0060
Pesticides	Pyraflufen-ethyl	129630-19-9	Défoliant	0.0300
Pesticides	Pyrifenoxy	88283-41-4	Fongicide	0.0070
Pesticides	Pyrimethanil	53112-28-0	Fongicide	0.0006
Pesticides	Pyroxsulam	422556-08-9	Herbicide	0.0006
Pesticides	Quinoclamine	2797-51-5	Herbicide	0.0060
Pesticides	Quinoxifen	124495-18-7	Fongicide	0.0080
Pesticides	Quizalofop-P-ethyl	100646-51-3	Herbicide	0.0150
Pesticides	Rimsulfuron	122931-48-0	Herbicide	0.0010
Pesticides	Rivastigmin	5915-41-3	Médicaments	0.0050
Pesticides	Simeton	673-04-1	Herbicide	0.0010
Pesticides	Spirotetramat	203313-25-1	Insecticide	0.0100
Pesticides	Spiroxamin	118134-30-8	Fongicide	0.0950
Pesticides	Sulcotrion	99105-77-8	Herbicide	0.0030
Pesticides	Sulcotrion-CMBA	53250-83-2	Métabolite	0.0094
Pesticides	Sulfentrazon	122836-35-5	Herbicide	0.0008
Pesticides	Sulfosulfuron	141776-32-1	Herbicide	0.0007
Pesticides	Tebuconazole	107534-96-3	Fongicide	0.0010
Pesticides	Tebufenozide	112410-23-8	Insecticide	0.0077
Pesticides	Tebufenpyrad	119168-77-3	Insecticide	0.0150
Pesticides	Tebutam	35256-85-0	Herbicide	0.0060
Pesticides	Tembotrione	335104-84-2	Herbicide	0.0070
Pesticides	Tepraloxydim	149979-41-9	Herbicide	0.0060
Pesticides	Terbacil	5902-51-2	Herbicide	0.0086
Pesticides	Terbumeton	33693-04-8	Herbicide	0.0030
Pesticides	Terbutylazine-TP CSAA036479		Métabolite	0.0070
Pesticides	Terbutylazine-TP CSCD648241		Métabolite	0.0020
Pesticides	Terbutylazine-TP CSCD692760		Métabolite	0.0060
Pesticides	Terbutryn	886-50-0	Herbicide	0.0006
Pesticides	Thiabendazol	148-79-8	Fongicide	0.0006
Pesticides	Thiacloprid	111988-49-9	Insecticide	0.0006
Pesticides	Thiacloprid-amide	676228-91-4	Métabolite	0.0030
Pesticides	Thiamethoxam	153719-23-4	Insecticide	0.0020

Catégorie	Substance	N° CAS	Type	LOQ (µg/L)
Pesticides	Thiamethoxam-TP CGA 353968	634192-72-6	Métabolite	0.0300
Pesticides	Thiamethoxam-TP CGA 355190		Métabolite	0.0007
Pesticides	Thiamethoxam-TP NOA407475		Métabolite	0.0030
Pesticides	Thiencarbazone-methyl	936331-72-5	Herbicide	0.0020
Pesticides	Thifensulfuron-methyl	79277-27-3	Herbicide	0.0005
Pesticides	Topramezone	210631-68-8	Herbicide	0.0168
Pesticides	Tralkoxydim	87820-88-0	Herbicide	0.0300
Pesticides	Triadimenol A	70585-35-2	Fongicide	0.0070
Pesticides	Triasulfuron	82097-50-5	Herbicide	0.0030
Pesticides	Triatoxide	72459-58-6	Fongicide	0.0030
Pesticides	Tribenuron-methyl	101200-48-0	Herbicide	0.0150
Pesticides	Triclocarban	101-20-2	Biocide	0.0650
Pesticides	Triclosan	3380-34-5	Biocide	0.0150
Pesticides	Trifloxystrobin	141517-21-7	Fongicide	0.0100
Pesticides	Trifloxystrobin acid	252913-85-2	Métabolite	0.0060
Pesticides	Triflumizole	99387-89-0	Fongicide	0.0150
Pesticides	Triflusulfuron-methyl	126535-15-7	Herbicide	0.0020
Pesticides	Trinecapax	104273-73-6	Métabolite	0.0016
Pesticides	Trinexapac-ethyl	95266-40-3	Régulateur de croissance	0.0060
Pesticides	Triticonazole	131983-72-7	Fongicide	0.0010
Pesticides	Tritosulfuron	142469-14-5	Herbicide	0.1000

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

2021		Sample Id	verifié	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	26	28	
		Limite quantification (µg/L)	04.01.2021	10.01.2021	01.02.2021	15.02.2021	01.03.2021	15.03.2021	29.03.2021	12.04.2021	26.04.2021	10.05.2021	25.05.2021	07.06.2021	21.06.2021	05.07.2021	19.07.2021	02.08.2021	16.08.2021	30.08.2021	13.09.2021	27.09.2021	11.10.2021	25.10.2021	08.11.2021	22.11.2021	06.12.2021	20.12.2021	sa valeur max (µg/L)	
Concentrations en µg/L		NA = non analysé																												
catégorie	nom substance																													
43	Endosulfan sulfate	<0.01																												0.000
44	Epoxiconazole	<0.01																												0.000
45	Ethoxysulfuron	<0.10																												0.000
46	Fénarimol	<0.01																												0.000
47	Fenhexamide	<0.01																												0.000
48	Fenpropidin	<0.01																												0.000
49	Fenpropimorphe	<0.01								<0.01																				0.000
50	Fenpyrazamine	<0.01																												0.000
51	Fénuron	<0.01																<0.01												0.000
52	Fluazifop-butyl	<0.01																												0.000
53	Fluazinam	<0.01																												0.000
54	Fludioxonil	<0.01																												0.000
55	Fluométuron	<0.01																												0.000
56	Fluroxypyr	<0.01																												0.000
57	Flurprimidol	<0.01																												0.000
58	Flusilazole	<0.01																												0.000
59	Foramsulfuron	<0.01								0.024	0.024																			0.024
60	Furathiocarbe	<0.01																												0.000
61	Glufosinate	<0.01																		<0.01	<0.01									0.000
62	Glyphosate	<0.01	<0.01		0.027	0.024	<0.01	<0.01	0.015	0.030	0.020	0.037	0.024	0.023	<0.01	0.012	0.016	0.032	0.027	0.011	0.010	0.019		<0.01	<0.01		<0.01		0.037	
63	Hexaflumuron	<0.01																												0.000
64	Imidacloprid	<0.01																									<0.01		<0.01	0.000
65	Indoxacarb	<0.01																											<0.01	0.000
66	Iodosulfuronmethyl	<0.01												<0.01																0.000
67	Isoproturon	<0.01																												0.000
68	Isopyrazam	<0.01																												0.000
69	Isoxaben	<0.01																												0.000
70	Lénacle	<0.01																												0.000
71	Linuron	<0.01																												0.000
72	Lufenuron	<0.01																												0.000
73	Mandipropamide	<0.01																												0.000
74	MCPA	<0.01																												0.000
75	Mécoprop	<0.01													<0.01															0.000
76	Mépanipirim	<0.01																												0.000
77	Mésotrione	<0.01																												0.000
78	Métalaxyl	<0.01													0.011	<0.01														0.011
79	Métazachlore	<0.01																												0.000
80	Méthidathion	<0.01																												0.000
81	Méthoxyfénozide	<0.01																												0.000
82	Métolachlore	<0.01																												0.000
83	Métoxuron	<0.01																												0.000
84	Métribuzine	<0.01																												0.000

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

2021		Sample Id	verifié	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26														
Concentrations en µg/L			Limite quantification (µg/L)	04.01.2021	13.01.2021	01.02.2021	15.02.2021	01.03.2021	15.03.2021	29.03.2021	12.04.2021	26.04.2021	10.05.2021	23.05.2021	07.06.2021	21.06.2021	05.07.2021	19.07.2021	02.08.2021	16.08.2021	30.08.2021	13.09.2021	27.09.2021	11.10.2021	25.10.2021	08.11.2021	22.11.2021	06.12.2021	20.12.2021	valeur max (µg/L)													
catégorie	nom substance	NA = non analysé																																									
1	A u t r e s	Benzotriazole	<0.01	0.054	0.027	0.039	0.037	0.081	0.037	0.051	0.033	0.049	0.032	0.023	0.026	0.017	<0.01	<0.01	0.017	0.014	0.020	0.019	0.021							0.022	0.068	0.024	0.057	0.061	0.081								
2		Toltriazole	<0.01	0.037	0.019	0.033	0.027	0.057	0.036	0.052	0.035	0.063	0.017	<0.01	0.032	0.026	0.012			<0.01	0.017	0.019	0.013	0.019							0.022	0.024	0.017	0.039	0.041	0.063							
3		1,4-Dioxane	<0.05	0.390	0.540	0.270		0.190	0.170	0.245	0.220	0.060	0.180		0.130	0.150																		0.420	0.540								
4		Méthyl tert-butyl éther (MTBE)	<0.05		0.060	0.100				0.090	0.060																					0.100	0.090			0.260	0.260						
5		4-Aminobiphenyl	<0.001																																	0.000	0.000						
6		Benzidine	<0.001																																	0.000	0.000						
1	A P I & m é t a b o l i t e s	Azithromycine	<0.01																																	0.000	0.000						
2		Benzonate	<0.01																																	0.000	0.000						
3		BMS-14-Apixaban	<0.01																																		0.000	0.000					
4		Bupivacaine	<0.01				0.012																														0.012	0.012					
5		Carbamazépine	<0.01	<0.01		<0.01		<0.01	<0.01	<0.01			<0.01																								0.000	0.000					
6		Carbidopa	<0.01																																		0.000	0.000					
7		Carisoprodol	<0.01					<0.01	<0.01	<0.01						<0.01																					0.000	0.000					
8		Cibamino(S)	<0.01																																		0.000	0.000					
9		Cibazepine	<0.01																		NA	NA	NA	NA	NA											0.000	0.000						
10		Clarithromycine	<0.01																																		0.000	0.000					
11		Déanol	<0.05																																		0.000	0.000					
12		Diclofénac	<0.01	0.029	0.083	0.036	0.027	0.013	0.015	0.021	<0.01	0.012			<0.01		<0.01	<0.01						<0.01	0.013											0.018	0.021	0.015	0.019	0.020	0.083		
13		Guanyurea	<0.05	1.300	1.160	0.970	0.722	0.550	0.786	0.861	1.250	1.815	0.463	0.481	0.956	0.668	0.508	0.257	0.618	0.776	1.090	0.527	0.442													0.534	0.716	0.570	0.719	0.617	1.815		
14		Irbésartan	<0.01	<0.01		<0.01			<0.01	<0.01			<0.01	<0.01	<0.01																							0.000	0.000				
15		Mémantine hydrochloride	<0.01																																			0.000	0.000				
16		Mépvacaine	<0.01															<0.01	<0.01																			0.000	0.000				
17		Metformine	<0.01	0.933	0.514	0.603	0.637	0.693	0.548	0.640	0.468	0.618	0.427	0.344	0.227	0.103	0.110	0.128	0.128	0.144	0.166	0.206	0.244													0.354	0.312	0.154	0.201	0.667	0.933		
18		Méthénamine	<0.05		0.058	0.063			0.131	0.088	0.120			0.055			NA																					0.193	0.277	0.277			
19		NOV-14-BOC	<0.01																	NA	NA	NA	NA	NA														0.000	0.000				
20		Prilocaine	<0.01			0.012	0.026							<0.01	0.033	0.025	<0.01	<0.01	<0.01																			<0.01	0.033	0.033			
21		Propofol	<0.01																																				0.000	0.000			
22		Ribavarine	<0.10																																				0.000	0.000			
23		Ropivacaine	<0.01																																				0.000	0.000			
24		Sulfaméthoxazole	<0.01	<0.01		<0.01		<0.01	<0.01	<0.01				<0.01	<0.01	<0.01																						<0.01	<0.01	0.000	0.000		
25		Ticlopidine	<0.01																																				0.000	0.000			
26		Trimétazidine dihydrochloride	<0.01																																				0.000	0.000			
27		Xipamide	<0.01								<0.01																												0.000	0.000			
28		Substance 1	<0.01											<0.01	<0.01			<0.01	<0.01																				0.000	0.000			
29		Substance 2	<0.01																																					0.000	0.000		
30		Substance 3	<0.01																																					0.000	0.000		
31		Substance 4	<0.01																																					0.000	0.000		
32		Substance 5	<0.01																																					0.000	0.000		
33		Substance 6	<0.05																																					0.000	0.000		
34		Substance 7	<0.01																																					0.000	0.000		
35		Substance 8	<0.01							<0.01		<0.01																												<0.01	<0.01	0.000	0.000
36		Substance 9	<0.01																																					0.000	0.000		
37		Substance 10	<0.01																																					0.000	0.000		
38		Substance 11	<0.01																																					0.000	0.000		
		Total API & métabolites		2.262	1.814	1.684	1.423	1.256	1.4795	1.61	1.838	2.4445	0.945	0.8565	1.208	0.7705	0.618	0.3845	0.746	0.919	1.256	0.733	0.699											0.906	1.049	0.739	1.132	1.581	2.4445				

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

ANNEXE 7 : Campagne amont-aval industries Rhône : concentration en µg/L

ANNEX 7: Campaign for upstream to downstream industries for the Rhone River: concentration in µg/L

	Lieu du prélèvement (moyen 24h) Coordonnées	Limite de quantification (µg/L)	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM
			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
	Date de l'échantillon		22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021
			NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification									
Pesticides												
1	2 β-Dichlorobenzamide	<0.01										
2	Abaméctine	<0.1										
3	Alachlor	<0.01										
4	Amidosulfuron	<0.01										
5	Atrazine	<0.01										
6	Atrazine-2-hydroxy	<0.01										
7	Atrazine-déséthyle	<0.01										
8	Atrazine-désisopropyle	<0.01										
9	Azoxystrobine	<0.01										
10	Bénoxacor	<0.01										
11	Bentazone	<0.01										
12	Bicyclopyrone	<0.01										0.022
13	Boscalid	<0.01								<0.01		
14	Carbendazime	<0.01										
15	Carbofuran	<0.01										
16	Chlodinafop-propargyl	<0.1										
17	Chloridazone	<0.01										
18	Chlorpyrifos-éthyle	<0.01										
19	Chlortoluron	<0.01										
20	Clofentézine	<0.01						<0.01	<0.01		<0.01	
21	Clomazone	<0.01										
22	Cyproconazole	<0.01										
23	Cyprodinil	<0.01										
24	Cyromazine	<0.01										
25	Diafenthiuron	<0.01										
26	Diazinon	<0.01										
27	Dicrôtophos	<0.01										
28	Dicyclanil	<0.01										
29	Difénoconazole	<0.01										
30	Difénoxuron	<0.01										
31	Diméfuron	<0.01							<0.01		<0.01	
32	Diméthachlore	<0.01										
33	Diméthoate	<0.01										
34	Diméthomorphe	<0.01										
35	Dinosébe	<0.01										
36	Dinotérb	<0.01		0.087	0.43	0.105	0.017	<0.01		0.019	0.018	
37	Diuron	<0.01								<0.01	<0.01	
38	Endosulfan sulfate	<0.01										
39	Epoixiconazole	<0.01										
40	Ethoxysulfuron	<0.1										

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

	Lieu du prélèvement (moyen 24h) Coordonnées	Limite de quantification (µg/L)	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM
			2'627'056 / 1'128'463	2'620'167 / 1'128'743	2'569'614 / 1'110'236	2'564'339 / 1'123'182	2'563'207 / 1'125'118	2'627'056 / 1'128'463	2'620'167 / 1'128'743	2'569'614 / 1'110'236	2'564'339 / 1'123'182	2'563'207 / 1'125'118
	Date de l'échantillon		22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021
		NA = non analysé, case vide = non détecté, < LQ = inférieur au seuil de quantification										
41	Fénarimol	<0.01										
42	Fenhexamide	<0.01										
43	Fenpropidin	<0.01										
44	Fenpropimorph	<0.01										
45	Fenpyrazamine	<0.01										
46	Fénuron	<0.01										
47	Fluazifop-butyl	<0.01										
48	Fluazinam	<0.01										
49	Fludioxanil	<0.01										<0.01
50	Fluméloron	<0.01								<0.01	<0.01	
51	Fluroxypyr	<0.01							<0.01			
52	Flurprimidol	<0.01										
53	Flusilazole	<0.01										
54	Foramsulfuron	<0.01		0.0215	0.021							
55	Furathio-carbe	<0.01										
56	Hexaflumuron	<0.01									<0.01	
57	Imidacloprid	<0.01							<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
58	Indoxacarb	<0.01										
59	Indosulfuron-méthyl	<0.01										
60	Isoproturon	<0.01										
61	Isopyrasam	<0.01										
62	Isaxaben	<0.01										
63	Lénaçle	<0.01										
64	Linuron	<0.01								<0.01	<0.01	
65	Lufenuron	<0.01						<0.01	<0.01	0.016	<0.01	
66	Mandipropamide	<0.01										
67	MCPA	<0.01										
68	Mécaprop	<0.01									<0.01	
69	Méspirgrym	<0.01										
70	Mésolone	<0.01										
71	Métalaxyl	<0.01										
72	Métazachlore	<0.01										
73	Métho-dathion	<0.01										
74	Méthoxyflénozole	<0.01										
75	Métholachlore	<0.01										
76	Métoxuron	<0.01										
77	Métribuzine	<0.01										<0.01
78	Métsulfuron-méthyle	<0.01										
79	Molinate	<0.01										
80	Nice-sulfuron	<0.01										

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

	Lieu du prélèvement (moyen 24h) Coordonnées	Limite de quantification (µg/L)	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM
			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
	Date de l'échantillon		22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021
		NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification										
81	Orthosulfamuron	<0.01										
82	Oryzalin	<0.01										
83	Oxadixyl	<0.01										
84	Penconazole	<0.01										
85	Phosalone	<0.01										
86	Picoxystrobine	<0.01										
87	Pinoxadène	<0.01										
88	Pirimicarbe	<0.01										
89	Prétilachlore	<0.01										
90	Profénofos	<0.01										
91	Prométryne	<0.01										
92	Propamocarbe	<0.01										
93	Propanil	<0.01										
94	Propiconazole	<0.01										
95	Propoxur	<0.01										
96	Prosulfo carbe	<0.01										
97	Pymétrozine	<0.01										
98	Pyrifénox	<0.01										
99	Pyriftalide	<0.01						<0.01		<0.01		
100	Simazine	<0.01										
101	Simazine-2-hydroxy	<0.01										
102	S-Metolachlor	<0.01										
103	Solatenol	<0.01										
104	Spinosad	<0.01										
105	Spiroxamine	<0.01										
106	Tébuconazole	<0.01										
107	Tébufenpyrade	<0.01										
108	Tébutame	<0.01										
109	Téflubenzuron	<0.01										
110	Terbuméton	<0.01										
111	Terbutylazine	<0.01								<0.01		
112	Terbutylazine-2-hydroxy	<0.01										
113	Terbutylazine-d'éséthyle	<0.01										
114	Terbutryne	<0.01										
115	Thiabendazole	<0.01							<0.01			
116	Thiacloprid	<0.01										
117	Thiamethoxam	<0.01										
118	Thiobencarb	<0.01										
119	Thiocyclame	<0.01										
120	Trifloxystrobine	<0.01										
121	Trifloxysulfurone	<0.01										
122	Triflumuron	<0.01										
123	Trifluraline	<0.100										

Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2021, 2022

	Lieu du prélèvement (moyen 24h) Coordonnées	Limite de quantification (µg/L)	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM	Raron	Turtmann	Aval Martigny	Amont Cimo	SATOM
			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
	Date de l'échantillon		22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	22.02.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021	30.11.2021
NA = non analysé, case vide = non détecté, < LOQ = inférieur au seuil de quantification												
Autres												
1	Benzotriazole	<0.01	0.038	0.0385	0.028	0.045	0.058	0.021	0.0275	0.02	0.041	
2	Tolyltriazole	<0.01	0.019	0.044	0.023	0.023	0.042	<0.01	0.0625	0.024	0.039	0.018
1	1,4-Dioxane	<0.05	0.1	0.115	0.22	0.21	0.27					
2	Méthyl tert-butyl éther (MTBE)		NA									
3	3-/4-Aminobiphenyl	<0.001										
4	Benzidine	<0.001										
API et métabolites												
1	Azithromycine	<0.01										
2	Benzonolate	<0.01										
3	BMS-14-Apixaban	<0.01										
4	Bupivacaïne	<0.01										
5	Carbamazépine	<0.01										
6	Carbidopa	<0.01		0.01								
7	Carisoprodol	<0.01										
8	Cibamino-(S)	<0.01										
9	Cibazépine	<0.01										
10	Clarithromycine	<0.01										
11	Déanol	<0.050		0.098		0.472						
12	Diclofénac	<0.01	0.045	0.0305	0.032	0.015	0.019	0.017	0.0255	0.014	0.023	0.032
13	Guanylurea	<0.01	0.395	0.469	1.84	2.11	2.7	0.259	0.2495	0.296	0.601	0.782
14	Irbésartan	<0.01										
15	Mémantine hydrochloride	<0.01										
16	Mépipivacaïne	<0.01										
17	Metformine	<0.01	0.926	0.769	0.718	0.815	0.923	0.388	0.3855	0.026	0.202	0.287
18	Méthénamine		NA									
19	NOV-14-BOC	<0.01										
20	Prilocaine	<0.01									<0.01	
21	Propofol	<0.01								<0.01		
22	Ribavirine	<0.1										
23	Ropivacaïne	<0.01										
24	Sulfaméthoxazole	<0.01							<0.01		<0.01	<0.01
25	Ticlopidine	<0.01										
26	Trimétazidine dihydrochloride	<0.01										
27	Xipamide	<0.01										
28	Substance 1	<0.01										
29	Substance 10	<0.01										
30	Substance 11	<0.01										
31	Substance 2	<0.01										
32	Substance 3	<0.01										<0.01
33	Substance 4	<0.01						<0.01				
34	Substance 5	<0.01						<0.01			<0.01	
35	Substance 6	<0.050									<0.050	<0.050
36	Substance 7	<0.01										
37	Substance 8	<0.01					0.011	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
38	Substance 9	<0.01										
1	Acide perfluorobutane sulfonique (PFBS)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
2	Acide perfluorobutanoïque (PFBA)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
3	Acide perfluorodécanoïque (PFDA)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
4	Acide perfluorohéptanoïque (PFHpA)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
5	Acide perfluorohexane sulfonique (PFHxS)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
6	Acide perfluorohexanoïque (PFHxA)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
7	Acide perfluorononanoïque (PFNA)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
8	Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA
9	Acide perfluorooctanoïque (PFOA)	<0.01						NA	NA	NA	NA	NA

ANALYSE ET CARACTÉRISATION DE MICROPLASTIQUES DANS DES TUBES DIGESTIFS DE POISSONS DU LÉMAN PAR IMAGERIE LASER INFRAROUGE

ANALYSIS AND CHARACTERIZATION OF MICROPLASTICS IN DIGESTIVE TRACTS OF FISHES FROM LAKE GENEVA USING LASER INFRARED IMAGING

CAMPAGNE 2021

PAR

Florian BREIDER

ECOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE, ENAC-IIE-GR-CEL STATION 2 CH-1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

*La pollution par les microplastiques est une source de préoccupation croissante du fait de leurs impacts potentiels sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Depuis quelques années, il est établi que les microplastiques sont présents dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques, rivières, lacs, mers, océans, dont le Léman et ses affluents. Dans le cadre d'une première étude financée par la CIPEL en 2020, il a été démontré que les poissons du Léman peuvent ingérer des microplastiques. Cette étude menée sur quatre espèces (la lote [*Lotta lotta*], le gardon [*Rutilus rutilus*], la perche [*Perca fluviatilis*], et la féra [*Coregonus lavaretus*]) a permis de montrer que 10 % des individus étudiés contenaient des microplastiques d'une taille $>500 \mu\text{m}$ dans leur tube digestif. Dans le but de quantifier et caractériser les particules $<500 \mu\text{m}$, les échantillons ont été ré-analysés par imagerie laser directe infrarouge et comparés avec une bibliothèque spectrale incluant plusieurs centaines de spectres de polymères et de matériaux d'origine biologique. Cette technique innovante a permis de mettre en évidence qu'un nombre important de microplastiques $<500 \mu\text{m}$ sont également ingérés par les poissons du Léman. Les principaux polymères identifiés sont le polyamide, le polycarbonate, le polyéthylène téréphtalate, le polyuréthane et le chlorure de polyvinyle. Le type et le nombre de microplastiques détectés sont relativement similaires pour les quatre espèces étudiées. Les concentrations de microplastiques de taille entre 12 et $500 \mu\text{m}$ sont comprises entre 100 et 200 particules par individu en moyenne. Ces résultats suggèrent que toutes les espèces étudiées sont exposées aux microplastiques et indiquent que le degré de contamination des poissons du Léman est comparable à d'autres études réalisées sur des espèces marines et d'eau douce.*

ABSTRACT

*Microplastic pollution is a growing concern due to its potential impacts on terrestrial and aquatic ecosystems. In the last several years, findings show that microplastics are present in all aquatic ecosystems, rivers, lakes, seas, oceans, including Lake Geneva and its tributaries. As part of a first study funded by CIPEL in 2020, it was demonstrated that fish in Lake Geneva can ingest microplastics. This study conducted on four species (*Lotta lotta*, *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*, *Coregonus lavaretus*) showed that 10% of the studied individuals contained microplastics $>500 \mu\text{m}$ in their digestive system. In order to quantify and characterize particles $<500 \mu\text{m}$, these samples were re-analyzed by direct infrared laser imaging and compared with a spectral library including the spectra of few hundred polymers and biological materials. This innovative technique made it possible to demonstrate that a large number of microplastics $<500 \mu\text{m}$ is also ingested by fish in Lake Geneva. The main polymers identified are polyamide, polycarbonate, polyethylene terephthalate, polyurethane and polyvinyl chloride. The identified type and number of microplastics were relatively similar in the four studied species. The number of microplastics between 12 and $500 \mu\text{m}$ in size, range in average from 100 to 200 particles per individual. These results suggest all the studied species are exposed to microplastics and that the degree of contamination of fishes in Lake Geneva is comparable to other studies carried out on marine and freshwater species.*

1. INTRODUCTION

La pollution par les microplastiques est une préoccupation mondiale croissante qui affecte tous les écosystèmes terrestres et aquatiques, dont les systèmes d'eau douce comme le Léman et ses affluents. En 2019 et 2020, dans le cadre d'une démarche d'évaluation de la pollution par les microplastiques, une première étude a été réalisée pour évaluer leur présence dans les poissons du Léman. Cette étude impliquant quatre espèces de poissons avec différents types d'alimentation (*Lotta lotta*, *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*, *Coregonus lavaretus*) a permis de montrer que 10% des individus étudiés contenaient des microplastiques d'une taille $>500 \mu\text{m}$ dans leur tube digestif (Siegenthaler and Breider, 2020). Ce résultat est du même ordre de grandeur que ceux rapportés par d'autres études scientifiques réalisées sur des poissons d'eau douce (Parker et al., 2021).

Bien qu'une faible fraction des poissons du Léman capturés pour cette étude contenait des microplastiques dans leur tube digestif, il est pour le moment impossible d'évaluer clairement l'impact de la présence de ces microplastiques dans le système digestif des poissons sur la santé des populations de perches, gardons, féras et lottes du Léman. Bien que des microplastiques $>500 \mu\text{m}$ aient été détectés dans un nombre limité de poissons, il est probable que les poissons du Léman ingèrent également des microplastiques de plus petite taille.

La nature des polymères composant les microplastiques présents dans les systèmes digestifs des poissons est également une information importante pour identifier les sources potentielles de pollution mais également pour évaluer le risque posé par ces microparticules anthropogéniques. Malheureusement dans le cadre de la première étude menée en 2019-2020, la composition des microplastiques détectés n'avait pu être déterminée.

Ainsi le but de cette seconde étude est de comparer l'occurrence et la composition des microplastiques de taille comprise entre 12 et $500 \mu\text{m}$ dans les tubes digestifs de poissons du Léman. Pour cela, 89 appareils digestifs de perches (*Perca fluviatilis*), gardons (*Rutilus rutilus*), féras (*Coregonus lavaretus*) et lottes (*Lota lota*) prélevés en 2019 dans le Léman par des pêcheurs professionnels ont été ré-analysés par imagerie laser infrarouge (LDIR). Cette technique utilise un laser à cascade quantique infrarouge permettant à la fois de prendre des images des échantillons dans le domaine infrarouge mais également de mesurer de manière automatique le spectre des particules détectées entre 900 cm^{-1} et 1800 cm^{-1} et de les comparer avec une bibliothèque spectrale permettant ainsi de caractériser les matériaux constituant les particules.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1. PRODUITS CHIMIQUES

Les produits suivants ont été commandés chez Sigma-Aldrich : hydroxyde de potassium (KOH, réf. 484016), chlorure de zinc (ZnCl_2 , réf. 211273). Les filtres utilisés pour cette étude proviennent de Sigma-Aldrich (GF/D $2.7 \mu\text{m}$, $\varnothing 47 \text{ mm}$, Whatman® réf. WHA1823047 et PCTE, $12 \mu\text{m}$, $\varnothing 25 \text{ mm}$ Whatman® réf. WHA70602516). Des lames de verre spécialement traitées pour refléter la lumière infrarouge ont été utilisées pour les analyses LDIR (Kevley MirrIR low-E slide).

2.2. ECHANTILLONAGE

Les systèmes digestifs des poissons analysés dans cette étude ont été fournis par la CIPEL. Les espèces étudiées sont les suivantes : *Perca fluviatilis* ($n=25$), *Rutilus rutilus* ($n=27$), *Coregonus lavaretus* ($n=27$) et *Lota lota* ($n=10$). Ces poissons ont été capturés par des pêcheurs professionnels et proviennent de trois grandes zones de prélèvement (Haut Lac : HL, Grand Lac 1 : GL1, Grand Lac 2 : GL2, Petit Lac : PL) et de cinq localités (Allaman GL2, Tolochenaz GL1, Clarens HL, Villeneuve HL et Hermance PL). Tous les échantillons ont été congelés le jour même et conservés à -20°C jusqu'à l'analyse.

2.3. ISOLATION ET ANALYSES DES MICROPLASTIQUES

Le protocole utilisé pour l'isolation et la quantification des microplastiques présents dans le système digestif des poissons est basé sur le protocoles de Froidevaux, 2019, d'Erni-Cassola et al., 2017 et de Maes et al., 2017. Les différentes étapes de ce protocole sont les suivantes :

- L'abdomen des poissons a été incisé et les tubes digestifs placés au congélateur à -20°C jusqu'à l'analyse.
- Les tubes digestifs ont été placés dans des béchers de 250 ml et la matière organique a été dégradée dans 50 mL ou 100 mL de KOH 10% à 60°C pendant 24 h (en fonction de la quantité de tissus à digérer).

- 50 ml d'eau ultra-pure ont ensuite été ajoutés pour obtenir une solution plus claire et ainsi faciliter le tamisage et la filtration.
- Les extraits ont été tamisés à 500 µm et filtrés à 0.7 µm et récupérés dans des béchers de 250 mL.
- Les particules présentes sur les filtres ont ensuite été séparées par densité. Les filtres ont été introduits dans des tubes à centrifuger avec 8 mL de solution de ZnCl₂ 37.5% et centrifugés 10 minutes à 3000 rpm. Le surnageant a été prélevé avec une pipette en verre (~1 cm) puis filtré avec des membranes PCTE 12 µm avec un Büchner.
- Le Büchner et le filtre ont été rincés une première fois avec 25 mL d'eau ultra-pure puis une seconde fois avec 25 mL d'éthanol 70%.
- Le filtre a été inséré dans un flacon de 10 mL en verre contenant 2 mL d'éthanol 70%
- Le flacon a ensuite été agité au vortex pour re-suspendre les microplastiques dans l'éthanol.
- Les lames de verre (Kevley MirrIR low-E slide) ont été nettoyées avec de l'éthanol 70%.
- L'échantillon a été agité une seconde fois au vortex.
- 2x30 µL de la suspension ont ensuite été prélevés et déposés sur la lame.
- La lame de verre a été séchée à plat pour évaporer l'éthanol.
- La lame de verre a ensuite été introduite dans le LDIR (Agilent 8700) pour analyse.

2.4. DÉTECTION ET CARACTÉRISATION DES MICROPLASTIQUES

Les microplastiques ont été détectés et caractérisés par imagerie laser infrarouge à l'aide d'un LDIR équipé d'un laser à cascade quantique (Agilent 8700) travaillant dans une gamme de nombre d'onde comprise entre 1800 et 900 cm⁻¹. Les spectres infrarouges des particules détectées ont été comparés avec une bibliothèque comprenant plus de 300 spectres de polymères et de matériaux d'origine biologique. Quatre plages d'indices de qualité des résultats ont été définies. La qualité des résultats décrit à quel point le spectre de l'échantillon correspond à celui de la bibliothèque de référence. Pour cette étude, les plages de classification des correspondances entre les spectres mesurés et ceux inclus dans la bibliothèque spectrale ont été fixées ainsi : degré de confiance moyen 0,65 à 0,75 ; degré de confiance élevé 0,75 à 0,85 et degré de confiance très élevé 0,85 à 0,99. Toutes les particules tombant en dehors de cette plage, c'est-à-dire < 0,65, ont été classées comme "indéfinies". La résolution spatiale utilisée pour ces analyses était de 10 µm. Des contrôles négatifs et des blancs de laboratoire ont été préparés et analysés en suivant le protocole ci-dessus. Aucun de ces contrôles ne s'est révélé positif après analyse par LDIR. Ceci indique que les particules de plastique détectées dans les échantillons ne proviennent pas du processus d'extraction ou d'une contamination des échantillons.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Sur les 89 tubes digestifs analysés par LDIR, toutes espèces confondues, l'ensemble des échantillons contenaient des microplastiques. Le nombre de microplastiques mesuré varie entre 33 et 267 particules par tube digestif avec un nombre médian et moyen de 200 et 171 particules par tube digestif. 16 % des particules détectées avait un indice de qualité <0.65, 49% ont été identifiées avec un indice de confiance moyen et 35 % avec un indice de confiance élevé ou très élevé. Les particules avec un indice <0.65 ont été considérées automatiquement comme non identifiées.

Les concentrations moyennes et écarts-types mesurés dans les différentes espèces de poissons sont de 169 ±72 particules pour *Coregonus labaretus*, 168 ±60 particules pour *Rutilus rutilus*, 181 ±33 particules pour *Lota lota* et 173 ±61 particules pour *Perca fluviatilis* (Figure 1). Ces chiffres correspondent aux particules détectées avec un indice de qualité >0.65.

Au total treize polymères ont été identifiés : polyamide (PA), polycarbonate (PC), polyéthylène téréphtalate (PET), polyuréthane (PU), chlorure de polyvinyle (PVC), caoutchouc, polyéthylène (PE), polybutadiène, polyméthylméthacrylate (PMMA), polystyrène (PS), polyacétale, alcool polyvinylique, éthylène-acétate de vinyl (EVA), vernis alkyl phénolique. Parmi ces polymères, le PA, PET, PU, PVC, PC et le caoutchouc constituent plus de 80 % des microplastiques détectés (Figure 2). Les polyamides (PA) synthétiques sont couramment utilisés dans les textiles, l'industrie automobile, les tapis, les ustensiles de cuisine et les vêtements de sport en raison de leur grande durabilité et de leur résistance.

Le PET, le PU, le PVC et le PC sont également utilisés pour un grand nombre d'applications soit sous forme de fil (p.ex. rembourrage de peluches, coussins, couettes, vêtements), de film (revêtement intérieur de canettes et conserves, aluminium ou acier) ou solide (bouteilles, tuyaux, CD, vitrage). Il est important de noter que l'analyse LDIR ne permet pas la détection des particules d'abrasion de pneus en raison de la teneur élevée de suie dans ces particules. Il est donc possible que d'autres particules anthropogéniques organiques absorbant fortement l'infrarouge, telles que les particules d'usure de pneus, soient également ingérées par les poissons.

La figure 3 montre la distribution de taille des particules constituées de ces six matériaux. Entre 40 à 80 % de ces particules ont une taille comprise entre 12 et 100 μm (Figure 3). Les distributions de taille des microplastiques détectés dans les tubes digestifs des poissons sont typiques de microplastiques secondaires formés par fragmentation de particules de plus grande taille. En supposant que la plupart des particules de petite taille sont formées par fragmentation de plus grosses particules et que la masse de celles-ci est conservée, le nombre de particules évoluera inversement avec le rayon des particules à la puissance de 3. Les concentrations environnementales documentées dans les études semblent suivre ce modèle mais avec un exposant légèrement inférieur (2,67) (Lenz et al., 2016). Ceci suggère que les poissons sont potentiellement également exposés à des particules plus petites dont la taille est inférieure à la résolution du LDIR ($\sim 10 \mu\text{m}$) et qui ne sont par conséquent pas détectables dans le cadre de cette étude.

Les quatre espèces de poissons étudiées présentent des concentrations de microplastiques du même ordre de grandeur et de composition très similaire. Ces résultats suggèrent que les poissons du Léman sont exposés à une grande diversité de particules de polymères essentiellement de taille inférieure à 100 μm . Le type de régime alimentaire et d'habitat des poissons du Léman ne semblent pas influencer l'exposition des poissons aux microplastiques. Cependant, l'analyse d'un nombre plus important de poissons serait nécessaire pour confirmer ce résultat.

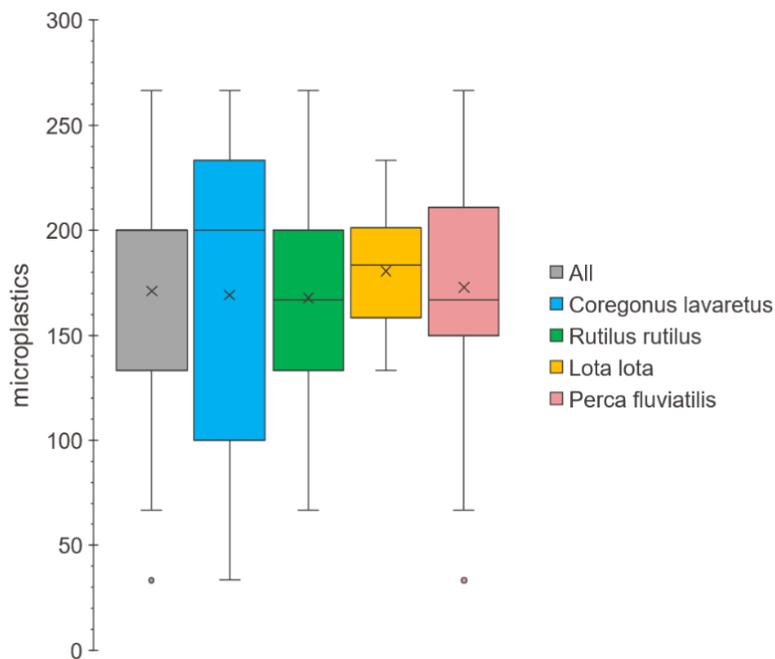


Figure 1 : Nombre de microplastiques mesuré par individu dans les différentes espèces de poissons. *Perca fluviatilis* ($n=25$), *Rutilus rutilus* ($n=27$), *Coregonus lavaretus* ($n=27$) et *Lota lota* ($n=10$). Les croix correspondent au nombre moyen alors que les barres horizontales correspondent au nombre médian de microplastiques par individu. La partie inférieure de la boîte rectangulaire représente le deuxième quartile alors que la partie supérieure de la boîte rectangulaire représente le troisième quartile. Les lignes verticales indiquent la variabilité hors des quartiles inférieures et supérieures, et tout point situé en dehors de ces lignes est considéré comme hors norme. La valeur médiane est exclue du calcul du quartile si N est impair.

Figure 1: Number of microplastics measured per individual in the different fish species. *Perca fluviatilis* ($n=25$), *Rutilus rutilus* ($n=27$), *Coregonus lavaretus* ($n=27$), and *Lota lota* ($n=10$). Xs correspond to the mean number, while the horizontal bars indicate the median number of microplastics per individual. The lower part of the rectangular box represents the second quartile, while the upper part of the rectangular box represents the third quartile. The vertical lines indicate variability outside of the lower and upper quartiles, and any point located outside these lines is considered outside the standard. The median value is excluded from the quartile calculation if N is an odd number.

Les concentrations de microplastiques mesurées dans cette étude sont supérieures d'un à deux ordres de grandeur à la plupart de celles reportées dans la littérature scientifique. Ceci s'explique par le fait que la plupart des études publiées à ce jour considèrent uniquement les particules de taille supérieure à ~200-300 µm (Parker et al., 2021) et que la concentration de microplastiques secondaires suit une loi de puissance qui évolue inversement avec le rayon celles-ci (Lenz et al., 2016). Les polymères identifiés dans le cadre de cette étude ont pour la plupart également été détectés dans le contenu gastro-intestinal d'autres espèces de poissons d'eau douce à travers le monde mais également dans l'eau du Léman (Faure et al., 2016, 2015, 2012; Parker et al., 2021).

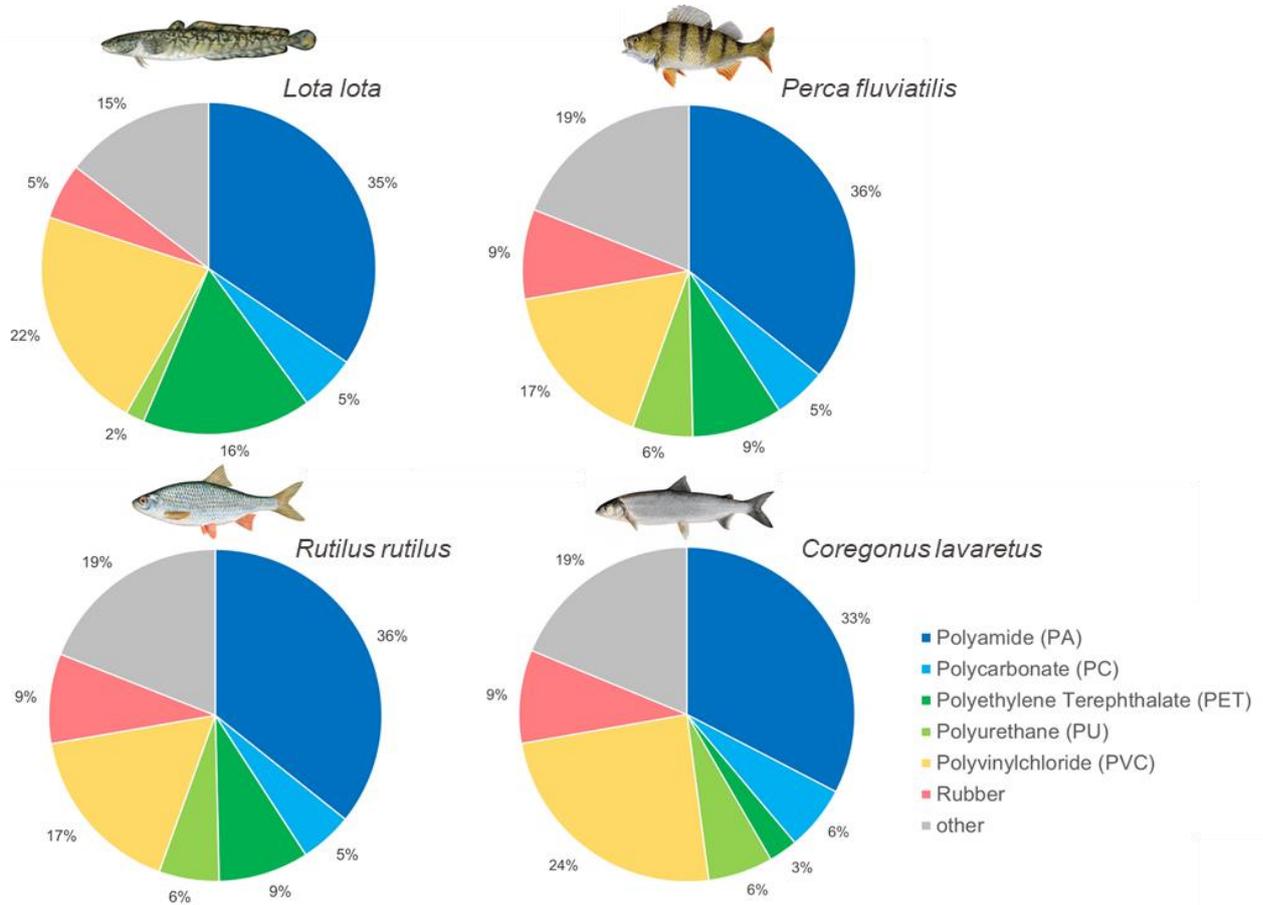


Figure 2 : Distribution des polymères identifiés dans chaque espèce de poisson.

Figure 2: Distribution of the polymers identified in each fish species

Les particules détectées dans les tubes digestifs des poissons ont probablement été co-ingérées via l'alimentation, les sédiments ou directement par l'ingestion d'eau. Après ingestion, les microplastiques peuvent affecter les poissons de trois manières : (I) par les effets physiques des microplastiques eux-mêmes (p.ex. en bloquant le tube digestif ou en provoquant une fausse satiété); (II) par la migration de plastifiants, d'additifs et d'autres produits chimiques nocifs à l'intérieur des microplastiques ; et (III) par la désorption de micropolluants adsorbés à la surface des microplastiques (Parker et al., 2021; Strungaru et al., 2019). Dans le cadre de cette étude les additifs et les micropolluants associés aux microplastiques n'ont pas été analysés. Il n'est donc pas possible d'évaluer la toxicité potentielle des microplastiques ingérés du point de vue chimique.

Cependant, l'analyse LDIR a permis d'évaluer la taille des particules détectées. La taille des microplastiques est une caractéristique importante affectant le devenir des microplastiques dans le système digestif des poissons, en particulier les petites particules, généralement <10 µm, peuvent traverser la barrière intestinale, atteindre le sang et éventuellement les autres organes (Parker et al., 2021; Ribeiro et al., 2019). La gamme de particules pouvant traverser la barrière intestinale varie cependant selon les espèces et seules les particules d'une forme, d'une taille et d'une chimie particulières peuvent passer (Ribeiro et al., 2019).

De plus, les microplastiques peuvent également être modifiés et dégradés tout au long du tube gastro-intestinal par des processus tels que la macération, la digestion, etc. qui peuvent potentiellement produire des particules plus fines capables de passer la barrière intestinale (Parker et al., 2021). Les particules détectées dans cette seconde étude sont toutes supérieures à 12 µm en raison de la résolution spatiale du LDIR, qui est limitée par le diamètre du faisceau laser et du type de filtre utilisé pour la préparation des échantillons. Ainsi, les microplastiques détectés n’ont probablement pas la possibilité de passer la barrière intestinale et d’être transférés dans le sang et d’autres organes.

Néanmoins, leur présence dans le tube gastro-intestinal pourrait avoir des effets physiques sur les tissus du système digestif et une toxicité chimique si ces particules transportent des additifs ou des micropolluants adsorbés nocifs pour les poissons. En faisant l’hypothèse que les particules détectées peuvent elles-mêmes être fragmentées dans le système digestif par abrasion mécanique avec d’autres particules (p.ex. nourriture, sédiment) ou par dégradation chimique, il est hautement probable que des particules de plus petite taille soient également présentes dans l’estomac ou l’intestin voire dans d’autres organes des poissons étudiés.

Afin d’avoir une évaluation plus précise de l’exposition des poissons du lac aux microplastiques, d’autres méthodes de détection sont nécessaires. Par exemple, l’analyse des tubes digestifs des poissons par pyrolyse couplée à la chromatographie en phase gazeuse et à la spectrométrie de masse pourrait donner des informations complémentaires comme la concentration massique de chaque polymère ainsi que la concentration en particules d’usure de pneus (Peters et al., 2018; Ribeiro et al., 2020). Cette méthode a l’avantage que la limite de détection n’est pas définie par la taille des particules mais par la masse de polymère présente dans l’échantillon. Cette approche permet également de détecter certains additifs ou composés chimiques présents dans les particules de plastique. Cependant, cette technique ne permet pas de quantifier le nombre de particules et ainsi tirer des conclusions quant à l’effet physique de celles-ci et de leur éventuel transfert vers d’autres organes.

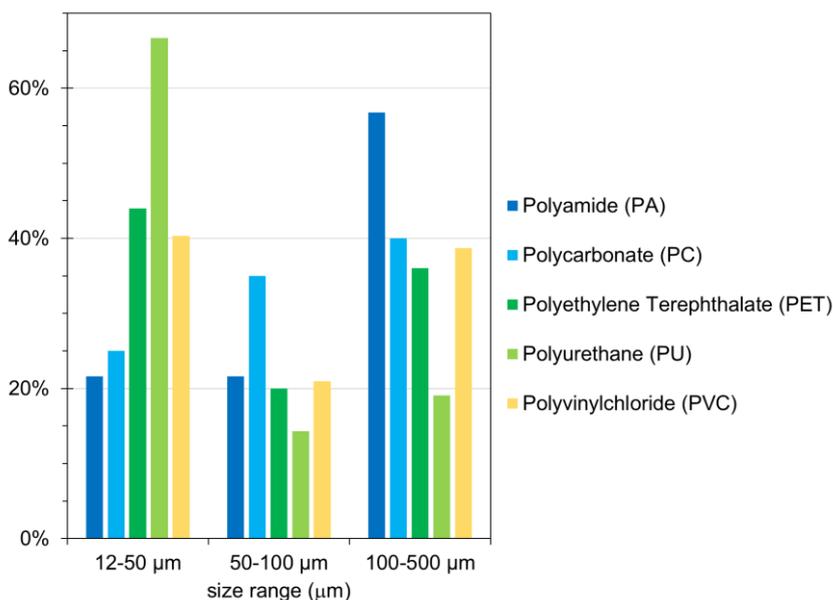


Figure 3 : Distribution de la taille des microplastiques par type de polymère.

Figure 3: Distribution of microplastic size by type of polymer

4. CONCLUSIONS

Malgré l'importance du poisson comme nourriture pour l'homme et son rôle central dans les écosystèmes aquatiques, le nombre d'études portant spécifiquement sur la charge plastique chez les espèces d'eau douce est limité, et parmi celles-ci, la plupart se limitent à un petit nombre d'échantillons et aux particules de taille supérieure à 200-300 µm. La présente étude a permis de montrer que l'ensemble des espèces et individus analysés étaient contaminés par des microplastiques dont la majorité ont un diamètre inférieur à 100 µm. Ceci démontre pour la première fois que les poissons du Léman ingèrent un grand nombre de microplastiques de petite taille et de composition variée. Cependant, il n'est pas possible à ce stade d'évaluer l'impact de l'ingestion de ces particules sur la santé des poissons et plus globalement sur l'écosystème formé par le Léman et les organismes qui y vivent. D'autres études seront donc nécessaires pour déterminer les conséquences à court et long à termes de la pollution plastique sur cet écosystème.

REMERCIEMENTS

L'auteur remercie la CIPEL et les membres de son Conseil Scientifique de l'avoir mandaté et financé pour cette étude ainsi que les collaborateurs du Laboratoire Central Environnemental de l'EPFL pour leur aide lors des travaux de laboratoire.

BIBLIOGRAPHIE

- Erni-Cassola, G., Gibson, M.I., Thompson, R.C., Christie-Oleza, J.A., 2017. Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20 μ m) in Environmental Samples. *Environ. Sci. Technol.* 51, 13641–13648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512>
- Faure, F., Alencastro, D., Felipe, L., 2016. Microplastiques: situation dans les eaux de surface en Suisse. *Aqua Amp Gas* 72–77.
- Faure, F., Corbaz, M., Baecher, H., Felipe, L., 2012. Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *ARCHIVES DES SCIENCES* 7.
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., Alencastro, L.F. de, 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environ. Chem.* 12, 582–591. <https://doi.org/10.1071/EN14218>
- Froidevaux, S., 2019. Microplastiques dans les poissons du Lac Léman ? Prospection sur le Gardon (*Rutilus rutilus*) et la Perche (*Perca fluviatilis*). Master (Master Thesis). Université de Lausanne.
- Lenz, R., Enders, K., Nielsen, T.G., 2016. Microplastic exposure studies should be environmentally realistic. *PNAS* 113, E4121–E4122. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606615113>
- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., Mayes, A.G., 2017. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports* 7, 44501. <https://doi.org/10.1038/srep44501>
- Parker, B., Andreou, D., Green, I.D., Britton, J.R., 2021. Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries* 22, 467–488. <https://doi.org/10.1111/faf.12528>
- Peters, C.A., Hendrickson, E., Minor, E.C., Schreiner, K., Halbur, J., Bratton, S.P., 2018. Pyr-GC/MS analysis of microplastics extracted from the stomach content of benthivore fish from the Texas Gulf Coast. *Marine Pollution Bulletin* 137, 91–95. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.049>
- Ribeiro, F., O'Brien, J.W., Galloway, T., Thomas, K.V., 2019. Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 111, 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.010>
- Ribeiro, F., Okoffo, E.D., O'Brien, J.W., Fraissinet-Tachet, S., O'Brien, S., Gallen, M., Samanipour, S., Kaserzon, S., Mueller, J.F., Galloway, T., Thomas, K.V., 2020. Quantitative Analysis of Selected Plastics in High-Commercial-Value Australian Seafood by Pyrolysis Gas Chromatography Mass Spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* 54, 9408–9417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02337>
- Siegenthaler, B., Breider, F., 2020. Analysis of microplastics in river waters and digestive tracts of fishes from lake Geneva (Campagne 2019), *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*
- Strungaru, S.-A., Jijie, R., Nicoara, M., Plavan, G., Faggio, C., 2019. Micro- (nano) plastics in freshwater ecosystems: Abundance, toxicological impact and quantification methodology. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 110, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.025>

L'EFFET DU CHANGEMENT CLIMATIQUE SUR LE REGIME HYDROLOGIQUE DU RHÔNE À GENÈVE

CLIMATE CHANGE IMPACT ASSESSEMENT OF THE HYDROLOGICAL REGIME OF THE RHÔNE IN GENEVA

CAMPAGNE 2021

PAR

Stanislas MICHEL, Frédéric SOULIGNAC

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN -
CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Le Léman est le plus grand plan d'eau d'Europe occidentale. Il a une superficie de 582 km² et stocke environ 89 km³ d'eau. Etant une ressource en eau potable autant qu'un espace récréatif avec de nombreuses villes sur ses rives, la gestion de son plan d'eau est également d'intérêt majeur pour les riverains, notamment au niveau de son exutoire à Genève. Ce rapport contribue à l'état des connaissances du bilan hydrique du Léman, et tente de combler les déficits de ce dernier en testant des hypothèses. En effet, les apports monitorés seuls ne suffisent pas à expliquer les exports (débit sortant à Genève) – il convient alors d'expliquer ce déficit. Ce rapport construit également la base d'une recherche concernant la santé future du lac dans le cadre de scénarios du changement climatique. Témoin d'un réchauffement de la surface de la terre et d'un notable déséquilibre de la variabilité des événements climatiques, la dynamique du lac est déjà changeante.

Le présent rapport s'organise à l'image un article scientifique – il expose d'abord l'état des connaissances, la méthodologie adoptée et les données utilisées avant de présenter les résultats et d'interpréter ces derniers sous la forme d'une discussion. Chaque section est rythmée temporellement par l'approche historique et future du bilan hydrique.

Concernant le bilan hydrique historique, il semblerait que l'approche adoptée permette d'expliquer le déficit présenté par les données à disposition : une interpolation des données existantes et une extrapolation des résultats observés sur les bassins versants monitorés ferment le bilan hydrique dans la gamme d'erreur calculée. Le Rhône débite en moyenne 260 m³/s par an en sortie de lac à Genève, quand il fournit environ 190 m³/s (environ 70% des apports) en entrée du lac à Porte-du-Scex. Les bassins versants intermédiaires représentent environ 25% des apports. L'évaporation et la précipitation sur le lac sont du même ordre de grandeur : environ 6% des apports et des exports.

Un déficit moyen de -2 m³/s par an est obtenu à la fermeture du bilan hydrique, avec des amplitudes de -20 à +20 m³/s. La marge d'erreur est estimée autour de 18 m³/s par an, soit 1 m à la surface du lac. Une approche plus complexe et précise pourrait être adoptée, mais ne serait pas cohérente au regard des incertitudes liées aux mesures et aux estimations.

Le bilan hydrique futur adopte une démarche exploratoire et de modélisation pour anticiper les effets du changement climatique sur la dynamique du lac sans préjuger de l'évolution des usages. En somme, cette investigation expose une diminution notable des apports en eau au Léman avec l'augmentation du forçage radiatif choisi. Les résultats exposent une diminution de 5 à 15% des apports en eau directs, et une augmentation jusqu'à 20% du processus d'évaporation sur le lac dans le pire des scénarios à l'horizon 2100.

Avec la réglementation du niveau du lac effectuée au barrage du Seujet à l'exutoire du Léman, le niveau du lac ne peut être maintenu en période estival pour le scénario le plus défavorable à la vie sur terre – les simulations montrent une baisse du niveau de plus de 25 cm pendant la période estivale à l'horizon 2100 pour le RCP8.5.

L'évolution du bilan hydrique sur plusieurs décennies a été étudiée sans prendre en compte l'évolution potentielle des usages dans le bassin versant en amont du lac (études menées notamment dans le canton du Valais).

ABSTRACT

Lake Geneva is the largest body of water in western Europe. It covers an area of 582 km² and stores approximately 89 km³ of water. Given that it is a source of drinkable water as well as a recreational space with a number of cities on its shores, management of this waterbody is also of major importance to local residents, notably at its outlet at Geneva. This report contributes to the state of knowledge of the water balance of Lake Geneva and attempts to fill in the gaps in this knowledge by testing certain hypotheses. Indeed, inflows monitored in isolation do not suffice to explain the exports (outflow at Geneva); this deficit must therefore be explained. This report also builds the basis of research on the future health of the lake within climate change scenarios. Subjected to warming of the earth's surface and a notable imbalance in the variability of climate events, the dynamics of the lake are already changing.

The present report is organized in the manner of a scientific article: it first exposes the current state of knowledge, the methodology adopted, and the data used before presenting the results and interpreting them in the discussion. Each section is temporally organized through its historic and future approaches to the water balance.

As regards the historical water balance, it would seem that the approach adopted can explain the deficit presented by the data available: interpolation of existing data and extrapolation of the results observed in the watershed monitored closes the water balance within the range of the error calculated. The Rhone flows a mean 260 m³/s per year at the lake's outlet at Geneva, while it provides roughly 190 m³/s (approximately 70% of the inputs) at the entrance of the lake at Porte-du-Scex. The intermediate watersheds account for roughly 25% of the inputs. Evaporation and precipitation on the lake are on the same order of magnitude: roughly 6% of the inputs and exports.

A mean deficit of -2 m³/s per year is obtained at the closing of the water balance, with amplitudes of -20 to +20 m³/s. The margin for error is estimated at around 18 m³/s per year, i.e., 1 m at the lake's surface. A more complex and precise approach could be adopted but would not be coherent in terms of the uncertainties related to measurements and estimations.

The future water balance will adopt an exploratory and modeling approach so as to anticipate the effects of climate change on the lake's dynamics without prejudging the evolution of uses. In sum, this investigation reveals a notable reduction in water inputs to Lake Geneva with an increase in the radiative forcing chosen. The results disclose a 5–15% decrease in direct water inputs and an increase, up to 20%, of evaporation processes on the lake in the worst case scenarios for 2100.

With the regulations on the lake's level executed at the Seujet dam at the outlet of Lake Geneva, the lake's level cannot be maintained during the summer season for scenarios that are the most unfavorable to life on earth: simulations show a more than 25-cm decline in the lake level during the summer period for 2100 for RCP8.5.

1. INTRODUCTION

Les principales conclusions des scénarios climatiques CH2018 font état en Suisse d'une baisse des quantités des précipitations, d'une augmentation de l'évaporation, d'une augmentation de la fréquence des fortes précipitations, ainsi que d'une baisse de la couverture neigeuse (CH2018 2018; CH2018 Project Team 2018). Sans une baisse importante des émissions mondiales de gaz à effet de serre, la quantité d'eau entrant au Léman est amenée à évoluer au cours du siècle, ce qui entraînera probablement des conséquences sur le fonctionnement du lac et impactera les services qu'il procure aux sociétés humaines (eau potable, pêche, pompe à chaleur, navigation, baignade...).

Le Léman est principalement alimenté par le Rhône, qui bénéficie d'un suivi depuis 1904 des débits à la station Porte-du-Scex. Avec le changement climatique, on s'attend à des débits plus abondants en hiver et moins abondants en été. En 2020, le débit du Rhône à la station Porte-du-Scex a dépassé la moyenne 1981-2010 de plus de 50% en janvier et de presque 30% en avril. Le régime hydrologique des autres affluents du Léman (affluents de plaine) est aussi susceptible d'évoluer et de modifier la quantité d'eau apportée au Léman.

Ce rapport s'inscrit dans une volonté de mieux connaître et anticiper l'évolution de l'hydrologie des affluents du Léman en lien avec le changement climatique. Aussi formule-t-il plusieurs intentions au regard de la démarche scientifique. La première était d'éclairer le fonctionnement et la dynamique historique du bilan hydrique du Léman; plusieurs études ont tenté de réaliser ce bilan, avec leurs propres limites, qui sont exposées dans la première partie de ce rapport. La seconde intention était de développer un modèle prospectif pour anticiper l'évolution de la variation du stock d'eau du Léman dans le cadre des régimes de changement climatique dont nous avons connaissance. Une connaissance précise du bilan hydrique du Léman fournit des informations importantes sur le fonctionnement de l'écosystème, le cycle des nutriments et le temps de séjour du lac. En outre, il permet de révéler

la dépendance du lac à l'égard de certains facteurs hydrologiques, ce qui permettra d'améliorer les pratiques de gestion des ressources en eau.

La première partie de ce rapport fera état des connaissances concernant le bilan hydrique du Léman, et dessinera le contour des limites identifiées dans les différentes études qui ont été revues. Elle permettra également au lecteur de se représenter la zone d'étude, les bassins versant majeurs et les cours d'eau principaux en jeu dans cette étude. Aussi, il s'agira de présenter les données à disposition qui permettent d'ancrer la méthodologie dans le réel – il s'agira de les cartographier et de les décrire statistiquement pour exposer leurs limites, qui serviront de base pour notre méthode. Deux jeux de données distincts ont été exploités dans cette étude : un premier pour réaliser un bilan hydrique historique, et un second pour explorer un potentiel bilan hydrique futur dans le cadre du changement climatique.

Une seconde partie exposera les méthodologies utilisées pour les deux bilans hydriques de cette étude. Il s'agit de faire transparaître les choix effectués compte tenu des limitations présentées par les jeux de données, justifiés sur la base de l'état des connaissances scientifiques.

Ensuite, les résultats seront présentés et brièvement commentés, avant de laisser la place à la discussion – cette partie permettra au lecteur de saisir les enjeux soulevés par les résultats au regard de la méthodologie proposée.

2. LE LAC ET SES AFFLUENTS

Dans ce rapport, la zone d'étude couvre une surface de 7420 km² s'étendant sur le territoire contribuant aux débits des rivières jusqu'à l'exutoire du Léman. L'altitude moyenne de ce bassin est de 1670 m, et représente un taux d'englacement de 10,6%.

Le Léman représente une surface de 582 km², et le débit moyen quittant le lac s'élève à 260 m³/s en moyenne. Il est alimenté par divers cours d'eau ayant des débits significatifs, et sont monitorés par les services compétents – le Rhône, la Veveyse et la Promenthouse côté suisse et la Dranse, le Foron et le Redon côté français. D'autres cours d'eau mineurs (débit <3 m³/s) alimentent également le Léman, certains étant monitorés, d'autres non ; la section suivante réalise une cartographie de l'état des connaissances du bassin versant lémanique.

On note également la présence de stations d'épuration sur le pourtour du lac. Certaines se déversent en amont des stations des cours d'eau, leur débit est donc compris dans la valeur fournie par la station de mesure. D'autres déversent leurs eaux en aval des stations de mesures.

Les précipitations observées dans la région Lémanique sont régulières toute l'année. Pour l'hiver, les précipitations sont dues au transport de l'humidité dans l'atmosphère. En été, on trouve principalement des orages localisés.

On distingue plusieurs régimes hydrologiques d'écoulement : le plus important pour le Rhône amont est influencé par la fonte des neiges et les processus glaciaires dans les régions de haute montagne. Les cours d'eau se situant en plaine et en moyenne montagne, qui représentent les bassins versants intermédiaires, sont majoritairement influencés par les précipitations et la fonte des neiges. On notera également l'importance majeure de la présence de barrages qui influencent les régimes d'écoulement, alors artificiels pour faire valoir le potentiel de production hydroélectrique des cours d'eau. En Valais, environ 55% des cours d'eau sont classés comme « naturels/semi-naturels », 18% comme « peu atteint » et 27% comme « très atteint », « artificiels » ou « mis sous terre ». Sur le Plateau, ces proportions sont de 39%, 23%, 38%, respectivement et dans le Jura, de 35%, 30% et 36. (CIPEL 2016)

« En plaine, le paysage est dominé par les terres agricoles, les pâturages, les zones urbaines, les parcelles de forêts de feuillus et les plans d'eau. À partir de l'étage montagnard, de 800 à 2200 m, les forêts mixtes et de conifères, les prairies, utilisés pour le pâturage du bétail durant l'été, ainsi que les landes deviennent prédominantes. Les espaces ouverts avec peu ou pas de végétation, de roches nues et les glaciers ne deviennent largement dominants qu'au-dessus de 2700 m d'altitude. » (CIPEL 2016)

2.1. ETAT DES CONNAISSANCES

Le bilan hydrique (ou bilan hydrologique) du Léman nécessite d'être connu pour mieux anticiper ses variations au regard de l'exploitation anthropique des eaux du lac. Plusieurs études ont tenté de produire un bilan hydrique avec les données à disposition.

Chronologiquement, Blavoux et al. (1962) proposent un bilan hydrique basé sur des méthodes simples permettant d'aborder le concept du bilan rapidement, sur l'année 1962. Il utilise des isohyètes pour intégrer les précipitations sur le lac, des formules représentatives de l'échelle de l'ensemble du territoire pour l'évaporation avec une granularité annuelle (formule de Rohwer) et un inventaire incomplet des débits alimentant le Léman. L'approche a le mérite de donner un ordre de grandeur des principaux éléments du bilan hydrique. Aussi, on pourrait noter que les instruments utilisés à la date de l'étude sont probablement une source d'erreur plus importante qu'aujourd'hui.

Le bilan proposé suggère une évaporation annuelle de 850 mm (15,7 m³/s), une précipitation de 1010 mm, des débits d'apports moyens basé sur des bassins versants globaux (bassin du Rhône – 182 m³/s, de la Venoge – 3,3 m³/s et des Dranses – 18,8 m³/s seulement), et un débit de sortie de 242 m³/s. Avec une interpolation non explicitée des débits sur différents bassins versants dans le document cité précédemment, il résulte du bilan un déficit d'apports de 11 m³/s. Les auteurs justifient ce déficit par les ruissellements en bordure de lac (ie. les précipitations qui ne rejoignent pas les cours d'eau, et ruissellent directement dans le Léman) ainsi que les apports sous lacustres. Le périmètre du lac est de 167 km, ce qui fait valoir un débit en l/s/km de berge de 66 l/s/km – on aurait alors 66 l/s/km de débit de ruissellement et d'eau de source. Les auteurs nuancent tout de même ce résultat en soulignant les erreurs de mesures et d'estimations notamment pour l'évaporation, ainsi que les méthodes d'interpolation (isohyètes). Compte tenu de la topographie et la géologie des berges, ce chiffre apparaît raisonnable avant une étude plus exhaustive sur le sujet.

La CIPEL, dans un rapport de synthèse de travaux (CIPEL 1984), propose un bilan hydrique plus exhaustif au regard des apports d'eau au Léman. Il présente un déficit de 7,3 m³/s par an en moyenne sur la période 1964-1980. Les apports jaugés et estimés s'élèvent à 223 m³/s. Les précipitations contribuent sur l'année à 19,7 m³/s en moyennant 4 stations de mesures autour du lac (Genève, Nyon, Morges, Thonon). L'évaporation annuelle estimée dans ce rapport est relativement faible : 11 m³/s (600 mm an⁻¹) – cela s'explique par l'utilisation d'une seule station de mesure, et par le choix d'une formule d'évaporation inadaptée aux eaux de surface (balance de Wild) – l'étude mentionnée précédemment obtient une valeur de 850 mm, quand l'atlas hydrologique de la Suisse, avec des méthodes plus complexes, présente une évaporation de la surface du lac de 950 mm an⁻¹. A noter que la variation de volume associée au niveau du lac est calculée du début à la fin de l'année.

Les auteurs justifient le déficit de ce bilan par la méconnaissance du débit de certains cours d'eau. Est également étudiée la corrélation entre précipitations et déficit : il en résulte une corrélation nette entre ce déficit et les précipitations (il en va de même pour les débits). Les auteurs émettent alors l'hypothèse que ce déficit s'explique soit par une surestimation des pertes à l'émissaire, qui croît avec les débits, soit par une sous-estimation des apports, qui croît avec les précipitations. Dans le second cas, cela peut être soit dû aux erreurs de mesures des débits, soit aux eaux de ruissellements qui sont ignorées. Il conviendra d'explorer davantage d'hypothèses pouvant expliquer ce déficit.

L'Atlas hydrologique de la Suisse (Weingartner 1986; Weingartner et al. 2010) propose un bilan hydrique similaire au deux précédents. Pour simuler l'évaporation, les auteurs utilisent un modèle d'évaporation TRAIN, qui intègre les connaissances touchant à l'évaporation et à des processus associés, acquises sur le terrain. Les données nécessaires aux calculs proviennent du réseau climatologique et pluviométrique de l'Institut suisse de météorologie. Pour l'interpolation régionale des données climatiques, sont utilisées une combinaison de régression avec l'altitude et de pondération selon l'éloignement. Le bilan présenté ici est considéré comme fermé, car il calcule l'évaporation en équilibrant le bilan hydrique ; les résultats sont présentés avec la nuance de l'erreur qui leur est associée : il existe une grande variabilité spatiale dans le bilan hydrique, associée notamment à l'échelle de l'étude (i.e. Bassins versants).

On peut donc conclure que sur l'ensemble des bilans hydriques effectués sur le Léman, les méthodes utilisées sont parfois contestables et peuvent faire l'objet d'améliorations. Aussi, les déficits d'apports en eau mis en évidence par ces études ne sont pas ou peu expliqués : il convient d'explorer les raisons qui peuvent faire valoir une explication de ce déficit. Enfin, ces études sont relativement empiriques, dans le sens où elles sont exclusivement historiques.

2.2. DONNÉES À DISPOSITION

2.2.1. DONNÉES HISTORIQUES 1981-2021

Données de précipitations

Les données de précipitations journalières sont extraites de la plateforme IDAWEB côté Suisse pour les stations de Genève, Changins, Pully et Vevey, et de l'INRAE pour la station de Thonon-les-Bains. Les outils de mesure présentent des erreurs lors des mesures à hauteur de 0,05 mm/h à +/-0,1 mm/h ou 1% si les précipitations dépassent 10 mm, comme mentionné dans la documentation des instruments. Il conviendra de faire propager cette erreur non pas à hauteur de la mesure de la précipitation annuelle, mais de chaque événement de précipitation. En moyenne cette erreur représente 12% des précipitations annuelles

Données d'évaporation

Les données permettant de calculer l'évaporation journalière sur le lac (cf. section méthodologie pour le détail du calcul) sont l'humidité relative, la température ambiante, la vitesse du vent, la pression atmosphérique et le rayonnement global. Ces données sont accessibles sur la plateforme IDAWEB de la confédération Suisse, et, côté français, sur la plateforme dédiée de l'INRAE de Thonon-les-Bains. Pour IDAWEB, les seules stations ayant à disposition ces données sur la période 1980-2021 sont celles de Genève, Changins, et Pully. La carte suivante permet de se rendre compte de l'étendue de la disponibilité des données.

Les outils de mesure présentent des erreurs lors des mesures à hauteur de $\pm 0,75$ hPa pour la pression atmosphérique, $\pm 0,1$ °C pour la température ambiante, $\pm 0,8\%$ pour l'humidité relative, ± 10 W m⁻² pour le rayonnement global, ± 2 m/s pour la vitesse du vent (cf. site Internet de MétéoSuisse³). En moyenne, cette erreur représente 15% des évaporations annuelles.

Données de débit

Les débits journaliers des cours d'eau sont d'une importance cruciale pour réaliser le bilan hydrique du lac. De nombreux cours d'eau sont suivis avec un pas de temps journalier. Il est à noter que toutes ces stations ne sont pas actives sur l'ensemble de la période d'étude. Elles sont donc notées en orange sur la carte ci-dessous (Fourrier et Karpushov 2020). Il conviendra donc d'interpoler certaines mesures pour les étendre sur l'ensemble de la période. Les outils de mesure présentent des erreurs lors des mesures à hauteur de 5-20%.

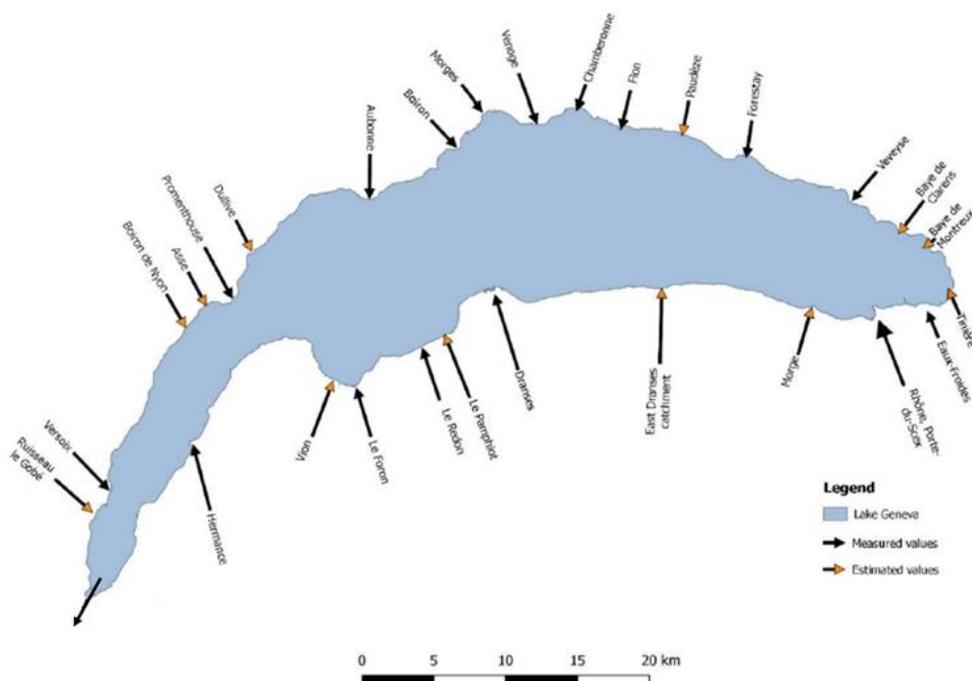


Figure 1 : Ensembles des cours d'eau monitorés et partiellement monitorés, se déversant directement dans le lac.

Figure 1: All of the water bodies monitored and partially monitored flowing directly into the lake

³<https://www.meteosuisse.admin.ch/home/systemes-de-mesure-et-de-prevision/stations-au-sol/reseau-de-mesures-automatiques/instruments-de-mesure.html> (consulté le 12 juillet 2022, dernière modification le 1^{er} décembre 2014)

Niveau du lac : incertitudes et moyennes mobiles

Le niveau du lac est mesuré sur trois stations de mesure. Au regard des effets de seiches, la station la plus appropriée est celle de St-Prex. Elle fournit des données de mesures au pas de temps horaire sur la période donnée. L'aspect horaire à une importance particulière pour moyenner quelques heures avant et après le temps de mesure souhaité pour s'affranchir des effets de seiches et vagues.

Pompage et STEP

Plusieurs STEPs rejettent leurs eaux en aval des stations de mesures. Il faut donc identifier ces STEPs et les ajouter aux entrants du bilan hydrique. De fait, la CIPEL dispose d'une base de données qui met évidence ces STEPs avec un suivi précis des rejets et leur évolution au cours du temps. De même, la CIPEL dispose aussi d'une base de données pour la production en eau potable issue du Léman.

Écoulements souterrains

Il n'existe pas, à ce jour, d'étude spécifique recensant les écoulements souterrains au niveau du Léman. Cependant, les couches géologiques en présence peuvent nous donner une indication concernant les porosités du milieu, et permettent d'estimer globalement le potentiel d'écoulement souterrain. Le sous-sol du lac est composé de moraine glaciaire. On peut alors estimer que cet apport est négligeable, et qu'il se compense : autant d'écoulement s'introduit dans le lac qu'il n'en sort. Une étude montre qu'un apport sous-lacustre de 0,01 m³/s existe, mais peut être négligé dans le cadre de cette étude compte tenu des ordres de grandeurs étudiés ici (Olive et al. 2003).

Données manquantes

Comme mentionné dans le paragraphe « Données de débits », certaines stations ne sont pas actives sur l'ensemble de la période. Il s'agit donc d'un frein à la mise en pratique du bilan hydrique. Aussi, on notera que l'ensemble des bassins versants ne sont pas monitorés. On estime la surface de bassin versants manquant à 719 km² (Breuillot et Locher 2022). Il conviendra alors de combler ce manque à l'aide d'estimations. La carte ci-dessous représente les surfaces non monitorées en orange. Les vertes sont celles qui sont monitorées, en violet celles pour qui une interpolation est nécessaire à cause d'interruptions de monitoring, et enfin en jaune les stations se situant suffisamment en amont de l'exutoire pour considérer cet écart comme une surface non monitorée.

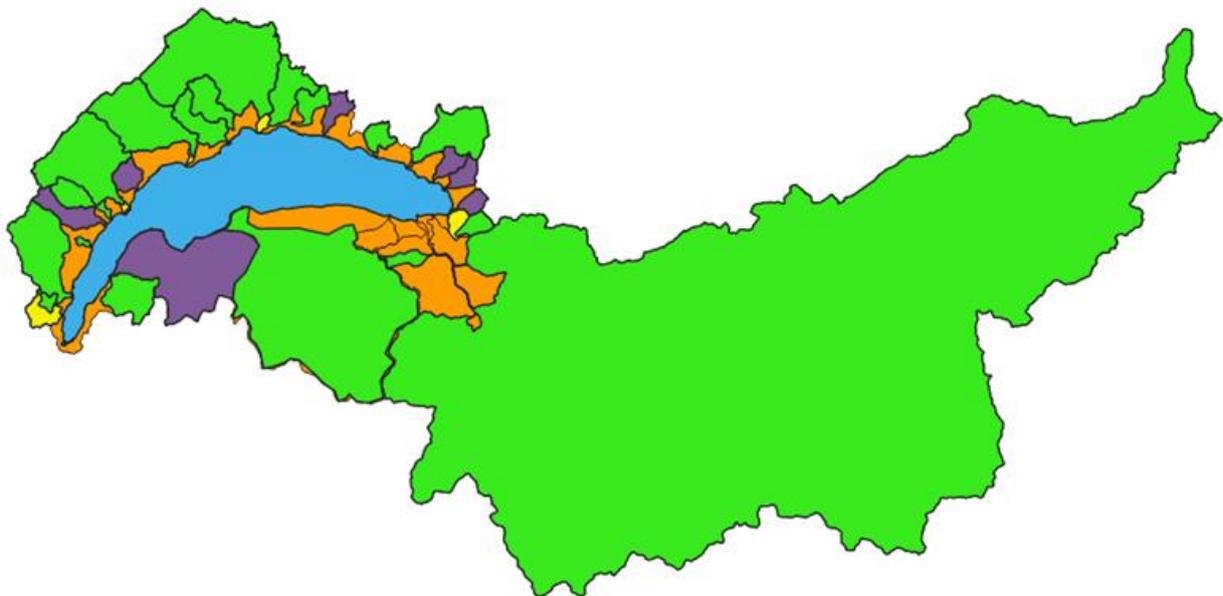


Figure 2 : Bassins versants de la zone d'étude

Figure 2: The study zone's watersheds

2.2.2. DONNÉES FUTURS

L'évolution du bilan hydrique sur plusieurs décennies a été étudiée sans prendre en compte l'évolution potentielle des usages dans le bassin versant en amont du lac (études menées notamment dans le canton du Valais).

Débits entrants

Les données futures sont fournies par les scénarios du GIEC, compte tenu des forçages radiatifs qu'il estime pertinent compte tenu des trajectoires que les activités anthropiques imposent à la planète – les Representative Concentration Pathways (RCP) 2.6, 4.5 et 8.5. Ces derniers seront explicités dans la section suivante. Adapté pour la Suisse par le projet CH2018 de la confédération Suisse, le jeu de données contient des données de précipitations, et le nécessaire au calcul de l'évaporation (température, radiation, humidité relative, vitesse du vent), sur la période 1981-2100, avec un pas de temps journalier pour trois scénarios différents. Il existe différents modèles pour chaque forçage radiatif. Pour les débits, les projections hydrologiques sont basées sur une longue chaîne de différents modèles. Cette chaîne comprend les scénarios d'émissions, l'effet qui en résulte dans les modèles climatiques ainsi que les modèles hydrologiques. Chaque modèle de cette chaîne comporte des incertitudes. Celles-ci sont prises en considération dans la mesure où la modélisation hydrologique se fonde sur un grand nombre de modèles climatiques et sur trois scénarios d'émissions. Cependant, un seul modèle hydrologique a été utilisé et le recours à d'autres modèles hydrologiques aurait pu déboucher sur des résultats différents. Comme les simulations climatiques ne représentent que l'un des climats futurs possibles et que chaque modèle possède une structure légèrement différente, il faut se rappeler que les diverses simulations ne constituent qu'une seule possibilité parmi beaucoup d'autres (Zappa et al. 2019).

Nous avons donc à disposition une multitude de scénarios de débits, de précipitations et de données météo pour chaque forçage radiatif. Une valeur médiane de tous ces scénarios a été choisie par souci de représentativité pour l'étude des débits à échelle globale, pour étudier les grandes tendances des débits. Il est à noter que ces données sont issues d'une modélisation, et ne relèvent donc pas d'une prédiction. Cependant, cette modélisation est statistiquement significative au regard du forçage radiatif imposé au système.

Précipitations

Dans l'espace géographique, les stations proposées par le projet CH2018 sont : Changins, Clarens, Genève, Morges, Pully, Riex et Vevey. Il s'agira donc d'interpoler ces données pour obtenir une hauteur d'eau moyenne sur la surface du lac, à l'aide d'une pondération Inverse Distance Weighting (IDW). On notera tout de même qu'aucune station n'est disponible côté français. Il existe cependant un programme de recherche en cours côté Français qui doit utiliser des projections du même type ; il conviendrait, en temps venu, de comparer les résultats obtenus avec ceux déployés en France.

Evaporation

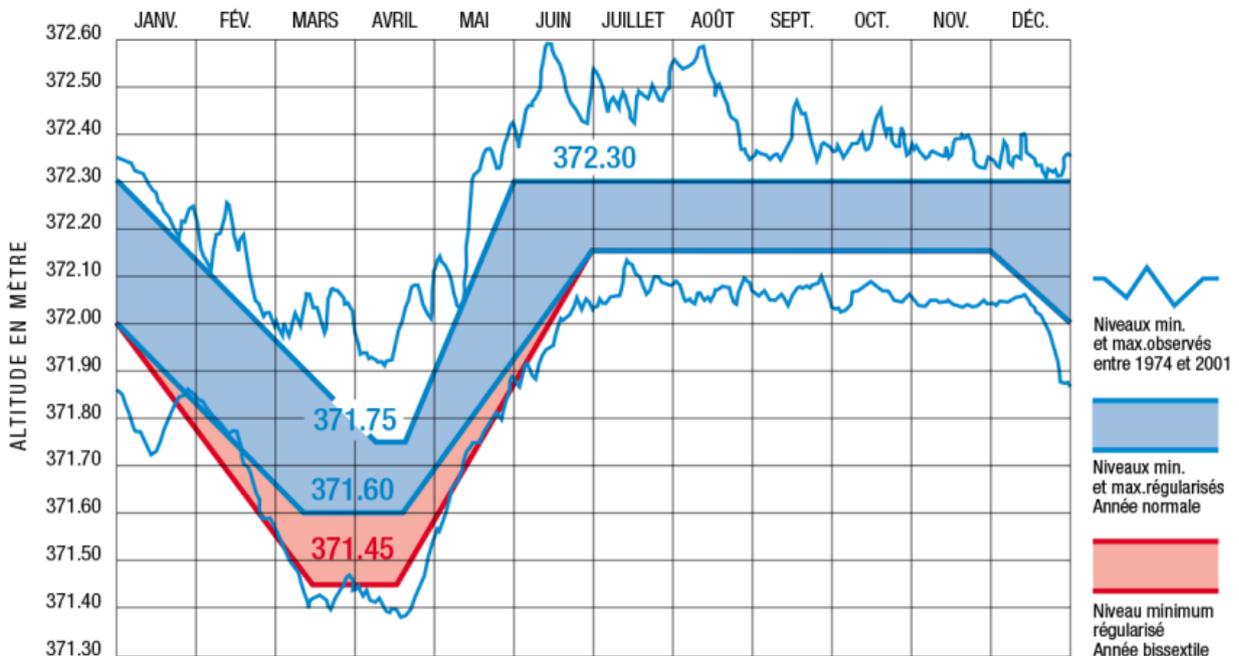
Dans l'espace géographique, les stations proposées par le projet CH2018 sont : Changins, Genève et Pully. Il s'agira donc d'interpoler ces données pour obtenir une hauteur d'eau moyenne sur la surface du lac à l'aide d'une pondération IDW. On notera tout de même qu'aucune station n'est disponible côté français. Il existe cependant un programme de recherche en cours côté Français qui doit utiliser des projections du même type ; il conviendrait, en temps venu, de comparer les résultats obtenus avec ceux déployés en France.

Données manquantes

Le jeu de données fourni par la confédération est incomplet dans la mesure où il ne fournit pas le débit de sortie du Léman à Genève à la Halle de l'Ile. Aussi, il ne prend pas en compte les effets démographiques qui peuvent exercer une influence sur la restitution des exploitations hydroélectriques de la vallée du Rhône, les consommations en eau et la hausse des restitutions des STEPs. Cependant, il nous donne une idée précise de l'impact du climat changeant sur le régime hydrologique des cours d'eau, et de fait, la dynamique du bilan hydrique, dans un scénario démographique et de consommation d'énergie « business as usual ». Aussi, on peut noter que du fait de l'absence de débit de sortie, le lancement d'un bilan hydrique sera forcément fermé, puisqu'il s'agit de déterminer le dernier terme de l'équation à l'aide des données à disposition, en équilibrant le bilan hydrique.

Régimes de régulation du Léman

Pour pallier le déficit de données à la sortie du Léman, on utilisera le domaine de régulation du lac actuel par les SIG pour forcer un niveau minimum et maximum du niveau du Léman. On utilisera également la courbe de tarage actuelle pour déterminer le débit maximum exploitable au niveau du barrage du Seujet. La Figure 3 présente le domaine de régulation du Léman par les services industriels de Genève. En abscisse sont présentés les mois, et en ordonnée l'altitude du plan d'eau. En bleu, on trouve la gamme dans laquelle doit se trouver le niveau du plan d'eau au cours du temps. En rouge, il s'agit du minimum exclusivement dédié aux années bissextiles. On voit alors que le niveau autorisé évolue au cours du temps : il s'abaisse pour les mois de mars et avril avant de retrouver un niveau plus élevé le reste de l'année. On notera également qu'il existe un débit de restitution minimum que le barrage doit remettre en aval : 50 m³/s entre juillet et septembre, et 100 m³/s entre octobre et juin.



3. METHODOLOGIE ET PROBLÉMATISATION

Mieux connaître et anticiper l'évolution de l'hydrologie des affluents du lac en lien avec le changement climatique nécessite de diviser cette étude en deux temps. Une première partie s'intéressera d'abord aux enjeux historiques du bilan hydrique sur la période 1981-2021 : que savons-nous du passé du lac en matière d'apports en eau ? Les données à disposition sont-elles suffisantes pour décrire le fonctionnement du lac et son comportement ? Les erreurs de mesures, les données manquantes et les incertitudes mettent à l'épreuve la méthodologie utilisée et nécessitent un éclairage pour réaliser au mieux un bilan hydrique consistant, avec la nuance que requiert une analyse basée sur des hypothèses.

La seconde partie est quant à elle davantage exploratoire : loin de s'inscrire dans une démarche investigatrice et orientée solution vis-à-vis de données manquantes, elle explore néanmoins le fonctionnement futur du lac dans le cadre de scénarios climatiques définis par le GIEC, avec un jeu de données complet sur la période 1981-2100. Il s'agira alors de mettre en évidence les éventuelles inconsistances de gestion et d'exploitation anthropique du lac actuel au regard des différents scénarios climatiques.

3.1. BILAN HYDRIQUE HISTORIQUE

La section précédente expose l'état des connaissances du bilan hydrique du Léman. On y retrouve des ébauches de bilan, qui montrent leurs limites d'un point de vue théorique, et également sur le plan des hypothèses sensées expliquer la non-fermeture du bilan hydrique. Elle recense également les données à disposition (débits, précipitations, évaporation, données manquantes, bassins versants...) sur la période d'intérêt (1981-2021). Le bilan hydrique proposé ici est inspiré des études recensées dans la section précédente. L'approche du bilan hydrique générale :

$$Q_{in} - Q_{out} = \pm \Delta S$$

Pour un volume de contrôle S donné (à savoir le Léman dans ce cas-ci), on définit la variation du stock de ce volume ΔS par le différentiel entre les entrants (Q_{in} , apports, précipitations...) et les sortants (Q_{out} , exutoire, évaporation...). En précisant les termes, on obtient :

$$Q_{PdS} + Q_{BVint} + P + Q_{GWin} + Q_{STEP} = Q_{GE} + Q_{pompage} + E + Q_{GWout} \pm \Delta S$$

Avec :

Q_{PdS}	Le volume des apports du Rhône à Porte-du-Scex
Q_{BVint}	Le volume des apports des bassins intermédiaires
P	Apports dus aux précipitations sur la surface du lac
Q_{GWin}	Les écoulements souterrains entrants
Q_{STEP}	Rejets des stations d'épuration
Q_{GE}	Le volume de sortie du lac à Genève
$Q_{pompage}$	Eau pompée du lac aux fins de production d'eau potable
E	Les pertes dues à l'évaporation à la surface du plan d'eau
Q_{GWout}	Les écoulements souterrains sortants
ΔS	La variation de volume du lac lors d'une période de calcul

Les termes supplémentaires tels que le pompage ou l'écoulement sont effectivement minimes comparés aux apports du Rhône, mais il conviendra de donner une estimation de ces volumes, et de les inclure dans le bilan pour approcher au mieux l'égalisation des termes.

Certaines STEPs rejettent directement dans les cours d'eau, ce volume est alors comptabilisé dans les affluents à la station de mesure. Il convient d'utiliser seulement les stations d'épurations qui rejettent leurs eaux directement dans le lac.

Par souci de simplicité, les termes de l'équation seront regroupés dans $Q_{in} - Q_{out}$ dans la suite de ce rapport.

Les termes de l'équation présentée précédemment sont donc tous connus : l'ensemble des entrants et des sortants ont été collectés à travers diverses bases de données, et certains vont être estimés et/ou interpolés. La variation du stock est, quant à elle, toujours observée. Il s'agit, entre deux pas de temps, de la différence observée du niveau du lac, rapporté à un débit sur le pas de temps choisi.

Il s'agira de comparer les deux termes suivants (à noter qu'ici, les termes sont présentés en m^3/s – qui permet de mieux visualiser les grandeurs en comparaison avec des volumes) :

$$\Delta S_{observé} = \frac{\Delta h \times A_{lac}}{\Delta t}$$

$$\Delta S_{calculé} = Q_{in} - Q_{out}$$

Avec $\Delta S_{observé}$ la variation du volume du lac calculée à partir de différence de hauteur Δh observée pendant le pas de temps Δt , et A_{lac} la surface du lac.

Il s'agira ensuite de proposer des hypothèses et modèles pour faire égaliser ces deux termes. En effet, le $\Delta S_{calculé}$ sera souvent inférieur au $\Delta S_{observé}$ car l'ensemble des stations de débits monitorés ne représentent pas la totalité des apports au Léman. Il s'agira donc, d'interpoler, estimer les débits aux stations manquantes pour faire approcher le $\Delta S_{observé}$ du $\Delta S_{calculé}$. Ces méthodes d'estimation et d'interpolation sont expliquées dans la section qui suit.

Il est également nécessaire de préciser que le pas de temps choisi pour chaque bilan hydrique a une importance significative. Ici, l'étude s'est portée sur un maillage fin, à savoir un pas de temps journalier. Cependant, par souci de clarté et de concision, les résultats sont présentés avec un pas de temps annuel – cela permet de mieux saisir les variations globales du bilan hydrique. Aussi, il est à noter qu'avec un pas de temps journalier, le bilan hydrique présente souvent des inconsistances, et des asynchronicités, par exemple à cause d'un phénomène de seiche, qui fausse le niveau du lac, et ne correspond pas au différentiel entre apports et exports d'eau. Tout de même, un bilan hydrique journalier permet de vérifier que les apports sont consistants avec les exports, et d'apprécier la synchronicité du niveau du lac en réponse au différentiel d'apports. Un pas de temps annuel permet de s'affranchir de cela, en s'assurant de moyenniser le niveau du lac sur une période de durée supérieure à un phénomène de seiche.

Aussi, on notera l'effet de laminage du lac : la présence de surfaces d'eau libre telles que le lac joue un rôle important du fait de sa capacité de stockage temporaire d'un certain volume d'eau. Ce stockage temporaire a ainsi pour effet de laminer les crues, c'est à dire de réduire le débit de pointe de la crue : lorsque le débit est important à Porte-du-Scex, il n'est pas nécessaire de débiter au même taux à Genève car le lac lamine la crue. Localement, on observe alors un débit entrant supérieur au sortant, avec un niveau de lac qui augmente, parfois avec un delta de temps suffisamment grand pour provoquer une asynchronicité au pas de temps journalier.

3.1.1. ENTRANTS

Précipitations directes

Afin de résoudre le bilan de masse, il est nécessaire de fournir une estimation correcte des précipitations directes sur le Léman. Comme il existe un réseau de pluviomètres autour de la région du lac, la tâche principale ici est d'interpoler avec fiabilité les différentes mesures de précipitations afin qu'elles soient représentatives de la hauteur d'eau sur le lac.

Afin d'interpoler les données, une interpolation IDW a été utilisée. L'IDW est un interpolateur exact, ce qui signifie que les valeurs d'évaporation maximale et minimale se produisent au point d'échantillonnage. Il suppose que les valeurs mesurées les plus proches du lieu de prédiction ont plus d'influence sur la valeur prédite que celles qui sont plus éloignées.

Débits monitorés

Pour réaliser le bilan hydrique, nous avons d'abord sélectionné la principale station de mesure du débit et du niveau d'eau (gérée par l'Office fédéral de l'environnement : OFEV), les données des "Veilles Hydrologiques" du canton de Vaud et de Genève ont été ajoutées, et également les données de débit côté Français venant de la DREAL et de l'INRAE. Pour les données de la Dranse, les débits sont monitorés sur certaines périodes à un niveau hebdomadaire: les données ont été interpolées à l'aide d'une interpolation cubique par morceaux avec préservation de la forme pour obtenir un débit journalier.

Pour étendre les données manquantes de certaines stations sur un intervalle de temps (souvent, les stations apparaissent dans les années 1990 : 15 stations manquantes en 1981, contre 2 en 2017), on utilise les données validées, et les données de précipitations les plus proches de la station de mesure pour quantifier les coefficients de corrélation entre débit et précipitation.

Il s'agit alors d'appliquer une régression linéaire sur l'ensemble de la période de disponibilité des données sur le cours d'eau à l'étude. On notera que le coefficient de corrélation doit être suffisamment significatif ($r > 0,8$) pour ne pas faire d'erreur trop importantes lors de la reconstitution du débit. Une relation linéaire peut alors être dérivée et utilisée pour estimer les mesures manquantes pour chaque station incomplète.

Le débit reconstitué s'écrit : $Q_i = Q_0 + corr_{globale}(Q, P) * P_i$, pour chaque évènement de précipitation. Les jours de précipitation nulle, on a un débit moyen calculé sur la base de l'ensemble des débits se produisant sans précipitations.

Cependant, pour les rivières qui ne présentent pas une corrélation significative ($r < 0,8$), une deuxième approche consiste à calculer le débit journalier moyen pour une année moyenne typique pour chacune de ces rivières, puis à utiliser ces résultats pour remplacer les données de l'année manquante. Cela permet d'étendre les mesures à l'ensemble de la période. Enfin, les données manquantes journalières isolées sont reconstruites en utilisant une interpolation cubique par morceaux préservant la forme naturelle de la variation d'un débit.

Débits non-monitorés – approche par bassins versants

A l'image d'un coefficient de ruissellement, on associe le débit spécifique à la précipitation avec une combinaison linéaire.

$$Q = C_r \times i \times A$$

Avec C_r le coefficient de ruissellement (rapport entre les précipitations et le débit observé), i l'intensité de précipitation et A la surface du bassin versant.

Un modèle a été construit sur la base des caractéristiques du bassin versant pour estimer le débit provenant des bassins versants où il n'y a pas de station de mesure. Pour obtenir ces débits, là où il n'y a pas de station de mesure, un débit spécifique doit être estimé. Tout d'abord, le débit spécifique des cours d'eau avec station de mesure est calculé selon $q_i = \frac{Q_i}{A_i}$, avec le débit moyen Q_i et la surface du bassin versant A_i .

Ensuite, pour chaque bassin versant inconnu, le débit spécifique Q_j est calculé avec une combinaison linéaire du débit spécifique du débit connu :

$$Q_j = A_j \times \sum q_i \times \lambda_{ij}$$

Où chaque poids λ_{ij} est calculé avec les coordonnées de la sortie du ruisseau pour laquelle il existe des mesures de débit (x_i, y_i) et les coordonnées de la sortie du ruisseau sans aucune mesure (x_j, y_j) avec un schéma de pondération qui permet de considérer que les cours d'eau qui sont dans le voisinage présentent un comportement de décharge similaire. Il s'agit d'une méthode basée sur deux hypothèses : (a) deux bassins versants ont le même débit spécifique s'ils présentent des caractéristiques similaires : aire, précipitation moyenne, land cover..., et (b) il existe une relation linéaire entre les précipitations et le débit spécifique. Les données concernant les bassins versants sont trop peu exhaustives pour effectuer une telle pondération qui soit efficace, et consistantes sur l'ensemble de la zone d'étude (il existe de grandes disparités de l'information géographique entre la France et la Suisse). On se contentera d'un simple schéma de proximité, avec un débit spécifique choisi par proximité directe ; ce choix est cohérent dans la mesure où les régimes d'écoulements sont similaires sur les bassins versants manquants. On obtient alors un débit spécifique dépendant de l'intensité de précipitation de la période d'étude, à multiplier pour la surface de bassin versant manquant (719 km²) pour obtenir le débit associé à ces bassins versants non-monitorés.

3.1.2. SORTANTS

Evaporation des eaux des surfaces

Un autre phénomène qui doit être pris en compte est l'influence de l'évaporation sur le bilan de masse. L'objectif ici a été de tester différentes méthodes théoriques de calcul de l'évaporation et de comparer celle qui correspond le mieux à l'estimation réelle de l'évaporation. Compte tenu des résultats déjà obtenus par (Weingartner, et al., 2010), la méthode la plus appropriée sera celle de Penman. Une note produite par Météo-Suisse fait état de la performance de cette méthode. Il sera également nécessaire d'interpoler les valeurs obtenues, à l'aide de l'interpolateur exact IDW.

L'évaporation est le processus par lequel l'eau passe de sa phase liquide à la phase vapeur. Ce processus peut se produire à partir de masses d'eau, de sols saturés ou de surfaces non saturées.

Pour estimer l'évaporation, il existe différentes méthodes pour évaluer le taux d'évaporation qui sont soit directes, soit indirectes (méthodes faisant appel au bilan d'énergie, d'eau ou au transfert de masse), soit elles utilisent des formules empiriques. La plupart des formules empiriques reposent sur des relations entre l'évaporation à un endroit donné et les facteurs atmosphériques responsables de celle-ci.

La formule de Primault (pour un réservoir) : cette relation n'est utilisée qu'en Suisse.

$$E = \frac{103 - H_r}{100} \times (N + 2 \times n_j)$$

Avec :

E	Evaporation physique d'un grand réservoir [mm]
H_r	Humidité relative [%]
N	Durée d'insolation effective pendant la période de calcul [h]
n_j	Nombre total de jour de la période considérée

La formule de Rohwer :

$$E = 0,484 \times (1 + 0,6 \times u) \times (e_s - e_a)$$

Où :

E	Pouvoir évaporant de l'air [mm]
u	Vitesse du vent [m/s]
e_s	Pression de vapeur saturant [kPa]
e_a	Pression de vapeur actuelle de l'air [kPa]

La formule de Penman :

$$E = \frac{R_n \times \Delta}{\lambda \times (\Delta + \lambda)} + \frac{6430000 \times E_a \times \gamma}{\lambda \times (\Delta + \lambda)}$$

Où :

E	Evaporation physique d'un grand réservoir [mm]
γ	Constante psychrométrique [kPa/°C]
P	Pression atmosphérique [kPa]
c_p	Chaleur spécifique à pression constante=1.013 10 ⁻³ MJ/kg/°C
Δ	Pente de la courbe de tension maximum de vapeur d'eau saturant l'air en fonction de la température,
λ	Chaleur latente de vaporisation=2.45 MJ/kg à 20 °C
ϵ	Rapport poids moléculaire vapeur/air sec=0.622
E_a	Pouvoir évaporant de l'air approché par la formule de Rohwer [mm]
E_c	Evaporation mesurée sur bac Colorado [mm]

Cette dernière formule est une des plus rigoureuses, à condition d'introduire la valeur correcte de tous les paramètres ; ce qui n'est pas forcément évident. Surtout, elle est la seule à pouvoir prendre effectivement en compte la spécificité d'une nappe d'eau libre. Le nombre d'albedo étant spécifiquement lié à la surface d'étude, la formule de Penman est adaptée à notre étude contrairement aux autres qui n'incluent pas le nombre d'albedo.

Débits

Le débit sortant d'étude sera celui du barrage du Seujet, débit calculé par l'OFEV. Calculé car il est issu des mesures de la station se situant en aval à Chancy, et prend en compte le surplus de l'Arve.

$$Q_{Seujet} = 0.97 \times Q_{Chancy} - Q_{Arve}$$

3.1.3. ERREURS DE MESURE ET CALCULS

Dans cette section, nous allons identifier et quantifier différentes sources d'incertitude, à savoir celle liée aux mesures de débits. Pour les incertitudes des estimations, les résultats présentés par les modèles utilisés ont été comparés avec des études de référence – les résultats sont satisfaisants. Ensuite, les incertitudes sur les mesures ont été déterminées. Nous avons d'abord trouvé quel type de pluviomètres était utilisé par les stations météorologique - l'incertitude liée à une mesure sera déduite de quelques fiches techniques. Il en est de même pour l'évaporation et les stations de débit.

Sur la rive suisse du Léman, nous avons considéré que les mesures étaient fiables car le nombre de données manquantes était faible, et elles ont été vérifiées par les offices de mesure cantonaux et fédéraux (OFEV, VHV et VHG). L'erreur associée aux mesures de débit dépend de la taille des cours d'eau. Les trois principales stations de

mesure entretenues par l'OFEV (sur le Rhône et l'Arve) ont les plus faibles incertitudes (5%) alors que les petits cours d'eau comme l'Hermance ou le Boiron ont des incertitudes de 20%. Par exemple, pour la Chambronne (erreur de mesure de 8%), la station de mesure est équipée d'une caméra et d'un capteur à ultrasons, les turbulences générées à la station de mesure entraînent des incertitudes de ± 1 cm pour les hauteurs d'eau inférieures à 30 cm et de ± 5 cm pour les hauteurs d'eau supérieures à 50 cm (Fourrier et Karpushov 2020).

3.2. BILAN HYDRIQUE FUTUR MODÉLISÉ

Anticiper les conséquences des changements climatiques sur l'hydrologie et la gestion des eaux sur le Léman à partir de scénarios portant sur les futures émissions mondiales de gaz à effet de serre est complexe. Pour ce faire, une multitude de modèles, d'étapes de traitement et d'hypothèses sont nécessaires. Le projet de la confédération suisse HydroCH2018 a produit ces scénarios hydriques à partir des différents scénarios climatiques produits par le GIEC. Il s'agit de récupérer les scénarios d'émissions, produire des simulations climatiques, réduire l'échelle statistique, et enfin paramétrer et calibrer les modèles hydrologiques pour produire des données de débits. Les modèles ne représentent que des conditions imitées du réel : il s'agit d'une représentation simplifiée donc les résultats de modélisation sont inévitablement entachés d'incertitudes.

Les scénarios climatiques ont été tirés des modèles Hydro CH2018 disponibles au niveau de plus de 300 stations météorologiques situées sur le territoire suisse (CH2018, 2018). Le scénario RCP2.6 correspond à l'adoption de mesures drastiques de réduction des émissions de gaz à effet de serre pour limiter le réchauffement à moins de 2 °C. Le scénario RCP8.5 correspond quant à lui au scénario sans mesure de protection. Le RCP4.5 est décrit par le GIEC comme un scénario intermédiaire. Les émissions dans le RCP4.5 atteignent un pic autour de 2040, puis diminuent. C'est le scénario de base le plus probable (pas de politiques climatiques) compte tenu du caractère épuisable des combustibles non renouvelables.

Les trois scénarios sont nommés d'après la gamme de forçage radiatif ainsi obtenue pour l'année 2100 : le scénario RCP2.6 correspond à un forçage de $+2,6 \text{ W m}^{-2}$, le scénario RCP4.5 à $+4,5 \text{ W m}^{-2}$, et de même pour le scénario RCP8.5. Plus cette valeur est élevée, plus le système terre-atmosphère gagne en énergie et se réchauffe, si bien que les RCP2.6 représente un réchauffement inférieur à 2 °C, le RCP4.5 d'environ 2,5 °C, et le RCP8.5 environ à 4,5 °C.

Ces scénarios se traduisent en données journalières disponibles pour les variables principales (précipitation, températures de l'air minimale et maximale, radiations solaires, humidité relative et vitesse de vent). Ces données n'étant pas disponibles pour le territoire français, la météorologie des sous-bassins français a été définie selon la station météorologique suisse la plus proche.

Au total, 93 bassins versants (stations OFEV) ont été calibrés et validés avec le modèle PREVAH-UniBE. Ils couvrent divers régimes d'écoulement (pluvial, nival, glaciaire, subalpin) et surfaces (de 10 à 1700 km²). Pour chaque bassin versant, des séries journalières de débit ont été générées pour différents scénarios d'émissions (RCP2.6, RCP 4.5, RCP 8.5). Les débits quotidiens obtenus ont été analysés pour divers indicateurs à un niveau d'eau moyen, en situation de crue et en situation d'étiage. Comme les nouveaux scénarios climatiques sont disponibles en continu sur 120 ans, il est possible pour la première fois de déterminer le moment où surviennent les changements de débit significatifs.

L'exploitation des données CH2018 a permis de déterminer les précipitations et évaporations directes sur le lac à l'image de la section précédente.

Les débits d'entrées sont tous mis à disposition par le projet HydroCH2018. Seuls les débits de sorties ne sont pas disponibles. Il s'agit alors de déterminer, ce débit de sortie et le niveau du lac associé en fermant le bilan hydrique :

$$Q_{in} - Q_{out} = (h_{i+1} - h_i) \times A_{lac} / (24 \times 3600)$$
$$h_{i+1} = (h_i + Q_{in} - Q_{out}(h_i)) \times (24 \times 3600) / A_{lac}$$

Avec h le niveau du plan d'eau du lac en m, Q_{in} l'ensemble des entrants (débits du Rhône, apports par précipitation, bassins versants du lac...), Q_{out} le débit sortant et l'évaporation. A_{lac} est la surface du lac.

Le niveau du plan d'eau au pas de temps $i+1$, dépend du niveau au pas de temps i , en y ajoutant le bilan hydrique $Q_{in} - Q_{out}$. Le Q_{out} , est déterminé par les régimes d'exploitation du lac connu, dont le débit maximum dépend du niveau du plan d'eau et du débit de l'Arve (on choisit un débit moyen de l'Arve). Le débit minimum est déterminé par la saison. Pour les débits intermédiaires, on utilise une fonction objective qui maintient le niveau du lac au milieu de la gamme de régulation du niveau, de telle sorte que lorsque le niveau est sous la moyenne du min et du max autorisé, le débit de restitution est à l'œuvre, et quand le niveau moyen est dépassé, on augmente graduellement le débit vers le débit de capacité, fonction du niveau du plan d'eau. Pour apprécier les résultats, on observera la réponse du plan d'eau en fonction de la variabilité des apports due aux différents scénarios climatiques.

4. RÉSULTATS

4.1. BILAN HYDRIQUE HISTORIQUE

4.1.1. PRÉCIPITATIONS

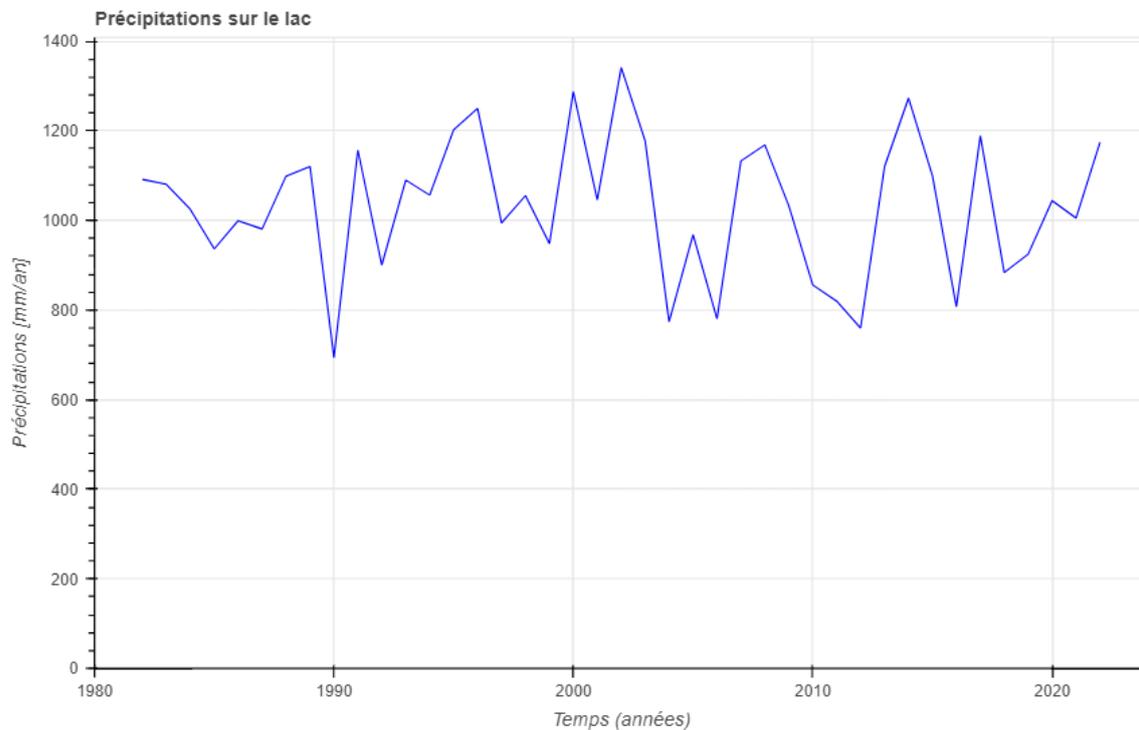


Figure 4 : Précipitation annuelles sur la période 1981-2021, interpolées avec la méthode IDW sur 5 stations météorologiques.

Figure 4: Annual precipitations for 1981–2021, interpolated using the IDW method on five weather stations

De 1981 à 2021, la moyenne annuelle des précipitations sont interpolées à partir des stations de Genève, Changins, Pully, Montreux, Thonon et Vevey et s'élèvent à 1032 mm, avec une déviation standard de 155 mm. La Figure 4 représentant les précipitations moyennes annuelles sur le lac montre une relative stabilité autour de la moyenne avec une variance qui semble également stable.

En termes de variabilité spatiale, les précipitations varient entre 900 mm à Genève et 1300 mm à Montreux. Celles issues de l'atlas hydrologique de la suisse sont de 980 mm an⁻¹. Avec les erreurs de mesures, on estime une erreur d'environ 12% qui se propage. On a alors un intervalle de confiance de ± 120 mm par an sur les précipitations (≈ 2 m³/s).

La saisonnalité des précipitations (Figure 5) est relativement marquée, avec une augmentation des précipitations de février à juin, un maximum en juillet, avant de décroître vers un plateau et un nouveau maximum en octobre, pour enfin décroître jusqu'à la fin de l'année.

Un test de stationnarité (Figure 6) montre que la série est stationnaire sur cette période, avec quelques oscillations (qui représentent l'effet de variance) autour de la droite de référence. Il subsiste tout de même un phénomène d'abaissement de la moyenne des précipitations annuelles sur la période 2005-2011, qui se traduit par un passage des précipitations cumulées au-dessus de la courbe théorique des précipitations, avant de retrouver des valeurs annuelles moyennes.

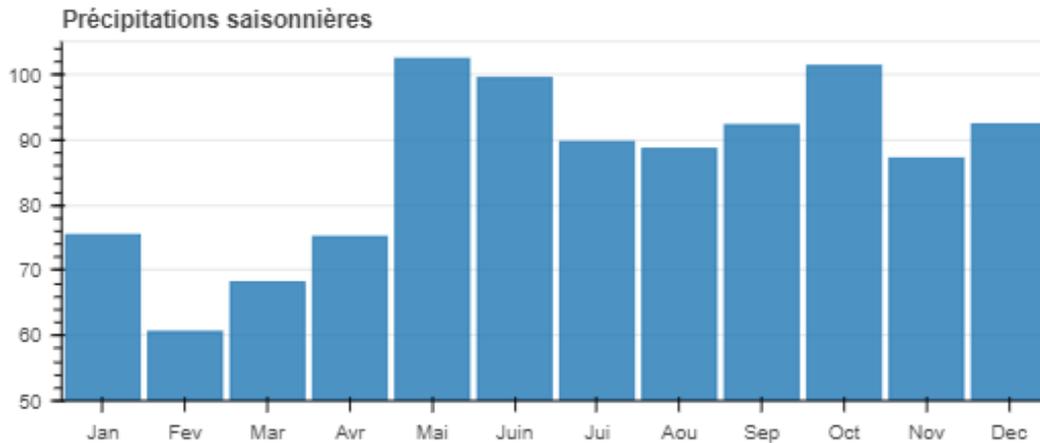


Figure 5 : Histogramme des précipitations mensuelles sur la période 1981-2021

Figure 5: Histogram of monthly precipitations for 1981–2021

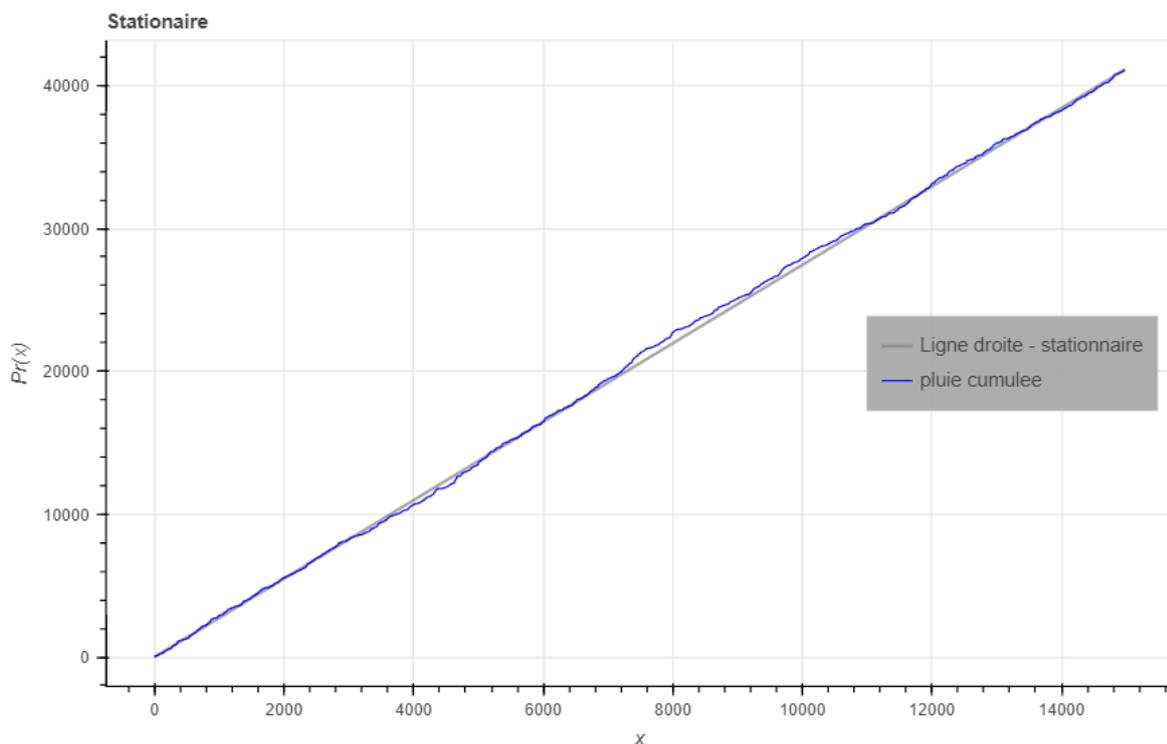


Figure 6 : Test de stationnarité pour les précipitations sur la période 1981-2021. L'axe des abscisses représente les jours de la période d'étude, et l'axe des ordonnées les précipitations cumulées. La droite en gris passe par le 0 et la somme des précipitations de la série. La courbe bleue représente les précipitations cumulées.

Figure 6: Stationarity test for precipitations in 1981–2021. The x-axis represents the days of the study period, the y-axis cumulated precipitations. The grey line goes through 0 and the sum of the precipitations of the series. The blue curve represents cumulated precipitations

4.1.2. EVAPORATION

L'évaporation moyenne annuelle sur la période d'étude s'élève à 961 mm an⁻¹, quand l'atlas hydrologique de la suisse propose des résultats autour de 950 mm an⁻¹. On note également sur la Figure 7 une augmentation progressive des évaporations annuelles, qui témoigne d'un réchauffement global de la surface de la terre : l'évaporation est influencée par la température, l'humidité relative et également le rayonnement global ; de fait, l'évaporation s'en retrouve impactée avec une hausse de sa valeur annuelle. L'erreur associée aux mesures et sa propagation s'élèvent à environ 15% de la valeur de l'évaporation, soit 140 mm an⁻¹ (≈2,5 m³/s).

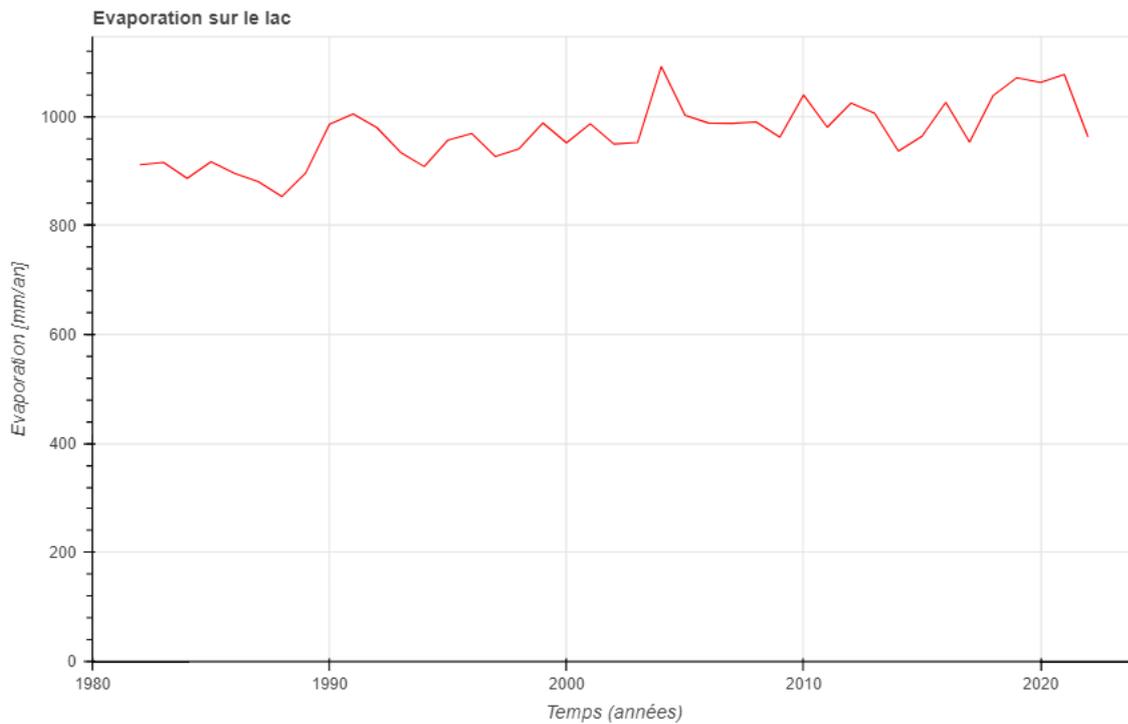


Figure 7 : Evaporation annuelle sur la période 1981-2021, interpolé avec la méthode IDW sur 4 stations.

Figure 7: Annual evaporation for the 1981–2021 period, interpolated with the IDW method on four stations

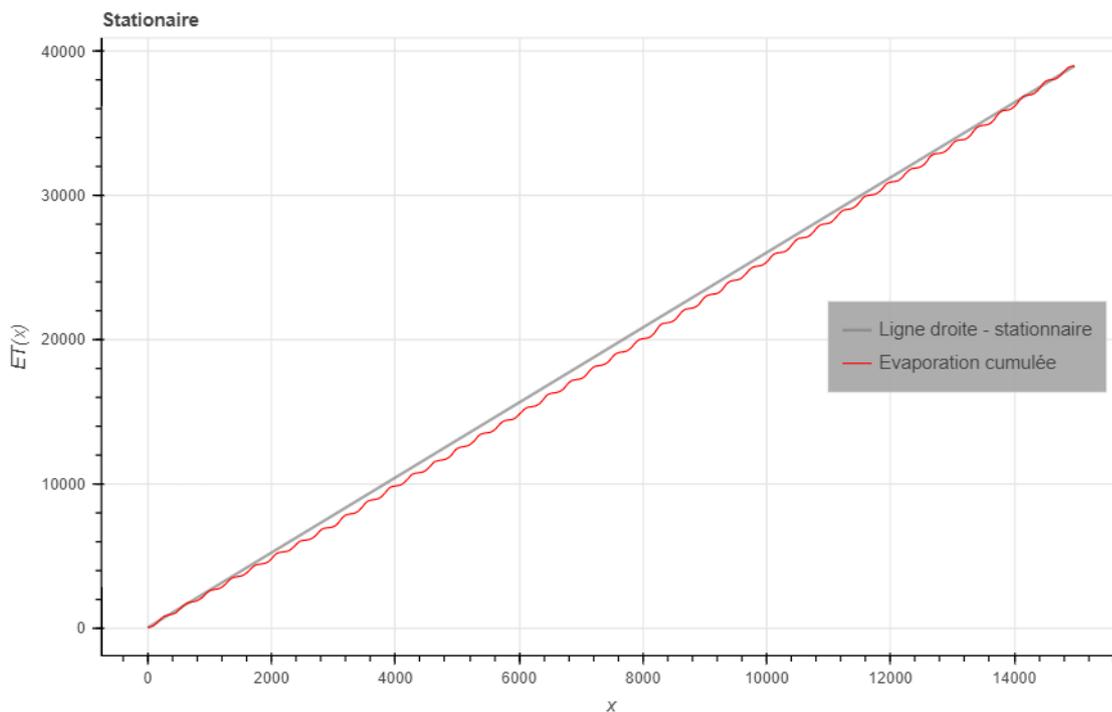


Figure 8 : Test de stationnarité pour les évaporations sur la période 1981-2021. L'axe des abscisses représente les jours de la période d'étude, et l'axe des ordonnées les précipitations cumulées. La droite en gris passe par le 0 et la somme des évaporations journalières de la série. La courbe rouge représente les évaporations cumulées.

Figure 8: Stationarity test for evaporations in 1981–2021. The x-axis represents the days of the study period, the y-axis cumulated precipitations. The grey line goes through 0 and the sum of the evaporations of the series. The red curve represents cumulated evaporations.

Le test de stationnarité de l'évaporation indique une non-stationnarité de la moyenne du phénomène d'évaporation. En effet, la courbe d'évaporation cumulée passe en dessous de la courbe théorique qui passe par le zéro et la somme des évaporations. Ce passage en dessous signifie que le phénomène d'évaporation est en constante croissance au cours du temps. On a des évaporations, sur les premières années, qui sont inférieures aux évaporations des dernières années de la série : la courbe de évaporations cumulées doit donc d'abord s'infléchir en dessous de la courbe théorique pour ensuite croître et décrire le phénomène d'augmentation des évaporations. On ne note pas de variation dans la variance : on observe toujours le caractère saisonnier des évaporations, avec des oscillations annuelles.

4.1.3. APPORTS ET AFFLUENTS

La Figure 9 présente les apports et exports moyens annuels en m^3/s de cours d'eau. En rouge, le débit sortant mesuré à la Halle de l'île. En bleu, le débit du Rhône à Porte-du-Scex. En gris, il s'agit des affluents alimentant le Léman, sur la base des données brutes récoltées. Il faut donc mentionner que cette courbe ne prend pas en compte les bassins versants non monitorés, et les données manquantes sur les stations de mesures ne sont pas corrigées. En vert, on trouve les affluents monitorés, avec une correction pour les données manquantes et un modèle pour les bassins versants non monitorés, d'où la valeur de débits supérieure à la courbe grise.

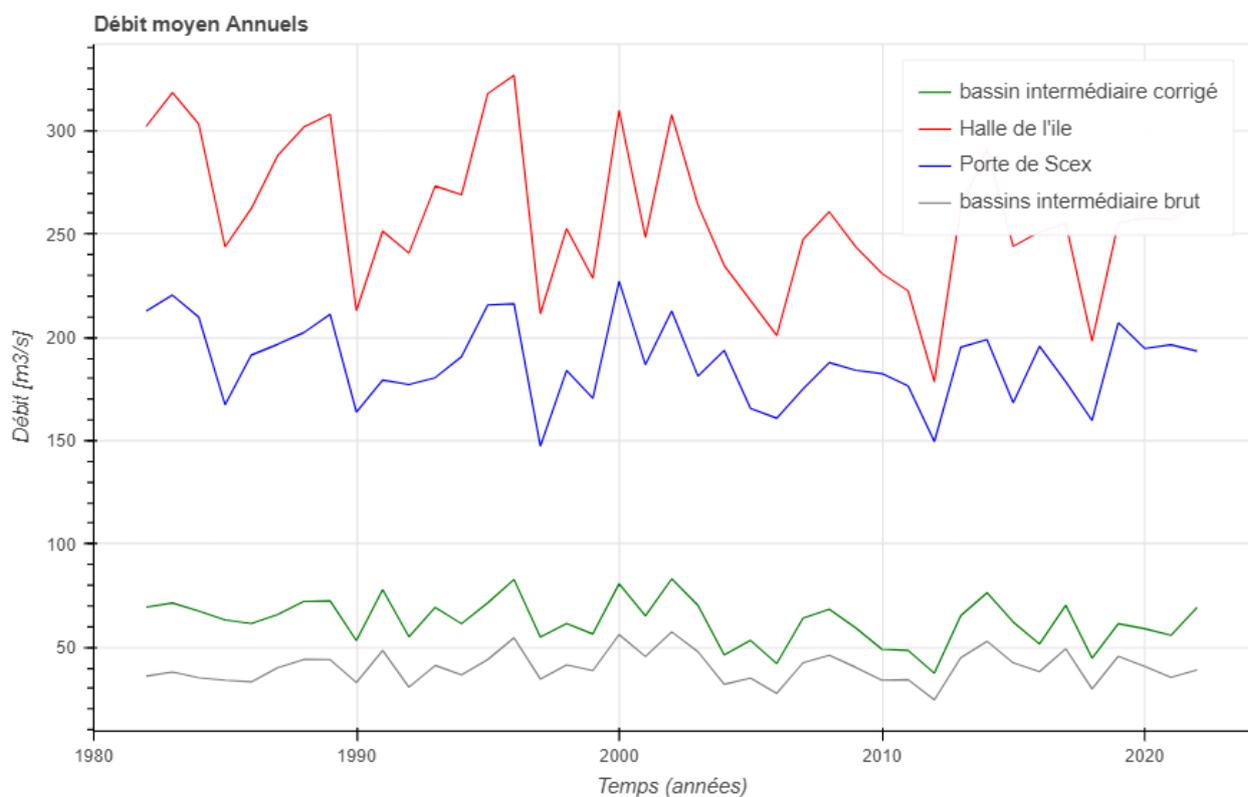


Figure 9 : Débits moyen annuels des apports et des exports au Léman

Figure 9: Mean annual rates for inflows and exports at Lake Geneva

Sur le début de la période, beaucoup de stations ne sont pas encore actives : l'écart entre les affluents mineurs bruts et corrigés est donc élevé. Cet écart tend à se restreindre dans la mesure ou de moins de moins de stations de mesures sont manquantes. L'écart restant s'explique par le modèle qui estime les débits associés aux bassins versants non monitorés.

On note tout de même une tendance à la baisse du débit de sortie à Halle de l'île, qu'on retrouve également à Porte-du-Scex de manière moins marquée. On observe également une tendance similaire sur les affluents dits mineurs, mais qui reste à nuancer dans la mesure ou une partie de ces affluents sont modélisés. Au regard de l'erreur associée aux stations de mesures, compte tenu des données récoltées, on obtient une erreur de $\pm 14 m^3/s$ sur une année.

4.1.4. FERMETURE DU BILAN HYDRIQUE

Pour étudier la fermeture du bilan hydrique, on compare le $\Delta S_{observé}$ avec $\Delta S_{calculé}$. La différence de ces deux termes, ramenée en débit m^3/s sur un pas de temps annuel, nous indique le déficit, ou le surplus, nécessaire à la fermeture du bilan hydrique. On notera que pour que le bilan hydrique soit fermé, la différence des deux termes évoqués précédemment doit être égale à zéro. Pour donner un ordre de grandeur, un résiduel de $-20 m^3/s$ sur une année représente un manque de 1m d'eau sur le lac après une année, ce qui est significatif.

La Figure 10 représente le résiduel du bilan hydrique avec un pas de temps annuel, sous la forme de débit moyen annuel. La courbe grise représente le bilan hydrique brut, c'est-à-dire sans correction de données ni estimations. On comprend alors que les données de débit disponibles associées aux précipitations et aux évaporations ne suffisent pas à expliquer les variations du niveau du lac observé. En effet, le débit résiduel est constamment négatif, ce qui signifie que le différentiel des débits entrant/sortants est inférieur à la variation de volume observé via les stations de mesures. On note tout de même pour le bilan hydrique brut que ce résiduel s'approche du zéro avec les années, ceci s'explique par l'apparition de stations de mesures au cours du temps, donc d'apports supplémentaires au bilan hydrique permettant de s'approcher de la fermeture. Le bilan hydrique corrigé présente une moyenne plus stable autour du zéro (une moyenne de débit résiduel annuel de $-2m^3/s$ ce qui équivaut à 10cm d'eau par an). On voit que la forme de la courbe est sensiblement identique à celle du bilan hydrique brut, mais ajustée autour du zéro grâce aux interpolations et modélisations de débits manquants.

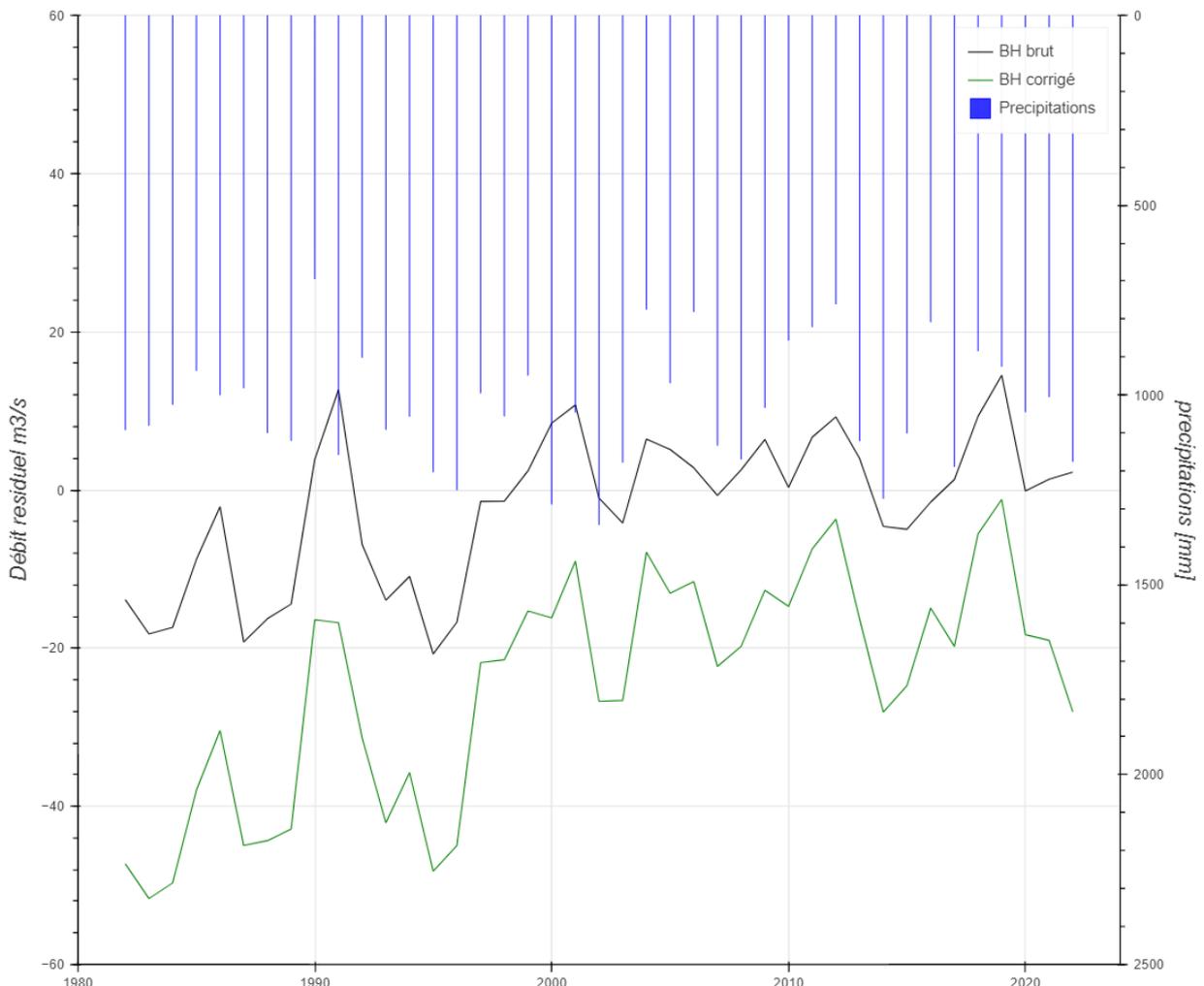


Figure 10 : Débit résiduel du bilan hydrique brut et corrigé sur la période 1981-2021, avec les précipitations annuelles.

Figure 10: Residual flow of the raw and corrected water balances for 1981–2021, with annual precipitations

Cependant, on observe des valeurs de débit résiduel brut supérieures à 0, par exemple en 1990-91, 1999-2000-2001, etc. Cela signifie que le $\Delta S_{calculé}$ est supérieur au $\Delta S_{observé}$, et donc qu'il y a des cas de surestimation des apports dans le bilan hydrique. Ceci fera l'objet de la discussion dans la section suivante.

On note également une corrélation apparente entre le débit résiduel et les précipitations, notamment pour le bilan hydrique brut, qui articule les deux arguments principaux de la méthodologie utilisée. Aussi, on note que l'ensemble des années pour lesquelles le nombre de stations de monitoring est manquant, ce débit résiduel est supérieur à la moyenne observée dans la pseudo régression linéaire de la figure 11.

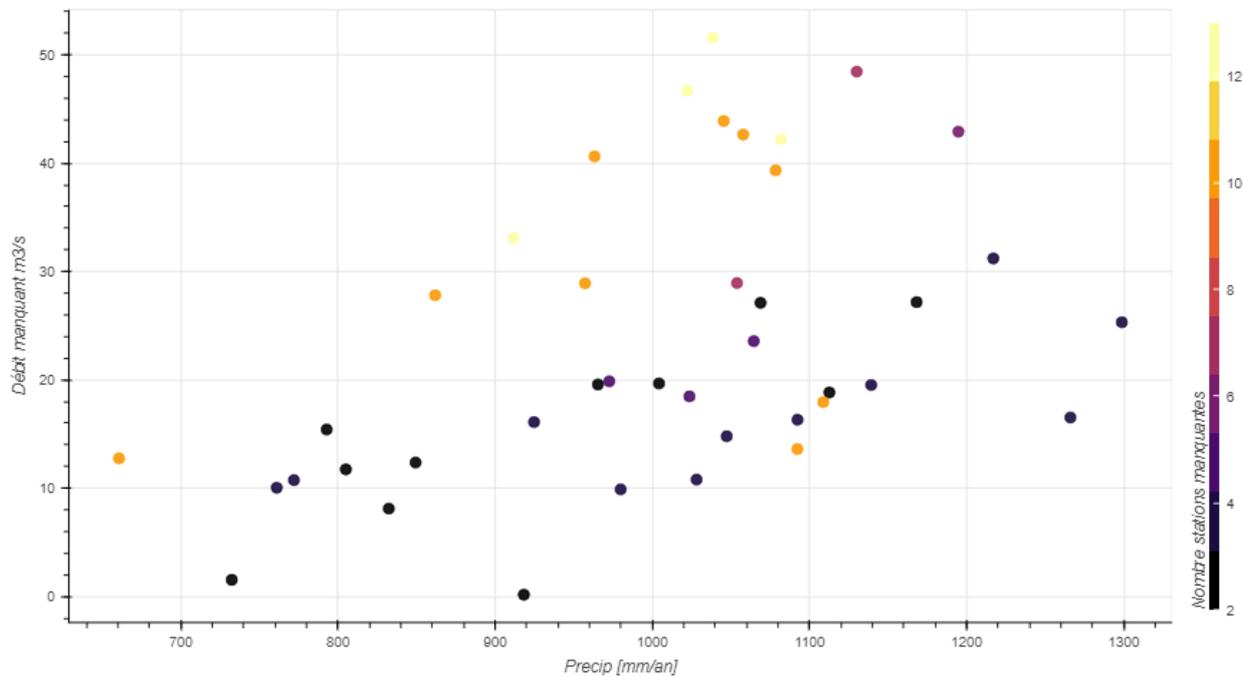


Figure 11 : Débit résiduel du bilan hydrique brut en fonction des précipitations annuelles, corrélé avec le nombre de stations manquante pour le dit bilan hydrique.

Figure 11: Residual flow of the raw water balance as a function of annual precipitations, correlated with the number of stations missing for the said water balance

Il en va de même pour le bilan hydrique corrigé : on observe que lorsque le débit résiduel est positif, les précipitations annuelles sont faibles. La réciproque est vraie : les fortes précipitations annuelles sont associées à des débits résiduels négatifs élevés. On peut donc estimer que l'évènement de précipitation à une influence sur les estimations effectuées, et également sur les mesures.

4.2. BILAN HYDRIQUE FUTUR

Pour rappel, les scénarios climatiques ont été tirés des modèles Hydro CH2018 disponibles au niveau de plus de 300 stations météorologiques situées sur le territoire suisse (CH2018, 2018). Le scénario RCP2.6 correspond à réchauffement à moins de 2 °C. Le RCP4.5 est le scénario intermédiaire, le plus probable compte tenu du caractère épuisable des combustibles non renouvelables. Le scénarios RCP8.5 correspond au scénario sans mesure de protection.

4.2.1. PRÉCIPITATIONS

Les scénarios climatiques CH2018 projettent d'ici la fin du siècle, pour la Suisse et pour un scénario de forte augmentation des émissions, une réduction du nombre de jours pluvieux en été associée à une tendance à l'allongement des périodes sèches. On observe un changement de moyenne, ainsi qu'un changement de variance marqué pour les scénarios les plus défavorables (Figure 12, Tableau 1).

On observe une légère tendance à la baisse des quantités de précipitation pour les scénarios les plus défavorables. On note également une plus grande variabilité interannuelle de précipitations, qui se traduit également dans les précipitations journalières, avec des évènements extrêmes plus fréquents, induisant davantage de variabilité aux séries temporelles.

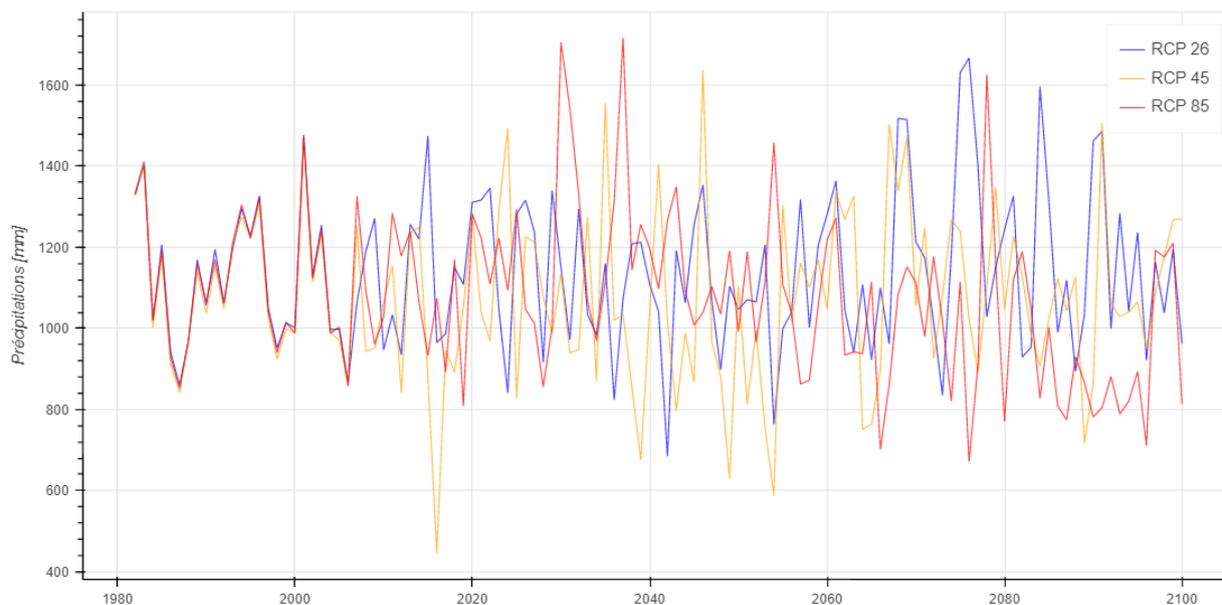


Figure 12 : Projection des précipitations annuelles en mm an⁻¹ selon les différents scénarios de forçage radiatifs.

Figure 12: Projection of annual precipitations in mm year⁻¹ according to the different radiative forcing scenarios

Tableau 1 : Statistiques annuelles associées aux précipitations projetées selon les différents scénarios.

Table 1: Annual statistics associated with projected precipitations according to the different scenarios

Période	Précipitations [mm]	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
1981-2099	Moyenne	1136	1075	1087

4.2.2. EVAPORATION

L'augmentation de l'évaporation liée à la hausse de température due aux forçages radiatifs est nettement visible (Figure 13, Tableau 2). Le scénario RCP2.6 témoigne d'une relative stabilité de la moyenne et de la variance de l'évaporation, qui reste relativement proche de la valeur calculée pour le bilan hydrique historique. Cependant, les deux autres scénarios, avec davantage de forçage radiatif, présentent des valeurs d'évaporation en nette hausse : pour le scénario RCP8.5, on observe une hausse de plus de 20% de l'évaporation annuelle. Ceci peut avoir un impact considérable sur le bilan hydrique lors d'évènements annuels d'évaporation de 1300 mm et plus.

Tableau 2 : Statistiques annuelles des évaporations selon les périodes et les forçages radiatifs.

Table 2 : Annual statistics of evaporations according to periods and radiative forcings

Période	Evaporation [mm]	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
1981-2020	Moyenne	974	987	984
	Déviation standard	44	58	56
2020-2060	Moyenne	1004	1032	1045
	Déviation standard	46	63	69
2060-2100	Moyenne	1003	1047	1151
	Déviation standard	58	61	71

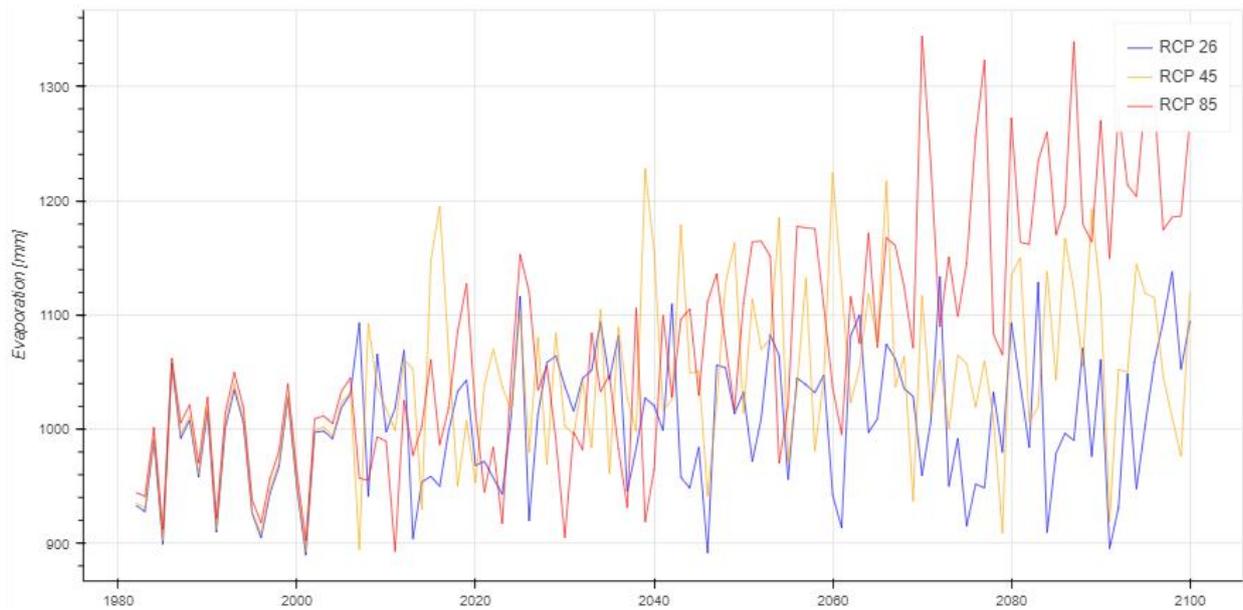


Figure 13 : Projection des évaporations annuelles en mm an^{-1} selon les différents scénarios de forçage radiatifs.

Figure 13: Projection of annual evaporations in mm year^{-1} according to the different radiative forcing scenarios.

4.2.3. APPORTS AU LAC

Les apports du lac ont été modélisés via l'ensemble de tous les bassins versants du Léman, à l'exception du Rhône (Figure 14, Tableau 3). Pour les différents scénarios climatiques, on observe une légère tendance à la baisse au cours du temps, qui est relativement plus marquée pour les années proches de 2100 pour le RCP8.5, baisse qui s'élève à environ 10% du débit proposé initialement.

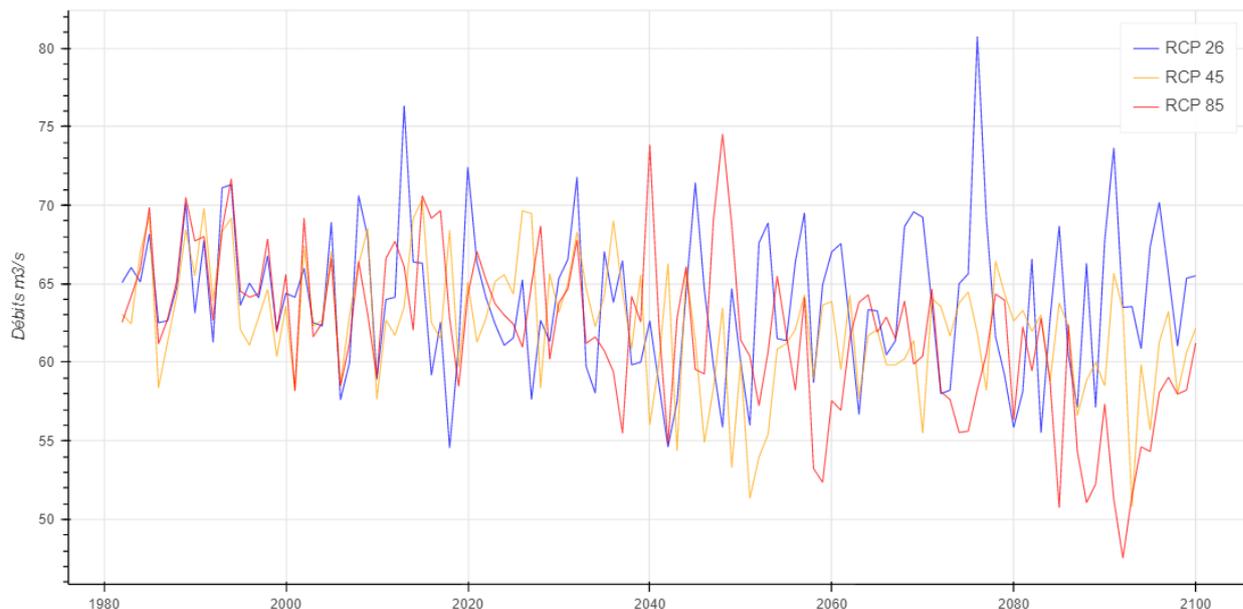


Figure 14 : Projection des débits annuels moyens des apports au lac sans le Rhône à Porte-du-Scex selon les différents scénarios climatiques.

Figure 14: Projection of mean annual rates for inflows to the lake without the Rhone River at Porte-du-Scex according to the different climate scenarios.

Tableau 3 : Statistiques annuelles des évaporations selon les périodes et les forçages radiatifs.

Table 3: Annual statistics of evaporations according to periods and radiative forcings.

Période	Débits [m^3/s]	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
1981-2020	Moyenne	64,9	64,2	64,9
	Déviations standard	4,2	3,5	3,59
2020-2060	Moyenne	63	61,9	60,3
	Déviations standard	4,2	4,5	4,3
2060-2100	Moyenne	62,1	60,7	59
	Déviations standard	5,8	2,65	3,09

La Figure 15 permet d'entrevoir l'évolution du débit du Rhône qui alimente le lac au cours du temps, selon les 3 scénarios climatiques. Force est de constater une nette baisse du débit au cours du temps, quel que soit le scénario (Tableau 4). Le scénario RCP2.6 témoigne d'un débit inférieur de $10 \text{ m}^3/\text{s}$ sur la période 2060-2100 comparé à 1981-2021. Le scénario RCP8.5 est beaucoup plus drastique, avec une année à seulement $125 \text{ m}^3/\text{s}$ en moyenne comparé à un maximum annuel de $210 \text{ m}^3/\text{s}$.

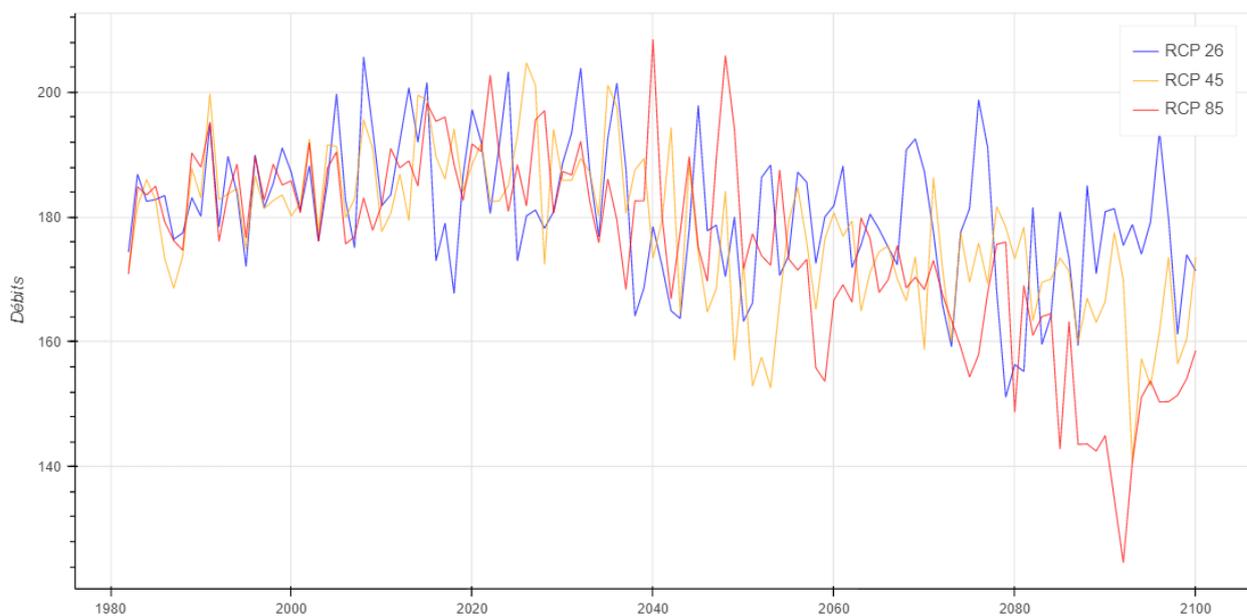


Figure 15 : Projection des débits annuels moyens des apports au lac du Rhône à Porte-du-Scex selon les différents scénarios climatiques.

Figure 15: Projection of mean annual rates for inflows to the lake from the Rhone River at Porte-du-Scex according to the different climate scenarios.

Tableau 4 : Statistiques annuelles des débits contribuant au Léman du Rhône à Porte-du-Scex.

Table 4: Annual statistics of flows contributing to Lake Geneva from the Rhone River at Porte-du-Scex.

Période	Débits [m3/s]	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
1981-2020	Moyenne	185,4	184,7	185
	Déviations standard	8,6	7,4	6,63
2020-2060	Moyenne	181	180	180
	Déviations standard	10,2	13,9	12,5
2060-2100	Moyenne	175	169	159
	Déviations standard	11,3	8,8	12,9

La variabilité au cours des années permet d’avoir une compréhension globale de la baisse des apports du Rhône au Léman. Une approche par saisonnalité permet aussi d’entrevoir la variabilité de l’apport au cours d’une année type.

Les Figure 16 et 17 qui suivent porte une attention particulière à la variabilité mensuelle des débits du Rhône.

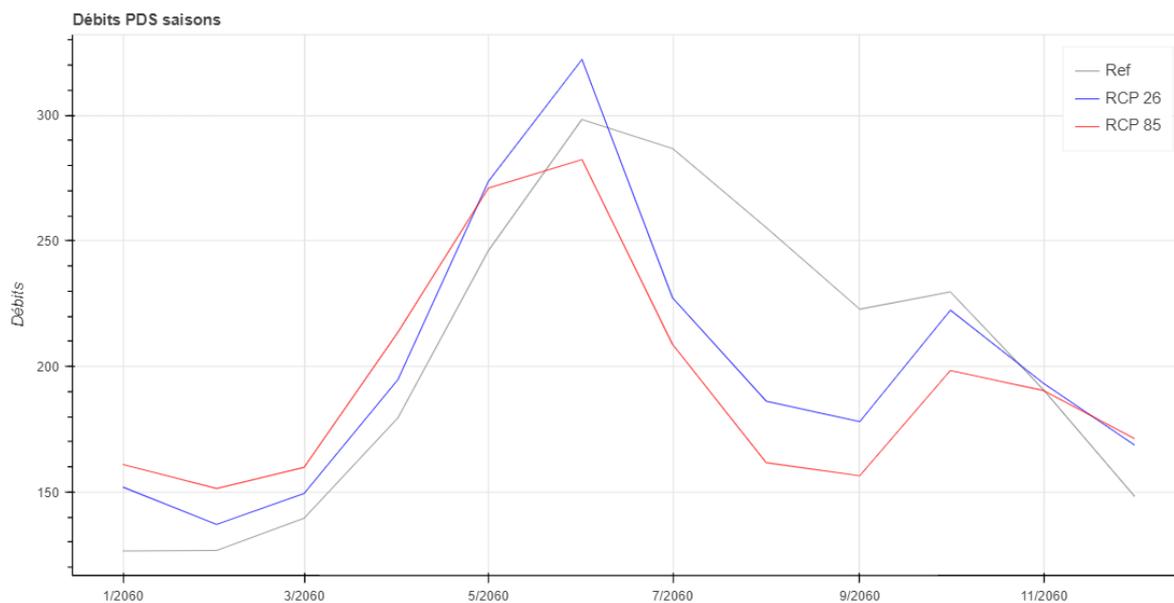


Figure 16 : Variabilité saisonnière des apports au Léman en fonction des scénarios 26 et 85, moyennés autour de l’année 2060 (2045-2075).

Figure 16: Seasonal variability of inflows to Lake Geneva according to scenarios 26 and 85, averaged around the year 2060 (2045–2075).

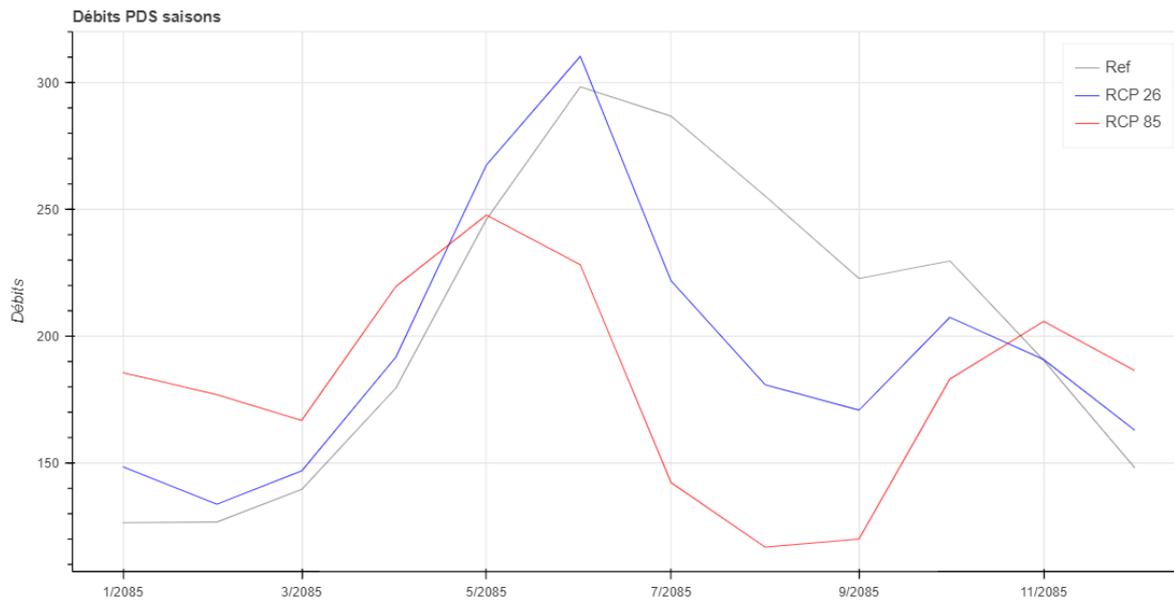


Figure 17 : Variabilité saisonnière des apports au Léman en fonction des scénarios 26 et 85, moyennés autour de l'année 2085 (2075-2100).

Figure 17: Seasonal variability of inflows to Lake Geneva according to scenarios 26 and 85, averaged around the year 2085 (2075–2100).

Entre les figures 16 et 17, on observe que la variabilité d'apports au cours du temps est critique. La courbe du scénario RCP8.5 est beaucoup plus lissée avec un pic moins prononcé en fin d'hiver (les glaciers produisant moins de ruissellement), et un "étiage" d'été beaucoup plus prononcé, qui marque significativement le niveau d'eau modélisé du lac dans la section suivante. La baisse globale des apports du Rhône est d'autant plus prononcée lors de certaines périodes de l'année. Ces figures témoignent également de la baisse générale des apports du Rhône : l'aire sous la courbe est d'autant plus faible que le scénario est critique.

4.2.4. FORÇAGE DU SCÉNARIO AU SEUJET

La figure 18 présente le niveau du lac modélisé en fonction des scénarios climatiques, sur les années 2085-2089. On trouvera d'autres figures de ce type en annexe. On y voit le niveau du lac en fonction du temps, avec en gris les niveaux de régulation à respecter. Compte tenu du manque d'eau saisonnier mis en évidence dans la section précédente, on observe des sorties de niveau d'exploitation très marquées pour les scénarios RCP8.5 pendant les étés: le niveau d'eau ne parvient pas à être maintenu en raison des faibles apports du Rhône et des bassins versants du lac, et l'obligation de restituer un débit minimum au Rhône en aval du lac. Sur le reste de la période, les 3 scénarios de débits et précipitations suffisent à maintenir le niveau du lac dans les cotes acceptées selon les réglementations du Seujet. C'est autour des années 2050 que les sorties de cotes augmentent en fréquence pour les scénarios RCP4.5 et 85. Ici, le bilan hydrique étant fermé en égalisant les termes de l'équation (en définissant le débit de sortie par rapport à l'égalisation du bilan), le débit de sortie doit diminuer au même titre que la modélisation des apports – c'est-à-dire autour de 10% dans le pire des scénarios. Cependant, pour le RCP8.5, à l'horizon 2100, la réglementation du niveau du lac impose un débit de sortie faible, car le niveau passe en dessous de la côte minimale : ceci impacte nettement le débit de sortie annuel.

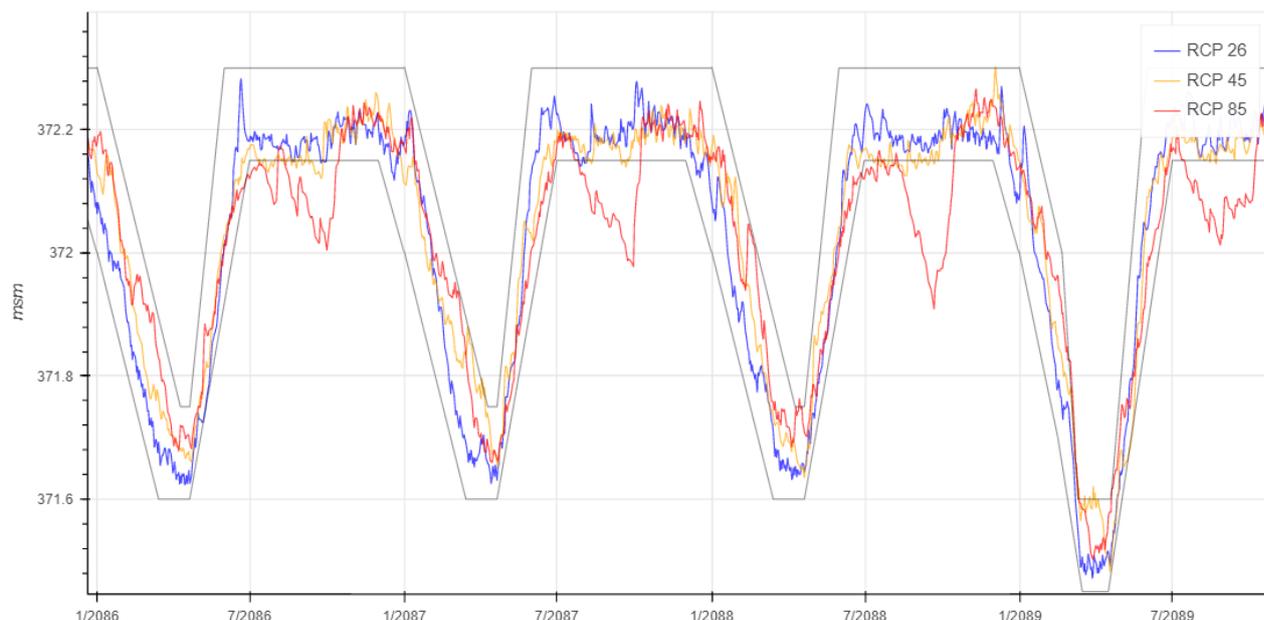


Figure 18 : Forçage du niveau du lac avec les consignes d’exploitation du Seujet à Genève, en fonction des différents scénarios climatiques.

Figure 18: Forcing the lake level with operation instructions from Seujet dam at Geneva, as a function of different climate scenarios.

Le Tableau 5 ci-dessous expose le nombre de jours pendant lesquels le niveau du lac sort des normes imposées par les règles d’exploitation du niveau du lac. Sans surprise, plus le scénario est défavorable, plus le nombre de jours est élevé. C’est qu’il est difficile de maintenir le niveau avec des normes d’exploitation qui datent d’un régime hydrologique obsolète comparé aux prédictions proposées par HydroCH2018.

Tableau 5 : Statistiques globales des sorties de niveaux modélisés par rapport au règlement du lac.

Table 5: Overall statistics of outflow levels modeled in relation to the lake’s regulations.

Nombres de jours	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
Au-dessus du niveau maximum	111	396	449
Au-dessous du niveau minimum	447	1183	1817

5. RÉSULTATS

5.1. BILAN HYDRIQUE HISTORIQUE

Les différentes étapes pour s’approcher au mieux de la fermeture du bilan hydrique illustrent différentes hypothèses qui expliquent cette non-fermeture de bilan qui diminue au fil de l’étude.

En première instance, le bilan hydrique avec seulement des données empiriques ne se ferme pas à hauteur de 50 m³/s pour les premières années, et à hauteur de 20 m³/s sur les années les plus proches de 2021. Il en résulte un écart d’un à plusieurs mètres d’eau par an avec les données à disposition. On note tout de même que les variations de ce déficit sont corrélées avec les précipitations : les années de fortes précipitations, le déficit est d’autant plus élevé. Ceci se comprend simplement par le fait que les bassins versants non-monitorés apportent davantage d’eau les années de fortes précipitations, expliquant le déficit du bilan hydrique en hausse.

On note également qu’au cours du temps, le déficit du bilan hydrique brut diminue : certaines stations de mesures n’ayant pas de données sur l’entièreté de la période, ce déficit du bilan qui diminue au fil des années s’explique simplement par le fait que les stations de mesures apparaissent au cours du temps, passant de 15 stations manquantes en 1981 à seulement 2 en 2018 (dû à des interruptions d’exploitation).

Pour pallier ce manque, une interpolation des données existantes sur la période manquante a été réalisée avec une corrélation linéaire avec les précipitations. Avec cette interpolation, on remarque que le déficit du bilan hydrique s'homogénéise à travers les années. Le reste du déficit s'explique également via les bassins versants non-monitorés, sur l'ensemble de la période. De fait, cet ajout d'apports permet de se rapprocher de la fermeture annuellement, avec un déficit moyen de $-2 \text{ m}^3/\text{s}$, et des amplitudes de déficit de -20 à $+20 \text{ m}^3/\text{s}$.

Le débit ajusté des apports calculés (interpolation des données manquantes et modélisation du débit des bassins versants) est conforté d'un part par le fait que le bilan hydrique se ferme dans la gamme d'erreur estimée ($\pm 18 \text{ m}^3/\text{s}$), et d'autre part parce que le débit modélisé dans les scénarios climatiques témoigne d'un ordre de grandeur similaire sur la même période ($65 \text{ m}^3/\text{s}$).

Les oscillations autour de la fermeture s'expliquent via les erreurs d'estimations et des mesures des différentes instrumentations qui s'élèvent en moyenne à $18 \text{ m}^3/\text{s}$. En effet, les erreurs de mesures aux stations comme Porte de Scex ou la Dranse peuvent influencer fortement le bilan dans un sens ou l'autre. Au vu de ces résultats, il semblerait que la méthode utilisée pour approcher la fermeture du bilan hydrique soit appropriée, compte tenu de l'erreur estimée. Il apparaît alors difficile et non pertinent de complexifier les méthodes pour ajuster les inconnues au vu de l'erreur des instrumentations. Cela étant, la méthodologie proposée peut faire l'objet d'une reproduction pour étudier plus spécifiquement certaines années dont les mesures ne sont pas satisfaisantes au regard du delta de stock du lac observé.

Aussi, la co-occurrence d'un fort déficit positif du bilan hydrique avec de faibles précipitations nécessite une clarification, et de même pour la réciproque. De fait, plus les précipitations sont importantes, plus on sous-estime les apports, et inversement, plus les précipitations sont faibles, plus on surestime les apports. Cela peut être dû à notre estimation par corrélation : le coefficient de corrélation donne une idée fidèle du comportement moyen du bassin versant en relation avec les précipitations, mais ne décrit pas exactement le réel. Aussi, on notera que plus les débits sont élevés, plus l'erreur associée à la mesure de débit sera élevée.

En étudiant de manière journalière le bilan hydrique, on observe parfois une asynchronicité des événements : les débits entrants importants apparaissent à la sortie avec un delta de temps ; plusieurs phénomènes peuvent expliquer cela. Nous avons comparé le temps de réponse des débits de sortie lorsqu'il y a de forts débits entrants dans le lac. Nous supposons que le temps de réponse dépend de l'échelle de temps de l'événement pluvieux et de son intensité : plus il est intense, plus l'asynchronicité est marquée.

En dernière analyse, il faut aussi évoquer la prise en compte de la variation de température du lac et son influence dans le bilan hydrique. Il existe un phénomène de dilatation thermique du volume de l'eau en lien avec la variation de la température de ce dernier. Les deux variations de stock à l'étude dans cette section (dS observé et dS calculé) ne prennent pas en compte ce paramètre de la même manière. Dans le dS observé se trouve à la fois une variation de volume due à un différentiel apport/export et la variation globale de la température du lac. Dans le dS calculé, sont pris en compte le différentiel apport/export, et la variation de température de l'eau des apports seulement.

Pour mieux se rendre compte de l'impossibilité potentielle de comparer ces deux termes sans prendre en compte le phénomène de dilatation thermique, on peut imaginer une année complète lors de laquelle les exports sont exactement identiques aux apports, ce qui implique un dS calculé égal à zéro.

De son côté, le lac, au cours de l'année, témoigne d'une hausse de température de $1 \text{ }^\circ\text{C}$, donc le dS observé sera positif due à la dilatation, bien que les exports soient équivalents aux apports. On voit bien ici la nécessité de prendre en compte cet effet de température pour comparer ces deux variations de stockage, et améliorer la fermeture du bilan hydrique. Cela étant, une rapide analyse des variations de températures annuelles permet de quantifier l'effet de cette dilatation thermique effective sur le lac : sur la période 1971-2021 : on observe un différentiel de température annuelle moyen de $0,8 \text{ }^\circ\text{C}$, avec une moyenne absolue de $0,19 \text{ }^\circ\text{C}$. Compte tenu du coefficient de dilatation thermique de l'eau, ceci correspond à une moyenne de variation de niveau $dH = 0,64 \text{ cm}$, et un maximum de $2,63 \text{ cm}$. Au regard des ordres de grandeur de la non-fermeture du bilan hydrique étudié, et des erreurs commises, cette variation de niveau associée à la température peut donc être négligée. Tout de même, cette variation de niveau convertie en équivalent apport/export sur une année correspond à une moyenne de $0,11 \text{ m}^3/\text{s}$ et un maximum de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

5.2. BILAN HYDRIQUE FUTUR

Les précipitations du bilan hydrique du futur sont sans appel : la moyenne a tendance à diminuer, et la variabilité augmente. Ceci corrobore tout à fait les études sur le sujet : avec le changement climatique, il faut s'attendre à moins de pluie sur l'année, et une répartition beaucoup moins homogène dans le temps avec davantage d'événements extrêmes.

L'évaporation va également dans le sens des études sur le sujet : avec les scénarios les plus défavorables pour le climat, les fortes chaleurs induisent davantage d'évaporation directe du lac.

Les apports en eau via les affluents du Léman sont également fortement impactés par les scénarios du changement climatique : non seulement la quantité d'eau apportée diminue avec les scénarii ayant les plus forts forçages radiatifs, mais en plus la variabilité des apports sera bouleversée : on assistera à davantage d'apports en eau en hiver et moins en été. Cette co-occurrence de changement de débit, c'est-à-dire la diminution globale d'apport sur l'année et l'augmentation de sa variabilité saisonnière, aura un impact majeur sur l'évolution du niveau du lac au regard de l'exploitation qu'on lui connaît.

Concernant le Rhône le scénario RCP2.6 témoigne d'un débit inférieur de 10 m³/s sur la période 2060-2100 comparé à 1981-2021. Le scénario RCP8.5 est beaucoup plus impactant, avec une année à seulement 125 m³/s en moyenne comparé à un maximum annuel de 210 m³/s. L'imprévisibilité des débits annuels associés aux scénarios climatiques qui ont tendance à exacerber les variances observées ont un impact majeur sur la quantité d'eau apportée au lac, ce qui nuira à l'exploitation du lac telle qu'on la connaît. En effet, les projections de niveau du lac dans le cadre de l'exploitation du Seujet montrent que pour le scénario RCP8.5, la forte baisse d'apports en été fait chuter le niveau du lac hors des cotes d'exploitation, aussi par le fait qu'un débit de restitution obligatoire est appliqué.

Cela étant, l'algorithme utilisé n'anticipe ni les crues ni les sécheresses annoncées, ni ce que feraient les SIG en cas d'annonce météo de ce type. Ces résultats sont donc à être nuancés dans la mesure où l'exploitation simulée n'est fidèle que dans les chiffres, mais pas dans l'anticipation qu'on pourrait observer dans le réel. Toujours est-il que les baisses d'apports en eau restent significatives et mettent à l'épreuve le maintien du niveau du plan d'eau du lac.

6. CONCLUSION

Cette étude avait pour but de mieux connaître et d'anticiper l'évolution de l'hydrologie des affluents du Léman en lien avec le changement climatique. Dans un premier temps, elle a été l'occasion de faire le point sur ce qui était connu en termes d'hydrologie sur la zone Lémanique. Force est de constater que relativement peu d'études existent au sujet précis du bilan hydrique du réservoir du Léman. Cependant, une littérature scientifique solide existe à propos des sujets connexes au bilan hydrique qui permettent de le réaliser avec des solides bases scientifiques.

Le bilan historique réalisé dans cette étude a permis de revenir sur plusieurs méthodes permettant d'estimer les précipitations directes au lac, tout comme l'évaporation du plan d'eau. La formule de Penman appliquée aux nappes libres combinée à une méthode d'interpolation simple a permis d'approcher les valeurs proposées par l'atlas hydrologique de la Suisse, et de même pour les précipitations sur le lac. On observe une stationnarité des événements de précipitations, quand les évaporations sont en hausse de 6% sur la période 1981-2021.

Concernant les apports au Léman, les cours d'eau, dont on a les données de mesures exposent une baisse des apports également autour de 6%.

Les bases de données étant incomplètes en raison de l'apparition de stations de mesures au cours du temps, et certains bassins versants n'étant pas monitorés, des méthodes d'estimation et d'interpolation ont été mises en place pour approcher au mieux la fermeture du bilan hydrique (i.e. les apports et les exports se compensent). Il a été possible de reconstituer l'ensemble des apports au Léman, et d'approcher une valeur moyenne de -2 m³/s de déficit du bilan hydrique. Ce déficit oscille entre -20 et 20 m³/s, ce qui reste dans la gamme d'erreur calculée. On note une co-occurrence des déficits élevés avec des années de précipitations extrêmes : cela s'explique certainement par une sous-estimation des débits les années humides, et une surestimation des débits les années sèches.

La méthode utilisée s'avère simple et relativement rapide à mettre en place ; une complexification de la méthode s'avérerait inutile compte tenu de l'erreur calculée.

Le bilan hydrique prospectif à l'horizon 2100 avec la mise en place de scénarios climatiques à la surface du Léman a permis de modéliser le niveau du Léman avec la réglementation du niveau au Seujet telle qu'on la connaît aujourd'hui.

Les modèles hydrologiques du projet HydroCH2018 exposent une nette baisse globale des apports en eau au Léman ; plus le scénario climatique est sévère (i.e. forçage radiatif élevé), plus les baisses d'apports en eau seront marquées. Les évaporations se verront également augmenter, en raison d'hivers plus doux, et d'étés rudes. En plus d'une nette baisse d'apports observables, la saisonnalité des apports se verra également impactée. Les crues de printemps auront lieu plus tôt dans l'année, et seront moins intenses, et les étiages de fin d'été auront lieu plus tôt, et seront encore plus marqués.

La modélisation du niveau du lac avec les réglementations du Seujet et les débits futurs montre qu'il sera difficile de maintenir le niveau du lac dans les cotes réglementaires, compte tenu des baisses d'apports. Les modèles exposent des sorties des cotes réglementaires beaucoup plus fréquentes à mesure de l'avancée dans le temps, et de la sévérité des scénarios.

Pour le scénario le plus défavorable, on note une baisse de plus de 20cm du niveau de l'eau par rapport au minimum acceptable.

L'hydrologie des apports au Léman est changeante, et le sera d'autant plus avec le temps, et la sévérité des scénarios climatiques auxquels les activités anthropiques exposent la planète. La réglementation du Seujet est adaptée à l'hydrologie du Léman à l'époque de la signature de cette réglementation. Les scénarios les plus critiques exposent qu'il ne sera pas possible de maintenir le niveau du lac avec la réglementation actuelle – il faudra donc réinventer la gestion du niveau du lac

Au-delà de la gestion du niveau du lac, les scénarios climatiques les plus critiques avertissent de sécheresses plus intenses en été mettant au défi la résilience de l'agriculture Suisse. Une démographie changeante, et une consommation plus importante d'eau due aux besoins de l'industrie mettra au défi notre capacité à prendre en compte la réalité de la futur baisse des apports en eau du Léman, et de sa régulation telle qu'on la connaît.

BIBLIOGRAPHIE

- Blavoux, B, B. Dussart, H. Maneglier, et Cl. Salvetti. 1962. La région du Léman au point de vue hydrométéorologique. Le Globe. Revue genevoise de géographie 102: 49-68; doi:[10.3406/globe.1962.3490](https://doi.org/10.3406/globe.1962.3490)
- Breuillot, M.-C., et J. Locher. 2022. Le bilan hydrologique du Léman et son évolution probable. Design Project EPFL.
- CIPEL. 1984. Synthèse des travaux de la Commission internationale pour la protection de eaux du Léman contre la pollution. <https://www.cipel.org/wp-content/uploads/catalogue/rapport-scientifique-synthese-1957-1982-incomplet.pdf>
- CH2018. 2018. CH2018 – Climate Scenarios for Switzerland, Technical Report, National Centre for Climate Services, Zurich, ISBN: 978-3-9525031-4-0
- CH2018 Project Team. 2018. CH2018 – Climate Scenarios for Switzerland. National Centre for Climate Services. doi:[10.18751/Climate/Scenarios/CH2018/1.0](https://doi.org/10.18751/Climate/Scenarios/CH2018/1.0)
- Fourrier, A, E. Karpushov. 2020. Apports au Léman par précipitations directes. Design Project EPFL.
- Olive, P, J. Boulègue, et A. Ferhi. 2003. Eclogae Geologicae Helvetiae 96. doi:[10.5169/seals-169046](https://doi.org/10.5169/seals-169046)
- Weingartner, R. 1986. Konzept eines «Hydrologischen Atlas der Schweiz». Publikation Gewässerkunde 67, Bern.
- Weingartner, R, et M. Spreafico. 2010. Atlas hydrologique de la Suisse (HADES). Office fédérale de l'environnement. Bern.
- Zappa, M, F. Lustenberger, R. Weingartner, A. Bühlmann, R. Mülchi. 2019. Débits des grands bassins versants. Scénarios hydrologiques (Hydro-CH2018). Texte expliquant ©Atlas hydrologique de la Suisse, Berne 2022 – 2.

ANNEXES

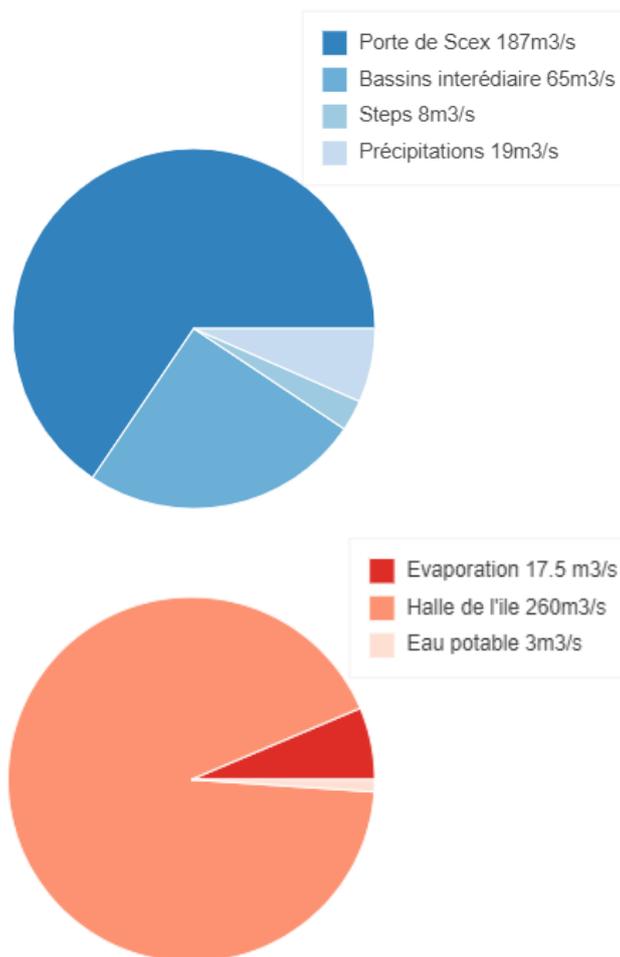
ANNEXE 1 : Tableau de données utilisée pour l'étude du bilan hydrique proposé par la CIPEL en 1980.

ANNEX 1: Table of the data used for the water balance study proposed by the CIPEL in 1980.

Nom	Station	Surface (km ²)	Débit (m ³ /s)	Année ref
RHONE	Porte de Scex	5220	178	1935-1980
GRAND CANAL	-	-	2,22	1963-1980
EAU FROIDE	-	19,4	1,43	1964-1980
BAY MONREUX	Montreux	13,8	0,42	1933-1972
MALADAIRE	-	2,3	0,05	1963-1975
VEVEYSE	Vevey	64,1	3	1963-1980
LE FORESTAY	-	35,2	0,36	1963-1980
LUTRIVE	-	6,3	0,15	1963-1980
PAUDÈZE	-	16,3	0,23	1963-1980
CHAMBERONNE	-	40,2	0,71	1963-1980
VENOGE	-	235,5	5,06	1963-1980
MORGES	-	32,6	0,46	1963-1980
AUBONNE	-	92	6,6	1963-1980
DULLIVE	-	16,9	0,40	1970-1980
PROMENTHOUSE	-	101,6	2,15	1963-1980
NANT DE PRY	-	-	0,14	1970
BRASSU	-	-	0,20	1968-1971
DOYE	-	4,9	0,10	1963-1975
TORRY	-	3,3	0,045	1963-1969
VERSOIX	-	86,2	3,5	1964-19880
VENGERON	-	19	0,22	1964-1980
TOVÉ	-	-	-	1964-1980
LUGRIN	-	-	0,06	1964-1980
DRANSE	-	535,6	18,8	1964-1980
HERMANCE	-	44,5	0,38	1964-1980
NANT AISY	-	5	0,10	1964-1980
STOCKALPER	-	35	5,56	
REDON	-	-	0,443	
FORON		60	0,833	

ANNEXE 2 : Digrammes des apports et exports sur la période 1981-2021.

ANNEX 2: Digrams of inflows and exports for the 1981–2021 period.



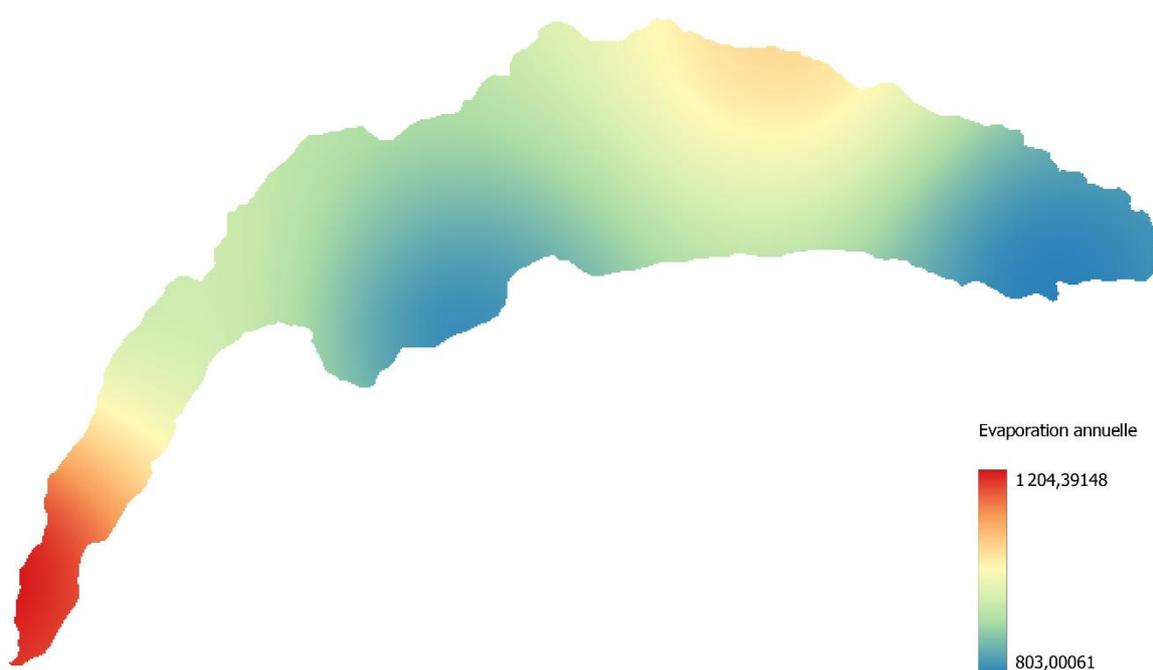
ANNEXE 3 : Interpolation des valeurs de précipitations avec la méthode Inverse distance weighting.

ANNEX 3: Interpolation of precipitation values with the inverse distance weighting method.



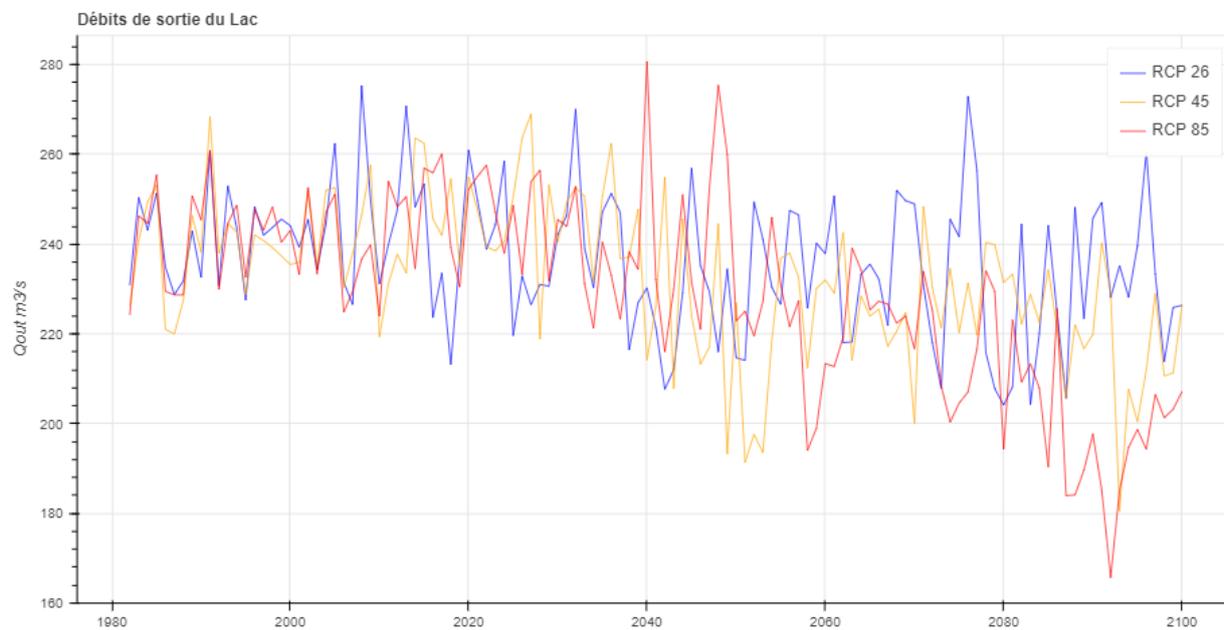
ANNEXE 4 : Interpolation des valeurs d'évaporation avec la méthode Inverse distance weighting.

ANNEX 4: Interpolation of evaporation values with the inverse distance weighting method.



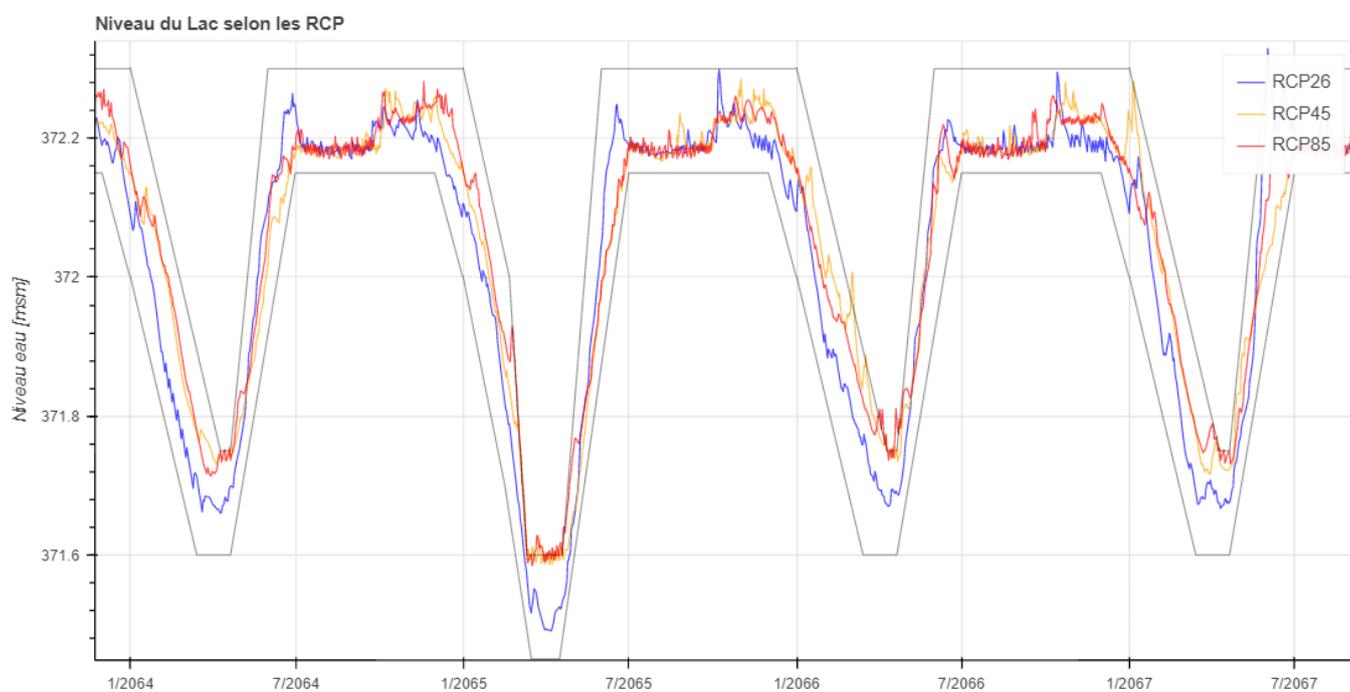
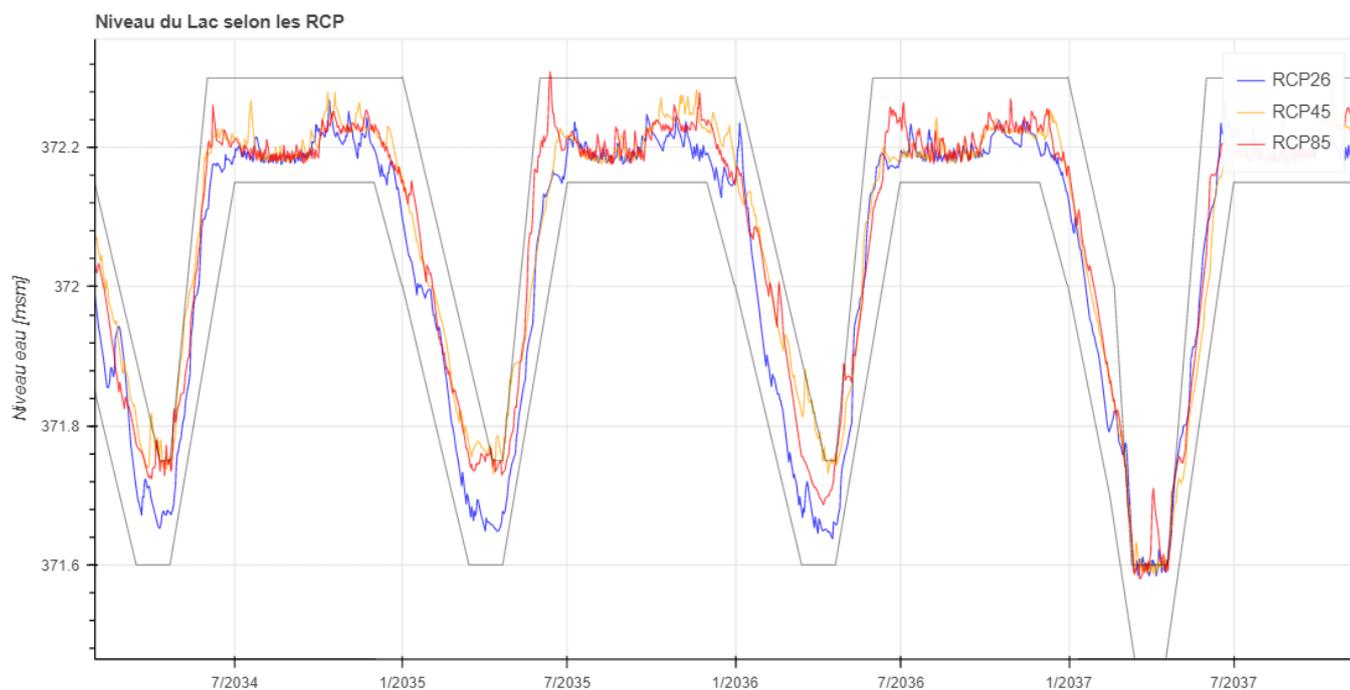
ANNEXE 5 : Modélisation des débits de sortie à Halle de l'île pour les 3 scénarios RCP.

ANNEX 5: Modeling of output flows at Halle de l'île for the three RCP scenarios.



ANNEXE 6 : Modélisation du niveau du lac pour les périodes 2035 et 2065 pour les 3 scénarios climatiques.

ANNEX 6: Modeling of the lake level for 2035 and 2065 for the three climate scenarios.



CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES (STEU) ANNUAL MONITORING OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2021

PAR

Adrien ORIEZ

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

ACW CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2021, 206 stations de traitement des eaux usées (STEU) étaient en service sur le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'685'580 équivalents-habitants.

Le rendement moyen d'élimination du phosphore sur le bassin versant du Léman s'élève à 89 %. Cet indicateur est dégradé depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEU de Regional-ARA Visp (canton du Valais). Sans tenir compte de cette STEU, le résultat serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 92 %. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95 % fixé par la CIPEL.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 10'395 tonnes avec un rendement de 92 %. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements parfois importants. Les volumes et charges associés restent sous-estimés du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des déversoirs sur les réseaux d'assainissement. En ce sens, la recommandation de la CIPEL adoptée en novembre 2018 sur la mise en oeuvre et mise à jour des diagnostics réseaux souligne l'importance de développer une meilleure connaissance des systèmes d'assainissement.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. Depuis 2001, il est remarqué une tendance globale à la baisse du débit spécifique par temps sec. En 2021, ce dernier s'élève à 269 L EH⁻¹ j⁻¹ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Les efforts entrepris sur les réseaux d'assainissement reflétés dans l'évolution de cet indicateur doivent être poursuivis afin d'exploiter le système d'assainissement dans une logique d'amélioration continue.

ABSTRACT

In 2021, 206 wastewater treatment plants (WWTPs) were in operation in the area covered by the CIPEL (Lake Geneva's watersheds and the downstream Rhone), totaling a wastewater treatment capacity of 4,685,580 population equivalents.

The average efficiency in terms of phosphorus removal in Lake Geneva's watershed reached 89%. This indicator has deteriorated since 2017 after a long period during which the discharge requirements of the Regional-ARA Visp WWTP (canton du Valais) were exceeded. If this WWTP is not taken into account, the result would show an improvement compared to previous years and would reach 92%. However, continued efforts would make it possible to further reduce the phosphorus entering the lake if the average wastewater treatment efficiency met the objective of 95% set by the CIPEL.

At the scale of the CIPEL's territory, the organic matter flow discharged after treatment expressed by the DCO reaches 10,395 tons with 92% efficiency. These statistics show the good wastewater treatment performance for organic matter.

These good efficiency levels should be nuanced by occasionally substantial discharges. The associated volumes and loads remain underestimated because overflow measurement equipment on wastewater systems are insufficient. In this regard, the CIPEL's recommendation adopted in November 2018 on the implementation and updating of wastewater system diagnostics underscores the importance of developing better knowledge of wastewater treatment systems.

The specific discharge during dry weather gives a good idea of the clear water infiltration that flows into the wastewater network. Since 2001, an overall trend toward less specific discharge has been observed during dry weather. In 2021, this was observed at 269 L EH⁻¹ d⁻¹ at the scale of the CIPEL's territory. All measures taken on the wastewater treatment systems reflected by the changes in this indicator should be continued so that the wastewater system can be managed within a logic of continual improvement.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations de traitement des eaux usées (STEU) du bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy. Ce bilan permet d'avoir une vision globale de l'assainissement et des efforts entrepris pour lutter contre les pollutions d'origines domestique et industrielle. Il est effectué sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations, en particulier les paramètres de pollution "classiques" que sont la DBO₅, la DCO, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : les directions départementales de la Haute-Savoie, les cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que les Services industriels de Genève et la Régie des Eaux Gessiennes.

Sur la Haute-Savoie, les données de 2021 n'ayant pu être transmises à la rédaction du rapport, les résultats de la campagne 2020 ont été intégrés et repris.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1. ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Sur le territoire couvert par la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2021 est le reflet du fonctionnement de 206 STEU, 162 STEU dans le bassin versant du Léman et 44 STEU dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement d'environ 4'685'580 équivalents-habitants (EH).

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL

Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'500
	Genève	0	-
	Haute-Savoie	26	320'125
	Valais	75	1'680'165
	Vaud	58	1'027'195
	Total BV Léman	162	3'048'985
Rhône aval	Ain	8	15'135
	Genève	8	984'395
	Haute-Savoie	28	637'065
	Total BV Rhône aval	44	1'636'595
Total territoire CIPEL		206	4'685'580

La majorité des stations sont des systèmes de traitement des eaux usées issues des rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 206 STEU :

- deux sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Evionnaz-Chimie en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- cinq sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, Aigle et Eclepens sur Vaud ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 66 % de la capacité de traitement des STEU du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEU). De plus, les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

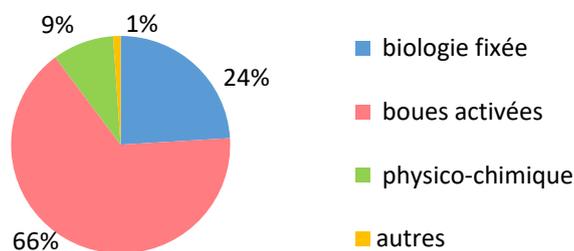


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEU du territoire suivant les procédés d'épuration en 2021

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used in 2021

Ancienneté des équipements. Moins d'un cinquième de l'effectif du parc épuratoire a été créé ou rénové il y a 10 ans ou moins ; environ un tiers date de plus de 30 ans (figure 2).

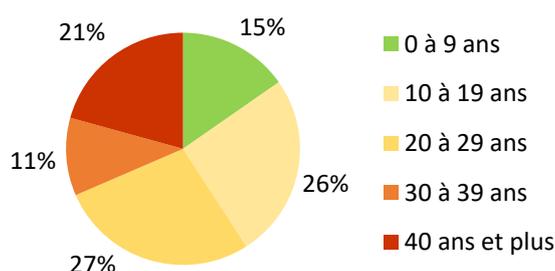


Figure 2 : Répartition en nombre des STEU suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2021

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water treatment system in 2021

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans le canton de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1965, explique en grande partie ce résultat. D'importants travaux de modernisation de la station sont en cours.

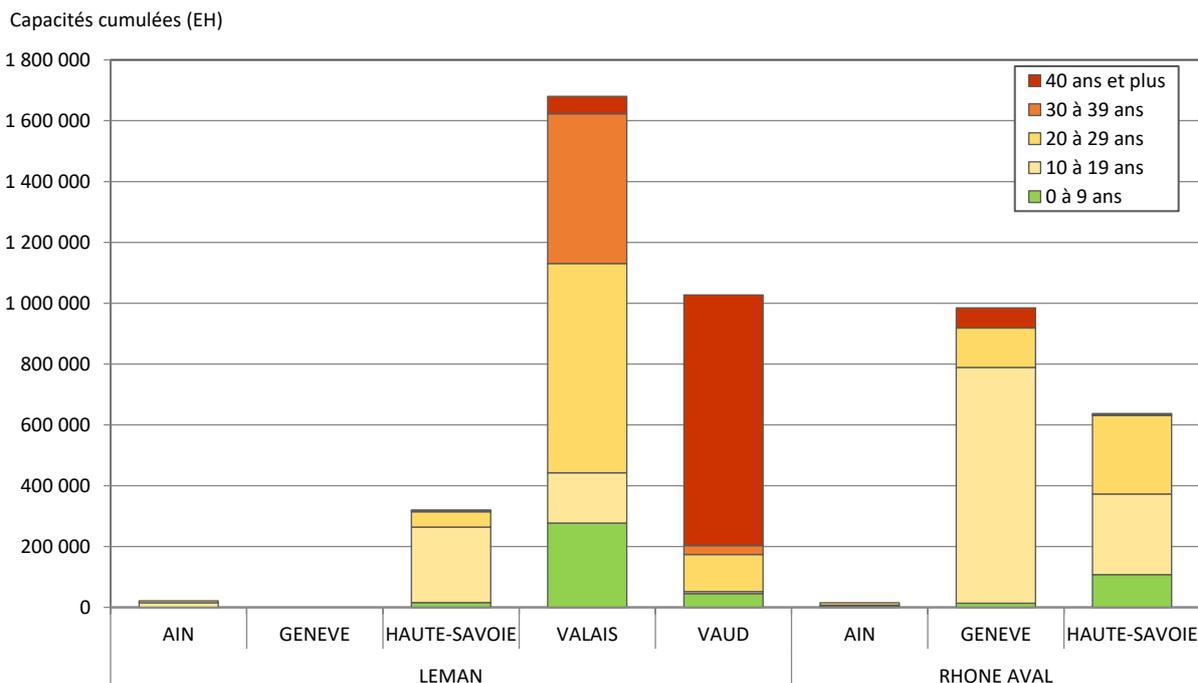


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2021 ou de la dernière rénovation de la filière « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2021 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2. CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

187 STEU ont transmis des données pour les mesures de débit, 179 pour le paramètre phosphore total, 182 pour la DCO et 137 pour la DBO₅. Ces données donnent une très bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEU dont les résultats ont été analysés représentent pour chacun de ces paramètres plus de 85 % de la capacité totale de traitement. La représentativité des résultats 2021 en termes de capacité et de nombre est comparable aux années précédentes.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEU (avec analyse simultanée des eaux en entrée et en sortie et mesure des débits) varie d'une fois par an à une fois par jour selon les STEU et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEU. A l'échelle du bassin versant, le bilan est considéré comme robuste, les plus grandes STEU, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEU

3.1. DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2021 pour 187 STEU du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 804'017 m³. Le volume des eaux traitées en sortie des stations d'épuration s'élève à 742'270 m³, soit environ 92 % du volume total entrant (figure 4).

Une enquête portant sur la connaissance des déversements a été réalisée en 2015 pour les STEU de plus de 2'000 EH (CONDAMINES, 2016). Il en ressort que seuls 37 % des déversoirs situés sur les réseaux et 71 % des déversoirs d'entrée de STEU sont équipés d'un détecteur de surverse, ou d'un système de mesure du débit, ou ont fait l'objet d'une modélisation permettant de quantifier les déversements. Le volume journalier déversé reste donc sous-estimé.

Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2021 représentent environ 8 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEU du bassin CIPEL en 2021.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2021.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Débits mesurés (m ³ /j)					Débit ²⁾ spécifique en L/EH.j	
		Nombre de STEU contrôlées	Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEU	Déversé en cours de traitement ¹⁾	Sortie	Nombre de STEU contrôlées	Débit spécifique
Léman	Ain	3	214	7'614	-	8'044	3	467
	Genève	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie	25	595	38'716	107	39'351	11	190
	Valais	60	8'760	193'657	4'992	188'664	57	326
	Vaud	57	17'066	232'712	20'313	212'399	56	308
Total BV Léman		147	26'635	472'699	25'411	448'459	127	302
Rhône aval	Ain	7	142	4'039	47	4'038	7	344
	Genève	8	3'099	214'817	5'581	209'289	3	240
	Hte-Savoie	27	128	82'459	2'216	80'485	17	191
Total BV Rhône aval		42	3'369	301'315	7'844	293'811	25	223
Total territoire CIPEL		187	30'004	774'013	33'255	742'270	152	269

¹⁾ : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

²⁾ : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

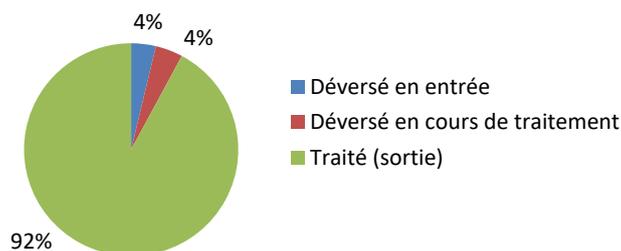


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEU du territoire de la CIPEL en 2021

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2021

Les débits spécifiques par temps sec indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires permanentes, telles que les eaux de drainage, les eaux souterraines, les eaux de fontaines ou de captage de sources. Le calcul des débits spécifiques est le suivant :

$$Q_{spe} = \frac{1}{2} (Q_{j20} + Q_{j50}) / EH$$

avec : Qj 20 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20 % des jours de l'année

Qj 50 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50 % des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en DBO₅ (avec 1 EH = 60 g/j de DBO₅), en phosphore total (1 EH = 1.8 g/j de P_{tot}), et en DCO (1 EH = 120 g/j de DCO).

Depuis 2001, le débit spécifique par temps sec tend à diminuer (figure 5) est à mettre en relation avec la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. En 2021, il est estimé à 269 L/EH.j. Si l'on admet que la consommation journalière par habitant est d'environ 150 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30 % d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 220 L/EH.j. Par conséquent, la valeur de 269 L/EH.j reste importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEU.

Remarques : Avant 2015, l'estimation du débit spécifique n'incluait pas la DCO et l'équivalent en P_{tot} se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 g/j de P_{tot}. La méthodologie de calcul a été revue de manière à la rendre cohérente avec les valeurs de référence française et suisse, suite notamment à l'arrêt d'utilisation de détergents avec phosphates dans les lessives par les ménages (Stricker et al, 2010 ; VSA, 2014).

Depuis 2015, l'estimation du débit spécifique inclut la DCO, la DBO₅ et le P_{tot}. Le changement de méthodologie induit une amélioration théorique de l'estimation du débit spécifique à l'échelle du territoire de la CIPEL. Avec l'ancien ratio, la valeur de débit spécifique moyenne pour 2021 serait de 285 L/EH.j.

La méthodologie de calcul du débit spécifique prend en compte uniquement la part domestique des STEU qui reçoivent une part importante d'effluents industriels.

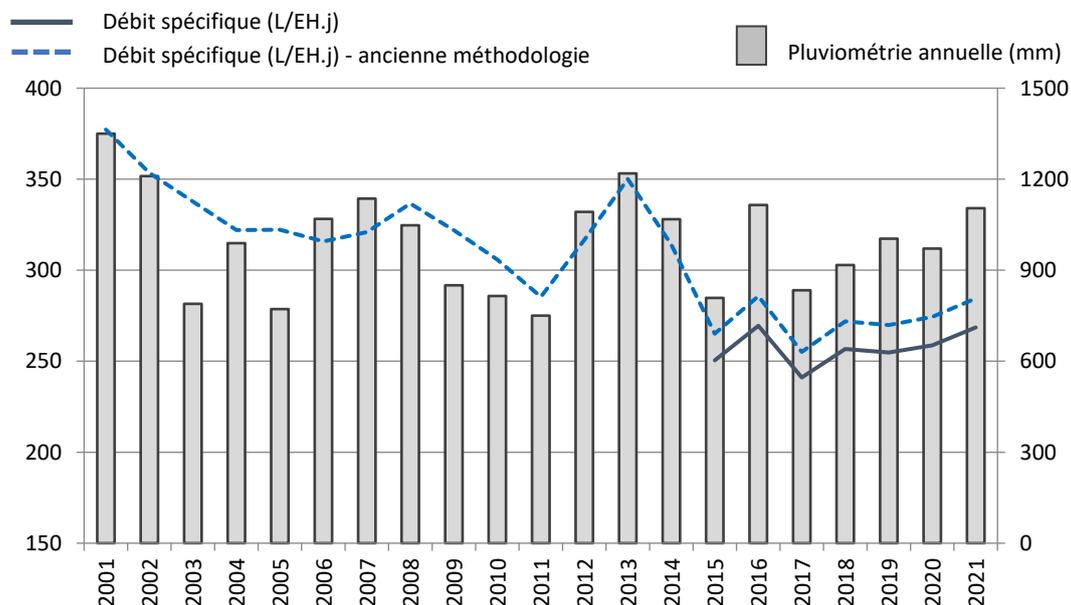


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L/EH.j) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L/PE.d) and mean rainfall (mm) since 2001.

3.2. PHOSPHORE TOTAL ET RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.1. PHOSPHORE TOTAL DANS LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute considérée en kg/j de DBO ₅	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP/L	80 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	600 à 6'000 kg/j > 6'000 kg/j	2.0 mgP/L 1.0 mgP/L	80 % 80 %
CIPEL	Plan d'action 2011-2020		0.8 mgP/L	95 %

Rq : 600kgO₂/j correspondent à 10'000 EH DBO₅.

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2021.

En 2021, 141 stations du bassin du Léman ont transmis les données relatives au suivi de leurs flux entrants et sortants de phosphore (pour au moins un jour de l'année), représentant 99.9 % de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station :

En 2021, le flux global entrant est estimé à 783 tonnes (contre 842 tonnes en 2020). Les concentrations moyennes en entrée s'élèvent à 4.4 mgP/L, valeur inférieure à 2020 (-13 %).

Caractéristiques du fonctionnement des STEU et des rejets :

Depuis 2017, une augmentation de la charge sortante en phosphore total au niveau de la STEU de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais, conduit à des performances globales plus faible pour le paramètre phosphore, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (89 %). Sans la STEU de Regional-ARA Visp, il serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 92 %.

Les flux rejetés en 2021 sont estimés à 83 tonnes de phosphore d'origine domestique et industrielle rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (85 tonnes en 2020, 81 tonnes en 2019 et 96 tonnes en 2018).

En tenant compte des déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman en 2019 s'élève à 108 tonnes pour un rendement d'épuration de 86 %. On peut toutefois remarquer que l'information relative aux déversements reste difficile à interpréter vu la faible représentativité des mesures de déversements et le fait que les déversements sur les réseaux ne sont pas pris en compte. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Il est remarqué que les stations qui présentent les rejets les plus importantes du bassin sont celles de Regional-ARA Visp, qui représente 33 % des rejets dans le bassin (27 tonnes en 2021), de Lausanne (7 tonnes en 2021, soit 9 % des rejets au Léman), et de Thonon (3.5 tonnes en 2021, soit environ 4 % des rejets au Léman).

La CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95 % de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement (et à déversements constants), 45 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman. Actuellement, sur les 141 STEU qui traitent et mesurent le phosphore total, 26 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95 % représentant 10 % de la capacité épuratoire. Notons que 21 STEU ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80 %) représentant 14 % de la capacité épuratoire.

En considérant les performances annuelles moyennes, la majorité des STEU ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Néanmoins les efforts sont à porter chaque jour de l'année et pas seulement en moyenne annuelle afin de réduire les apports en phosphore au lac et atteindre les objectifs du plan d'action de la CIPEL.

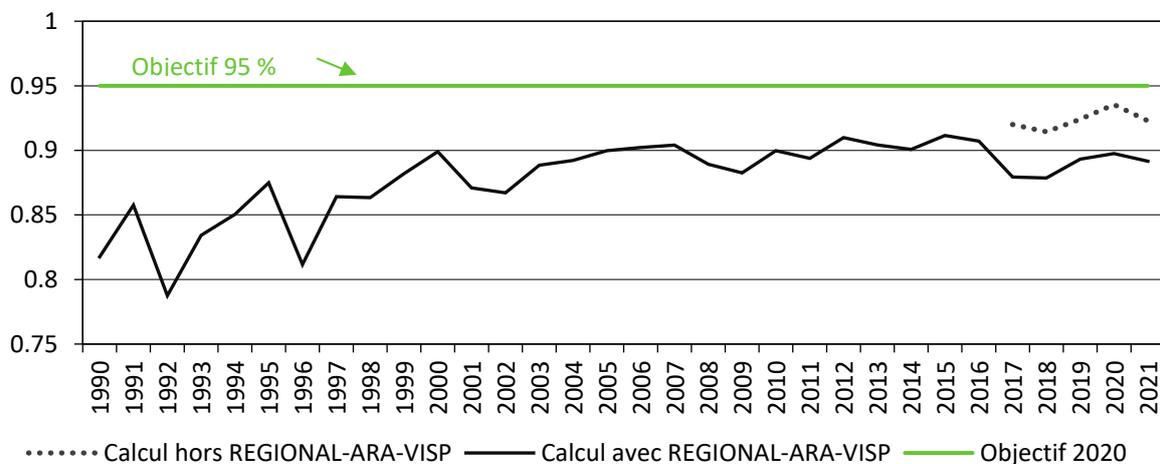


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2021 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEU du bassin du Léman (en vert, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 6 : Change between 1990 and 2021 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (green line : 2020 objective of the Action Plan)

Flux de phosphore total (t/an) - BV du Léman

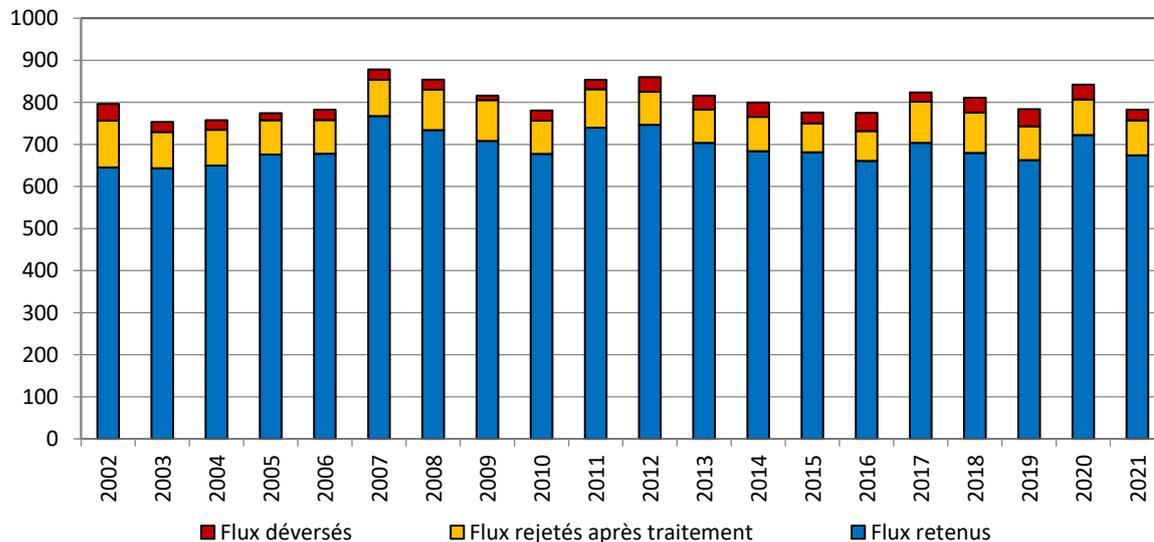


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEU dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data)

3.2.2. PHOSPHORE BIODISPONIBLE DANS LE BASSIN DU LÉMAN

Le phosphore total se décompose en (KLEIN, 2014) :

- une forme dissoute, qui comprend le phosphore réactif soluble ou orthophosphate (P-PO₄), prépondérant, et le phosphore organique dissous.
- une forme particulaire (non-dissoute), qui comprend le phosphore organique particulaire et le phosphore inorganique particulaire.

Si l'on fait l'approximation que la forme dissoute prépondérante est le phosphore réactif soluble, on peut, en première approche, représenter cela par la relation : $P_{\text{tot}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part}}$

Parmi ces quatre formes, le phosphore biodisponible pour la croissance des algues et qui joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation, se trouve dans :

- le phosphore réactif soluble (P-PO₄), qui est directement biodisponible, et qui représente la fraction la plus importante au plan biologique
- une partie du phosphore organique dissous (qui peut être métabolisé sous certaines conditions)
- une partie du phosphore particulaire.

En suivant l'approximation précédente, cela peut s'exprimer ainsi : $P_{\text{tot_BIODISP}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part_BIODISP}}$.

Phosphore réactif soluble (P-PO₄). En 2021, parmi les 162 STEU présentes sur le bassin versant du Léman, 61 STEU ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 35 % de la capacité totale de traitement des STEU et participent au rejet de 8 tonnes de P-PO₄ au Léman. Cette estimation est plus faible que lors de la campagne de 2020 compte tenu du nombre plus restreint de stations analysées.

Phosphore particulaire biodisponible $P_{\text{part_BIODISP}}$. Une campagne réalisée à la fin des années 1980 permet d'évaluer à 80 % cette part du phosphore particulaire qui est biodisponible en sortie de station d'épuration : $P_{\text{part_BIODISP}} = 80 \% P_{\text{part}}$

Avec $P_{\text{part}} \sim P_{\text{tot}} - P\text{-PO}_4$, où :

P_{tot} a été détaillé plus haut : rejet de 83 tonnes de la part de 99.9 % des stations (en capacité)

P-PO₄ est détaillé ci-dessus : rejet de 8 tonnes de la part de 35 % des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100 % du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible $P_{\text{part_BIODISP}}$ à 48 tonnes ($P_{\text{part_BIODISP}} = 0.8 \times (P_{\text{tot}} - P\text{-PO}_4)$).

Phosphore biodisponible $P_{\text{tot_BIODISP}}$. En additionnant le phosphore réactif soluble et la part biodisponible du phosphore particulaire ($P_{\text{tot_BIODISP}} \sim P\text{-PO}_4 + P_{\text{part_BIODISP}}$) extrapolés à 100 % de la capacité épuratoire, on peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 71 tonnes en 2021. Si l'on tient compte des déversements, le flux est estimé à 92 tonnes.

3.3. DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE (DBO₅)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

En Suisse, depuis le 1^{er} janvier 2016 la norme relative à la DBO₅ ne s'applique plus systématiquement à toutes les STEU (annexe 3.1 de l'OEaux), mais à celles pour lesquelles les concentrations de DBO₅ dans les eaux polluées peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'eau d'un cours d'eau.

	Réglementation	Charge brute considérée en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg/j de DBO ₅ > 600 kg/j de DBO ₅	20 mg O ₂ /L 15 mg O ₂ /L	90 % 90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg/j de DBO ₅ >120 kg/j de DBO ₅	35 mg O ₂ /L 25 mg O ₂ /L	60 % 80 %

Rq : 600 kg O₂/j correspondent à 10'000 EH DBO₅ ; 120 kg O₂/j correspondent à 2'000 EH DBO₅

Le tableau 6 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2021, 137 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅, représentant 85 % de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2021 il est de 96 % sur les eaux traitées et de 94 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 9.1 mg O₂/L.

Ces résultats globaux supérieurs aux exigences légales sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEU du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abatement de la pollution organique. Plus particulièrement, 131 STEU présentent un rendement supérieur à 90 %. Ces 131 STEU reçoivent 93 % de la charge totale mesurée en entrée.

La figure 8 présente l'évolution des charges organiques reçues et rejetées. En 2021, le flux de pollution de la matière organique est de 2'037 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 1'705 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

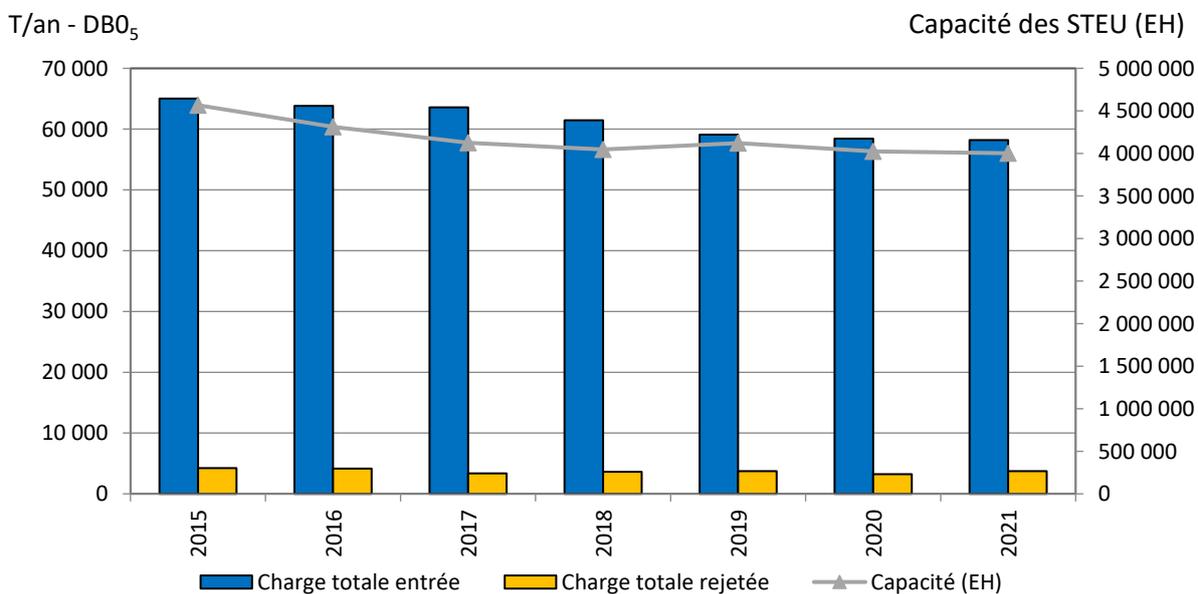


Figure 8 : Évolution des charges organiques exprimées en DBO₅ reçues et rejetées par les STEU du territoire couvert par la CIPEL (d'après mesures disponibles)

Figure 8 : Evolution of Biochemical oxygen demand received and discharged by the WWTPs of the territory covered by the CIPEL (according to available measurements)

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 47 % de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais). Les STEU d'Aire et de Lausanne représentent à elles seules 46 % des rejets.

3.4. DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGÈNE (DCO)

La caractérisation des rejets par l'évaluation de la demande chimique en oxygène est intégrée au rapport depuis 2015. Ce paramètre est complémentaire à la DBO₅ : le premier renseigne sur la totalité des matières oxydables ; le second indique la quantité de matières biodégradables d'un effluent.

Le paramètre DCO fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses ; par souci de cohérence et pour garantir une meilleure représentativité des suivis considérés, cet indicateur est intégré aux suivis de la CIPEL.

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande chimique en oxygène (DCO) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute considérée en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 1200 kg/j de DCO > 1200 kg/j de DCO	60 mg O ₂ /L 45 mg O ₂ /L	80 % 85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg/j de DBO ₅ >120 kg/j de DBO ₅	200 mg O ₂ /L 125 mg O ₂ /L	60 % 75 %

Rq : 1200 kg O₂/j correspondent à 10'000 EH DCO.

Le tableau 7 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2021, 192 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 99.6 % de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL s'élève à 92 % (93% en 2020). La concentration moyenne de sortie est de 38.4 mg O₂/L.

Ces résultats globaux sont supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEU du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 140 STEU ont un rendement supérieur à 90 % et reçoivent 79 % de la charge totale mesurée en entrée.

La figure 9 présente l'évolution des charges organiques reçues et rejetées selon la DCO. En 2021, le flux de pollution de la matière organique est de 10'395 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 3'693 tonnes d'O₂ déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

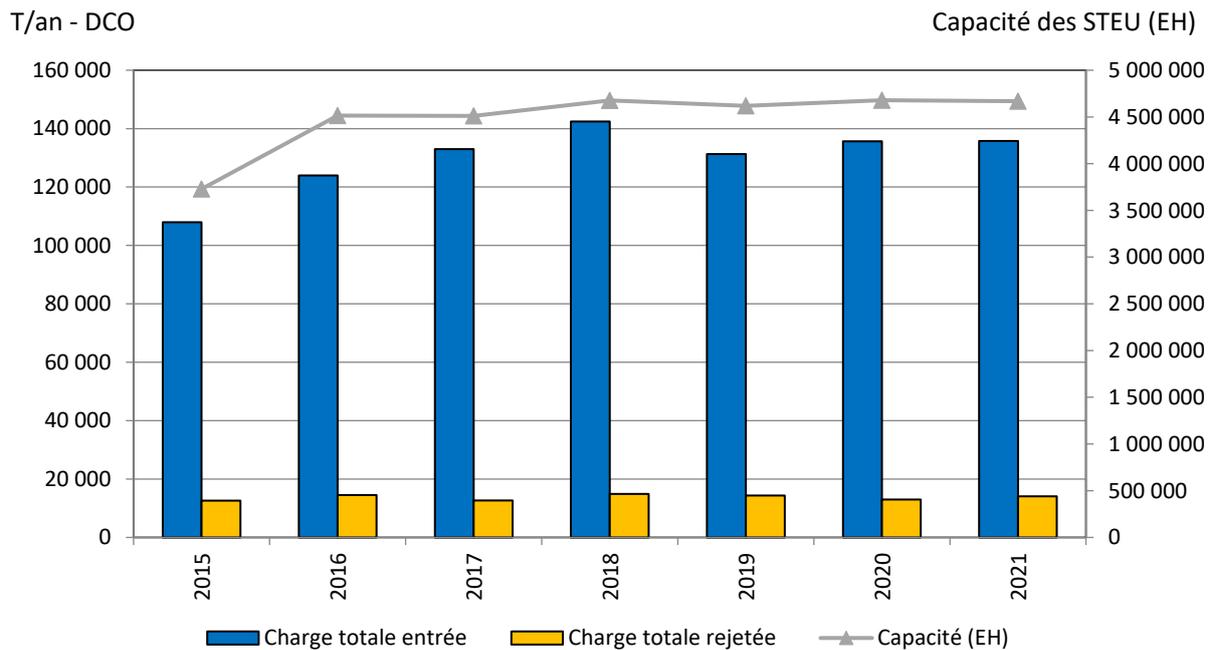


Figure 9 : Évolution des charges organiques exprimées en DCO reçues et rejetées par les STEU du territoire couvert par la CIPEL (d'après mesures disponibles)

Figure 9 : Evolution of Chemical oxygen demand received and discharged by the WWTPs of the territory covered by the CIPEL (according to available measurements)

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 42 % de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), et Regional-ARA-Visp (canton du Valais) et Monthey-CIMO (canton du Valais). Ces trois stations représentent également 47 % des rejets.

Le ratio DCO/DBO permet de caractériser la biodégradabilité des effluents. A l'échelle du territoire, il est de 2.1 pour les eaux brutes (facilement biodégradable).

Tableau 3 : Biodégradabilité des effluents à l'entrée des stations d'épuration du territoire en 2021, exprimée par le ratio DCO/DBO (inférieur à 2 : bonne biodégradabilité ; entre 2 et 4 : moyenne ; plus de 4 : mauvaise)

Table 3 : Biodegradability of effluents at the entrance of water treatment plants in 2021, expressed as the COD to BOD ratio (smaller than 2 : good biodegradability ; from 2 to 4 : average ; greater than 4 : poor)

Bassin versant	Canton / Départ.	Ratio des concentrations DCO / DBO
Léman	Ain	2.6
	Genève	-
	Hte-Savoie	2.5
	Valais	2.2
	Vaud	2.4
Total BV Léman		2.3
Rhône aval	Ain	2.6
	Genève	1.8
	Hte-Savoie	2.2
Total BV Rhône aval		1.9
Total territoire CIPEL		2.1

3.5. AZOTE AMMONIACAL (NH₄)

La concentration en azote, essentiellement sous forme ammoniacale, dans les rejets d'eaux usées des STEU, a un impact sur la qualité des écosystèmes des rivières, et notamment sur la population piscicole. En effet, l'ammonium peut se transformer en ammoniac, un gaz dissous très toxique pour les poissons. De plus, la transformation de l'ammonium en nitrite (toxique) et en nitrate, conduit à un appauvrissement du milieu en oxygène, ce qui est très dommageable pour les espèces aquatiques.

Des objectifs de rejet peuvent être fixés localement par les autorités compétentes pour certaines STEU, et plus particulièrement pour celles qui rejettent leurs eaux traitées dans les cours d'eau qui ont une faible capacité de dilution ou qui ne remplissent pas les objectifs de qualité d'eaux.

Les résultats pour les stations situées en Haute-Savoie se basent uniquement sur la conformité globale des stations.

En 2021, 99 STEU ont un objectif de rejet pour l'azote ammoniacal dont 56 % sont conformes à l'objectif de rejet dans les eaux qui leur est fixé.

4. MICROPOLLUTION

4.1. INTRODUCTION

La prise de conscience de l'importance des apports en micropolluants par les stations d'épuration domestiques ou communales a été à l'origine de plusieurs démarches de suivis ponctuels les années passées. Aujourd'hui, la France, la Confédération suisse et les cantons ont mis en place des approches spécifiques pour la caractérisation des flux de micropolluants dans les STEU.

Ces suivis ne sont pas homogènes dans leurs finalités ni leurs modalités. Leur homogénéisation, à long terme, constitue cependant un enjeu pour la CIPEL. L'obstacle principal à la comparaison des résultats à l'échelle du territoire est que les listes de substances suivies ne sont pas les mêmes au sein de chaque entité.

En France, une circulaire ministérielle parue en 2016 concerne le suivi des micropolluants imposé au maître d'ouvrage des STEU. Les campagnes de recherche sont composées d'une série de mesures en entrée et sortie de station dont la liste des micropolluants à mesurer est annexée à la circulaire. Les premières campagnes ont eu lieu en 2018 et avec une fréquence de mise en œuvre de 6 ans.

En Suisse, le suivi est notamment en lien avec la stratégie de la Confédération pour la réduction des micropolluants provenant de l'assainissement urbain grâce à l'équipement spécifique de certaines stations pour le traitement de la micropollution. Une liste de substances indicatrices de l'efficacité des STEU vis-à-vis des micropolluants d'origine domestique est intégrée dans la législation fédérale. Les cantons suivent ces substances ainsi que d'autres traceurs de la pollution domestique (substances pharmaceutiques, inhibiteurs de corrosion, biocides, etc.). Ces suivis peuvent varier d'année en année.

4.2. SUIVIS ENGAGÉS EN 2019, 2020 ET 2021

Sur ces trois années, ce sont au total 46 stations domestiques qui ont fait l'objet d'un suivi représentant 71 % de la capacité du parc.

Tableau 4 : Suivis de la micropollution en sortie de STEU en 2019, 2020, 2021 (hors STEU industrielles).

Table 4 : Monitoring of micropollution exiting WWTPs in 2019, 2020, 2021 (barring industrial WWTPs).

		Parc en service en 2021 y.c stations mixtes et industrielles		Suivis effectués en 2019, 2020, 2021 sur les micropolluants			
		Nombre de STEU	Capacité cumulée (EH)	Nombre de STEU suivies	Nombre de substances suivies	Fréquence des suivis	Part de la capacité de la zone
BV Léman	AIN	3	21'500	1*	89	6 par an	70 %
	GENEVE	0	-	-	-	-	-
	HTE-SAVOIE	26	320'125	4*	84	6 par an	89 %
	VALAIS	75	1'680'165	6	36	1 par an	42 %
	VAUD	58	1'027'195	20	36	4 par an	91 %
	Total	162	3'048'985	31			64 %
BV Rhône aval	AIN	8	15'135	-	-	-	-
	GENEVE	8	984'395	3	12	12 par an	81 %
	HTE-SAVOIE	28	637'065	12*	84	6 par an	95 %
	Total	44	1'636'595	15			85 %
Total CIPEL		206	4'685'580	46			71 %

* Les dernières campagnes de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux (RSDE) ont eu lieu en 2018.

5. CONCLUSION

Le bilan de l'assainissement en 2021 est globalement bon comme en témoigne les performances épuratoires sur le phosphore et la matière organique. Ces rendements sont péjorés par des déversements non négligeables d'eaux non traitées ou partiellement traitées se produisant lors de pointes de débits dues aux pluies.

Sur le bassin versant du Léman, la performance d'élimination du phosphore s'est dégradée depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEU de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais. Sans tenir compte de cette STEU, le rendement global sur le phosphore serait en amélioration par rapport aux années précédentes. Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95 % fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

Les rejets d'azote ammoniacal restent importants. Les efforts sur l'amélioration des performances épuratoires doivent être accentués afin que l'ensemble des STEU respectent les objectifs de rejet qui leur sont fixés.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, une amélioration du débit spécifique global est remarquée depuis plusieurs années. Bien que d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux soient effectués chaque année, la lutte contre les eaux claires parasites est un travail de longue haleine dont les efforts sont perceptibles sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

- Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4)
- 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. Version consolidée au 01 janvier 2016.
- Circulaire du 12 août 2016 relative à la recherche de micropolluants dans les eaux brutes et dans les usées traitées de stations de traitement des eaux usées et à leur réduction.
- CONDAMINES, M. (2016) : Contrôle des stations d'épuration (STEU). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 171-190
- KLEIN, A. (2014). Les apports par les affluents au Léman et au Rhone à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131
- Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 1er mai 2017).
- STRICKER A-E, HEDUIT, A. et GARNAUX, S. (2010). Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. POLLUTEC 2010 – Journée d'échanges.
- VSA (2014). Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement. Recommandation 2014.

ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEU des différentes entités en 2021.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2021.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEU contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mg P/L)		Rendements *		
			déversé en entrée	en entrée de STEU	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEU	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	1.4	9	-	2	3.1	0.6	79%	79%	68%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie**	24	1.3	95	0.1	8	6.8	0.6	92%	91%	90%
	Valais	57	0	318	0	48	4.5	0.7	85%	85%	85%
	Vaud	57	14	343	8	25	4.0	0.3	93%	90%	87%
Total BV Léman		141	17	766	9	83	4.4	0.5	89%	88%	86%
Rhône aval	Ain	7	0.0	7	0	3	4.5	1.9	58%	58%	58%
	Genève	6	4	374	6	91	4.8	1.2	76%	74%	73%
	Hte-Savoie **	25	0	202	4	58	6.7	2.0	71%	69%	69%
Total BV Rhône aval		38	4	583	11	152	5.3	1.4	74%	72%	72%
Total territoire CIPEL		179	21	1'349	19	235	4.8	0.9	83%	81%	80%

* : Seules les STEU du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les plus faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

** : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2020

ANNEXE 2

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEU des différentes entités en 2021.

Table 6 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2021.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEU contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mg O ₂ /L)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEU	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEU	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	26	251	0	14	90.4	4.6	95%	95%	86%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	24	44	3'221	8.2	65	228.0	4.5	98%	98%	96%
	Valais	13	-	12'094	-	202	517.5	8.9	98%	98%	98%
	Vaud	57	546	12'354	413	840	145.4	10.8	93%	90%	86%
Total BV Léman		97	615	27'920	421	1'120	223.0	9.5	96%	94%	92%
Rhône aval	Ain	7	-	178	3	8	121.0	5.2	96%	94%	94%
	Genève	6	199	21'889	255	628	279.2	8.2	97%	96%	95%
	Hte-Savoie*	27	10	7'383	202	281	245.3	9.6	96%	93%	93%
Total BV Rhône aval		40	209	29'450	460	917	267.8	8.5	97%	95%	95%
Total territoire CIPEL		137	824	57'371	881	2'037	243.9	9.1	96%	95%	94%

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2020

ANNEXE 3

Tableau 7 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DCO pour les STEU des différentes entités en 2021.

Table 7 : Assessment of the loads, concentrations and yields of COD for the WWTPs of the various entities in 2021.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEU contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DCO (mg O ₂ /L)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEU	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEU	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	70	665	-	58	239.4	19.8	91%	91%	83%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	24	109	8'031	20	417	568.3	29.0	95%	95%	93%
	Valais	58	-	40'851	-	2'866	577.9	41.6	93%	93%	93%
	Vaud	57	1'167	29'247	848	3'186	344.3	41.1	89%	86%	83%
Total BV Léman		142	1'345	78'794	868	6'527	456.7	39.9	92%	91%	89%
Rhône aval	Ain	7	-	463	8	39	314.4	26.5	92%	90%	90%
	Genève	6	381	38'401	617	2'687	489.8	35.2	93%	91%	90%
	Hte-Savoie*	27	22	16'391	453	1'142	544.6	38.9	93%	90%	90%
Total BV Rhône aval		40	403	55'255	1'077	3'868	502.4	36.1	93%	91%	90%
Total territoire CIPEL		182	1'748	134'049	1'945	10'395	474.5	38.4	92%	91%	90%

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2020

AUTEURS DES RAPPORTS

Dan ANDERSSON	FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT, UNIVERSITE DE LAUSANNE, GEOPOLIS 3630, CH - 1015 LAUSANNE
Orlane ANNEVILLE	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRA, USMB), CS 50511, F - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Marc BABUT	PRESIDENT DU CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA CIPEL
Hélène BOURGEOIS	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT - SECTION EAUX DE SURFACE ET DECHETS AVENUE DE LA GARE 25, CH - 1950 SION
Florian BREIDER	ECOLE POLYTECHNIQUE FEDERALE DE LAUSANNE, ENAC-IIIE-GR-CEL STATION 2, CH - 1015 LAUSANNE
Nathalie CHEVRE	FACULTÉ DES GÉOSCIENCES ET DE L'ENVIRONNEMENT UNIVERSITE DE LAUSANNE, GEOPOLIS 3630, CH - 1015 LAUSANNE
Isabelle DOMAIZON	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL / PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, F - 74200 THONON-LES-BAINS
Laurent ESPINAT	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Chloé GOULON	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL / PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, F - 74200 THONON-LES-BAINS
Jean GUILLARD	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL / PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, F - 74200 THONON-LES-BAINS
Valérie HAMELET	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRAE-UMR/CARRTEL), BP 511, FR – 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Stéphan JACQUET	UNIVERSITE SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL, 75 BIS AVENUE DE CORZENT, F – 74200 THONON-LES-BAINS, FRANCE
Marion JAUSSE	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT - SECTION EAUX DE SURFACE ET DECHETS AVENUE DE LA GARE 25, CH - 1950 SION
Leslie LAINÉ	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Stanislas MICHEL	COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN, AGROSCOPE - CHANGINS - BATIMENT DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1
Adrien ORIEZ	COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN, AGROSCOPE - CHANGINS - BATIMENT DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1
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 - CHIMIE DES EAUX ET PCAM
Thierry PRALONG	SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT - SECTION EAUX DE SURFACE ET DECHETS AVENUE DE LA GARE 25, CH - 1950 SION
Philippe QUETIN	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE - UMR CARRTEL, INRA, USMB, CS 50511, F - 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 / PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, F - 74200 THONON-LES-BAINS
Frédéric RIMET	INRAE-UMR CARRTEL, CS 50 511, F - 74203 THONON LES BAINS CEDEX
Frédéric SOULIGNAC	COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN, AGROSCOPE - CHANGINS - BATIMENT DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1
Marine VAUTIER	UNIV. SAVOIE MONT BLANC, INRAE, CARRTEL / PÔLE R&D ECLA (ECOSYSTÈMES LACUSTRES), OFB – INRAE – USMB, F - 74200 THONON-LES-BAINS
Viet TRAN KHAC	STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (UMR CARRTEL, INRA, USMB), CS 50511, F - 74203 THONON-LES-BAINS CEDEX