

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 2018

*Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2018, 2019*

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	6
II. CONCLUSIONS GÉNÉRALES.....	9
III. EXECUTIVE SUMMARY	17
RAPPORTS SUR LA SURVEILLANCE DU LÉMAN	25
IV. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES	26
1. INTRODUCTION	27
2. METHODES.....	27
3. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX	29
4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN	33
5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES	36
6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES.....	49
7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES.....	52
8. CONCLUSIONS.....	57
MÉTÉOROLOGIE.....	62
1. INTRODUCTION	62
2. TEMPÉRATURE DE L’AIR.....	62
3. PLUVIOMÉTRIE	64
4. INSOLATION	66
5. RAYONNEMENT.....	69
6. VENT.....	72
V. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	76
1. INTRODUCTION	77
2. METHODES.....	77
3. RÉSULTATS.....	78
VI. ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES	88
1. INTRODUCTION	89
2. MÉTHODES.....	89
3. RÉSULTATS POUR L’ANNÉE 2018	91
4. EVOLUTION DEPUIS 2014.....	92
5. CONCLUSION.....	95
VII. BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN	96
1. INTRODUCTION	97
2. MÉTHODES.....	97
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	97

VIII. ZOOPLANCTON DU LÉMAN	102
1. INTRODUCTION	103
2. MÉTHODOLOGIE	103
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	104
IX. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE.....	110
1. INTRODUCTION	111
2. MÉTHODOLOGIE	111
3. RÉSULTATS	112
4. CONCLUSION	116
X. LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITE	117
1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES	118
2. DÉBITS, APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN ET EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL ET DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS	119
3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN	120
4. EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL À CHANCY ET APPORTS DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS	128
5. CONCLUSIONS	132
XI. FRAIE DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE DANS LE LÉMAN.....	136
1. INTRODUCTION	137
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	137
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	139
4. CONCLUSION	143
XII. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT.....	145
1. INTRODUCTION	146
2. ÉCHANTILLONNAGE	146
3. MÉTHODOLOGIE	147
4. RÉSULTATS	147
5. CONCLUSION	157
XIII. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN.....	162
1. INTRODUCTION	163
2. ÉCHANTILLONNAGE	163
3. MÉTHODOLOGIE	164
4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	165
5. CONCLUSION	173

ÉTUDES SPÉCIFIQUES	183
XIV. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES POISSONS DU LEMAN	184
1. INTRODUCTION	185
2. METHODES	185
3. RÉSULTATS	189
4. DISCUSSION	205
5. CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS	206
XV. SURVEILLANCE DES MICROPOLLUANTS DANS LES RIVIÈRES DU BASSIN LÉMANIQUE À L'AIDE D'ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS	217
1. INTRODUCTION	219
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE	220
3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS	225
4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES	238
XVI. CONTRIBUTION DES APPORTS EN PHOSPHORE D'ORIGINE NON-PONCTUELLE PAR LES AFFLUENTS DU LEMAN	248
1. INTRODUCTION	249
2. MÉTHODOLOGIE	249
3. DÉBITS ET PRÉCIPITATIONS SUR LES PRINCIPAUX AFFLUENTS DU LÉMAN	250
4. RÉSULTATS	250
5. CONCLUSION	257
XVII. MICROPLASTIQUES DANS LE LEMAN : REFLEXIONS SUR LES BESOINS DE CONNAISSANCES ET LA SURVEILLANCE	260
1. INTRODUCTION	262
2. DÉFINITIONS, TERMINOLOGIE, CLASSIFICATION	264
3. SOURCES	264
4. DEVENIR	265
5. IMPACTS & RISQUES	265
6. CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS	273
XVIII. CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	278
1. INTRODUCTION	280
2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT	280
3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP	282
4. MICROPOLLUTION	290
5. CONCLUSIONS	294
ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS	301

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N	6°32' long. E de Greenwich
Altitude moyenne annuelle du plan d'eau (1943-2008) * :	372.05 m	mini : 371.78 (1949) maxi : 372.19 (1977)
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) (1935-2008)* :	182 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) (1935-2008)* :	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.

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

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

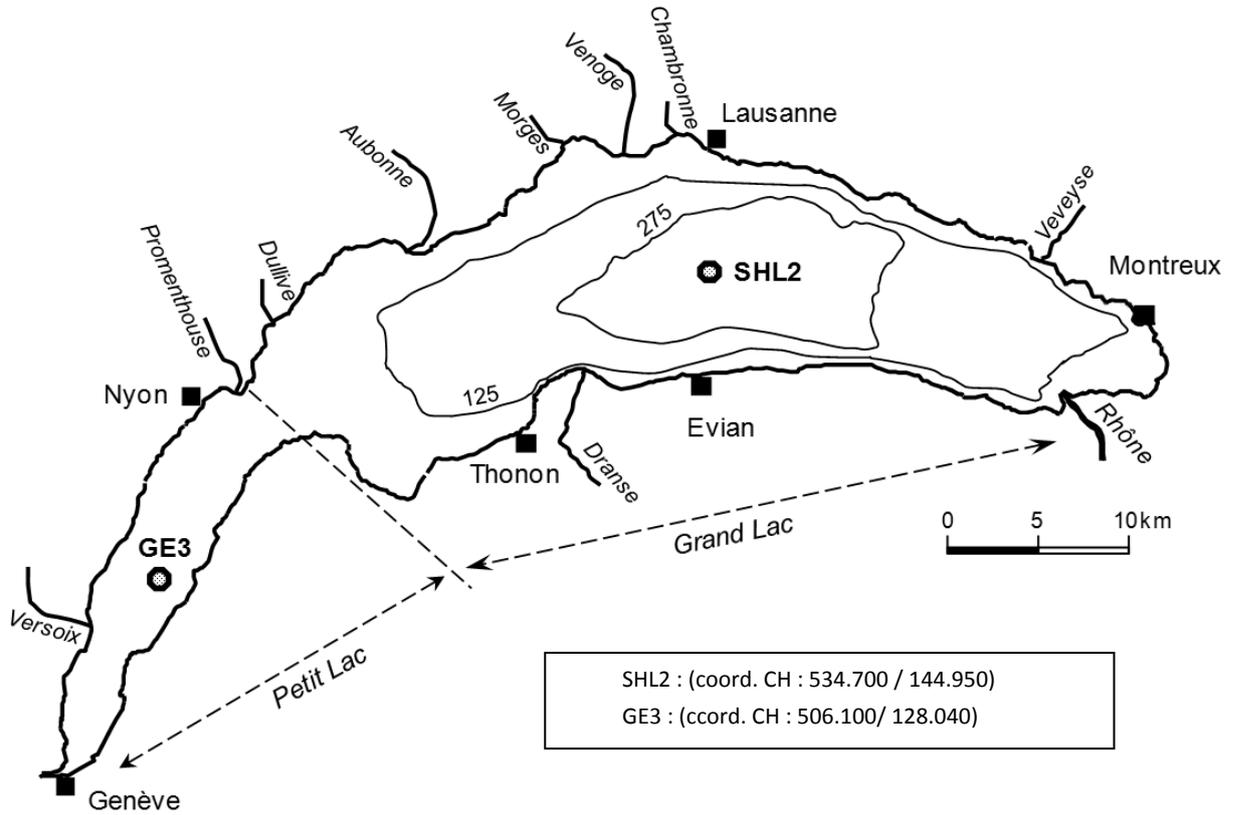


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * :	7'999 km ²	
Surface du bassin versant (sans le lac) :	7'419 km ²	France : 893 km ² Suisse : 6'526 km ²
Altitude moyenne * :	1'670 m	
Altitude maximale (Pointe Dufour) :	4'634 m	
Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * :	9.40 %	
Population permanente (2011) :	1'083'431	France : 142'229 Suisse : 941'202
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	556'227	France : 162'360 Suisse : 393'867
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 %
Données : Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009) France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)		
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	
Sources : Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ; Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006		

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

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

Surface du bassin versant (lac compris) * :	10'323 km ²	
Altitude moyenne * :	1'580 m	
Altitude maximale (Mont-Blanc) :	4'810 m	
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * :	8.40 %	
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2008) * :	341 m ³ /s	maxi (1995) : 434 m ³ /s mini (1976) : 219 m ³ /s
Population permanente (2011) :	1'878'373	France : 530'772 Suisse : 1'347'601
Population touristique (capacité d'accueil – 2006/2012) :	886'057	France : 473'720 Suisse : 412'337

* Annuaire hydrologique de la Suisse 2008. OFEV, Berne, 2009

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

CAMPAGNE 2018

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

SURVEILLANCE DU LEMAN

Les analyses physico-chimiques d'eau du lac, incluant les micropolluants, ainsi que le suivi biologique, est réalisé au point le plus profond du lac, désigné SHL2.

1. QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE A SHL2

Comme la précédente, l'année 2018 a été chaude, avec une température de l'air supérieure de 1.5°C à la moyenne interannuelle de la chronique de référence (1981 – 2010). L'eau du lac a continué à se réchauffer, avec une variation de + 0.1 °C au fond. En surface le maximum estival (26.1°C le 22 août) a également dépassé les maxima des années précédentes (24.5°C en 2017 et 22.2°C en 2016). Conséquence de l'hiver doux, le brassage a été une nouvelle fois incomplet, atteignant seulement 201 m de profondeur début mars, insuffisant pour réoxygéner des eaux profondes. La teneur en oxygène dissous au fond est restée < 4 mg L⁻¹ pendant toute l'année, ce qui est pénalisant pour le maintien des organismes benthiques, et peut induire le relargage de phosphore et de manganèse stockés dans les sédiments. La stratification thermique s'est mise en place début avril ; la destratification n'est intervenue que mi-novembre, plus tardivement que les années précédentes.

Parmi les nutriments, les différentes formes du phosphore ont connu des évolutions contrastées et parfois importantes au cours de l'année. Les concentrations moyennes sur l'année de phosphore réactif soluble (ou phosphore biodisponible) s'établissent à 4.62 µg L⁻¹ et dans la couche de surface (0 à 30 m) et 39.0 µg L⁻¹ au fond (250 à 309 m), soit une augmentation en surface (+0.80 µg L⁻¹) et une diminution au fond (-1.77 µg L⁻¹). Le phosphore particulaire, qui représente ici principalement la forme fixée par le phytoplancton, a atteint des valeurs élevées durant le printemps et l'été, en lien avec la croissance du phytoplancton (cf. ci-après).

La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total s'est élevée à 19.9 µg L⁻¹ en 2018, soit une augmentation supérieure à 2 µg L⁻¹ par rapport à l'année 2017, alors que la moyenne pondérée en orthophosphate était égale à 14.5 µg L⁻¹ en 2018, proche de la valeur estimée en 2017 (14.8 µg L⁻¹). Cela suggère que l'augmentation de la concentration moyenne en phosphore total est plutôt due aux formes particulaires de cet élément.

Plusieurs phénomènes sont susceptibles d'expliquer cette hausse du phosphore total, notamment (i) la croissance du phytoplancton combinée à une moindre prédation estivale par le zooplancton, conduisant à une augmentation du phosphore particulaire, et (ii) un apport de phosphore par les affluents, notamment le Rhône, dont le débit a été élevé en 2018. Cette augmentation du débit peut s'expliquer par les abondantes précipitations hivernales, et la fonte des glaciers dues aux températures estivales élevées. Les deux causes hypothétiques d'augmentation du phosphore ne sont pas exclusives l'une de l'autre.

Après une augmentation continue de la concentration moyenne en chlorure de 1973 à 2016, on note depuis une stabilisation à 10.3 mg L⁻¹, soit un stock d'environ 892 000 tonnes dans le lac. Cette stabilisation, à mettre selon toute vraisemblance en rapport avec les hivers doux et donc un moindre salage des voies, reste évidemment à confirmer les prochaines années.

2. FLUX ENTRANTS ET SORTANTS DE PHOSPHORE, AZOTE ET CHLORURES

Le programme de suivi de la CIPEL inclut l'estimation des flux de nutriments et chlorure entrant au lac par ses principaux affluents (Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne, Versoix), et des flux exportés du bassin versant par le Rhône émissaire, l'Arve et l'Allondon.

Les débits relevés en 2018 apparaissent similaires aux années précédentes pour Aubonne, Venoge et Versoix, et nettement plus élevés dans le Rhône à l'amont du lac (+ 30 m³ s⁻¹ par rapport à 2016, + 60 m³ s⁻¹ par rapport à 2017).

Le flux de phosphore comprend deux composantes principales, une fraction particulaire (essentiellement minérale, ou apatitique, non assimilable) et une fraction dissoute (orthophosphate). Le flux total de phosphore apporté par les affluents en 2018 a été estimé à 927 t an⁻¹, une valeur qui n'avait plus été observée depuis 13 ans. Le phosphore particulaire représente la part majoritaire de ce flux, celui d'orthophosphate étant estimé à moins de 30 t an⁻¹. Le flux d'orthophosphate n'est pas influencé par les variations de débit, mais plus par les apports de stations d'épuration (cf. § 3 de la deuxième partie de la synthèse).

Malgré des débits à l'exutoire du lac du même ordre que les débits cumulés des affluents, le flux de phosphore total exporté vers l'aval du Léman est plus faible (225 t an⁻¹) que le flux entrant, en raison de la sédimentation du phosphore particulaire dans le lac.

Le flux d'azote total entrant, qui était relativement stable (autour de 4 700 t an⁻¹ ces 20 dernières années), était plus élevé en 2018 (5 882 t an⁻¹), principalement en raison d'un apport accru par le Rhône. Le flux sortant, lui aussi plus élevé que les années précédentes, est estimé à 5 807 t an⁻¹.

Le flux de chlorure entrant au lac (un peu plus de 69 000 t an⁻¹) n'est pas bien corrélé au débit, en lien avec l'origine principale de cet élément, le salage des routes. La relation flux-débit est ainsi meilleure pour les rivières de plaine affluant au lac, plus influencées par les eaux de ruissellement chargées en sel de déneigement que le Rhône, alimenté en partie par la fonte des neiges, alors qu'il représente la plus grande part du débit entrant au lac.

3. SUIVI BIOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE (SHL2)

En ce qui concerne le phytoplancton, on a pu noter en début d'année (fin janvier à fin mars) la présence de taxons benthiques dans la colonne d'eau au centre du lac (*Diatoma elongatum* et dans une moindre mesure *Ulnaria acus*), qui s'expliquerait par les pluies hivernales ayant drainé le compartiment benthique. Ensuite, à partir de la mise en place de la stratification thermique, l'algue filamenteuse *Mougeotia gracillima*, qui se développe à 15-20 m de profondeur, a dominé le compartiment phytoplanctonique, durant une période allant du printemps à l'été. L'observation de plusieurs espèces de Chlorophycées, indicatrices de milieux eutrophes, est également notable durant cette période. En fin d'été, *M. gracillima* a laissé la place à une autre algue filamenteuse, *Planktothrix rubescens*, qui est une cyanobactérie susceptible de relarguer des toxines. Sa biomasse est cependant restée inférieure aux seuils d'alerte sanitaires. Elle s'est maintenue jusqu'en fin d'année, avec d'autres espèces de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur. La biomasse annuelle moyenne de 2018 (1582 µg L⁻¹) était proche de celle de 2017, et reste élevée par rapport à la chronique depuis 1974. L'indice de diversité (indice de Shannon) du phytoplancton est relativement stable depuis 1974 ; néanmoins, les années présentant les diversités les plus élevées sont des années récentes, notamment 2015, 2016, 2017 et 2018, alors que des indices plus faibles sont observés les années de blooms de *M. gracillima*. L'indice de Brettum, qui exprime l'état écologique du lac, est demeuré médiocre pour l'année 2018.

Les concentrations maximales de picocyanobactéries ont été observées de mi-juillet à fin août, mais aussi mi-octobre. Elles représentaient en moyenne 6.1 % de la biomasse de phytoplancton, valeur en baisse par rapport à 2016 et 2017, mais comparable à 2014-2015 ; la proportion de la biomasse représentée par les picocyanobactéries varie au cours de l'année : elle atteignait 21 % au mois d'août et 31 % en octobre. Le développement de ce compartiment picocyanobactérien apparaît plus fortement influencé par la température de l'eau et la profondeur (en fait la lumière, qui est corrélée négativement à la profondeur) que par les nutriments. En revanche, la distribution des picocyanobactéries est corrélée négativement avec l'orthophosphate (faiblement) et l'ion nitrate (plus fortement). Les picocyanobactéries constituent donc un bon indicateur de l'évolution du statut trophique de l'écosystème, et de sa réponse au réchauffement de l'eau.

Les concentrations moyennes et maximales en chlorophylle a mesurées sur les 30 premiers mètres présentent une évolution synchrone, caractérisée par de faibles valeurs en début d'année, lorsque le lac n'est pas encore stratifié, puis une augmentation rapide dès le mois d'avril, lorsque la stratification se met en place. La concentration moyenne en chlorophylle a sur la tranche d'eau de 0-30m atteint son maximum ($9.3 \mu\text{g L}^{-1}$) mi-juin ; des concentrations élevées de chlorophylle a se maintiennent jusque fin septembre, puis diminuent en raison de la baisse de la lumière et de la température.

Tout au long de l'année, la communauté de crustacés est largement dominée par les copépodes (calanides et cyclopidés), nettement plus abondants que les cladocères au printemps et en fin d'été. Un premier pic d'abondance intervient en mars, un deuxième (cyclopidés) en octobre. Les cladocères (Bosminidae) augmentent aussi au printemps, sont peu abondants en été, et connaissent un deuxième pic en octobre.

L'abondance des cladocères (daphnies, Bosminidae, *Bythotrephes longimanus*), taxons importants pour l'alimentation des corégones, est marquée par une tendance interannuelle en baisse, dont l'explication tiendrait à une baisse d'abondance de certaines classes d'algues et à la pression de prédation des corégones.

Ceux-ci se nourrissent en effet principalement de cladocères (en 2018 : 61% *Bythotrephes longimanus*, 23.5% daphnies, 9.2% *Leptodora*) hormis en octobre où figurent aussi des larves de chironomes (61%). On retrouve au contraire très peu de copépodes dans leurs contenus stomacaux, alors que ceux-là sont plus abondants. En termes de tendance interannuelle, la contribution de *B. longimanus* augmente au printemps, au détriment de celle des daphnies. La contribution des daphnies au bol alimentaire des corégones est une des plus faibles observées depuis 2006, et depuis 2012 cette baisse est corrélée avec la diminution de l'abondance de cette proie dans le milieu.

4. SUIVI DU FRAI DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE

Le corégone (comme l'omble) fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures descendent en dessous d'une valeur seuil ($7-8^{\circ}\text{C}$ environ). A l'inverse, la perche fraie au printemps, lorsque la température de l'eau s'établit au-dessus de 10°C . Avec le changement climatique, ces valeurs seuils pourraient être atteintes plus précocement pour la perche et plus tardivement pour le corégone.

La période de reproduction du corégone a débuté début décembre 2017 ; en une dizaine de jours, 50 % des géniteurs étaient collectés ; l'apogée du frai devait être proche de ces deux dates. L'effectif maximal de reproducteurs capturés a été atteint un peu avant la fin du mois. Les captures sont majoritairement composées de mâles (78%). La taille moyenne est de 440 ± 42.7 mm et l'âge moyen de 2.4 ans. Les effectifs capturés en 2017-2018 sont plus faibles qu'en 2016-2017, en lien probable avec la baisse du stock de corégones. La saison de reproduction 2017-2018 a été la plus précoce depuis le début du suivi, et s'explique par des températures plus basses en fin d'année.

Le frai de la perche a débuté fin avril 2018 (le 29), un peu plus tôt qu'en 2017 (2 mai). Le pic d'activité du frai a été observé le 11 mai, là aussi plus tôt de quelques jours qu'en 2017 (15 mai 2017), avec une température proche de 11°C à 8 m de profondeur. Une analyse rétrospective de l'ensemble des données issues des suivis de la phénologie de la reproduction de la perche permettra de déterminer si un décalage plus significatif du frai s'observe en lien avec la hausse des températures de l'eau au printemps dans le Léman.

5. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

Cent-dix-huit produits phytosanitaires, dont un nouveau fongicide, le fenpyrazamine, fréquemment utilisé en viticulture depuis 2015, 33 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion, un solvant (1,4-dioxane) et le méthyl tertbutyl éther (MTBE, un additif pour carburant) ont été recherchés dans les eaux du Rhône à Porte du Scex, à raison de 27 échantillons moyens sur 14 jours (trois prises par heure).

Dix-neuf substances phytosanitaires ont été détectées. Aucune d'entre elles n'a atteint (ni dépassé) la concentration limite de $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ (Ordonnance sur la protection des eaux, et norme européenne pour l'eau potable) ni les critères d'effets écotoxicologique (norme de qualité environnementale) proposées par le Centre Ecotox ; la concentration totale (somme des concentrations de tous les pesticides) n'a pas non plus excédé $0.5 \mu\text{g L}^{-1}$. Sur la période 2008-2018, les concentrations maximales sont en diminution pour la plupart des substances phytosanitaires.

La quantité totale de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône est estimée à 308 kg en 2018 par rapport à 444 kg en 2017, 577 kg en 2016 et 277 kg en 2015. La majeure partie de cette charge (par ex. 293 kg en 2018) est due aux usages agricoles. Les rejets industriels restent limités (15 kg an⁻¹ en 2018, 11 kg an⁻¹ en 2017), et concernent dans l'ensemble des produits phytosanitaires peu utilisés dans la région (foramsulfuron, par ex.). On constate également une baisse des flux d'origine agricole, à mettre en rapport avec la longue sécheresse printanière et estivale constatée dans le Valais en 2018.

Sur les 65 principes actifs pharmaceutiques recherchés, 15 ont été détectés, dont la plupart montrent des concentrations moyennes inférieures à 0.01 µg L⁻¹. La metformine (antidiabétique) présente les concentrations moyenne et maximale les plus élevées (0.49 et 1.15 µg L⁻¹ respectivement), avec un pic hivernal probablement lié à l'augmentation de la population dans les stations de sport d'hiver. La méthénamine (antibiotique des voies urinaires) atteint également un maximum légèrement supérieur à 1 µg L⁻¹. Les autres médicaments présentant des concentrations notables (ribavirine, antiviral ; prilocaïne, anesthésique local ; carbamazépine, anti-épileptique) atteignent au maximum 0.16 à 0.29 µg L⁻¹.

La charge annuelle totale en composés pharmaceutiques atteint 3000 kg en 2018, la metformine représentant à elle seule 2354 kg an⁻¹, en augmentation de 500 kg par rapport à 2017. La charge annuelle de méthénamine est estimée à 407 kg, contre 381 kg en 2017 ; dans les deux cas ces flux sont nettement supérieurs aux flux estimés à partir des autocontrôles industriels.

Deux composés anticorrosion (benzotriazole et tolyl-triazole) sont également observés tout au long de l'année, à raison de 0.04 et 0.02 µg L⁻¹ en moyenne. Les concentrations de 1,4-dioxane ont beaucoup baissé depuis 2014 ; la charge estimée en 2018 n'est plus que de 345 kg, à comparer à 750 kg de l'année 2015 et 6 tonnes en 2014. Le MTBE est détecté épisodiquement (concentration moyenne 0.03 µg L⁻¹).

6. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS AU CENTRE DU LAC (SHL2)

Les teneurs en éléments trace métalliques et en pesticides sont évaluées deux fois par année à quatre profondeurs, au printemps (après le brassage des eaux) et à l'automne (en période de stratification). Les résidus médicamenteux sont analysés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs.

Les teneurs en métaux dissous mesurées dans la couche superficielle demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable. L'augmentation des concentrations de manganèse en septembre à 305 et 309 m comparées à celle de mars montre que le lac est en anoxie en fin d'été, et met en évidence un relargage de cet élément par les sédiments. La concentration de manganèse à 309m est plus élevée en 2017-2018 que pendant la période 2014 à 2016.

Les pesticides ne sont que peu détectés (38 substances sur un total de 379 recherchées) ; il s'agit majoritairement d'herbicides (23 substances) et leurs métabolites (8 substances), plus rarement de fongicides (5 substances). Les teneurs mesurées demeurent faibles (somme des concentrations variant entre 0.054 et 0.123 µg L⁻¹) et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable, individuellement et au total. En 2018, trois substances seulement ont été observées à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg L⁻¹ : l'atrazine (herbicide), le métalaxyl (fongicide) et l'acide amino-méthyl-phosphorique (AMPA, produit de dégradation de l'herbicide glyphosate). La concentration d'AMPA à 30 m est en augmentation depuis son introduction dans le suivi en 2015, et atteignait 0.023 µg L⁻¹ en mars 2018. Pour d'autres produits comme l'atrazine (interdite depuis une dizaine d'années) ou le métalaxyl (origine présumée industrielle) les concentrations paraissent stables.

En ce qui concerne les composés pharmaceutiques, on retrouve en premier lieu la metformine à des concentrations similaires à celles observées en 2017 (0.4 à 0.6 µg L⁻¹), et son métabolite la guanyl-urée à raison de 0.11 µg L⁻¹. Les autres composés les plus présents (carbamazépine, carisoprodol, un antidouleur, mépivacaïne, un anesthésique local, et méthénamine) sont mesurés à des concentrations plus faibles, inférieures à 0.1 µg L⁻¹. A part la méthénamine, surveillée depuis 2017, troisième composé par ordre de concentrations décroissantes, après la metformine et la guanyl-urée, les concentrations de ces résidus médicamenteux sont stables ou en baisse.

ETUDES SPÉCIFIQUES

1. MICROPOLLUANTS DANS LES POISSONS

Cette étude s'est intéressée à la contamination des gardons et des lotes par le mercure et par une gamme étendue de composés organiques de synthèse, notamment les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényl-éthers (PBDE), l'hexabromocyclododécane (HBCDD), les chloroalcanes (C10-C13), le perfluorooctane sulfonate (PFOS), et divers retardateurs de flamme alternatifs aux PBDE et HBCDD.

Le Léman apparaît peu contaminé en ce qui concerne les PBDE, l'HBCDD, les chloroalcanes, les PCB (sauf ceux de type dioxine, PCB-DL), et la plupart des retardateurs de flamme chlorés et bromés alternatifs aux PBDE. En revanche, les concentrations moyennes dépassent les critères d'évaluation (toxicité pour les prédateurs) pour le mercure et les PCB-DL. Pour le PFOS, les concentrations moyennes sont inférieures au critère d'évaluation, mais quelques individus le dépassent. Un retardateur de flamme alternatif, le décabromodiphényl-éthane (DBDPE), a également été détecté de manière systématique.

Les concentrations de mercure et de PCB, qui ont fait l'objet d'un suivi de longue date, ont beaucoup baissé au fil des décennies, et semblent se stabiliser. Il est actuellement prématuré de statuer sur les tendances suivies par les PBDE et le PFOS.

2. MICROPOLLUANTS HYDROPHOBES DANS LES AFFLUENTS

Cette étude vient compléter la surveillance des micropolluants dans le Rhône, qui donne une vision partielle des apports de micropolluants au lac. Dans la ligne de la mission de veille assignée à la CIPEL, il s'agissait d'identifier des sources d'apports de plusieurs groupes de contaminants, ainsi que les flux associés, par les principaux affluents. Cette étude a impliqué en premier lieu des échantillonneurs passifs (EIP), dispositifs intégrateurs permettant d'augmenter le volume d'eau analysé, et ainsi de faire diminuer les limites de quantification. Le dispositif a été complété par des analyses sur matières en suspension (MES), en nombre plus réduit.

Des EIP à base de silicone (« PDMS ») ont été implantés sur 46 sites choisis dans les réseaux de surveillance et complétés par quelques sites susceptibles d'être impactés, pendant six semaines en septembre-octobre 2018. Trois classes de composés hydrophobes (PCB, PBDE, HAP) ont été analysées dans les PDMS, ainsi que dans les MES collectées à l'aide de huit trappes à sédiment. Les quelques analyses de MES corroborent les résultats des EIP.

Pour les PCB, les cours d'eau présentant les concentrations les plus élevées sont le Nant d'Avril (proche de Genève), la Chamberonne et la Venoge sur la rive nord (vers Lausanne), et l'Arve (à Passy), et dans une moindre mesure le Vengeron, l'Eau Froide de Roche et le Rhône (particulièrement à Evionnaz – amont de la station de la Porte du Scex). Un nombre élevé d'industries (notamment dans la vallée de l'Arve) et de sites contaminés de type « décharge/remblai » (notamment Rhône amont) sont présents à proximité de ces sites, et constituent des sources potentielles de PCB. D'autres sources actuelles, comme des rejets de STEP (Venoge), ou historiques, comme des installations électriques de forte puissance (Nant d'Avril), peuvent également être incriminées. Par rapport à une campagne précédente (EPFL, 2016), des diminutions des concentrations sont notées pour la Dranse et l'Aubonne, à confirmer, car possiblement influencées par les précipitations, et autour du canal Stockalper, où des travaux d'assainissement importants ont eu lieu entretemps.

Parmi les PBDE analysés, deux congénères (47 et 99) ressortent principalement, les autres étant fréquemment (100) ou systématiquement (28, 153 et 154) inférieurs aux limites de quantification. Les sites présentant les concentrations les plus élevées sont situés sur la Chamberonne, l'Eau Froide de Roche et la Venoge, témoignant d'émissions liées à l'urbanisation, comme (en partie) pour les PCB.

Les teneurs et charges les plus élevées en HAP ont été mises en évidence dans l'Arve (Passy en particulier) et le Rhône. Pour les trois classes de contaminants, les charges estimées les plus élevées proviennent du Rhône et de l'Arve, avec toutefois des différences de comportement : diminution entre la source amont et l'aval pour les HAP dans l'Arve, suggérant une rétention dans la rivière (par ex. les sédiments), augmentation de l'amont vers l'aval pour les PCB dans le Rhône et les PBDE dans le Rhône et l'Arve, suggérant un cumul de sources plus ou moins diffuses.

Avec cette étude, nous disposons d'un diagnostic plus étendu et plus précis des sources d'apports de ces trois classes de contaminants au Léman. Ce diagnostic va être complété par une nouvelle campagne à une période différente, et l'adjonction de capteurs passifs permettant de capter des contaminants moins hydrophobes. Un suivi périodique sur les sites les plus marqués devra également être envisagé.

3. APPORTS AU LÉMAN DE PHOSPHORE D'ORIGINE NON PONCTUELLE

Un bilan rétrospectif des apports de phosphore d'origine non ponctuelle par les affluents a été réalisé en 2018. Après la prospective sur les apports en phosphore d'origine domestique publiée en 2018, ce bilan constitue la première partie de la deuxième étape d'une démarche prospective à horizon 50 ans selon différents scénarios.

Le bilan rétrospectif (période 2001-2017) a consisté à estimer les flux de phosphore par les principaux affluents du lac (Rhône amont, Dranse, Aubonne, Venoge et Versoix) puis à en soustraire les flux cumulés issus des stations d'épuration.

Sur cette période, le Rhône amont représente en moyenne 87% des apports d'eau au Léman, avec un régime influencé par la fonte des neiges et des glaciers. Le flux total de phosphore des affluents varie entre 1 468 t an⁻¹ (maximum, observé en 2004) et 371 t an⁻¹ (minimum, observé en 2014), tandis que celui des STEP varie entre 73 t an⁻¹ (maximum, observé en 2017) et 35.5 t an⁻¹ (minimum, observé en 2015). Le Rhône amont représente en moyenne 92% des apports de phosphore total, mais seulement 76% des apports d'orthophosphate (30 à 100 t an⁻¹, dont 4.7 à 13 t an⁻¹ originaires des STEP). Le flux de phosphore total, dans le Rhône et les autres affluents, est bien corrélé à la pluviométrie, notamment en été, indiquant que les processus d'érosion des sols sont dominants dans ces flux. Par conséquent, c'est bien la part non ponctuelle qui domine dans ces flux de phosphore autour de 80 à 90% pour le Rhône, et moins dans les autres affluents. L'origine non ponctuelle domine aussi pour l'orthophosphate, mais dans une mesure moindre, d'autant plus que les apports par les STEP pour ce paramètre sont probablement sous-estimés.

La prochaine étape de cette démarche prospective consistera à estimer les flux de phosphore non ponctuel dans les 50 prochaines années selon plusieurs scénarios de changement climatique et d'occupation des sols.

4. ETUDE DES TEMPÉRATURES EN ZONE LITTORALE

Les réflexions d'un groupe de travail sur les effets du changement climatique sur l'écosystème lémanique, ont soulevé la question de la mise en place d'un suivi des températures en zone littorale. Pour y répondre, une synthèse bibliographique a été réalisée, et complétée par des analyses statistiques des données existantes (stations de Buchillon (VD) en Suisse, et de l'INRA à Thonon-les-Bains sur la rive française). Les variations des températures de l'eau sur ces deux sites littoraux ont été comparées aux mesures de température effectuées au centre du lac (point SHL2).

Il ressort de l'étude bibliographique que les températures estivales en zone littorale augmentent au même rythme que les températures moyennes des lacs en été, sans méconnaître pour autant les variations saisonnières ou les effets de facteurs météorologiques comme le vent. La taille des lacs joue aussi un rôle considérable dans l'hétérogénéité des températures en surface, le Léman apparaissant comme un lac de taille modeste par rapport à d'autres grands lacs en particulier nord-américains, qui ont fait l'objet d'un nombre important d'études. Les températures relevées à Buchillon se sont avérées fortement corrélées avec celles mesurées par télédétection (pendant la nuit), qui permettent en revanche de cartographier les températures en surface.

L'analyse statistique des relevés à Buchillon, Thonon-les-Bains et SHL2 montre des températures moyennes au centre du lac plus faibles (-0.84°C) qu'en zone littorale, l'écart tendant à se réduire avec la profondeur. Les vitesses de réchauffement au printemps et de refroidissement en automne sont aussi légèrement plus rapides au niveau des stations littorales. De 1992 à 2016, les températures de surface mesurées sur le site de SHL2 montrent une tendance au réchauffement équivalente à celle mesurée sur le site de Thonon-les-Bains.

Même s'il existe des différences en surface (atténuées voire inexistantes à 1 m de profondeur), les températures journalières des sites littoraux et du centre du lac sont fortement corrélées.

Il en va de même des moyennes mensuelles, avec des coefficients de corrélation plus faibles pour certains mois comme avril, quand la température change le plus rapidement. Il ne paraît donc pas nécessaire d'augmenter le nombre de sites de suivi des températures littorales dans le cas du Léman.

5. ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES MICROPLASTIQUES

La présence de plastiques dans les milieux aquatiques a émergé ces dernières années comme une préoccupation majeure au niveau mondial. Sur le parcours des plastiques vers les océans, les lacs, Léman inclus, constituent des zones de stockage plus ou moins temporaire. Les objectifs de la présente étude étaient de faire le point sur les connaissances concernant les sources, le devenir et les risques induits par les microplastiques (particules primaires ou issues de la dégradation de déchets plastiques macroscopiques), afin de pouvoir mettre en place une surveillance adaptée du Léman.

Le devenir des microplastiques dans l'environnement peut être résumé en cinq processus principaux : dégradation (en particules plus petites), recouvrement par macromolécules ou biofilm, agrégation, transport et sédimentation. Les connaissances sur les impacts directs des microplastiques sont encore très incomplètes, de sorte qu'il n'est actuellement pas possible de dégager un schéma général. Ces impacts concernent les invertébrés et les poissons, et affectent plus les espèces pélagiques que benthiques. La clé de l'exposition réside dans le comportement trophique, les microplastiques étant confondus avec les proies ou ingérés accidentellement. Les effets observés tant chez les invertébrés que chez les poissons sont d'abord de nature physique (encombrement, érosion), avec des conséquences physiologiques, sur l'alimentation, la croissance ou la fertilité.

Les microplastiques peuvent également intervenir en tant que vecteurs de micropolluants ou de microorganismes. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, les concentrations adsorbées aux microplastiques sont certes élevées, mais restent du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments : les microplastiques ne semblent pas être des vecteurs de micropolluants plus efficaces que les autres particules organiques naturelles présentes dans les milieux aquatiques. Pour ce qui concerne les microorganismes, la question est plus ouverte, les connaissances étant encore lacunaires.

Il est donc actuellement difficile d'évaluer les risques écologiques et sanitaires dus aux microplastiques, en raison d'une connaissance encore imparfaite des effets, et de lacunes considérables concernant l'évaluation des expositions. En conclusion, trois orientations ont été retenues à l'issue de cette étude : (1) évaluer les apports au lac par les affluents, (2) surveiller les impacts (exposition de l'écosystème), au moyen d'analyse des tubes digestifs de poissons, et (3) évaluer le stock de plastiques en devenir (rives, plages), par une démarche participative.

6. CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

212 stations d'épuration (STEP) étaient en service en 2018 sur le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'645'955 équivalents-habitants.

Le rendement moyen d'élimination du phosphore sur le bassin versant du Léman s'est fortement dégradé depuis 2016 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEP régionale de Viège (canton du Valais) et s'élève à 88% en 2018 (91% sans tenir compte de cette STEP), générant un flux supplémentaire d'apport en phosphore au Léman de 26 tonnes ??

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 10'833 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 œuvre et la 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 2018, ce dernier est estimé à $250 \text{ L} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ 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.

Le chapitre présente également un bilan de flux et de concentration des micropolluants pour 16 substances les plus suivies dans les rejets de plusieurs STEP, représentant 44 de la capacité totale épuratoire à l'échelle du territoire. Bien que la robustesse de ce bilan ne soit pas comparable à celles des bilans effectués pour le phosphore ou la matière organique, il permet de contribuer à la connaissance des sources d'apports de micropolluant au Léman et montre l'importance d'homogénéiser les suivis de micropolluants en sortie de station d'épuration.

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAGN 2018

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

MONITORING LAKE GENEVA

The physicochemical analyses of the lake water, including micropollutants, as well as the biological monitoring, are achieved at the lake's deepest point, designated SHL2.

1. PHYSICOCHEMICAL QUALITY AT SHL2

Like the year before, 2018 was hot, with the air temperature more than 1.5°C above the interannual mean in the historical reference (1981–2010). The lake water continued to heat, varying by +0.1°C at the bottom. At the surface the summer maximum (26.1°C on 22 August) also surpassed the previous years' maximum levels (24.5°C in 2017 and 22.2°C in 2016). Resulting from a mild winter, mixing was once again incomplete, reaching only 201 m deep at the beginning of March, insufficient to re-oxygenate the bottom waters. The dissolved oxygen content at the bottom remained at < 4 mg L⁻¹ throughout the year, which is detrimental to maintaining benthic organisms and can induce the release of phosphorus and manganese stored in sediments. Thermal stratification was in place by the beginning of April; destratification occurred only in mid-November, later than in previous years.

Among the nutrients, the different forms of phosphorus evolved in a contrasted and sometimes substantial fashion over the year. The mean concentrations of soluble reactive phosphorus (or bioavailable phosphorus) were measured at 4.62 µg L⁻¹ in the surface layer (0–30 m) and 39.0 µg L⁻¹ at the bottom (250–309 m), marking an increase at the surface (+0.80 µg L⁻¹) and a decrease at the bottom (-1.77 µg L⁻¹). Particulate phosphorus, which here is mainly the form fixed by phytoplankton, reached high values during the spring and summer, related to the growth of phytoplankton (see below).

The weighted mean annual concentration of total phosphorus was 19.9 µg L⁻¹ in 2018, an increase greater than 2 µg L⁻¹ compared to 2017, while the weighted mean in orthophosphate equalled 14.5 µg L⁻¹ in 2018, near the valued estimated in 2017 (14.8 µg L⁻¹). This suggests that the increase in the mean total phosphorus concentration stems for the most part from the particulate forms of this element.

Several phenomena may explain this rise in total phosphorus, notably (i) growth of phytoplankton combined with less summer predation from zooplankton, resulting in an increase in particulate phosphorus, and (ii) phosphorus coming from the lake's tributaries, notably the Rhône, whose flow rate was high in 2018. This increase in flow rate can be explained by abundant winter rain and glacier melting due to high summer temperatures. These two hypothetical causes of the increase in phosphorus are not mutually exclusive.

After a continuous increase in the mean concentration of chloride from 1973 to 2016, it has stabilised at 10.3 mg L⁻¹, a stock of approximately 892 000 t in the lake. This stabilisation, in all likelihood related to mild winters and therefore less road salting, must be confirmed over the coming years.

2. PHOSPHORUS, NITROGEN AND CHLORIDE INFLOWS AND OUTFLOWS

The CIPEL's monitoring programme includes the estimation of nutrient and chloride flow entering the lake by its main tributaries (the Rhône, Dranse, Venoge, Aubonne, Versoix), and its flows exported from the catchment by the outflowing Rhône, Arve and Allondon.

The flows recorded in 2018 seem similar to the preceding years for the Aubonne, Venoge and Versoix, and substantially higher in the Rhône upstream of the lake (+30 m³ s⁻¹ compared to 2016, +60 m³ s⁻¹ compared to 2017).

The phosphorus flow includes two main components: a particle fraction (for the most part mineral, or apatitic, non-assimilable) and a dissolved fraction (orthophosphate). The total phosphorus flow into the lake from tributaries in 2018 was estimated at 927 t year⁻¹, a value which had no longer been observed for 13 years. Particulate phosphorus accounts for the majority of this flow, with orthophosphate estimated at less than 30 t year⁻¹. The orthophosphate flow is not influenced by flow variations, but more by wastewater treatment plant effluents (see section 3 of the second part of the summary).

Even though the flows at the lake's outlet are on the same order of magnitude as the accumulated flows of the tributaries, the total phosphorus flow exported downstream of Lake Geneva is lower (225 t year⁻¹) than the inflowing flow because of the sedimentation of particulate phosphorus in the lake.

The total nitrogen inflow, which was relatively stable (around 4700 t year⁻¹ over the past 20 years), was higher in 2018 (5882 t year⁻¹), mainly because of increased flow from the Rhône. Also higher than the previous years, the outflow is estimated at 5807 t year⁻¹.

The chloride inflow to the lake (slightly more than 69 000 t year⁻¹) does not correlate well with flow, related to the main source of this flow, road salting. The flux/flow relation is therefore better for lowland rivers flowing into the lake, which are more heavily influenced by runoff water loaded in salt from snow removal than the Rhône, fed in part by snowmelt, even though it accounts for the largest proportion of flow entering the lake.

3. BIOLOGICAL MONITORING OF THE PELAGIC ZONE (SHL2)

As for phytoplankton, at the beginning of the year (end of January to end of March) we noted the presence of benthic taxa in the water column at the centre of the lake (*Diatoma elongatum* and to a lesser extent *Ulnaria acus*), which could be explained by winter rains having drained the benthic compartment. Then, once the thermal stratification was in place, the filamentous algae *Mougeotia gracillima*, which develops at a depth of 15–20 m, dominated the phytoplanktonic compartment during the period from spring to summer. The observation of several chlorophyte species, indicative of eutrophic environments, is also notable during this period. At the end of summer, *M. gracillima* was replaced by another filamentous alga, *Planktothrix rubescens*, which is a cyanobacterium that can release toxins. However, its biomass remained lower than health warning thresholds. It was maintained until the end of the year, with other *Diatoma* species that are indicative of shallow environments. The mean annual biomass in 2018 (1582 µg L⁻¹) was close to the biomass in 2017 and remained high compared to the historical reference since 1974. Phytoplankton's diversity index (Shannon Index) has been relatively stable since 1974; nevertheless, the previous years, the highest diversity values were for recent years, notably 2015, 2016, 2017 and 2018, while the lowest indices were observed for the years with *M. gracillima* blooms. The Brettum Index, which expresses the lakes ecological state, remained mediocre for 2018.

The maximum picocyanobacterium concentrations were observed from mid-July to the end of August, as well as in mid-October. They accounted for a mean 6.1% of the phytoplankton biomass, a lower value than in 2016 and 2017, but comparable to 2014–2015; the proportion of the biomass represented by picocyanobacteria varied over the year: it reached 21% in August and 31% in October. The development of this picocyanobacterial compartment appears to be more strongly influenced by water temperature and depth (actually, light, which is negatively correlated with depth) and then by nutrients. On the other hand, the distribution of picocyanobacteria was negatively correlated with orthophosphates (weakly) and nitrate ions (more strongly). Picocyanobacteria therefore comprise a good indicator of the trophic condition of the ecosystem and its response to rising water temperatures.

The mean and maximum chlorophyll-*a* concentrations measured in the first 30 m present showed synchronous change, characterised by low values at the beginning of the year, when the lake had not yet stratified, then a rapid increase beginning in April when stratification was occurring. In the first layer of water from 0 to 30 m, the mean chlorophyll concentration reached its maximum (9.3 µg L⁻¹) in mid-June; high chlorophyll-*a* concentrations were maintained until the end of September and then decreased because of the decrease in light and temperature.

Throughout the year, the crustacean community was largely dominated by copepods (canids and cyclopids), much more abundant than cladocerans in the spring and end of summer. The first peak of abundance occurred in March, the second (cyclopids) in October. Cladocerans (Bosminidae) also increased in the spring, were not abundant in summer and showed a second peak in October.

The abundance of cladocerans (daphnids, Bosminidae, *Bythotrephes longimanus*), taxa that are important for feeding whitefish, was marked by an interannual decreasing trend, possibly explained by the decrease in the abundance of certain algae and the predatory pressure from whitefish.

Whitefish fed mainly on cladocerans (in 2018: 61% *Bythotrephes longimanus*, 23.5% daphnids, 9.2% *Leptodora*) except in October when they also fed on the larvae of chironomids (61%). On the other hand, very few copepods were found in their stomach contents, although they were more abundant. In terms of the interannual trends, the contribution of *B. longimanus* increased in spring, at the expense of the number of daphnids. The contribution of daphnids to the food bowl of whitefish was one of the lowest observed since 2006, and since 2012 this decrease has been correlated with the drop in the abundance of this prey in the environment.

4. SURVEILLANCE OF WHITEFISH AND PERCH SPAWNING

Whitefish (like char) spawn at the end of autumn and the beginning of winter when temperatures drop below a threshold value (approximately 7–8°C). In contrast, perch spawn in spring, when the water temperature rises above 10°C. With climate change, these threshold values could be reached earlier for perch and later for whitefish.

The whitefish reproduction period began at the beginning of December 2017; in roughly 10 days, 50% of the genitors were collected. The spawning peak should be close to these two dates. The maximum numbers of reproducers captured was reached slightly before the end of the month. The captures were for the most part males (78%). The mean size was 440 ± 42.7 mm and the mean age was 2.4 years. The mean numbers captured in 2017–2018 were lower than in 2016–2017, probably related to the decrease in the whitefish stock. The 2017–2018 reproduction season was the earliest since the beginning of the monitoring programme, which is explained by lower temperatures at the end of the year.

Perch spawning began at the end of April 2018 (the 29th), slightly earlier than in 2017 (2 May). The peak of spawning activity was observed on 11 May, here also a few days earlier than in 2017 (15 May 2017), with a temperature close to 11°C 8 m deep. A retrospective analysis of all the data from monitoring perch reproduction phenology will make it possible to determine whether a more significant discrepancy in spawning is observed in relation with the rise in water temperatures in spring in Lake Geneva.

5. MICROPOLLUTANTS IN THE RHÔNE RIVER WATERS

One hundred eighteen chemical products, including a new fungicide, fenpyrazamine, frequently used in viticulture since 2015, 33 pharmaceutical active substances, two anti-corrosion agents, a solvent (1,4-dioxane) and methyltertbutylether (MTBE, an additive for fuel) were investigated in the Rhône waters at Porte du Scex, with a mean of 27 samples over 14 days (three samplings per hour).

Nineteen chemical substances were detected. None of them had reached (or surpassed) the threshold concentration of 0.1 µg L⁻¹ (water protection ordinance, and European drinking water norm) or the ecological effects criteria (environmental quality norm) proposed by the Ecotox Centre; nor did the total concentration (sum of the concentrations of all the pesticides) exceed 0.5 µg L⁻¹. During the 2008–2018 period, the maximum concentrations decreased for most chemical substances. The total quantity of chemical products having transited the lake by the Rhône was estimated at 308 kg in 2018 versus 444 kg in 2017, 577 kg in 2016 and 277 kg in 2015. The greatest proportion of this load (e.g. 293 kg in 2018) stemmed from agricultural uses. Industrial discharges remained limited (15 kg year⁻¹ in 2018, 11 kg year⁻¹ in 2017), and for the most part involve chemical products that are infrequently used in the region (e.g. foramsulfuron). A reduction in agricultural fluxes was also observed, which must be viewed in light of the dry weather during spring and summer in the Valais in 2018.

Of the 65 pharmaceutical active substances explored, 15 were detected, most of which showed mean concentrations lower than 0.01 µg L⁻¹. Metformin (an anti-diabetic drug) presented the highest mean and maximum concentrations (0.49 and 1.15 µg L⁻¹, respectively), with a winter peak probably related to the increase of the population in winter sports resorts. Methenamine (urinary tract antibiotic) also reached a maximum slightly higher than 1 µg L⁻¹. The other medications presenting notable concentrations (ribavirin, an antiviral; prilocaine, a local anesthetic; carbamazepine, an anti-epileptic) reach a maximum of 0.16–0.29 µg L⁻¹.

The total annual load of pharmaceutical compounds reached 3000 kg in 2018, with metformin alone accounting for 2354 kg year⁻¹, increasing by 500 kg compared to 2017. The annual load of methenamine is estimated at 407 kg, versus 381 kg in 2017; in both cases these flows are much higher than the flows estimated based on industrial self-monitoring.

Two anti-corrosion compounds (benzotriazole and tolyl-triazole) were also observed throughout the year: mean, 0.04 and 0.02 µg L⁻¹, respectively. The concentrations of 1,4-dioxane have decreased significantly since 2014: the load estimated in 2018 is only 345 kg, compared to 750 kg for 2015 and 6 t in 2014. MTBE was detected episodically (mean concentration, 0.03 µg L⁻¹).

6. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT CONCENTRATIONS IN THE CENTRE OF THE LAKE (SHL2)

The contents of trace metal elements and pesticides are assessed twice a year at four depths, in spring (after mixing of the water) and in autumn (during the stratification period). Medication residues are analysed three times a year (winter, beginning of summer and autumn) at two depths.

The contents of dissolved metals measured in the surface layer remained low and respect the Swiss and French reference values for drinkable water. The increases in manganese concentrations in September to 305 and 309 m compared to March show that the lake is anoxic at the end of summer and demonstrates release of this element by sediments. The manganese concentration at 309 m was higher in 2017–2018 than during the 2014–2016 period.

Few pesticides were detected (38 substances out of a total of 379 sought): for the most part these were herbicides (23 substances) and their metabolites (eight substances), more rarely fungicides (five substances). The levels measured remained low (sum of the concentrations varying between 0.054 and 0.123 µg L⁻¹) and respect the Swiss and French reference values for drinkable water, individually and totaled. In 2018, only three substances were observed at concentrations greater than or equal to 0.010 µg L⁻¹: atrazine (herbicide), metalaxyl (fungicide) and aminomethylphosphonic acid (AMPA, a degradation product of the herbicide glyphosate). The AMPA concentration at 30 m has been increasing since its introduction in the monitoring programme in 2015 and reached 0.023 µg L⁻¹ in March 2018. For other products such as atrazine (banned for the past 10 years) or metalaxyl (its source presumably industrial) the concentrations appeared stable.

As for pharmaceutical compounds, we first found metformin at similar concentrations to those observed in 2017 (0.4–0.6 µg L⁻¹), and its metabolite guanylurea at 0.11 µg L⁻¹. The other most frequently found compounds (carbamazepine; carisoprodol, a pain-killer; mepivacaine, a local anesthetic; and methenamine) were measured at lower concentrations, less than 0.1 µg L⁻¹. Except for methenamine, monitored since 2017, the third compound in descending order after metformin and guanylurea, the concentrations of these medication residues are stable or decreasing.

SPECIFIC STUDIES

1. MICROPOLLUTANTS IN FISH

This study examined the mercury contamination of roach and burbot and an extensive range of synthetic organic compounds, notably polychlorobiphenyls (PCBs), polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCDD), chlorinated paraffins (C10–C13), perfluorooctane sulfonate (PFOS), and a variety of alternative flame retardants with PBDEs and HBCDD.

Lake Geneva appears to have little contamination by PBDEs, HBCDD, chlorinated paraffins, PCBs (except dioxin-like PCBs, PCB-DL), and most of the chlorinated and bromine flame retardants that are alternatives to PBDEs. However, the mean concentrations surpassed evaluation criteria (toxicity for predators) for mercury and PCB-DL. For PFOS, the mean concentrations were lower than the evaluation criteria, but a few individual compounds went beyond threshold levels. An alternative flame retardant, decabromodiphenyl-ethane (DBDPE), was also detected systematically.

Mercury and PCB concentrations, which have been monitored for many years, have decreased significantly over the decades and seem to have stabilised. Today it is premature to adjudicate on the trends followed by PBDEs and PFOS.

2. HYDROPHOBIC MICROPOLLUTANTS IN TRIBUTARIES

This study completes the monitoring of micropollutants in the Rhône, providing a partial vision of the micropollutants found in the lake. The CIPEL's surveillance mission includes identifying sources of several groups of contaminants as well as the associated flows, based on the main tributaries. This study first investigated passive sampling devices (PSDs), integrator devices that can increase the volume of water analysed and thus reduce the quantification limits. The set-up was completed by analyses on suspended matter (SM), but in smaller numbers.

Silicone PSDs (PDMS) were implanted at 46 sites selected in the surveillance network and completed by a few potentially impacted sites, for 6 weeks in September–October 2018. Three classes of hydrophobic compounds (PCB, PBDE, HAP) were analysed in the PDMSs as well as SMs collected with eight sediment traps. The few SM analyses corroborate the PSD results.

For PCBs, waterbodies presenting the highest concentrations are the Nant d'Avril (near Geneva), the Chamberonne and the Venoge on the north bank (towards Lausanne), and the Arve (at Passy), and to a lesser extent the Vengeron, the Eau Froide de Roche and the Rhône (particularly at Evionnaz, upstream of the Porte du Scex station). A high number of industries (notably in the Arve valley) and contaminated waste disposal/embankment sites (notably the upstream Rhône) are present near these sites and make up potential sources of PCBs. Other current sources such as the discharges of pumped-storage hydroelectricity (PSH) (the Venoge), or historical sources such as high-power electrical installations (the Nant d'Avril) can also be cited. Compared to a previous campaign (EPFL, 2016), decreases in the concentrations were noted for the Dranse and the Aubonne, to be confirmed because they were possibly influenced by precipitations, and around the Stockalper canal, where large sewage works have taken place since that time.

Among the PBDEs analysed, two main congeners (47 and 99) stand out, with the others frequently (100) or systematically (28, 153 and 154) lower than the quantification limits. The sites presenting higher concentrations are located on the Chamberonne, the Eau Froide de Roche and the Venoge, manifesting emissions related to urbanisation, as for (in part) PCBs.

The highest PAH contents and loads were demonstrated in the Arve (most particularly at Passy) and the Rhône. For three classes of contaminants, the highest estimated loads come from the Rhône and the Arve, with differences in behaviour, however: a reduction between the source upstream and downstream for PAHs in the Arve, suggesting retention in the river (e.g. sediments), increasing from upstream to downstream for PCBs in the Rhône and PBDEs in the Rhône and the Arve, suggesting an accumulation of more or less diffuse sources.

This study makes available a more extensive and more precise diagnosis of the input sources of these three classes of contaminants to Lake Geneva. This diagnosis will be completed by a new campaign at a different period and the addition of passive sensors that will detect less hydrophobic contaminants. Periodic monitoring of the most notable sites should also be planned.

3. NON-POINT SOURCE PHOSPHORUS INPUTS TO LAKE GENEVA

A retrospective overview of the non-point source phosphorus inputs from tributaries was carried out in 2018. After the prospective on the domestic phosphorus inputs published in 2018, this report comprises the first part of the second step of a prospective procedure examining the coming 50 years according to different scenarios.

The retrospective overview (2001–2017) consisted in estimating the phosphorus fluxes from the lake's main tributaries (the upstream Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge and Versoix) and then subtracting the accumulated flows coming from wastewater treatment plants.

For this period, the upstream Rhône accounted for a mean 87% of the water inputs to Lake Geneva, with a regime influenced by snowmelt and glacier melt. The total flow of phosphorus from tributaries varied between 1468 t year⁻¹ (maximum, observed in 2004) and 371 t year⁻¹ (minimum, observed in 2014), whereas this flow from PSH varied between 73 t year⁻¹ (maximum, observed in 2017) and 35.5 t year⁻¹ (minimum, observed in 2015). The upstream Rhône accounted for a mean 92% of the total phosphorus inputs, but only 76% of the orthophosphate input (30–100 t year⁻¹, with 4.7–13 t year⁻¹ coming from PSH).

Total phosphorus flow, in the Rhône and the other tributaries, correlated well with pluviometry, notably during the summer, indicating that the soil erosion process dominated in these fluxes. As a result, it can be

concluded that the non-point sources indeed dominated these phosphorus fluxes, from 80 to 90% for the Rhône and less for the other tributaries. Non-point sources also dominated for orthophosphate, but to a lesser degree, especially since PSH inputs for this parameter were probably underestimated.

The next step in this prospective approach will consist in estimating non-point source phosphorus flows over the next 50 years according to several climate change and land use scenarios.

4. TEMPERATURE STUDY IN THE COASTAL ZONE

The reflexions of a working group on the effects of climate change on Lake Geneva's ecosystem have raised the question of setting up temperature monitoring in the coastal zone. To respond to this question, a bibliographical study was conducted, completed by statistical analysis of the existing data (the Buchillon station (VD) in Switzerland and the INRA station at Thonon-les-Bains on the French side). Water temperature variations on these two coastal sites were compared to the temperature measurements taken at the lake's centre (point SHL2).

This bibliographical study showed that summer temperatures in the coastal zone are increasing at the same speed as the mean lake temperatures in summer, without ignoring the seasonal variations or the effects of meteorological factors such as wind. Lake size also plays a considerable role in the heterogeneity of surface temperatures, with Lake Geneva appearing as a modestly sized lake compared to other large lakes, most particularly in North America, which have been the subject of a number of important studies. The temperatures measured at Buchillon turned out to be strongly correlated with those measured using remote sensing (during the night), which made it possible to map surface temperatures.

The statistical analysis of the temperatures measured at Buchillon, Thonon-les-Bains and SHL2 showed lower mean temperatures at the centre of the lake (-0.84°C) than in the coastal zone, with the difference tending to decrease as depth increases. The warming speed in spring and the cooling speed in autumn were also slightly faster at the coastal stations. From 1992 to 2016, the surface temperatures measured at the SHL2 site showed a warming trend equivalent to that measured at the Thonon-les-Bains site.

Even if differences exist at the surface (attenuated or even inexistent at 1 m deep), the daily temperatures at the coastal sites and the centre of the lake are strongly correlated. The same is true of the monthly averages, with weaker correlation coefficients for certain months such as April, when the temperature changes the most rapidly. It therefore does not seem necessary to increase the number of coastal temperature monitoring sites for Lake Geneva.

5. STATE OF THE ART ON MICROPLASTICS

The presence of plastics in aquatic environments has emerged over the past few years as a major preoccupation at the world level. Along the pathway plastics take toward the oceans, lakes, including Lake Geneva, are more or less temporary storage zones. The objectives of the present study were to take stock of the current knowledge of the sources, fate and risks induced by microplastics (primary particles or those stemming from degradation of macroscopic plastic waste), so as to set up surveillance adapted to Lake Geneva.

The fate of microplastics in the environment can be summarised in five main processes: degradation (into smaller particles), overlaying by macromolecules or biofilm, aggregation, transport and sedimentation. Knowledge of the direct impacts of microplastics remains very incomplete, making it impossible to identify a general pattern. These impacts concern invertebrates and fish, and have a greater effect on pelagic species than benthic species. The key to exposure resides in trophic behaviour, since microplastics are confused with prey or ingested accidentally. The effects observed in both invertebrates and fish are first physical (congestion, erosion), with physiological consequences on feeding, growth and fertility.

Microplastics can also play a role as vectors of micropollutants or microorganisms. However, for the contaminants recognised as being highly hydrophobic, the concentrations adsorbed to microplastics are undoubtedly high, but remain on the same magnitude as the concentrations observed in sediments, for example: microplastics do not seem to be more efficient vectors of micropollutants than other natural organic particles present in aquatic environments. For microorganisms, the question remains open given that our knowledge remains incomplete.

Today it is therefore difficult to assess the ecological and health risks caused by microplastics, because the knowledge of the effects remains imperfect and considerable shortcomings exist as to the assessment of exposure to these materials. In conclusion, three orientations have been retained from this study: (1) assess the inputs to the lake by its tributaries, (2) monitor impacts (ecosystem exposure) using fish digestive system analysis and (3) evaluate the stock of emerging plastics (shores, beaches) using a participative approach.

6. ANNUAL INSPECTION OF WASTEWATER TREATMENT PLANTS (WTP)

212 wastewater treatment plants (WTP) were operating in 2018 within the territory covered by CIPEL [International Commission for the Protection of the Waters of Lake Geneva] (namely the catchment areas of Lake Geneva and the downstream section of the River Rhône), with a total treatment capacity of 4,645,955 population-equivalents.

The average phosphorous removal efficiency in the catchment area of Lake Geneva has fallen sharply since 2016, as a result of the regional WTP in Viège (canton of Valais) persistently exceeding the discharge requirements, and in 2018 rose to 88% (91% without taking this WTP into account), generating an additional flow of phosphorous of 26 tonnes into Lake Geneva.

Across the territory covered by CIPEL, the flow of post-treatment organic matter discharged expressed by the COD amounted to 10,833 tonnes with a treatment efficiency of 92%. These figures reveal good waste treatment performance levels for organic matter.

This good performance should be weighed against sometimes significant spills. The volumes and loads of these spills are underestimated due to the lack of flow measuring systems in the spillways in the sewage networks. In this context, CIPEL's recommendation adopted in November 2018 on implementing and updating network diagnostics underlines the importance of gaining a better knowledge of the sewage systems.

Specific flow during dry weather gives a good idea of the infiltration clear water that flows through the wastewater networks. Since 2001, there has been an overall tendency towards a reduction in specific flow during dry weather. In 2018, this flow was estimated to be $250 \text{ L.EH}^{-1}.\text{j}^{-1}$ across CIPEL's territory. Efforts made on sewage networks reflected in the improvement of this indicator must be stepped up so as to ensure continuous improvement in the operation of the sewage system.

This chapter also provides a report on the flow and concentration of micropollutants for 16 of the most monitored substances in the discharges of several WTPs, representing 44% of the total waste treatment capacity across the territory. Although the reliability of this report is not comparable to that of the reports provided for phosphorous or organic matter, it contributes to our knowledge of the sources of micropollutants in Lake Geneva and shows the importance of a standardised approach to monitoring the outflow of micropollutants from wastewater plants.

RAPPORTS SUR LA SURVEILLANCE DU LÉMAN

Campagne 2018

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

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

CAMPAGNE 2018

PAR

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

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

RÉSUMÉ

L'année 2018 est l'année la plus chaude mesurée depuis 1981. La température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 12.3 °C, soit supérieure de 1.5 °C à la normale de la période 1981-2010. L'année 2018 est normalement venteuse, bien ensoleillée et avec une pluviométrie qui présente un déficit de 9.1 % par rapport à la moyenne 1981-2010.

Les conditions météorologiques de l'année 2018 n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. La profondeur du brassage hivernal est observée à 201m. Les couches d'eau profondes ne sont pas réoxygénées. La concentration en oxygène dissous à 309m reste inférieure à 4mgO₂/L tout au long de l'année 2018.

La température moyenne de l'eau entre 0 et 10m montre un réchauffement de 0.6°C dans les couches d'eau superficielles par rapport à l'année 2017. L'activité phytoplanctonique est forte au mois d'avril et de septembre. La concentration en chlorophylle-a entre 0 et 30m est la plus importante depuis l'année 2008.

Les concentrations moyennes en phosphore total augmentent considérablement par rapport à l'année 2017 avec la valeur moyenne annuelle pondérée de 19.90 µgP/L. Le phosphore particulaire constitue une part majoritaire du phosphore dans les couches superficielles. Le phosphore soluble réactif continue à diminuer légèrement par rapport à 2017, avec une valeur moyenne annuelle pondérée à 14.49 µgP/L.

ABSTRACT

The year 2018 is the hottest year since 1981. The annual average inter-plant temperature in 2018 was 12.3 °C, 1.5°C above the normal of the period 1981 – 2010. The year 2018 was normally windy, sunny and showed a rainfall deficit of 9.1% compared to normal of the period 1981 – 2010.

The weather conditions of the year 2018 did not permit a complete homogenization of the water column of Lake Geneva. The partial mixing has reached 201m depth. Deep water layers were not reoxygenated. The dissolved oxygen concentration at 309m remained under 4mgO₂/L throughout the year 2018.

The average water temperature between 0 and 10m shows a warming of 0.6°C in surface water layers during compared to the year 2017. In 2018, the spring and autumnal phytoplankton activity is strong during April and September 2018. The chlorophyll-a concentration between 0 and 30m is highest since 2008.

The annual average concentration of total phosphorus increases considerably, 19.90 µgP/L in 2018 compared to 17.75µgP/L in 2017. The particulate phosphorus is predominant form of total phosphorus in surface water layers. The annual average concentration of orthophosphate continues to decrease to 14.49 µgP/L compared to the year 2017

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman en 2018, plus précisément du Grand Lac à la station SHL2, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, chlorophylle-*a* et transparence).

Le suivi de la physico-chimie des eaux du Grand Lac (éléments majeurs) est en place depuis 1957.

Le suivi du Petit Lac a lieu tous les 5 ans. Le dernier suivi a été réalisé en 2015, par conséquent le prochain est prévu en 2020.

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2018 (température de l'air, pluviométrie, insolation, 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-INRA.

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman fournies par l'Observatoire SOERE OLA (Observatoire des Lacs Alpains) pour la période 1973-2018 (SOERE OLA-IS 2018).

2. METHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques dans les eaux du Léman sont représentées sur la figure 1.

- 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) ;
- GE3 située au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. CH: 506.100/128.040) (-71 m).

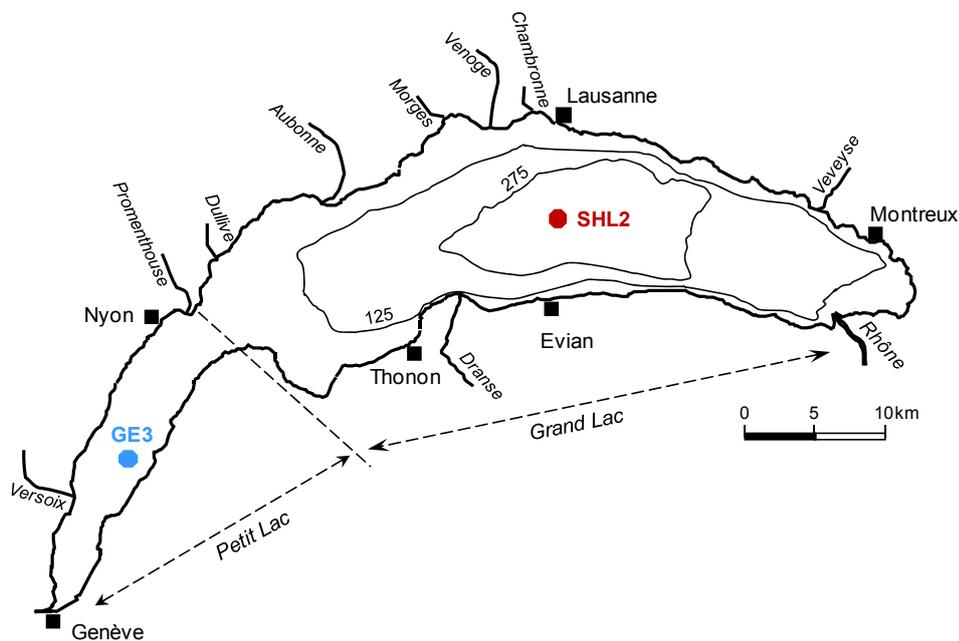


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman

Figure 1 : Location of the sampling stations in 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 changent, 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 et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

Il y a eu 20 campagnes de prélèvements en 2018, 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 campaigns, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	23.01.2018	11	17.07.2018
2	14.02.2018	12	30.07.2018
3	06.03.2018	13	22.08.2018
4	26.03.2018	14	12.09.2018
5	09.04.2018	15	26.09.2018
6	23.04.2018	16	09.10.2018
7	15.05.2018	17	24.10.2018
8	28.05.2018	18	21.11.2018
9	12.06.2018	19	28.11.2018
10	02.07.2018	20	18.12.2018

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARTEL INRA de Thonon-les-Bains (Unité Mixte de Recherche entre l'INRA et l'Université de Savoie ; Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Ecosystèmes 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 CARTEL INRA de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées selon les normes de qualité de l'eau normalisées AFNOR et comparées par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les derniers résultats obtenus en octobre 2015 par les différents laboratoires sont concordants (VARGAS, 2016). 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, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable (BLANC et al., 1993). Dans le même temps, une mesure de la transparence est effectuée en observant la profondeur de disparition d'un disque de Secchi normalisé (disque noir et blanc, 20 cm). De 1957 à mi-2009, cette mesure était effectuée uniquement avec le disque de Secchi 'INRA' non-normalisé (disque blanc d'un diamètre de 30 cm). Une comparaison de la transparence entre les deux types de disque de Secchi a été réalisée de mi-2009 à 2015. L'analyse par régression linéaire des résultats présentée dans le rapport d'activité en 2016 (BARBIER et al., 2016) montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées ($R^2 = 0,93$; $n > 100$). Depuis 2016, seul le disque de Secchi normalisé est employé.

3. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX

L'année 2018 est plus chaude que les années de la chronique de référence 1981-2010. En 2018, la température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 12.3 °C, soit supérieure de 1.5 °C à la normale de la période 1981-2010, dont la moyenne est de 10.8°C. L'année 2018 se distingue de la chronique avec une température moyenne mensuelle supérieure à la normale 1981-2010 sur l'ensemble de l'année, excepté pour les mois de février et de mars (Annexe V).

La température moyenne pondérée des couches d'eau superficielles (0-10m) montre des mois d'hiver semblables à l'année 2017, un mois de juillet plus froid (19.0 °C) et des mois de mai, juin, août et décembre plus chaud que l'année 2017 avec une différence respective de 3.1°C, 3.4 °C, 1.5°C et 1.2°C (Figure 2).

Les conditions météorologiques de l'hiver 2018 n'ont pas permis un brassage hivernal complet de la colonne d'eau. D'après le suivi scientifique du Léman, le brassage hivernal partiel s'est effectué jusqu'à 201m de profondeur à la date du 06 mars 2018 (Figure 3a, Figure 4). Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.7 °C le 23 janvier 2018 soit 0.1°C et 0.2°C de plus qu'en 2017 et 2016. Ce brassage n'a pas été suffisant pour réoxygéner l'eau des couches profondes du lac. La concentration en oxygène dissous mesurée au fond du lac est de 3.52 mgO₂/L lors du brassage (Figure 3a).

Au mois d'avril en 2018, la température moyenne de l'air inter-stations est de 13.3 °C, soit 3.5°C de plus par rapport à la normale de la période 1981-2010. Les couches superficielles se réchauffent au 09 avril 2018 et la stratification thermique se met en place ce qui entraîne la reprise de l'activité phytoplanctonique (Figure 3b, Figure4).D'après les analyses au laboratoire, la concentration en chlorophylle-a est de 8.85 µgChla/L à 3.5m au 09 avril 2018, qui correspond à une concentration en oxygène dissous à 12.10 mgO₂/L soit 114 % en saturation d'oxygène. Le pic d'oxygène épilimnique maximal est observé à 16.50 mgO₂/L à 3m au 23 avril 2018. Ce pic d'oxygène dissous correspond à une concentration importante en chlorophylle-a et un pic de production primaire.

La température maximale en surface est observée le 22 août 2018 avec 26.1°C contre 24.5°C au mois de juillet 2017 et contre 22.2°C au mois d'août en 2016(Figure 3c). L'année 2018 est une année particulièrement chaude. La déstratification thermique automnale de la masse d'eau arrive plus tardivement au 12 novembre 2018 par rapport aux années précédentes (Figure 3d).

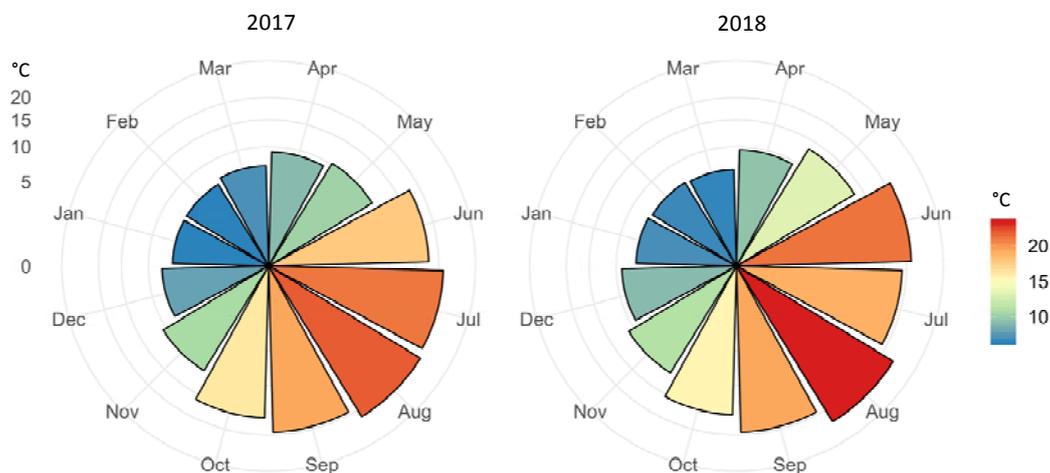


Figure 2 : Température moyenne mensuelle pondérée dans la couche superficielle (0-10 m) en 2017 et 2018, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 2 : Monthly weighted average temperature in water surface layer (0-10m) in 2017 and 2018, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

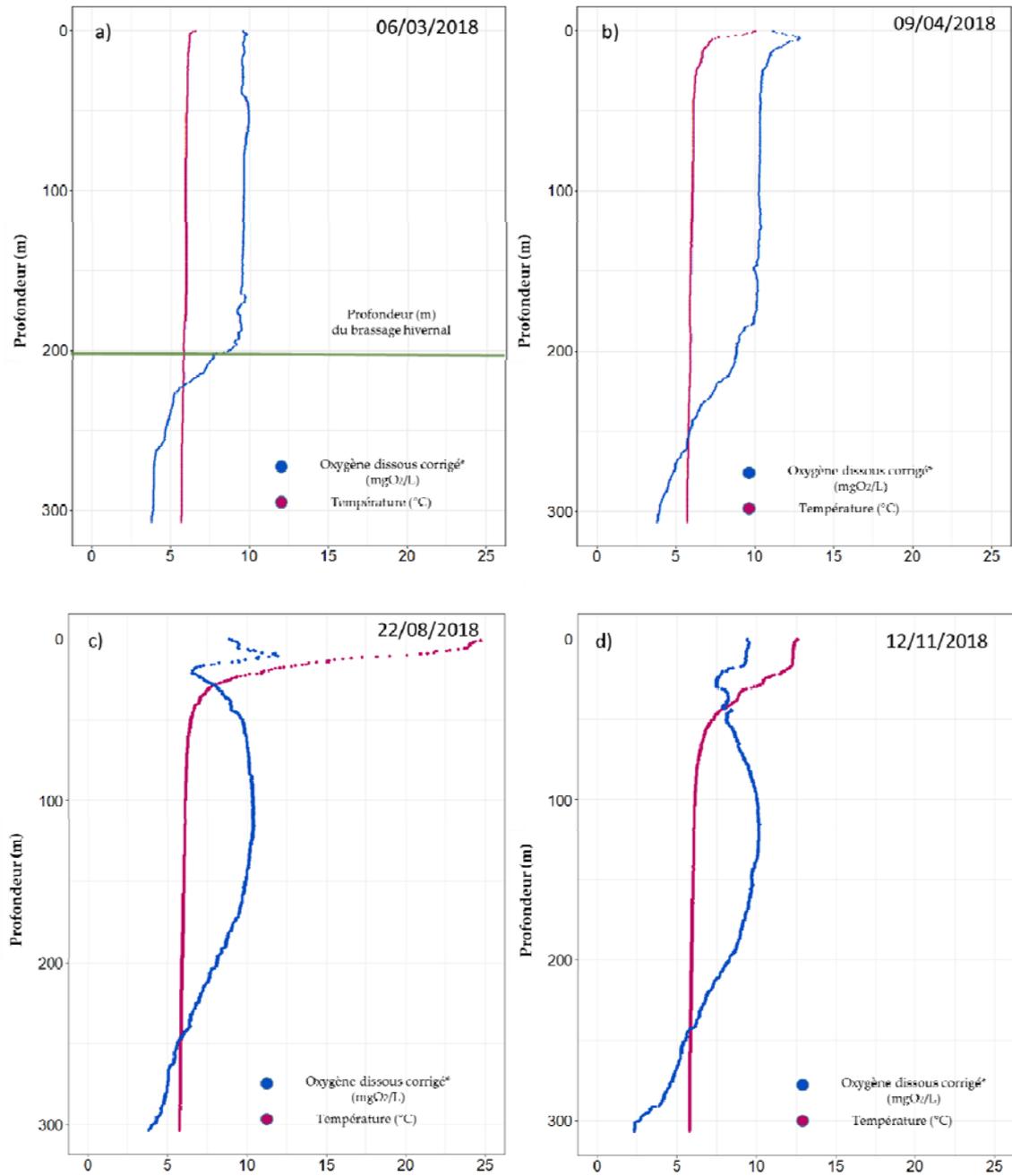


Figure 3 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2) :
a) en hiver lors du brassage partiel maximal (06.03.2018),
b) au printemps (06.03.2018),
c) en été (06.03.2018),
d) en automne (06.03.2018).

Figure 3 : Physico-chemical profile made using multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :
a) in winter after maximal water mixing (06.03.2018),
b) in spring (06.03.2018),
c) in summer (06.03.2018),
d) in autumn (06.03.2018).

* Profil de sonde pour la concentration en oxygène dissous corrigée par une homothétie avec les mesures effectuées en laboratoire selon la méthode de Winkler sur des échantillons de profondeur définie

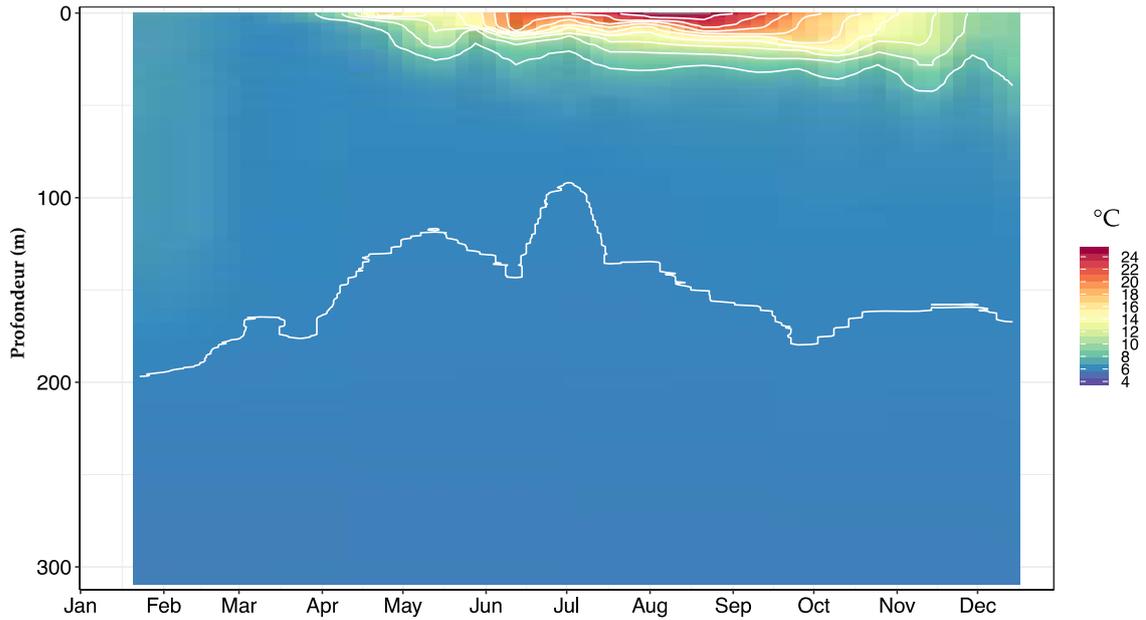


Figure 4 : Température des eaux du lac en 2018 (iso-contour en blanc), Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 4 : Water temperature in the lake in 2018 (iso-contour lines in white), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

La variation saisonnière et interannuelle de la température de différentes couches d'eau est présentée dans la figure 5. Les couches d'eau à 50m et 100m représentent une variabilité saisonnière et interannuelle plus marquée que les couches profondes de 200m et 309m. Le brassage complet de la colonne d'eau permet de refroidir les couches superficielles. A l'issue de chaque brassage complet, la température des couches d'eau diminue. Cet effet du mélange complet est net pour les trois années 1984-1986 et les deux années 2005-2006 où la colonne d'eau est complètement mélangée.

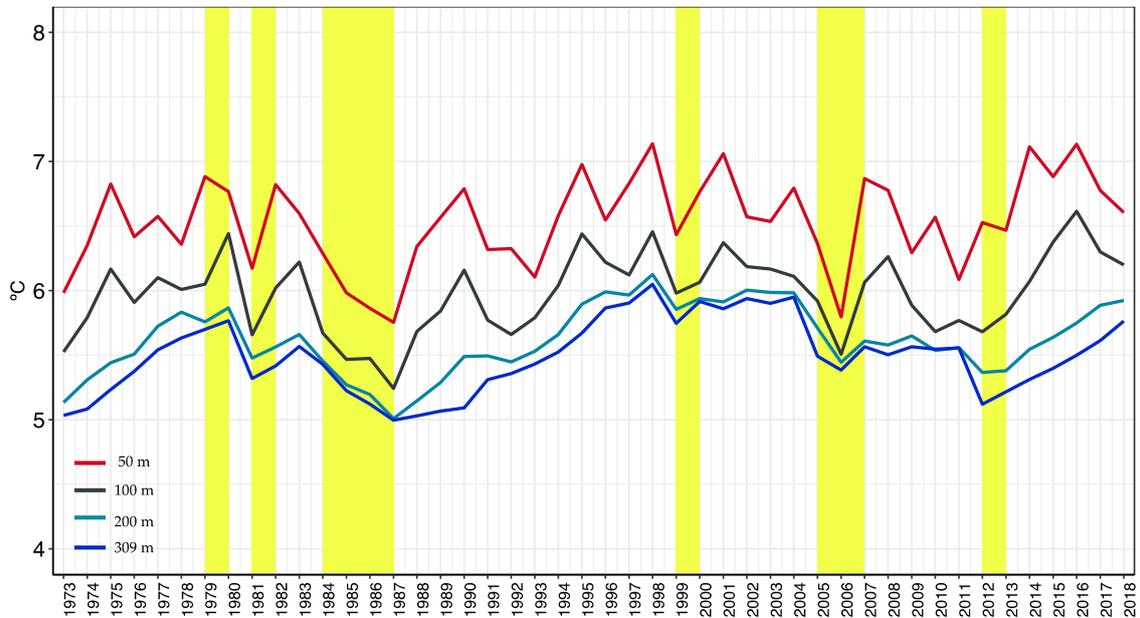


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1973 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 5 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1973 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La température moyenne annuelle pondérée dans la couche superficielle (0-10m) montre une tendance de réchauffement de cette couche d'eau (figure 6). L'effet de refroidissement de la colonne d'eau est également observé pour les années : 1979, 1981, 1984-1986, 1999, 2005-2006 et 2012.

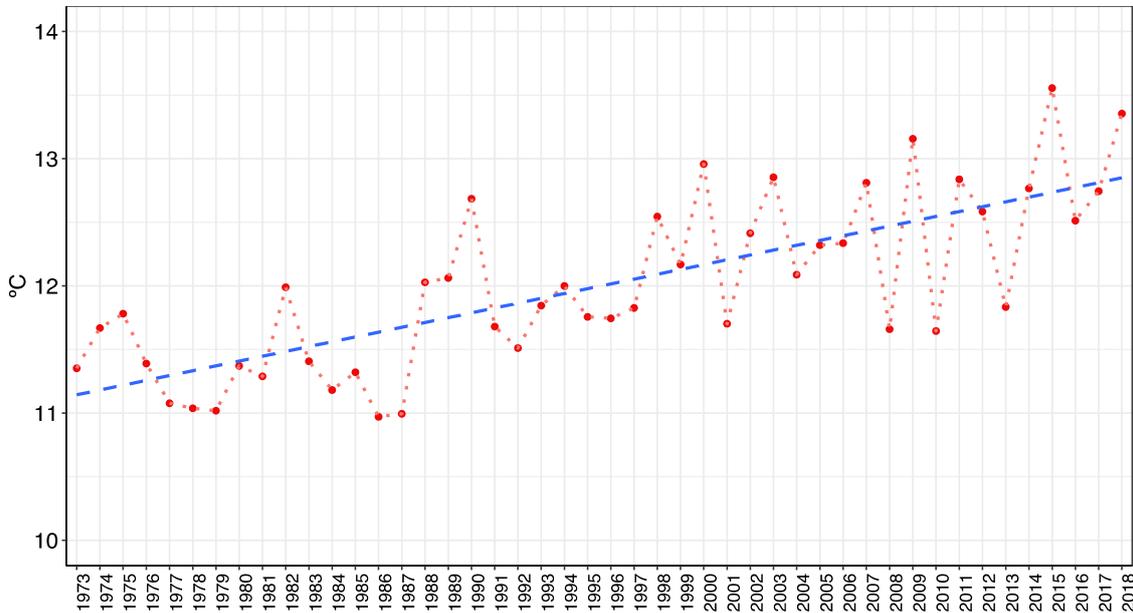


Figure 6 : Evolution de la température moyenne annuelle pondérée de l'eau de la couche superficielle (0-10m) de 1973 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 6 : Inter-annual changes in the weighted annual average water temperature of the top layer (0-10m) from 1973 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La température dans les couches superficielles (0-10m) des mois d'hiver et d'automne en 2018 est comprise dans la distribution de température de la période 1973-2018. Du printemps à l'été, la température est supérieure à sa valeur de 75% percentile du 1973-2017, excepté pour le mois de juillet en 2018 (figure 7).

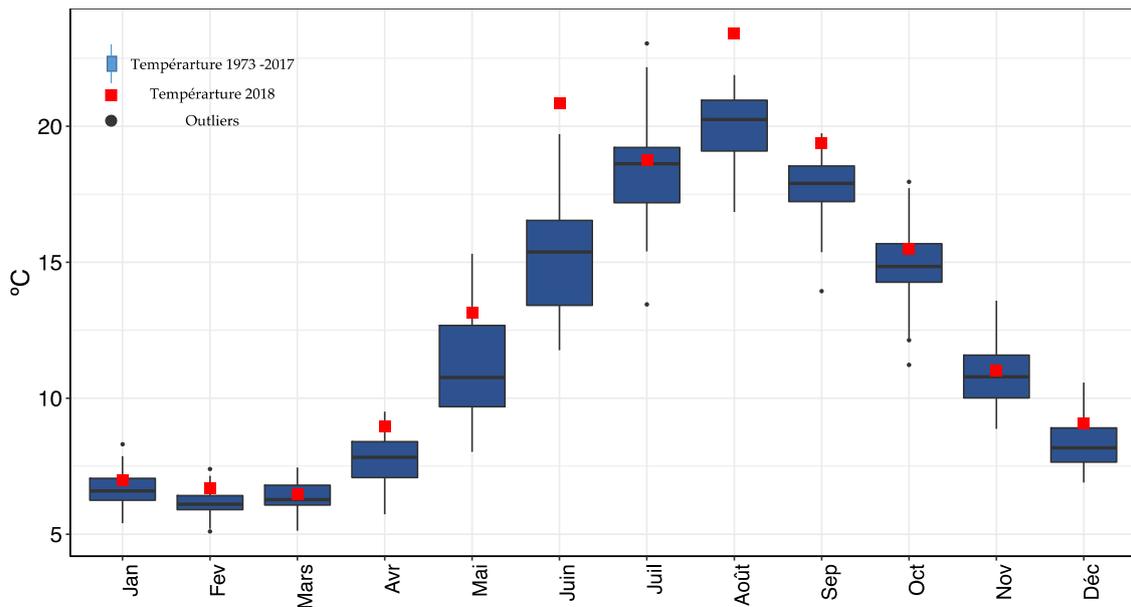


Figure 7 : Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche superficielle (0-10m) du 1973-2017 (boxplot) et en 2018 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : Monthly average water temperature of the top layer (0-10m) from 1973 – 2017 (boxplot) and in 2018 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN

4.1 PH

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

La figure 8 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal partiel jusqu'à 201 m, le pH de la colonne d'eau oscille entre 7.27 – 7.26 tel que l'on peut l'observer sur le profil du 06 mars 2018 en rouge (figure 8). La reprise de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation du pH des couches superficielles dès au début du mois d'avril 2018. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO₂ lors la photosynthèse. Le CO₂ étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. Lors du pic phytoplanctonique le 09 avril 2018, le pH moyen mesuré dans les couches d'eau superficielle entre 0-10m est de 8.40, soit 0.9 supérieur à la valeur du pH au mois de janvier 2018. Le pH continue à augmenter dans les couches d'eau superficielle jusqu'à la valeur maximale de 9.01 au 12 septembre 2018, plus tardive qu'en 2017 où ce phénomène a été observé le 04 juillet 2017. Cette valeur de pH correspond à des concentrations élevées en chlorophylle-a et des valeurs élevées de la production primaire durant les mois d'août et septembre (ANNEVILLE et al, ce rapport). Au mois de décembre 2018, le pH diminue progressivement dans toute la colonne d'eau en raison de la déstratification de la masse d'eau et de la diminution de l'activité phytoplanctonique.

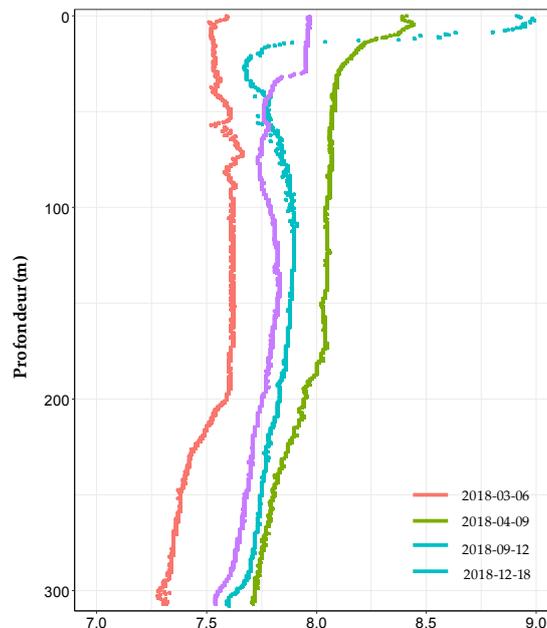


Figure 8 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (06/03/2018), à la reprise d'une activité photosynthétique significative (09/04/2018) et à l'issue de la déstratification de la colonne d'eau (18/12/2018), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 8 : pH in the lake as a function of depth after maximal water mixing (06/03/2018), during recovery of significant photosynthetic activity (09/04/2018) and after water column destratification (18/12/2018), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 9 représente l'évolution du pH dans les couches d'eau superficielles (0 - 30 m) de 1973 à nos jours. On constate que la valeur de pH en 2018 de janvier à septembre est comprise dans la gamme haute (supérieure ou égale à la 75^{ème} percentile) de l'historique des données de 1973 – 2017. Ceci traduirait pour 2018, une activité phytoplanctonique élevée.

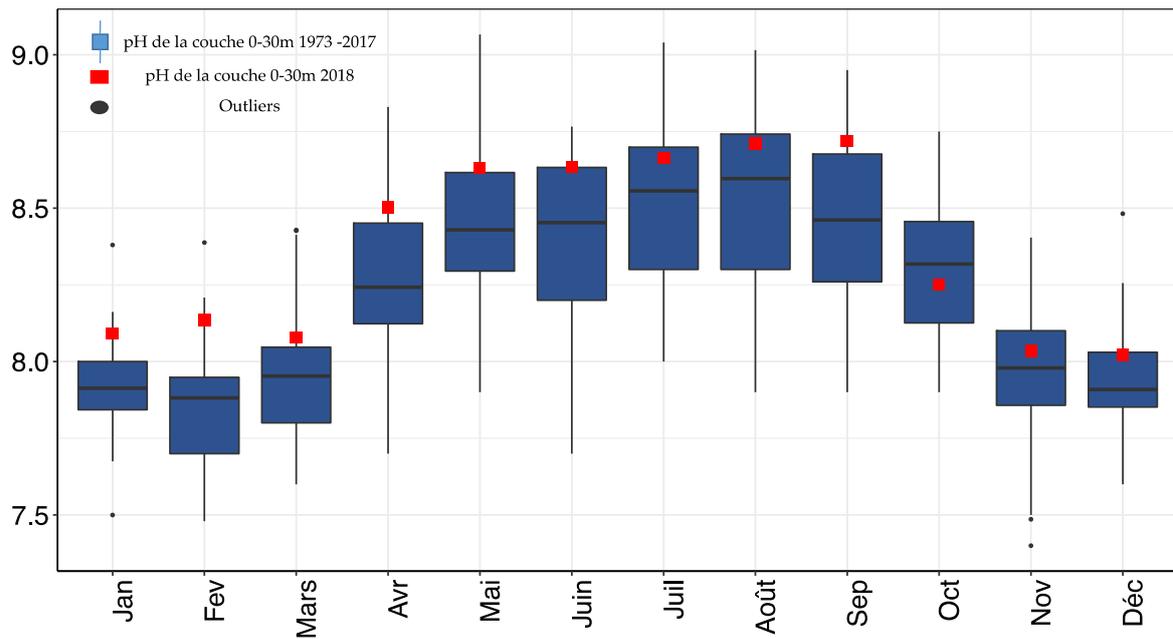


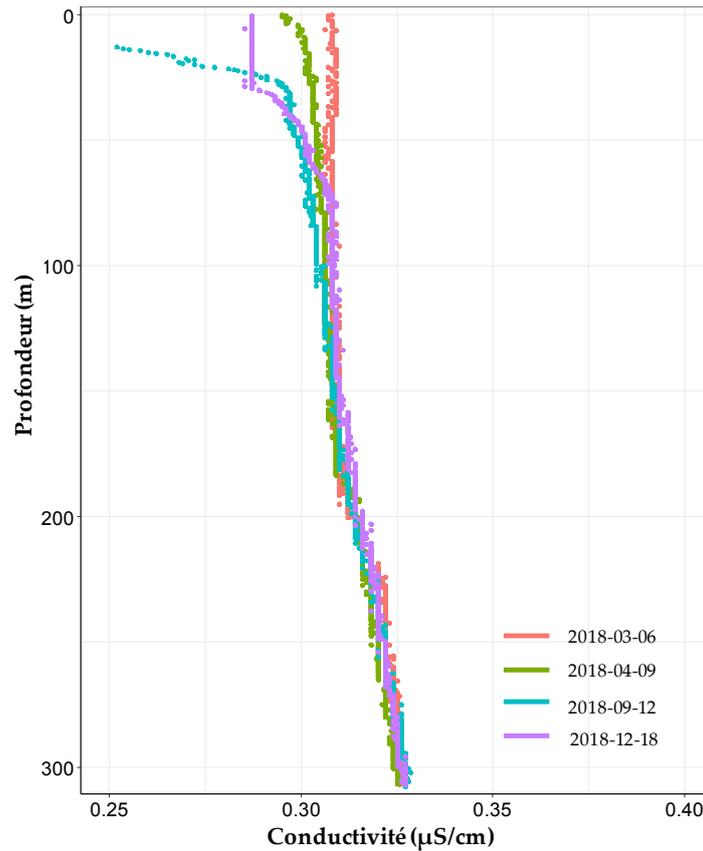
Figure 9 : Evolution du 90^e percentile du pH mensuel à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 –30 m) de 1973 à 2017 (boxplot) et en 2018 (carré rouge), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 9 : Change in 90th percentile of monthly pH at 25°C in lake's water surface layer (0 - 30 m) from 1973 to 2017 (boxplot) and in 2018 (red square), Lake Geneva - Grand Lac SHL2

4.2 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 10 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac. Au moment du brassage hivernal, la conductivité n'est pas homogène dans la colonne d'eau et varie entre 306 et 326 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative au début du mois d'avril dans l'épilimnion à partir de la reprise de l'activité phytoplanctonique. Cette diminution en conductivité est importante durant les mois juillet et septembre. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne donc l'augmentation du pH qui modifie à son tour 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 les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps et la diminution nette de la conductivité en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée le 12 septembre 2018 avec des valeurs proches aux alentours de 230 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de 0 à 30 m tel que cela est représenté en vert sur la figure 10. 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.



* Mesure de la conductivité à 25°C est effectuée en laboratoire à des profondeurs définies

Figure 10 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (06/03/2018), lors du démarrage significatif de la précipitation du carbonate de calcium (09/04/2018), lors de sédimentation maximale du carbonate de calcium (12/09/2018) et lors de l'enfoncement maximal de la thermocline (18/12/2018), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10 : Conductivity in the lake as a function of depth after maximal water mixing (06/03/2018), during the beginning of significant calcium carbonate precipitation (09/04/2018), during maximal calcium carbonate sedimentation (12/09/2018) and after thermocline deepening (18/12/2018), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3 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 les couches d'eau superficielles et le relargage des sels dissous dans l'hypolimnion.

Dans les couches d'eau superficielles, le titre alcalimétrique complet moyen pondéré varie entre 1.52 et 1.80 meq/L en 2018. Il atteint une valeur maximale dans la colonne d'eau à 1.80 meq/L le 09 avril 2018 pendant le printemps et diminue 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 1.52 meq·L⁻¹. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2018.

La figure 11 représente la moyenne pondérée du titre alcalimétrique des eaux superficielles (0 - 30 m) et des eaux du fond (250-309m) de 1981 à 2018. Dans les couches superficielles, la variabilité saisonnière du TAC est plus importante que dans les couches profondes. Il ne montre pas une modification temporelle à long terme. Dans les couches profondes, l'amplitude de la variation saisonnière du TAC est faible. Il reflète une tendance d'augmentation. Néanmoins, le brassage complet de la colonne d'eau réduit la concentration en TAC dans les couches profondes et réinitialise la tendance d'augmentation du TAC.

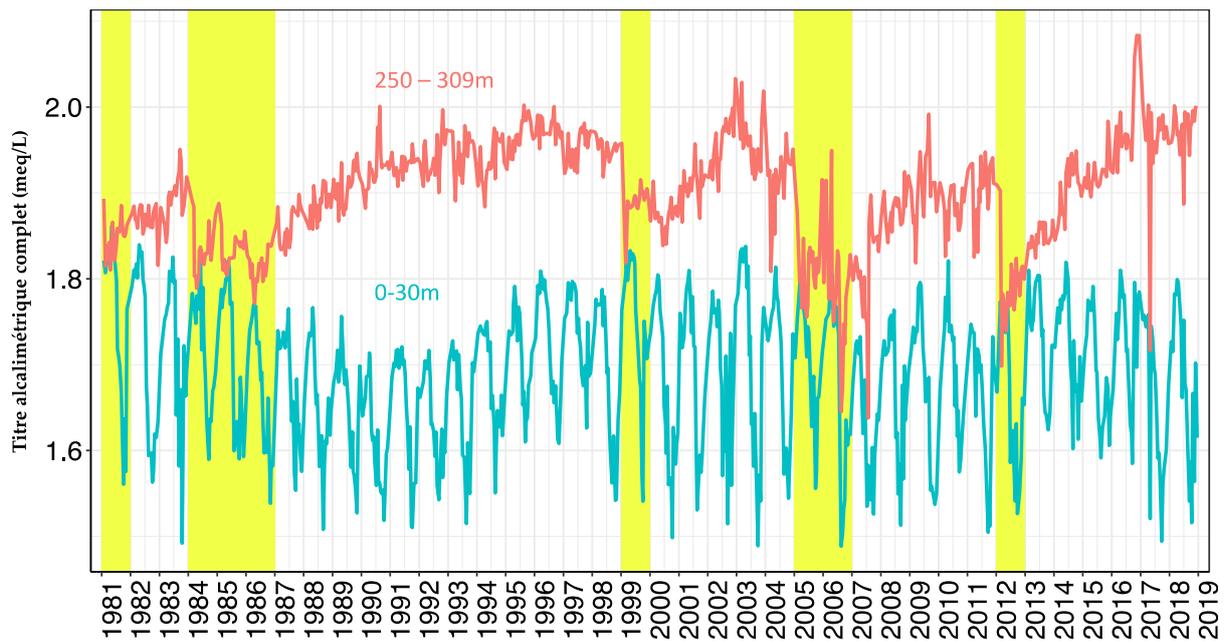


Figure 11 : Titre alcalimétrique complet moyen pondéré dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250-309m), Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 11 : Weighted average total alkalinity in lake's water surface layer (0 - 30 m) and bottom layer (250-309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Un brassage hivernal des eaux d'un lac permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches inférieures plus concentrées et de réoxygéner les eaux du fond. L'hiver 2018 n'a pas permis un brassage complet, par conséquent les nutriments n'ont pas été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau (figure 12).

5.1 PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATE

La figure 12 représente la moyenne pondérée du phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) des eaux superficielles (0 - 30 m) et des eaux profondes (250-309m) de 1981 à 2018.

Dans les couches superficielles, l'amplitude de la variabilité saisonnière du phosphore réactif soluble est plus importante avant les années 90. Cette amplitude diminue nettement au cours du temps et atteint une concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif de 4.62 $\mu\text{gP/L}$ dans les couches superficielles (0-30m) en 2018, soit 0.8 $\mu\text{gP/L}$ supérieure par rapport à l'année 2017.

Dans les couches profondes, la concentration en phosphore réactif soluble montre une modification temporelle sur le long terme. Le brassage complet de la colonne d'eau contribue à une réduction de la concentration en phosphore soluble réactif dans les couches profondes. La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif est de 39.02 $\mu\text{gP/L}$ dans les couches 250 - 309m en 2018, soit une diminution de 1.77 $\mu\text{gP/L}$ par rapport à l'année 2017.

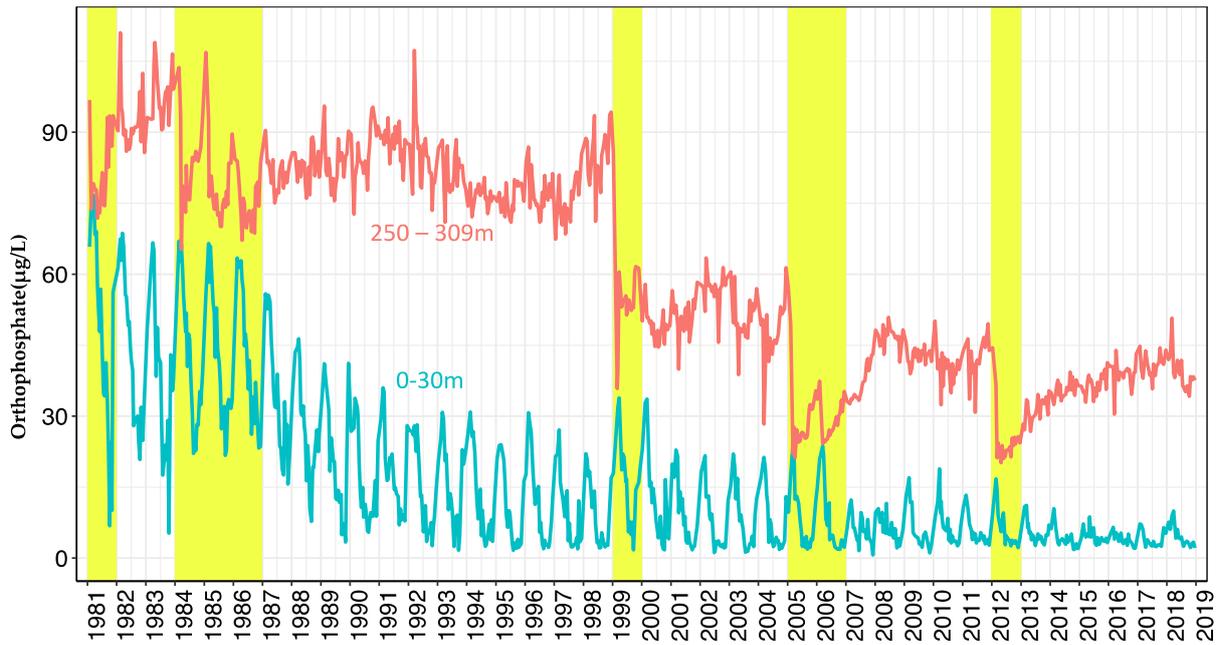
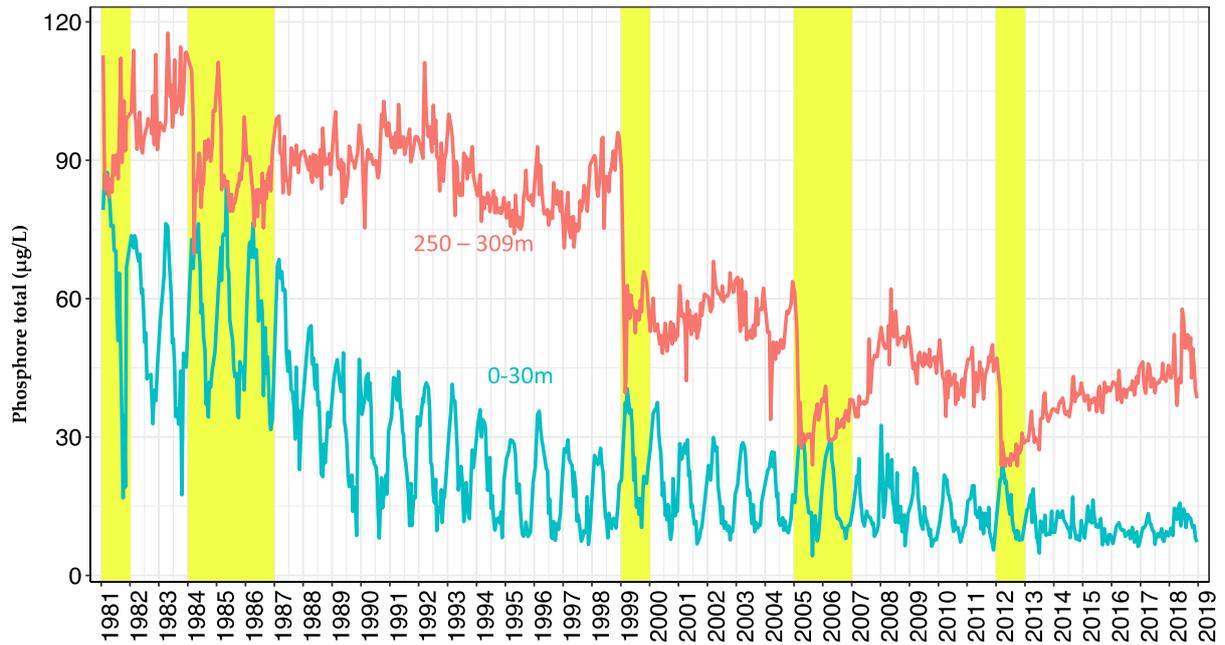


Figure 12 : Concentration moyenne pondérée en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 12 : Concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in lake's water surface layers (0 - 30 m) and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La figure 13 représente la moyenne pondérée du phosphore total ($P-P_{tot}$) des eaux superficielles (0 - 30 m) et des eaux profondes (250-309m) de 1981 à 2018.

La même observation que le phosphore soluble réactif est faite pour la concentration en phosphore total, à savoir la concentration en phosphore total diminue progressivement dans les couches superficielles et diminue nettement au fond après chaque brassage complet. La concentration annuelle moyenne pondérée en phosphore total 0-30m en 2018 est de 11.90 $\mu gP/L$, soit une augmentation de 2.27 $\mu gP/L$ par rapport à l'année 2017. La concentration en phosphore total dans les couches profondes est de 46.21 $\mu gP/L$, soit une augmentation de 3.51 $\mu gP/L$ par rapport à l'année 2017.



*Les flèches indiquent les années où le brassage du Grand Lac fut complet ou presque complet

Figure 13 : Concentration moyenne pondérée en phosphore totale (P-Ptot) dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 13 : Concentration of totale phosphorus (P-Ptot) in lake's water surface layers (0 - 30 m) and bottom layers (250 - 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

La figure 14 représente l'évolution depuis 1996 de la concentration moyenne pondérée en phosphore total et en phosphore soluble réactif dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal.

La concentration en phosphore soluble réactif, directement biodisponible, diminue progressivement au cours des années. Cependant, elle est de 9.02 µgP/L, soit 3.07 µgP/L de plus par rapport à l'année 2017. Depuis 2016, la concentration du phosphore soluble réactif dans la couche 0-30m mesurée lors du brassage hivernal continue à augmenter.

On constate une tendance globale à la baisse de la concentration en phosphore total sur cette chronique depuis 1996. Ce phénomène s'explique aisément par la diminution des apports au Léman liée à l'interdiction d'utiliser des phosphates dans les lessives en Suisse depuis 1986 puis en France à partir de 2007 ainsi qu'à l'augmentation des performances en matière de déphosphatation des STEP. En 2018, la concentration en phosphore total lors du brassage est de 14.56 µgP/L, soit une augmentation de 3.67 µgP/L par rapport à l'année 2017.

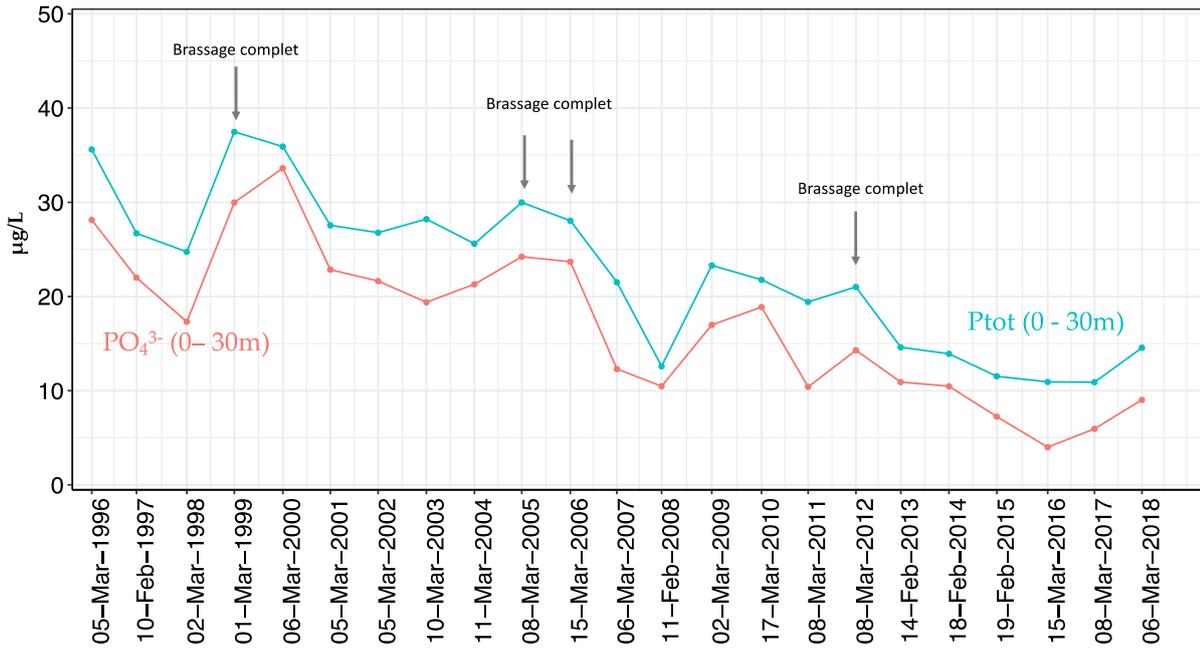


Figure 14 : Concentration moyenne pondérée en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2018 à l'issue du brassage hivernal, Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 14 : Weighted average concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) and total phosphorus in the lake's water surface layer of 0 - 30m from 1996 to 2018 after winter mixing, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

5.2 AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

La concentration moyenne en azote nitrique à l'issue du brassage partiel, le 06 mars 2018, est de 580 $\mu\text{gN/L}$ entre 0-30m, soit inférieur à l'année 2017 avec environ 610 $\mu\text{gN/L}$ (figure 15). Elle atteint 600 $\mu\text{gN/L}$ le 23 janvier 2018, soit une concentration du même ordre de grandeur par rapport à l'année 2017. La concentration en azote nitrique des couches superficielles de 0 à 10 m diminue significativement dès la campagne suivant le brassage hivernal tel qu'on peut l'observer sur la figure 15. Par la suite, la consommation de l'azote nitrique continue et la concentration de cet élément atteint un minimum le 12 septembre 2018 avec 110 $\mu\text{gN/L}$ à 0 et 2.5m de la surface du lac. La consommation ralentit dès le mois d'octobre et commence à s'accroître pour atteindre une concentration moyenne en azote nitrique entre 0m et 30m de 540 $\mu\text{gN/L}$ en décembre 2018.

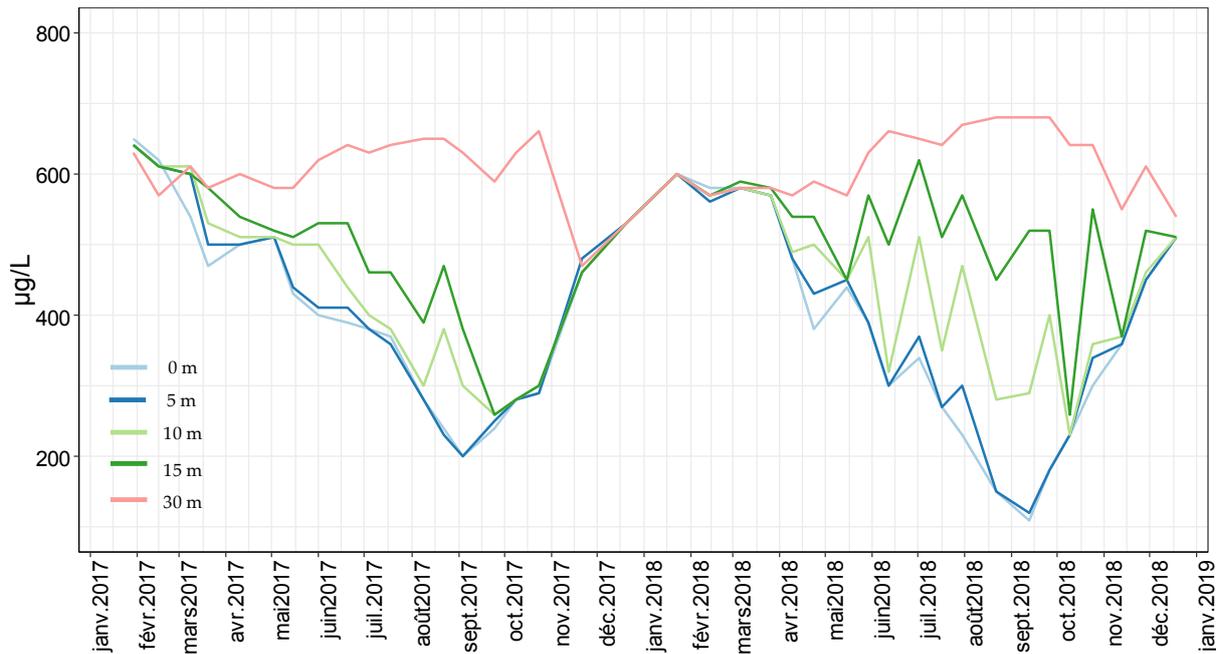


Figure 15 : Concentration en azote nitrique (N-NO_3^-) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 15 : Concentration of nitrate (N-NO_3^-) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 16 représente l'évolution de la concentration moyenne pondérée d'azote total et d'azote nitrique dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2018. On observe une relative stabilité de la teneur d'azote sur cette chronique. La concentration d'azote total et d'azote nitrique au 06 mars 2018 sont respectivement de 667 $\mu\text{gN/L}$ soit du même ordre de grandeur que celle de l'année 2017 et de 581 $\mu\text{gN/L}$, inférieur à l'année 2017.

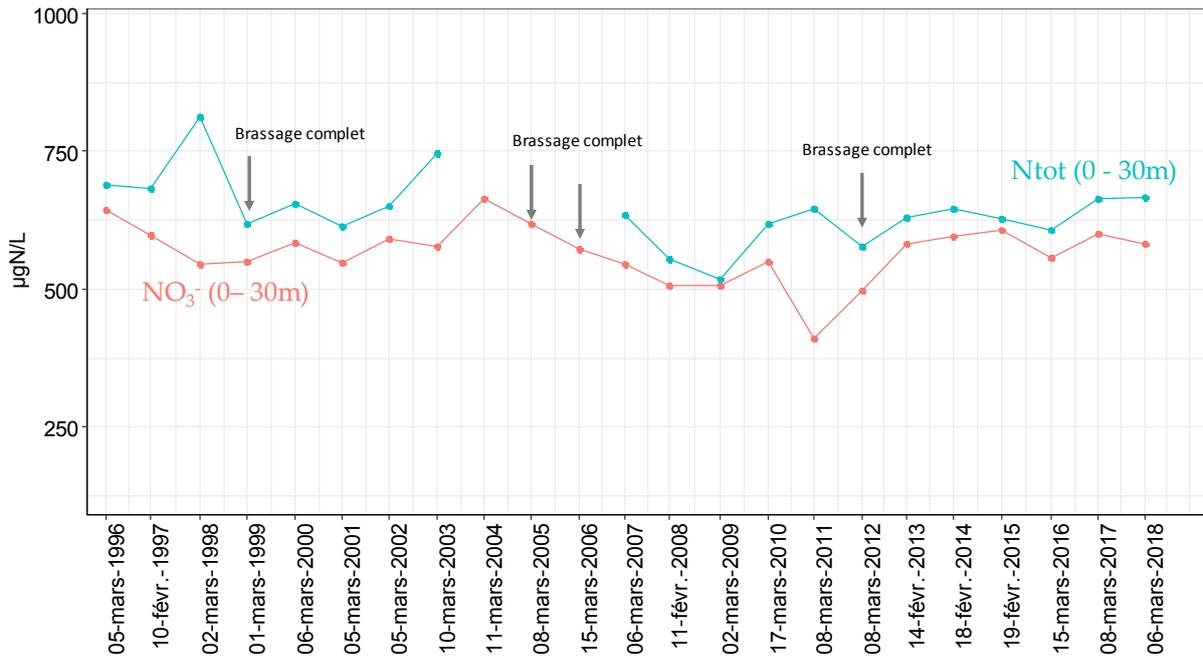


Figure 16 : Concentration moyenne pondérée en azote nitrique (NO_3^-) et azote total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2018 à l'issue du brassage hivernal, Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Weighted average concentration of nitrate (NO_3^-) and total nitrogen in the lake's water surface layer of 0 - 30m from 1996 to 2018 after winter mixing, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

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 (ANNEVILLE & LAINE, 2019). Cette activité conduit à une concentration en azote ammoniacal du même ordre que celle de l'année dernière avec sur la période de mai à juin 2018, excepté le pic de $41 \mu\text{gN.L}^{-1}$ à 15 m le 15 mai 2017. En 2018, la valeur maximale était de $30 \mu\text{gN.L}^{-1}$ à 10 m le 12 septembre 2018 (figure 17). Ceci est à corréliser avec une activité zooplanctonique importante liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période (RIMET, 2019).

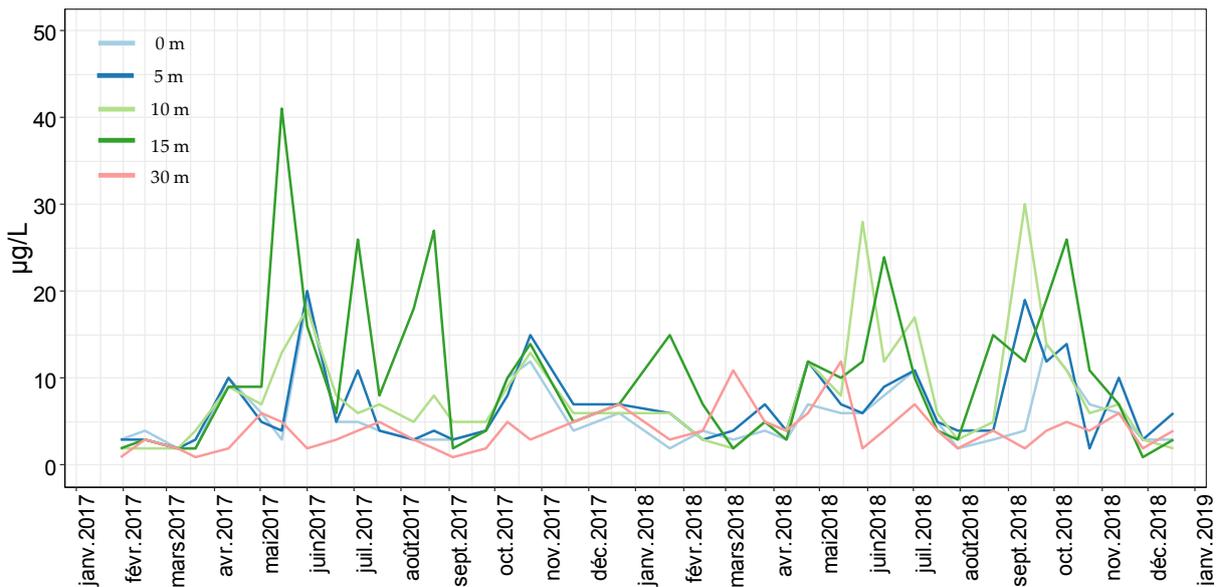


Figure 17 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 17 : Concentration of ammoniacal nitrogen in lake's surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.3 SILICE

Pour les couches d'eau superficielles entre 0 et 30m, la plus forte concentration en silice est de 1.35 mgSiO₂/L à l'issue du brassage hivernal le 06mars 2018. La concentration moyenne annuelle en 2018 est de 0.95mgSiO₂/L, soit supérieure de 0.30mgSiO₂/L par rapport à l'année 2017. Cet enrichissement constitue une source nutritive importante pour les algues diatomées (RIMET, ce rapport). La concentration en silice diminue progressivement à l'issue du brassage partiel pour atteindre une valeur de 0.59 mgSiO₂/L le 12 juin 2018. La silice continue à rester faible entre juin et septembre 2018. Elle atteint une valeur minimale de 0.49 mgSiO₂/L le 09 octobre 2018. A partir du mois de novembre 2018, la consommation décroissante du phytoplancton et l'enfoncement de la thermocline qui s'accompagne d'une remobilisation des concentrations en silice du métalimnion, entraîne une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac (Figure 18).

Depuis les derniers brassages complets en 2005, 2006 et 2012, la silice dans les couches d'eau profondes n'est pas redistribuée dans l'ensemble de la colonne d'eau (Figure 18). La concentration en silice diminue nettement dans les couches profondes après chaque brassage complet.

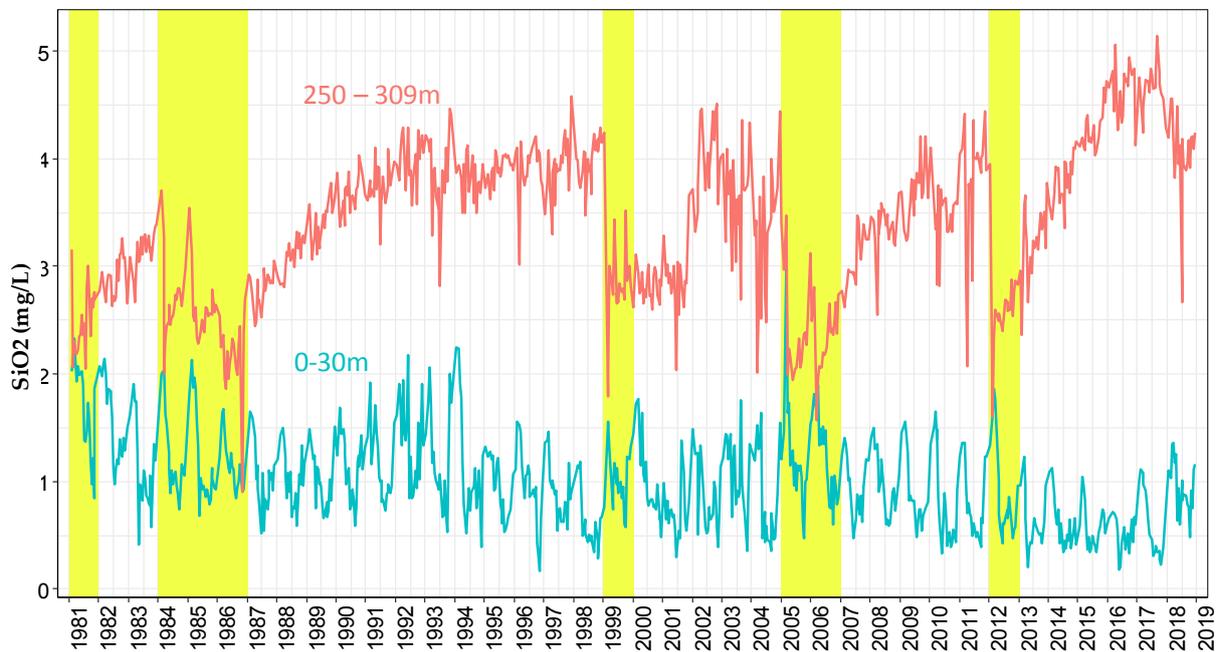


Figure 18 : Concentration moyenne pondérée en silice (SiO₂) dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 18 : Concentration of silicic acid (SiO₂) in lake's water surface layers (0 - 30 m) and bottom layers (250 - 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

5.4 OXYGÈNE DISSOUS

La figure 19 montre l'évolution des profils de concentration en oxygène dans la colonne d'eau du lac entre 0 et 30 m. Elle met en évidence la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches superficielles à partir du mois d'avril 2018. Cette activité phytoplanctonique printanière engendre une sursaturation en oxygène à la surface qui peut atteindre une valeur moyenne entre 0-30m de 11.3mgO₂/L le 09/04/2018.

La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles continue à augmenter pour atteindre la valeur moyenne maximale de 12.4 mgO₂/L le 23 avril 2018. Après cette date, la concentration en oxygène dans la couche 0-30m diminue progressivement à cause de la baisse de l'activité photosynthétique et atteint une valeur de 9.8mgO₂/L le 28 mai 2018. Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau inférieures 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. Cependant, l'évolution de cet enfoncement de thermocline n'est pas continue en raison de la température de l'air particulièrement élevée de l'année 2018 qui réchauffe la couche d'épilimnion. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est observée avec un minimum à 30 m au mois d'octobre égal à 5.7 mgO₂/L en 2018 contre 6.32 mgO₂/L en octobre 2017.

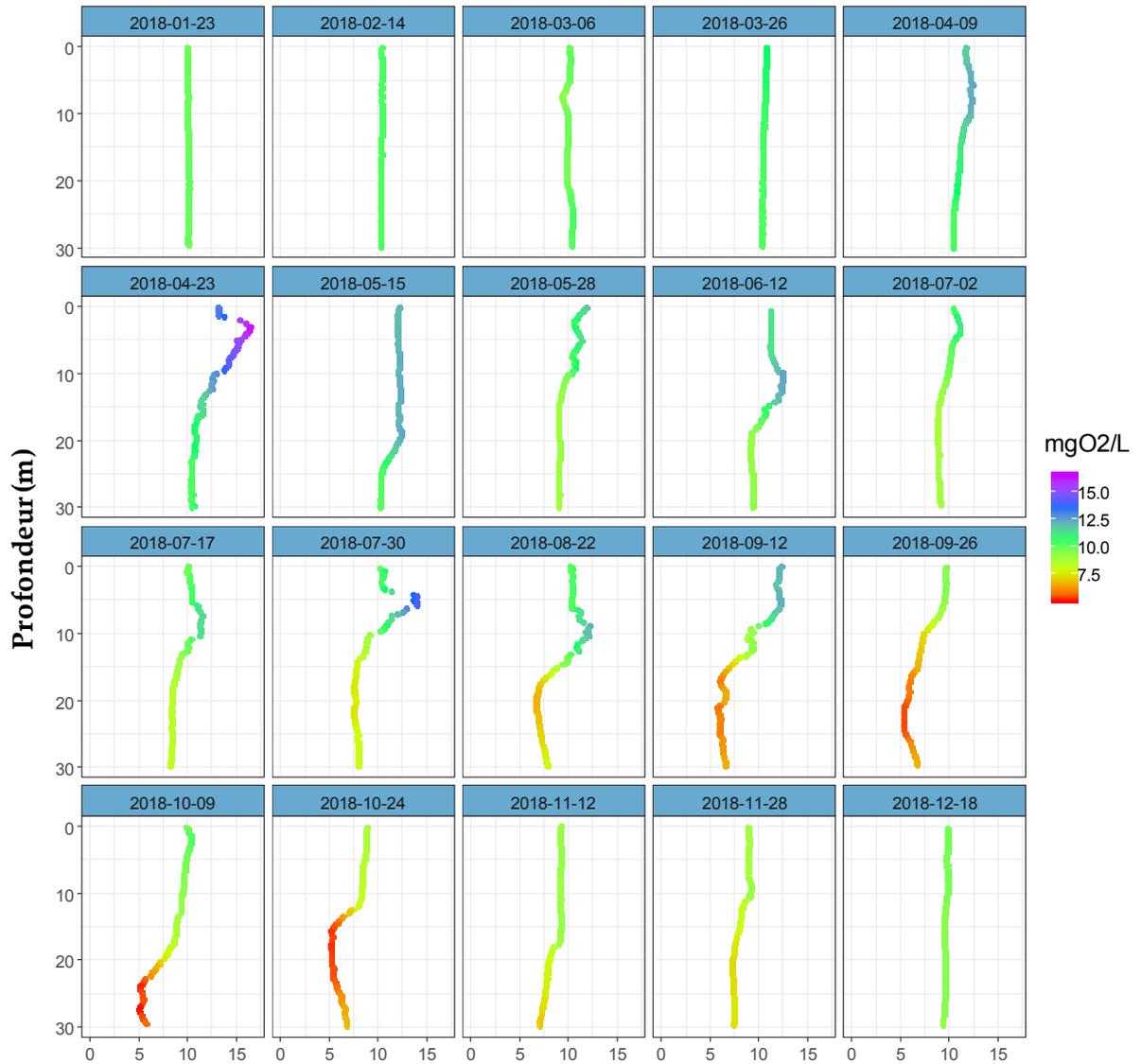


Figure 19 : Concentration en oxygène dissous entre 0 et 30m de la colonne d'eau du lac , Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 19 : Concentration of dissolved oxygen between 0 and 30m of lake's water column, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.5 TRANSPARENCE

La dynamique de transparence pour l'année 2018 est représentée sur la figure 20. En hiver la transparence maximale mesurée atteint 12m le 06 mars, soit une profondeur inférieure à celle relevée en hiver 2017 (15.5 m le 15 février 2017).

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique principalement les Cryptophycées, et provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 3.1m le 28 mai 2018. La transparence varie entre 3.1 et 6.8 m de mai à juin pendant la phase où le phytoplancton printanier est le plus abondant et essentiellement constitué de Diatomées, Chlorophycées, Chrysophycées et Zygothécées (RIMET, ce rapport).

On observe ensuite un pic de transparence à 7.2 m le 30 juillet 2018 pendant la période où la biomasse algale a fortement diminué du fait de la raréfaction des nutriments et de l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs qui engendrent un abattement drastique des formes consommables du phytoplancton (ANNEVILLE, RIMET & PERNEY, 2019).

La transparence diminuera de nouveau les semaines suivantes après l'apparition du deuxième pic de biomasse de l'année 2018 qui s'étend de mi-août à mi-septembre 2018, avec des valeurs du même ordre que celles obtenues lors de la phase printanière.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence augmente progressivement et atteint 10.9 m le 18 décembre 2018.

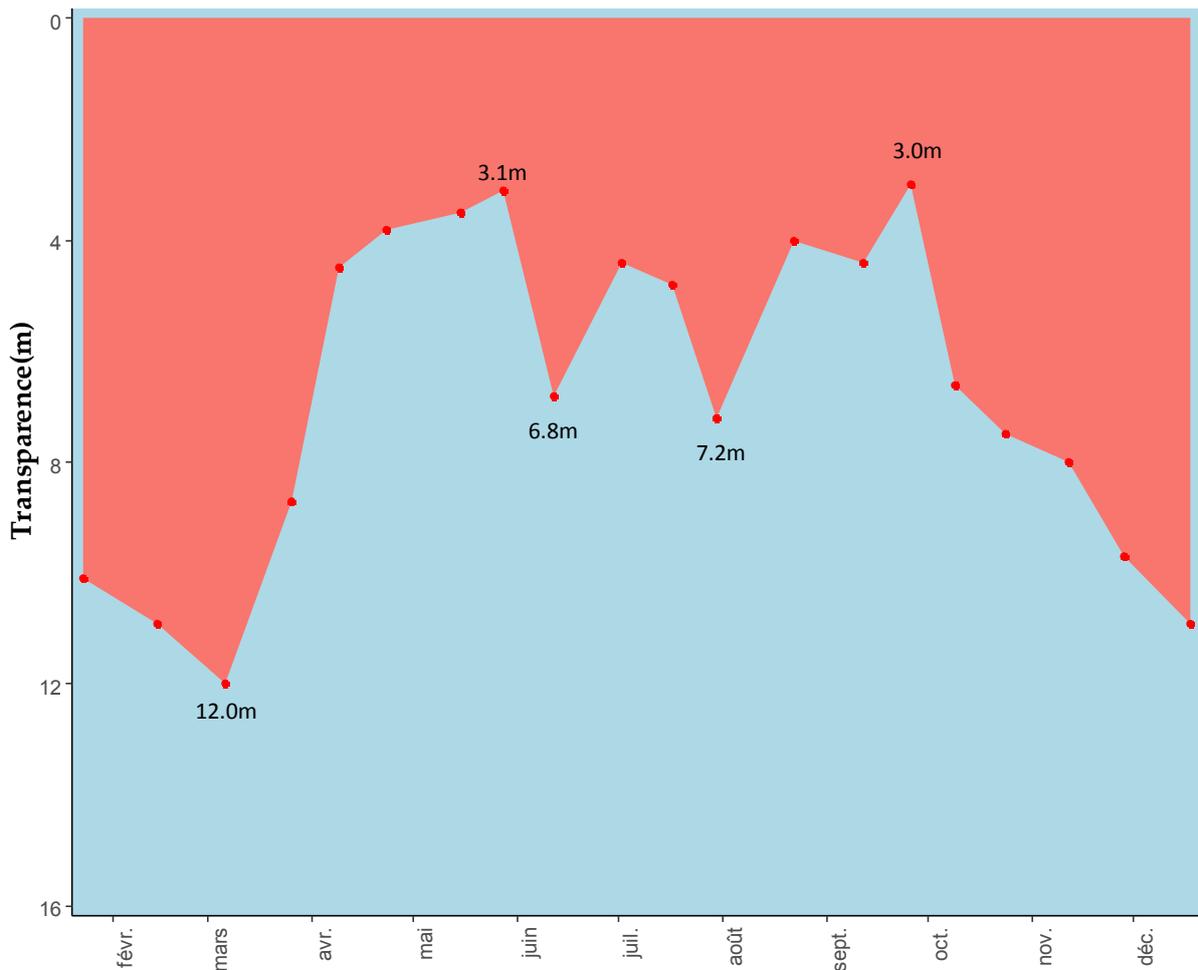


Figure 20 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 20 : Transparency using a Secchi disk (black and white, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2).

La figure 21 permet d’observer l’évolution des dates de reprise printanière de l’activité phytoplanctonique et la période où la transparence est de nouveau importante durant les 20 dernières années (1997 à 2018). La reprise de l’activité phytoplanctonique printanière s’opère à la même période que les années précédentes vers mi-avril et la croissance printanière s’étend jusqu’à la troisième semaine du mois de juin 2018.

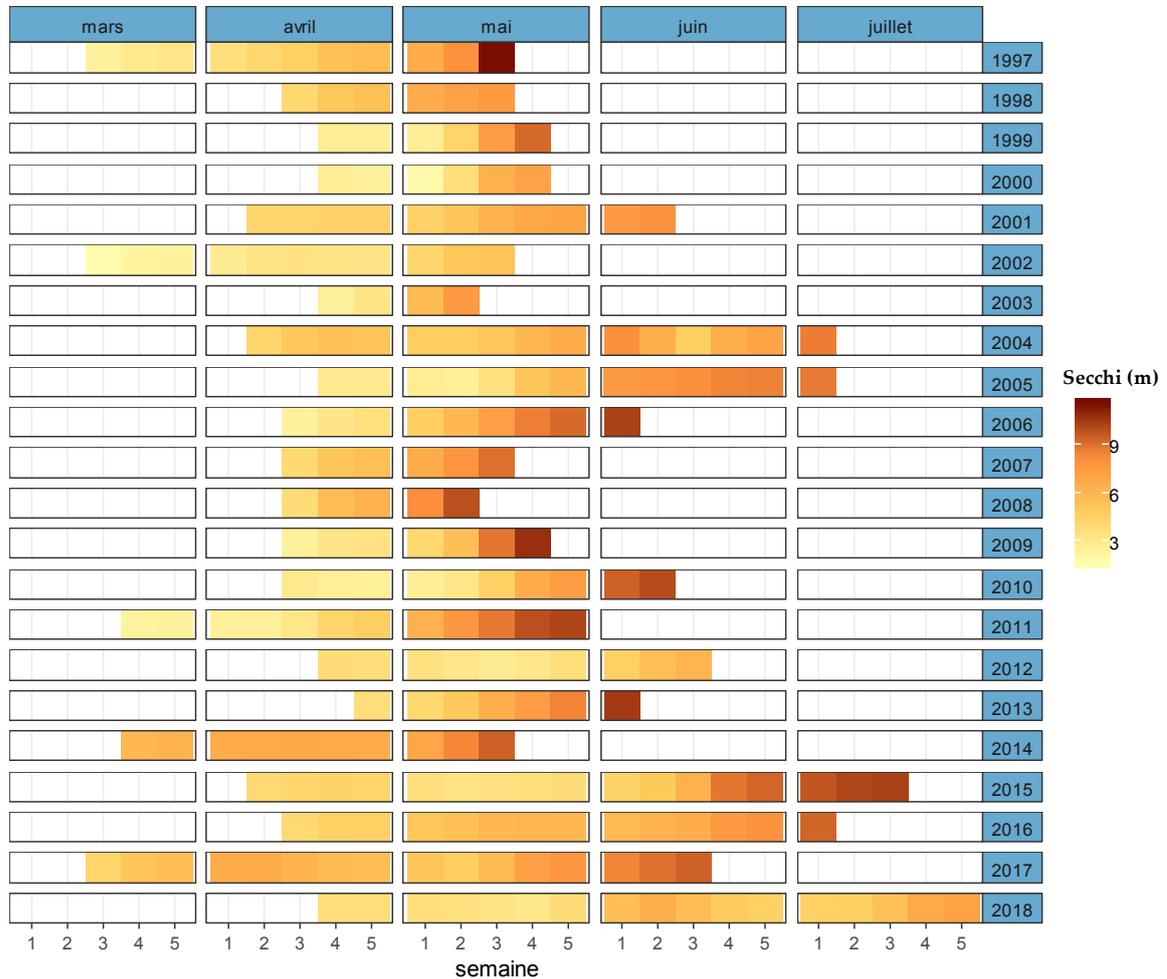


Figure 21 : Début de la reprise de l’activité phytoplanctonique à la période des phases des eaux claires de 1997 à 2018, Léman –Grand Lac (SHL2).

Figure 21 : Beginning of the recovery of phytoplankton activity to period of clear water phases from 1997 to 2018, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

5.6 MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire dans les couches d’eau superficielles 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, les concentrations en carbone organique particulaire (COP) dans les couches superficielles évoluent inversement à la teneur en nutriments dissous dans l’eau et ceci dès le début de l’activité phytoplanctonique.

Ainsi, le pic printanier de carbone organique particulaire s’étend du début d’avril à la fin de juin 2018 avec une valeur maximale de 558 $\mu\text{gC/L}$ à 0m, soit supérieure à la valeur maximale observée de 404 $\mu\text{gC/L}$ à 5m en 2017. Le deuxième pic plus marqué de carbone organique particulaire s’étend de mi-juillet à mi-octobre, et est signalé par un maximum le 22 août 2018, avec 514 $\mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$. Pour l’année 2018, les deux pics de carbone organique particulaire observés correspondent aux périodes où l’activité phytoplanctonique est importante (RIMET, 2019).

Le premier pic printanier le 15 mai 2018 est observé avec une valeur de carbone organique particulaire de 558 $\mu\text{gC/L}$ à la surface et correspond à une baisse significative de la transparence à 3.5m (Figure 22). Le deuxième pic dit « automnal » apparaît le 12 septembre 2018 avec une valeur de 514 $\mu\text{gC/L}$, et correspond à l'apparition de nouvelles communautés d'algues qui remplacent les diatomées.

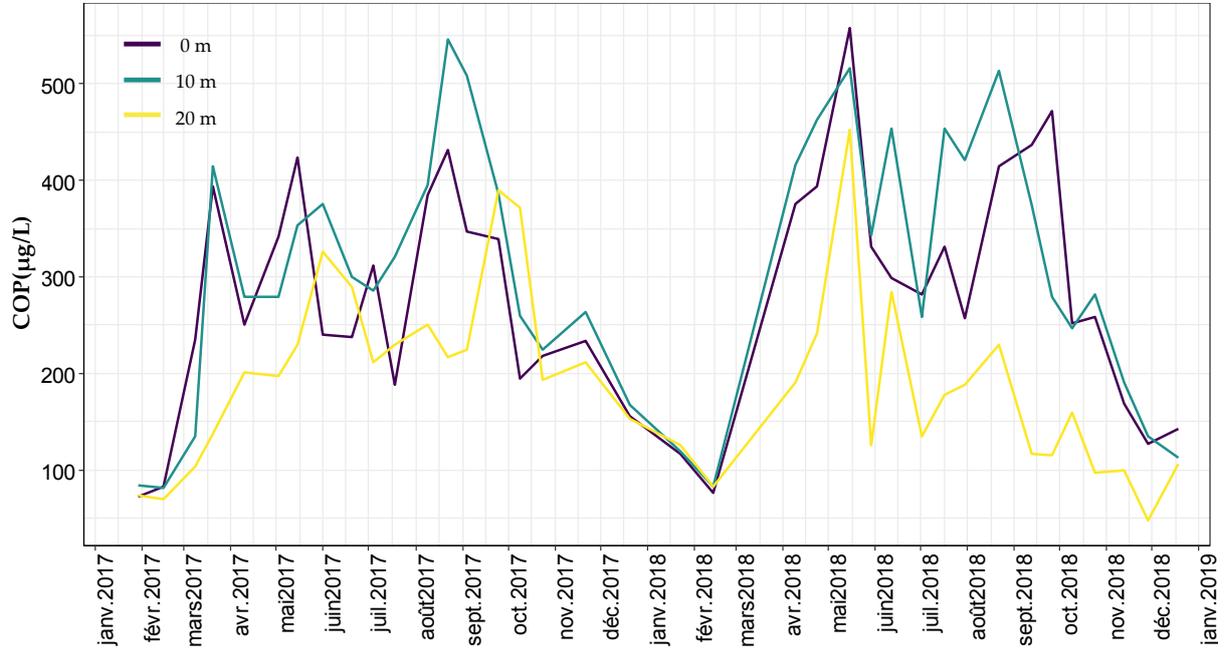


Figure 22 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches superficielles (0, 10 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 22 : Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 10, and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Les figures 23 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 sont du même ordre de grandeur que l'année 2017. Le phosphore particulaire est plus important que les deux dernières années 2016 et 2017.

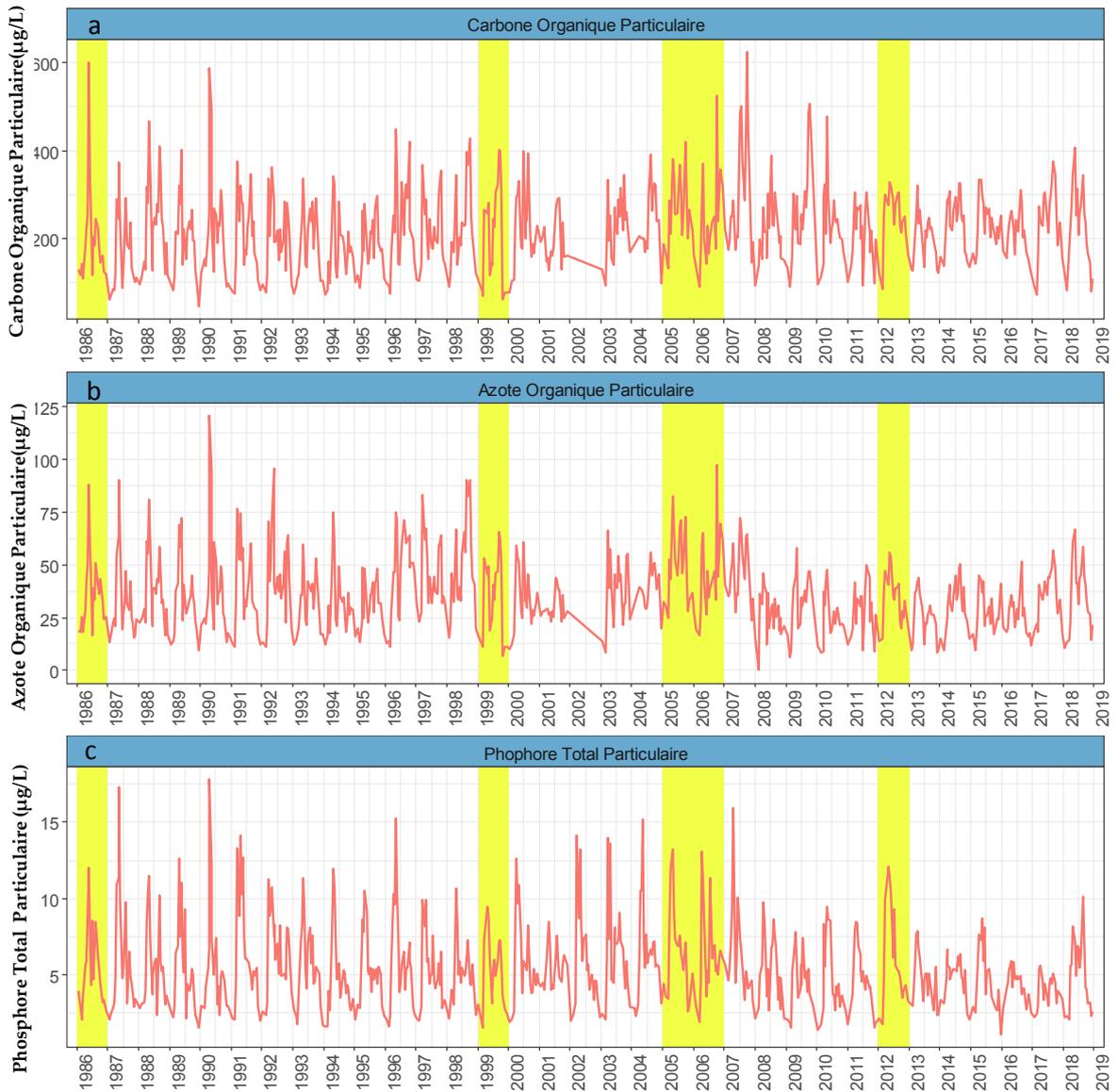


Figure 23 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2) :

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

Figure 23 : Change in the concentration of particulate matter in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1986 to 2018, 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 24 décrit le rapport N/P entre 1986 et 2018 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 2018 indique une carence en phosphore. Cependant, elle est moins importante qu'en 2017. Ceci s'explique par l'augmentation des concentrations en phosphore total et phosphore soluble réactif.

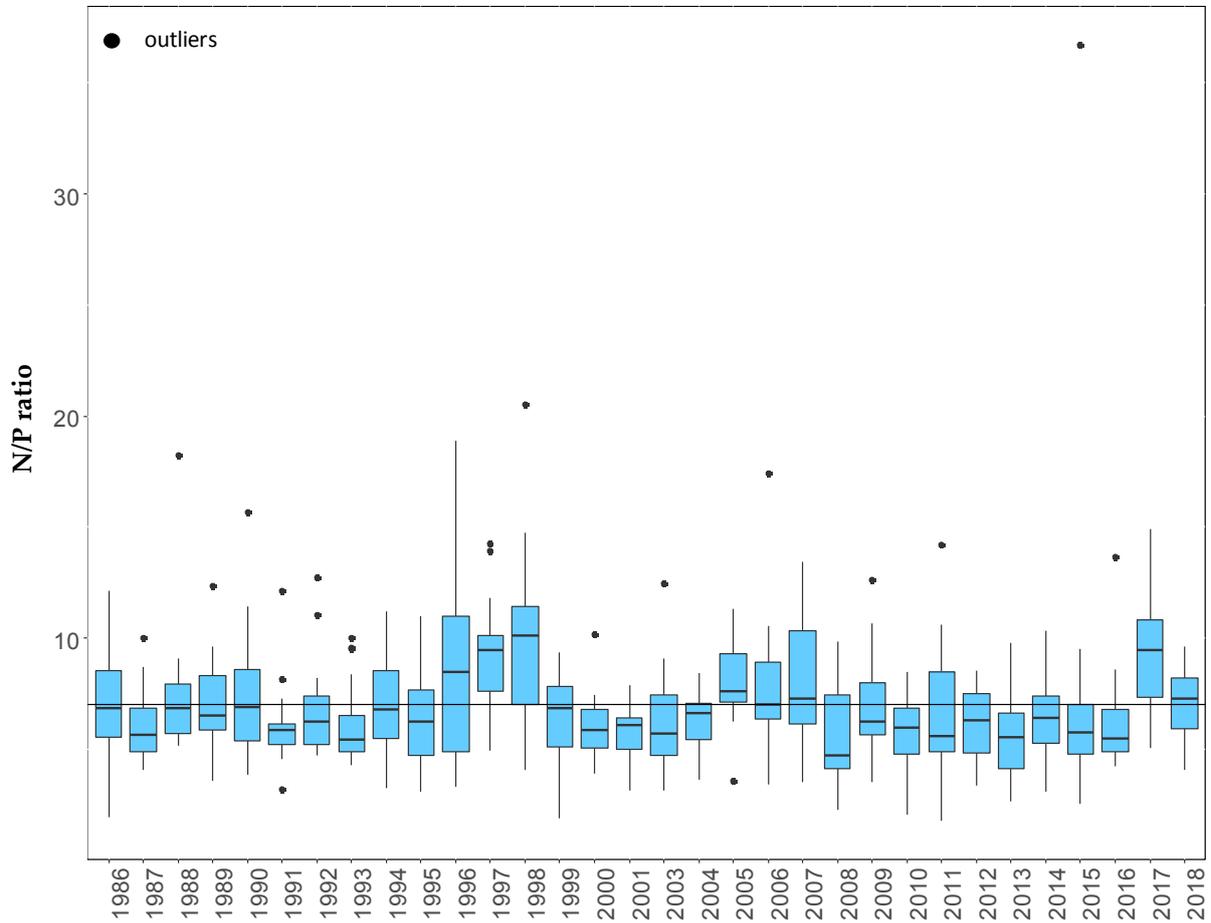


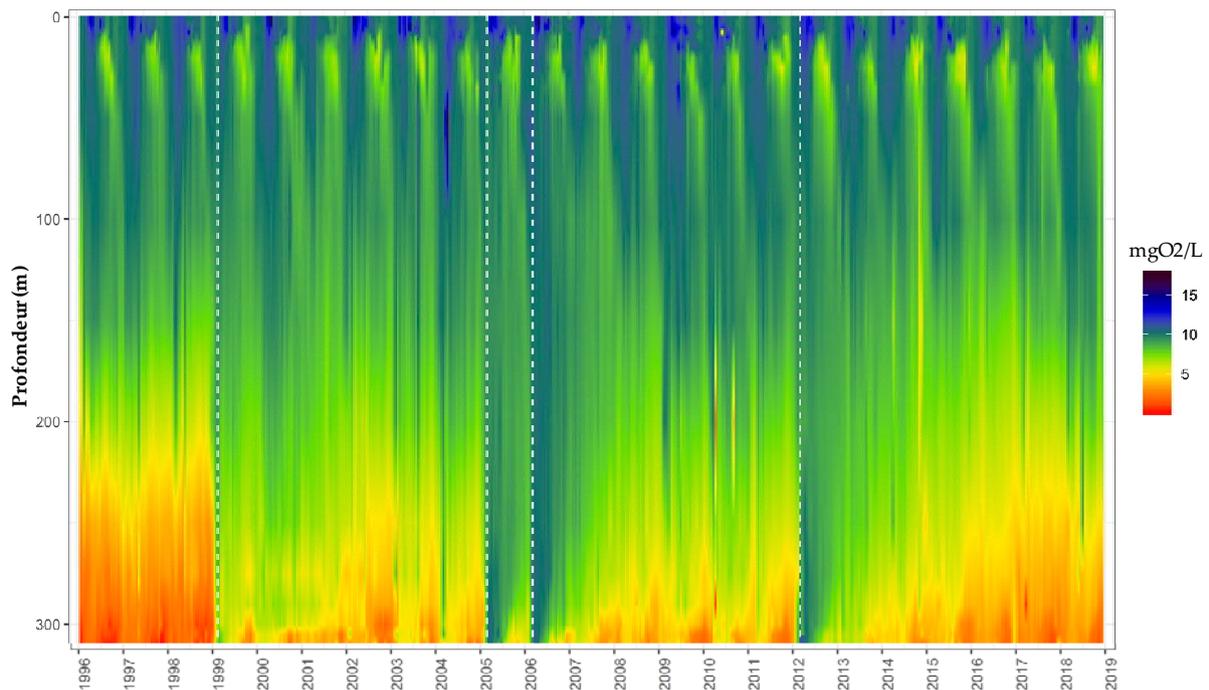
Figure 24 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in PON / Ppart ratio in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1986 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Le brassage partiel hivernal 2018 n'a pas permis de redistribuer l'oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau. A l'issue du brassage partiel maximal, le 06 mars 2018, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à 3.52 mgO₂/L, soit inférieure à 4 mgO₂/L qui est la valeur minimum relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse. Cette concentration reste inférieure au seuil de 4 mgO₂/L tout au long de l'année 2018.

La figure 25 présente la concentration en oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau. Le brassage complet correspond au trait en pointillé vertical. La redistribution d'oxygène dissous par le brassage complet permet de réoxygéner le fond et de diminuer l'état de carence en oxygène au fond.



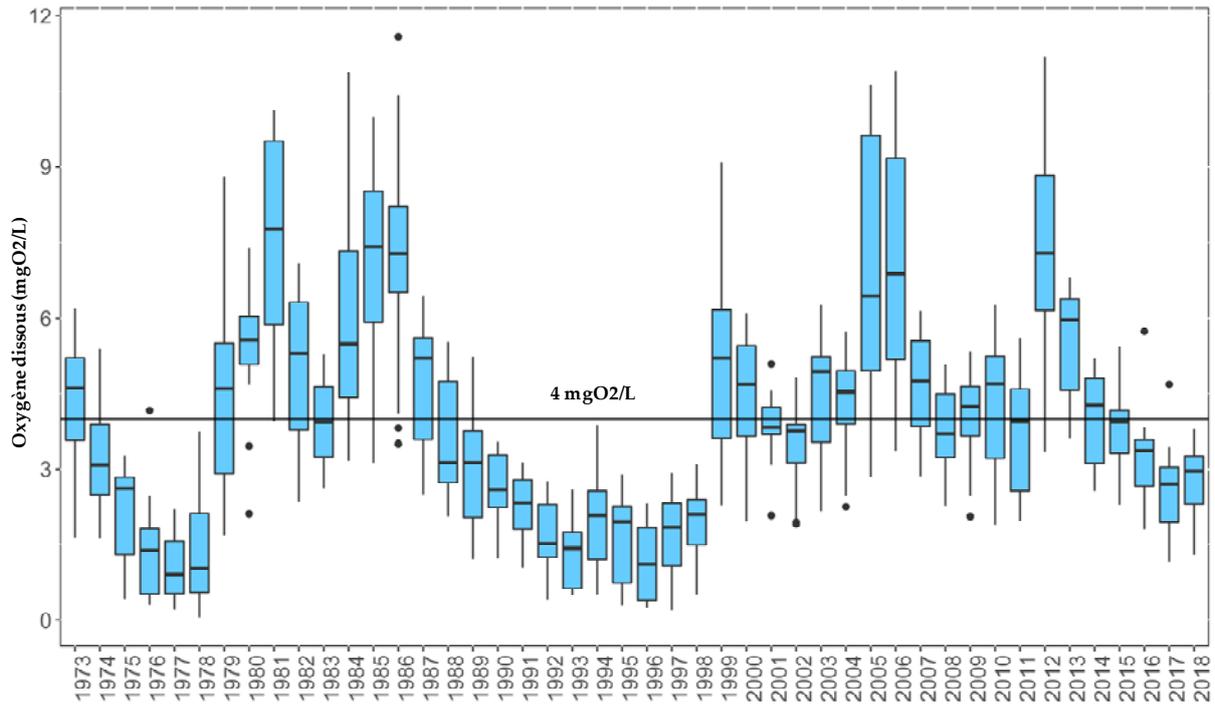
* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 25 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau du lac de 1996 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in the concentration of dissolved oxygen in lake's water column from 1996 to 2018, 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 mgO₂·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 26 présente la distribution de concentration en oxygène dissous à 309m. De nouveau, les brassages complets montrent un effet bénéfique en termes d'oxygène dissous pour le lac. A cause de l'absence de brassage complet depuis 2012, l'oxygène est de nouveau inférieur au seuil de 4mgO₂·L⁻¹ pour les trois années successives 2016, 2017 et 2018.

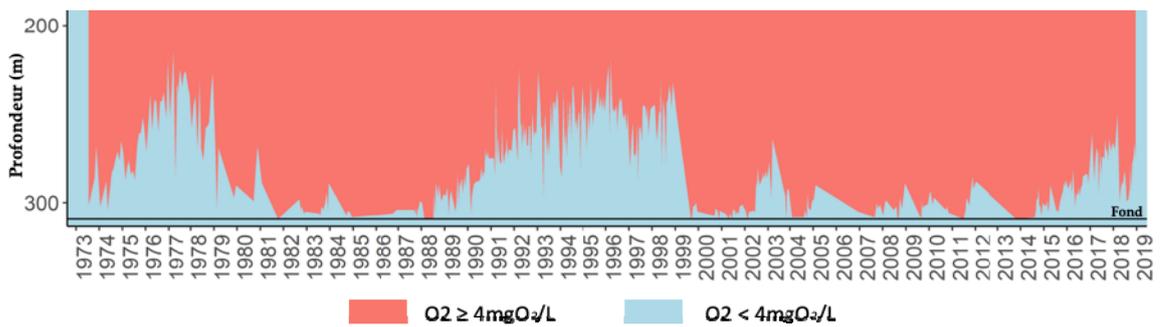


* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 26 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 27 indique l'évolution de la couche d'eau de concentration inférieure à $4.0 \text{ mgO}_2\text{-L}^{-1}$ de 1973 à nos jours. Depuis 1999, il y a une nette augmentation de la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes du Léman. On peut noter que pour l'année 2018, la couche d'eau « désoxygénée » ($< 4.0 \text{ mgO}_2\text{-L}^{-1}$), est de plus en plus importante depuis 2014.



* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 27 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mg d'oxygène dissous par litre de 1973 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 27 : Change in threshold's depth at 4 mg of dissolved oxygen per liter from 1973 to 2018, lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La désoxygénation des couches profondes entraîne plusieurs phénomènes propres à ces conditions réductrices : la réduction de certains métaux comme le manganèse (RAMSEIER *et al.*, 2015) et le fer, la formation d'azote ammoniacal, le relargage de phosphore à partir des sédiments et des eaux interstitielles.

Ces phénomènes engendrent indirectement la remise en suspension des sédiments, visible avec l'augmentation de la turbidité, et libèrent ainsi la silice présente dans les eaux interstitielles et les sédiments. La figure 28 montre les corrélations de l'oxygène dissous et les différents paramètres : une corrélation négative ($r = -0.75$) avec la silice et ($r = -0.78$) avec phosphore réactif soluble. Une diminution de la concentration en oxygène dissous pourrait engendrer une augmentation en phosphore soluble réactif.

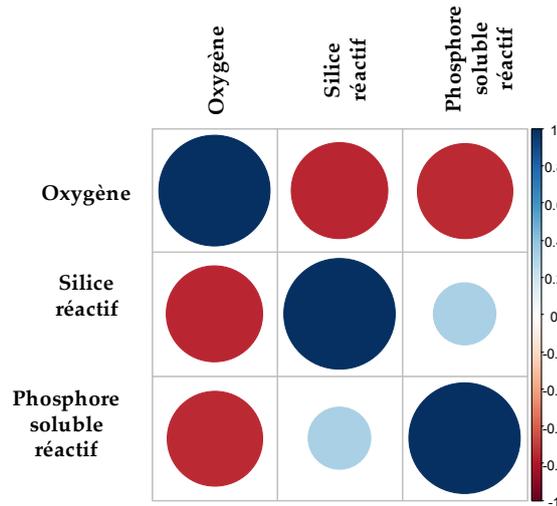


Figure 28 : Corrélation de l'oxygène dissous avec la silice réactif et le phosphore soluble réactif à 309m de 1996 à 2018.

Figure 28 : Correlation of dissolved oxygen and reactive silica and soluble reactive phosphorus at 309m from 1996 to 2018.

7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

7.1 PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL

La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total est de 19.90 µgP/L en 2018, soit une augmentation de 2.15 µgP/L par rapport à l'année 2017 (figure 29). Cette augmentation est à la limite de la significativité ($p = 0.052$) car induite par des concentrations élevées mesurées de façon ponctuelle en période estivale.

La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif (orthophosphate) est de 14.49 µgP/L en 2018, soit une différence de 0.29 µgP/L par rapport à l'année 2017 (Figure 29). Néanmoins, cette diminution n'est pas statistiquement significative ($p > 0.05$).

Le phosphore particulaire est plus élevé qu'en 2018 dans toute la colonne d'eau tandis que l'orthophosphate est plus élevé dans les couches superficielles et plus faible dans les couches profondes (figure 30 et 31). La concentration moyenne annuelle du phosphore particulaire dans les couches superficielles est de 7.27 µgP/L en 2018, soit supérieure à 5.75 µgP/L en 2017 et 5.09 µgP/L en 2016. La valeur du phosphore particulaire dans les couches profondes est de 7.19 µgP/L en 2018, soit supérieure à 1.94 µgP/L en 2017 et 1.64 µgP/L en 2016.

L'augmentation du phosphore total est donc liée à l'augmentation du phosphore particulaire et pourrait s'expliquer par les hypothèses suivantes :

Faible perte de la biomasse phytoplanctonique par un broutage exceptionnellement réduit : l'année 2018 réunit toutes les conditions propices pour le développement phytoplanctonique (température élevée toute au long de l'année, charge de nutriments plus importante à l'issue du brassage et un ensoleillement important) et l'abondance en zooplancton est à son plus bas niveau observé depuis les années 80. La pression de prédation par le zooplancton serait donc relativement faible et la biomasse phytoplanctonique se serait accumulée comme en témoigne les concentrations en phosphore particulaire qui sont plus élevées que l'année précédente dans la strate correspondant à la zone euphotique.

Apport accru par les affluents : les apports des affluents peuvent avoir un effet double pour la concentration du phosphore dans le lac. D'une part, le Rhône amont présente un fort apport en phosphore total, essentiellement en phosphore particulaire en 2018 (Sabarathnam et Oriez., 2019) qui en période stratifiée, pourrait enrichir le méta et hypolimnion. D'autre part, les apports des affluents peuvent également enrichir le lac en orthophosphates. Ces apports en phosphore soluble constituent une charge supplémentaire de nutriments pour le développement du phytoplancton. Par ailleurs, la sédimentation de la biomasse phytoplanctonique non consommée par le zooplancton, entrainerait également un enrichissement en phosphore particulaire dans les couches profondes.

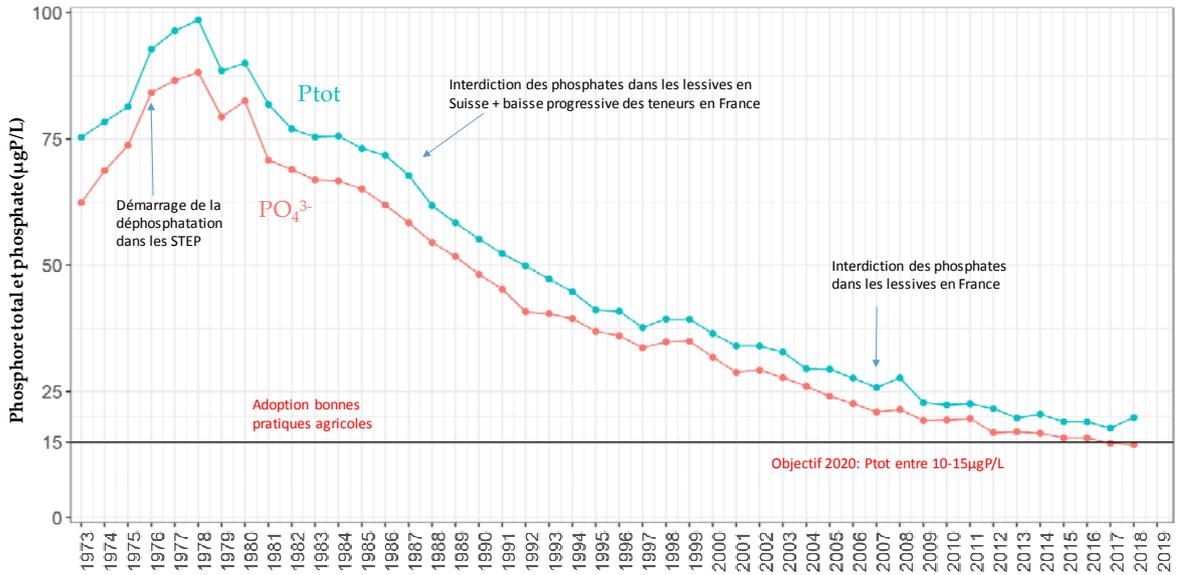


Figure 29 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 29 : Change in weighted mean annual total concentration and stock of soluble reactive phosphorus and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

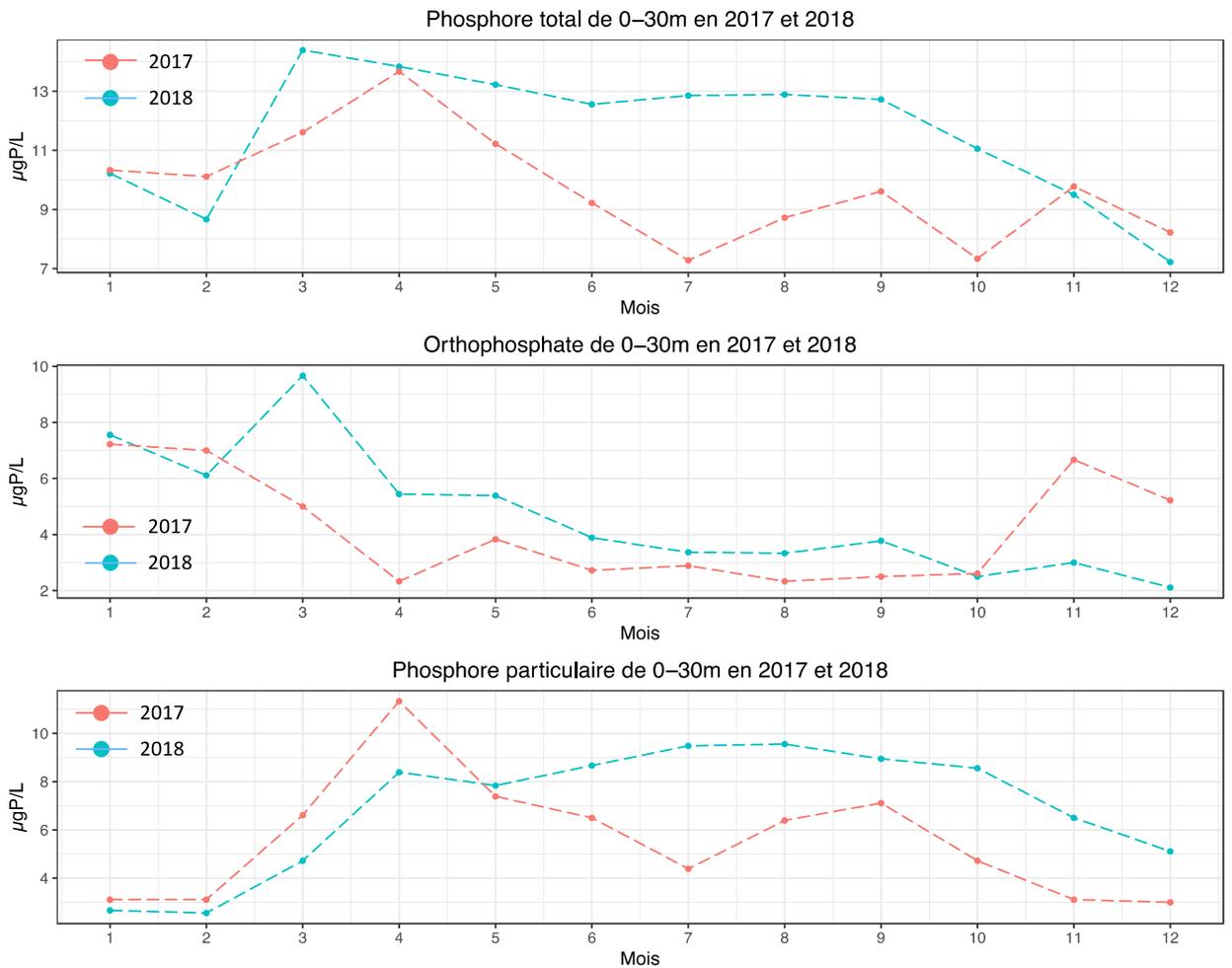


Figure 30 Evolution de la concentration moyenne mensuelle de phosphore total, de phosphore réactif soluble et de phosphore particulaire entre 0 – 30m en 2017 et 2018, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 30 Change in monthly average of total phosphorus, soluble reactive phosphorus and particulate phosphorus concentration between 0 – 30m in 2017 and 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

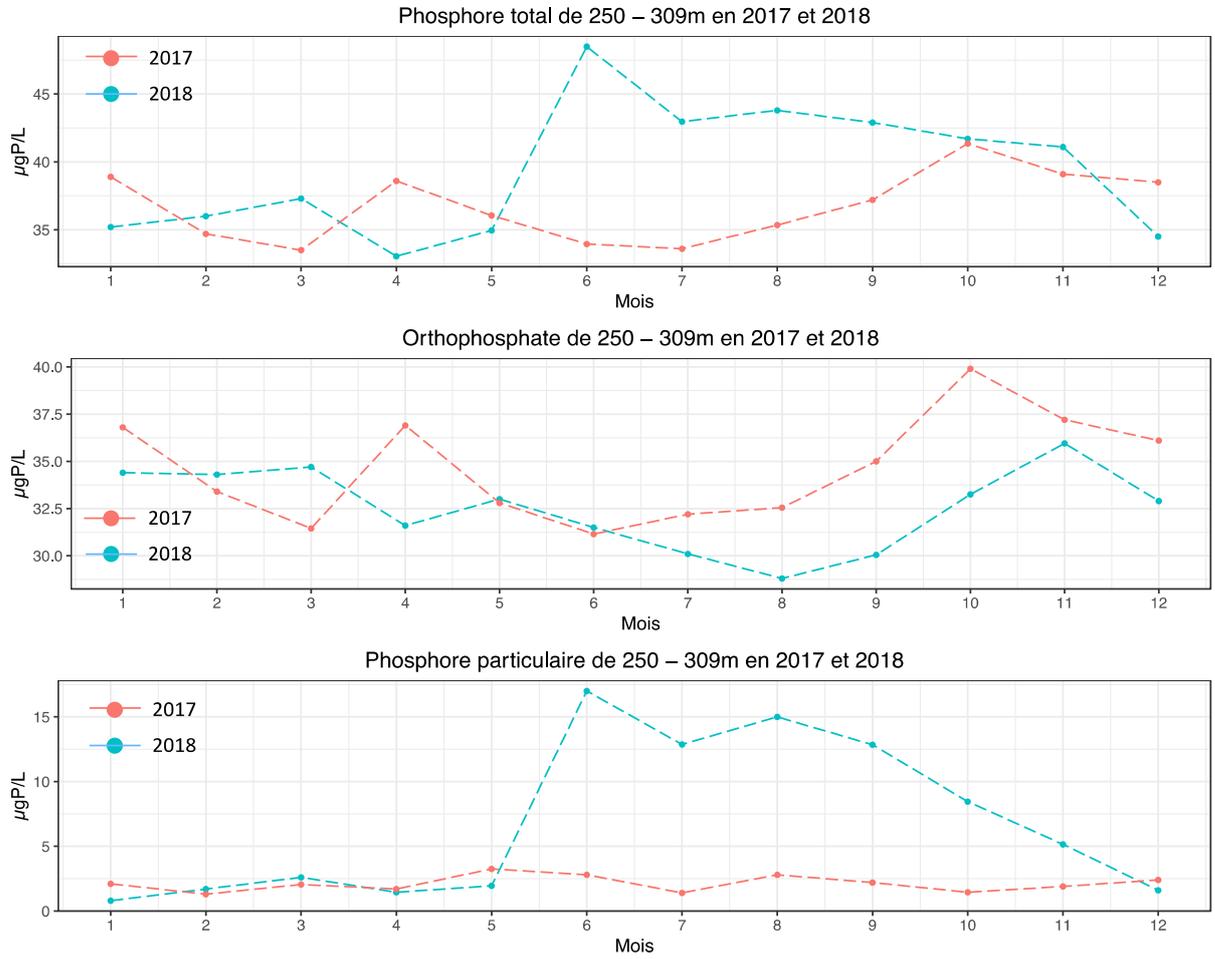


Figure 31 Evolution de la concentration moyenne mensuelle de phosphore total, de phosphore réactif soluble et de phosphore particulaire entre 250 – 309m en 2017 et 2018, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 31 Change in monthly average of total phosphorus, soluble reactive phosphorus and particulate phosphorus concentration between 250 – 309m in 2017 and 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7.2 AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

Les concentrations moyennes en azote total augmentent légèrement tandis que les concentrations moyennes en azote nitrique diminuent légèrement. En 2018, la concentration moyenne en azote total est de 0.67 mgN/L. La concentration moyenne annuelle en azote nitrique, quant à elle, est égale à 0.70mgN/L (Figure 32). Cette teneur en nitrates d'environ 0.69 mgN·L⁻¹ dans les eaux du Léman, soit 3.07 mgNO₃⁻·L⁻¹, reste très inférieure et donc conforme à la norme d'eau de consommation en Suisse qui édicte une valeur de tolérance de 40 mgNO₃⁻·L⁻¹ et en France, une limite de qualité qui est de 50 mgNO₃⁻·L⁻¹.

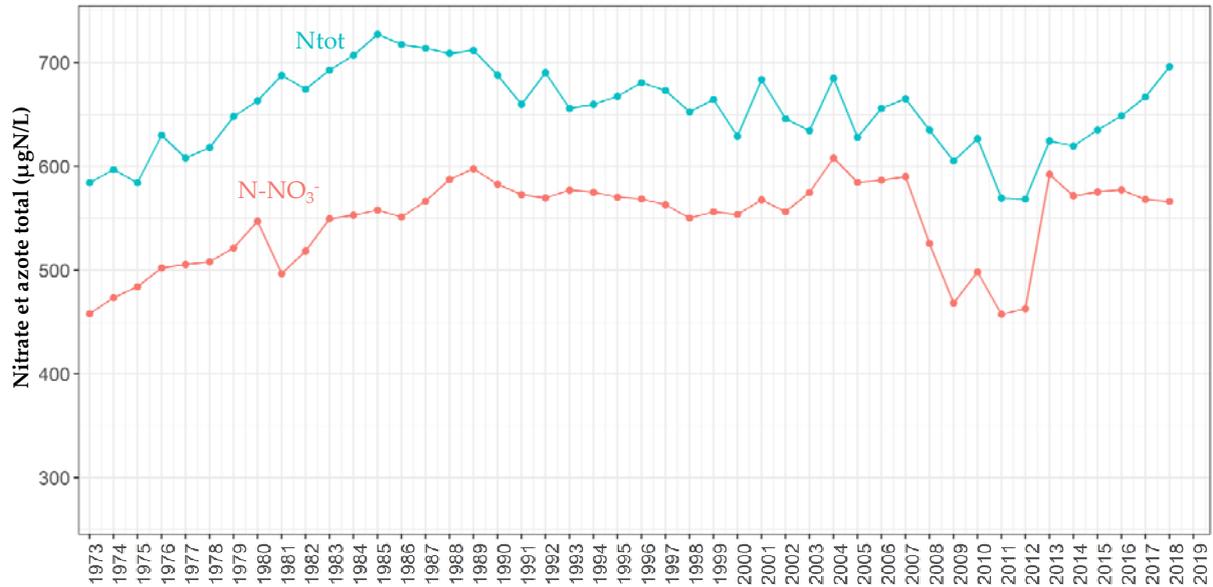


Figure 32 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 32 : Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7.3 CHLORURE

La concentration des ions chlorures dans le Léman est en constante augmentation de 1973 à 2016. Les valeurs en 2017 et 2018 sont comparables à celle de 2016 (Figure 33). En 2017, le stock de chlorure est égal à 891'953 tonnes soit une teneur moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.37 mgCl⁻ /L contre 891'952 tonnes et 10.31 mg Cl⁻/L en 2016. Les apports via les affluents du Léman expliquent une majeure partie de ces teneurs (KLEIN, 2016) qui reflètent une utilisation croissante 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). La stabilisation des concentrations en Cl⁻ observée en 2017 et 2018 reste à confirmer par le prochain suivi de 2019.

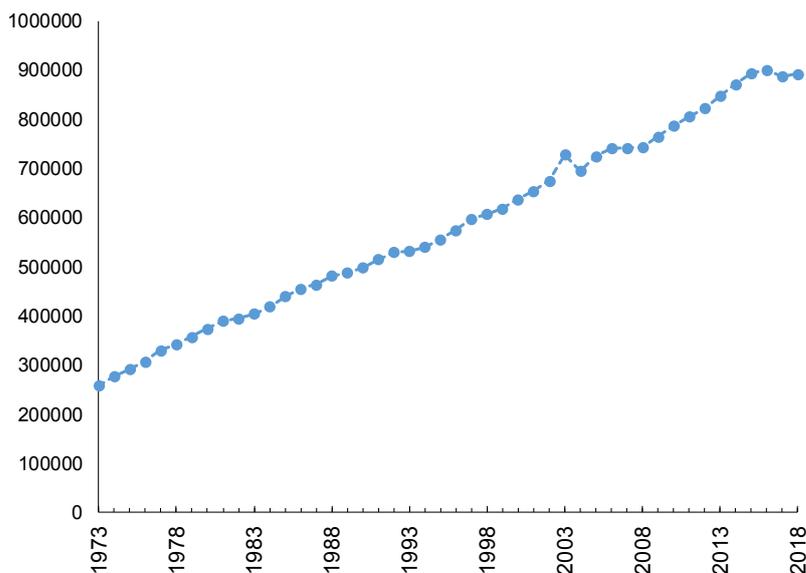


Figure 33 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 33 : Change in the weighted mean annual concentration and stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

8. CONCLUSIONS

L'année 2018 est enregistrée comme l'année la plus chaude dans la chronique de référence 1981-2010. La température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 12.3 °C. Les températures moyennes mensuelles sont supérieures à la normale 1981-2010 tout au long de l'année 2018, excepté pour les mois de février et mars. L'année 2018 est normalement venteuse, bien ensoleillée et avec une pluviométrie qui présente un déficit de 9.1 % par rapport à la moyenne 1981-2010

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2018 sont les suivants :

- L'hiver 2018 n'a pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. La profondeur du brassage hivernal est observée à 201 m. Par conséquent, le brassage partiel réduit la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la redistribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau ;
- Les concentrations en oxygène dissous à 309m de l'année 2018 restent en dessous de 4mgO₂/L tout au long de l'année 2018.
- L'activité phytoplanctonique est importante au mois d'avril et de septembre 2018. La concentration moyenne annuelle en chlorophylle-a entre 0-30m est la plus élevée depuis 2008.
- Les concentrations moyennes en phosphore total mesurées en période estivale augmentent considérablement par rapport à l'année 2017 et présentent une valeur moyenne annuelle pondérée de 19.90 µgP/L. Cette augmentation de la moyenne annuelle, à la limite de la significativité statistique, est induite par des concentrations en phosphore particuliers élevées sur toute la colonne d'eau en période estivale. La concentration moyenne annuelle en phosphore soluble réactif (14.49 µgP.L⁻¹) est comparable à celle mesurée en 2017.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., LAINE, L. (2019) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- BARBIER et al. 2016 : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016.
- TRAN KHAC, V., QUETIN, P. et ANNEVILLE, O. (2019) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- 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.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- ANNEVILLE O., RIMET F., PERNEY, P. (2019) : Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman, Comm. int. prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2018, 93-100.
- RAMSEIER GENTILE, S., EDDER, P., KLEIN, A. et LODS-CROZET, B. (2015) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les truites lacustres du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 84-97.
- RIMET, F. (2019) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRA Thonon-les-Bains, CIPEL [10/02/2018], developed by Eco-Informatics ORE INRA Team
- VARGAS, S. (2016) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 217-224.

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

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

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

ANNEXE II

Tableau 3 : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'annexe I.

Tableau 3 : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2018, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted fro, 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

b : valeurs interpolées

ANNEXE III

Tableau 4 : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2018, Léman - Grand Lac (SHL2).

Tableau 4 : Annual total content in metric tons from 1957 to 2018, 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

b : valeurs interpolées

ANNEXE IV

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

Tableau 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

WEATHER

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est constitué des stations climatiques de l'Institut suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont : la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins (calculée par Météo Suisse). Conformément aux recommandations de l'Organisation Météorologique Mondiale, qui considère les moyennes sur trente ans comme étant les valeurs « Normales », les paramètres seront comparés à leurs moyennes inter-stations sur la période 1981 - 2010.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2018, le mois de février qui fut relativement frais et dans une moindre mesure celui de mars, le reste de l'année les températures mensuelles furent supérieures aux normales. (Tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2018 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2018 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	6	5.4	5.8	6.4	2.1
Février	1.2	0.8	0.9	1.9	2.8
Mars	5.3	4.9	5.2	5.8	6.4
Avril	13.3	12.9	13.6	13.2	9.8
Mai	15.5	15.3	15.5	15.5	14.2
Juin	19.7	19.5	19.6	19.7	17.7
Juillet	22.3	22.1	22.4	22.4	20.2
Août	21.7	21.5	22.0	22.1	19.7
Septembre	17.9	17.9	18.3	18.3	15.7
Octobre	12.3	12.4	12.8	13.0	11.4
Novembre	6.9	6.8	7.4	7.7	6.0
Décembre	4.9	4.6	5.1	5.8	3.1
Moyenne annuelle	12.3	12.0	12.4	12.6	10.8

En 2018, la température moyenne annuelle inter-stations est de 12.3 °C. Avec cette température, l'année 2018 se classe au 1^{er} rang (la seconde année la plus chaude étant 1994 avec 11.9 °C et la plus fraîche 1985 avec 9.4 °C) de la période 1981 - 2018. (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
1981	9.9	2000	11.6
1982	10.6	2001	11.0
1983	10.4	2002	11.5
1984	9.7	2003	11.7
1985	9.4	2004	11.0
1986	10.0	2005	10.6
1987	10.1	2006	11.3
1988	10.9	2007	11.4
1989	11.0	2008	10.9
1990	11.2	2009	11.3
1991	10.4	2010	10.3
1992	10.9	2011	11.8
1993	10.4	2012	11.1
1994	11.9	2013	10.3
1995	10.9	2014	11.7
1996	10.2	2015	11.7
1997	11.1	2016	11.2
1998	11.0	2017	11.5
1999	11.0	2018	12.3

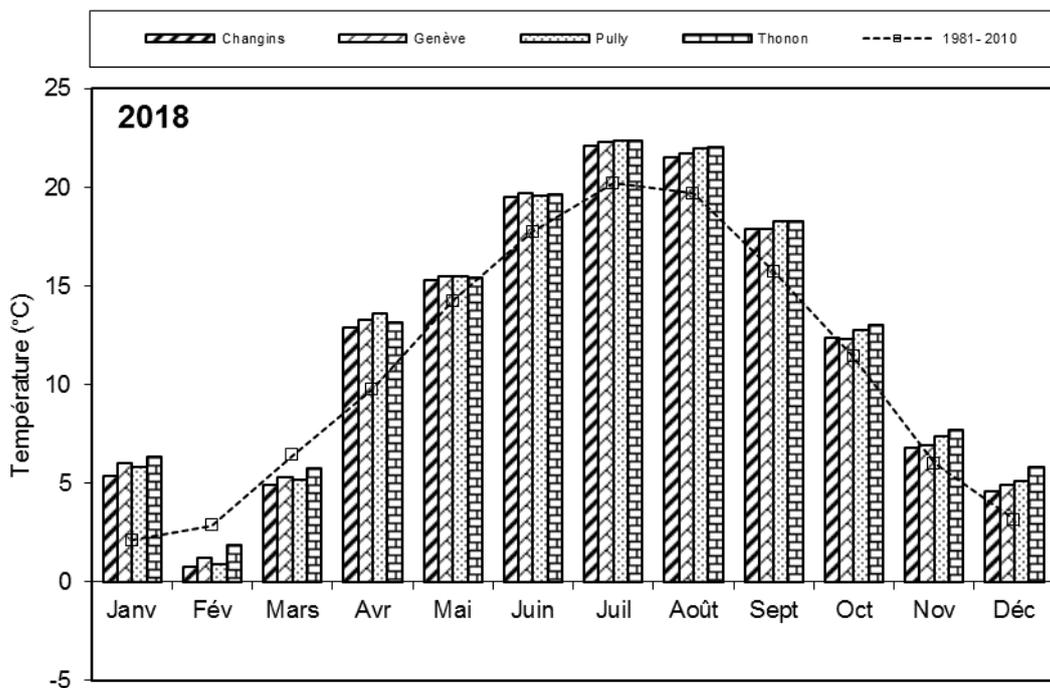


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2018 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2018 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

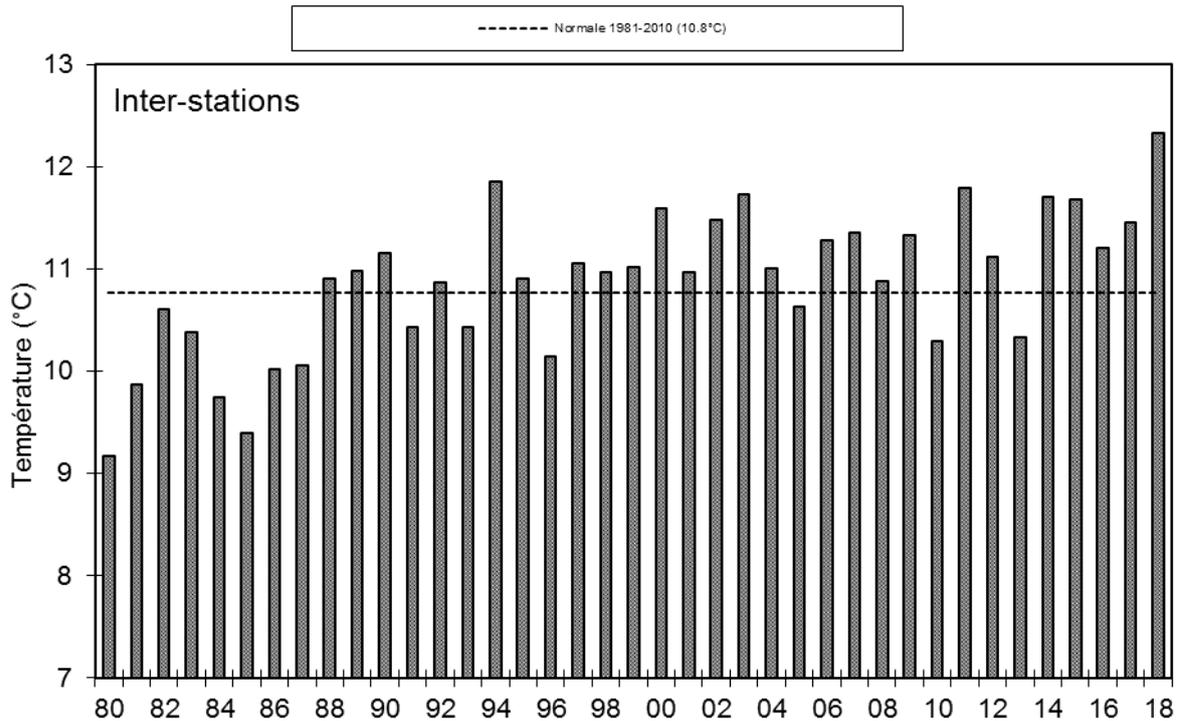


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2018 sur le bassin lémanique est de 917mm, soit 92 mm inférieur à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Ce qui donne pour l'année 2018 un déficit de 9.1 % par rapport à la normale. Changins est la station la plus arrosée avec 962.4 mm, Genève avec 864.4 mm à les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Le mois de janvier fut très pluvieux. A l'opposé les mois de juillet à novembre furent plutôt secs.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2018.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2018.

Mois	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	173.5	236.4	142.5	122	72.9
Février	28.9	32	46.5	31.5	60.8
Mars	105.4	121.4	125.5	100.5	68.5
Avril	19	20.4	28.3	38	73.5
Mai	97.5	105.2	105	106	92.8
Juin	93.3	62.8	103.4	113.4	94.3
Juillet	49	60.8	80.4	49.5	83.8
Août	62.5	69	36.4	117	86.6
Septembre	22.3	10.9	30.9	13.5	99.0
Octobre	27.9	21.8	27.1	30.5	102.5
Novembre	72.6	70.9	49.9	61	83.0
Décembre	112.4	150.8	163.2	119	88.9
Total annuel	864.4	962.4	939.1	901.9	1'008.9

En inter-stations, l'année 2018 se classe au 28^e rang (sur 38) de la chronologie pluviométrique 1981 - 2018 (le 1^{er} étant 2001 avec 1'299 mm, le dernier étant 1989 avec 661 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
1981	1'082.8	2000	1'028.2
1982	1'037.5	2001	1'298.7
1983	1'022.3	2002	1'169.5
1984	911.8	2003	760.6
1985	957.1	2004	980.0
1986	964.2	2005	775.1
1987	1'044.8	2006	1'069.2
1988	1'078.0	2007	1'135.7
1989	660.7	2008	1'047.8
1990	1'093.9	2009	849.9
1991	860.3	2010	815.5
1992	1'057.8	2011	750.1
1993	1'060.5	2012	1'092.3
1994	1'124.1	2013	1'219.0
1995	1'194.7	2014	1'068.1
1996	972.8	2015	808.7
1997	1'022.9	2016	1'115.0
1998	924.6	2017	833.7
1999	1'266.0	2018	916.9

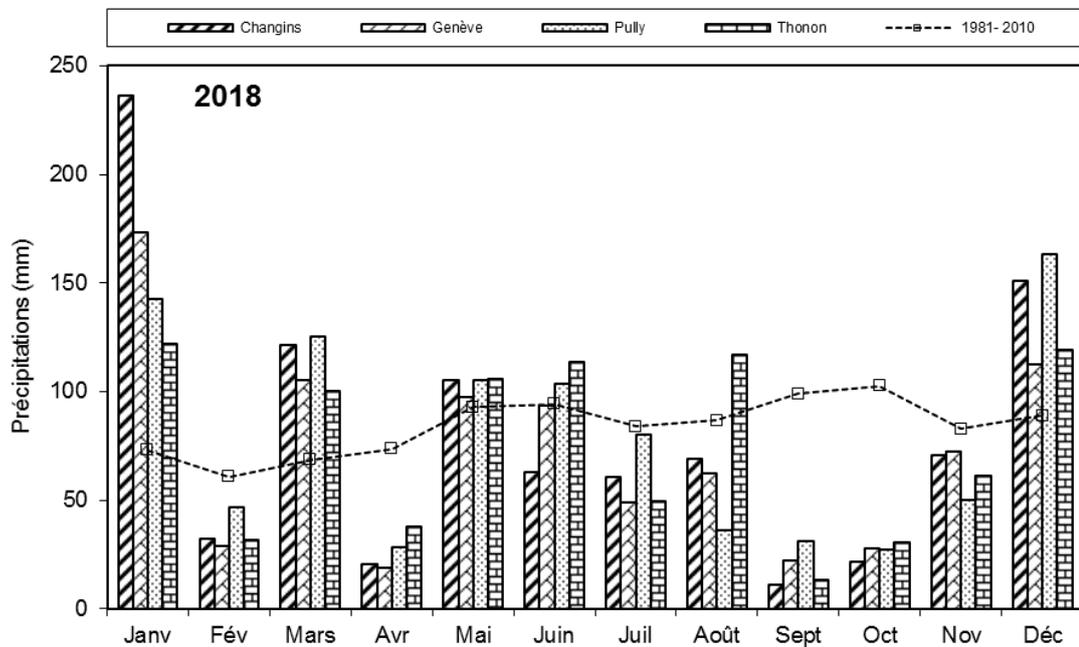


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2018 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2018 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

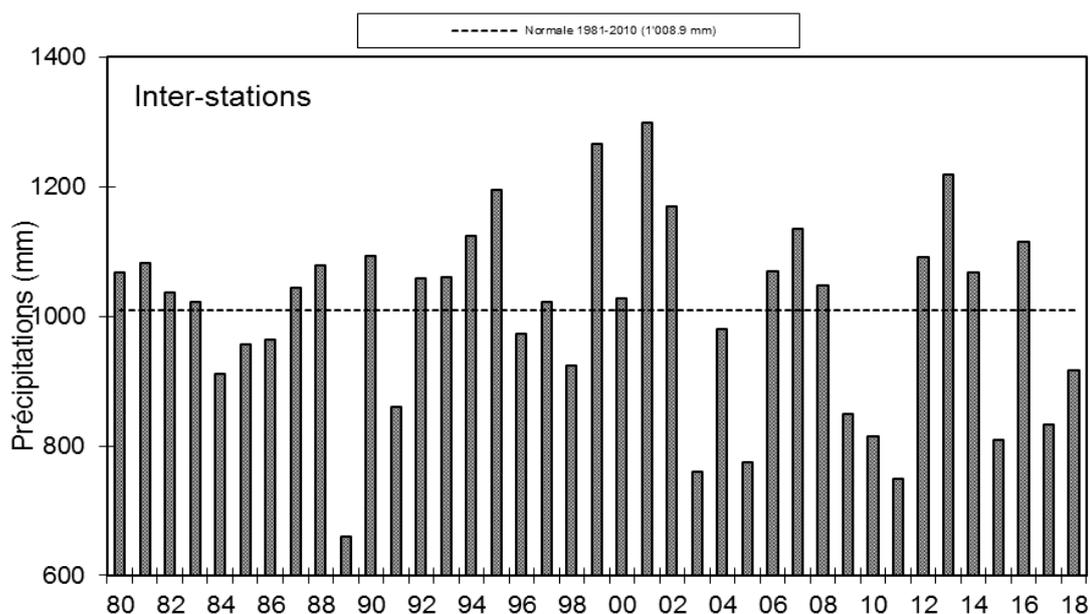


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

L'insolation du premier trimestre fut particulièrement faible (-100 heures par rapport à la moyenne 1981-2010). Par contre de mars à octobre, elle fut très excédentaire (+330 heures par rapport à la moyenne 1981-2010) (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2018 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2018 (h).

Mois	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	34	40	50	37	62.4
Février	60	75	77	59	90.7
Mars	93	104	99	113	156.4
Avril	214	226	225	227	182.1
Mai	187	199	195	226	208.1
Juin	296	288	282	328	236.7
Juillet	335	327	329	335	258.6
Août	277	277	279	269	236.8
Septembre	249	258	250	231	183.6
Octobre	173	194	186	164	120.0
Novembre	27	29	47	33	69.2
Décembre	34	49	52	34	49.8
Total annuel	1'979	2'065	2'069	2'056	1'854.4

L'année 2018 avec une moyenne inter-stations de 2'042.3 heures est une année ensoleillée. Elle se classe 6^e sur la période 1981 - 2018 (la 1^e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987 avec 1'442 h). C'est la 10^e fois depuis 2000 que l'insolation total annuel dépasse les 2'000 heures (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
1981	1'557.5	2000	1'998.9
1982	1'730.8	2001	1'837.6
1983	1'635.7	2002	1'828.6
1984	1'713.3	2003	2'290.5
1985	1'829.2	2004	2'000.1
1986	1'611.0	2005	2'138.4
1987	1'442.5	2006	1'992.4
1988	1'652.7	2007	2'096.7
1989	1'864.4	2008	1'961.9
1990	1'973.2	2009	2'028.4
1991	1'870.0	2010	1'817.3
1992	1'676.1	2011	2'203.0
1993	1'669.2	2012	2'008.4
1994	1'707.5	2013	1'813.2
1995	1'896.5	2014	1'902.8
1996	1'769.3	2015	2'028.6
1997	1'948.4	2016	1'847.7
1998	1'981.7	2017	2'089.5
1999	1'770.1	2018	2'042.3

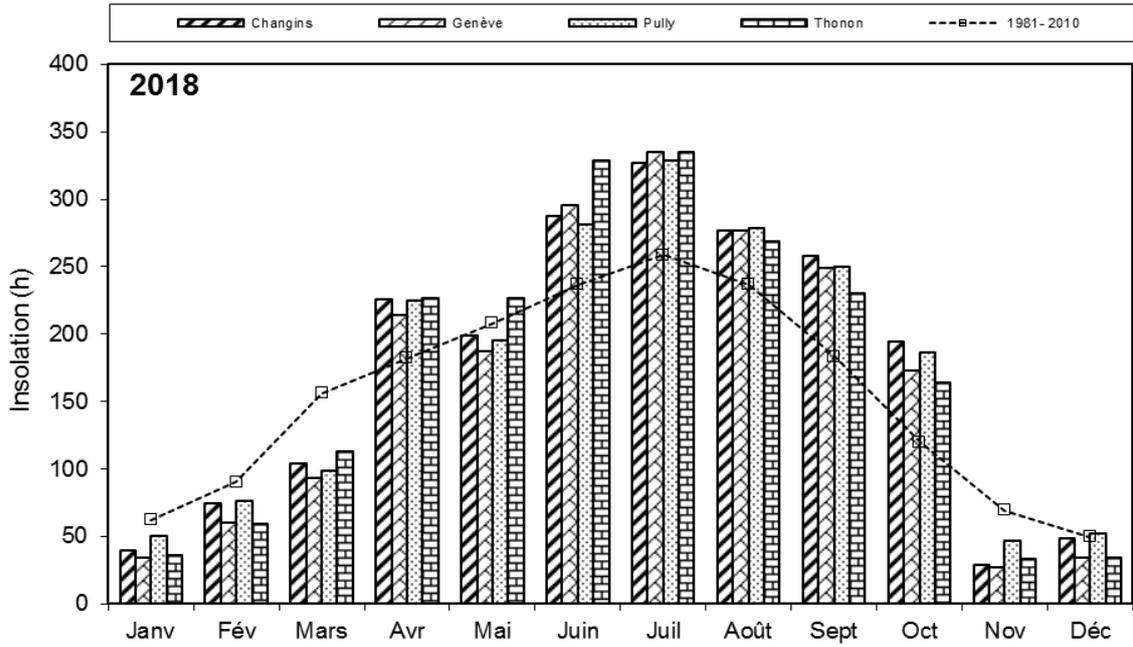


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2018 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2018 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

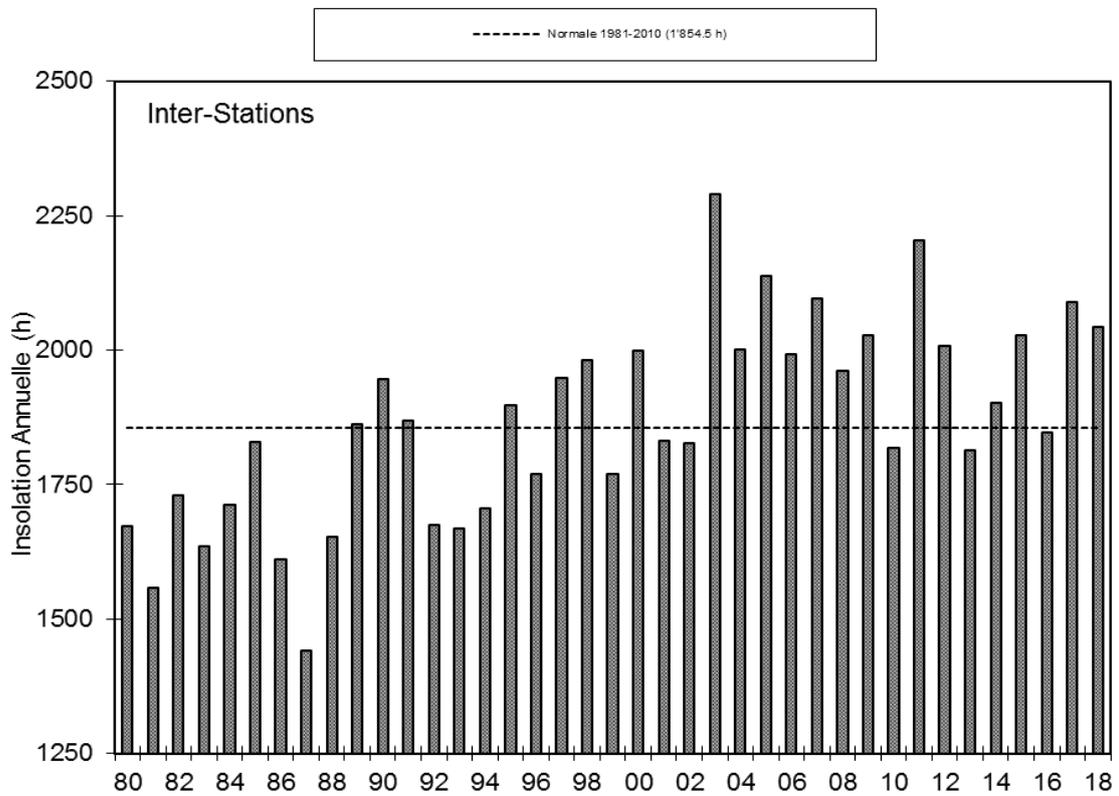


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2018 est de 13.5 MJ·m⁻²·d⁻¹ (tableau 4.1, figure 4.1).

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2017 (moyenne journalière en MJ·m⁻²·d⁻¹).

Table 4.1: Global monthly solar irradiation at each station in 2017 (mean daily irradiation in MJ·m⁻²·d⁻¹).

Mois	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	3.1	3.2	3.7	2.8	3.6
Février	5.9	6.4	6.7	4.8	6.5
Mars	10.2	10.2	9.6	9.2	11.2
Avril	19	18.8	18.7	17.6	15.6
Mai	19.9	19.7	18.9	18.8	18.8
Juin	26.4	25.8	25	25.7	21.3
Juillet	26.3	25.5	24.8	25.1	21.3
Août	21.2	20.8	20.1	20	18.2
Septembre	17.3	17	16.4	15.7	13.4
Octobre	9.9	10.5	10	9.4	7.9
Novembre	3.5	3.5	4.5	3	4.3
Décembre	2.9	3.1	3.1	2.4	2.9
Moyenne annuelle	13.8	13.7	13.5	12.9	12.1

Pour l'inter-stations en 2018, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'922. MJ·m⁻², ce qui classe l'année, troisième sur la période 1981 - 2018 (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
1981	4'263	2000	4'488
1982	4'391	2001	4'310
1983	4'239	2002	4'337
1984	4'274	2003	4'894
1985	4'485	2004	4'858
1986	4'178	2005	4'712
1987	3'956	2006	4'593
1988	4'139	2007	4'671
1989	4'325	2008	4'486
1990	4'401	2009	4'837
1991	4'415	2010	4'575
1992	4'219	2011	5'000
1993	4'126	2012	4'747
1994	4'100	2013	4'547
1995	4'339	2014	4'653
1996	4'310	2015	4'869
1997	4'405	2016	4'584
1998	4'378	2017	4'923
1999	4'188	2018	4'922

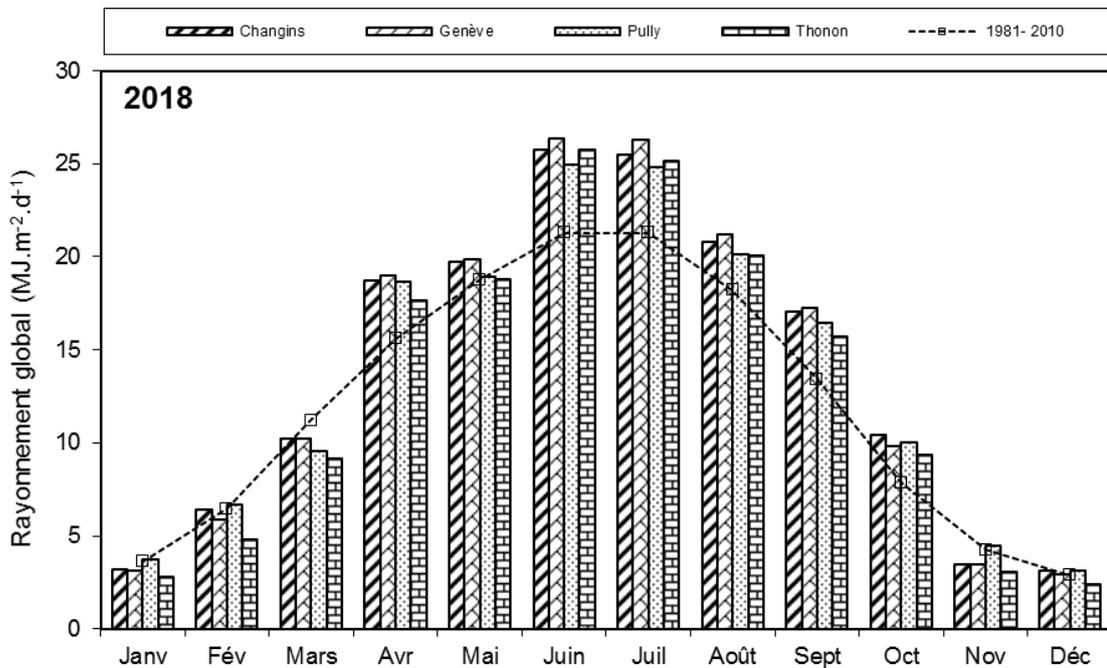


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2018 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2018 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

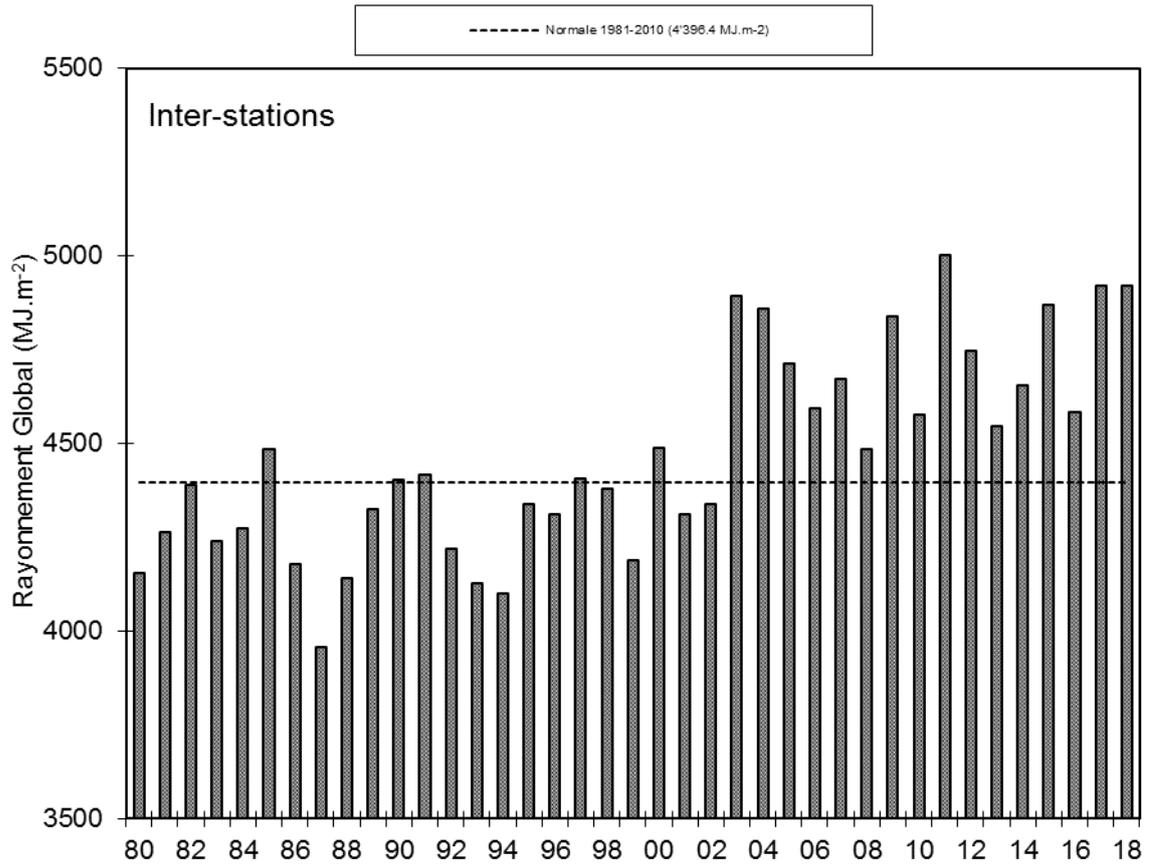


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ.m⁻²).

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

6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

En 2018 à Changins, station de référence, le mois de janvier, février, juin et septembre furent venteux, le reste de l'année les vitesses de vent sont inférieures à la moyenne de la période 1981-2010. (Tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2018 ($m \cdot s^{-1}$)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2018 ($m \cdot s^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	3.3	3	1.9	1.6	2.4
Février	3.3	3.6	2.2	2.9	2.8
Mars	2.8	2.5	1.7	1.7	3.3
Avril	2.2	2.2	1.7	1	3.3
Mai	2.2	2.2	1.7	1	2.8
Juin	2.8	3	2.2	1.5	2.8
Juillet	2.2	2.5	1.9	1	2.7
Août	2.2	2.2	1.9	1.1	2.6
Septembre	2.2	2.8	1.9	1.6	2.6
Octobre	2.2	2.5	1.9	1.5	2.4
Novembre	1.7	1.7	1.4	1.5	2.5
Décembre	2.2	2.5	1.7	1.4	2.6
Moyenne annuelle	2.4	2.6	1.8	1.5	2.7

Pour l'année 2018 à Changins, il a été enregistré 35 jours de vent fort ($> 5 m \cdot s^{-1}$) dont 15 jours durant le 1^{er} trimestre et 7 durant le dernier trimestre. Le maximum de vent moyen journalier ($10.53 m \cdot s^{-1}$) a été relevé pour l'année 2018 le 26 février (figure 5.2).

Tableau 5.2 : Vent moyen annuel à Changins (m·s⁻¹).

Table 5.2 : Mean annual wind speed at Changins (m·s⁻¹).

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1981	2.5	2000	2.6
1982	2.6	2001	2.8
1983	2.7	2002	2.6
1984	3.4	2003	2.3
1985	3.0	2004	2.4
1986	2.9	2005	2.2
1987	2.7	2006	2.4
1988	3.1	2007	2.7
1989	3.0	2008	2.5
1990	3.1	2009	2.6
1991	3.2	2010	2.6
1992	2.8	2011	2.2
1993	2.9	2012	2.6
1994	2.7	2013	2.4
1995	2.9	2014	2.3
1996	2.7	2015	2.5
1997	2.5	2016	2.4
1998	3.0	2017	2.4
1999	2.9	2018	2.6

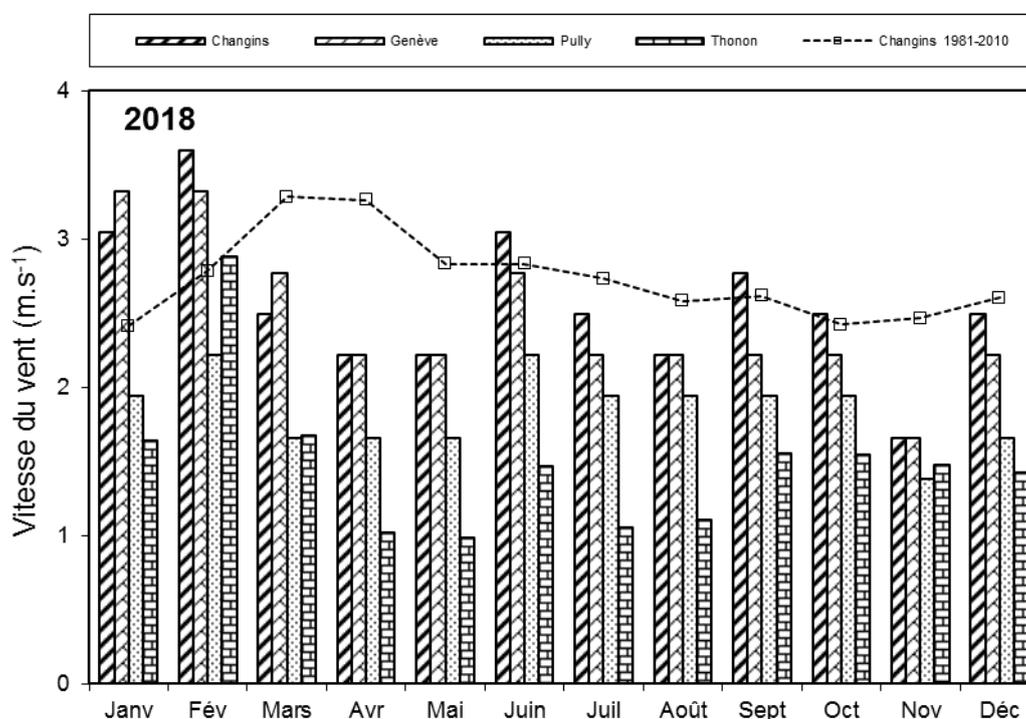


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2018 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2018 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

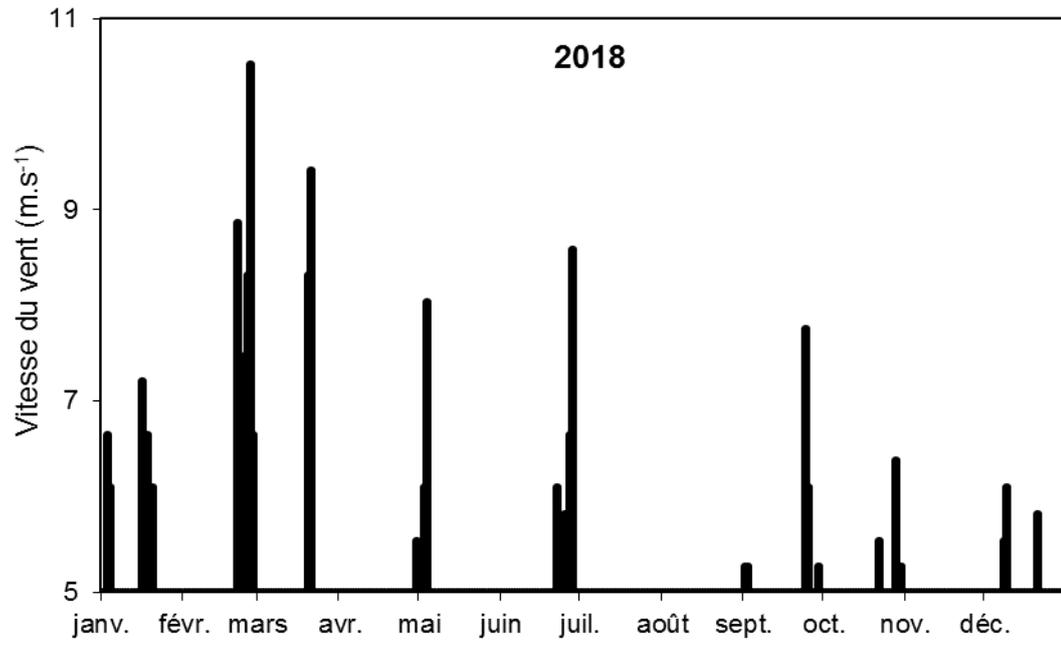


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2018) des vents forts (> 5 m-s-1) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2018) of strong winds (> 5 m-s-1) at Changins.

6.2 ROSE DES VENTS

Pour l'année 2018 à Changins, 58.3 % des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-O-N. Les vents qui sont supérieurs à $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ représentent 13% des vents totaux, 53.8 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 37.7 % sont d'origine opposée S-O.

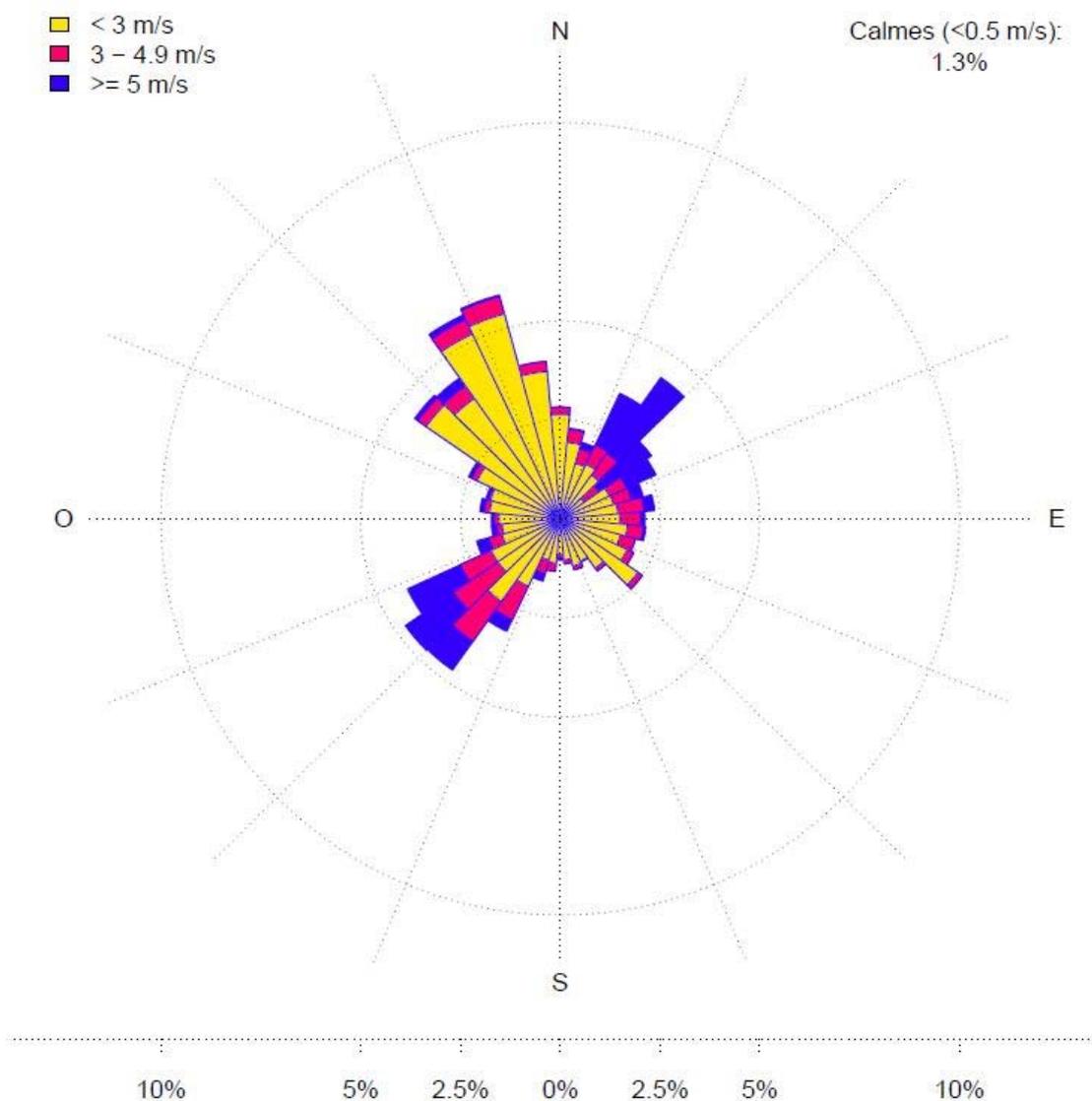


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2018 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle: % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2018 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2018

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

En 2018, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'analyser l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. L'année se caractérise par une période allant du printemps à l'été pendant laquelle *Mougeotia gracillima*, une algue filamenteuse qui se développe à 15-20 m de profondeur dans le métalimnion, domine le peuplement. La proportion d'algues indicatrices de milieux eutrophes (plusieurs espèces de Chlorophycées) est également importante. En fin d'été, *Mougeotia gracillima* laisse la place à une autre algue filamenteuse, *Planktothrix rubescens*, qui est une cyanobactérie potentiellement toxique. Ses biomasses restent cependant inférieures aux seuils d'alerte sanitaires définis par l'OMS. Elle se maintient jusqu'en fin d'année avec d'autres espèces de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur (*Achnanthydium catenatum*, *Ulnaria acus*).

La biomasse annuelle moyenne de 2018 (1582 µg/L) est proche de celle de 2017 et reste relativement élevée par rapport à la chronique observée depuis 1974. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton basse (<1000 µg/L) n'est pas atteint. On remarque que la proportion de la biomasse représentée par des taxons indicateurs de faibles profondeurs est de plus en plus importante et est probablement liée à des épisodes de pluies intenses. D'autre part, la proportion des taxons indicateurs de milieux oligotrophes est plus élevée que dans les années 1970-80, mais demeure stable depuis une dizaine d'années.

Enfin, l'indice de Brettum qui évalue le niveau trophique du lac en se basant sur la composition en espèces du phytoplancton, permet de qualifier l'état écologique du lac de médiocre pour l'année 2018 (classification selon intercalibration lake type). Cet indice montre un lent retour depuis 1974 vers un état plus oligotrophe.

ABSTRACT

In 2018, 20 sampling campaigns were carried out at the SHL2 station on Lake Geneva to analyze how phytoplankton were evolving both qualitatively and quantitatively. The year is characterized by a period from spring to summer during which the filamentous algal species *Mougeotia gracillima*, which develops at a depth of 15–20 m in the metalimnion, dominated colonization. The proportion of algal indicators in eutrophic environments (several species of Chlorophyceae) was also high. At the end of summer, *M. gracillima* gave way to another filamentous algae, *Planktothrix rubescens*, a potentially toxic cyanobacterium. Its biomasses remained under the WHO-defined health warning thresholds. This algae persisted until the end of the year with other species of shallow-water indicator diatoms (*Achnanthydium catenatum*, *Ulnaria acus*).

The mean annual biomass in 2018 (1582 µg/L) was near that of 2017 and remained relatively high compared to the records since 1974. CIPEL's objective of maintaining a low phytoplankton biomass (<1000 µg/L) has not been attained. It can be noted that the proportion of the biomass represented by shallow-water indicator taxa was increasingly high, which is probably related to episodes of intense rainfall. On the other hand, the proportion of taxa that are indicators of oligotrophic environments was higher than in the 1970s–1980s but has remained stable over the last decade.

Finally, the Brettum Index, which assesses the lake's trophic level based on the composition in phytoplankton species, qualified the ecological state of the lake as mediocre for 2018 (classification according to the intercalibration lake type). This index shows a slow return toward a more oligotrophic state since 1974.

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2018 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des communautés phytoplanctoniques. Différentes métriques, telles que 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 (1974-2018). Les concentrations en chlorophylle α , 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 2018 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, juin, août et décembre, trois fois en juillet et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au total, 20 campagnes ont été menées en 2018. Pour équilibrer les calculs des moyennes mensuelles, étant donné que 3 prélèvements ont été effectués en juillet (2, 17 et 30), les prélèvements ayant été faits le 2 et 17 ont été utilisés pour le calcul de la moyenne mensuelle de juillet, les prélèvements du 30 juillet et 22 août ont été utilisés pour calculer la moyenne mensuelle du mois d'août.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au Lugol ; puis des sous-échantillons d'un volume de 25 mL sont prélevés et mis à sédimenter. Les examens qualitatifs et quantitatifs se font au microscope inversé selon la technique Utermöhl (1958), méthode maintenant normalisée au niveau français et européen (Afnor 2006). Les résultats des biomasses algales sont exprimés en µg/L. Le détail des protocoles est donné dans Druart & Rimet (2008), il est téléchargeable sur le site <http://www.dijon.inra.fr/thonon>.

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),
- 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

3.1 EVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2017

3.1.A. Evolution des classes d'algues et des taxons dominants

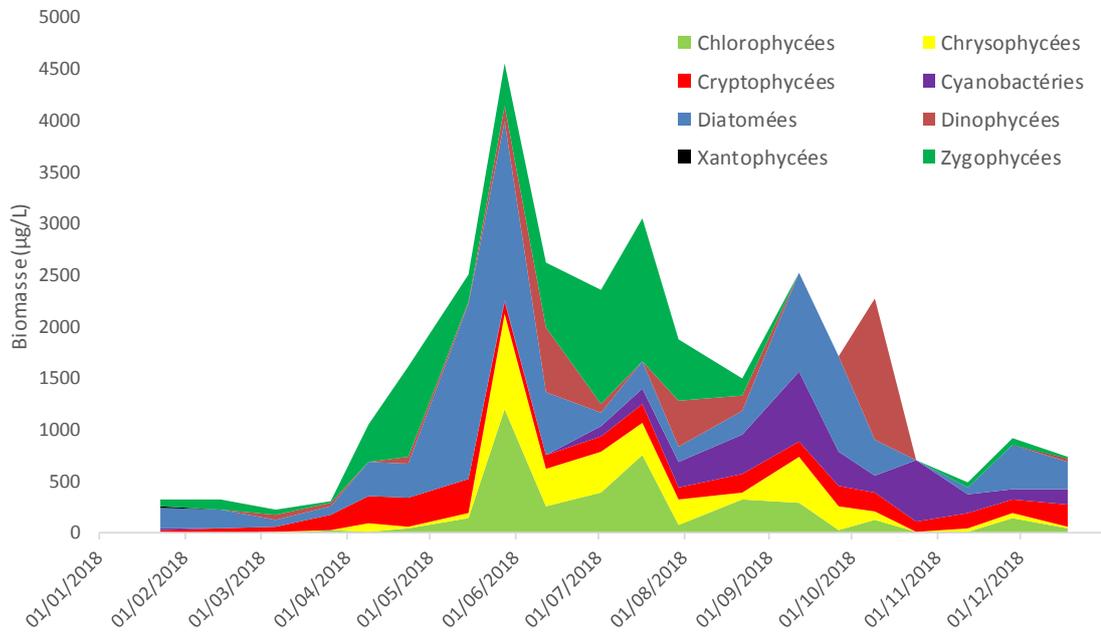


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2017.

Figure 1 : Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensus Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2017.

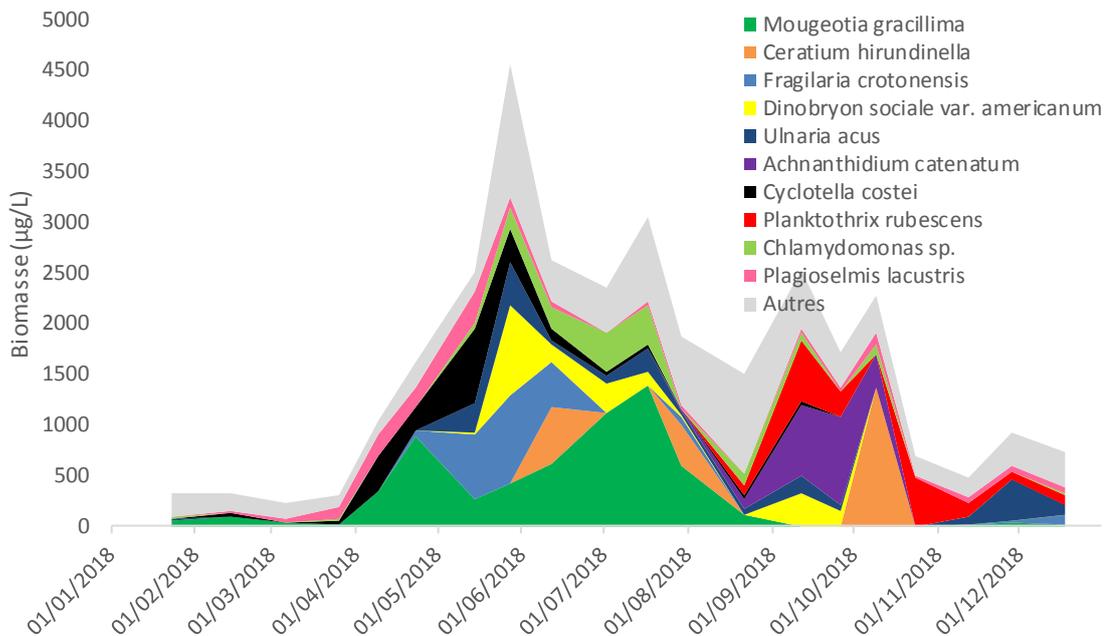


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2018.

Figure 2: Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2018.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2018 (figures 1 et 2) :

- Une **phase hivernale** (23 janvier au 26 mars), avec des biomasses faibles, dominées à la fois par des diatomées et des Zygothécées. Les diatomées dominant le compartiment sont essentiellement des Diatomées pennées, avec *Diatoma elongatum* et dans une moindre mesure *Ulnaria acus*. Il s'agit de deux taxons observés dans le plancton mais également dans le benthos (Krammer & Lange-Bertalot 1991). Leur présence peut être expliquée par de fortes pluies drainant du benthos vers le pelagos. Des diatomées centriques unicellulaires présentent aussi des biomasses relativement importantes (*Cyclotella costei*, *Stephanodiscus alpinus*). Elles sont typiques du plancton des lacs brassés riches en nutriments et en silice durant la période hivernale (e.g. Padisak et al. 2009). La présence de la Zygothécée filamenteuse *Mougeotia gracillima* est moins habituelle, puisqu'elle préfère les milieux stratifiés, à l'interface entre l'épi et l'hypolimnion (Tapolczai et al. 2015).
- Une **phase printanière** et estivale (9 avril au 22 août) : pendant cette phase, la biomasse augmente progressivement pour atteindre une valeur maximale le 28 mai (4561 µg/L) (même cinétique pour la production primaire). Pendant cette période, *Mougeotia gracillima* (Zygothécées) est omniprésente et représente 1/3 de la biomasse. La présence de nombreuses espèces de Chlorophycées est observée avec des biomasses assez importantes. Certaines de ces espèces sont indicatrices de milieux très eutrophes (*Chlamydomonas sp.*, *Eudorina elegans*) et d'autres de milieux méso-eutrophes (*Dictyosphaerium pulchellum*, *Micractinium pusillum*) (cf. Padisak et al. 2009). Les Chrysophycées (classe algale composé principalement de taxons indicateurs de milieux oligotrophes), qui habituellement pendant cette période de l'année présentent des biomasses relatives assez élevées, sont assez faiblement représentées en 2018. Enfin, des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*) présentent des biomasses également importantes et indiquent que le milieu est bien stratifié.
- Une **phase automnale** (12/09 au 24/10) : la composition du peuplement phytoplanctonique change brutalement à cette période. *Mougeotia gracillima* disparaît et laisse place à une autre algue filamenteuse, *Planktothrix rubescens*, qui est une cyanobactérie potentiellement toxique. Elle se développe dans le même type de milieu que *Mougeotia gracillima*, c'est-à-dire dans le métalimnion. Une diatomée pennée, indicatrice de milieux de faible profondeur (Padisak et al. 2009) va dominer le compartiment : *Achnanthydium catenatum*. Pendant cette phase, la biomasse reste relativement élevée (environ 2000 µg/L).
- Une **phase hivernale** (12/11 au 18/12) : la biomasse diminue. *Planktothrix rubescens* présente des biomasses relatives importantes pendant cette période. Elle est accompagnée d'une diatomée pennée, *Ulnaria acus*, indicatrice de milieux de faible profondeur (Padisak et al. 2009).

3.1.B. Evolution du micro et du nanophytoplancton

Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à $10'000 \mu\text{m}^3$, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à $10'000 \mu\text{m}^3$.

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2018.

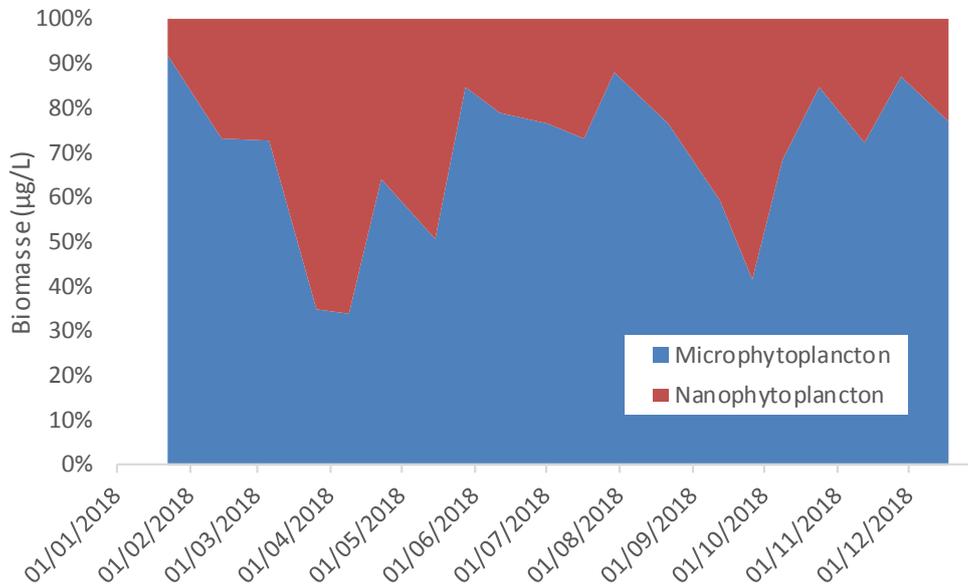


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2018.

Figure 3 : Changes in biomass per size class in the Lake Geneva (SHL 2) in 2018.

Pour l'année 2018, le microphytoplancton domine la biomasse toute l'année (en général plus de 69% de la biomasse), sauf du 26 mars au 9 avril (soit sensiblement la même période que 2017), et également dans une moindre mesure le 26 septembre (41% de la biomasse).

3.2 EVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.A. 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.

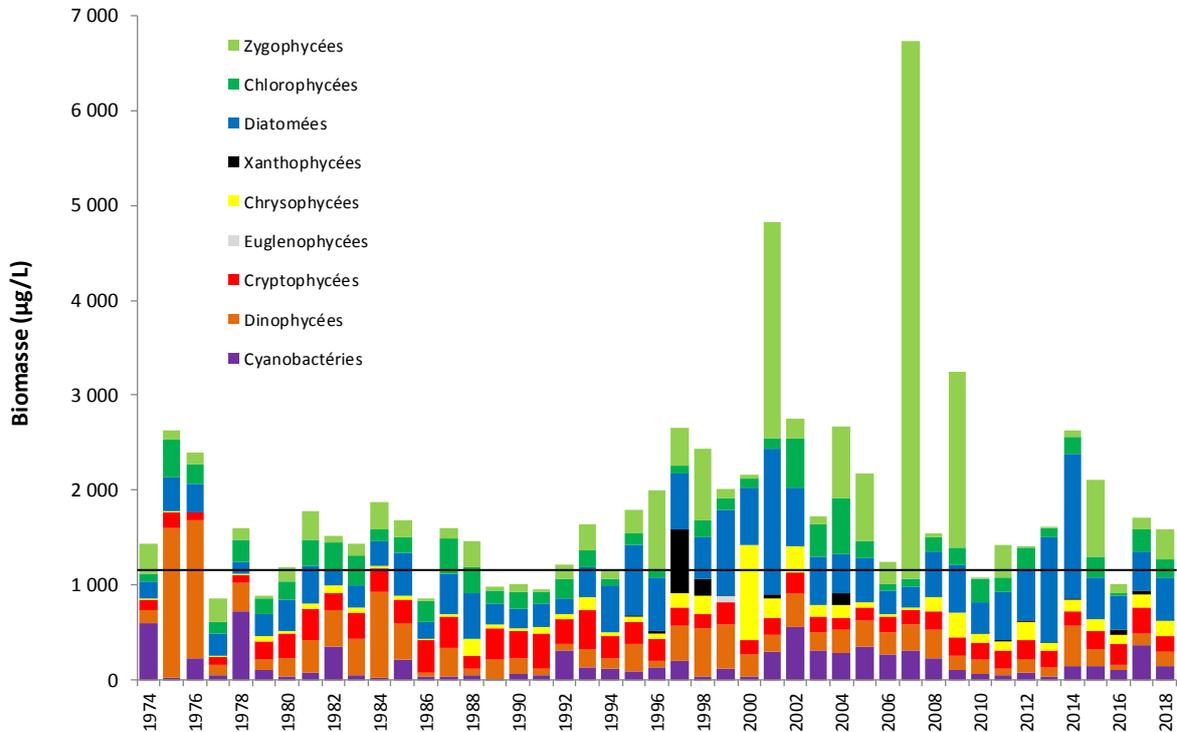


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac. La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser dans le Léman.

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

L'année 2018 présente une biomasse annuelle proche de l'année précédente et reste relativement élevée. Contrairement à 2017, aucun de bloom de *Planktothrix rubescens* n'est observé, ni de très fortes biomasses de *Mougeotia gracillima* comme cela a été vu en 2001, 2007, 2009 et 2015.

La biomasse moyenne annuelle de 2018 (1582 µg/l) dépasse l'objectif à atteindre proposé par la CIPEL (1000 µg/L).

3.2.B. Evolution des classes d'algues

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2018. 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 de 1974 à 2018 est donnée sur la figure 5.

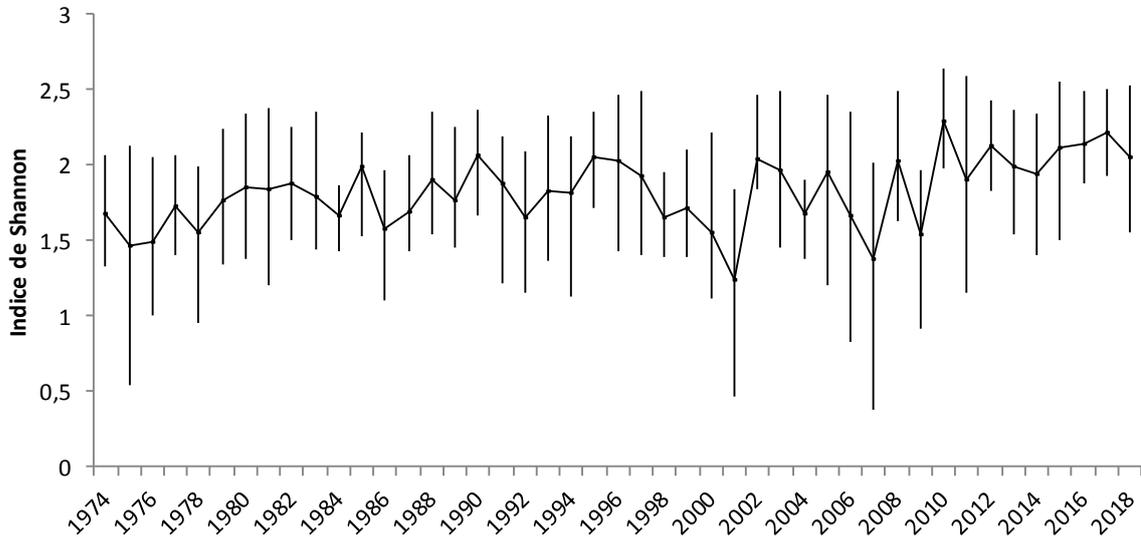


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon, de 1974 à 2018. La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale 10e et 90e centile.

Figure 5 : Interannual evolution of Shannon's diversity index from 1974 to 2018. The line represents changes in the average, the extremities of the vertical bar 10th and 90th percentile.

La diversité peut être un indicateur de niveau en 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. On remarque cependant que les années présentant les diversités les plus élevées sont des années récentes (par ordre de diversité décroissante : 2010, 2017, 2016, 2012, 2015, 1990, 2018).

Toutefois, certaines années récentes (2001, 2007 et 2009), présentent de faibles diversités : ceci correspond aux blooms de *Mougeotia gracillima* qui a dominé fortement le peuplement phytoplanctonique ces années.

3.2.C. 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 7 classes. Ces classes 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.

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

Classes IB	[Ptot]	Niveau 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).

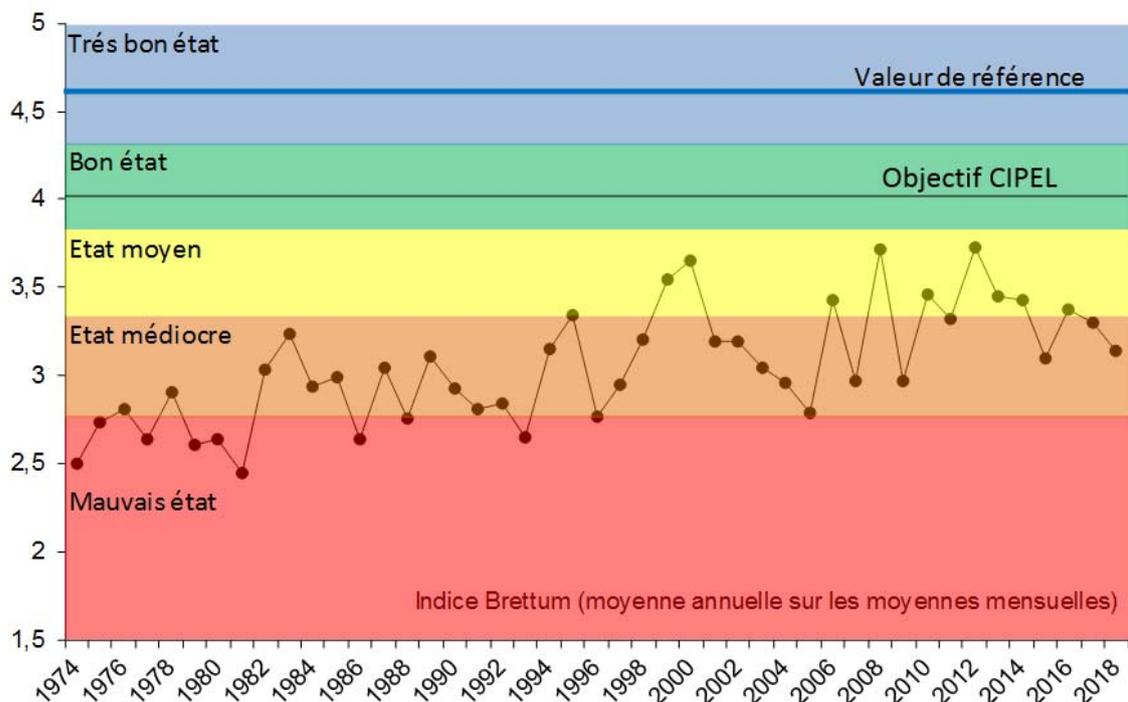


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac. Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram *et al.* 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman. La valeur de référence 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 the Léman. The reference value corresponds to an ecosystem not impacted by human activities.

Globalement une amélioration de la qualité des eaux est observable depuis 1974 (Figure 6). Entre 1974 et 1980 le lac était eutrophe selon l'indice de Brettum. L'indice présente une hausse, indiquant une amélioration de l'état trophique.

L'année 2018 classe le lac dans un état médiocre (valeur = 3.14). L'objectif à atteindre proposé par la CIPEL est de 4.

3.2.D. 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 donne les différents groupes fonctionnels de Reynolds *et al.* (2002).

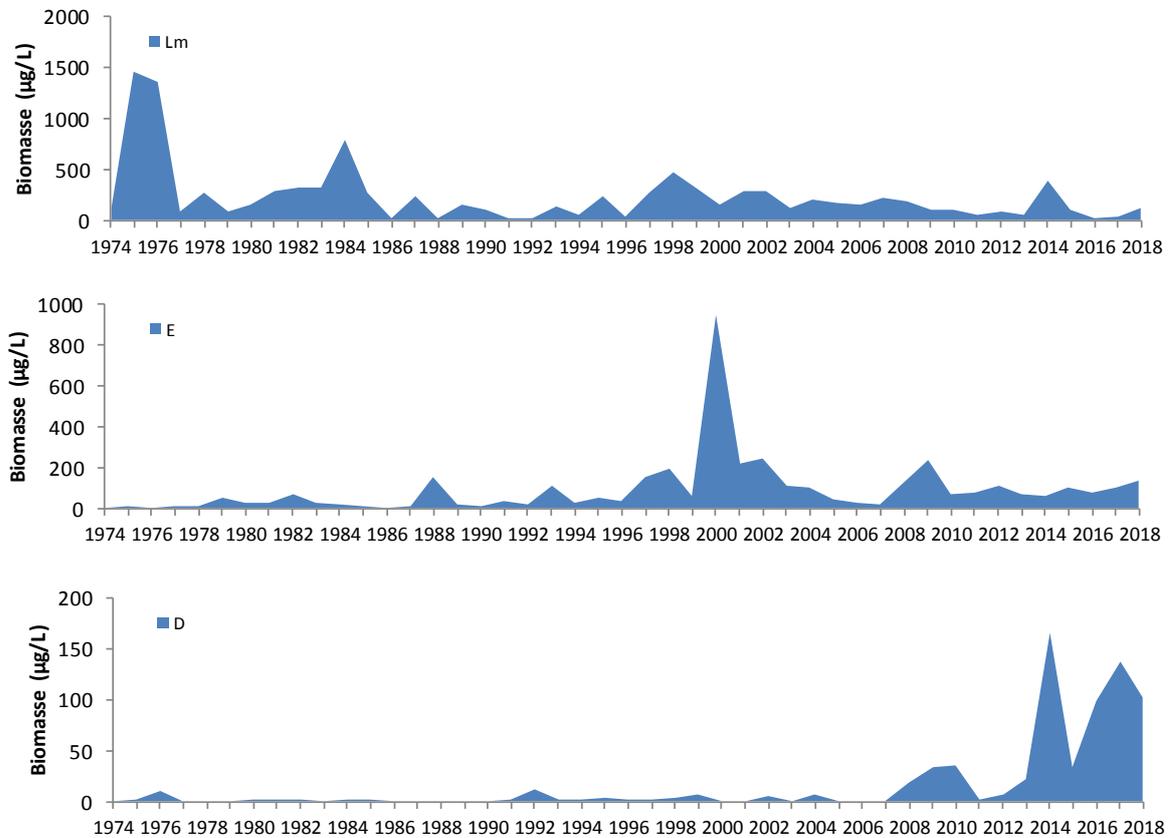


Figure 7: Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds et al. (2002).

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

Le groupe Lm rassemble les taxons caractéristiques des épilimnions eutrophes bien stratifiés. Une diminution de sa biomasse de l'année 1975 à l'année 2018 est observé (figure 7). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (figure 7) 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*, *Achnantheidium catenatum*) des milieux turbides et de faible profondeur selon Reynolds et al. (2002). Une augmentation de leur biomasse dans les années récentes est observée. Depuis 2016, les biomasses de ces taxons sont très élevées par rapport à l'ensemble de la chronique.

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. 1-572pp.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- 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 de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, 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.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H., 1991. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 576 pages.
- Padisak J., Crossetti L. O. & Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- 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.
- 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.
- Utermohl, 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., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S. & Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXE

Tableau 1 : Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002).

Table 1 : Definition of functional groups according to Reynolds *et al.* (2002).

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

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>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 lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>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 _i	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 2018

PAR

Stéphan JACQUET

INRA-UMR/CARTELE, 75 avenue de Corzent, 74200 Thonon-les-Bains, France

RÉSUMÉ

Les picocyanobactéries sont une composante du phytoplancton ayant été négligée jusqu'alors peu 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 5 dernières années, de 2014 à 2018, révèle de fortes abondances (par comparaison avec les concentrations cellulaires de la plupart des autres organismes phytoplanctoniques) dépassant 10^5 cellules mL^{-1} en période estivale. La biomasse relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste 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. Une comparaison est proposée avec les grands lacs péri-alpins voisins d'Annecy et du Bourget.

ABSTRACT

Picocyanobacteria are a component of the phytoplankton having been neglected until then because of their small size (< 2-3 μm). Distribution and dynamics of this community is proposed based on the analysis of their abundance by flow cytometry. The study on the last 5 years, from 2014 to 2018, reveals high abundances of this community exceeding 10^5 cells mL^{-1} during the summer. 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 picoplanktonic biomass can match or even exceed that of the larger planktonic forms.

1. INTRODUCTION

Prendre en compte la structure en taille des communautés phytoplanctonique (pico-, nano-, micro-phytoplancton) dans la compréhension du fonctionnement écologique des milieux aquatiques est donc particulièrement pertinent, le picoplancton étant susceptible d'être un indicateur trophique, fonctionnel et/ou en réponse aux changements globaux (e.g. la température).

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. Ces dernières sont des espèces unicellulaires 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, les espèces de petite taille ont un ratio surface/volume plus important, ce qui entraîne une vitesse de sédimentation plus faible et une absorption plus efficace des nutriments (Raven 1998).

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,). D'autres formes picoplanctoniques, appartenant aux eucaryotes (e.g. *Chlorella* spp), sont également présentes et souvent dénombrées comme un seul groupe (faute de distinction morphologique claire) et inclus dans le nanophytoplancton. Dans la suite de ce rapport, seules les picocyanobactéries sont prises en compte.

Dans les écosystèmes pauvres à moyennement riches en nutriments (mésio-oligotrophes), les picocyanobactéries sont toujours observées et susceptibles de participer significativement, au moins à certains moments de l'année et en zone épilimnique, à la production primaire totale, et donc au soutien de la production secondaire zooplanctonique (Ammini *et al.* 2014, Jacquet *et al.* 2016).

Pour donner un ordre d'idées, les données acquises par S. Jacquet (INRA CARTELE) sur la période s'étalant de 2003 à 2018, 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) mais n'excède pas 15% au lac du Bourget (oligo-mésotrophe). 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 aussi par ailleurs susceptibles de réagir positivement au réchauffement de la masse d'eau, y compris en système oligo-mésotrophe (Jacquet non publié).

Il est proposé au sein de ce chapitre de décrire l'évolution (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne dans le Léman, considérées à 6 profondeurs différentes (de la surface à 50 m de profondeur) et mises en relation avec les principaux facteurs environnementaux pour l'année 2018, (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries au sein du lac (intégrées entre la surface et 18 m de profondeur) permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2014 inclus (première année du suivi des picocyanobactéries au Léman) comparativement au phytoplancton total et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton, et ce, aussi, comparativement aux lacs du Bourget et d'Annecy pour révéler et comparer l'importance du compartiment picophytoplanctonique au sein de ces lacs.

2. MÉTHODES

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 échantillon d'eau intégré 0-18 m (en lien avec le suivi phytoplanctonique classique –Rimet 2019).

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 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 ou encore la phycoérythrine sont des pigments qui permettent de discriminer différentes populations (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.

Analyse statistique

Une analyse en composantes principales ou 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%.

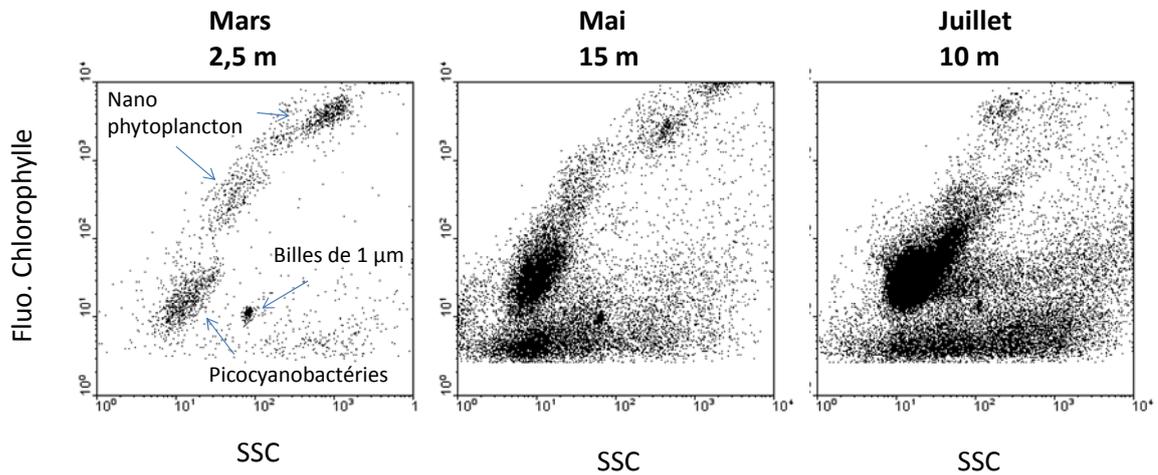


Figure 1 : Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) révélant notamment la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates en 2018 dans le Léman à la station SHL2. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l'indice 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.

3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2018

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne observée en 2018 (Fig. 2) révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été, mais aussi au début de l'automne, avant de diminuer à la fin de l'automne et en hiver. Les valeurs maximales ont été observées de mi juillet à fin août, mais aussi mi octobre, avec plus de 10^5 cellules/mL. En 2018, les concentrations cellulaires les plus élevées (i.e. $>10^5$ cellules/mL) ont d'abord été enregistrées une fois à 10 m le 15 juin, puis à 2,5 et 10 m mi juillet et à 2,5, 10 et 15 m fin août. Ces concentrations ont également été enregistrées fin octobre à 2,5 et 10 m. La concentration cellulaire des picocyanobactéries reste bien visible et marquée toute l'année sur la tranche d'eau 0-50 m.

Pour l'année 2018, la proportion des picocyanobactéries en termes de biomasse a été, pour la strate 0-18 m, de 6,1 % (valeur en légère baisse par rapport à 2017 qui était de 7%), contre 25,1 % pour le nano- et 68,8 % pour le microphytoplancton. Comparativement, les proportions picocyanobactériennes ont été de 6,9 % et 41,4 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement.

Dans le détail, les picocyanobactéries ont représenté jusqu'à 21 % de la biomasse au mois d'août (25% en 2017 et 40 % en 2016, valeur maximale atteinte au cours des 5 années étudiées) sur la tranche d'eau intégrée 0-18 m. Seule autre période de l'année où ils ont été représenté de manière significative a été fin octobre (31 %).

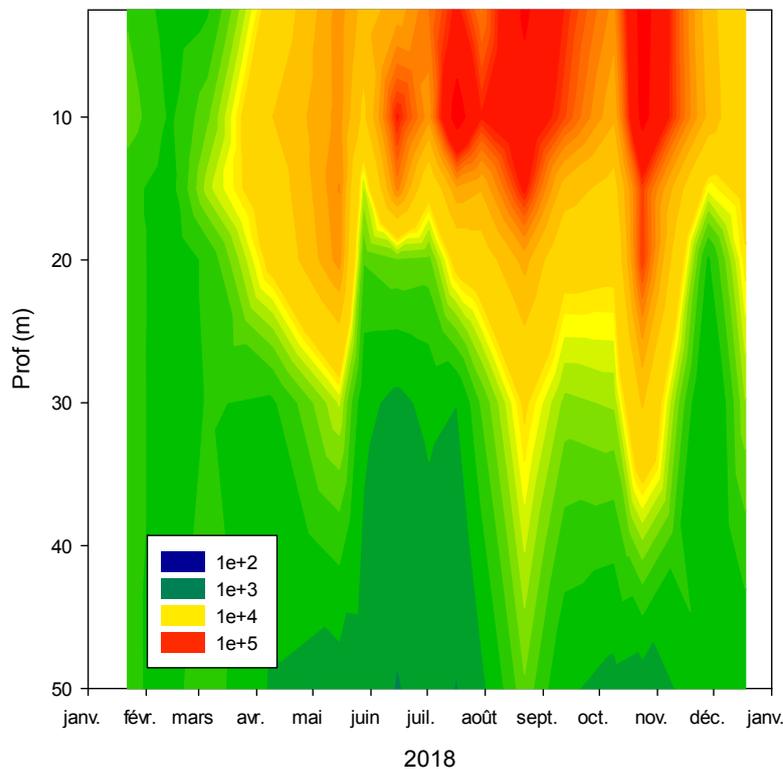


Figure 2 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules / mL) en 2018 entre la surface et 50 m de profondeur dans le Léman à la station SHL2. $1e+2 = 100$; $1e+5 = 100\ 000$.

Figure 2 : Distribution and dynamics of picocyanobacteria (in cells / mL) in 2018 between surface and 50 m deep in Lake Geneva.

Une analyse en composantes principales pour déterminer les liens existant entre certains facteurs physico-chimiques et la dynamique et distribution de cette communauté (notée « picocyanos » ci-dessous) a été conduite pour l'année 2018 ($n=96$; Fig. 3). La variance totale expliquée à partir des deux principaux axes est élevée, soit 69,6 %. On constate que la température (notée Temp) est un facteur clef ($r=0,80$; $p<0,01$), 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 - non publié).

La variable « profondeur » notée « prof » peut être considérée comme un proxy (indicateur) de la lumière et une relation négative existe entre les picocyanobactéries et la profondeur ($r=-0,68$; $p<0,01$). Pour les nutriments on note une relation négative faible avec les phosphates ($r=-0,36$; $p<0,01$) et plus marquée avec les nitrates ($r=-0,75$; $p<0,01$), suggérant une nouvelle fois que la communauté des picocyanobactéries est un bon indicateur du statut trophique du milieu. L'ensemble de ces résultats souligne aussi le besoin de la mise en place d'études expérimentales au laboratoire à partir de cultures afin d'apprécier l'effet des différents nutriments, typiquement NO_3 vs NH_4 , sur la croissance des picocyanobactéries.

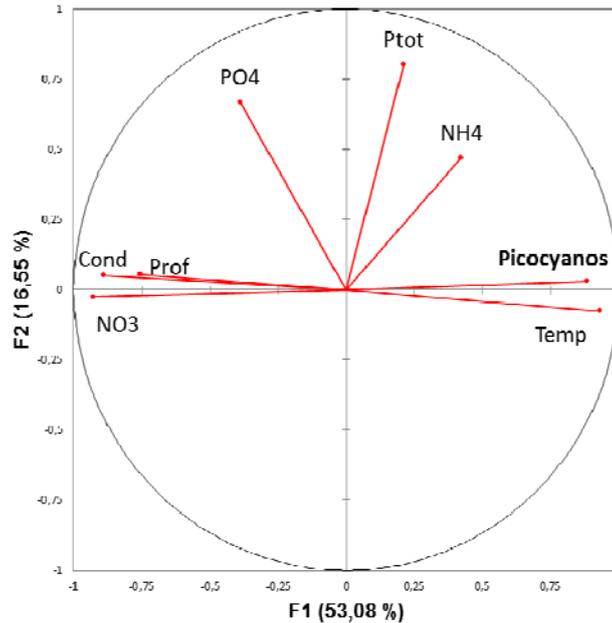


Figure 3 : Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres physico-chimiques, observées entre la surface et 50 m, sur l'ensemble de l'année 2018 dans le Léman, à la station SHL2. Le pourcentage de variance expliquée est relativement important pour l'axe 1

Figure 3 : Principal Component Analysis with a selection of a few parameters in 2018, for the depths between the surface and 50 m, in Lake Geneva (Station SHL2). The percentage of explained variance is relatively high for the first axis

4. EVOLUTION DEPUIS 2014

Depuis 2014, on observe que les concentrations annuelles moyennes des picocyanobactéries dans la zone 2,5-20 m ou 0-18 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces concentrations cellulaires régulièrement élevées (comparativement à la plupart des autres populations du phytoplancton) sont surtout observées autour de la période estivale, les concentrations maximales étant observées de juin à octobre (Fig. 4).

En 2017, on avait observé une période de développement étroite et concentrée sur la période estivale (surtout août) mais en 2018, de fortes abondances cellulaires ont aussi été observées plus tard dans l'année, en octobre. Les raisons de cette dynamique ne sont pas claires pour le moment (la sécheresse et les températures clémentes très tard dans la saison étant une piste à explorer).

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les 5 dernières années que la zone où les concentrations cellulaires sont les plus élevées reste la zone épilimnique (0-15 m). Les raisons à cette distribution restent également à être expliquées mais il apparaît clair que des paramètres comme la température et la lumière jouent sans nul doute un rôle clef comme pour l'ensemble du phytoplancton (Fig. 5).

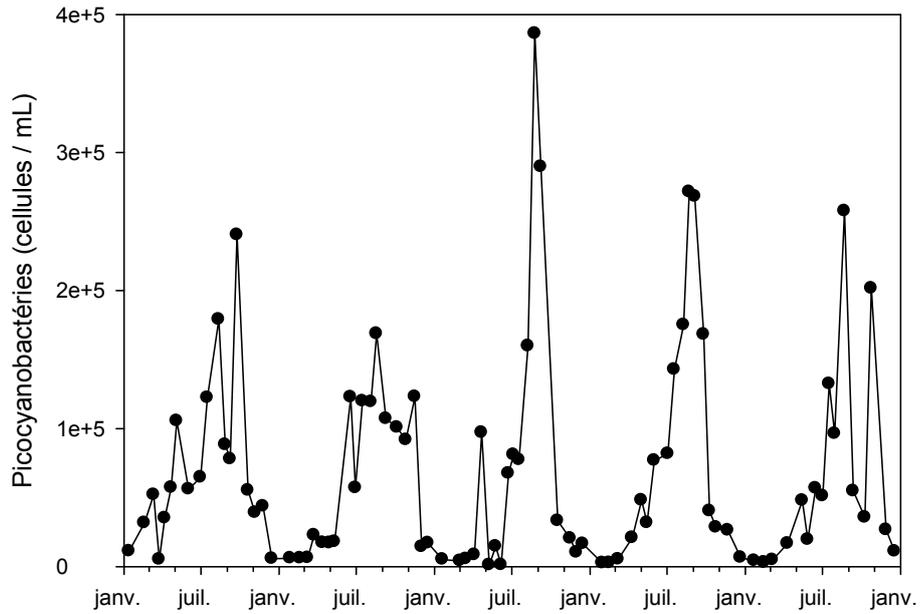


Figure 4 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries (en cellules / mL) moyennes entre 2,5 et 20 m de 2014 à 2018 inclus, dans le Léman, à la station SHL2

Figure 4 : Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells / mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2018.

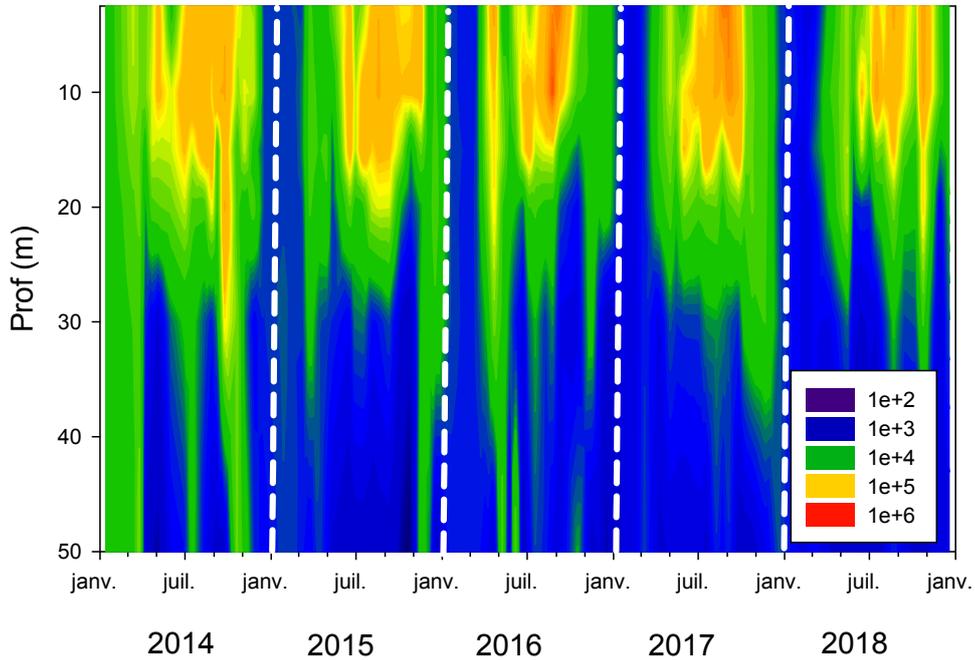


Figure 5 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries de 2.5 à 50 m de 2014 à 2018 inclus, dans le Léman, à la station SHL2.

Figure 5 : Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2018 at the SHL2 station.

Sur la période de 2014 à 2018, la proportion (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 5,6 (en 2014) et 10,1% (en 2016) révélant de fortes disparités interannuelles (Fig. 6). L'année 2018 ressemble à 2017 avec une proportion significativement plus basse que 2016 et comparable à 2014, autour des 6-7%. Le nombre de données reste à ce jour limité (5 ans) et seul le suivi à long terme de cette communauté permettra de confirmer (i) que la proportion picocyanoplantonique augmente avec la réoligotrophisation du lac, comme cela est observé au lac du Bourget, en association avec la hausse des températures des eaux de surface et (ii) que ce groupe indique une amélioration du statut trophique et plus globalement de la qualité des eaux du lac associé à un changement de son fonctionnement écologique (Reymann & Jacquet 2015).

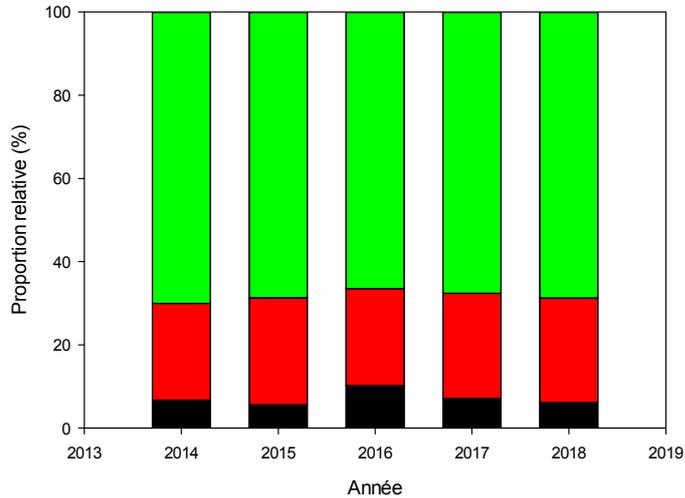


Figure 6 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman pour la période 2014-2018 entre 0 et 18 m.

Figure 6 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva for the period 2014-2018.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014-2018, une plus forte concordance entre les lacs Léman et du Bourget, comparativement à Annecy plus oligotrophe et restauré depuis plus longtemps (Fig. 7).

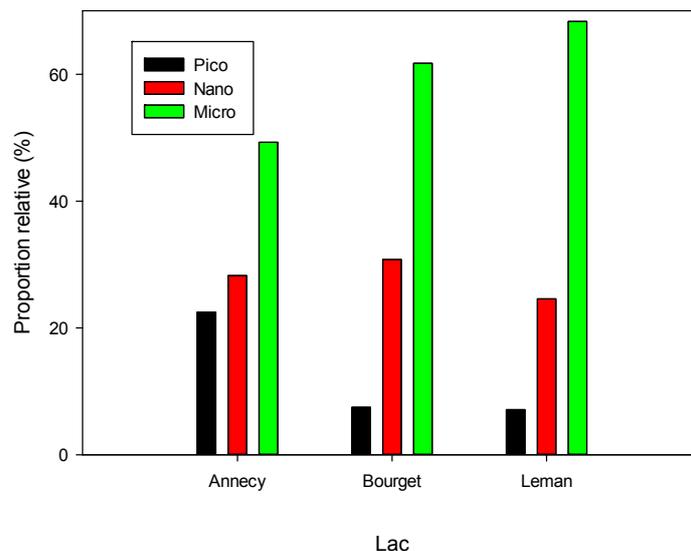


Figure 7 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014-2018.

Figure 7 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014-2018.

5. CONCLUSION

Le picophytoplancton, majoritairement représenté par les picocyanobactéries, est une composante importante du phytoplancton présent dans le Léman. En plus de son rôle fonctionnel dans la production primaire globale de l'écosystème ou en tant que communauté proie potentielle pour le zooplancton uni- et pluricellulaire, le suivi détaillé de ce compartiment sur le long terme devrait confirmer que ce groupe est un bon indicateur de l'évolution du statut trophique de l'écosystème mais aussi peut être de sa réponse au réchauffement climatique, c'est-à-dire à l'augmentation des températures des eaux de surface du Léman.

BIBLIOGRAPHIE

- Ammini P, Zhong X, Angia Sriram PR, Jacquet S. 2014. Dynamics of auto- and heterotrophic picoplankton and associated viruses in Lake Geneva. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion* 18, 1073-1084
- Chisholm SW, Olson RJ, Zettler ER, Goericke R, Waterbury JB, Welschmeyer NA. 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 MJ, 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 ME. 2013. DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. *Biogeosciences* 10, 3817-3838
- Jacquet S, Barbet D, Barbier C, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Lacroix D, Laine L, Leberre B, Neasat J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F. 2016. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. Rapport INRA-CISALB-CALB, 205 pages
- Perga ME, Barbier C, C M, Frossard V, Guillard J, Hamelet V, Jacquet S, Lainé L, Lasne E, Rimet F. 2016. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2015. SILA (éd.) et INRA-Thonon, 123 pages et dossiers
- 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
- Raven JA. 1998. Small is beautiful. The picophytoplankton. *Functional Ecology* 12, 503-513
- 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. 2019. Le phytoplancton du Léman. Rapport CIPEL pour l'année 2018
- 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 CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2018

PAR

Orlane ANNEVILLE, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR CARRTEL), BP 511, F-74203 THONON-LES-BAINS cedex

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière de la biomasse chlorophyllienne en 2018 montre un redémarrage en avril dès la mise en place d'une stratification des eaux de surface qui permet le développement d'un pic de production dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les biomasses chlorophylliennes mesurées au printemps sont légèrement plus élevées que celles mesurées en été. A l'échelle inter-annuelle, la concentration moyenne annuelle de chlorophylle a est plus élevée que celle observée en 2017 mais reste dans le même ordre de grandeur que celles mesurées en période d'eutrophisation. Au printemps, les productions primaires présentent une tendance à la baisse depuis 2015.

ABSTRACT

Increase in chlorophyll a concentrations started in April with the thermal stratification of the water column. Spring maximum chlorophyll a concentrations were slightly higher than in summer. In 2018, the annual mean chlorophyll a concentration was higher than the one measured in 2017 and similar to concentrations measured when the lake was eutrophic. In spring, primary production has been decreasing since 2015.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la concentration en chlorophylle *a*) mesurées à la station SHL2 du Léman au long de l'année 2018. L'évolution inter-annuelle des mêmes caractéristiques phytoplanctoniques est également présentée pour comparaison avec l'année 2018.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de 20 campagnes aux profondeurs habituelles de 0, 1, 2.5, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m pour la chlorophylle et 0, 2.5, 5, 10, 20 et 30m pour la production primaire. La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc standard.

La production primaire (PP) a été mesurée selon le protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par méthode d'incubation et d'incorporation du $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$. La production primaire est exprimée, par unité de surface ou de volume, en quantité de C fixée par incubation et par heure.

La concentration en chlorophylle *a*, utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en chlorophylle *a* (ici notée ChIA) a été calculée suivant l'équation de (STRICKLAND & PARSONS 1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes (750, 665 ; 645 et 630 nm ; Norme NF T90-117 AFNOR 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle (notée ChIa, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (ChIA et ChIa) sont intimement corrélées ($R^2 > 97\%$, PERGA, LEBERRE & PERNEY, 2017). Les mesures de ChIa seront donc présentées pour le suivi de l'année 2018. Enfin, l'évolution inter-annuelle des biomasses chlorophylliennes sera quantifiée à partir des valeurs moyennes de ChIA sur les eaux de surface (0-30m).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE

Les concentrations moyennes et maximales en chlorophylle *a* mesurées sur les 30 premiers mètres présentent une évolution synchrone et caractérisée par de faibles valeurs en début d'année (figure 1A), lorsque le lac n'est pas encore stratifié.

On observe une augmentation rapide dès le mois d'avril, lorsque la stratification se met en place (TRAN KHAC et al, ce rapport). Cette augmentation de biomasse chlorophyllienne s'explique par la reprise de l'activité photosynthétique (Figure 1B) et un premier pic de production primaire ($20\mu\text{gC}/\text{litre}/\text{h}$) localisé dans les 3 premiers mètres (figure 2).

L'augmentation des concentrations en chlorophylle *a* se poursuit de façon irrégulière jusqu'au 12 juin, date à laquelle la concentration moyenne sur la tranche d'eau de 0-30m atteint son maximum de $9.3\mu\text{g}/\text{L}$ (figure 1A). La communauté phytoplanctonique est alors dominée par des espèces dont la longueur est supérieure à $20\mu\text{m}$ et/ou le biovolume est supérieur à $10\,000\mu\text{m}^3$, il s'agit d'espèces microphytoplanctoniques dont l'activité photosynthétique est généralement plus faible que celle du nanophytoplancton. Ce changement dans la composition de la communauté phytoplanctonique pourrait expliquer une production primaire moins élevée que celle mesurée le 9 avril (figure 1B). Enfin, contre toute attente, cette forte abondance phytoplanctonique printanière ne se traduit pas en termes de transparence qui est beaucoup plus élevée que celle relevée le 28 mai (figure 1). Cette incohérence est probablement dû au fait que la transparence est influencée par le type de structure cellulaire et que le microphytoplancton laisse davantage passer la lumière que le nanophytoplancton.

En juin, l'augmentation de la transparence résulte du broutage par une population de daphnies relativement abondante (ANNEVILLE et LAINE, ce rapport), qui conduit à une baisse de la biomasse phytoplanctonique (RIMET, ce rapport). Néanmoins, en raison de la présence d'une communauté abondante de picocyanobactéries (JACQUET, ce rapport), de fortes valeurs en chlorophylle *a* sont observées en profondeur avec un pic de $16.2\mu\text{g}/\text{L}$ situé à 15m (figure 2).

En juillet, les concentrations en chlorophylle *a* sont nettement plus faibles que celles observées au printemps.

En août, une croissance phytoplanctonique observée à 10m explique l'augmentation de la concentration moyenne sur les 0-30m (figure 2). Les concentrations élevées se maintiennent jusqu'au 26 septembre puis diminuent en raison de la modification des conditions du milieu (baisse de lumière et de la température); signant l'amorce de la période automnale.

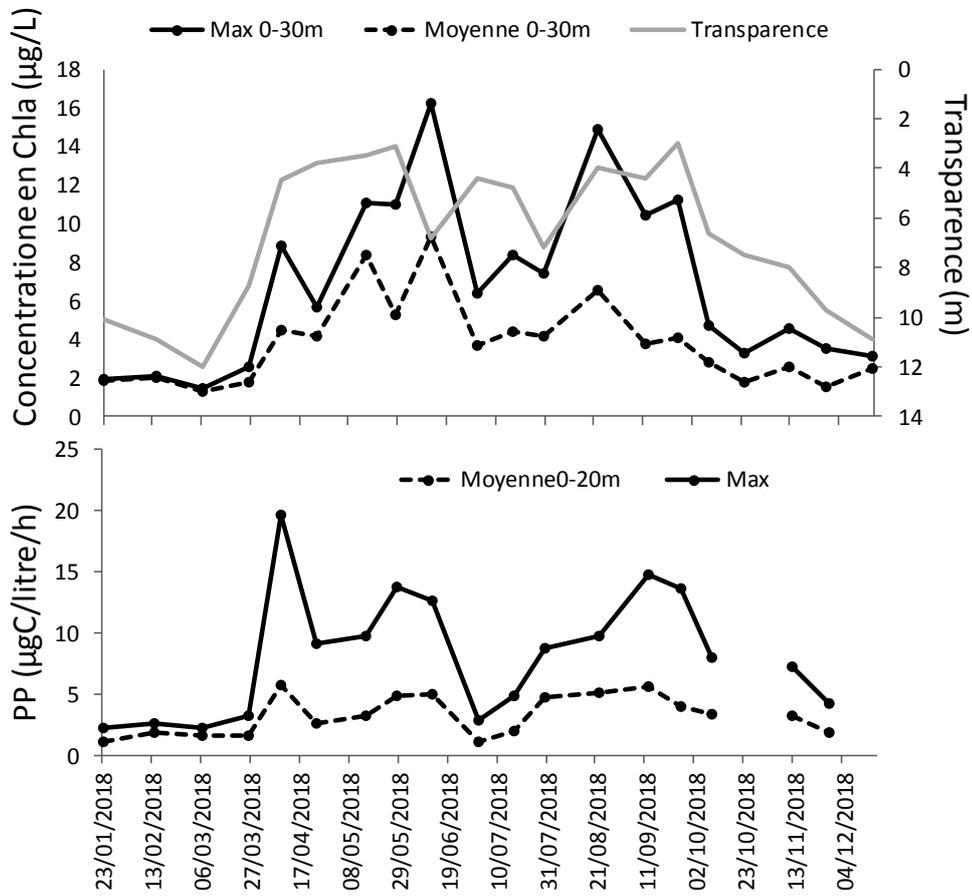


Figure 1 : A) Evolution saisonnière de la transparence et des concentrations moyennes et maximales de Chla observées sur les 30 premiers mètres à la station SHL2, en 2018. B) Evolution saisonnières de la production primaire moyenne et maximale mesurées sur les 20 premiers mètres, à la station SHL2, en 2018.

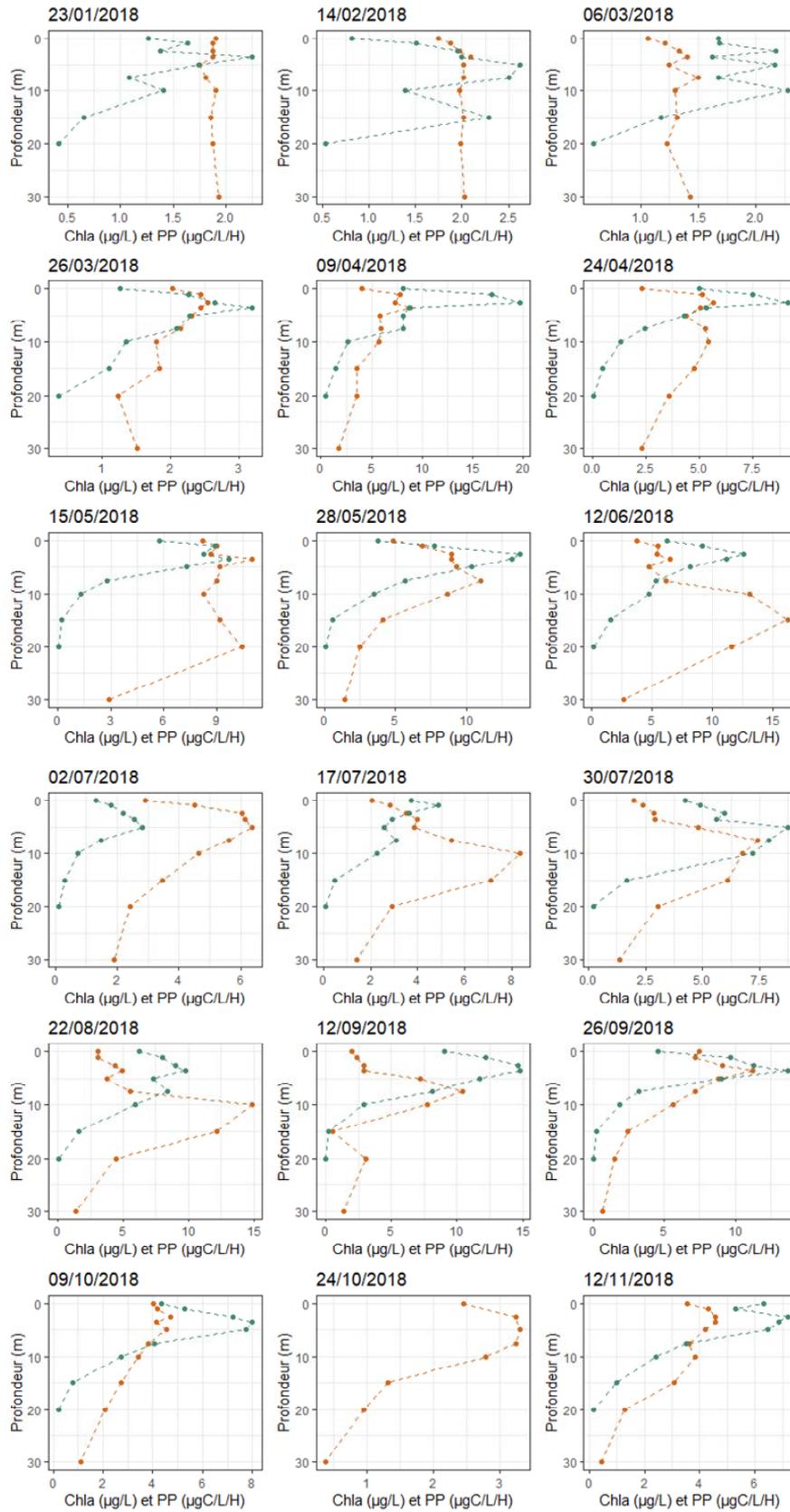


Figure 2 : Profils verticaux de production primaire (vert) et chlorophylle a (marron) enregistrés à la station SHL2, en 2018.

3.2 DYNAMIQUE INTER-ANNUELLE

L'évolution temporelle de la production primaire reflète celle de la biomasse chlorophyllienne à l'échelle de l'année ($r=0.6$, $p\text{-value}<0.005$), néanmoins, cette relation s'estompe sur le long-terme. Depuis 2015, la production primaire moyenne annuelle présente une tendance à la baisse en raison d'une baisse de l'activité phytoplanctonique au printemps (figure 3).

En revanche, les valeurs moyennes de chlorophylle *a* observées en 2018 sur les 20 premiers mètres ($5.47\mu\text{g/L}$) sont plus élevées que celles relevées les 3 années précédentes ($4.64\mu\text{g./L}$ en 2015, $3.11\mu\text{g./L}$ en 2016 et $3.80\mu\text{g/L}$ en 2017). Cette concentration relativement plus importante en 2018, seraient à mettre en relation avec des valeurs plus élevées observées au printemps et en été (figure 3).

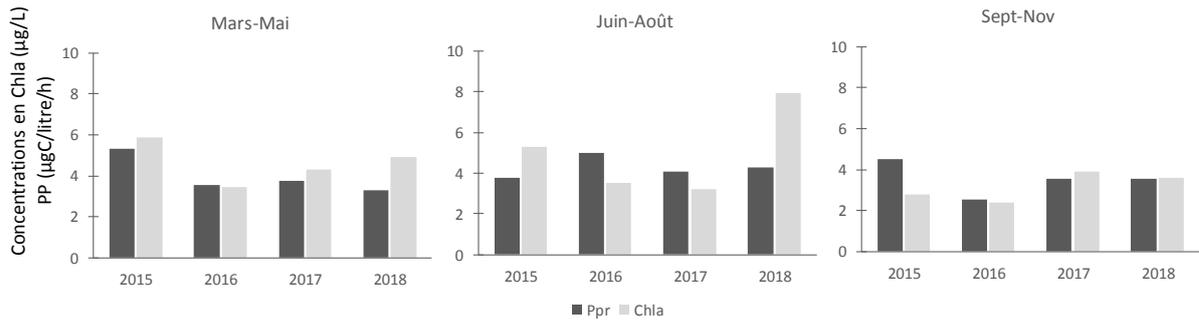


Figure 3 : Evolution inter-annuelle des moyennes saisonnières sur 20m pour les concentrations en Chla et la production primaire, mesurées à la station SHL2.

Sur une période plus longue, les moyennes annuelles (calculées de février à novembre pour éviter les valeurs manquantes) en chlorophylle *a* mesurées avec la méthode Strickland Parson et pondérées sur les 30 premiers mètres, présentent des fluctuations inter-annuelles sans tendance apparente (Figure 4).

Contrairement à la biomasse phytoplanctonique (RIMET, ce rapport), mais en accord avec ce qui a été décrit précédemment, les concentrations annuelles de 2018 apparaissent plus élevées que celles mesurées en 2017. Cette différence est probablement dû à la présence des picocyaobactéries qui ne peuvent pas être observée en microscopie classique, mais qui, de façon ponctuelle, peuvent contribuer de façon importante aux concentrations en chlorophylle *a* (ANNEVILLE et al., 2017). En 2018, les moyennes annuelles de chlorophylle *a* mesurées sur les 30 premiers mètres ($4.39\mu\text{g/L}$), sont supérieures aux concentrations moyennes observées sur la période 1977-2018 ($3.96\mu\text{g/L}$).

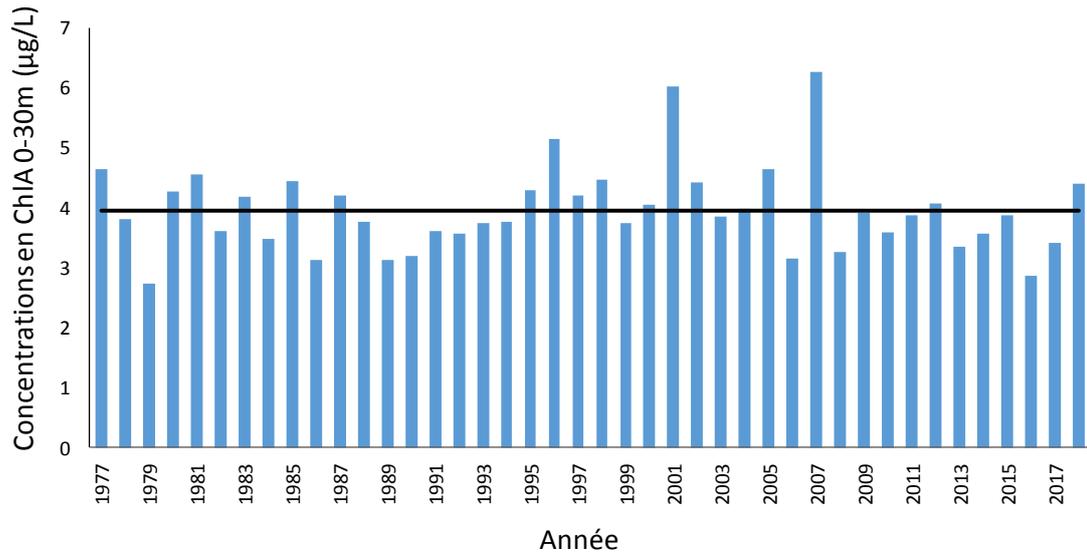


Figure 4 : Evolution inter-annuelle des moyennes annuelles pondérées sur 30m pour les concentrations en chlorophylle *a* mesurées selon la méthode Strickland Parson de février à novembre. La ligne horizontale indique la valeur référence (3.96µg/L) correspondant à la moyenne calculée sur la période 1977-2018. Station SHL2, Grand Lac.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE et LAINE L. (2019). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- ANNEVILLE O., RIMET F. et PERNEY P. (2018). Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017. 106-112.
- JAQUET S. (2019). Etude relative aux picocyanobactéries. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- PERGA ME, 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. 163-171 pp.
- PERGA M.E., LEBERRE B. et PERNEY P. (2017). Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 93-100.
- RIMET F. (2019): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- STRICKLAND J.D.H. et PARSONS T.R. (1968). A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- TRAN KHAC V., QUETIN P. et ANNEVILLE O. (2019) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman, données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2018

PAR

Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON LES BAINS Cedex

RÉSUMÉ

La communauté microcrustacéenne voit ses effectifs dominés par les calanides dont les abondances augmentent dès le mois de février. Les abondances des cyclopidés et cladocères herbivores augmentent en mars. Les densités observées en été sont relativement plus faibles que celles mesurées au printemps. Les daphnies, cyclopidés et calanides présentent un pic très marqué en octobre. Les Bythotrephes sont très peu abondants en 2018, leur maxima estival est légèrement inférieur au pic observé au printemps. Les Leptodora présentent une dynamique annuelle marquée par un pic estival (en août). A l'échelle inter-annuelle, les effectifs de cette communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse avec, pour les daphnies, la valeur la plus faible jamais observée depuis 1974. La communauté des rotifères est dominée par Keratella cochlearis qui présente un pic d'abondance en juin et se maintient pendant toute la période estivale.

ABSTRACT

Calanids dominate the crustacean zooplankton in Lake Geneva. At the annual scale, the calanids abundances started to increase in February. The abundance of cyclopids and herbivorous cladoceran started to increase in March. In summer, zooplankton densities are lower than during spring and the abundance of Daphnia, cyclops and calanids reached high values in October. Bythotrephes densities were very low in 2018. In summer, its maximum abundance was lower than in spring. Leptodora had highest densities in summer (August). The annual mean crustacean densities is decreasing and Daphnia abundances showed the lowest values ever reached since 1974. The rotifera community is dominated by Keratella cochlearis whose maximum abundance occurred in June and presented high abundances during summer.

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 est à la fois une source de nourriture pour les consommateurs secondaires et un facteur de contrôle de l'abondance et de la composition des communautés phytoplanctoniques. Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. En 2018, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman est composée des copépodes (le calanides *Eudiatomus gracilis* et *Cyclops prealpinus*.) et des cladocères (*Daphnia sp.*, *Eubosmina sp.*, *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*).

En 2018, les 20 campagnes de prélèvements réalisées ont pu faire l'objet de comptage. Ce document traite (i) des biovolumes sédimentés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons ainsi que (iii) des tendances inter-annuelles observées sur les communautés de crustacés et rotifères du Léman.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, d'abord mensuel puis bi-mensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station SHL2, située au milieu du lac. Les microcrustacés et rotifères sont recueillis à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 µm et 64 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Les échantillons sont fixés au formol à 5%, puis, ceux prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 µm, sont 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 rotifères sont dénombrés à partir du filet à vide de maille de 64 µm. Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1ml ou 0.5ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon est mise à sédimenter dans une chambre d'Utermöhl pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement se fait à l'espèce ou au genre.

Les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement dans les échantillons prélevés au filet à vide de maille de 200 µm. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon.

Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times \frac{V_{\text{ech.total}}}{V_{\text{ss.ech}}} \times \frac{H_{\text{filtrée}}}{V_{\text{filtré}}}$$

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

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DE L'ABONDANCE TOTALE ET DES PRINCIPAUX ORDRES DES MICROCRUSTACÉS

Tout au long de l'année, la communauté de crustacés est largement dominée par les calanides (figure 1a). Les cyclopidés sont nettement plus abondants que les cladocères au printemps et en fin d'été.

Le biovolume sédimenté initie son augmentation progressivement dès le mois de février (figure 1b), en raison de l'augmentation des effectifs de calanides qui atteignent un premier pic d'abondance en mars (figure 1a). Le biovolume sédimenté augmente jusqu'au mois de mai en raison de l'augmentation de l'abondance des daphnies et copépodes. Dans un premier temps, jusqu'au mois de mars, cette augmentation des biovolumes sédimentés s'accompagne d'une augmentation de la transparence qui traduit une faible activité phytoplanctonique (ANNEVILLE et RIMET, 2019 ; RIMET, 2019). Les biovolumes sédimentés augmentent jusqu'au mois d'août puis diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'année.

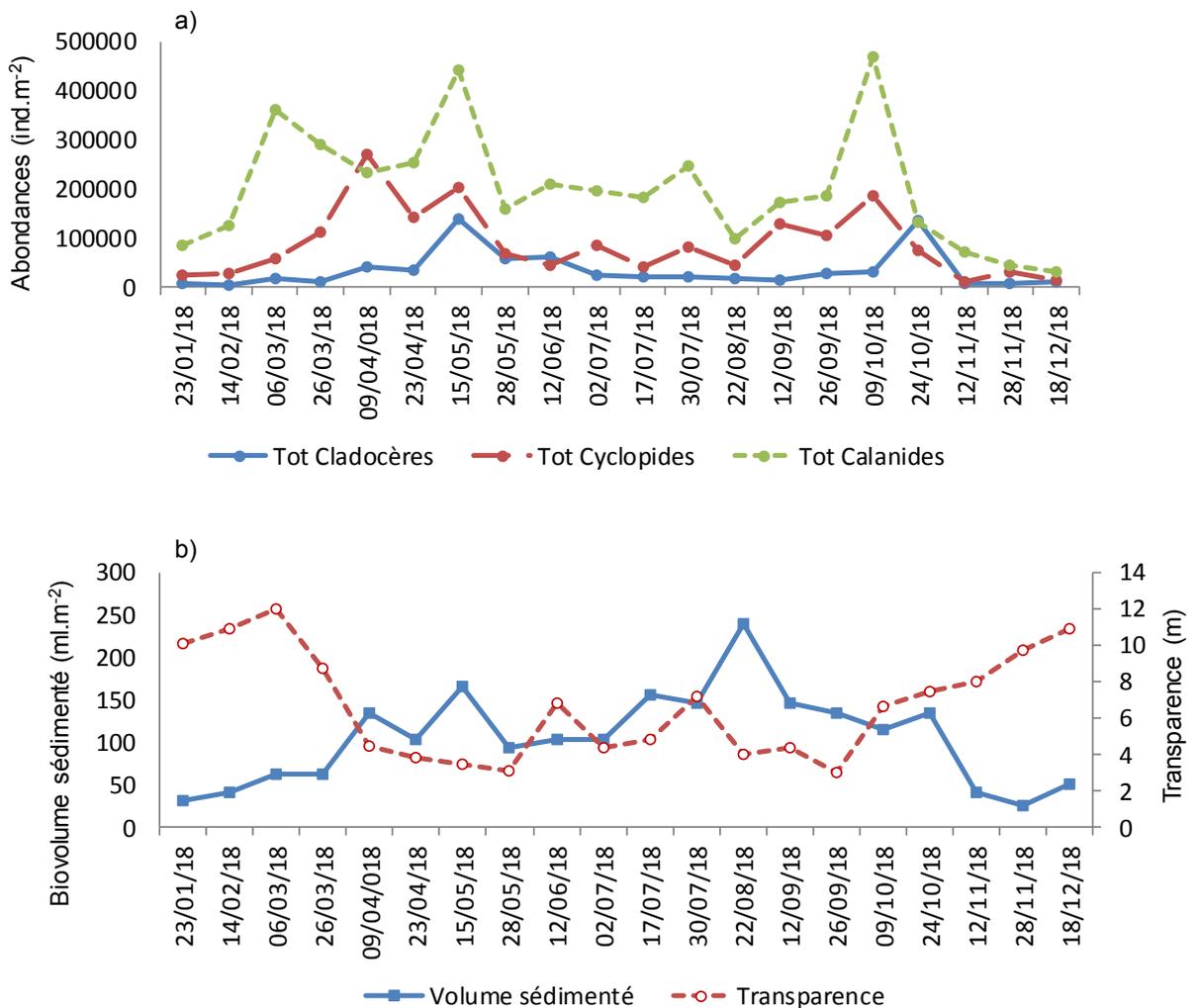


Figure 1 : a. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques. b. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux 2018 (Léman, SHL2).

Figure 1 : a. Seasonal changes in the abundance of zooplankton taxa. b. Compared seasonal changes in sedimented zooplankton biovolumes and water transparency in 2018 (Lake Geneva, SHL2).

3.2 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DES MICROCRUSTACÉS EN 2018

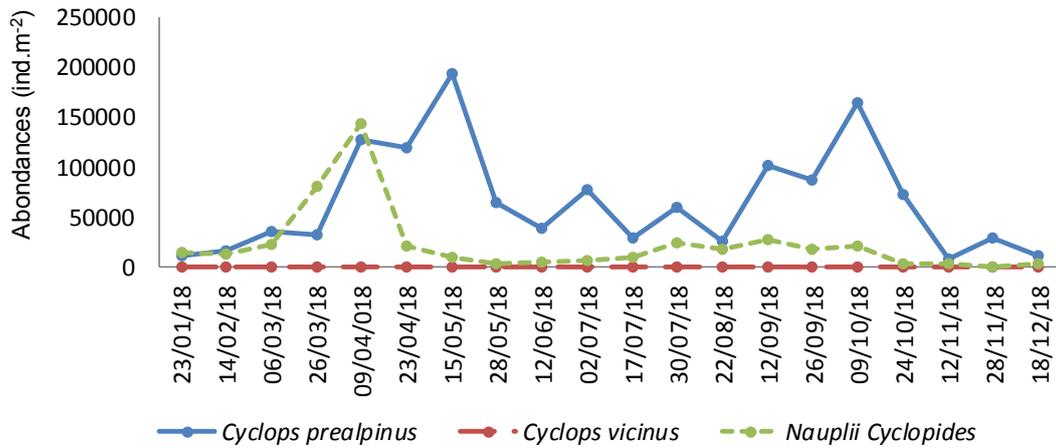


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopidés en 2018 (Léman, SHL2)

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2018 (Lake Geneva, SHL2)

En 2018 la communauté des cyclopidés est uniquement composée de *Cyclops prealpinus*. L'abondance des cyclopidés augmente dès le mois de mars (figure 2). Cette augmentation de la population de *C. prealpinus* suit l'accroissement du nombre de nauplii. La population de *C. prealpinus* atteint un maximum le 15 mai (193 806 ind/m²). Les abondances baissent jusqu'au mois d'août. Un deuxième pic est observé en automne avec un maximum qui atteint les 164 240 ind/m² en octobre.

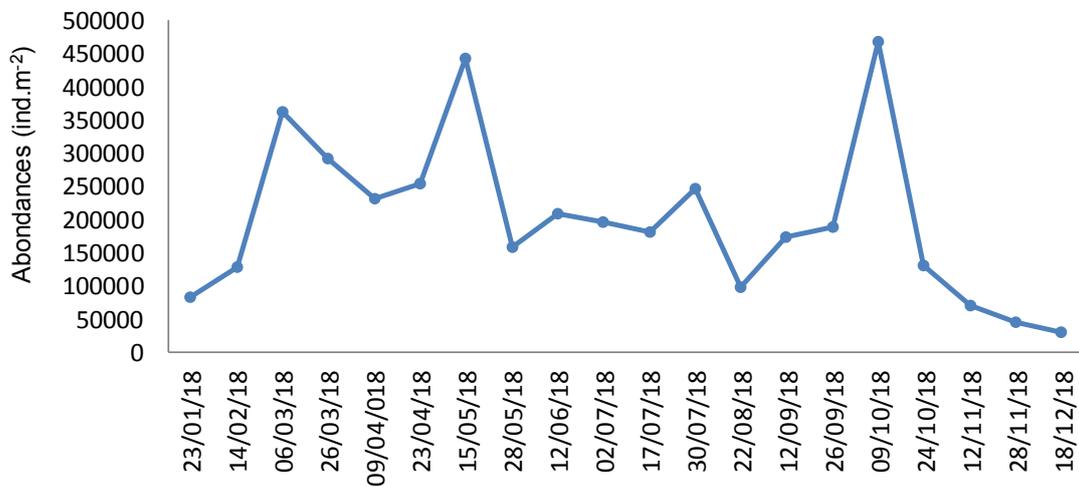


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanide *Eudiaptomus gracilis* en 2018 (Léman, SHL2)

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2018 (Lake Geneva, SHL2)

L'abondance d' *E. gracilis* augmente à partir du mois de février (figure 3) et présente un premier pic au début du mois de mars puis un deuxième en mai. Comme pour les cyclopidés, les abondances diminuent pendant la période estivale puis augmentent en automne pour atteindre un maximum de 467 826 ind/m² le 9 octobre.

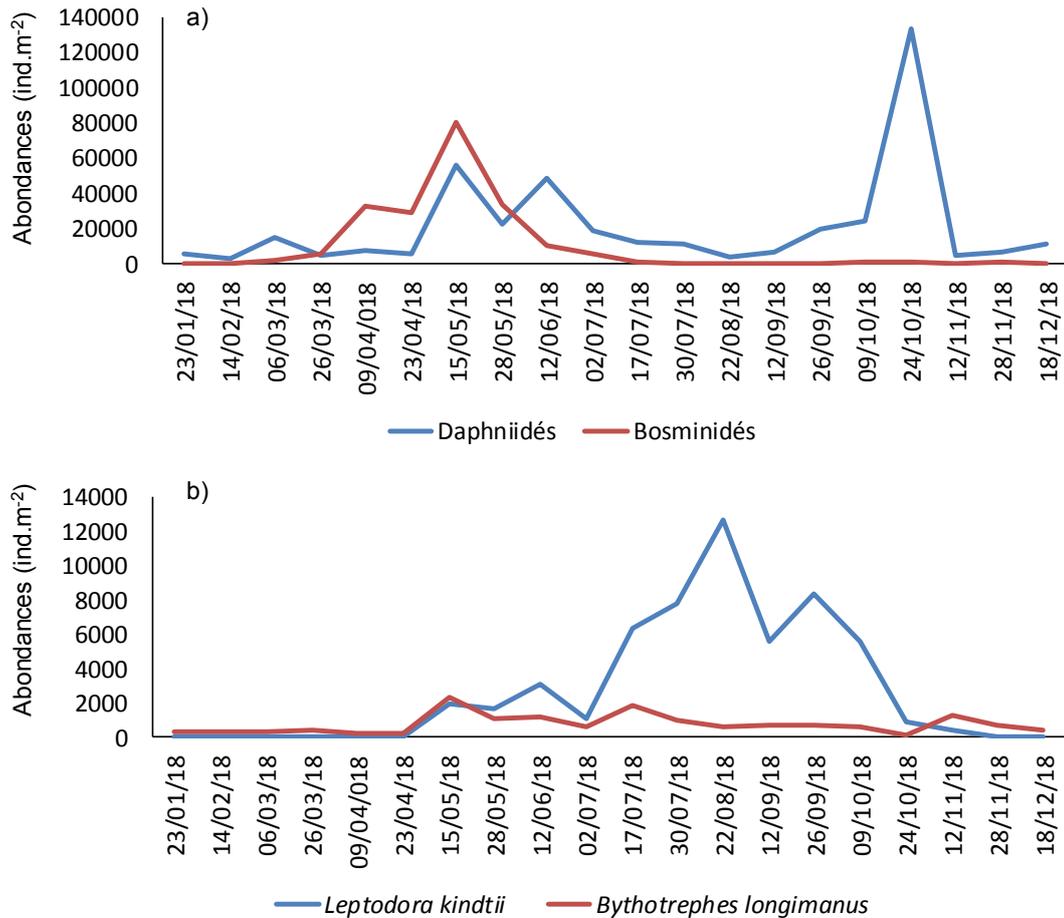


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes Cladocères a) herbivores b) carnivores

Figure 4 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous (a) and carnivorous (b) Branchiopoda in 2017 (Lake Geneva, SHL2)

En 2018, l'abondance des bosminidés augmente à partir du mois de mars pour atteindre un pic d'abondance annuel le 15 mai (80 478 ind/m²). Cette date correspond également aux plus fortes abondances de daphnies observées au printemps (55 842 ind/m²). En été, l'abondance des cladocères herbivores demeure beaucoup plus faible que celle observée au printemps, puis la population de daphnies présente un pic, bien plus important que le pic printanier (133 317 ind/m²), le 24 octobre.

Les cladocères prédateurs, *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii*, se caractérisent quant à eux habituellement par un développement en saison chaude. En 2018, la dynamique de *L. kindtii* correspond à ce schéma, et présente des abondances maximales (12 619 ind/m²) le 22 août. En revanche, *B. longimanus* demeure à des abondances très faibles. En été, cette population demeure en dessous des 1 900 ind/m² et son maximum de 2 287 ind/m² s'observe le 15 mai.

3.3 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

En 2018, la communauté des rotifères est composée de 20 taxons et présente une dynamique saisonnière qui se caractérise par de faibles valeurs hivernales et automnales (figure 5a). La croissance de cette communauté débute dès le mois de février avec l'augmentation de la population de *Notholca caudata* qui atteint son maximum (792 723 ind/m²) à la fin du mois de mars (figure 5b). Les rotifères présentent leur maximum printanier le 23 avril en raison du développement de *Synchaeta sp* qui atteint son pic d'abondance de 1 956 112 ind/m².

Cette population diminue jusqu'en automne en étant remplacée par des espèces plus estivales telles que *Kellicottia longispina*, *Gastropus stylifer* et *Keratella cochlearis*. Cette dernière domine la communauté de la fin mai jusqu'au 12 septembre avec une abondance maximale de 1 246 561 ind/m² observée le 12 juin.

En fin d'été, *Conochilus unicornus* et *Pompholyx sulcata* se maintiennent à des abondances élevées pendant 1 à 2 mois pour ensuite s'effondrer brusquement avec l'ensemble des autres espèces dont *Polyarthra sp* qui le 9 octobre, dominait la communauté avec une abondance de 1 340 457 ind/m². En 2018, ces 8 taxons représentaient 92.7% des effectifs totaux et leur contribution moyenne annuelle à la communauté s'élevait à 90.5%.

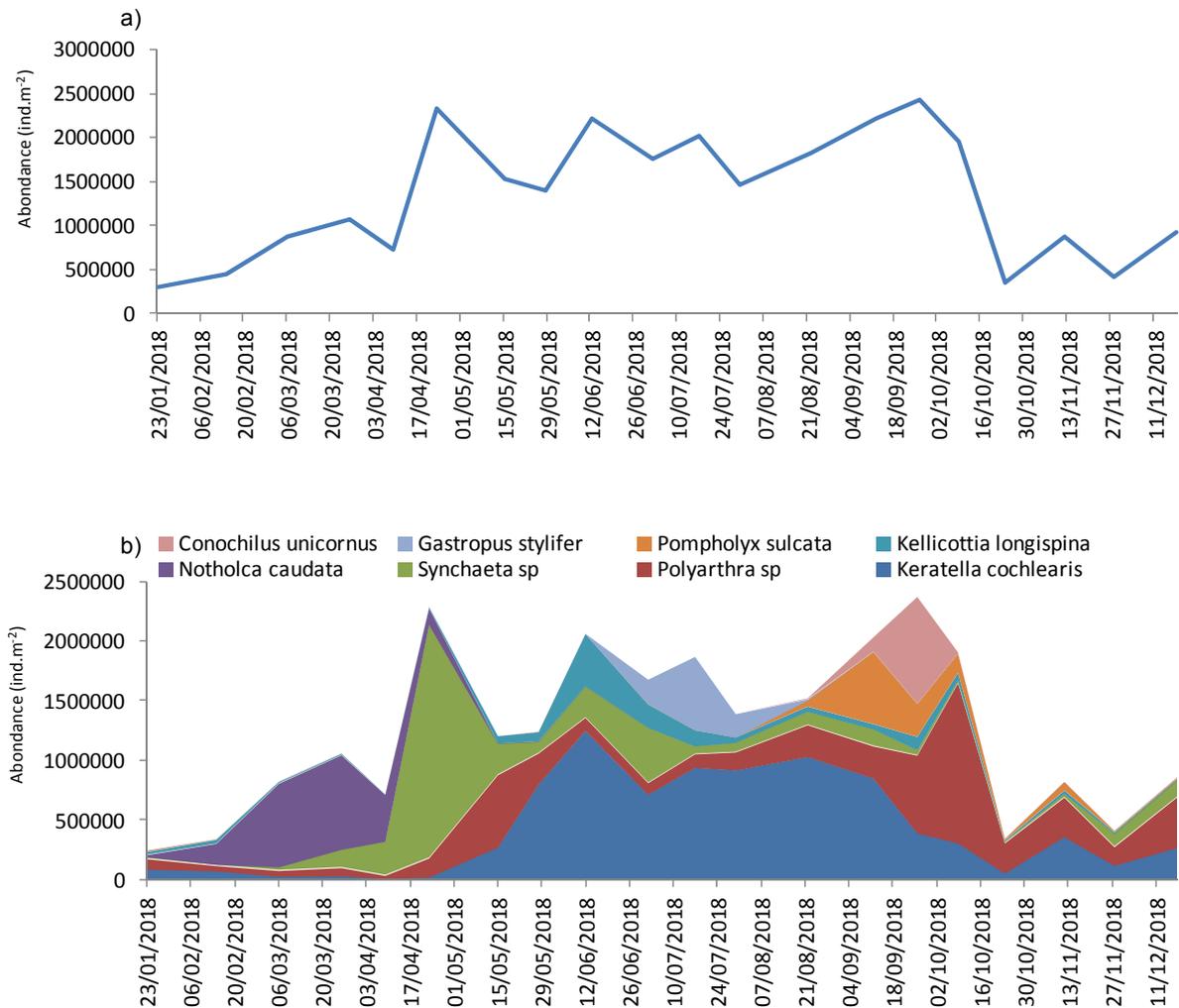


Figure 5: Evolution saisonnière de l'abondance a) de l'ensemble des rotifères, b) des principaux taxons de la communauté de rotifères dans le Grand Lac (SHL2) en 2018.

Figure 5: Seasonal patterns in the abundance of a) all the identified taxa, b) the dominant taxa of Rotifera community in Upper Lake Geneva in 2018.

3.5. EVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN

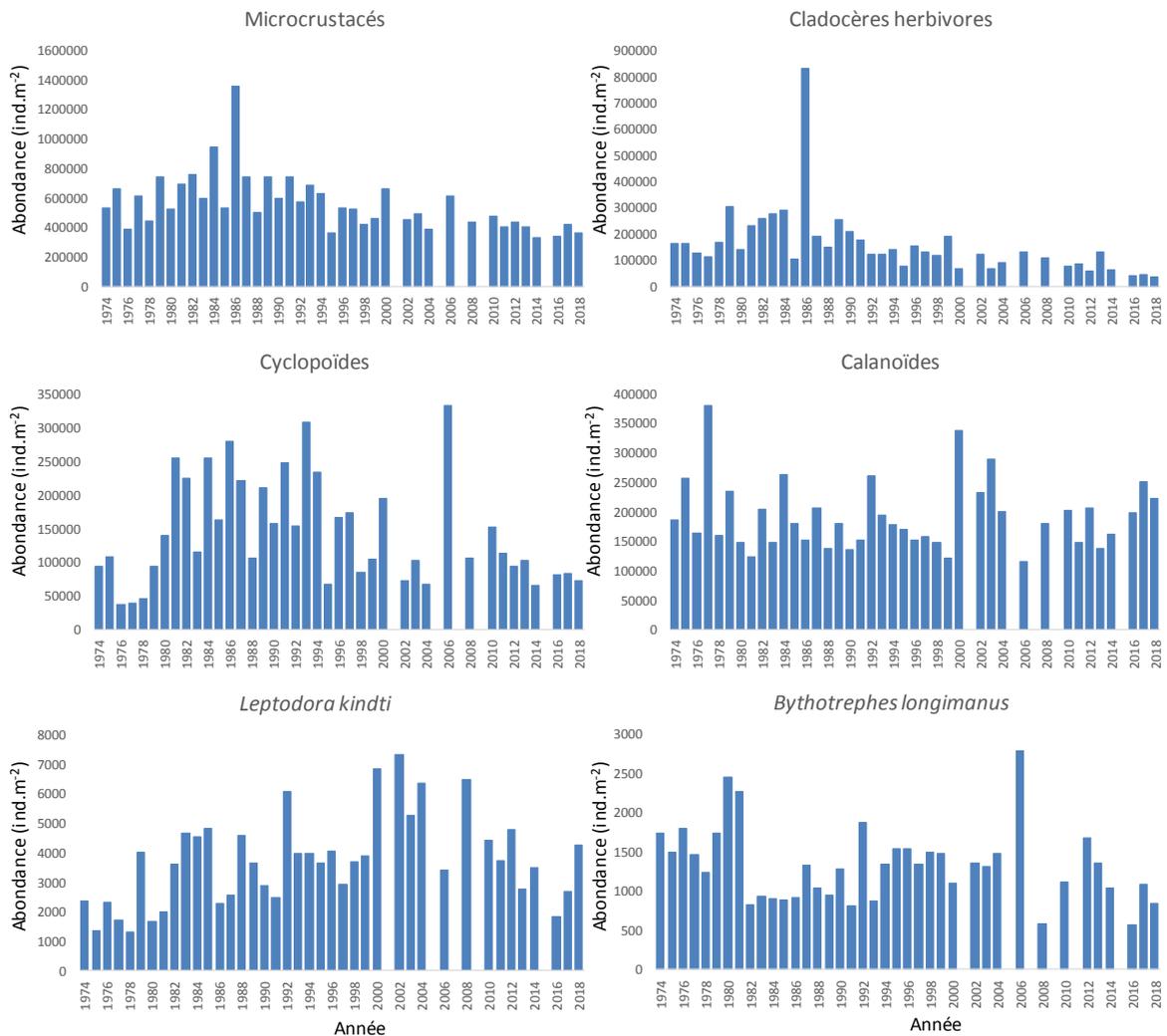


Figure 7 : Evolution interannuelle de l'abondance absolue des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses.

Figure 7 : Inter-annual changes in absolute abundances of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2, averaged over March-September). Years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included.

La majorité des taxons microcrustacéens présentent des tendances inter-annuelles fortement marquées. Les cladocères herbivores (Daphniidés et Bosminidés), cyclopoïdes et *B. longimanus* s'inscrivent dans une tendance à la baisse. *L. kindti* présente des abondances plus élevées qu'en 2016 et 2017 mais se maintient à des valeurs faibles par rapport à celles atteintes dans les années 2000. Ainsi, seuls les calanoides présentent une évolution interannuelle sans tendance. Cette baisse générale des principaux taxons du zooplancton contribue donc à la diminution de l'abondance des microcrustacés qui s'était initiée à la fin des années 80 avec la diminution des effectifs de daphnies.

L'évolution inter-annuelle de l'abondance des microcrustacés reste néanmoins fortement guidée par la baisse des cyclopoïdes et des daphnies. La diminution de l'abondance des cyclopoïdes serait principalement causée par une modification dans la composition de la communauté phytoplanctonique en faveur d'espèces dont la qualité nutritionnelle serait moins intéressante pour les naupliis de copépodes et donc impacterait négativement leur survie (ANNEVILLE et al., 2007). La baisse de l'abondance des daphnies serait également liée à l'évolution de la composition taxonomique du phytoplancton avec une abondance relative moindre des cryptophycées, espèces d'excellente qualité nutritionnelle (LAINE et PERGA, 2015). La baisse de l'abondance des daphnies serait également induite par l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) en lien avec la réoligotrophisation et le réchauffement du Léman (ANNEVILLE et al. 2017).

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE O., MOLINERO J.C., SOUISSI S., BALVAY G., GERDEAUX D. (2007). Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *Journal of Plankton Research*, 29 : i49-i59.
<https://doi.org/10.1093/plankt/fbl066>
- ANNEVILLE O. et RIMET F. (2019). Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018*.
- 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.
- LAINÉ L., PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014*, 127-136.
- RIMET F. (2019). Phytoplancton du Léman. *Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018*.
- 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.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2018

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), 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. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 43.4 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, au printemps, la contribution des *Bythotrephes* augmente au cours des 5 dernières années alors que celle des *daphnies* diminue nettement. Cette modification inter-annuelle du bol alimentaire de *C. lavaretus* pourrait être un réajustement en réponse à de trop faibles abondances en *daphnies* consécutives à la baisse continue des effectifs dans cette population.*

ABSTRACT

*Whitefish (*Coregonus lavaretus*) sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2018, the mean length of the sampled fish was 43.4 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. In spring, higher and lower relative contributions of *Bythotrephes* and *Daphnia* respectively, are being observed for 5 years. The change in *C. lavaretus* stomach content is probably due to changes in his feeding activity in response to lower abundance in *daphnia* population.*

1. INTRODUCTION

Le corégone (*Coregonus lavaretus*) est une espèce piscicole pélagique qui consomme du zooplancton durant toute sa vie. Ces espèces zooplanctonophages sont connues pour leur rôle régulateur des communautés planctoniques et leur influence sur la structure taxonomique ou les successions saisonnières (LAZZARO et LACROIX, 1995). De par son mode d'alimentation, *C. lavaretus* n'exerce pas une pression de prédation identique sur toutes les espèces zooplanctoniques (ANNEVILLE et HAMELET, 2018). Le suivi de la CIPEL permet d'avoir une meilleure connaissance du régime alimentaire de cette espèce et de son évolution au cours du temps pour mieux appréhender les effets de cette population sur l'abondance du zooplancton.

Par ailleurs, dans le Léman, les dynamiques et la structure des communautés zooplanctoniques présentent des changements qui résultent de l'évolution des pressions naturelles (fluctuations météorologiques, prédation...) et anthropiques (modification du climat, baisse des apports en phosphore...). Ces changements sont susceptibles de provoquer un réajustement du comportement de prédation chez cette espèce et donc une modification de son régime alimentaire. Ainsi, le suivi du régime alimentaire du corégone permet également d'évaluer l'adaptation de cette espèce à l'évolution de la composition de la communauté zooplanctonique du Léman.

Ce document décrit les changements survenus dans le régime alimentaire du corégone au cours de l'année 2018 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2005.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-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 30 janvier. L'échantillonnage du mois de février n'ayant pu être réalisé, le mois de mars compte 2 dates de prélèvement. En 2018, 199 poissons ont ainsi été échantillonnés et 99 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 proies 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 prélevés en 2018 est de 43.4 cm, le plus petit poisson mesurant 36.5 cm et le plus gros 54 cm. Les tailles des corégones demeurent relativement stables sur toute l'année (figure 1) avec toutefois une baisse entre les mois d'avril et mai probablement en raison de l'entrée dans la pêche de la cohorte de 2+.

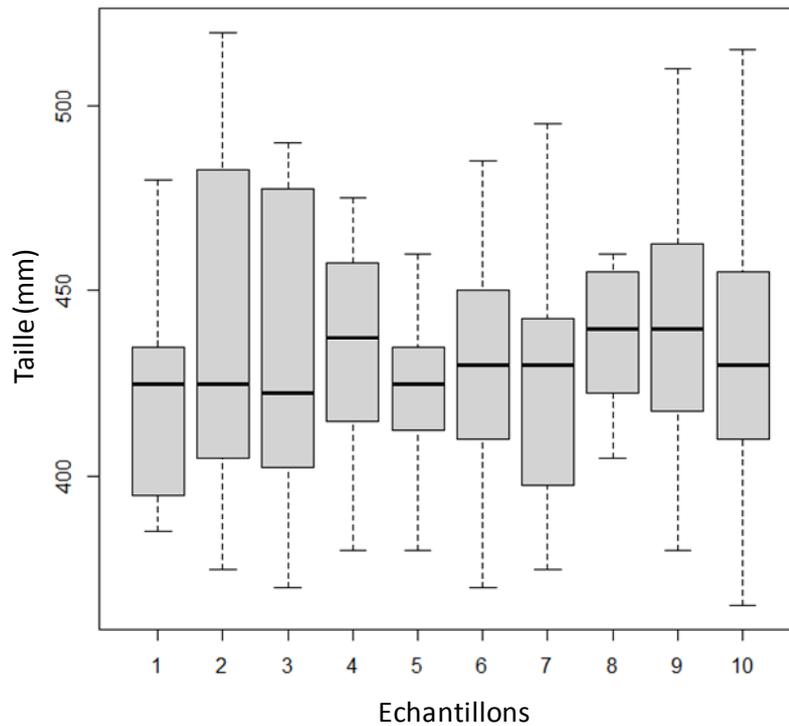


Figure 1 : a. Répartition des tailles des poissons prélevés en 2018. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartiles.

Figure 1 : a. Distribution of the sizes of fish sampled in 2018. In the Whisker and Box-plot figure, the line through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively.

3.2 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.2.1 A l'échelle annuelle

Les corégones se nourrissent principalement de cladocères (figure 2), hormis en octobre où en 2018, presque l'ensemble des individus avaient consommé des nymphes de chironomes. En 2018, les *Bythotrephes* contribuent en moyenne à 60.8% du régime alimentaire, les daphnies à 23.5% et les *Leptodora* à seulement 9.2%. Les copépodes s'observent chez quelques individus de janvier à avril et représentent une part infime du bol alimentaire, soit en moyenne 0.03%.

En fin janvier, l'alimentation des corégones est essentiellement composée de *Bythotrephes* (96.3%), qui est cependant très peu présent dans les échantillons de zooplancton prélevés en début de saison (ANNEVILLE et LAINE, 2019). Les daphnies, plus abondantes dans le milieu que les *Bythotrephes* et beaucoup moins que les copépodes (ANNEVILLE et LAINE, 2019), ne représentent que 3.7% du bol alimentaire. En mars, les daphnies dont l'abondance dans le milieu augmente légèrement (ANNEVILLE et LAINE, 2019), deviennent la proie dominante, et ce taxon constitue alors 81.2% du bol alimentaire en fin de mois. La contribution des daphnies diminue progressivement à partir du mois d'avril pour atteindre des valeurs minimales en août. Les daphnies sont remplacées par les *Bythotrephes* dont la contribution au bol alimentaire atteint des valeurs très élevées dès le mois mai (90%) et maximales en août (96.6%).

L'essentiel du bol alimentaire est composé par cette espèce jusqu'au mois de septembre. Les *Leptodora* qui généralement sont abondants dans le bol alimentaire en fin d'été et automne (ANNEVILLE et HAMELET, 2015), présentent de fortes contributions en juillet (57.4%). En 2018, les contenus stomacaux du mois d'octobre sont largement dominés par les nymphes de chironomes qui constituent 60.7%.

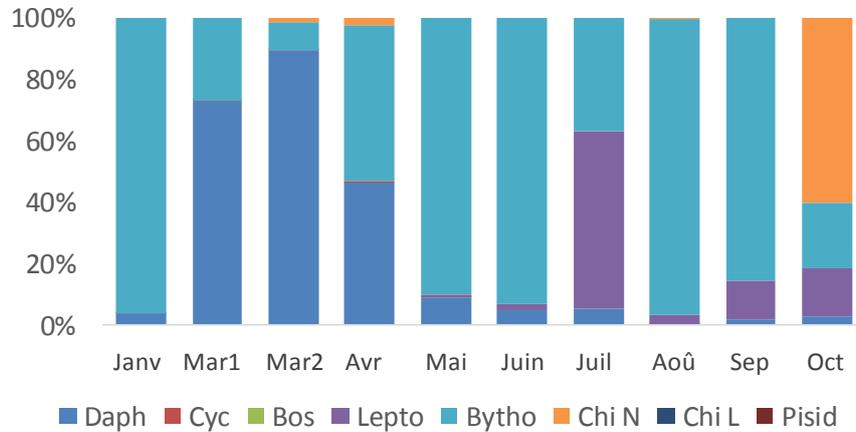


Figure 2 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone (n=10 pour chaque mois) en 2018 au Léman.

Figure 2: Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish (n=10 for each month) in 2018 in Lake Geneva.

3.3.2 A l'échelle de la décennie

De janvier à février (figure 3), la contribution des *Bythotrephes* qui avait régressé en 2017 et en légère augmentation en 2018. La contribution des daphnies est plus faible que l'année dernière mais reste dans des proportions moyennes pour cette saison (38%).

Au printemps (figure 3), la contribution des *Bythotrephes* augmente au détriment de celle des daphnies. En effet, la contribution des daphnies est en nette baisse par rapport à celle de 2017. Elle atteint les valeurs similaires à celles observées en 2016 (48%). Ces valeurs sont parmi les plus faibles observées depuis 2006 mais demeurent plus élevées que celles observées en 2005. Au printemps, période pendant laquelle les daphnies constituent l'essentiel du bol alimentaire, l'évolution inter-annuelle des contributions des daphnies et *Bythotrephes* sont inversement corrélées, comme l'indique les résultats de l'analyse en composante principale réalisée sur les contributions des différentes proies en période printanière. Par ailleurs, cette analyse indique que les contributions de ces deux proies présentent le plus de variabilité (figure 4a). L'évolution inter-annuelle des contributions de *Bythotrephes* et daphnies traduit une adaptation régulière du régime alimentaire de *C. lavaretus* en cette période de l'année. La baisse des contributions des daphnies est depuis 2012, significativement corrélée avec l'évolution de l'abondance de cette proie dans le milieu (figure 4b : $r=0.8$, $p\text{-value}<0.05$). Ainsi, l'évolution du régime alimentaire du corégone ne s'explique donc pas par le changement d'abondance des gros cladocères ($r=0.4$, $p\text{-value}>0.1$), mais par la baisse des daphnies observée ces dernières années (figure 4c) dans un contexte de compétition intra-spécifique accrue en raison d'une population de corégone abondante.



Figure 3 : Evolution saisonnière de 2005 à 2018 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 2005, 2009 et 2010.

Figure 3: Seasonal changes from 2005 to 2018 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, October in 2009 and 2010 and January in 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

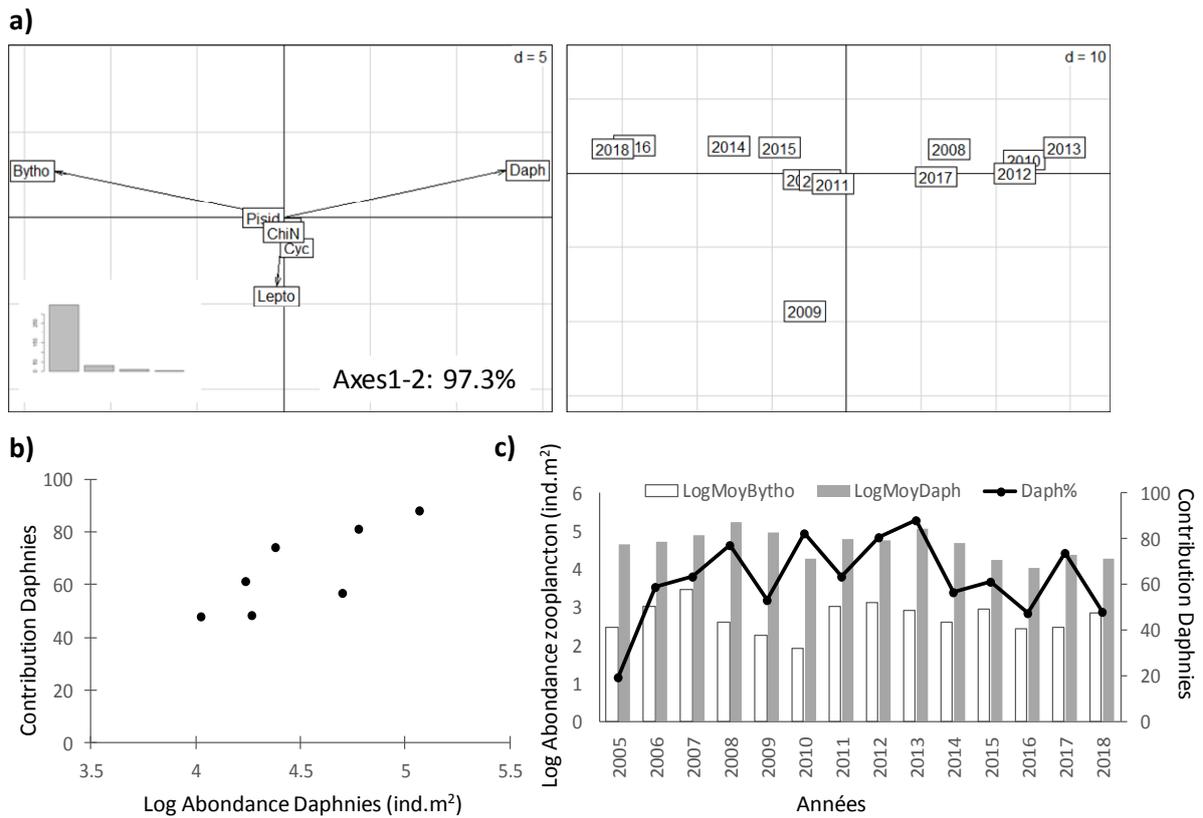


Figure 4: a) Distribution des proies et projection des années dans le premier plan (axes 1 et 2) de l'analyse en composante principale réalisée sur la contribution des proies en période printanière (Bytho : *Bythotrephes*, Lepto : *Leptodora*, Daph : daphnies, Cyc : cyclopides, ChiN : nymphes de chironomes, Pisid : poisson). b) Relation entre abondance des daphnies dans le milieu et contribution de ce taxon au bol alimentaire du corégone en période printanière (de 2012 à 2018). c) Evolution inter-annuelle de l'abondance en zooplancton (*Bythotrephes* et daphnies) dans le milieu et de la contribution des daphnies au bol alimentaire du corégone.

Figure 4: a) Prey distribution and projection of years on the first plan (axis 1 and 2) of the Principal component analysis run on the spring contribution of coregonids preys Bytho : *Bythotrephes*, Lepto : *Leptodora*, Daph : daphnia, Cyc : cyclopides, ChiN : chironomid pupals, Pisid : fish). . b) relationship between daphnia abundance and contribution in whitefish diet during spring. c) Long-term changes in zooplankton abundance (*Bythotrephes* and daphnia) and daphnia contribution in whitefish diet.

En été, l'alimentation du corégone est relativement similaire avec celle observée les autres années, avec toutefois une contribution des daphnies très faible (3.3%).

En automne (figure 3), la contribution des *Leptodora*, est encore exceptionnellement faible (2%), depuis 2013, la proie principale du corégone est *Bythotrephes* mais en 2018, les nymphes représentent une part importante à l'instar de ce qui avait été observé en 2005 et 2006.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2018 le régime alimentaire est dominé par les cladocères sur lesquels le corégone exerce une pression de prédation préférentielle. Depuis 2014, on pouvait noter l'importance prise par les *Bythotrephes*, cette tendance se confirme en 2018. Au printemps, ce taxon voit sa contribution augmenter alors que celle des daphnies diminue progressivement depuis 2013.

Remerciements

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

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. et HAMELET, V. (2018) : Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 121-126.
- ANNEVILLE et LAINE, L. (2019): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- 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. Arch. Hydrobiol., 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E. J. (1980): Stomach content analysis – a review of methods and their application. J. Fish. Biol., 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. J. Fish. Biol., 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.

LES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE ET LEUR QUALITE

ASSESSMENT OF THE INPUT FROM THE TRIBUTARIES INTO THE LAKE GENEVA AND INTO THE RHÔNE DOWNSTREAM GENEVA

CAMPAGNE 2016-2018

PAR

Sabesan SABARATNAM et Adrien ORIEZ

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN -

CHANGINS, CASE POSTALE 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

Les apports en azote, phosphore et chlorure, ont été suivis sur la période 2016-2018 comme chaque année depuis 1986 aux embouchures des principaux affluents du Léman (Rhône amont, Dranse, Aubonne, Venoge et Versoix) ainsi que dans le Rhône à l'aval de Genève (Rhône émissaire jusqu'en 2017, Rhône Pâquis ensuite). Une dizaine d'affluents secondaires sont par ailleurs aussi suivis. Ces diverses données permettent d'estimer les flux annuels de nutriments apportés au lac, et ainsi de mieux comprendre l'évolution des concentrations dans le lac. Pour connaître les exportations à l'aval du lac, le Rhône à Chancy est suivi depuis 1963 alors que ses affluents l'Arve et l'Allondon le sont respectivement depuis 1989 et 1988.

Après plusieurs années de baisse, le Rhône amont présente des valeurs de phosphore total particulièrement élevées en 2018, lié au débit moyen annuel le plus haut observé depuis 1986. Cette situation a participé à une hausse de la concentration de phosphore total dans le Léman, passant de 17.75 µgP/L (2017) à 19.9 µgP/L (2018).

Les flux de chlorure, d'azote minéral et d'orthophosphate restent en général stables sur la majorité des affluents.

ABSTRACT

Nitrogen, phosphorus and chloride inputs were monitored over the 2016-2018 period, as they have been every year since 1986, at the mouths of Lake Geneva main tributaries (upstream Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge and Versoix) and in the Rhône downstream from Geneva (emissary Rhône until 2017, then Pâquis Rhône). About ten secondary tributaries are also monitored. These various data make it possible to estimate the annual nutrient fluxes brought to the lake, and thus to better understand the evolution of concentrations in the lake. To find out about exports downstream of the lake, the Rhône at Chancy has been monitored since 1963, while its tributaries, the Arve and Allondon, have been monitored since 1989 and 1988 respectively.

After several years of decline, the upstream Rhône shows particularly high total phosphorus values in 2018, linked to the highest average annual flow observed since 1986. This situation contributed to an increase in the total phosphorus concentration in Lake Geneva from 17.75 µgP/L (2017) to 19.9 µgP/L (2018).

Chloride, mineral nitrogen and orthophosphate flows generally remain stable on most tributaries.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

Le programme de surveillance sur la période 2016-2018 comprend le suivi de plusieurs rivières principales : le Rhône amont, la Dranse, la Venoge, l'Aubonne, la Versoix, le Rhône émissaire, l'Arve, l'Allondon et le Rhône à Chancy (Figure 1). Toutes les autres rivières du bassin lémanique sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou des réseaux de surveillance français (réseau de contrôle RCO et Réseau du contrôle de surveillance RCS) mais les données correspondantes ne sont pas prises en considération dans le présent rapport, en raison de leur faible contribution au flux total (<3% en moyenne pour l'ensemble, sur le phosphore total par exemple).

Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués, soit en continu (analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit ou au temps prélevés sur 2 semaines, 1 semaine ou une fois 24 heures par mois), soit de manière ponctuelle 12 fois par an (Figure 1).

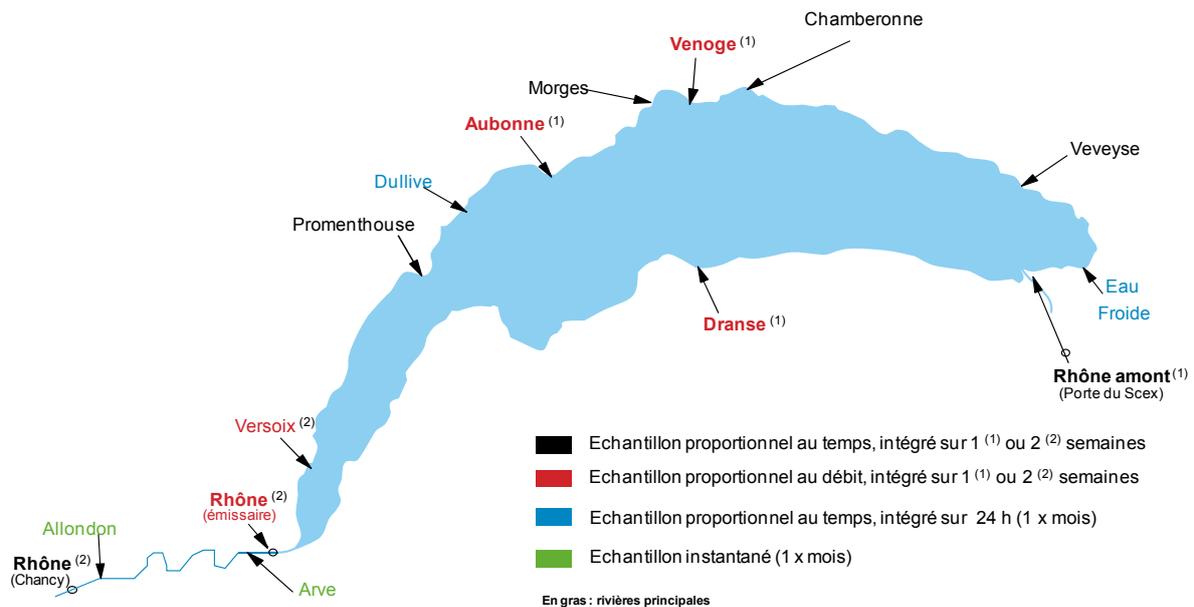


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées et types d'échantillonnage, jusqu'en 2017.

Figure 1: Locations of the various rivers investigated, and types of sampling, until 2017.

Plusieurs changements sont à noter concernant le prélèvement des échantillons (Annexe 1). A partir de 2018, les stations Versoix-Embouchure et Rhône-Emissaire ont été remplacées par la station Versoix-Amont CFF et Rhône-Pâquis (prélèvements mensuels instantanés). A noter aussi que dans le cadre d'une homogénéisation du suivi des rivières, le canton de Vaud a décidé de n'effectuer plus que des prélèvements instantanés à partir de 2018. Ainsi seuls des prélèvements instantanés mensuels sont disponibles en 2018 pour l'Aubonne et la Venoge. Cette situation requiert d'interpréter les résultats fournis avec précaution. Par ailleurs, le préleveur d'échantillons de la station de Dranse-Vongy étant tombé en panne en juin 2018, les flux présentés pour cette année ne peuvent pas être considérés comme représentatifs de l'année.

Les prélèvements et les analyses chimiques sont effectués dans les rivières suivantes par différents laboratoires :

- Versoix, Arve, Allondon et Rhône émissaire : Service de l'écologie de l'eau du canton de Genève ;
- Venoge et Aubonne : Division protection des eaux, Direction générale de l'environnement du canton de Vaud ;
- Rhône amont à la Porte du Scex : Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais et Laboratoire EAWAG (programme NADUF) ;
- Rhône à Chancy : Laboratoire EAWAG (programme NADUF) ;
- Dranse : Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA).

La validité des résultats est testée deux fois par année par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires accrédités pour ce type d'analyses (Vargas, 2017).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de 0.45 µm) hormis pour les concentrations de phosphore total et d'azote total où elles sont déterminées sur les échantillons d'eau brute.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des apports en nutriments par les affluents ainsi que les quantités exportées à l'aval.

Les calculs des flux annuels et des concentrations moyennes annuelles pondérées par rapport au débit sont effectués de la façon suivante :

$$F_{\text{moy}} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{n} \qquad C_{\text{moy}} = \frac{F_{\text{moy}}}{Q_{\text{moy}}}$$

avec F_{moy} = flux moyen ($\text{g}\cdot\text{s}^{-1}$)
 C_i = concentration dans l'échantillon prélevé ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
 Q_i = débit moyen de la période correspondante ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)
 N = nombre d'échantillons
 Q_{moy} = débit moyen annuel

2. DÉBITS, APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN ET EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL ET DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS

Les débits moyens annuels des affluents du Léman et de l'émissaire à Genève montrent une stabilité sur le long terme, mais présentent des fluctuations d'une année à l'autre, liées à la pluviométrie. Par rapport à la moyenne interannuelle 1965-2018, les débits 2018 sont souvent plus élevés (Tableau 1). Des épisodes pluviométriques intenses peuvent expliquer cette situation.

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Versoix	Rhône émissaire	Arve	Allondon	Rhône Chancy
2016	181.5	23.1	6.1	4.6	3.5	267.8	93.0	2.89	341.5
2017	158.8	14.3	2.9	1.7	2.2	200.2	63.2	2.66	261.4
2018	210.7	30.1	6.4	5.4	3.9	320.3	84.6	3.37	353.1
Moyenne 1965-2018	184.3	20.3	5.3	4.5	3.2	245.6	72	3.4	335.1

Tableau 1 : Débits moyens annuels des affluents et de l'émissaire à Genève ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

Table 1: Mean annual flow rates of the tributaries and of the effluent river in Geneva ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

La Figure 2 représente la contribution des débits par chacun des principaux affluents du Léman ainsi que la pluviométrie moyenne annuelle à l'interstations (Genève, Changins, Pully, Montreux, Thonon). Les débits sont influencés par la pluviométrie et le Rhône amont représente, sur la moyenne interannuel 2000-2018, près de 86% des apports au Léman avec un volume d'eau fortement lié à la fonte des neiges. Avec 917mm, 2018 est une année inférieure à la moyenne interstations de 1002mm. D'intenses événements pluviométriques ont toutefois marqué cette année.

A signaler par ailleurs qu'en raison d'un manque de données sur l'interstations avant 1981, ce sont les données disponibles à la station de Genève-Cointrin qui sont affichés de façon distinctive sur la Figure 2.

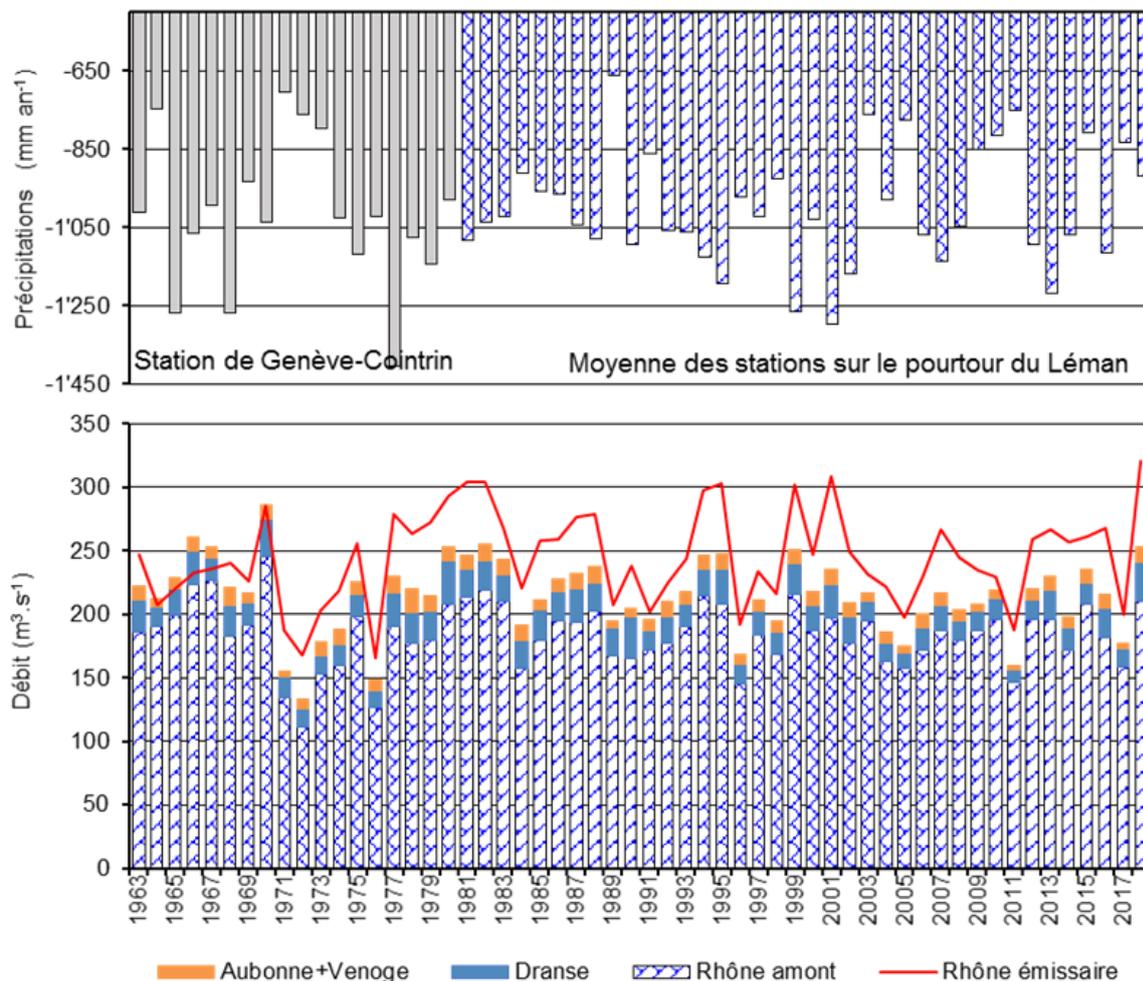


Figure 2 : Débits moyens annuels des diverses rivières et pluviométrie annuelle pour l'interstations.

Figure 2: Mean annual flow rates of various rivers and annual rainfall at the interstations.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS DU LÉMAN

3.1 PHOSPHORE

Les flux de phosphore seront subdivisés en deux catégories (Klein, 2016) :

- **fraction dissoute** : orthophosphate (forme prépondérante dans la fraction dissoute) et phosphore organique dissous
- **fraction particulaire** : phosphore organique particulaire et phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique)

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que les formes dissoutes de phosphore ou se transformant en formes dissoutes.

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO_4^{3-}) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées. Sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. Une action enzymatique peut aussi être à l'origine d'une augmentation du P-assimilable. En faisant abstraction du phénomène secondaire de fixation sur les particules qui sédimentent à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents peut être considérée comme à disposition des algues.

A contrario le phosphore particulaire est essentiellement constitué de phosphore apatitique très difficilement, voire non assimilable au plan biologique.

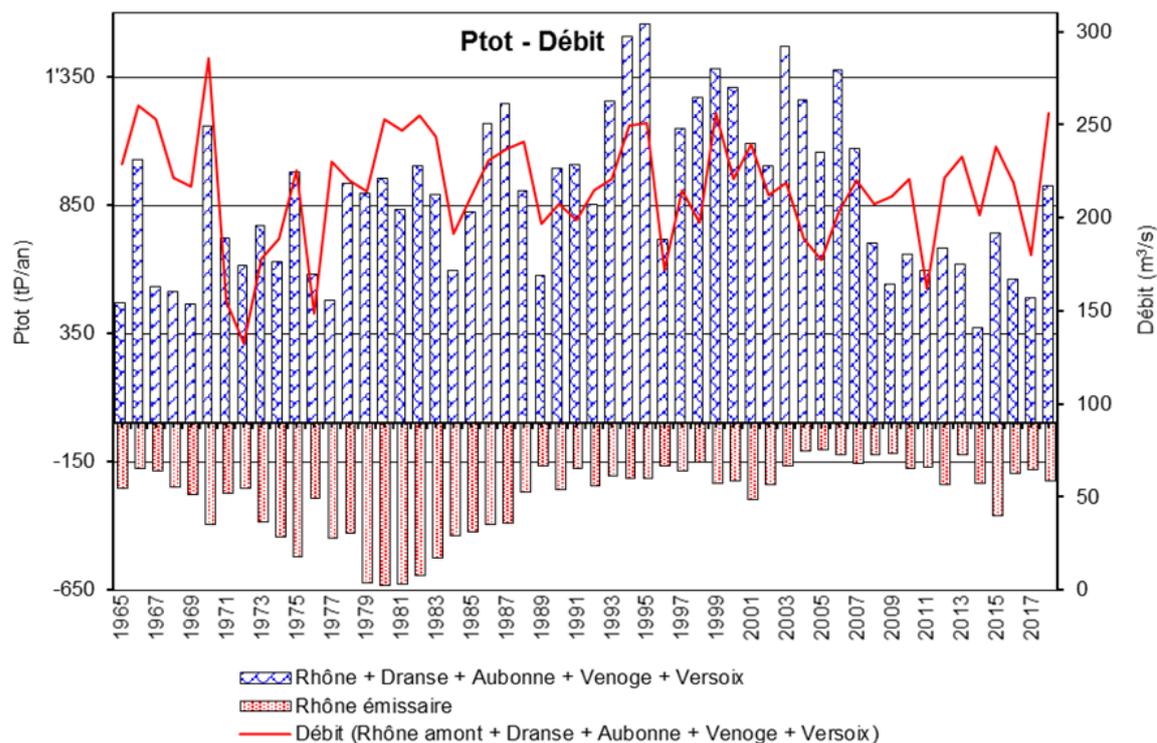


Figure 3 : Apports annuels de phosphore total par les quatre affluents principaux du Léman et exportation annuelle par l'émissaire.

Figure 3: Annual total phosphorus inputs by the four main tributaries of Lake Geneva and annual loss by the outfall.

Alors que les flux entrants de phosphore total avaient entamé une tendance à la baisse depuis les années 2000, les forts débits de l'année 2018 ont fait remonter ces flux à des valeurs observées il y a 20 ans (Figure 3). C'est notamment le Rhône amont qui a vu ses flux augmenter fortement sur cette année. Sur la période étudiée, un coefficient de corrélation $r=0.35$ s'observe entre le flux annuel des principaux affluents et le débit moyen annuel correspondant, malgré la grossièreté de l'estimation du débit moyen. Nous remarquons par ailleurs que les flux de sortie sont systématiquement inférieurs aux entrées, ce qui dénote probablement un phénomène de sédimentation du phosphore particulaire.

La valeur particulièrement élevée en 2018 sur la Dranse (Figure 5) nécessite d'être considérée avec prudence en raison de la panne du préleveur d'échantillon. Pour cette raison, la station n'a exceptionnellement pas été intégrée dans le flux des affluents principaux en Figure 3. Sur la période 2000-2017, le flux de phosphore total moyen annuel de la Dranse se monte à 25t. Environ 3% des apports en Ptot au Léman proviennent de cet affluent.

Il n'y a pas de tendance marquée au niveau du Rhône-émissaire depuis les années 90. En moyenne, sur la période 2000-2018, environ 190 tonnes de phosphore total sortent du lac chaque année.

La limitation du phosphore total passe notamment par des mesures de contrôle d'érosion sur des sols dont le mode d'utilisation est jugé à risque. Il faut toutefois garder en tête que la limitation des flux de phosphore total n'entraîne pas forcément un effet sur la végétation aquatique. Le phosphore apatitique, d'origine détritique allochtone principalement, est par exemple pratiquement insoluble et par conséquent peu mobilisable. Son importance dans les phénomènes d'eutrophisation est donc faible, voire nulle. Dans le premier centimètre de sédiment, jusqu'à 45% du phosphore total est apatitique (Rapin et al., 1985).

D'autre part, une étude de Burrus et al. (1990) montrait que sur le Rhône amont seule une petite partie du phosphore particulaire, qui représente 94% du Ptot sur ce bassin, pouvait être considérée comme biodisponible : 14% en hiver et 7% en été.

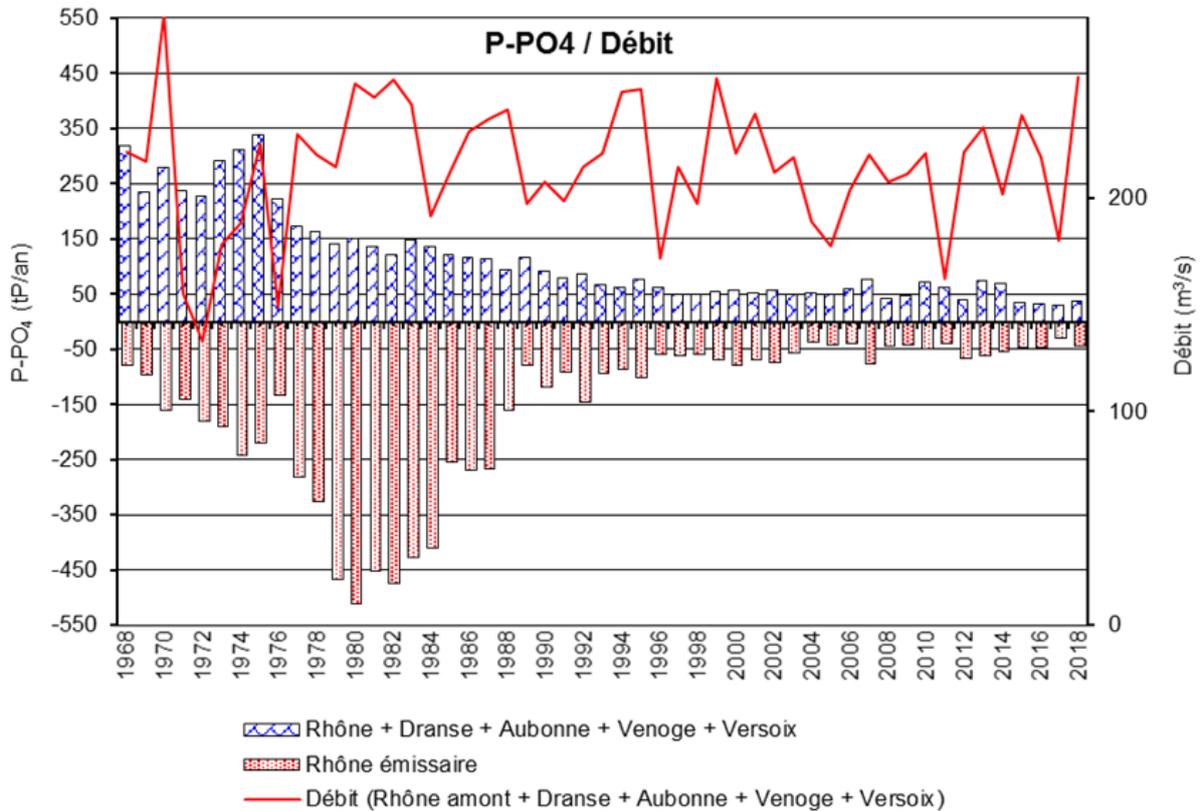


Figure 4 : Apports annuels de phosphore réactif soluble par les quatre affluents principaux du Léman et perte annuelle par l'émissaire.

Figure 4: Annual inputs of soluble reactive phosphorus from the four main tributaries of Lake Geneva and annual loss by the outfall.

Concernant le phosphore réactif soluble, la Figure 4 permet de remarquer rapidement qu'il ne semble pas exister de relation avec le débit moyen annuel. Un coefficient de corrélation $r=-0.12$ confirme cette observation. Concernant le bilan de masse, après une large domination des flux sortants jusqu'à la fin des années 80, nous observons une stabilisation. Sur les quatre dernières années, les exportations ont été en moyenne supérieures de 9t aux apports des affluents. Une relative stabilité des apports sur la majorité des affluents s'observe sur ces quatre années (Figure 5).

Contrairement au Ptot, les STEP restent des contributeurs non-négligeables pour ce paramètre. En effet, près d'un quart du P-PO4 mesuré à l'exutoire du Rhône-amont, qui représente pour ce paramètre 75% des apports au lac, s'explique par des intrants ponctuels. Et en sachant que les informations fournies sont lacunaires, l'importance des flux ponctuels est probablement sous-estimée (Sabaratnam et Oriez, 2019). Une transmission complète des flux de P-PO4 par les STEP, aussi bien en entrée qu'en sortie, permettrait de connaître l'importance réelle des apports ponctuels ainsi que le rendement de traitement sur cet élément. Une discussion concernant la possibilité d'amélioration du rendement nécessite d'être engagée, dans un but de limitation des apports en éléments nutritifs au lac.

Un autre point concerne la diminution drastique observée après les années 70 qui s'explique par la mise en place de mesures d'assainissement domestique ainsi que par l'interdiction des lessives contenant du phosphate (1986 en Suisse, 2007 en France). Les mesures de contrôle d'épandage de phosphore dans l'agriculture participent probablement aussi à la diminution de ces apports. En Suisse, les prestations écologiques requises exigent désormais des agriculteurs un bilan de fumure équilibré. En France, le Ministère de l'agriculture préconise une gestion durable de la ressource qui passe notamment par des pratiques agricoles plus responsable, par exemple avec l'utilisation de variétés ayant des meilleures performances dans l'acquisition/utilisation du P ou encore par des mesures de protection contre l'érosion et le ruissellement.

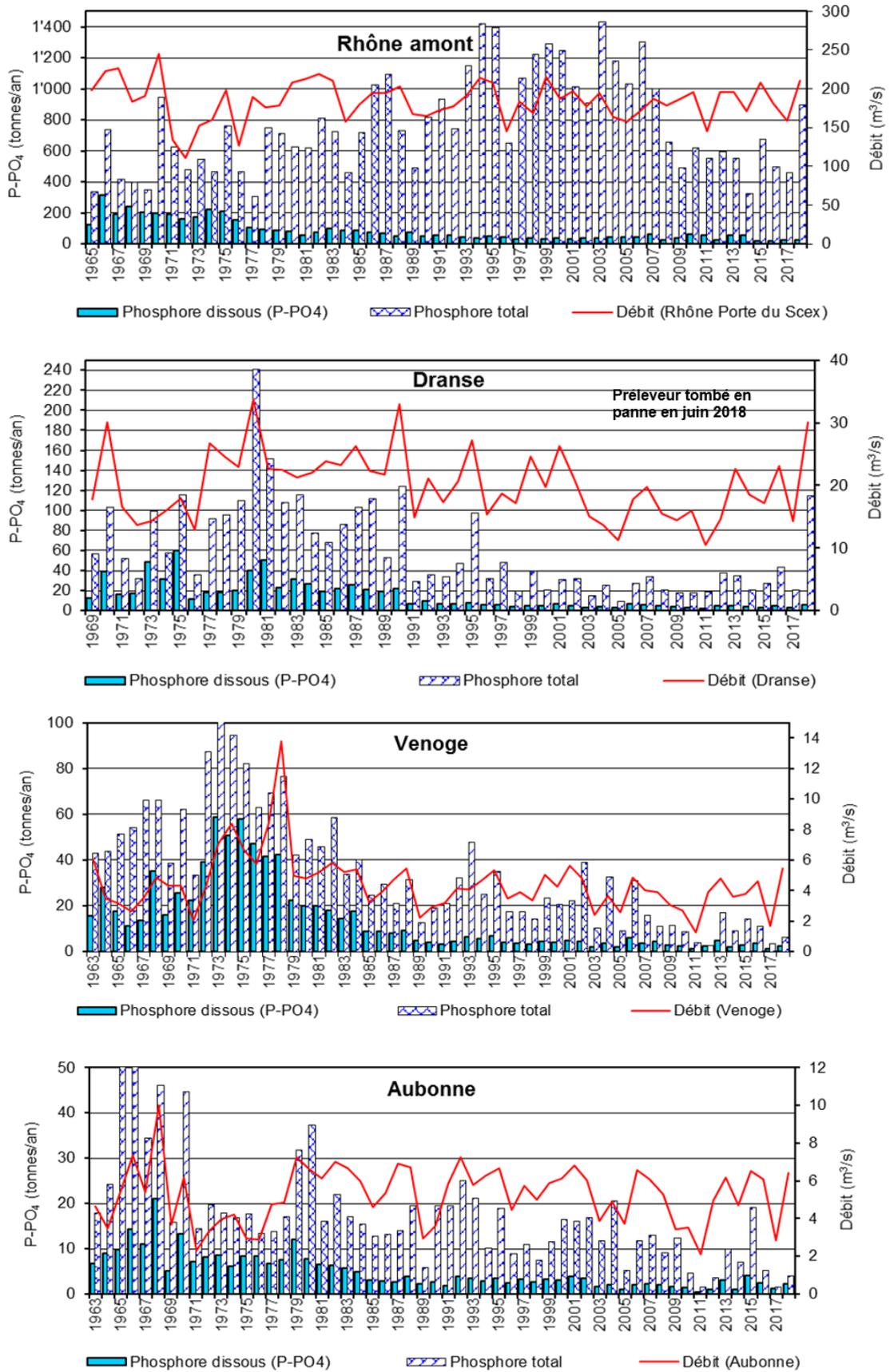


Figure 5 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO₄) par les quatre principaux affluents.
Figure 5: Total phosphorus and soluble reactive phosphorus (P-PO₄) on the four main tributaries.

3.2 AZOTE MINÉRAL TOTAL

Après une forte augmentation de l'azote minéral total au début des années 1960, nous assistons depuis à une stabilité avec en moyenne 4700t par an sur les 20 dernières années (Figure 6). Cette situation s'explique probablement par des pratiques agricoles qui n'ont pas changées drastiquement au niveau des intrants azotés. Ainsi même si l'utilisation comme engrais a diminué, une plus grande utilisation d'aliments pour animaux riches en azote compense largement la diminution. L'interdiction d'utilisation des boues d'épuration comme engrais agricole en 2006 par la Suisse ne semble pas avoir eu un impact au niveau des flux dans les eaux. Dans son rapport concernant les *Flux d'azote en Suisse en 2020*, l'OFEV déclare que « seule l'agriculture présente encore de gros potentiels de réduction » (OFEV, 2013). Les objectifs de réduction de pertes au niveau suisse à l'horizon 2021 (95'000t pour Ntot et 41'000t pour NH3) ne seront pas atteints selon l'OFAG (OFAG, 2018).

Pendant une large partie de la période 1963-2018, les apports des principaux affluents étaient supérieurs aux exportations par le Rhône émissaire, toutefois depuis cinq ans les exportations semblent augmenter jusqu'à dépasser les apports. Il est nécessaire de vérifier si cette tendance se poursuit sur les prochaines années.

Les relations débit/flux sont particulièrement bonnes sur ce paramètre pour tous les affluents, excepté pour le Rhône amont (Figure 7). La situation est par ailleurs généralement stable sur tous les affluents. Une augmentation des apports est observée sur le Rhône et sur la Dranse en 2018. Dans ce dernier cas la valeur obtenue n'est pas représentative de l'année, comme il en a été mentionné plus haut.

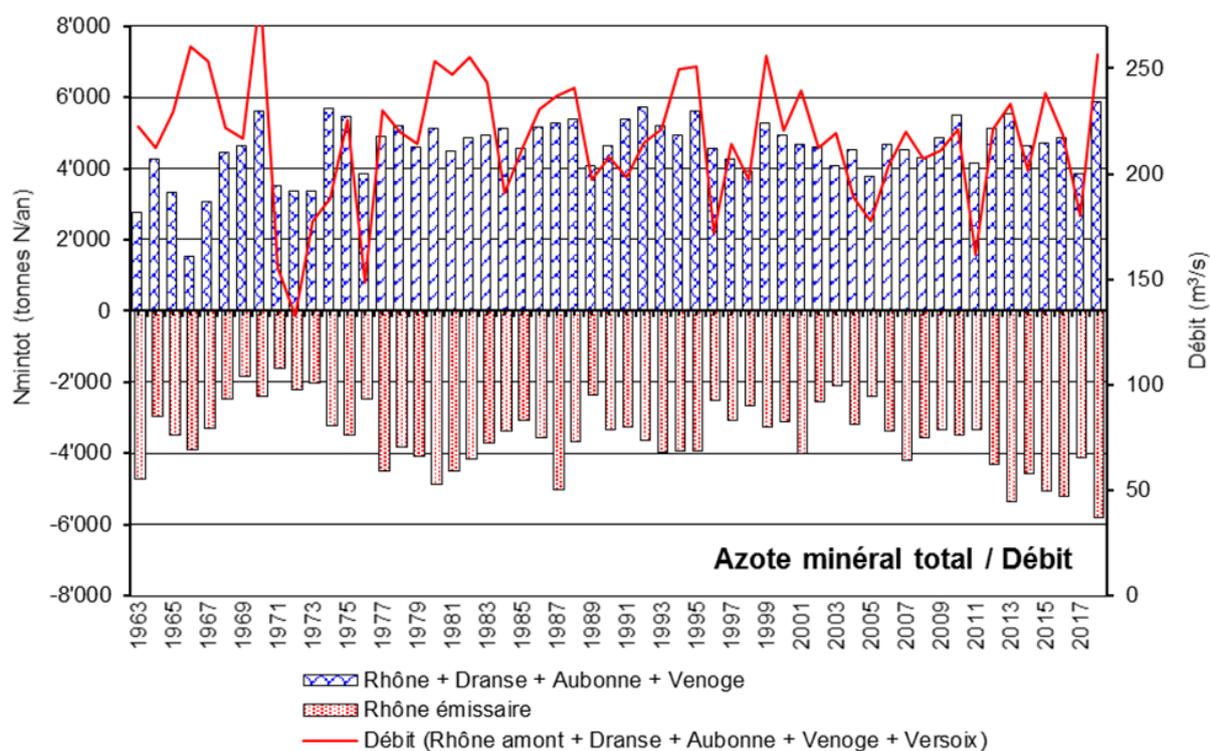


Figure 6 : Apports annuels d'azote minéral total par les quatre affluents principaux du Léman et exportation annuelle par l'émissaire.

Figure 6: Annual contributions of total mineral nitrogen from the four main tributaries of Lake Geneva and annual loss by the outfall.

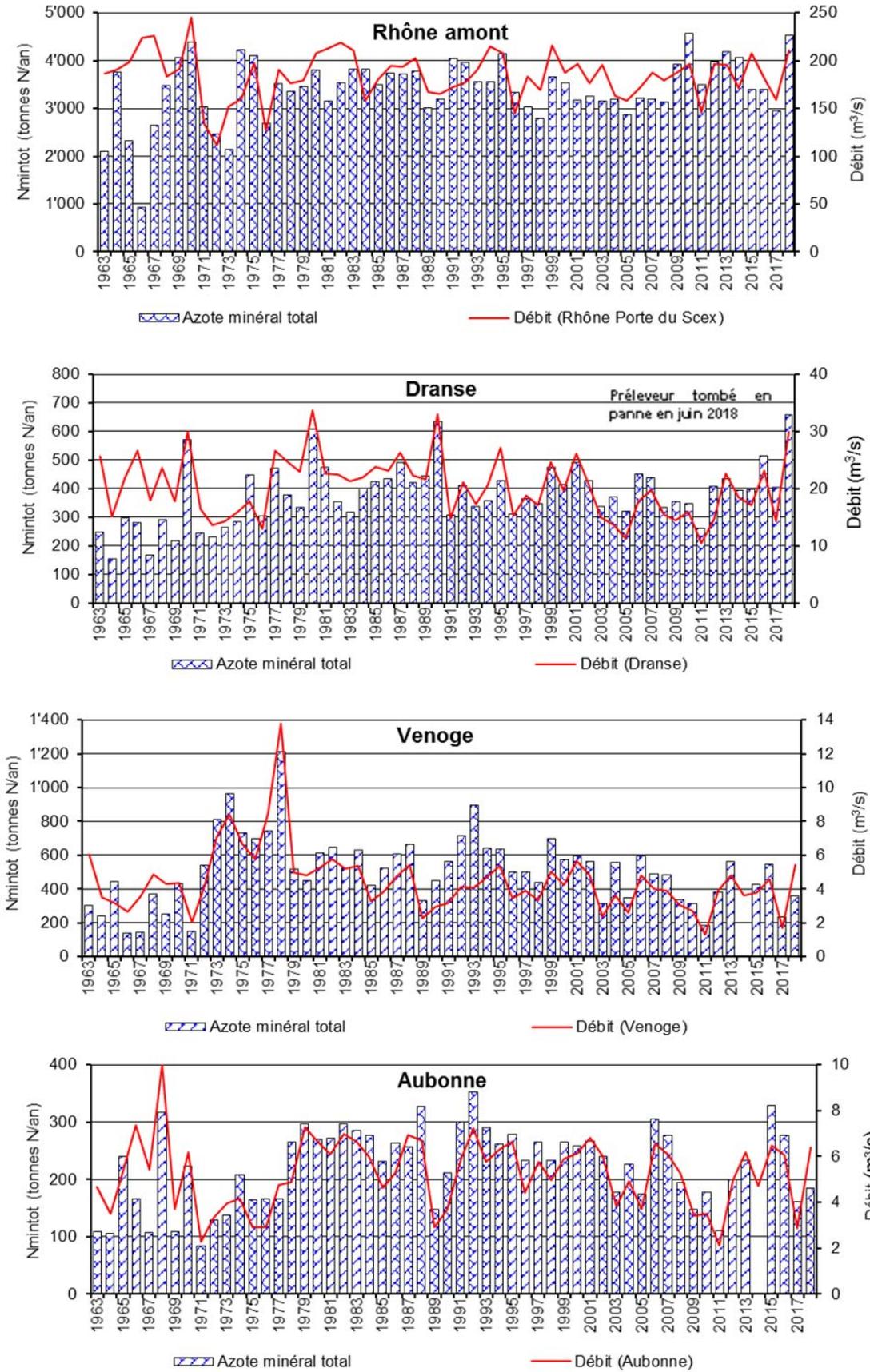


Figure 7 : Apports annuels d'azote minéral total par les quatre principaux affluents du Léman.

Figure 7: Annual contributions of total mineral nitrogen from the four main tributaries of Lake Geneva.

3.3 CHLORURE

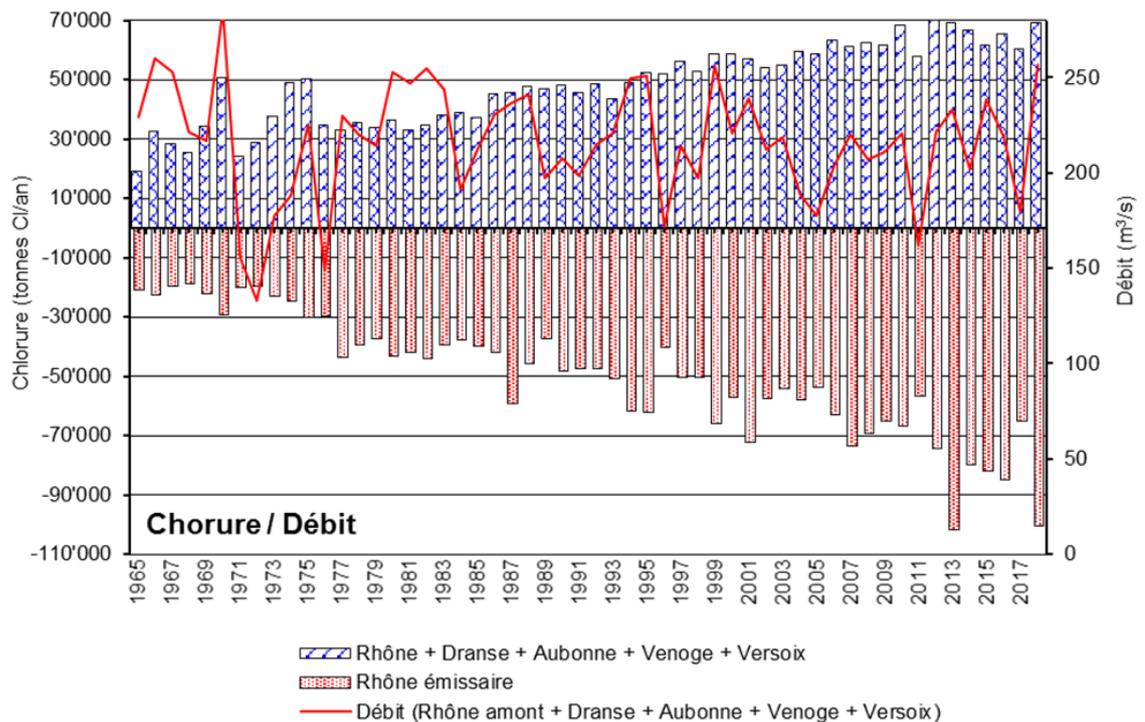


Figure 8 : Apports annuels de chlorure par les quatre affluents principaux du Léman et exportation annuelle par l'émissaire.

Figure 8: Annual chloride inputs by the four main tributaries of Lake Geneva and annual loss by the outfall.

Comparé à l'azote, il semble n'exister aucun lien entre les apports de chlorure et le débit moyen annuel (Figure 8). Ceci s'explique en particulier par des apports anthropiques importants via le salage des routes, notamment au niveau du bassin du Rhône (voir Rapin et Klein, 2011). La relation entre ces deux paramètres est nettement meilleure sur les rivières de plaine telles que la Venoge et l'Aubonne (Figure 9). A noter que de façon similaire aux autres paramètres, les flux de la Dranse pour 2018 n'ont pas été intégrés au bilan de masse (Figure 8). Sur la période 2000-2017, les apports de la Dranse se montaient à 3600t/an.

Après une période de forte augmentation, notamment sur le Rhône et la Dranse, les apports semblent se stabiliser depuis les années 2010. Par ailleurs depuis cette période les exportations sont systématiquement supérieures aux apports par les principaux affluents. Les concentrations dans le lac ont par contre entamé une stabilisation qu'à partir de 2015 (Tran Khac et al., 2019). Une analyse détaillée s'avère nécessaire afin de préciser ces différentes évaluations.

En 2018, la concentration pondérée par le débit des principaux affluents s'élève à 9.26 mg/L. Elle est de 9,96 mg/L sur le Rhône Emissaire.

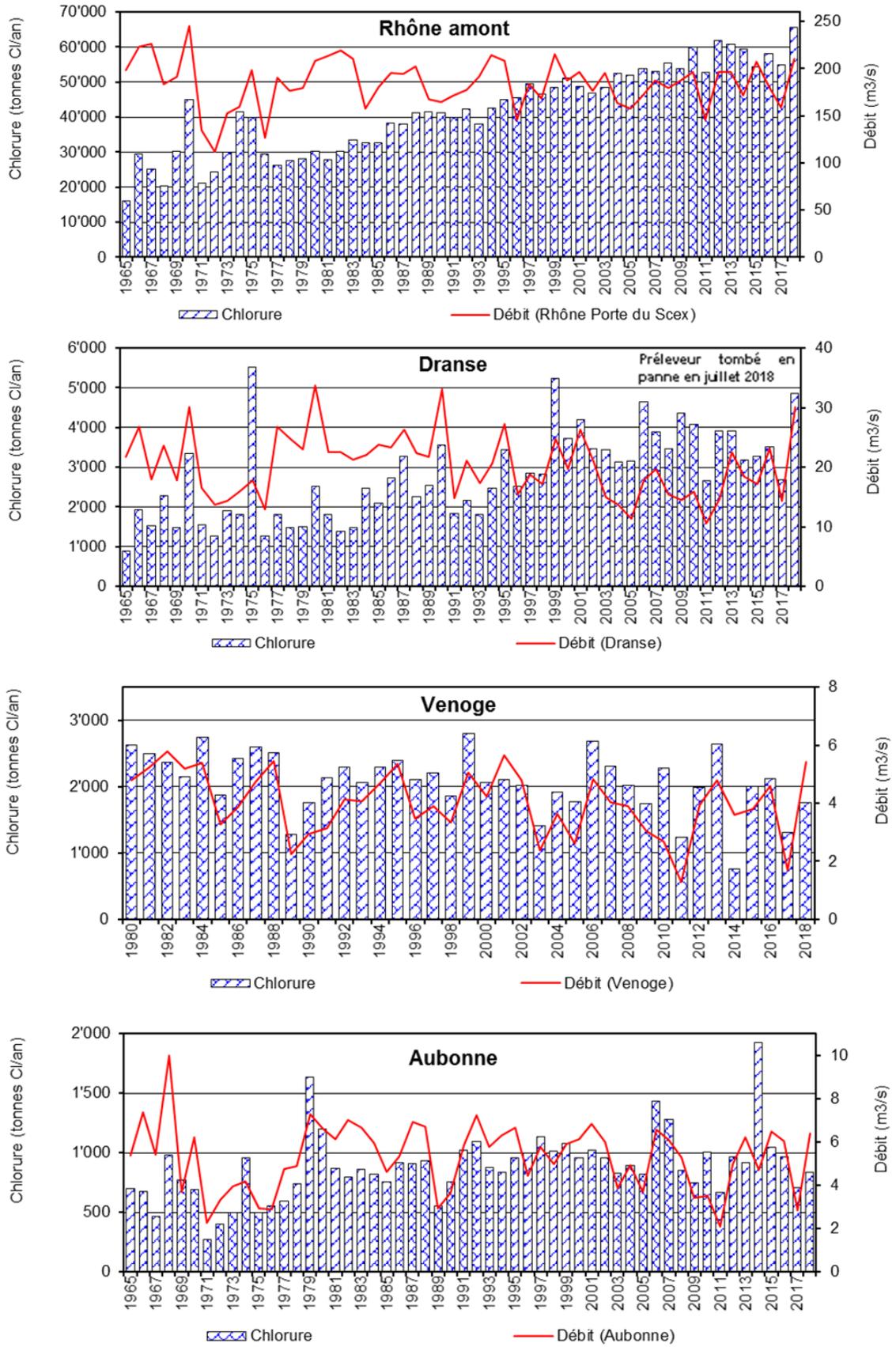


Figure 9 : Apports annuels en chlorure par les quatre principaux affluents du Léman.

Figure 9: Chloride inputs on the four main tributaries of Geneva Lake.

4. EXPORTATIONS ANNUELLES DU RHÔNE AVAL À CHANCY ET APPORTS DE SES PRINCIPAUX AFFLUENTS

4.1 PHOSPHORE

A l'aval du lac, le Rhône poursuit son chemin sur le territoire genevois et quitte la Suisse à Chancy-Pougny (débit moyen 1986-2018 : 335 m³/sec). Sur son parcours le Rhône reçoit les eaux de deux affluents principaux : l'Arve (débit moyen 1988-2018 : 71.6 m³/sec) et l'Allondon (débit moyen 1988-2018 : 3.4 m³/sec). Le débit du Rhône aval mesuré en aval de Chancy est constitué en moyenne à plus de 95% par les débits du Rhône émissaire et de l'Arve.

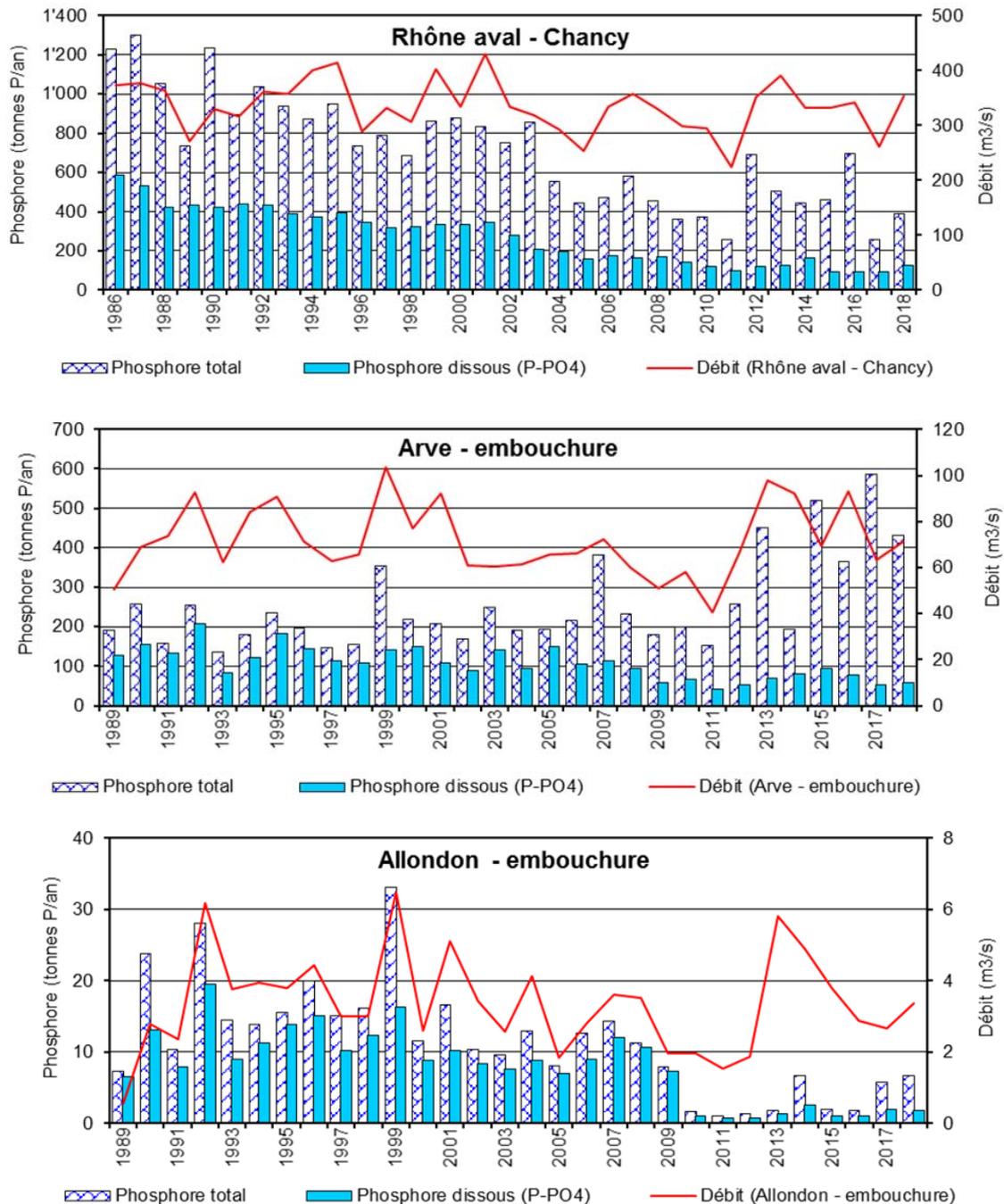


Figure 10 : Phosphore total et phosphore réactif soluble (P-PO4) sur le Rhône Chancy et ses principaux affluents.

Figure 10: Total phosphorus and soluble reactive phosphorus (P-PO4) on the Rhône Chancy and its main tributaries.

En raison de la sédimentation du phosphore particulaire, essentiellement constitué de phosphore apatitique dans le lac, le phosphore réactif soluble (P-PO₄) prend plus d'importance dans les flux de phosphore en aval du lac. Ainsi sur la période 1986-2018, le P-PO₄ représente en moyenne 6% du P_{tot} sur le Rhône amont et 37% sur le Rhône à Chancy. Depuis le début des analyses sur le Rhône à Chancy et jusqu'en 2012, le phosphore réactif soluble n'a cessé par ailleurs de diminuer (Figure 10), notamment grâce aux mesures d'assainissement mises en place en amont ainsi qu'à l'évolution des pratiques agricoles. Une stabilisation semble s'opérer depuis 2012, avec des fluctuations. Ainsi en 2018, les flux de P-PO₄ se montaient à 125t. Sur l'Arve la situation semble aussi être stabilisée sur les 8 dernières années. Finalement sur l'Allondon une baisse importante a été observée après 2009, avec l'abandon des STEP du Journans et de l'Allondon et un raccordement sur la STEP de Bois-de-Bay dans le canton de Genève. Cependant trois années (2014, 2017 et 2018) présentent des flux plus élevés, avec un lien possible à des précipitations importantes.

Concernant le phosphore total, nous observons aussi une diminution progressive sur le Rhône aval jusqu'en 2011 et sur l'Allondon après 2009. Toutefois depuis 2012, sur le Rhône et l'Arve il semblerait y avoir une ré-augmentation des flux. Les résultats pour l'Arve nécessitent d'être considérés de façon prudente en raison de la méthode d'échantillonnage qui consiste en un prélèvement mensuel instantané.

4.2 AZOTE MINÉRAL TOTAL

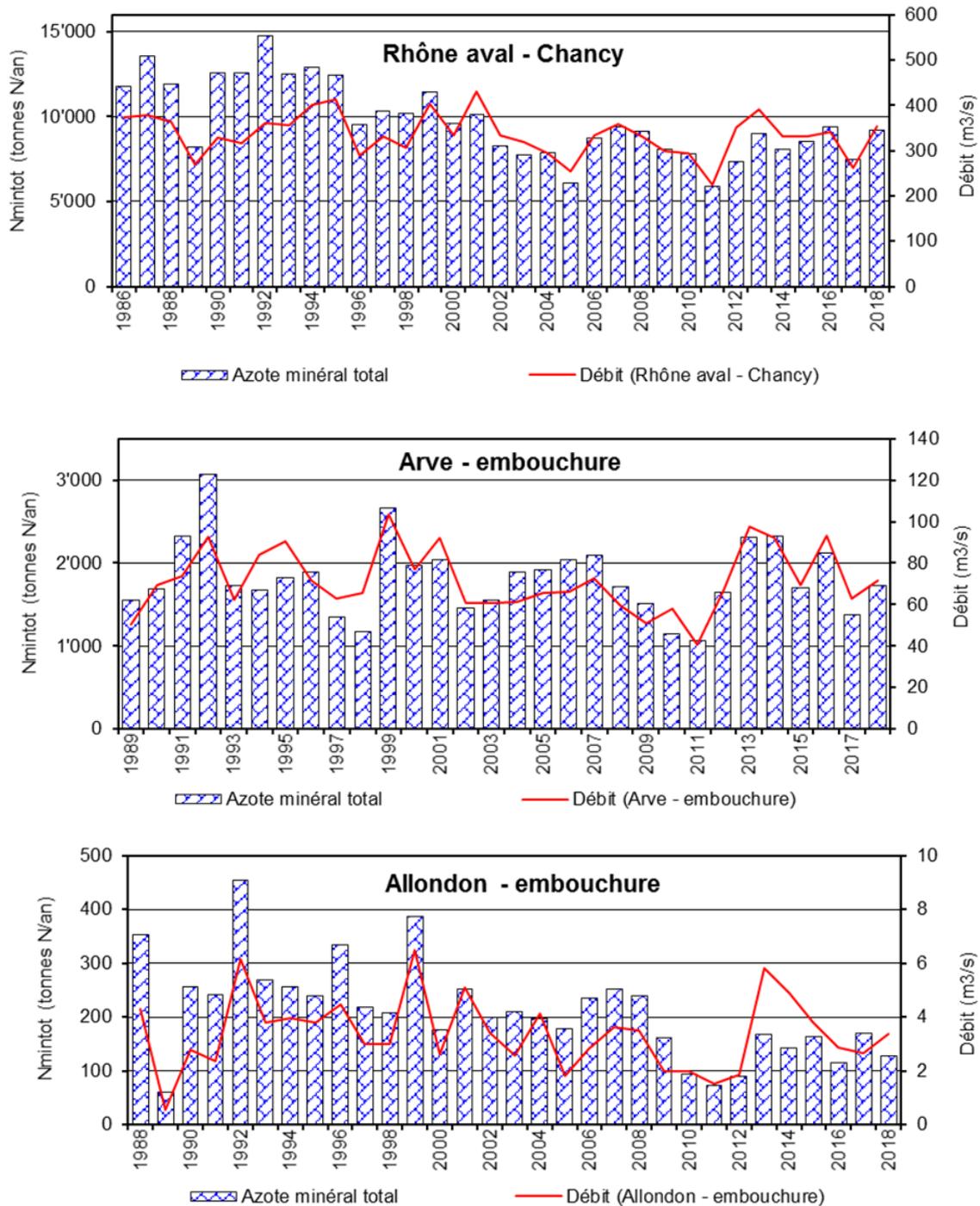


Figure 11 : Apports annuels en azote minéral total sur le Rhône à Chancy et ses principaux affluents
 Figure 11: Total mineral nitrogen on the Rhône at Chancy and its main tributaries.

Comme nous l'avons vu plus haut, les relations entre l'azote minéral total et le débit moyen sont très bons (voir Chapitre 3.2). Le Rhône à Chancy et l'Arve montrent une grande stabilité depuis 10 ans et aucune tendance ne semble se dessiner. En moyenne sur cette période les flux se montent respectivement à 9880t/an et 1700t/an pour le Rhône et l'Arve. L'Allondon montre une légère diminution de ses flux, en lien probable avec la suppression des rejets de deux STEP en 2009. Toutefois, les valeurs plus élevées observées sur la période 2013-2017 peuvent s'expliquer par des débits plus élevés en lien avec la pluviométrie.

4.3 CHLORURE

Comme dans le cas des affluents du Léman (voir Chapitre 3.3), nous observons un lien entre le débit moyen annuel et les exportations en chlorure. L'Allondon présente une très bonne relation avec le débit moyen annuel alors que celle-ci est moins évidente sur le Rhône aval et l'Arve. L'utilisation du sel de déneigement ainsi que les apports du Léman pourraient expliquer ces différences.

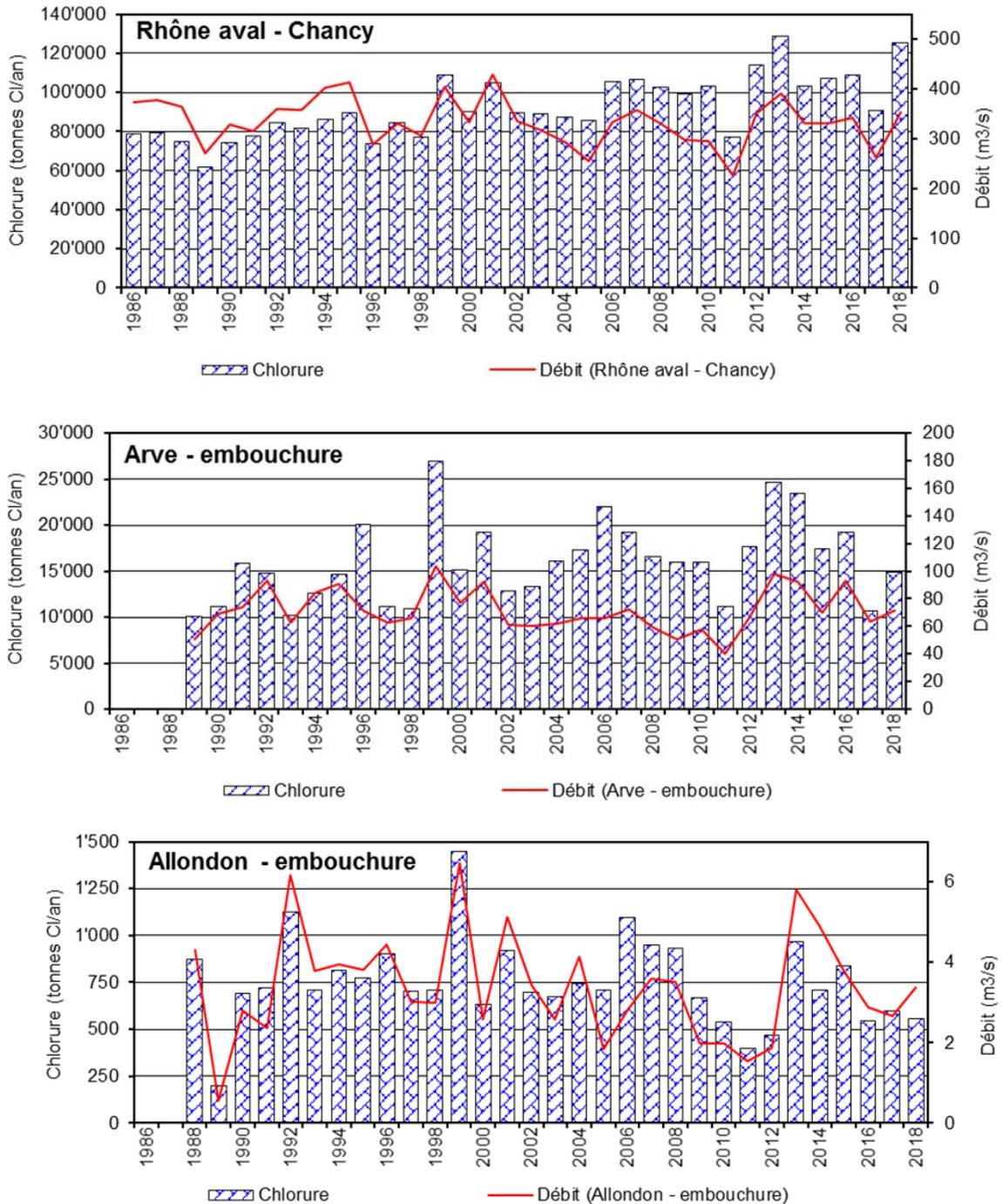


Figure 12 : Apports annuels en chlorure sur le Rhône à Chancy et ses principaux affluents.

Figure 12: Annual chloride inputs to the Rhône at Chancy and its main tributaries.

5. CONCLUSIONS

Les débits moyens annuels présentent une certaine stabilité malgré les fluctuations liées à la pluviométrie. En 2018, la pluviométrie à l'interstation a été de 917mm, 9% en-dessous de la normale. Toutefois en raison d'événements ponctuels particulièrement intenses, le débit moyen cumulé des principaux affluents est un des plus élevés de la période d'étude (>250m³/sec).

Une diminution des apports de phosphore total s'observe sur le bassin versant aval, avec notamment une diminution des apports du Rhône amont. Toutefois en 2018, une forte hausse s'observe sur le Rhône avec un apport de 898t. Le phosphore total, essentiellement particulaire, participe toutefois peu aux phénomènes d'eutrophisation du lac. Concernant les exportations du lac par le Rhône émissaire, elles restent stables sur les dernières années.

Le phosphore réactif soluble montre une certaine stabilisation depuis quelques années, après une forte diminution depuis les années 70. Les STEP restent par ailleurs un contributeur important dans les apports aux affluents, notamment sur le Rhône amont. Une meilleure collaboration, notamment par la fourniture de données complètes permettant d'établir un diagnostic global dans le but de réduire les intrants au lac. En 2018, les principaux affluents du Léman ont contribué à hauteur de 37 tonnes de P-PO4.

L'azote total ne présente aucune variation de tendance notable, probablement dû à des intrants azotés notamment agricoles qui restent stables ainsi qu'à l'absence de dénitrification dans les STEP. Les exportations d'azote tendent par contre à se renforcer sur les cinq dernières années, résultant sur une balance de masse en faveur des exportations, situation observée pour la dernière fois en 1967.

Les apports en chlorure semblent montrer une tendance à la stabilisation depuis plusieurs années, surtout par la stabilisation des flux du Rhône amont. Les autres affluents montrent une stabilisation plus précoce et les exportations par le Rhône émissaire dominent le bilan de masse depuis 2010. Sachant que les concentrations dans le lac ont entamé une stabilisation à partir de 2015, une analyse détaillée des ces éléments s'avère nécessaire.

Il est rappelé dans ce rapport l'importance d'avoir un système d'échantillonnage représentatif. Il a en effet été remarqué que les affluents du Léman sur lesquels des échantillonnages mensuels ponctuels étaient réalisés pouvaient présenter de fortes disparités d'une année à une autre en raison par exemple d'un point de crue.

La CIPEL pourrait élaborer une recommandation allant dans ce sens.

BIBLIOGRAPHIE

- Burrus, D., Thomas, R. L., Dominik, J., & Vernet, J. P. (1990). Seasonal delivery of the particulate forms of phosphorus to Lake Geneva from the upper Rhone river. *Aquatic Sciences*, 52(3), 221-235.
- Office fédéral de l'environnement (OFEV). (2013). Flux d'azote en Suisse en 2020.
- Rapin, F., Dominik, J., Giovanoli, F., El-Ghobary, H., Favarger, P-Y. & Vernet, J. P. (1985). *Evolution du phosphore dans l'eau interstitielle et dans les sédiments et chronologie mercurielle*. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1984, 81-96.
- Rapin, F. et Klein, A. (2011). *Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité*. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 157-178.
- Sabaratnam, S. et Oriez, A. (2019). *Contribution des apports en phosphore d'origine non-ponctuelle par les affluents du Léman*. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001-2017.
- Tran Khac, V., Quetin, P. et Anneville, O. (2019). *Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques*. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018.
- Vargas, S. (2017). *Analyses comparatives interlaboratoires*. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 227-234.

ANNEXES

Tableau 1 : Concentrations moyennes et flux moyens en 2016.

Table 1: Mean concentrations and mean flows in 2016.

Nom Rivière	Débit (m3/sec)	N-NH4 (mgN/L)	N-NO2 (mgN/L)	N-NO3 (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO4 (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)		N-NH4 (t/an)	N-NO2 (t/an)	N-NO3 (t/an)	Ntot (t/an)	P-PO4 (t/an)	PtotBrut (t/an)	Cl (t/an)
Concentrations moyennes		Bassin versant du Léman							Flux moyens							
Rhône amont	181.5	0.05		0.50	0.59	0.003	0.09	10.1		289		2'881	3'392	19.3	495.6	58'045
Dranse	23.1	0.04	0.01	0.60	0.71	0.01	0.06	4.8		26.8	4.4	435	514	4.9	43.3	3'509
Aubonne	6.1	0.02	0.01	1.25	1.45	0.01	0.03	5.0		4.7	1.2	239	277	2.4	5.2	963.0
Venoge	4.6	0.16	0.02	3.39	3.76	0.02	0.08	14.6		23.7	3.3	492	546	3.5	11.1	2117
Versoix	3.5	0.02		0.99	1.10	0.02	0.05	8.0		2.2		108	120	1.9	6.0	876.5
Veveyse	2.3	0.02	0.003	0.66	0.85	0.01	0.08	8.8		1.3	0.2	49	63	0.7	6.2	649.4
Promenthouse	1.7	0.03	0.01	1.91	2.13	0.01	0.05	7.7		1.8	0.5	103	115	0.7	2.5	413.0
Chamberonne	0.9	0.05	0.02	2.33	2.64	0.02	0.08	16.7		1.5	0.4	66	75	0.7	2.2	474.8
Eau Froide	0.6	0.06	0.02	3.44	3.89	0.01	0.03	6.2		1.1	0.4	64	73	0.2	0.6	114.9
Morges	0.4	0.06	0.02	4.31	4.62	0.05	0.13	14.5		0.7	0.2	53	57	0.6	1.6	177.6
Bassin versant Rhône aval																
Rhône émissaire	267.8	0.02		0.45	0.62	0.01	0.02	10.0		203.7		3'812	5'208	46.01	194.8	84'854
Arve	92.9	0.08	0.04	0.58	0.72	0.03	0.12	6.6		247.1	124.7	1'697	2'118	77.53	366.4	19'243
Allondon	2.9	0.004	0.01	1.23	1.27	0.01	0.02	6.0		0.4	0.5	112.37	115.8	1.12	1.8	547
Rhône Chancy	341.5			0.70	0.87	0.01	0.06	10.1				7'562	9'414	94.93	699.1	109'107

Tableau 2 : Concentrations moyennes et flux moyens en 2017.

Table 2: Mean concentrations and mean flows in 2017.

Nom Rivière	Débit (m3/sec)	N-NH4 (mgN/L)	N-NO2 (mgN/L)	N-NO3 (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO4 (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)		N-NH4 (t/an)	N-NO2 (t/an)	N-NO3 (t/an)	Ntot (t/an)	P-PO4 (t/an)	PtotBrut (t/an)	Cl (t/an)
Concentrations moyennes		Bassin versant du Léman							Flux moyens							
Rhône amont	159			0.52	0.59	0.004	0.09	10.7				2'606	2947	23.5	460	54'944
Dranse	14.3	0.03	0.01	0.78	0.90	0.01	0.05	5.9		11.5	2.8	354	406	2.6	20.9	2'680
Aubonne	2.9	0.05	0.01	1.52	1.79	0.01	0.02	7.8		4.9	0.9	137	161	1.1	1.6	705
Venoge	1.7	0.21	0.03	4.04	4.52	0.03	0.06	25.2		10.7	1.7	211	236	1.4	3.2	1312
Versoix	2.2	0.03		1.17	1.24	0.02	0.07	9.3		1.7		81	85	1.2	4.5	639
Veveyse	1.2	0.03	0.004	0.58	0.88	0.01	0.07	17.5		1.3	0.2	22	34	0.4	2.6	671
Promenthouse	0.8	0.02	0.004	2.11	2.34	0.01	0.03	8.2		0.5	0.1	53	58	0.3	0.7	204
Bassin versant Rhône aval																
Rhône émissaire	200.2	0.02		0.46	0.65	0.005	0.03	10.3		146		2'905	4'117	30.3	181	65'035
Arve	63.2	0.11	0.03	0.56	0.69	0.03	0.29	5.4		222.1	53.9	1124	1'378	51.6	586	10716
Allondon	2.7	0.02	0.01	1.93	2.03	0.02	0.07	7.1		1.61	0.9	161.7	170.64	1.9	5.84	600
Rhône Chancy	261.4			0.74	0.91	0.01	0.03	10.9				6'134	7'461	94.9	258	9'0544

Tableau 3 : Concentrations moyennes et flux moyens en 2018.

Table 3: Mean concentrations and mean flows in 2018.

Nom Rivière	Débit (m3/sec)	N-NH4 (mgN/L)	N-NO2 (mgN/L)	N-NO3 (mgN/L)	Ntot (mgN/L)	P-PO4 (mgP/L)	PtotBrut (mgP/L)	Cl (mg/L)		N-NH4 (t/an)	N-NO2 (t/an)	N-NO3 (t/an)	Ntot (t/an)	P-PO4 (t/an)	PtotBrut (t/an)	Cl (t/an)
Concentrations moyennes																
Bassin versant du Léman									Flux moyens							
Rhône amont	210.7			0.47	0.68	0.003	0.14	9.9				3104	4'536	23.9	898	65'564
*Dranse	30.1	0.03	0.01	0.58	0.69	0.01	0.12	5.1		25.8	5.8	547	659	5.5	114.9	4'859
Aubonne	4.8	0.05	0.01	0.96	1.22	0.01	0.03	5.5		7.1	1.2	146	185	2.3	4	838
Venoge	3.7	0.06	0.02	2.85	3.10	0.02	0.05	15.1		7.0	1.9	331	361	2.3	6.3	1'760
Versoix	3.9	0.03	0.02	1.02	1.14	0.02	0.15	7.5		4.1	2.4	127	141	2.7	18.9	935
Veveyse	1.4	0.01	0.00	0.48	0.90	0.01	0.25	9.7		0.6	0.2	22	41	0.4	11.2	440
Promenthouse	2.3	0.03	0.01	1.31	2.00	0.03	0.62	6.9		2.1	0.8	96	145.4	1.9	44.8	506
Bassin versant Rhône aval																
Rhône émissaire	320.3	0.03	0.01	0.40	0.57	0.00	0.02	9.9		308	72.2	3'999	5'806	44.5	225.6	100'648
Arve	84.6	0.10	0.03	0.54	0.71	0.03	0.56	5.8		269	90.7	1'430	1'882	75.2	1484	15'390
Allondon	3.4	0.01	0.01	1.12	1.21	0.02	0.06	5.2		1.2	0.8	119	128.5	1.7	6.7	556
Rhône Chancy	379.0			0.62	0.77	0.01	0.03	10.2				7'414	9195	124.5	387.8	122'341

*Le préleveur d'échantillons est tombé en panne en juin 2018, les données ne peuvent être considérées comme représentatives de l'année

FRAIE DU CORÉGONE ET DE LA PERCHE DANS LE LÉMAN

WHITEFISH AND PERCH SPAWNING IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2018

PAR

Chloé GOULON, Gwenaëlle CONCASTIE et Jean GUILLARD

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

*Dans le cadre du développement d'indicateurs du changement climatique, les phénologies de la reproduction de deux espèces de poissons, le corégone (*Coregonus lavaretus*) et la perche (*Perca fluviatilis*), sont suivies dans le Léman. 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, de fin novembre à début mars selon les années. Les opérations tests réalisées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Afin de 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'au mois de juin, depuis 1984. Les données phénologiques recueillies pour les deux espèces, le corégone et la perche, sont en lien avec les températures de l'eau relevées.*

ABSTRACT

*As part of the development of climate change indicators, a monitoring protocol for the reproductive phenology of two fish species, whitefish (*Coregonus lavaretus*) and perch (*Perca fluviatilis*), has been set up in Lake Geneva. Multi-mesh benthic gillnets are set in and out each week on an area where whitefish usually spawn, from late November to early March according to years. Tests carried out in 2015-2016 confirmed the interest of the study and its feasibility. In order to monitor the reproduction of perch annually, artificial spawning substrata are placed on a reference site at different depths from early April to June, since 1984. Phenological data for both species, whitefish and perch, are related to the water temperatures recorded.*

1. INTRODUCTION

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Le régime thermique est en effet le facteur principal permettant le déclenchement du frai des poissons lacustres (Gillet, 1989). Chez certaines populations de poisson du Léman, dont le cycle de reproduction est physiologiquement piloté par la température de l'eau, de telles modifications ont déjà été observées pour le gardon et dans une moindre mesure pour la perche (Gillet et Dubois 2007; Gillet et Quélin 2006, Gillet et Dubois, 2009). Le déclenchement du frai de la perche et du gardon a lieu au printemps et nécessite une hausse de la température de l'eau (>10 °C). A l'inverse, le corégone et l'omble fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures 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 et plus tardivement pour les espèces d'eau froide, 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 (*Coregonus lavaretus*) et de la perche (*Perca fluviatilis*) dans le Léman. 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 le site de frai (taille, âge, état physiologique pour le corégone et taille pour la perche). Pour le corégone, les opérations tests menées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Cependant les effectifs capturés sont apparus assez modestes la première année de suivi, probablement à cause d'un faible effort de pêche, du type de filets utilisés et de la localisation. Des adaptations au niveau du type de filet (filet de mailles 19.5 mm, 24 mm, 29 mm, 40 mm, 50 mm et 60 mm) ont permis d'augmenter le niveau de captures en 2016-2017. En 2017-2018 probablement en lien avec la baisse des effectifs de corégonnes, les captures se sont avérées encore plus faibles que la première année de suivi. Des adaptations du protocole sont encore nécessaires afin de capturer un effectif suffisant dans l'objectif d'étudier plus finement la phénologie. Concernant la perche, 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). Cette méthode a l'avantage d'attirer de nombreuses femelles et facilite l'observation d'un grand nombre de rubans d'œufs.

2. MATERIEL ET METHODE

2.1 CORÉGONE

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 à proximité du site de l'UMR CARRTEL-INRA, à raison de trois filets par profondeur 4 et 8 m (Figure 1). La première pose a eu lieu avant la tombée de la nuit du 15 au 16 novembre 2017, et la dernière avant celle du 18 au 19 février 2018. Après chaque relève, les poissons sont mesurés, pesés, sexés et leur état de maturation est évalué. Leur âge est ensuite déterminé par lecture des écailles (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 CARRTEL-INRA 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) disposés aux profondeurs de 4 et 8 m a été mis en place avant la saison de reproduction 2017-2018. Les températures à 4 et 8 m étant significativement corrélées ($R^2=0.99$, $p<0.05$), seules les données de température à 4 m ont été analysées.



Figure 1 : Disposition théorique des filets à différentes profondeurs (4 et 8 m) à proximité du site de l'UMR CARRTEL-INRA.

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 - INRA, depuis 1984, suivant le protocole de Gillet et Dubois (2007) (Figure 2). 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 et Dubois, 1995). Depuis, la température est enregistrée à l'aide d'enregistreurs (type Minilog ; Vemco, Shade Bay, Nouvelle-Écosse, Canada) fixés sur les frayères à chaque profondeur. En 2018, 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. En 2017, le suivi scientifique a été réalisé du 22 avril au 27 juin, et en 2018, du 12 avril au 2 juillet. Les frayères sont relevées deux fois par semaine pour compter et mesurer les rubans d'œufs à chaque profondeur avant de les relâcher. La profondeur de la frayère est vérifiée avant et après chaque relève à l'aide d'un sondeur à main Plastimo ECHOTEST II.

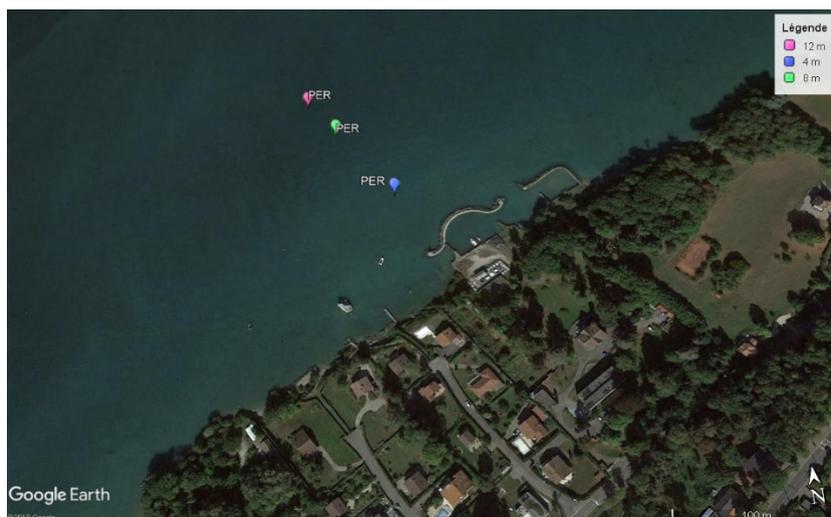


Figure 2 : Disposition théorique des frayères artificielles à différentes profondeurs (4, 8 et 12 m) à proximité du port de l'UMR CARRTEL-INRA.

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. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 CORÉGONE

Saison 2017-2018

Un total de 23 individus a été capturé durant les opérations de 2017-2018. Le 7 décembre (10 % de captures totales), la période de reproduction avait débuté. La date pour laquelle 50 % des géniteurs collectés a été atteinte était le 18/12/17. L'effectif maximal de reproducteurs capturés correspondait au 26/12/17. L'apogée du frai doit être proche de ces deux dates (Figure 3).

Les captures sont majoritairement composées de mâles (78%;Tableau 1) en accord avec la littérature (Champigneulle et al. 1983). La taille moyenne est de 440 ± 42.7 mm et l'âge moyen de 2.4 ans (Tableau 2).

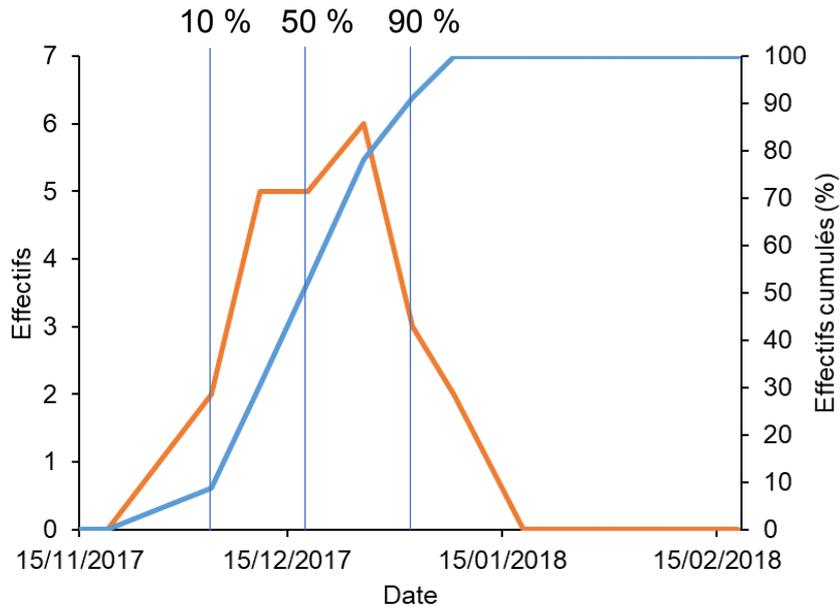


Figure 3 : Effectifs bruts (en orange) et cumulés (en bleu) de corégones capturés au cours de la saison de reproduction 2017-2018.

Tableau 1 : Synthèse des captures de corégones réalisées hiver 2017-2018

Date	Effectifs	Femelles	Mâles	Longueur totale, LT (mm)	Masse (g)
05/12/2017	2	-	2	$467,5 \pm 3,5$	$855,8 \pm 1,4$
12/12/2017	5	2	3	$479,0 \pm 21,0$	$973,3 \pm 214,7$
19/12/2017	5	1	4	$418,2 \pm 60,8$	$643,8 \pm 294,3$
27/12/2017	6	-	6	$423,8 \pm 38,6$	$590,8 \pm 183,3$
03/01/2018	3	1	2	$424,0 \pm 7,2$	$598,9 \pm 36,7$
09/01/2018	2	1	1	$451,0 \pm 43,8$	$786,6 \pm 198,8$

Tableau 2 : Détermination de l'âge des corégones par scalimétrie.

Dates	Classes d'âge (N)					
	1+	2+	3+	4+	5+	6+
05/12/2017			1	1		
12/12/2017		1	3	1		
19/12/2017	2	1	2			
27/12/2017	3	2	1			
03/01/2018		2	1			
09/01/2018				1		

Les captures sont irrégulièrement distribuées dans les différentes mailles de filets (Figure 4). Les mailles les plus capturantes sont les mailles de 50 et 60 mm et les mailles de 19.5, 24 et 29 n'ont pas permis de capturer des corégones. Les captures ont également tendance à être hétérogènes aux différentes profondeurs de poses, les captures étant moindres à 8 m (22 %).

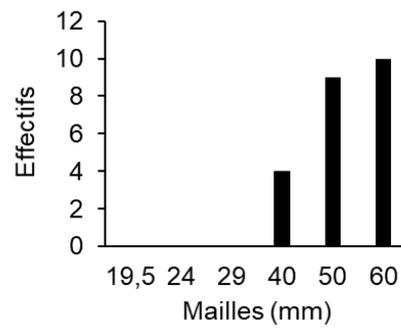


Figure 4 : Effectif capturé par maille.

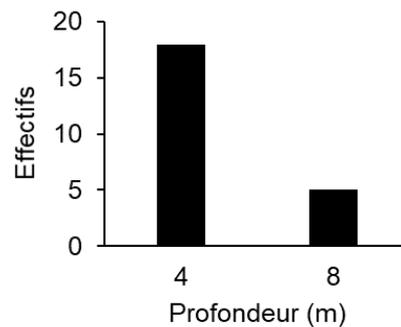


Figure 5 : Répartition des effectifs capturés selon la profondeur des filets.

Au cours de la saison de pêche 2017-2018, les captures accessoires se sont composées de deux brochets, deux chevaines, trois gardons, une tanche et d'une truite.

Comparaison 2015-2016, 2016-2017 et 2017-2018

En sélectionnant les profondeurs de pose de 4 et 8 m, afin de rendre les données comparables, on constate que les effectifs en 2017-2018 sont plus faibles qu'en 2016-2017 (58 en 2016-2017 vs 23 en 2017-2018) probablement en lien avec la baisse du stock de corégones supposée d'après les données halieutiques. Les données phénologiques, exprimées en effectifs cumulés, ont été comparées pour les trois dernières années. La saison de reproduction 2017-2018 a été la plus précoce depuis le début du suivi. Au cours de l'hiver 2017-2018, 50% des effectifs totaux de la période avaient été capturés vers le 18 décembre contre fin décembre pour l'année précédente et mi-janvier pour l'hiver 2015-2016, lorsque la température relevée dans le port de l'UMR CARTELL-INRA est proche de 7°C ($7 \pm 0.4^\circ\text{C}$). En 2017-2018, la moitié des effectifs est atteinte pour une température relevée de 6.7 °C avec la sonde de température située dans le port et de 7.6°C à 4 m à proximité du site de pose des filets.

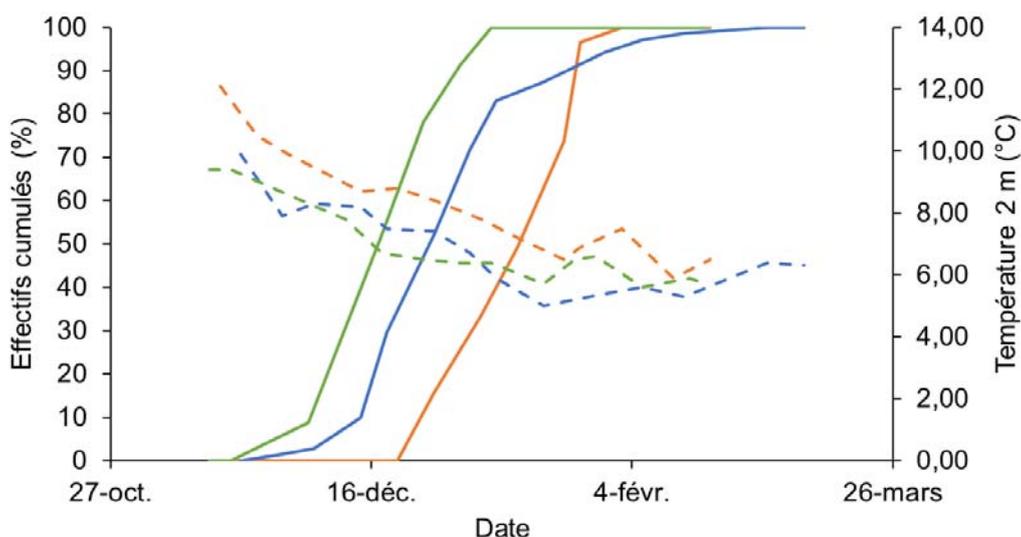


Figure 6 : Phénologie du frai des corégones, exprimée en effectif cumulé, lors des hivers 2015-2016 (trait plein orange), 2016-2017 (trait plein bleu) et 2017-2018 (trait plein vert) et données de températures moyennes journalières mesurées à 2 m de profondeur dans le port de l'INRA (trait pointillé orange : 2015-2016 ; bleu : 2016-2017 ; vert : 2018-2019).

3.2 PERCHE

Au cours du suivi scientifique de 2017 (Figure 7), 144 rubans ont été récoltés suite à 15 relèves de frayères par profondeur. En 2018, 23 relèves par profondeur ont permis la récolte de 152 rubans (Figure 8). Le nombre de rubans observés sur les frayères positionnées à 4 m de profondeur est très faible pour les deux années : au nombre de 3 en 2017 et de 4 en 2018. C'est à 8 m de profondeur que le nombre de rubans déposé est le plus important : 78 rubans récoltés en 2017 et 92 en 2018. A 12 m de profondeur, 63 et 56 rubans ont été dénombrés en 2017 et 2018 respectivement.

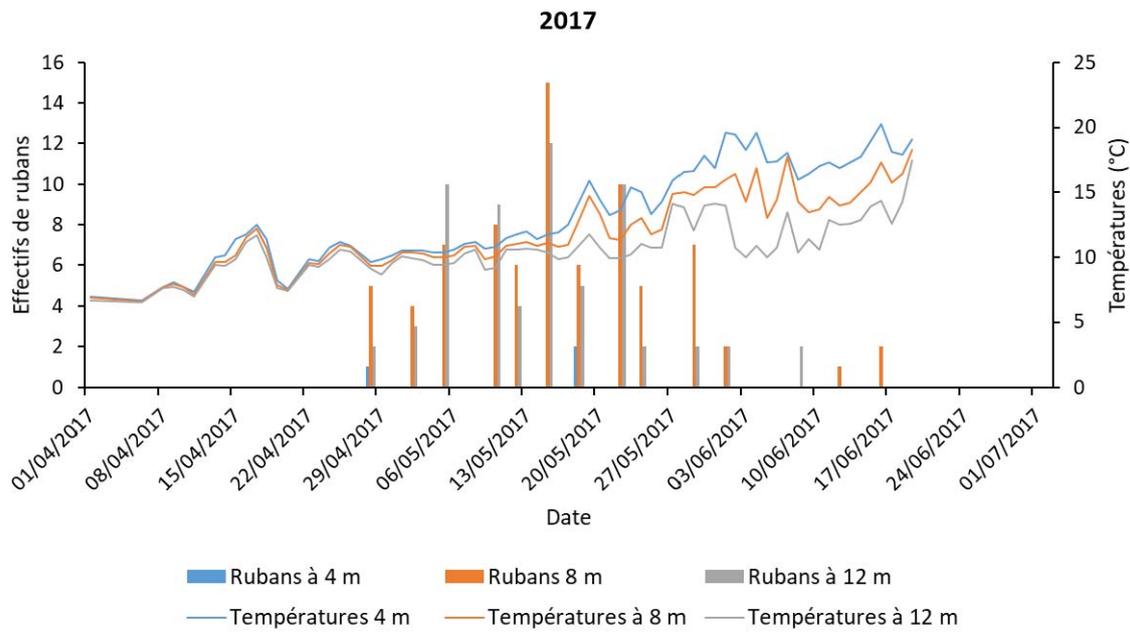


Figure 7 : Quantité de rubans de perche récoltés en 2017 par frayère à 4 m (bleu), 8 m (orange) et 12 m. Les courbes représentent les températures relevées à 4 m (en bleu), à 8 m (en orange) et à 12 m (en gris) de profondeur.

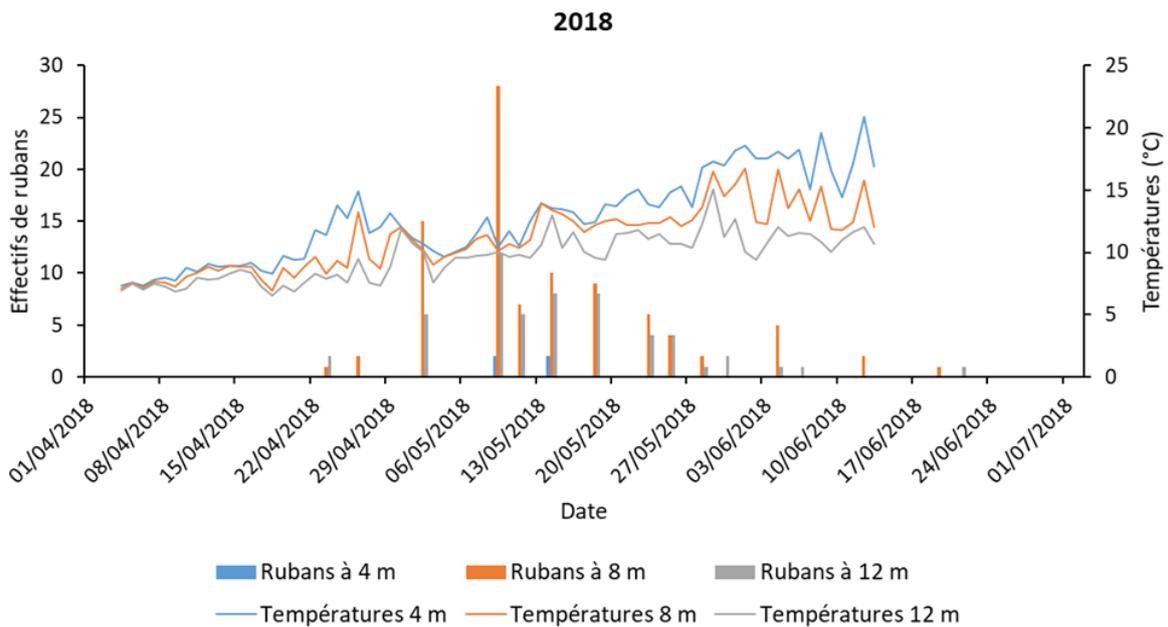


Figure 8 : Quantité de rubans de perche récoltés en 2018 par frayère à 4 m (bleu), 8 m (orange) et 12 m. Les courbes représentent les températures relevées à 4 m (en bleu), à 8 m (en orange) et à 12 m (en gris) de profondeur.

Les températures sont similaires à toutes les profondeurs jusqu'au 28 avril en 2017, et jusqu'au 16 avril en 2018, puis elles se différencient selon le gradient de profondeur. Le frai débute le 2 mai en 2017, et le 29 avril en 2018, lorsque 10 % des rubans sont déposés sur les frayères, pour des températures proches de 10°C (Figure 9). La date à laquelle la moitié des rubans sont collectés sur l'ensemble de la période de suivi est atteinte le 15 mai 2017. Cette date correspond en 2017 au pic d'activité du frai pour une température proche de 11°C à 8 m.

En 2018, le seuil des 50 % est estimé le 11 mai, proche de la date à laquelle le pic d'intensité est observé (9 mai). Les températures qui étaient en augmentation au début du mois de mai connaissent une chute au moment de l'apogée en raison d'un épisode venteux. Cette année le pic s'observe alors pour une température de 10°C tandis que des températures d'environ 11°C sont relevées les deux jours précédents. Le seuil de 90 % de rubans déposés est atteint le 27 mai pour les deux années ce qui correspondrait à la date de fin de frai.

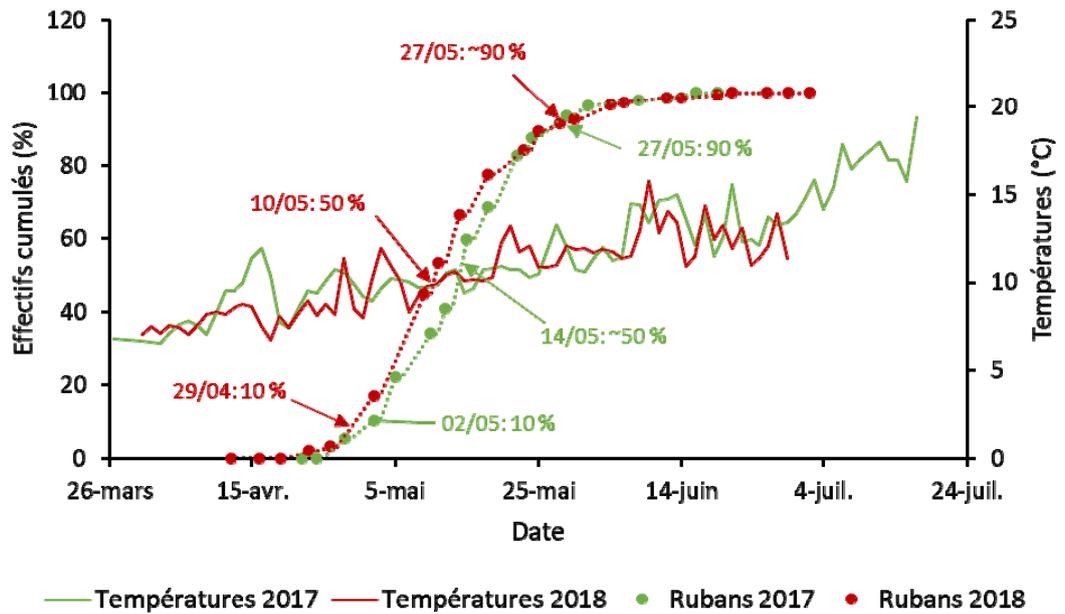


Figure 9 : Comparaison interannuelle du nombre de rubans récoltés sur les frayères artificielles à toutes profondeurs confondues (4, 8 et 12 m) en fonction des températures moyennes (à 8 et 12 m), entre 2017 (vert) et 2018 (rouge).

En 2017 et 2018 le début de la saison de la reproduction de la perche dans le Léman se produit fin avril ou début mai, et se prolonge jusqu'à début juin, en accord avec les observations passées (Gillet et Dubois, 1995, Gillet et Dubois, 2007). Les températures en 2018 sont légèrement plus élevées à la fin du mois d'avril, ce qui pourrait expliquer le frai plus précoce en 2018. Le frai commence lorsque la température de l'eau dépasse 10°C pour les deux années, ce qui conforte les observations passées (Gillet et Dubois, 2007, 2009). L'activité de frai est maximale la deuxième semaine du mois de mai pour des températures à 8 m proches de 11°C, correspondant à des températures de 12°C en surface (Gillet et Dubois, 2007).

4. CONCLUSION

Concernant le corégone, malgré les adaptations du protocole réalisées en 2017-2018, en concentrant l'effort de pêche aux profondeurs où les captures sont plus importantes à 4 et 8 m, un nombre d'individus plus faible a été capturé, probablement en raison de la baisse du stock de corégone. Les effectifs capturés sont limités pour une description précise de la phénologie. Des améliorations du protocole ont été réalisées au cours de la saison 2018-2019 en ajoutant un autre site de reproduction dans le suivi. Les données phénologiques obtenues les trois années de suivis sont en lien avec les données de températures relevées.

Pour la perche, le frai est légèrement plus précoce en 2018 en lien avec des températures de l'eau plus élevées en début de saison. Une analyse rétrospective de l'ensemble des données issues des suivis de la phénologie de la reproduction permettra de déterminer si un décalage plus significatif du frai s'observe en lien avec la hausse des températures de l'eau au printemps dans le Léman.

BIBLIOGRAPHIE

- Champigneulle, A., Gerdeaux, D., and Gillet, C. (1983). "Les pêches de géniteurs de corégone dans le Léman français en 1982." *Bulletin Français de Pisciculture* **290**, 149-157.
- Gillet, C. (1989). "Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres", *Hydroécologie Appliquée*. 117-143.
- 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.
- Gillet, C. and P. Quetin (2006). "Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001." *Journal of Fish Biology* **69**(2): 518-534.
- 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**(4): 1001-1014.
- Gillet, C. and J. P. Dubois (2009). "Etude de la croissance et de la dynamique des populations de perche (*Perca fluviatilis*) suite aux changements trophiques du lac Léman", Programme PEP aquacole 2008. 23 p.
- 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". *Fisheries Management and Ecology* **20**, 484–493.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J., and Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, **416**(6879), 389.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE UPSTREAM

CAMPAGNE 2018

PAR

Marc BERNARD, Pierre MANGE et Joël ROSSIER

SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT – Avenue de la Gare 25 - CH – 1950 SION

RÉSUMÉ

Cent-dix-huit produits phytosanitaires, trente-trois principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et deux solvants (1,4-dioxane et méthyl tertbutyl éther ou MTBE) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2018. Aucun produit phytosanitaire n'a dépassé les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Sur les 33 principes actifs pharmaceutiques recherchés, certains sont retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations encore très importantes. Un maximum de 1.15 µg/L a été mesuré pour la metformine.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône en 2018 s'élèvent à 308 kg par rapport à 444 kg en 2017 et 577 kg en 2016. Les principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle diminuent à 341 kg par rapport aux 672 kg de 2017. La charge en 1,4-dioxane estimée à 345 kg est en baisse par rapport aux 750 kg de l'année 2015 et aux 6 tonnes de 2014.

ABSTRACT

One hundred and eighteen pesticides, thirty-three active pharmaceutical ingredients, two anti-corrosion agents and two solvents (1,4 dioxane and methyl tertbutyl ether or MTBE) were systematically analyzed throughout 2018 in the waters of the Rhône River upstream of Lake Geneva. No pesticide exceeded the requirements of the Waters Protection Ordinance (0.1 µg/L). On 33 active pharmaceutical ingredients that were sought, some were found in the waters of the Rhône River at still very high concentrations. A maximum of 1.15 µg/L was measured for metformin.

In terms of annual fluxes, total quantities of pesticides transiting through the Rhône River in 2018 amounts to 308 kg compared with 444 kg in 2017 and 577 kg in 2016. Active pharmaceutical ingredients of industrial origin decreased to 341 kg compared to 672 kg in 2017. The load of 1,4-dioxane was estimated to 345 kg, compared with 750 in 2015 kg and to 6 tons for the year 2014.

1. INTRODUCTION

Depuis janvier 2006, un contrôle systématique et continu de la qualité des eaux du Rhône en amont du Léman a été mis en place par le Service de l'environnement du canton du Valais (BERNARD et MANGE, 2015).

Les résultats d'analyses à disposition permettent de suivre la qualité des eaux du Rhône vis-à-vis des produits phytosanitaires (PPS) utilisés en agriculture et issus des productions industrielles ainsi que de certaines substances pharmaceutiques, dites « Active Pharmaceutical Ingredient » (API). Les données récoltées permettent également de contrôler si les mesures prises par les industries du bassin versant sont efficaces, de vérifier la bonne corrélation avec les résultats des autocontrôles ainsi que le respect des exigences de la ligne directrice cantonale valaisanne en matière de micropolluants de 2008.

Le point de mesure étant situé au sein d'une station hydrologique de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV), les débits du Rhône sont donc connus et permettent le calcul des charges annuelles de flux polluants des PPS et API et la tendance aux cours des dernières années.

Ce rapport présente les résultats des investigations réalisées en 2018 et les compare avec ceux obtenus depuis 2006.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 RHÔNE AMONT PORTE DU SCEX

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau suisses (NADUF) de la Confédération (figure 1). Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter 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 par express au laboratoire en charge des analyses. Vingt-sept échantillons moyens sur 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2018.

2.2 RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHÉY

Le 21 février et le 7 novembre 2018, des échantillons moyens sur 24 heures ont été prélevés dans le Rhône en amont et en aval de Viège et 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. Dès la fin du prélèvement, les échantillons ont été expédiés par express au laboratoire en charge des analyses pour la détermination de l'ensemble des substances figurant en annexes.

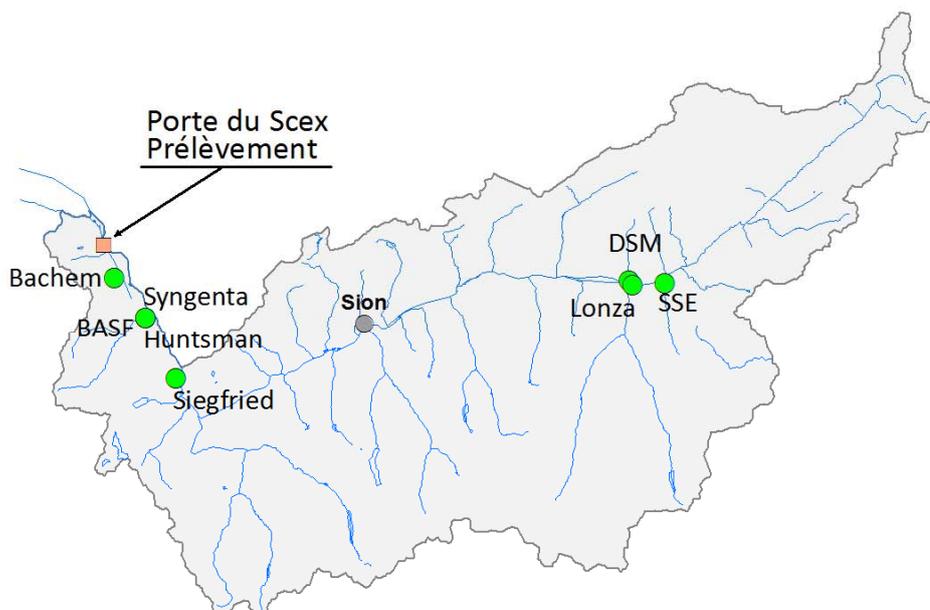


Figure 1 : Localisation de la station Porte du Scex sur le Rhône et des sites industriels sur le territoire du Valais

Figure 1 : Location of the Porte du Scex station on the Rhône and industrial sites in Valais

3. METHODOLOGIE

La liste complète des substances recherchées est donnée en annexes 1 et 2; elle comprend 118 produits phytosanitaires, 33 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le benzotriazole et le tolyltriazole) et deux composés organiques (le 1,4-dioxane et le méthyl tertbutyl éther - MTBE). Onze nouvelles substances correspondant à une production industrielle spécifique avaient été introduites dans le suivi en 2013. Pour des questions de confidentialité, le nom de ces API (Active Pharmaceutical Ingredient) n'est pas publié. Suite à la découverte de 1,4-dioxane (solvant très soluble dans l'eau) par les investigations du réseau d'observation national des eaux souterraines (NAQUA) dans les eaux souterraines dans le secteur de Viège, cette substance a également été analysée à partir de 2014 dans tous les échantillons des eaux du Rhône. Un nouveau fongicide (le fenpyrazamine) a été introduit dans la liste des produits analysés car il est fréquemment utilisé en viticulture depuis 2015.

3.1 ANALYSES

Toutes les analyses ont été réalisées par le laboratoire Scitec Research SA, laboratoire d'analyses chimique, bactériologique et environnement, situé à Lausanne. Les méthodes d'analyse sont décrites dans BERNARD et MANGE (2015).

L'ensemble des résultats d'analyses sont présentés dans le tableau en annexe 1. La mention « bmdl » désigne les résultats d'analyses inférieurs au seuil de quantification : la substance a été détectée, en général à une concentration inférieure à 0.01 µg/L. Dans le cas contraire, la case reste vide.

3.2 CONTRÔLES

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 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). Il participe depuis quelques années aux intercalibrations organisées par la CIPEL (VARGAS, 2017) et procède également aux analyses de résidus médicamenteux de la CIPEL (KLEIN, 2017).

4. RESULTATS

4.1 CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHÔNE

Les résultats de l'analyse des 27 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2018 sont disponibles dans le tableau en annexe 1. Un total de 19 substances PPS ont été détectées sur 118 recherchées soit un nombre inférieur à celui recensé dans le programme NAWA Spez mis en place par l'OFEV en 2012 sur 5 cours d'eau de taille moyenne (WITTMER et al., 2014) et en 2015 sur 5 petits cours d'eau dont le bassin versant est fortement exploité par l'agriculture (DOPPLER et al., 2017). Cette différence est explicable, d'une part, parce que les analyses de l'étude de l'OFEV ont porté sur 220 PPS en 2012 et 257 en 2015 avec des seuils de quantification et de détection plus bas et, d'autre part, parce que l'échantillonnage a été pratiqué sur des petits cours d'eau dans lesquels les capacités de dilution des substances étaient bien inférieures aux eaux du Rhône.

En 2018, aucune substance n'a dépassé ou atteint l'exigence de 0.1 µg/L de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux). Toutefois, le glyphosate et l'AMPA ont été majoritairement présents tout au long de l'année sans dépasser 0.08 µg/L.

Sur la période 2008-2018, les concentrations maximales des produits phytosanitaires sont en diminution pour la plupart des substances. La même observation peut être faite sur les concentrations en produits phytosanitaires dans les eaux du Léman entre 2005 et 2017 (KLEIN 2017) et (KLEIN et PLAGELLAT 2018).

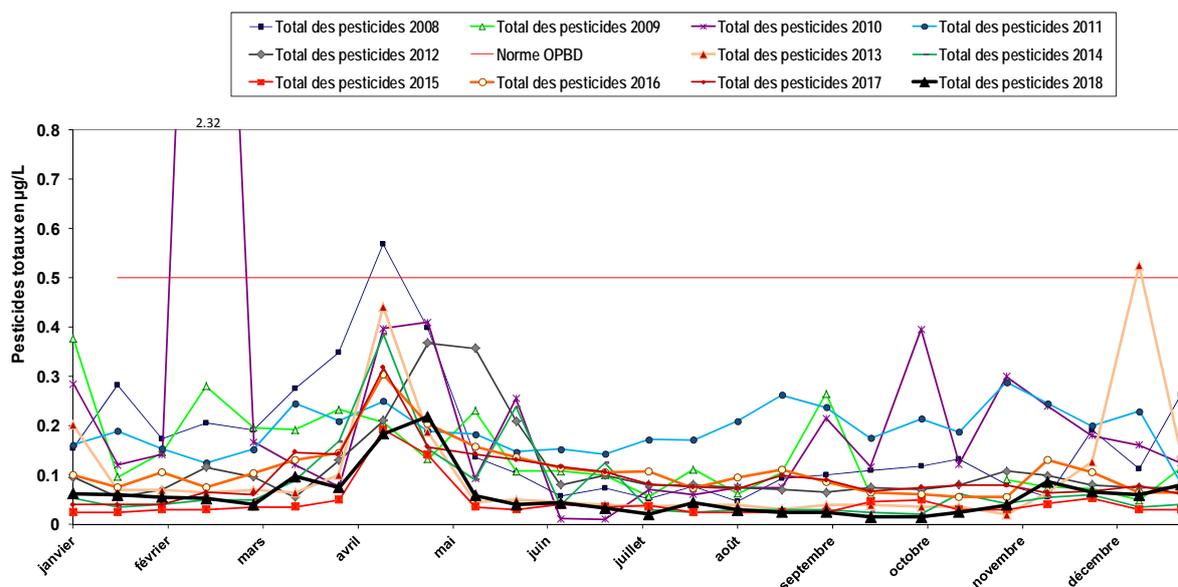


Figure 2 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2018.

Figure 2 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex from 2008 to 2018.

En 2018, la valeur de tolérance OPBD¹ de 0.5 µg/L (somme des pesticides) n'a jamais été atteinte. La somme des produits phytosanitaires est restée en général proche ou inférieure à 0.1 µg/L, contrairement aux années 2008 et 2010 (figure 2). On constate régulièrement ces dernières années que la période de mars à juin est celle où la concentration totale en phytosanitaires est la plus importante de l'année, correspondant à une période de basses eaux ainsi qu'à celle où les herbicides sont le plus utilisés jusqu'à fin avril.

4.2 CHARGES DES PRODUITS PHYTO SANITAIRES AYANT TRANSITÉ PAR LE RHÔNE

Les flux des substances phytosanitaires ayant transité par le Rhône ont été calculés sur la base des concentrations mesurées et des débits moyens durant la période de prélèvement. Dans les cas où l'analyse révélait une teneur inférieure au seuil de quantification (bmdl), la moitié de la valeur de quantification (en général 0.005 µg/L) a été prise en compte pour ce calcul. Pour les substances non détectées à l'analyse, la charge apportée au lac a été considérée comme étant nulle. Les charges ainsi calculées sont présentées à la figure 3.

Les quantités totales des produits phytosanitaires ayant transité par le Rhône atteignent 308 kg en 2018 par rapport à 444 kg en 2017, 577 kg en 2016 et 277 kg en 2015 (figure 4).

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle (car non produits dans les usines valaisannes) représente environ 293 kg contre 443 kg en 2017, 475 kg en 2016 et 195 kg en 2015. Pour les produits phytosanitaires d'origine agricole, les substances suivantes sont présentes : 95 kg de terbuthylazine et ses métabolites, 11 kg d'atrazine et de ses produits de dégradation, 13 kg de mecoprop, 5 kg de carbendazim et 4 kg de linuron. De plus, 71 kg de glyphosate (herbicide d'origine diverse et agricole) ont été détectés en 2018 (115 kg en 2017, 77 kg en 2016 et 18 kg en 2015) ainsi que 94 kg d'AMPA. Notons que l'atrazine comme la simazine sont interdits dans l'UE depuis 2003 et en Suisse depuis 2012. Ces deux substances sont encore présentes dans les eaux mais à l'état de trace ≤ 0.010 µg/l. Les traces cumulées toute l'année représentent finalement une charge de 20 à 30 kg/an. Le dinoterbe, ancien herbicide présent les années précédentes n'a pas été détecté en 2018.

Depuis 2012, les charges les plus importantes ne proviennent plus de la production industrielle. Les quantités de produits phytosanitaires d'origine industrielle sont en 2018 réduites à 15 kg/an avec la présence de foramsulfuron (6 kg), dimetachlore (4 kg), metalaxyl (2 kg) cyprodinil (1 kg) et de chlorotoluron (1 kg).

L'étude menée sur plusieurs bassins versants du Léman (ROSSI et CHESAUX, 2013) démontre que la stratégie d'échantillonnage actuelle permet d'estimer les charges annuelles, pour les composés dissous, avec une assez bonne fiabilité (incertitude de l'ordre de plus ou moins 35%).

¹ OPBD Ordonnance sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (OPBD RS 817.022.11)

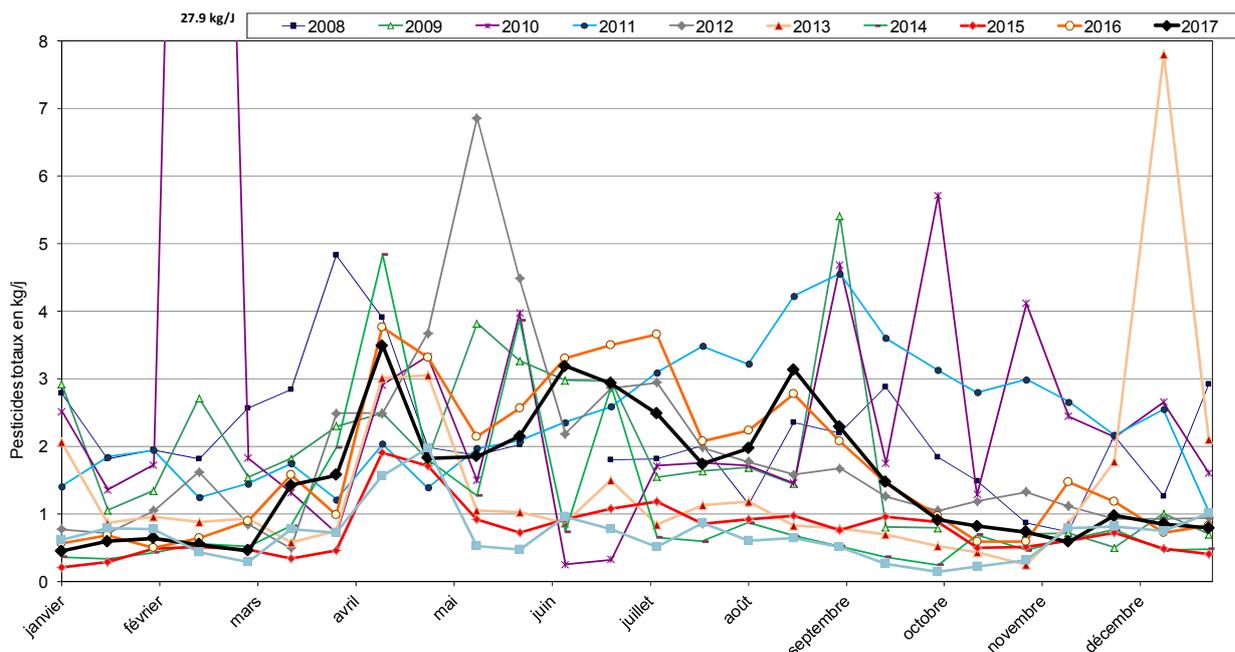


Figure 3 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2008 à 2018.

Figure 3 : Average daily loads of pesticides in the Rhône river from 2008 to 2018.

En 2018, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône (~15 kg, figure 4) confirme les chiffres de 2017 (11 kg), en nette baisse par rapport aux années précédentes 2016 (103 kg), 2015 (82 kg) et 2014 (128 kg). En 2017 et 2018, elle ne représente plus que 1% des valeurs maximales mesurées en 2006 (1'450 kg). Les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge globale supérieure (68 kg) alors qu'elles étaient inférieures en 2016. Les charges fournies par l'industrie sont sans doute plus réalistes que celle calculées depuis les eaux du Rhône, puisque qu'elles sont calculées sur des concentrations plus élevées et multipliées par de plus faibles débits, contrairement à la situation dans les eaux du Rhône. Les autocontrôles sont définis dans les autorisations de déversement délivrées aux industries sur une durée limitée ; elles permettent notamment un suivi analytique des eaux en sortie de STEP et le calcul de charges.

Depuis septembre 2010, les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants sont en vigueur pour les industries formulant des produits phytosanitaires. Ces exigences fixent les rejets journaliers à un maximum de 200 g, comme moyenne mensuelle, par substance fabriquée (SPE-VS 2008). Au cours de l'année 2018, cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites contrairement à quelques dépassements pour le propiconazole (fongicide) en juin et juillet 2015. En 2018, les pesticides d'origine industrielle représentent 4% (2.5% en 2017, 18% en 2016 et 30% en 2015) de la charge totale de produits phytosanitaires ayant transités par le Rhône à la Porte du Scex (figure 4). La distinction des produits d'origine industrielle peut se faire du fait qu'ils sont dans la plupart des cas non utilisés en agriculture à l'exception du fongicide metalaxyl qui est quantifié également en sortie de STEP industrielle.

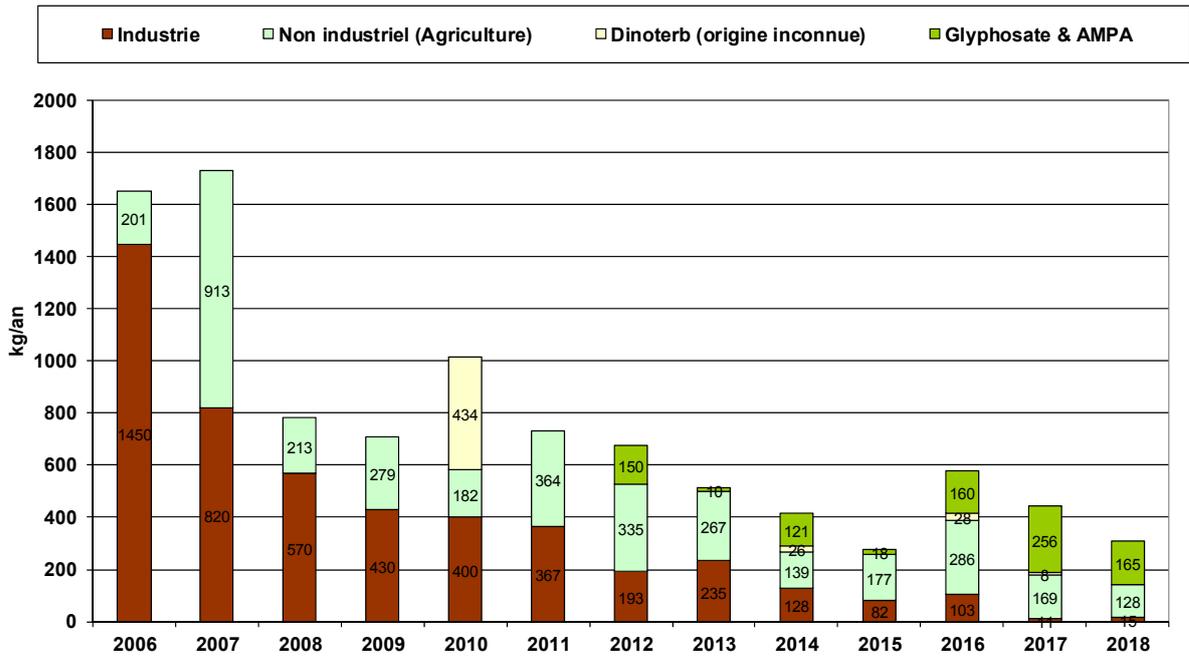


Figure 4 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2006 à 2018.

Figure 4 : Total annual pesticide loads from in the Rhône River from 2006 to 2018.

L'augmentation des charges d'origine agricole qui avait été observée en 2016 peut probablement être mise en relation avec les conditions météorologiques enregistrées avec une pluviométrie particulièrement intense en début d'année. Le premier semestre 2016 s'est régionalement terminé au Nord des Alpes avec les sommes de précipitations les plus élevées depuis le début des mesures en 1864. Il était déjà tombé au 30 juin l'équivalent de 75 à 90% des valeurs annuelles (MétéoSuisse, 2017). En 2017, les charges d'origine agricole restent hautes malgré une pluviométrie plus clémente (MétéoSuisse, 2018).

En 2018, les charges d'origine agricole montrent une légère baisse à mettre probablement en relation avec la météo et les mesures prises par le milieu agricole pour limiter l'utilisation des herbicides et respecter les zones tampons (les exploitants ont été sensibilisés par le Service de l'environnement (SEN) et le Service de l'agriculture (SCA) du valais depuis quelques années ; les résultats des prochaines années montreront si ces améliorations structurelles déploient durablement leur effet. Chaleur et manque persistant de pluie, c'est ainsi que l'année 2018 s'est présentée en Suisse. La chaleur record s'est accompagnée d'un manque inhabituel de pluie sur plusieurs mois. Si les précipitations hivernales de janvier à mars 2018 en Valais ont souvent été supérieures à plus de 150% de la normale, une pluviométrie extrêmement faible a été enregistrée à partir d'avril et un manque de pluie souvent généralisé en mai. L'été s'est caractérisé par une pluviométrie toujours faible (MétéoSuisse, 2018) limitant de ce fait l'entraînement des pesticides par lessivage des sols lors des périodes de traitement.

4.3 PROFILS DE CONCENTRATIONS ET DE CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHÔNE EN AMONT ET EN AVAL DES SITES INDUSTRIELS DE VIÈGE ET MONTHEY

Comme les années précédentes, des prélèvements et analyses ont également été réalisés en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey. Les figures 5 et 6 présentent la concentration et la charge totale de tous les produits phytosanitaires détectés aux différents emplacements (voir aussi tableau en Annexe 2). La période de début et fin d'année a été choisie afin d'échantillonner durant la période d'étiage du Rhône et ainsi pouvoir détecter des substances présentes en faible quantité. Pour des questions de moyens limités, ce type de contrôle n'est réalisé que deux fois par an.

Les deux mesures ponctuelles (échantillons moyen 24h) réalisées en 2018 montrent la présence de dinoterbe en février le long du Rhône et de faibles concentrations de foramsulfuron en novembre. En février 2014, la présence de dinoterbe, herbicide d'origine inconnue, avait été retrouvée avec une concentration de 0.49 µg/L en amont de Monthey (BERNARD et MANGE, 2015), le même phénomène s'était reproduit en février 2018 (0.62 µg/L) comme en février 2016 avec des teneurs de 0.1 µg/L en amont de Viège et 0.64 µg/L en aval de Monthey (BERNARD, FAUQUET et MANGE, 2017). La présence de cet herbicide non autorisé depuis plusieurs années et non produit par l'industrie n'est pas expliquée et occasionnel puisqu'il n'a pas été détecté à la porte du Scex sur les échantillons moyen 14 jours en 2018. Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles en période d'étiage du Rhône, l'impact des sites industriels était peu ou faiblement marqué.

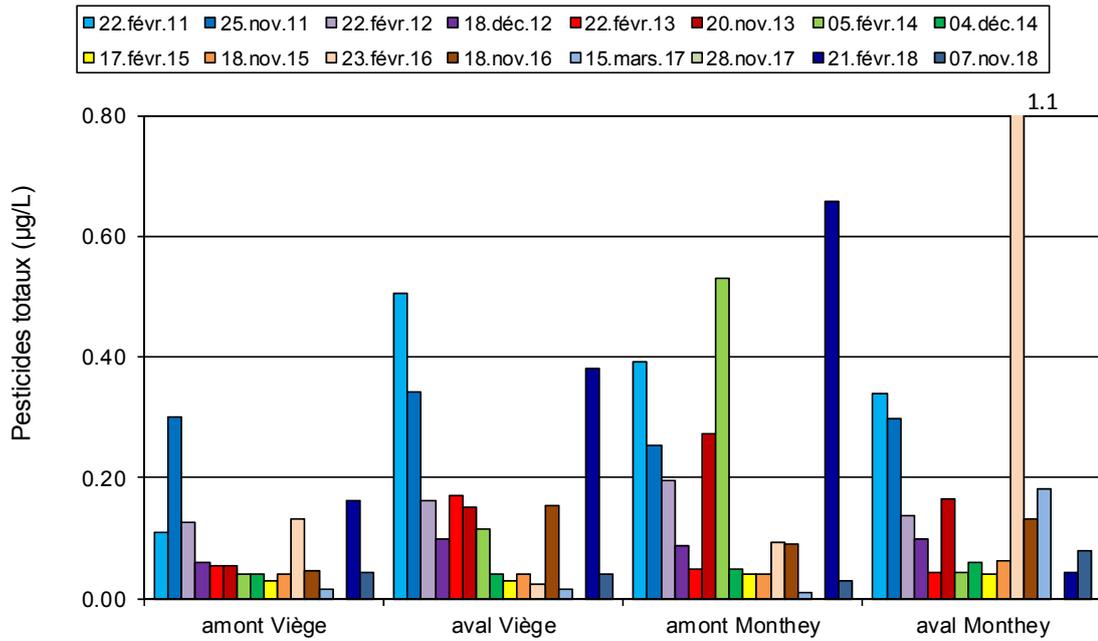


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2011 à 2018.

Figure 5 : Sum of pesticide concentration detected in the Rhône River upstream and downstream of the industrial production locations of Visp and Monthey from 2011 to 2018.

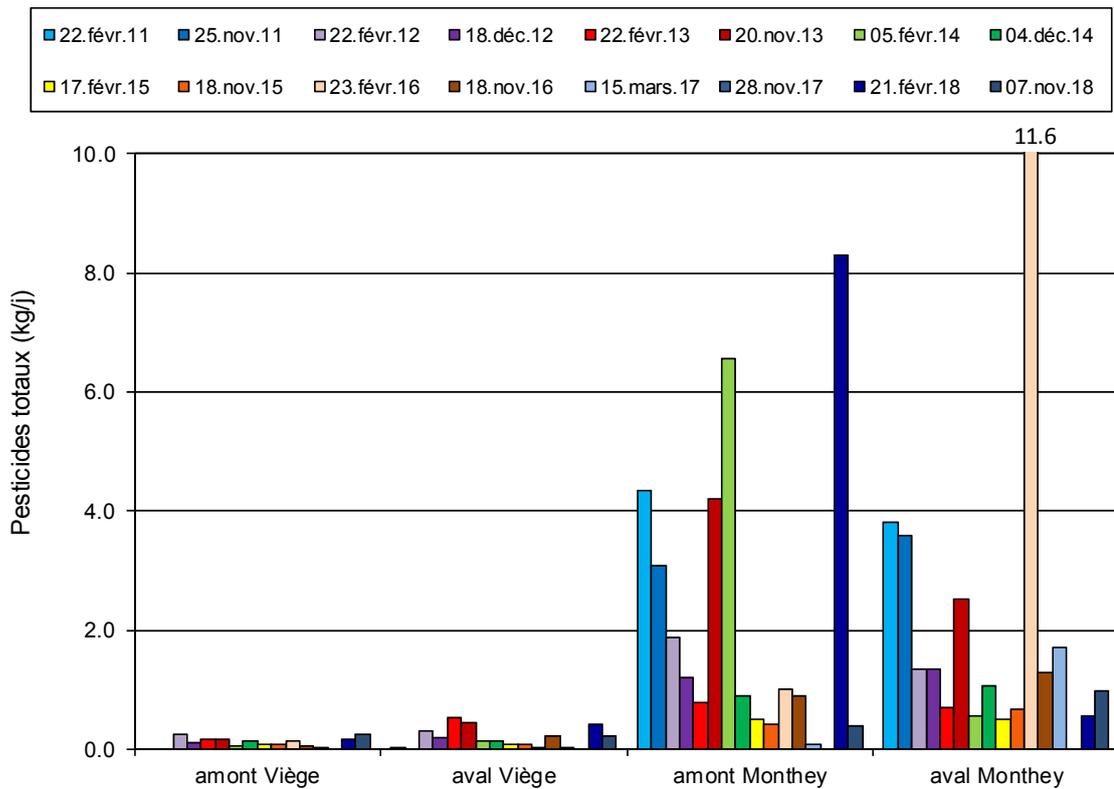


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2011 à 2018.

Figure 6 : Calculated pesticide loads detected in the Rhône River upstream and downstream of the industrial production locations of Visp and Monthey from 2011 to 2018.

4.4 PRODUITS PHARMACEUTIQUES

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le Léman et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (mépivacaïne, carbamazépine, ticlopidine, prilocaïne, irbésartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2018, les nouveaux composés suivants ont été introduits dans la liste : BMS-14-Apixaban, cibamino-(s) et ropivacaine HCl, les analyses ont porté sur 33 API (Tableau1) :

Tableau 1 : Résultats d'analyses de 33 API dans les eaux du Rhône.

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
		Concentration en µg/L	Concentration en µg/L
*BMS-14-Apixaban	Traitement thrombose	bmdl	<0.01
Bupivacaïne	Anesthésiant	bmdl	<0.01
Carbamazépine	Anti-épileptique	0.12	0.004
Carbidopa	Traite Parkinson	<0.01	<0.01
Carisoprodole	Relaxant musculaire	bmdl	<0.01
*Cibamino-(s)	Intermédiaire	0.05	0.01
Déanol	Antiasthénique	<0.01	<0.01
Diclofénac	Analgésique	0.04	0.01
Irbésartan	Anti-hypertenseur	bmdl	<0.01
Mémantine	Maladie d'Alzheimer	bmdl	<0.01
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.07	0.01
Métformine	Antidiabétique	1.15	0.49
Méthénamine	Antibiotique	1.03	0.1
Picoxystrobine	Antifongique	<0.01	<0.01
Prilocaïne	Antiviral	0.16	0.02
Propofol	Anesthésique	<0.01	<0.01
Ribavarine	Virucide	0.29	0.01
*Ropivacaine HCl	Anesthésiant	0.02	<0.01
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	bmdl	<0.01
Ticlopidine	Anti-coagulant	<0.01	<0.01
Trimétazidine.2HCl	Anti-angineux	<0.01	<0.01
Xipamide	Diurétique	<0.01	<0.01
API 1		<0.01	<0.01
API 2		<0.01	<0.01
API 3		<0.01	<0.01
API 4		<0.01	<0.01
API 5		<0.01	<0.01
API 6		<0.05	<0.05
API 7		<0.01	<0.01
API 8		<0.01	<0.01
API 9		<0.01	<0.01
API 10		<0.01	<0.01
API 11		<0.01	<0.01

* : nouvelle substance intégrée dans le suivi en 2017

bmdl : traces détectées, teneur inférieure au seuil de quantification

En complément des API explicitement mentionnés dans le tableau 1, 11 substances correspondant à une production industrielle spécifique (API 1 à API 11 non nommés pour des raisons de confidentialité) ont été également suivies au cours de l'année sans qu'aucune de ces substances n'ait été détectée.

Trois des substances mentionnées dans le tableau 1 font partie de l'Ordonnance du DETEC (DETEC, 2016) concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux. Il s'agit de la carbamazépine, du diclofénac et de l'irbésartan.

Les concentrations maximales ont été observées en 2018 sur les produits pharmaceutiques d'origine industrielle comme la ribavarine 0.29 µg/L, la prilocaïne 0.16 µg/L et la carbamazépine 0.12 µg/L. La metformine, antidiabétique non produit par les industries du Valais, a été introduite dans la liste des substances analysées en 2015. Avec une concentration moyenne de 0.49 µg/L et au maximum 1.15 µg/L (respectivement 0.44 µg/L et 0.96 µg/L en 2017), c'est l'une des substances pharmaceutiques les plus concentrées dans les eaux de surface et également retrouvée dans les eaux du Léman à une concentration moyenne de 0.35 µg/L (KLEIN, 2016 et 2017).

La méthénamine également appelée hexamine ou urotropine était fabriqué jusqu'à récemment dans une usine du Bas-Valais. Les analyses de février 2017 et 2018 ont montré sa présence dans les eaux du Rhône amont. Après recherche ce composé semble également utilisé comme produit intermédiaire à d'autres fabrications. Les concentrations maximales de 1.03 µg/L et moyenne de 0.1 µg/L, laissent supposer sa présence dans les eaux usées domestiques. Cette hypothèse reste à vérifier en 2019.

Pour l'année 2018 comme pour 2017, 2016 et 2015, on observe des concentrations totales plus élevées tout le long de l'année du fait de la prise en compte de la metformine, d'origine domestique et non analysée les années précédentes. Les valeurs supérieures à 0.8 µg/L en début d'année (janvier à avril) pourraient être dues à la forte présence de metformine non industrielle en période de basses eaux conjointement à l'augmentation de la population pendant la saison hivernale (BERNARD et al. 2018) (figure 7). Le pic fin mars, début avril, est dû à la présence de méthénamine vraisemblablement d'origine industrielle.

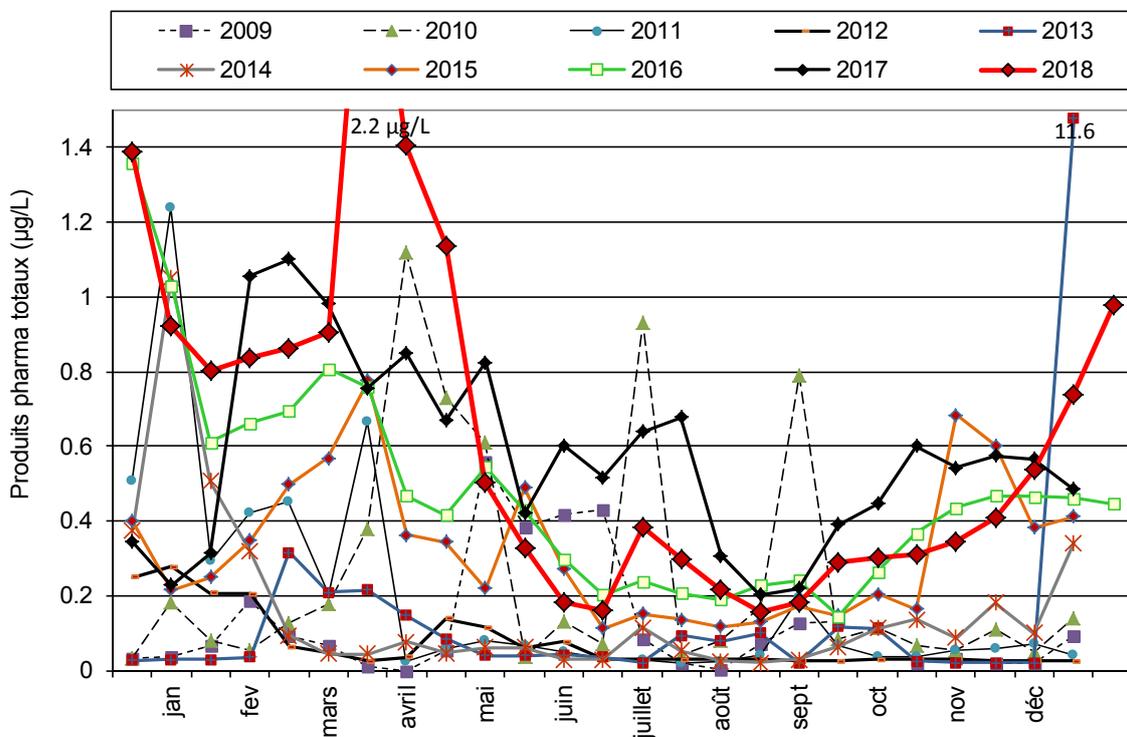


Figure 7 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2009 à 2018.

Figure 7 : Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2009 to 2018.

La figure 8 présente les charges calculées pour les douze principes actifs pharmaceutiques retrouvés dans le Rhône durant les années 2009 à 2017. Le carisoprodole a été ajouté à partir de 2010, la méthénamine en 2013, la mémantine en 2014, la metformine en 2015 et le diclofénac en 2016.

Ainsi, les apports annuels de prilocaïne, mépivacaïne et ribavarine au Rhône s'élèvent respectivement à 119, 47 et 42 kg de matière active, ce qui représente une moyenne annuelle de 325 g, 129 g et 114 g par jour et dépasse à plusieurs reprises la ligne directrice édictée pour les API (200 g par jour par substance). Ces trois substances sont suivies par l'irbersartan (30 kg), la carbamazépine (27 kg) également d'origine industrielle sans dépassements des 200 g par jour au cours de l'année. La metformine, d'origine uniquement domestique et nouvellement analysée en 2016, représente une charge très importante : 2354 kg/an (1840 kg/an en 2017 et 1722 kg en 2016), soit un rejet moyen de 5 à 7 grammes par an par habitant du bassin versant.

Pour le traitement du diabète de type 2, la posologie journalière optimale s'éleve à 2 g/jour. Le diclofénac, d'origine domestique, cumule 74 kg par an (85 kg en 2017). Comme mentionné ci-dessus la méthénamine présente en 2018 une charge de 407 kg dans les eaux du Rhône (381 kg en 2017) alors que les résultats des autocontrôles en sortie de l'industrie qui la produisait jusqu'à présent n'en a mesuré que 4 kg (172 kg en 2017).

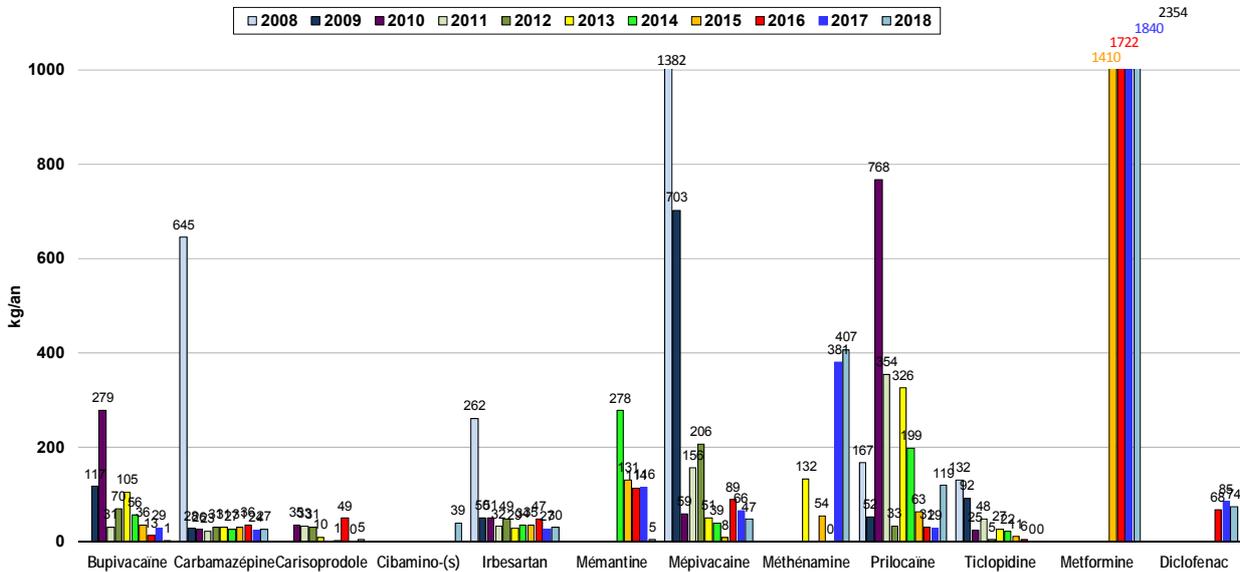


Figure 8 : Charges calculées (en kg/an) en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2018.

Figure 8 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2008 and 2018.

Pour les produits pharmaceutiques mentionnés ci-dessus, les charges calculées depuis 2012, à partir des échantillons du Rhône étaient en général cohérentes avec celles annoncées par l'industrie concernée, hormis en 2017 et 2018 pour la méthénamine pour laquelle les résultats des autocontrôles ne corroborent pas car non produit mais utilisé semble-t-il comme produit intermédiaire à d'autres fabrications dans une industrie différente.

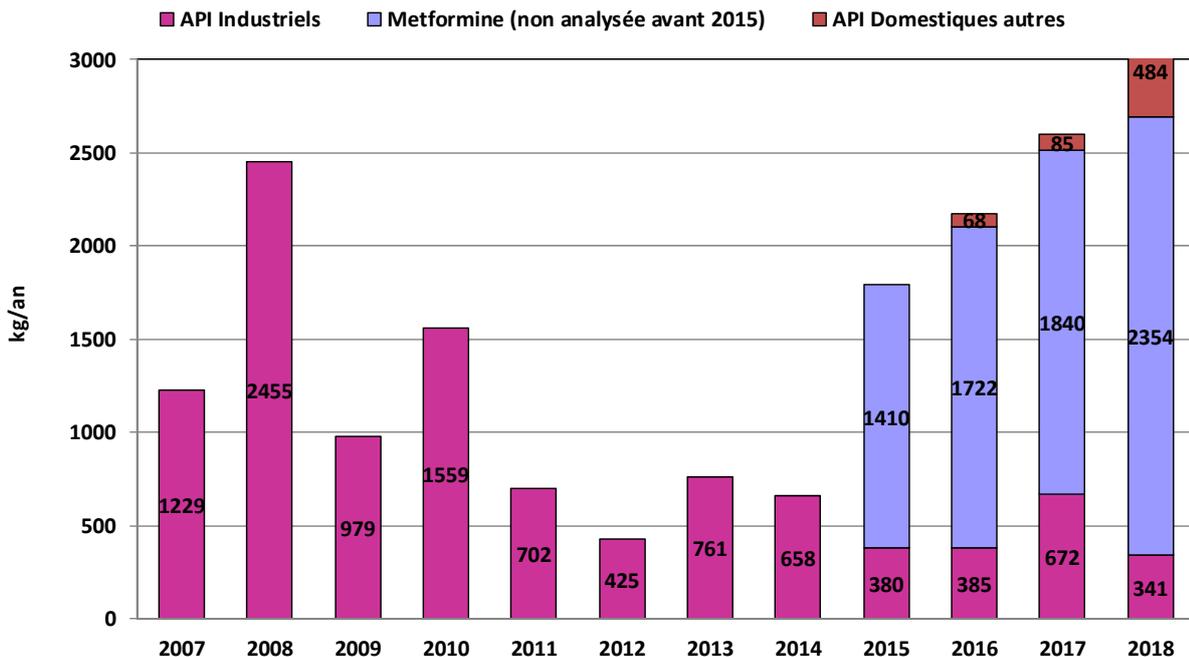


Figure 9 : Evolution des charges annuelles des produits pharmaceutiques dans le Rhône à la Porte du Scex de 2007 à 2018.

Figure 9 : Evolution of pharmaceutical annual load analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2007 to 2018.

Les charges des substances pharmaceutiques d'origine industrielle retrouvées dans les eaux du Rhône en 2018 (figure 9) sont à la baisse par rapport au passé, elles s'élèvent à 341 kg/an, comparées aux 672 kg en 2017 et 385 kg en 2016 pour les médicaments recherchés.

Nous constatons que, si au cours de l'année 2012, une nette amélioration des charges rejetées pour les API et qu'aucun dépassement (200 g/j) ne s'était produit depuis la fin juin 2012, cette maîtrise n'a pas été tenue au cours des années qui ont suivi. Depuis l'année 2015, l'industrie a augmenté ses contrôles internes et a pu réduire les pertes de substances. Il en résulte que les dépassements de la valeur de 200 g/j ont pu être réduits. L'industrie concernée a finalement mis en place un traitement complémentaire des effluents rejetés par sa station d'épuration au moyen de filtres à charbons actifs en 2017 ; la mise en service du système a toutefois pris plus de temps que prévu avec encore de nombreux rejets au cours de l'année. A partir du dernier trimestre 2017, les résultats se sont nettement améliorés puisque seuls des dépassements ont été enregistrés en juin et juillet 2018.

4.5 AUTRES SUBSTANCES

Deux autres substances non-volatiles ont fait l'objet d'un suivi : le 1H-benzotriazole depuis 2008 et le tolyltriazole depuis 2010. Ces deux substances, comportant un noyau benzénique, sont largement utilisées comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels dont les rejets peuvent finir dans les eaux claires, comme fluides de dégivrage notamment sur les avions et comme antibuée ou agent de protection de l'argenterie dans les produits lave-vaisselle (HART et al., 2004).

Pour le benzotriazole, les concentrations enregistrées dans les eaux du Rhône en 2018 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre 0.01 µg/L et 0.08 µg/L avec une moyenne de 0.04 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel 2018 (181 kg) est équivalent à celui de 2017, 2016, 2013 et 2012 (figure 10), il avait baissé en 2014 et 2015 à 71 kg/an.

Le tolyltriazole analysé depuis 2010 présente en 2018 des valeurs variant entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.05 µg/L avec une moyenne de 0.02 µg/L. Le flux annuel s'élève à 91 kg et semble plus fluctuant que le benzotriazole.

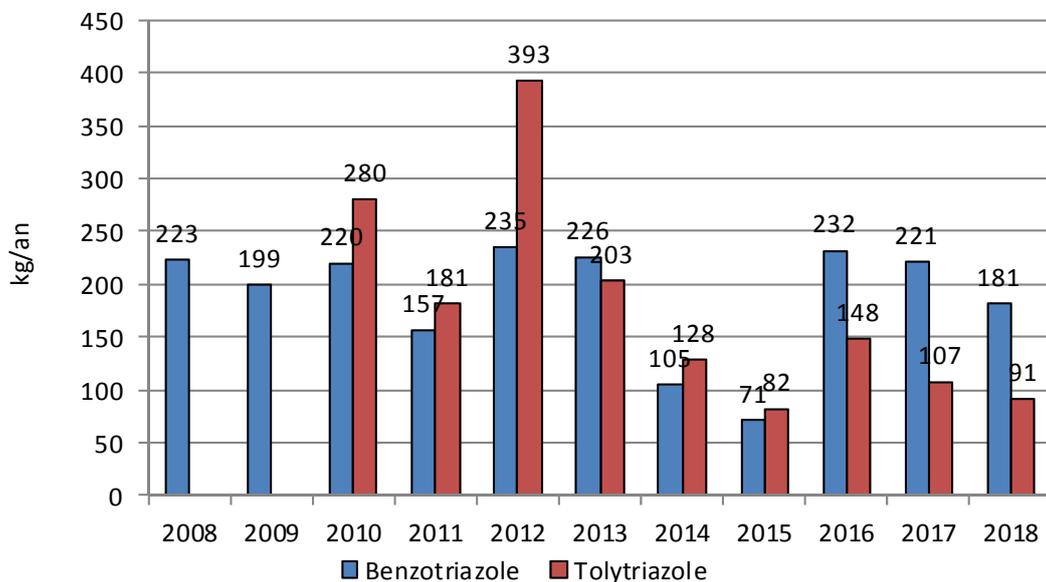


Figure 10 : Evolution des charges en benzotriazole et en tolyltriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2018

Figure 10 : Evolution of benzotriazole and tolyltriazole loads in the Rhône River at Porte du Scex between 2008 and 2018

La campagne NAQUA (réseau d'observation national coordonné par l'OFEV) de suivi des eaux souterraines de février 2014 a mis en évidence la présence de 1,4-dioxane dans la nappe phréatique à Viège et dans la plaine du Rhône jusqu'à Fully. Cette substance n'avait pas fait l'objet d'analyses systématiques avant 2014. Depuis, des investigations supplémentaires ont été menées par le SEN et le SCAV dans les eaux souterraines et les eaux de surface (Conseil d'Etat du Valais, 2014).

Le 1,4-dioxane est utilisé comme solvant dans la fabrication de nombreux produits, notamment pour le secteur de la manufacture, 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 se rejetant dans le Léman, le site industriel de Viège est le plus grand consommateur avec une moyenne de plus de 190 t/an. L'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV) a recommandé le 29 avril 2014 la fermeture des captages dont la concentration en 1,4-dioxane excède 6.6 µg/L car potentiellement cancérigène, et également la recherche de solutions proportionnées pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/L.

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 par le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme). Son seuil d'écotoxicité pour l'environnement est assez haut (PNEC : 10 mg/l).

La recherche de cette substance dans les eaux de surface en 2014 et 2015 a permis de montrer sa présence à partir du rejet de la STEP de Lonza-Visp dans le Grossgrundkanal puis dans le Rhône jusqu'à la Porte du Scex. Le 1,4-dioxane est présent également dans le Léman avec une concentration d'environ 0.3 µg/L, soit à 50% de la valeur seuil nécessitant la recherche de solutions proportionnées (KLEIN et PLAGELLAT, 2018).

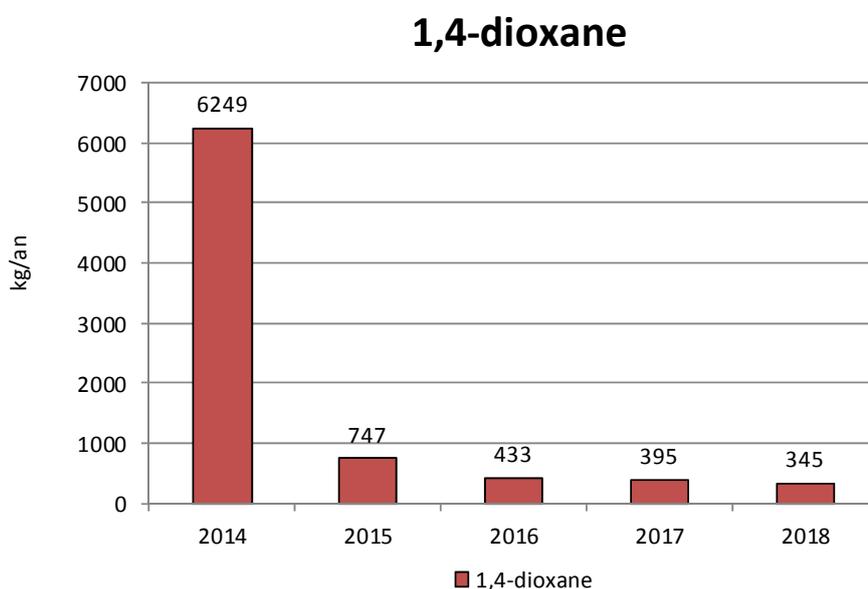


Figure 11 : Evolution des charges en 1,4-dioxane mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2014 à 2018.

Figure 11 : Evolution of 1,4-dioxane loads in the Rhône River at the Porte du Scex between 2014 and 2018.

Les concentrations enregistrées en 1,4-dioxane dans les eaux du Rhône en 2018 ? pour les échantillons moyens de 14 jours varient entre l'absence de cette substance et 0.4 µg/L. La charge annuelle calculée pour l'année 2018 s'élève à 345 kg, alors qu'elle était de 395 kg en 2017, 433 kg en 2016, 747 kg en 2015 et 6'250 kg en 2014 et sans doute bien supérieure par le passé. Notons que le plus grand émetteur de cette substance a été informé et sommé en avril 2014 de réduire au maximum ses rejets et de réaliser un suivi analytique de ce solvant. Il est probable que les charges rejetées dans les eaux de surface aboutissant dans le Rhône et le Léman avant 2014 aient été bien supérieures à celles calculées en 2014, raison pour laquelle le 1,4-dioxane est présent dans le lac à une concentration moyenne de 0.3 µg/L en 2015 ce qui correspond à un stock d'environ 26 tonnes.

L'analyse de méthyl tertbutyl éther (MTBE) sur les 27 échantillons récoltés pendant l'année a permis de détecter cette substance à plusieurs reprises avec une concentration maximale de 0.2 µg/L et moyenne de 0.03 µg/L, la charge annuelle représente 93 kg.

Au cours de l'année 2018, les 27 échantillons récoltés sur les eaux du Rhône ont également fait l'objet d'analyses du cuivre et du zinc dissous avec une limite de quantification de 5 µg/L ; aucun échantillon n'a révélé la présence de cuivre ou de zinc.

4.6 CONCENTRATIONS PRÉSENTES PAR RAPPORT À L'ÉCOTOXICITÉ DES SUBSTANCES

Le centre Ecotox suisse, spécialisé dans le domaine de l'écotoxicologie appliquée, a mis au point des tests proposant des critères de qualité en exposition aiguë et chronique pour une série de substances pertinentes. Si la concentration mesurée est supérieure au critère de qualité, le milieu peut présenter un risque chimique pour les organismes qui y vivent. Les échantillons collectés représentent des échantillons moyens de 14 jours. Les valeurs maximales d'analyses ont été comparées au critère de qualité relatif à la pollution chronique (NQE-MA = concentration moyenne annuelle admissible) dont l'emploi est conseillé pour la surveillance de l'état chimique des eaux et permet d'évaluer la contrainte à long et moyen terme (WITTMER et al. 2014).

Sur un total de 147 paramètres analysés en 2018 (produits phytosanitaires, API et autres substances telles que des anticorrosifs), le centre Ecotox propose une NQE-MA pour 31 de ces substances. Dans le cas présent, aucune des concentrations moyennes sur 14 jours n'a dépassé les NQE-MA, nous relevons toutefois que les mélanges de substances chimiques ne sont pas pris en compte. Ce constat diffère des mesures réalisées par l'EAWAG sur les petits cours d'eau fortement impactés par les produits phytosanitaires d'origine agricole (LANGER et al. 2017).

4.7 OBSERVATION DES EAUX SOUTERRAINES ET GROUPE STRATÉGIE MICROPOLLUANTS EN VALAIS

Parallèlement au suivi de la qualité des eaux du Rhône, le Service de l'environnement du Canton du Valais a développé depuis 2015 un réseau de mesure de la qualité des eaux de la plaine du Rhône sur une cinquantaine de points entre Brigue et Port-Valais permettant ainsi de compléter les données fournies par le réseau NAQUA.

Afin de mieux appréhender la problématique des micropolluants sur le bassin versant du Rhône amont et de définir une stratégie d'amélioration continue permettant notamment de réduire l'impact des traitements phytosanitaires dans les eaux de surface, le Conseil d'Etat du Valais a nommé en 2017 un groupe stratégie micropolluants. Ce groupe a pour objectif de mettre en place et suivre des mesures prioritaires et concertées entre les Services de l'environnement, de l'agriculture et de la consommation devant permettre de réduire les apports en micropolluants dans les eaux souterraines et les eaux de surface.

En 2018, le Service cantonal de l'agriculture du Valais a adopté et présenté un plan d'action lors d'un communiqué presse le 22.10.2018. Ce plan élaboré avec la profession, ciblé sur la viticulture et l'arboriculture, vise prioritairement la protection des personnes et des eaux. Il est décliné en 6 objectifs et 34 mesures.

5. CONCLUSION

La charge des produits phytosanitaires d'origine non industrielle transitant par le Rhône a légèrement baissé en 2018 par rapport à 2017, les herbicides sont toujours bien présents. Elle atteint environ 293 kg contre 433 kg en 2017 et 475 kg en 2016. La baisse des charges d'origine agricole peut probablement être mise en relation avec une pluviométrie extrêmement faible enregistrée à partir d'avril. Les charges proviennent essentiellement des herbicides comme le glyphosate et l'AMPA qui cumulent 165 kg, suivis par les triazines (atrazine, simazine et terbuthylazine) avec leurs produits de dégradation, soit 100 kg. La réduction des rejets industriels permet d'observer une diminution des charges de pesticides (production propre ou formulation) autour des 15 kg/an contre 11 kg en 2017, 103 kg/an en 2016 et 82 kg/an, ce qui ne représente plus que 1% des quantités calculées pour l'année 2006. Ces résultats attestent de l'efficacité des mesures mises en œuvre par les industries concernées.

Pour les principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle, les charges cumulées des 18 substances prises en compte en 2018 baissent à 341 kg par rapport aux 672 kg de 2017 et 385 kg de 2016. L'autocontrôle de suivi des API par l'industrie présentait en 2018 encore quelques dépassements en juillet et août par rapport aux 200 g/j autorisés, en particulier pour la mépivacaïne.

La metformine, antidiabétique, d'origine domestique introduite dans la liste des substances analysées en 2015, représente une charge annuelle de 2.35 tonnes. Cette substance est également bien présente dans les eaux du Léman.

Les exigences de la ligne directrice cantonale en matière de micropolluants, intégrées dans les autorisations de rejet des trois principales stations d'épuration de l'industrie chimique depuis septembre 2010, ont permis une nette diminution des quantités de produits phytosanitaires qui étaient présents dans les eaux du Rhône. Les autorisations ont été renouvelées en 2016 avec le renforcement de certaines exigences, notamment sur les eaux de refroidissement. Les effets de ces exigences sur les rejets de médicaments sont moins visibles. Les rejets de certains principes actifs médicamenteux (prilocaine, mépivacaïne) sont au-dessus de la limite fixée par le Canton du Valais mais sur une période très limitée. L'industrie reste active dans la mise en place de mesures correctives et le traitement des effluents par des filtres à charbons actifs qui montrent leur efficacité à partir du dernier trimestre 2017.

Le 1,4-dioxane, retrouvé dans la nappe phréatique à Viège et dans une moindre mesure le long de la plaine du Rhône, est entré dans la liste des micropolluants suivis dans les eaux du Rhône depuis 2014. Il a été également retrouvé dans les eaux du Léman. La charge véhiculée par le Rhône de 345 kg est en baisse par rapport aux 395 kg en 2017, 433 kg en 2016, 747 kg de 2015 et aux 6 tonnes de 2014.

Parallèlement aux mesures efficaces mises en œuvre par les industries, il est important d'informer et de sensibiliser tous les utilisateurs de produits phytosanitaires et de favoriser les pratiques agricoles utilisant moins de produits phytosanitaires. Le conseil d'Etat du Canton du Valais a approuvé la mise en place d'un groupe de travail stratégie micropolluants interservices qui s'engage pour la réduction des micropolluants d'origines agricole et domestique par une action d'amélioration continue concertée entre les Services de l'environnement, de l'agriculture et de la consommation. Le plan d'action adopté par le Service de l'agriculture en 2018 devrait également contribuer à la réduction des apports des produits phytosanitaires d'origine agricole.

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., FAUQUET, L. et MANGE, P (2017) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 125-142
- BERNARD, M., FAUQUET, L. MANGE, P. et J. Rossier (2018) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 125-144
- Conseil d'Etat du Valais. (2014) : Pollution entre Viège et Niedergesteln, nouveaux résultats, Communiqué pour les médias, 20 mai 2014.
- DETEC (2016). Ordonnance du DETEC, 814.201.231 concernant la vérification du taux d'épuration atteint avec les mesures prises pour éliminer les composés traces organiques dans les installations d'épuration des eaux, 3 novembre 2016.
- DOPPLER, T. MANGOLD, S. WITTMER, I. SYCHER, S. COMTE, R. STAMM, C. SINGER, H. JUNGHANS, M. KUNZ, M (2017) : Hohe PSM-Belastung in schweizer Bächen. Aqua & Gaz n°4, 46-56.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- HART, D., DAVIS, LC., ERICKSON, LE. et CALLENDER, TM. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem J 77, 9-7.
- KLEIN, A. (2016) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2015, p. 64-74.
- KLEIN, A. (2017) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2016, p. 63-80.
- KLEIN, A. et PLAGELLAT, C. (2018) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2017, p. 67-85
- LANGER, M., JUNGHANS, M., SPYCHER, S., KOSTER, M., BAUMGARTNER, C., VERMEIRSEN, E., WERNER, I. (2017) : Hohe Ökotoxikologische Risiken in Bächen. Aqua & Gaz n°4, 58-68.
- METEOSUISSE (2017) : Bulletin climatologique année 2016. Genève, 10 p.
- METEOSUISSE (2018) : Bulletin climatologique année 2017. Genève, 12 p.
- METEOSUISSE (2019) : Bulletin climatologique année 2018. Genève, 12 p.
- OPBD (2016) Ordonnance du DFI sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public du 16 décembre 2016 (OPBD RS 817.022.11)
- OEAUX (1989) Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).
- ROSSI, L. et CHESAUX, L. (2013) : sources diffuses de micropolluants dans le Léman : Etude de bassins versant spécifiques et définition d'outils d'extrapolation. Rapport d'étude de l'EPFL, laboratoire de technologie écologique (ECOL), sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). EPF Lausanne, 101 p + Annexes.
- SPE-VS Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, (2008) : Groupe Stratégie micropolluants – Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.
- VARGAS, S. (2017) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut, Campagne 2016, 227-231.
- WITTMER, I. JUNGHANS, H. SINGER, H. et STAMM, C. (2014) : Micropolluants – stratégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuels. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf
- WITTMER, I., MOSCHET, C., SIMOVIC, J., SINGER, H., STAMM, C., HOLLENDER, J., JUNGHANS, M., LEU, C. (2014) : über 100 Pestizide in Fließgewässern, Aqua & Gas n°3, 32-43

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2018

PAR

Cécile PLAGELLAT

DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT - DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL
Division Protection des eaux – Chimie des eaux et PCAM - Chemin des Boveresses 155 - CP33 – CH - 1066 EPALINGES

Audrey KLEIN

SECRETARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN

Agroscope - Changins - Bâtiment DC, CP 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman est un enjeu majeur du plan d'action 2011-2020 et comprend le suivi de 376 pesticides, 65 résidus médicamenteux et 5 métaux (totaux et dissous) depuis la surface jusqu'au fond ainsi que le suivi du manganèse au fond du lac.

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 satisfont pleinement 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, il n'existe pas à ce jour de valeurs de référence permettant d'estimer leur impact. 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

Surveillance of micropollutants in Lake Geneva's waters is a critical issue in the 2011–2020 action plan and includes monitoring 376 pesticides, 65 drug residues, and five metals (total and dissolved) from the surface to the bottom as well as the monitoring of manganese at the bottom of the lake.

This water-quality monitoring program for Lake Geneva essentially aims to "monitor the drinking water resource" to supply drinking water to more than 900,000 people.

The pesticide and metal levels fully satisfy both the environmental and drinking water requirements as defined by Swiss and French legislation.

Today no reference values exist to estimate the impact of drug residues. Nonetheless, their presence in the environment is not desirable, notably in waters that supply drinking water such as 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 veille 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. Chaque année, 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.

2. ÉCHANTILLONNAGE

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 1 et tableau 1), au printemps, après le brassage des eaux et en automne, en période de stratification. En 2018, le brassage des eaux a atteint la profondeur de 201 mètres (TRAN KHAC *et al.* 2019).

Les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs.

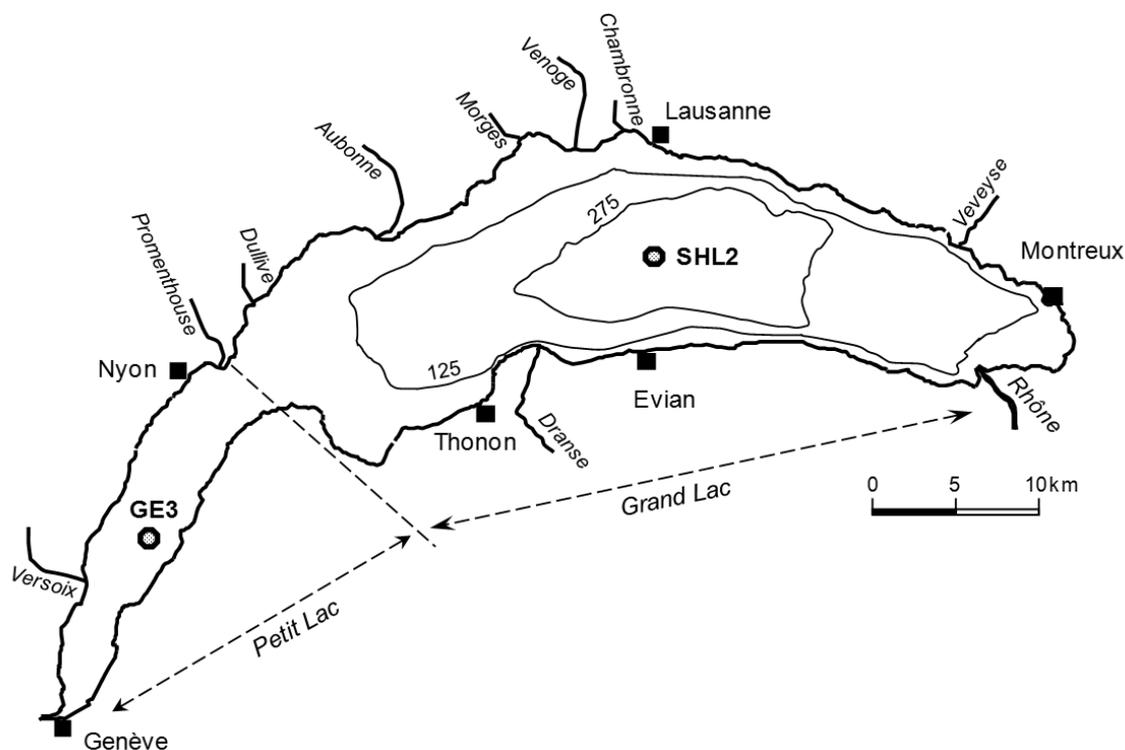


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

Figure 1 : Location of the sampling sites - SHL2 station.

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvements pour l'analyse des éléments trace métalliques totaux et dissous, des pesticides et des résidus médicamenteux pour 2018

Table 1: Dates of sampling programme for the analysis of total and dissolved metals, pesticides and pharmaceutical residues for 2018

Substances	Profondeurs	24.01	07.03	12.06	12.09	26.09
éléments trace métalliques (totaux et dissous)	mélange 1:1 des niveaux 1 + 30 m et 200 + 305 m		x			x
Manganèse	275, 300, 305 et 309 m		x			x
Pesticides	1, 30, 100 et 305 m		x			x
Glyphosate-AMPA-Glufosinate	1, 30, 100 et 305 m		x			(x) ²
Résidus de produits pharmaceutiques	15, 100 m	x		x	x	
1-4 Dioxane	15, 100 m	x		x		

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Éléments trace métalliques

Les analyses d'éléments trace métalliques totaux (cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, manganèse) sont effectuées par le service de consommation et des affaires vétérinaires (SCAV) de Genève. Le dosage s'effectue pour le Cd, Cr, Cu, Pb, Mn par ICP-MS (spectrométrie de masse à plasma par couplage inductif) sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration ni dilution préalable. Le mercure est analysé par absorption atomique sans dilution ni acidification préalable.

Depuis 2014, les concentrations en éléments trace métalliques dissous sont suivies dans le lac. Les analyses sont effectuées 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) après filtration à 0.45 µm et acidification des échantillons. Le dosage du cadmium, chrome, cuivre et plomb s'effectue par ICP-MS. Le mercure, anciennement dosé par spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide est depuis 2017 dosé par spectrométrie de fluorescence atomique en vapeur froide.

Pesticides

La recherche de pesticides est effectuée par le SCAV de Genève. Les eaux brutes sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en tandem (LC-QTRAP). La liste des substances recherchées comprend 376 molécules d'intérêt avec une limite de quantification de 1 ng/L (Tableau en Annexe 1). Ces analyses couvrent 15 acaricides, 91 fongicides, 133 herbicides, 113 insecticides, 6 nématocides, 3 phytoprotecteurs, 4 régulateurs de croissance et 11 métabolites.

Le glyphosate, le glufosinate et l'AMPA ont été rajoutés dans le suivi depuis 2016. Les analyses sont effectuées par le SECOE par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse (LC-MS/MS) après dérivation puis extraction sur phase solide. La limite de quantification est de 2 ng/L.

Médicaments

Les échantillons sont analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par LC-MS/MS sur une palette de 59 résidus médicamenteux, 2 narcotiques, un métabolite et 4 substances hormonales (Tableau en Annexe 2).

² Problème analytique : la limite de quantification n'atteint pas l'objectif de 2 ng/L. Il n'y a aucun résultat.

Autre substances

L'analyse du 1,4-dioxane a été ajoutée à la campagne de suivi depuis 2017 suite aux valeurs mesurées dans le Rhône amont et sa nappe. Suite au problème de contamination de la nappe du genevois par le perchlorate en 2017, cette substance a été recherchée dans les eaux du Léman en 2018. Ces analyses sont sous-traitées au laboratoire SCITEC de Lausanne.

3.2. CONTRÔLES

Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 pour les laboratoires d'essai. Cette exigence contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc à ce que tout soit mis en œuvre pour garantir la qualité des résultats.

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. ÉLÉMENTS TRACE MÉTALLIQUES

Les concentrations mesurées en éléments trace métalliques totaux sont présentées dans le tableau 2. Les teneurs mesurées dans la couche superficielle (mélange 1 et 30 m) demeurent faibles et respectent les valeurs de références suisse et française pour l'eau potable (OPBD 2016 et Directive européenne CE/1998/83) ainsi que les exigences relatives à la qualité des eaux superficielles de l'ordonnance Suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998).

Tableau 2 : Éléments trace métalliques totaux - Campagnes du 07 mars 2018 et du 26 septembre 2018. Léman - Grand Lac (Station SHL 2). (n.d = non décelé)

Table 2: Survey done on 07 March, 2018 and on 26 September 2018. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2) (n.d = not detected)

Date	Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium	Chrome	Cuivre (µg/L)	Mercure
	Normes OPBD	10.0	3.0	50.0	1000	1.0
	OEaux**	10.0	0.2	5.0	5.0	0.03
07.03.2018	mélange 1 et 30 m	0.02	0.01	0.1	< 0.6	< 0.2
	mélange 200 et 305	0.03	0.01	0.09	< 0.6	< 0.2
26.09.2018	mélange 1 et 30 m	0.02	0.003	0.1	< 0.5	n.d
	mélange 200 et 305	0.01	< 0.002	0.06	< 0.5	n.d

* Ordonnance sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public

** Ordonnance sur la protection des eaux

En 2012, un brassage complet du Lac a eu lieu, permettant une remontée de l'oxygène dissous au-dessus 11.19 mg/L à 309m 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 2018, la concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mg/L tout au long de l'année (TRAN KHAC *et al.* 2019). Les analyses de manganèse total sur les eaux brutes du mois de septembre effectuées dans la couche profonde du lac (305 et 309 m) mettent en évidence un relargage par les sédiments. La figure 2 montre que la concentration de manganèse à 309m est systématiquement plus élevée en septembre par rapport à mars et en 2017-2018 par rapport à 2014 à 2016.

Tableau 3 : Manganèse - Campagnes du 07 mars 2018 et du 26 septembre 2018. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 3: Manganese - Survey done on 07 March, 2018 and on 26 September 2018. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Profondeur (m)	07.03.2018	26.09.2018
	Teneurs en µg/L	
275 m	2.7	0.4
300 m	3.6	1.8
305 m	4.0	18
309 m	4.5	37

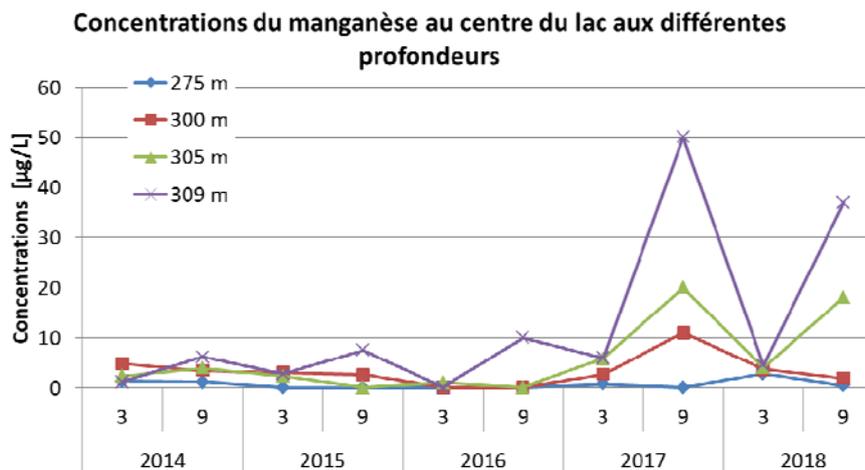


Figure 2 : Evolution des concentrations du manganèse total recherché au centre du Léman (station SHL2) de 2014 à 2018 pour 4 profondeurs.

Figure 2: Change in the concentrations of manganese surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2008 and 2018 at 4 depths.

Les résultats d'analyse des éléments trace métalliques dissous (tableau 4) montrent que les teneurs sont conformes aux normes qui figurent dans l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux, 1998).

Tableau 4 : Éléments trace métalliques dissous - Campagnes du 07 mars 2018 et du 26 septembre 2018. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 4: Survey done on 07 March, 2018 and on 26 September 2018. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Date	Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercuré (µg/L)
	Normes OEaux	1.0	0.05	2.0	2.0	0.01
07.03.2018	mélange 1 et 30 m	< 0.05	0.005	0.11	0.77	<0.0005
	mélange 200 et 305 m	n.d	0.005	0.09	0.57	<0.0005
26.09.2018	mélange 1 et 30 m	n.d	< 0.005	0.091	0.38	<0.0005
	mélange 200 et 305 m	n.d	n.d	0.077	0.50	<0.0005

n.d : non détecté, <x: en dessous de la limite de quantification

Dans les campagnes précédentes, le cuivre était détecté dans les échantillons mais pas quantifié (valeurs en dessous de la limite de quantification de la méthode à 0.30 µg/L). Cette année, il a été pour la première fois détecté à des valeurs au-dessus de ces 0.30 µg/L dans la campagne de mars. Néanmoins ces valeurs restent en dessous de la norme OEaux de 2.0 µg/L.

4.2. PESTICIDES

4.2.1. Evolution de la concentration totale en pesticides à 1, 30, 100 et 305 m de profondeur

La figure 4 montre l'évolution depuis 2004 des 13 pesticides ou produits de dégradation de pesticides décelés à des teneurs supérieures ou égales à 0.010 µg/L lors de 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 2018, 3 substances ont été trouvées à des concentrations supérieures ou égales à 0.010 µg/L (tableau 5) : l'atrazine (herbicide), le metalaxyl (fongicide) et l'AMPA (produit de dégradation de l'herbicide glyphosate).

Leurs concentrations restent en dessous de la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables ainsi que dans les eaux de surface, qui est fixée à 0.1 µg/L.

Du point de vue environnemental, ces substances sont en concentration bien inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 2008/105/EC) en application de la directive fixant un cadre pour la gestion des eaux (Directive 2000/60/CE) ainsi que les valeurs guides mises en place pour la Suisse par le centre Ecotox.

La concentration d'amidosulfuron reste similaire ces 4 dernières années, après un pic constaté en 2014, dont l'origine industrielle a été identifiée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015).

L'AMPA, produit de dégradation du glyphosate, analysé depuis 2015, est en constante augmentation passant de 0.013 µg/L en septembre 2015 à 0.023 µg/L en mars 2018.

Les concentrations en atrazine peuvent être considérées comme constantes depuis ces 10 dernières années, avec quelques prélèvements dans lesquels celle-ci n'est pas détectée.

L'ethoxysulfuron n'est plus détecté depuis septembre 2016 et les concentrations en foramsulfuron sont en constante diminution depuis 2008 avec une valeur en 2018 à 0.001 µg/L.

L'augmentation progressive de la concentration en metalaxyl observée depuis 2009 est arrivée à son terme en automne 2012, sans qu'aucune explication n'ait pu être trouvée. La contamination reste similaire ces 5 dernières années.

Les concentrations en simazine, 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 pour atteindre 0.003 µg/L en septembre 2018.

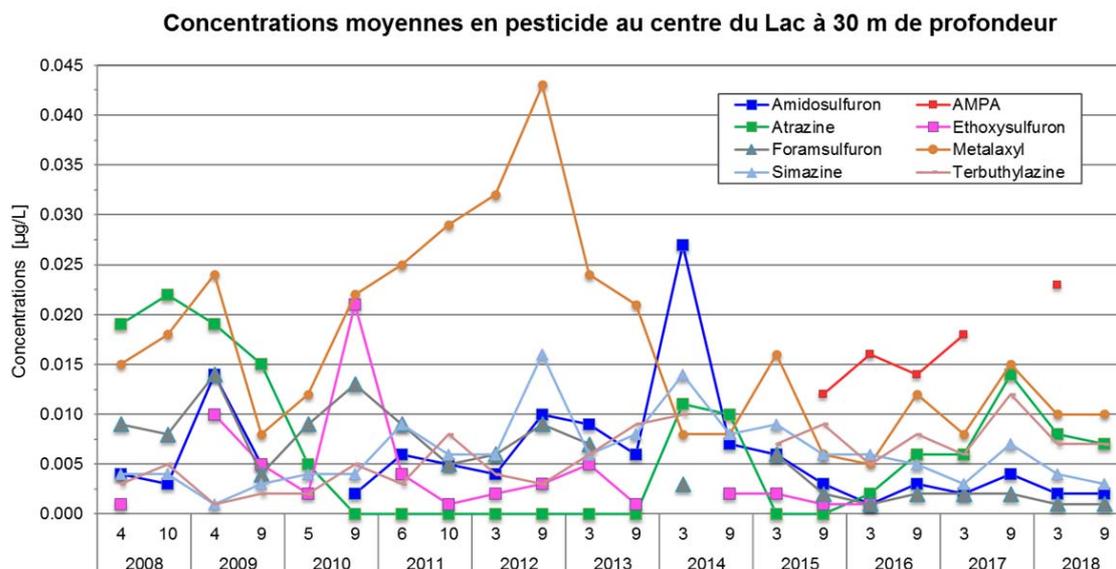


Figure 4 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2008 à 2018.

Figure 4: Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2008 and 2018.

La figure 5 présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations cumulées d’atrazine et de ses métabolites. Depuis 2018, l’atrazine-deséthyl-desisopropyl-2-hydroxy et l’atrazine-deséthyl-2-hydroxy ne sont plus suivies par le laboratoire.

L’atrazine est à nouveau bien mise en évidence dans les eaux du Léman alors qu’elle avait pourtant apparemment disparu dès la fin 2010 (ORTELLI et al. 2011). Aussi, malgré son interdiction de vente (depuis 2002 dans l’Union Européenne et 2008 en Suisse), les contrôles des eaux potables par le canton de Vaud montrent que les produits de dégradation de l’atrazine sont encore présents mais à des concentrations en dessous des normes de 0.1 µg/L (Raetz et al. 2017). La simazine est également interdite.

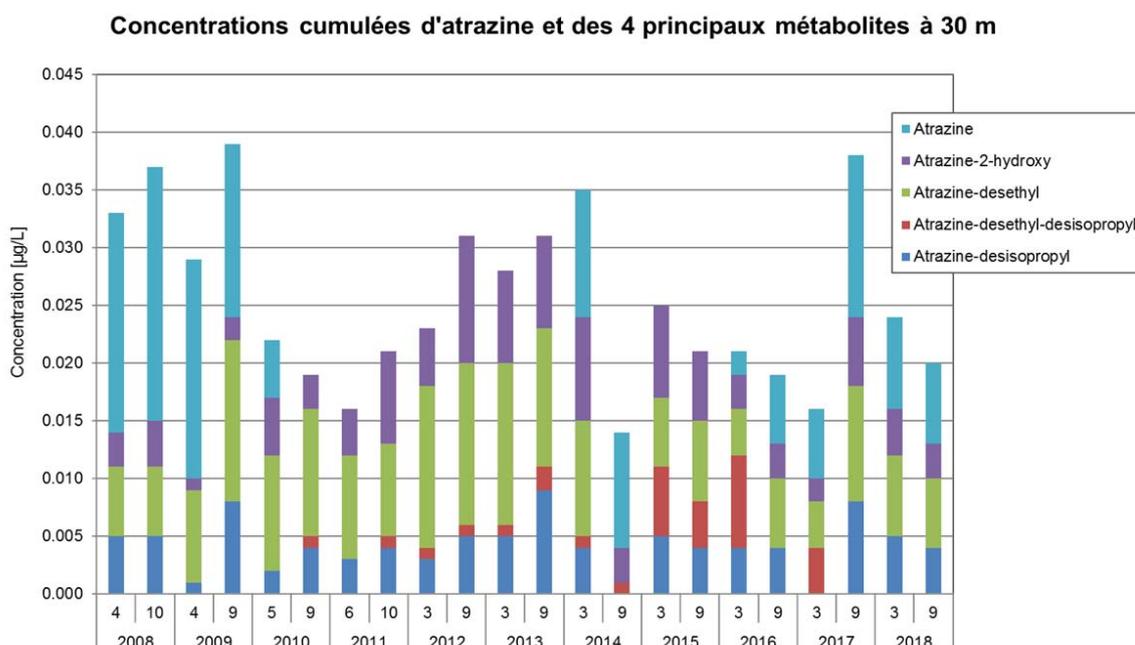


Figure 5 : Evolution des concentrations de l’atrazine et de ses 4 principaux métabolites à 30 m (station SHL2) de 2008 à 2018.

Figure 5: Change in the concentrations of atrazine and four of its main metabolites at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2008 and 2018.

Tableau 5 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 7 mars et le 26 septembre 2018 à quatre profondeurs.

Table 5 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 7 March and 26 September 2018 at four depths.

Pesticides (µg/L)	NQE-MA*	1 m		30 m		100 m		305 m	
		7 mars	26 sept.	7 mars	26 sept.	7 mars	26 sept.	7 mars	26 sept.
Ametryn	-								0.001
Amidosulfuron	-	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.005	0.003
AMPA	1500 ^(b)	0.02		0.023		0.02		0.051	
Atrazine	0.6 ^(a)	0.008	0.005	0.008	0.007	0.009	0.008	0.015	0.013
Atrazine-2-hydroxy	-	0.004	0.003	0.004	0.003	0.004	0.003	0.006	0.005
Atrazine-desethyl	-	0.007	0.004	0.007	0.006	0.007	0.006	0.01	0.008
Atrazine-desisopropyl	-	0.005	0.003	0.005	0.004	0.005	0.005	0.007	0.006
Buprofézine	-		0.005		0.004		0.003		
Carbendazime	0.44 ^(b)	0.001		0.001		0.001			0.001
Chlorotoluron	0.60 ^(b)	0.002		0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003
Cloquintocet-mexyl	-							0.001	
Cyproconazole	1.30 ^(b)	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003	0.004	0.004	0.006
Dichlorobenzamide-2,6	-		0.003		0.004		0.004		
Diméthachlore	0.046 ^(c)								0.002
Diuron	0.2 ^(a) /0.07 ^(b)	0.004	0.002	0.004	0.004	0.004	0.004	0.005	0.004
Fluometuron	-	0.003	0.001	0.003	0.002	0.003	0.002	0.006	0.005
Foramsulfuron	0.017 ^(b)	0.001		0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002
Furalaxyl	-							0.001	
Glyphosate	120 ^(b)	0.009	<i>na</i>	0.008	<i>na</i>	0.008	<i>na</i>	0.004	<i>na</i>
Iodosulfuron-méthyl	-	0.001		0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002
Isoproturon	0.64 ^(b)								0.002
Linuron	0.26 ^(b)	0.001		0.002		0.002			
Mecoprop	3.6 ^(b)	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003	0.001
Metalaxyl	20 ^(b)	0.01	0.005	0.01	0.01	0.01	0.013	0.02	0.021
Métamitrone	4.0 ^(b)								0.003
Metobromuron	-								0.002
Métolachlore	0.69 ^(b)	0.004		0.004		0.004		0.007	
Monolinuron	-								0.003
Prometryne	-	0.002		0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002
Propiconazole	1.8 ^(c)	0.004	0.002	0.005	0.003	0.004	0.004	0.007	0.005
Secbumeton	-							0.001	
Simazine	1.0 ^(a)	0.004	0.002	0.004	0.003	0.004	0.003	0.006	0.005
Simazine, 2-Hydroxy-	-							0.001	

Pesticides (µg/L)	NQE-MA*	1 m		30 m		100 m		305 m	
		7 mars	26 sept.						
Terbumeton	-							0.001	0.001
Terbuthylazine	0.22 ^(b)	0.006	0.006	0.007	0.007	0.007	0.007	0.009	0.008
Terbuthylazine, Deséthyl-	-	0.005	0.005	0.005	0.004	0.005	0.004	0.005	0.005
Terbuthylazine-2-hydroxy	-	0.003	0.002	0.003	0.003	0.003	0.002	0.005	0.003
Terbutryne	0.065 ^(b)							0.001	0.001
Somme des concentrations en pesticides		0.112	0.054	0.119	0.077	0.114	0.081	0.190	0.123
Concentration maximal observée		0.020	0.006	0.023	0.010	0.020	0.013	0.051	0.021
Nombres de substances détectées		24	17	24	21	24	21	28	28

* Norme de qualité environnementale

na : non analysé

(a) DIRECTIVE 2008/105/EC

(b) Base de donnée du centre Ecotox l'EAWAG

(c) Aqua and Gas (N°2 2015)-p56/66

En bleu : concentration individuelle supérieure ou égale à 0.010 µg/L

4.3. MÉDICAMENTS

La surveillance des résidus médicamenteux comprend 3 prélèvements effectués en janvier, juin et septembre 2018 à 15 et 100 m de profondeur. Les résultats sont présentés dans le tableau 6.

La metformine (antidiabétique), intégrée dès 2014 dans le programme de surveillance du lac, est la substance présente en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (figure 7). Cette concentration oscille autour de 0.5 µg/L. Depuis cette année, la teneur en guanylurée, produit de dégradation de la metformine, est aussi suivie. Sa concentration de 0.110 µg/L en fait le deuxième composé pharmaceutique le plus présent dans les eaux du lac.

Quant à la carbamazépine au carisoprodol et à la mépivacaïne, leur présence se confirme année après année au sein du lac. Néanmoins leurs concentrations diminuent démontrant une diminution de la source de contamination. La présence de la méthénamine, antibiotique utilisé pour soigner les infections urinaires et ajoutée dans la campagne d'analyse en septembre 2017, est de nouveau confirmée sur le monitoring de 2018. La méthénamine est le deuxième principe actif le plus présent dans les eaux du Rhône après la metformine (BERNARD *et al.* 2019).

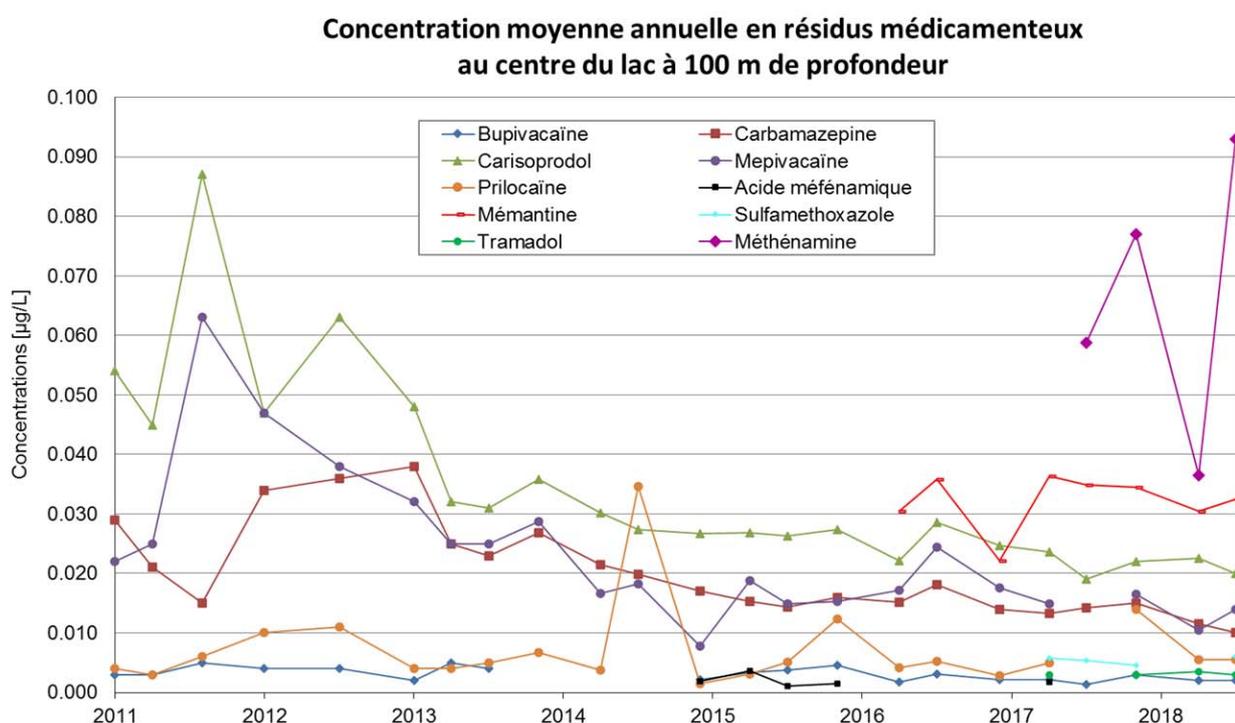
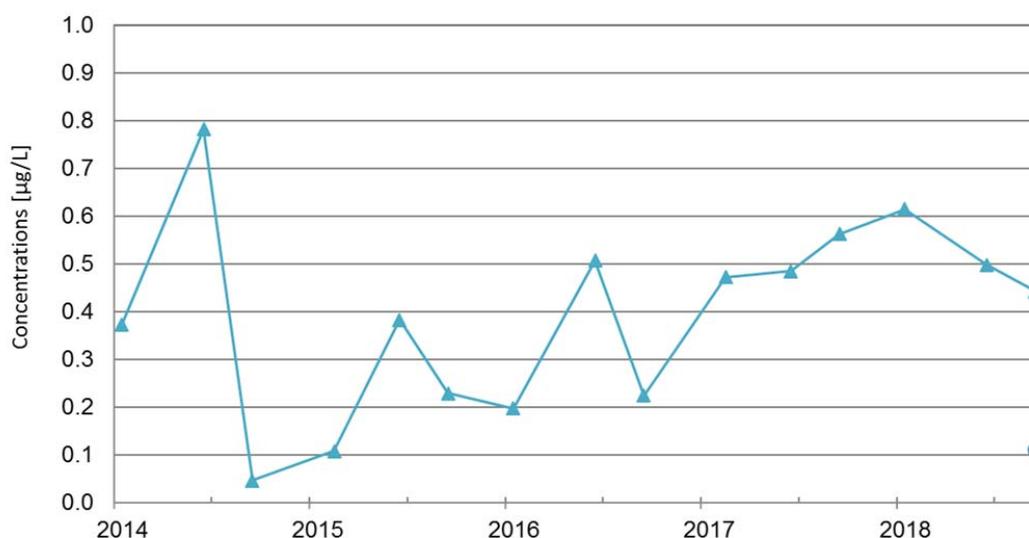


Figure 6 : Evolution des concentrations en résidus médicamenteux depuis 2011 à 100 m de profondeur (station SHL2)

Figures 6 : Change in some pharmaceutical concentrations since 2011 at 100 m depth (SHL2)

Concentration en Metformine et Guanylurée dans le Léman à 100 m de profondeur



Figures 7 : Evolution des concentrations en metformine (ligne bleue) depuis 2014 et son produit de dégradation la guanylurée (point vert)

Figures 7 : Change in some metformin (blue line) since 2014 and its degradation product (green dot) concentrations since 2011 at 100 m depth (SHL2)

Tableau 6 : Résidus médicamenteux décelés dans le Léman à la station SHL2 le 24 janvier, le 12 juin et le 12 septembre 2018 à 15 m et 100 m de profondeur.

Table 6: Pharmaceuticals detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 24 January, 12 June and 12 September 2018 at 15 m and 100m depth.

Concentrations [µg/L]			15m			100m		
Substance	Type	NQE-MA	24 jan.	12 juin	12 sept.	24 jan.	12 juin	12 sept.
Bupivacaïne	Anesthésiant	-	0.002	0.001		0.003	0.002	0.002
Carbamazepine	Anti-épileptique	2.0	0.011	0.011	0.009	0.015	0.012	0.010
Carisoprodol	Myorelaxant	-	0.022	0.019	0.017	0.022	0.023	0.020
Mepivacaïne	Anesthésiant	-	0.014	0.007	0.009	0.017	0.011	0.014
Metformine	Antidiabétique	156.0	0.625	0.487	0.456	0.614	0.498	0.442
Prilocaine	Anesthésiant	-	0.015	0.005	0.003	0.014	0.006	0.006
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire	1.0			0.002			
Mémantine	Maladie Alzheimer	-	0.036	0.022	0.019	0.035	0.031	0.033
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	0.6				0.005		0.006
Tramadol	Analgésique	-	0.003	0.004	0.003	0.003	0.004	0.003
Méthénamine	Antibiotique	-	0.077	0.038	0.064	0.077	0.037	0.093
Guanylurée	Métabolite Metformine	-			0.274			0.110

4.4. AUTRES SUBSTANCES

Le 1,4-dioxane a été mesuré à des teneurs équivalentes à la campagne de 2017 avec des concentrations de 0.2 µg/L dans la campagne de janvier. En juin, une teneur à 0.3 µg/L est trouvée à 100 m. L'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV) a recommandé en 2014 la fermeture des captages d'eau destinée à la consommation humaine dont les concentrations en 1,4-dioxane excédaient 6.6 µg/L et la recherche de solutions pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/L. Bien que les valeurs trouvées dans le Léman restent inférieures à la limite de 0.66 µg/L, elles restent néanmoins proches ce qui justifie de continuer à suivre cette substance dans les eaux du Léman.

Le perchlorate présente des teneurs inférieures à la limite de quantification de la méthode soit 2 µg/L lors des campagnes de janvier et juin et 5 µg/L en septembre. Le perchlorate a une PNEC dans l'eau douce de 0.3 µg/L (RODIER et LEGUBE, 2016). La méthode d'analyse utilisée ne permet pas de déterminer s'il y a un problème écotoxique au niveau de cette substance dans le lac.

5. CONCLUSION

Les résultats du programme 2018 de surveillance des eaux du lac confirment les résultats des années précédentes :

- les teneurs en éléments trace métalliques des eaux du Léman demeurent stables et faibles ;
- les concentrations individuelles en pesticides restent faibles et les teneurs totales oscillent, en fonction de la période de l'année et de la profondeur, entre 0.08 et 0.19 µg/L.

Ces teneurs satisfont pleinement aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour la production d'eaux de boisson au sens des législations suisse et française.

Pour ce qui est des résidus de médicaments, il n'existe pas à ce jour de valeurs de référence permettant d'estimer leur impact. Leur présence dans l'environnement n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme le Léman. Le traitement des rejets de l'industrie pharmaceutique située le long du Rhône amont, mis en place en 2017 a commencé à montrer son efficacité sur les eaux du Rhône lors du dernier trimestre 2017 (BERNARD *et al.* 2018) ce qui devrait se répercuter dans le futur sur la qualité des eaux du Léman. Quant à la présence des substances apportées par les eaux usées suite à un usage thérapeutique, il faudra attendre la mise en place des traitements quaternaires dans les stations d'épuration du bassin lémanique pour voir leurs teneurs diminuer.

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., L. FAUQUET, MANGE, P. et ROSSIER, J. (2018) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 127-144.
- DIRECTIVE 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- DIRECTIVE 2008/105/EC fixant des normes de qualité environnementale pour les eaux de surface.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).
- ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F., RAMSEIER, 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.
- OPBD : Ordonnance du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (Suisse).
- RAETZ (2017) Rapport d'activités 2017 – Service de la consommation et des affaires vétérinaires – Inspection des eaux.
- RODIER J. et LEGUBE B – L'Analyse de l'eau, 10e éd. - 2016
- 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.
- TRAN KHAC, V., QUETIN, P., ANNEVILLE, O. (2019) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2018, xx-xx.
- Base de données NQE du centre Ecotox, EAWAG.
- <http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/>

ANNEXES

Tableau 7 : liste des pesticides recherchés

Table 7 : list of pesticides sought

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Acephate	30560-19-1	Insecticide
Acetamiprid	135410-20-7	Insecticide
Acétochlore	34256-82-1	Herbicide
Acibenzolar-S-methyl	135158-54-2	Régulateur de croissance
Aclonifen	74070-46-5	Herbicide
Aldicarbe	116-06-3	Insecticide
Aldicarbe-sulfon	1646-88-4	Insecticide
Aldicarbe-sulfoxyde	1646-87-3	Fongicide
Amétoctradin	865318-97-4	Fongicide
Amétryne	834-12-8	Herbicide
Amidosulfuron	120923-37-7	Herbicide
Amitraze	33089-61-1	Acaricide
Asulam	3337-71-1	Herbicide
Atrazine	1912-24-9	Herbicide
Atrazine,2-hydroxy-	2163-68-0	Métabolite , Herbicide atrazine
Atrazine,Dééthyl-	6190-65-4	Métabolite , Herbicide atrazine
Atrazine,Déisopropyl-	1007-28-9	Métabolite , Herbicide atrazine
Atrazine-desethyl-desisopropyl	3397-62-4	Métabolite , Herbicide atrazine
Azaconazole	60207-31-0	Fongicide
Azadirachtine	11141-17-6	Insecticide
Azaméthiphos	35575-96-3	Insecticide
Azinphos-éthyl	2642-71-9	Insecticide
Azinphos-méthyl	86-50-0	Insecticide
Aziprotryne	4658-28-0	Herbicide
Azoxystrobine	131860-33-8	Fongicide
Beflubutamid	113614-08-7	Herbicide
Bénalaxyl	71626-11-4	Fongicide
Bendiocarbe	22781-23-3	Insecticide
Benodanil	15310-01-7	Insecticide
Bentazone	25057-89-0	Herbicide
Benthiavalicarb-isopropyl	177406-68-7	Fongicide
Benzoximate	29104-30-1	Acaricide
Bitertanol	55179-31-2	Fongicide
Bixafène	581809-46-3	Fongicide
Boscalid	188425-85-6	Fongicide
Bromacil	314-40-9	Herbicide
Bromuconazole	116255-48-2	Fongicide
Bupirimate	41483-43-6	Fongicide
Buprofézine	953030-84-7	Insecticide
Butafenacil	134605-64-4	Herbicide
Butocarboxime	34681-10-2	Insecticide
Cadusafos	95465-99-9	Nematicide
Carbaryl	63-25-2	Insecticide
Carbendazime	10605-21-7	Fongicide
Carbetamide	16118-49-3	Herbicide
Carbofuran	1563-66-2	Insecticide
Carboxine	5234-68-4	Fongicide
Carfentrazone-éthyle	128639-02-1	Herbicide
Chlorantraniliprole	500008-45-7	Insecticide
Chlorfenvinphos	2701-86-2	Insecticide
Chloridazon	1698-60-8	Herbicide
Chloridazon-desphenyl	6339-19-1	Métabolite, Herbicide chloridazon
Chlorobromuron	13360-45-7	Herbicide
Chlorotoluron	15545-48-9	Herbicide
Chloroxuron	1982-47-4	Herbicide
Chlorphénapyr	122453-73-0	Acaricide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Chlorprophame	101-21-3	Herbicide
Chlorpyrifos	2921-88-2	Insecticide
Chlorpyrifos-méthyl	5598-13-0	Insecticide
Chlorthiamide	1918-13-4	Herbicide
Chlorthiophos	60238-56-4	Insecticide
Cinidon-éthyl	142891-20-1	Herbicide
Clétodime	99129-21-2	Herbicide
Clodinafop-propargyl	105512-06-9	Herbicide
Clofentezine	74115-24-5	Acaricide
Clomazone	81777-89-1	Herbicide
Clopyralid	1702-17-6	Herbicide
Cloquintocet	88349-88-6	Phytoprotecteur
Clothianidin	210880-92-5	Insecticide
Cyanazine	21725-46-2	Herbicide
Cyazofamid	120116-88-3	Fongicide
Cyclosulfamuron	136849-15-5	Herbicide
Cycloxydime	101205-02-1	Herbicide
Cyflufénamid	180409-60-3	Fongicide
Cyfluthrine	68359-37-5	Insecticide
Cymiazole	61676-87-7	Acaricide
Cymoxanil	57966-95-7	Fongicide
Cyproconazole	94361-06-5	Fongicide
Cyprodinil	121552-61-2	Fongicide
Cyromazine	66215-27-8	Insecticide
Demeton-S-méthyl	919-86-8	Insecticide
Demeton-S-méthyl-sulfone	17040-19-6	Insecticide
Desmetryne	1014-69-3	Herbicide
Diafenthiuron	80060-09-9	Insecticide
Dialiphos	10311-84-9	Insecticide
Dichlorobenzamide, 2,6	2008-58-4	Métabolite, Herbicide dichlobenil
Dichlorprop-méthyl	57153-17-0	Herbicide
Dichlorvos	62-73-7	Insecticide
Diclobutrazole	75736-33-3	Fongicide
Dicofol	115-32-2	Acaricide
Dicrotophos	141-66-2	Insecticide
Dicyclanile	112636-83-6	Insecticide
Diétofencarb	87130-20-9	Fongicide
Difénoconazole	119446-68-3	Fongicide
Difénoxuron	14214-32-5	Herbicide
Diflubenzuron	35367-38-5	Insecticide
Diflufenican	83164-33-4	Herbicide
Diméfuron	34205-21-5	Herbicide
Diméthachlore	50563-36-5	Herbicide
Dimethenamide	87674-68-8	Herbicide
Dimethoate	60-51-5	Insecticide
Diméthomorphe	110488-70-5	Fongicide
Diméthylphénylformamide, 2,4-	60397-77-5	Métabolite, Acaricide Amitraze
Dimethylphenyl-N'-methylformamidine,N-2,4-	33089-74-6	Métabolite, Acaricide Amitraze
Dimetilane	644-64-4	Insecticide
Diniconazole	83657-24-3	Fongicide
Dinocap	39300-45-3	Fongicide
Dioxacarbe	6988-21-2	Insecticide
Diphenylamine	122-39-4	Insecticide
Disulfoton	298-04-4	Insecticide
Diuron	330-54-1	Herbicide
Dodémorphe	1593-77-7	Fongicide
EPN	2104-64-5	Insecticide
Epoxiconazole	133855-98-8	Fongicide
Etaconazole	60207-93-4	Fongicide
Ethiofencarbe	29973-13-5	Insecticide
Ethion	563-12-2	Acaricide
Ethiprole	181587-01-9	Insecticide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Éthofumesate	26225-79-6	Herbicide
Éthoxyquine	91-53-2	Fongicide
Éthoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide
Étoxazole	153233-91-1	Acaricide
Etrimfos	38260-54-7	Insecticide
Fenamidone	161326-34-7	Fongicide
Fenamiphos-sulfone	31972-44-8	Nematicide
Fenamiphos-sulfoxyde	31972-43-7	Nematicide
Fenarimol	60168-88-9	Fongicide
Fenazaquine	120928-09-8	Acaricide
Fenbuconazole	114369-43-6	Fongicide
Fenhexamide	126833-17-8	Fongicide
Fénobucarbe	3766-81-2	Insecticide
Fenoxaprop-ethyl	66441-23-4	Herbicide
Fenoxaprop-P	113158-40-0	Herbicide
Fenoxycarb	79127-80-3	Insecticide
Fenpiclonil	74738-17-3	Fongicide
Fenpropathrine	39515-41-8	Insecticide
Fenpropidine	67306-00-7	Fongicide
Fenpropimorphe	67564-91-4	Fongicide
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fongicide
Fenpyroximate	134098-61-6	Acaricide
Fensulfothion	115-90-2	Nematicide
Fenthion	55-38-9	Insecticide
Fenthion-sulfone	3761-42-0	Insecticide
Fenthion-sulfoxyde	3761-41-9	Insecticide
Fénuron	101-42-8	Herbicide
Flazasulfuron	104040-78-0	Herbicide
Flonicamid	158062-67-0	Insecticide
Fluaziname	79622-59-6	Fongicide
Fluazuron	86811-58-7	Insecticide
Flucycloxauron	113036-88-7	Acaricide
Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide
Flufenacet	142459-58-3	Herbicide
Flufenoxuron	101463-69-8	Insecticide
Fluometuron	2164-17-2	Herbicides
Fluopicolide	239110-15-7	Fongicide
Fluopyram	658066-35-4	Fongicide
Fluoxastrobine	193740-76-0	Fongicide
Flupyr-sulfuron-méthyl	144740-54-5	Herbicide
Fluquinconazole	136426-54-5	Fongicide
Flurochloridone	61213-25-0	Herbicide
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide
Fluroxypyr-meptyl	81406-37-3	Herbicide
Flusilazole	85509-19-9	Fongicide
Flutolanil	66332-96-5	Fongicide
Flutriafol	76674-21-0	Fongicide
Fonofos	66767-39-3	Insecticide
Forchlorféuron	68157-60-8	Régulateur de croissance
Fosthiazate	98886-44-3	Nematicide
Fuberidazole	3878-19-1	Fongicide
Furalaxyl	57646-30-7	Fongicide
Haloxypop	69806-34-4	Herbicide
Haloxypop-méthyl	69806-40-2	Herbicide
Hexaconazole	79983-71-4	Fongicide
Hexaflumuron	86479-06-3	Insecticide
Hexythiazox	78587-05-0	Acaricide
Hydroxycarbofuran, -3	16655-82-6	Insecticide
Imazalil	35554-44-0	Fongicide
Imazamox	114311-32-9	Herbicide
Imidaclopride	138261-41-3	Insecticide
Indoxacarb	144171-61-9	Insecticide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Iodosulfuron-méthyl	144550-06-1	Herbicide
Iprodione	36734-19-7	Fongicide
Iprovalicarbe	140923-17-7	Fongicide
Isazofos	42509-80-8	Insecticide
Isofenphos	25311-71-1	Insecticide
Isoprocarb	2631-40-5	Insecticide
Isoproturon	34123-59-6	Herbicide
Isopyrazam	881685-58-1	Fongicide
Isoxabène	82558-50-7	Herbicide
Isoxadifen-éthyl	163520-33-0	Herbicide
Kresoxim-méthyl	143390-89-0	Fongicide
Lénacile	2164-08-1	Herbicide
Linuron	330-55-2	Herbicide
Lufénurone	103055-07-8	Insecticide
Malaaxon	1634-78-2	Insecticide
Malathion	121-75-5	Insecticide
Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide
Mecarbame	2595-54-2	Insecticide
Mefenpyr-diéthyl	135590-91-9	Phytoprotecteur
Mépanipirim	110235-47-7	Fongicide
Mepronil	55814-41-0	Fongicide
Mésosulfuron-méthyl	208465-21-8	Herbicide
Mésotrione	104206-82-8	Herbicide
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide
Métamitrone	41394-05-2	Herbicide
Métazachlore	67129-08-2	Herbicide
Metconazole	125116-23-6	Fongicide
Methabenzthiazuron	18691-97-9	Herbicide
Methamidophos	10265-92-6	Insecticide
Methidathion	950-37-8	Insecticide
Methiocarbe	2032-65-7	Insecticide
Methiocarb-sulfoxyde	2032-65-7	Métabolite, Herbicide methiocarb
Méthomyl	16752-77-5	Insecticide
Methoprotryne	841-06-5	Herbicide
Methoxyfenoxyde	161050-58-4	Insecticide
Metobromuron	3060-89-7	Herbicide
Metolachlor, oxanilic acid	152019-73-3	Métabolite, Herbicide metolachlor
Métolachlore	51218-45-2	Herbicide
Métolcarb	1129-41-5	Insecticide
Metosulam	139528-85-1	Herbicide
Metoxuron	19937-59-8	Herbicide
Metrafenone	220899-03-6	Fongicide
Métribuzine	21087-64-9	Herbicide
Metsulfuron	79510-48-8	Herbicide
Metsulfuron-méthyl	74223-64-6	Herbicide
Mévinphos	7786-34-7	Insecticide
Monocrotophos	6923-22-4	Insecticide
Monolinuron	1746-81-2	Herbicide
Monuron	150-68-5	Herbicide
Myclobutanil	88671-89-0	Fongicide
Naled	300-76-5	Insecticide
Naphthylacétamide, -1	86-86-2	Herbicide
Napropamide	15299-99-7	Herbicide
Neburon	555-37-3	Herbicide
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide
Nitenpyram	150824-47-8	Insecticide
Norflurazon	27314-13-2	Herbicide
Novaluron	116714-46-6	Insecticide
Nuarimol	63284-71-9	Fongicide
Omethoate	1113-02-6	Insecticide
o-Phthalimide	85-41-6	Fongicide
Orbencarb	34622-58-7	Herbicide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Orthosulfamuron	213464-77-8	Herbicide
Oryzalin	19044-88-3	Herbicide
Oxadiazyl	39807-15-3	Herbicide
Oxadiazon	19666-30-9	Herbicide
Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide
Oxamyl	23135-22-0	Insecticide
Oxine-cuivre	10380-28-6	Fongicide
Oxydéméton-méthyl	301-12-2	Insecticide
Paclobutrazol	76738-62-0	Régulateur de croissance
Paraoxon	311-45-5	Insecticide
Paraoxon-méthyl	950-35-6	Insecticide
Parathion	56-38-2	Insecticide
Parathion-méthyle	298-00-0	Insecticide
Penconazole	66246-88-6	Fongicide
Pencycuron	66063-05-6	Fongicide
Penoxsulame	219714-96-2	Herbicide
Pethoxamide	106700-29-2	Herbicide
Phénomiphos	22224-92-6	Nematicide
Phenmédiaphame	13684-63-4	Herbicide
Phenthoate	2597-03-7	Insecticide
Phosalone	2310-17-0	Insecticide
Phosmet	732-11-6	Insecticide
Phosphamidon	13171-21-6	Insecticide
Phoxim	14816-18-3	Insecticide
Picloram	1918-02-1	Herbicide
Picolinafène	137641-05-5	Herbicide
Picoxystrobine	117428-22-5	Fongicide
Pinoxaden	243973-20-8	Herbicide
Pirimicarbe	23103-98-2	Insecticide
Pirimicarbe, Désméthyl-	30614-22-3	Métabolite, Insecticide Primicarb
Pirimicarbe, Désméthyl-formamido-	27218-04-8	Métabolite, Insecticide Primicarb
Pirimiphos-éthyl	23505-41-1	Insecticide
Primisulfuron	113036-87-6	Herbicide
Prochloraz	67747-09-5	Fongicide
Profenofos	41198-08-7	Insecticide
Promécarbe	2631-37-0	Insecticide
Prometryne	7287-19-6	Herbicide
Propachlore	1918-16-7	Herbicide
Propamocarbe	24579-73-5	Fongicide
Propanil	709-98-8	Herbicide
Propaquizafop	111479-05-1	Herbicide
Propargite	2312-35-8	Acaricide
Propazine	139-40-2	Herbicide
Propetamphos	31218-83-4	Insecticide
Prophame	122-42-9	Herbicide
Propiconazole	60207-90-1	Fongicide
Propoxur	114-26-1	Insecticide
Propoxycarbazone	145026-81-9	Herbicides
Proquinazid	189278-12-4	Fongicide
Prosulfocarb	52888-80-9	Herbicide
Prothiofos	34643-46-4	Insecticide
Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide
Pyraclostrobin	175013-18-0	Fongicide
Pyraflufen	129630-17-7	Herbicide
Pyraflufen-éthyl	129630-19-9	Herbicide
Pyrèthres	8003-34-7	Insecticide
Pyridabene	96489-71-3	Insecticide
Pyrifénox	88283-41-4	Fongicide
Pyriftalide	135186-78-6	Herbicide
Pyriméthanil	53112-28-0	Fongicide
Pyrimiphos-méthyl	29232-93-7	Insecticide
Pyriproxypène	95737-68-1	Insecticide

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Pyroxsulam	422556-08-9	Herbicide
Quinalphos	13593-03-8	Insecticide
Quinmerac	90717-03-6	Herbicide
Quinoclamine	2797-51-5	Herbicide
Quinoxyfen	124495-18-7	Fongicide
Quizalofop-P-éthyle	100646-51-3	Herbicide
Résmethrine	10453-86-8	Insecticide
Sebuthylazine	7286-69-3	Herbicide
Sebuthylazine, Deséthyl-	37019-18-4	Métabolite, Herbicide Sebuthylazine
Secbumeton	26259-45-0	Herbicide
Simazine	122-34-9	Herbicide
Simazine, 2-Hydroxy-	2599-11-3	Métabolite, Herbicide Simazine
Spinosad	168316-95-8	Insecticide
Spirodiclofen	148477-71-8	Acaricide
Spirotetramat	203313-25-1	Insecticide
Spiroxamine	118134-30-8	Fongicide
Sulcotrione	99105-77-8	Herbicide
Sulfometuron-méthyle	74222-97-2	Herbicide
Sulfosulfuron	141776-32-1	Herbicide
Sulfotep	3689-24-5	Insecticide
Tébuconazole	107534-96-3	Fongicide
Tebufenozide	112410-23-8	Insecticide
Tébufenpyrad	119168-77-3	Acaricide
Tébutame	35256-85-0	Herbicide
Teflubenzuron	83121-18-0	Insecticide
Tembotrione	335104-84-2	Herbicide
Tepraloxydim	149979-41-9	Herbicide
Terbufos	13071-79-9	Insecticide
Terbumeton	33693-04-8	Herbicide
Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide
Terbuthylazine, Deséthyl-	30125-63-4	Herbicide
Terbuthylazine-2-hydroxy	66753-07-9	Herbicide
Terbutryne	886-50-0	Herbicide
Tetrachlorvinphos	22248-79-9	Insecticide
Tetraconazole	112281-77-3	Fongicide
Tétraméthrine	7696-12-0	Insecticide
Thiabendazole	148-79-8	Fongicide
Thiacloprid	111988-49-9	Insecticide
Thiaméthoxam	153719-23-4	Insecticide
Thiencarbazone-méthyle	317815-83-1	Herbicide
Thifensulfuron -méthyle	79277-27-3	Herbicide
Thiobencarb	28249-77-6	Herbicide
Thiocyclame	31895-21-3	Insecticide
Thiodicarbe	59669-26-0	Insecticide
Thiofanox	39196-18-4	Insecticide
Thiophanate-éthyl	23564-06-9	Fongicide
Thiophanate-méthyl	23564-05-8	Fongicide
Tolclofos-méthyl	57018-04-9	Fongicide
Tolyfluanide	731-27-1	Fongicide
Tralkoxydim	87820-88-0	Herbicide
Triadiméfone	43121-43-3	Fongicide
Triadimenol	55219-65-3	Fongicide
Triasulfuron	82097-50-5	Herbicide
Triazophos	24017-47-8	Insecticide
Tricyclazole	41814-78-2	Fongicide
Tridémorphe	81412-43-3	Fongicide
Trifloxystrobine	141517-21-7	Fongicide
Trifloxysulfurone	145099-21-4	Herbicide
Triflumuron	64628-44-0	Insecticide
Triflusulfuron-méthyl	126535-15-7	Herbicide
Triforine	26644-46-2	Fongicide
Trinexapac	104273-73-6	Régulateur de croissance

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Triticonazole	131983-72-7	Fongicide
Tritosulfuron	142469-14-5	Herbicide
Vamidothion	2275-23-2	Insecticide
Zoxamide	156052-68-5	Fongicide

Tableau 8 : liste des résidus médicamenteux recherchés

Table 8 : list of drug residues sought

Paramètres	N° CAS	Catégorie
17-alpha-ethynylestradiol	57-63-6	Hormone de synthèse
Atenolol	29122-68-7	Bêta-bloquant
Azithromycine	83905-01-5	Antibiotique
Benzonatate	104-31-4	Antitussif
Beta-estradiol	58-28-2	Hormone
Bezafibrate	41859-67-0	Hypolipémiant
Bupivacaine	38396-39-3	Anesthésique
Carbamazepine	298-46-4	Antiépileptique
Carisoprodol	78-44-4	Anti-douleur
Centiofur	80370-57-6	Antibiotique
Ciprofloxacine	85721-33-1	Antibiotique
Clarithromycine	81103-11-9	Antibiotique
Clindamycine	18323-44-9	Antibiotique
Cloxacilline	61-72-3	Antibiotique
Cocaine	50-36-2	Stupéfiant
Codeine	76-57-3	Analgésique/ narcotique
Deanol	108-01-0	Cosmétique/Traitement asthénie
Dexaméthasone	50-02-2	Anti-inflammatoire
Diazépam	439-14-5	Anxiolytique
Diclofénaque	15307-86-5	Analgésique
Estrone	50-27-1	Hormone
Estrone	53-16-7	Hormone
Fenofibrate	49562-28-9	Traitement cholestérol
Furosemide	54-31-9	Diurétique
Gemfibrozil	25812-30-0	Hypolipémiant
Heroïne	561-27-3	Antalgique/narcotique
Ibuprofène	138402-11-6	Antihypertenseur
Ibuprofène	15687-27-1	Analgésique
Ketoprofène	22071-15-4	Analgésique
Lorazépam	846-49-1	Anxiolytique
Méfénamique acide	61-68-7	Analgésique
Mémantine	19982-08-2	Traitement Alzheimer
Mépipivacaine	96-88-8	Anesthésique local
Metformine	657-24-9	Antidiabétique
Méthadone	76-99-3	Analgésique/ narcotique
Méthénamine	100-97-0	Antibiotique
Metoprolol	37350-58-6	Bêta-bloquant
Metronidazole	443-48-1	Antibiotique
Mirtazapine	85650-52-8	Antidépresseur
Morphine	57-27-2	Antalgique/narcotique
Nadolol	42200-33-9	Bêta-bloquant
Naproxène	22204-53-1	Analgésique
Norfloxacine	70458-96-7	Antibiotique
Oxazépam	604-75-1	Anxiolytique
Pantoprazole	102625-70-7	Traitement Ulcère
Paracétamol	103-90-2	Analgésique
Pravastatine	81093-37-0	Hypolipémiant
Prilocaine	721-50-6	Anesthésique
Primidone	125-33-7	Analgésique
Propranolol	525-66-6	Bêta-bloquant
Ribavirine	36791-04-5	Virostatique

Paramètres	N° CAS	Catégorie
Risperidone	106266-06-2	Antipsychotique
Sertraline	79617-96-2	Psychotrope
Simvastatin	79902-63-9	Hypolipémiant
Sulfadiméthoxine	122-11-2	Antibiotique
Sulfaméthazine	57-68-1	Antibiotique
Sulfaméthoxazole	723-46-6	Antibiotique
Ticlopidine	55142-85-3	Antiagrégant plaquettaire
Torasemide	56211-40-6	Anti-Hypertenseur
Tramadol	27203-92-5	Antalgique
Trimétazidine.2HCl	13171-25-0	Traitement vertige et angine poitrine
Tylosin	1401-69-0	Bactériostatique macrolide
Venlafaxine	93413-69-5	Antidépresseur
Xipamide	14293-44-8	Diurétique
Zolpidem	82626-48-0	Somnifère

ÉTUDES SPÉCIFIQUES

Campagne 2018

MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES POISSONS DU LEMAN

ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN LAKE GENEVA FISH

CAMPAGNE 2018

PAR

Marc BABUT ⁽¹⁾, **Franck CATTANEO** ⁽²⁾, **Jean-Claude RAYMOND** ⁽³⁾, **Benoit FERRARI** ⁽⁴⁾

Anaïs VENISSEAU ⁽⁵⁾, **Bruno VEYRAND** ⁽⁵⁾, **Philippe MARCHAND** ⁽⁵⁾

(1) Irstea, UR RIVERLY, Laboratoire d'Ecotoxicologie, 5 rue de la Doua, CS20244, 69626 VILLEURBANNE cedex (FR)

(2) HEPIA, Institut Terre - Nature – Environnement, groupe Ecologie et Ingénierie des Systèmes Aquatiques, Route de Presinge 150, 1254 Jussy (CH)

(3) Agence Française de la Biodiversité, Délégation Régionale Auvergne-Rhône-Alpes, Unité Spécialisée Milieux Lacustres, 13, Quai de Rives, 74200 Thonon-les-Bains (FR)

(4) Centre Ecotox/Oekotoxzentrum, EPFL-ENAC-IIE-GE, Station 2 (GR B0 392), 1015 Lausanne (CH)

(5) LABERCA, Oniris, INRA, Université Bretagne-Loire, 101 Route de Gachet, 44307 Nantes (FR)

RÉSUMÉ

Cette campagne de mesures s'est intéressée à la contamination par le mercure et par une gamme étendue de composés organiques, notamment les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényl-éthers (PBDE), l'hexabromocyclododécane (HBCDD), les chloroalcanes (C10-C13), le perfluorooctane sulfonate (PFOS), et divers retardateurs de flamme chez des gardons (N= 27) et des lotes (N=18) collectés en juin 2018 dans plusieurs secteurs du lac. La méthodologie s'est inspirée du cadre d'élaboration de la surveillance de l'état chimique dans le biote dans les Etats membres de l'Union Européenne. Les résultats ont été interprétés par rapport au risque pour la faune piscivore.

Sur la base des résultats, le Léman apparaît peu contaminé en ce qui concerne les PBDE, l'HBCDD, les chloroalcanes, les PCB (sauf ceux de type dioxine, PCB-DL), et la plupart des retardateurs de flamme chlorés et bromés alternatifs aux PBDE. En revanche, les concentrations moyennes dépassent les critères d'évaluation pour le mercure et les PCB-DL. Pour le PFOS, les concentrations moyennes sont inférieures au critère d'évaluation, mais quelques individus le dépassent. Un retardateur de flamme alternatif, le DBDPE, a également été détecté de manière systématique.

Les concentrations de mercure et de PCB, qui ont fait l'objet d'un suivi de longue date, ont beaucoup baissé au fil des décennies, et semblent se stabiliser. Il est actuellement prématuré de statuer sur les tendances suivies par les PBDE et le PFOS.

ABSTRACT

A sampling campaign was carried out in June 2018 throughout the lake, targeting roaches (N= 27) and burbot (N=18). Mercury, and a range of organic chemicals including polychlorobiphenyls (PCBs), polybrominated phenyl-ethers (PBDEs), hexabromocyclododécane (HBCDD), chlorinated alkanes (C10-C13), perfluoro-octane sulfonate (PFOS) and various flame retardants were analyzed in whole fish. Overall, the approach was derived from the methodological framework elaborated in the European Union for monitoring the chemical contamination of biota. Results were interpreted in terms of risk for piscivorous species.

According to the results, PBDEs, HBCDD, chloro-alkanes, PCBs (except dioxin-like PCBs- DL-PCBs) and most halogenated flame retardants displayed low concentrations in fish from Lake Geneva. However, the concentrations exceeded the respective assessment criteria for mercury and DL-PCBs. In the case of PFOS, mean concentrations were clearly lower than the criterion, but some individuals exceeded it. Furthermore, an emerging flame retardant, DBDPE, was also systematically detected in fish samples.

The trends for mercury and PCBs, which have been monitored for decades in Lake Geneva fish, show an important decrease, and have seemingly reached a plateau. Data are currently insufficient for determining the trends for PBDEs and PFOS.

1. INTRODUCTION

Depuis 1975, la CIPEL entreprend périodiquement des campagnes de mesure de micropolluants dans les poissons du lac, afin de compléter l'évaluation de la contamination de l'écosystème en ciblant des substances bioaccumulables. La dernière campagne de ce type avait été réalisée en 2012 (Edder *et al.*, 2013), complétée en 2014 par des analyses de polychlorobiphényles (PCB) et polychlorodibenzo-dioxines et -furanes (PCDD, PCDF) dans des truites lacustres (Edder *et al.*, 2015). Une nouvelle campagne de surveillance de la contamination des poissons a donc été entreprise en 2018, après que les objectifs et les modalités de cette surveillance aient été rediscutés en détail par le Conseil scientifique.

2. METHODES

Dans le cadre de son Plan d'action 2011-2020, la CIPEL s'est fixée comme objectif de s'assurer que les concentrations en micropolluants retrouvés dans les poissons tendent vers les niveaux les plus faibles possibles, et qu'ils ne dépassent pas des niveaux de concentration néfastes pour l'homme et les espèces aquatiques. Par ailleurs, elle entend développer une veille sur la présence de substances peu surveillées.

Les poissons, qui occupent des positions généralement élevées dans les chaînes alimentaires, peuvent accumuler dans leur chair certains micropolluants (métaux ou substances de synthèse). Les teneurs de ces micropolluants doivent donc être suffisamment basses pour éviter des effets néfastes sur la faune piscicole et piscivore, et assurer une bonne qualité alimentaire du poisson. Toutefois, compte-tenu des missions qui sont les siennes, le Conseil Scientifique a décidé le 13 octobre 2016 que le volet « contamination des poissons » du programme campagnes de surveillance devait privilégier un objectif environnemental, de manière à évaluer l'état de la contamination du système lacustre et ses sources de contamination.

L'élaboration de ce programme a tenu compte du cadre d'élaboration de la surveillance de l'état chimique dans le biote dans les Etats membres de l'Union Européenne (cf. directive 2013/39/UE) : les données obtenues dans le cadre de ce programme seront aussi valorisables dans le cadre du rapportage au titre de la directive 2000/60 (DCE), ou, dans une certaine mesure, utilisables par les autorités sanitaires.

2.1 CHOIX DES SUBSTANCES

Le choix des contaminants à surveiller de façon pérenne s'est appuyé sur l'expérience acquise lors des campagnes de 2008 et 2012, et sur la directive 2013/039/UE qui fixe une liste de substances prioritaires au titre de l'état chimique des eaux à surveiller dans le biote en application de la directive 2000/60 pour l'eau (DCE). Les substances non détectées en 2008 ou 2012 n'ont pas vocation à figurer sur une liste pérenne de surveillance. L'objectif de la CIPEL étant de surveiller la contamination des poissons, les substances explicitement visées par la directive 2013/039/UE comme devant être analysées dans des organismes tels que mollusques ou crustacés en raison de leur métabolisation dans le poisson ont été écartées.

A côté des substances prioritaires au titre de la directive 2013/039/UE, plusieurs groupes de substances persistantes ont été sélectionnés pour cette campagne :

- A. Polychlorobiphényles (PCB) NDL (NDL « non dioxin-like »), plus précisément les congénères 28, 52, 101, 138, 153 et 180 qui représentent une fraction significative du total des NDL (50 à 80 % selon les sources).
- B. Dichlorodiphényl-trichloréthane (DDT) et ses métabolites, choix justifié par l'occurrence notamment du pp' DDE lors des campagnes 2008-2012.
- C. Substances d'intérêt émergent : retardateurs de flamme halogénés, substances perfluoroalkylées. Il s'agit de substances persistantes, dont on ne connaît pas suffisamment la distribution dans l'environnement, tandis que leurs usages induisent possiblement une dissémination assez large.

La liste des substances analysées en 2018 figure au Tableau 1 ci-dessous.

Tableau 1 : Liste des substances et groupes analysés en 2018.

Table 1: Substances and groups analyzed in 2018.

N° ^(a)	Désignation
5	Polybromo diphenyl éthers (PBDE) 28, 47, 99, 100, 153, 154
7	Chloroalcanes C10-C13
16	Hexachlorobenzène (HCB)
21	Mercure (Hg)
26	Pentachlorobenzène
35	Perfluoro-octane sulfonate (PFOS)
37	Polychlorodibenzo-dioxines et -furannes (PCDD/F) et PCB-DL
43	Hexabromocyclododécane (HBCDD)
	Dichlorodiphényl-trichloréthane (DDT) et ses métabolites (DDD, DDE)
	Polychlorobiphényles indicateurs (PCB NDL) 28, 52, 101, 138, 153, 180
<i>Retardateurs de flamme (RF) halogénés^b</i>	
	Polybromobiphényles (PBB) 52, 101, 153
	Pentabromotoluène (PBT), hexabromobenzène (HBB), pentabromobenzène (PBB)
	Décabromodiphényl éthane (DBDPE), 1,2-Bis(2,4,6-tribromophenoxy) éthane (BTBPE)
	Déchloranes 602 (DDC-DBF), 603 (DDC-Ant), Déchlorane + (DDC-CO)
<i>Substances perfluoro-alkyles^c</i>	
	Perfluoro-alkyl sulfonates (PFSA) : PFBS, PFHxS, PFDS
	Perfluoro-alkyl carboxylates (PFCA) : PFBA, PFPA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA

^a Numéro désignant les substances prioritaires dans la directive 2013/039

^b Nomenclature et acronymes suivant Bergman Å, Rydén A, Law RJ, de Boer J, Covaci A, Alaee M, Birnbaum L, Petreas M, Rose M, Sakai S, Van den Eede N, van der Veen I (2012). A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals. *Environ Int*, 49 : 57-82.

^c Cf. glossaire en annexe

2.2 PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

Choix des espèces

Compte tenu de l'objectif environnemental visé pour cette campagne, les espèces de poissons fortement consommées ou à fort potentiel commercial (truite lacustre, omble, corégones, perches, brochet) ont été exclues. Deux espèces représentatives respectivement de l'épilimnion et de l'hypolimnion ont été retenues, à savoir le gardon (*Rutilus rutilus*) et la lote (*Lota lota*).

Type d'échantillon, effectifs

Un nombre de cinq (minimum) à sept (optimum) individus de chaque espèce était ciblé dans quatre secteurs du lac : au droit de Thonon-les-Bains (FR), dans le Petit Lac (GE), au droit de Lausanne (VD) et dans le secteur de Saint-Gingolph (VS).

Les résultats de la collecte, effectuée durant l'été 2018, figurent au Tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 : Echantillons de poissons collectés en 2018

Table 2: Fish samples collected in 2018.

Acronyme	Secteur à cibler	Effectif gardon	Effectif lote
FR	Au droit de Thonon-les-Bains / Publier	7	7
GE	Petit Lac	7	-
VD	Au droit de Lausanne	6	7
VS	Secteur de Saint-Gingolph	7	4

Analyse

En cohérence avec l'objectif général, les analyses ont été réalisées sur des poissons entiers, à l'exception de quelques individus des deux espèces analysées en trois ou quatre fractions. Le but de cette analyse de fractions est de vérifier l'existence d'une corrélation entre les concentrations dans un organe, par exemple le filet (présupposé plus facile à préparer et analyser que le poisson entier) et celles dans le poisson entier.

A l'exception du mercure analysé par une méthode accréditée au LEAV (Laboratoire de l'Environnement et des Aliments de Vendée) les analyses ont toutes été réalisées au LABERCA (Laboratoire d'Etudes des Résidus et Contaminants dans l'Alimentation) à Nantes, selon des méthodes accréditées COFRAC ou des protocoles internes.

La première étape d'analyse consiste en l'extraction des lipides contenant les analytes cibles. Les échantillons de poissons sont broyés puis lyophilisés. Ils subissent une seconde étape de broyage à l'état sec. L'extraction se fait sous pression et température élevées avec un mélange de toluène/acétone (70/30 ; v/v). Les solvants sont alors évaporés à l'aide d'évaporateurs rotatifs. L'extrait est enfin repris dans 25 mL d'hexane avant d'être purifié. Les marqueurs ¹³C (étalons internes de quantification) sont ajoutés avant extraction (17 congénères PCDD/F, 18 congénères PCB, ¹³C-BDE-28/47/99/100/153/154, ¹³C-BB-153, ¹³C-α/β/γ-HBCDD, ¹³C-HBBz, ¹³C-PBBz, ¹³C-DBDPE, ¹³C-BTBPE, 8 congénères ¹³C POC) ; cette technique de dilution isotopique permet une quantification précise des substances ciblées. Pour toutes les classes de polluants et dans chaque série de 10 échantillons, un échantillon blanc et un contrôle qualité sont également analysés.

▪ Dioxines/PCB/PBDE/PBB/HBCDD

Après extraction, l'échantillon est purifié sur trois colonnes successives. Une première colonne de silice acide multicouches permet la dégradation des lipides et la séparation des HBCDD des autres composés. La seconde colonne, constituée de Florisil®, conduit à la séparation des PCB et PBDE qui sont élués avec de l'hexane des PCDD/F qui sont élués au toluène. Enfin une dernière colonne de charbon/Célite assure la séparation des formes planaires et non planaires des PCB. Après la colonne de silice, la fraction contenant les HBCDD subit une seconde étape de purification liquide/liquide. On ajoute enfin un étalon externe (de récupération) pour chaque famille de composés qui permet de vérifier les rendements d'extraction. Les extraits sont finalement injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (double secteur en géométrie inverse de type Matsuda) ou en chromatographie en phase aqueuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem pour les HBCDD (LC-MS/MS).

- **Retardateurs de flamme/pesticides organochlorés (DDT et métabolites)**

Comme pour les dioxines et PCB, la première étape consiste en l'extraction de la matière grasse contenant les pesticides organochlorés et les Retardateurs de Flamme (RF) halogénés alternatifs. L'échantillon est lyophilisé, broyé puis extrait sous pression à haute température. Les marqueurs des pesticides organochlorés (POC) et RF sont ajoutés avant extraction. Les extraits sont purifiés sur une colonne de silice multicouche puis une colonne de Florisil®. L'extrait est injecté en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem pour la quantification des POC.

La fraction contenant les RF est encore purifiée sur une colonne de charbon/célite. Les extraits sont finalement injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (double secteur en géométrie inverse de type Matsuda)

- **PFAS**

La méthode mise en œuvre permet la détection et la quantification de 14 composés perfluoralkylés (PFAS). Après lyophilisation, une digestion alcaline à l'aide de méthanol et hydroxyde de potassium et une purification sur 2 cartouches SPE sont mises en œuvre. Les extraits obtenus sont analysés par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (LC-ESI-MS/MS).

- **Hg**

L'échantillon est digéré avec de l'acide nitrique et du peroxyde d'hydrogène avant sa minéralisation dans un four micro-onde en système fermé soumis à une température et pression élevées. La détermination quantitative est réalisée par spectrométrie de masse avec plasma couplé par induction. (ICP-MS).

2.3 STRATÉGIE D'ANALYSE

Les 45 échantillons ont été séparés en deux lots :

- A. Un lot de 31 échantillons, soit 20 gardons et 11 lotes, pour l'analyse des rapports isotopiques et de tous les contaminants, sauf les substances perfluoroalkylées, dans les poissons entiers.
- B. Un lot de 14 échantillons (7 gardons et 7 lotes) : ces échantillons ont été disséqués en trois ou quatre fractions (filet, viscères – foie, carcasse) ; ensuite les substances perfluoroalkylées ont été analysées dans chaque fraction. L'objectif de ce traitement est de pouvoir estimer les concentrations dans l'organisme entier à partir d'un organe (le muscle dorsal) plus facile à analyser (cf. § 0).

2.4 CRITÈRES D'INTERPRÉTATION

Le choix d'un programme de surveillance à visée environnementale conduit à privilégier les critères établis sur une base écotoxicologique, tenant compte des effets toxiques vis-à-vis des prédateurs des poissons, qui incluent notamment d'autres poissons (brochet), des oiseaux (par ex. héron) ou des mammifères (loutre). Ce critère d'interprétation s'applique au poisson entier, en effet les poissons, oiseaux ou mammifères piscivores sont réputés consommer l'ensemble du poisson.

En conséquence logique du choix des substances à surveiller (§ 0 ci-dessus), les valeurs du critère pour les substances prioritaires au titre de la DCE proviennent des documents support de l'élaboration des normes de qualité environnementale (NQE) dans le contexte de cette directive. Ces documents passent en revue plusieurs domaines couverts par la directive (eau potable, vie aquatique, sédiment, empoisonnement secondaire) selon une méthodologie standardisée (E.C., 2011) afin d'établir une valeur guide pour chaque domaine (QS). Dans ce panel, la QS « empoisonnement secondaire » ($QS_{sec-pois}$) concerne les prédateurs en bout de chaîne trophique, à l'exclusion des humains pour lesquels une QS spécifique est considérée. La NQE adoptée dans l'Union Européenne est en principe la plus contraignante des QS. Le choix stratégique fait dans le cadre de la CIPEL conduit à retenir la $QS_{sec-pois}$ pour l'interprétation des résultats du programme, qui est la NQE dans le cas du mercure, mais pas pour les autres substances prioritaires.

Pour les PCDD/F et substances partageant le même mode d'action (PCB-DL), les concentrations sont d'abord converties en « équivalents toxiques » au moyen de facteurs (TEF) représentant cette affinité (Van den Berg *et al.*, 2006). Le niveau de contamination pour ce paramètre de groupe est finalement évalué à l'aide de la somme des équivalents toxiques (dite TEQ) selon l'équation ci-dessous, où C_i représente la concentration du composé i , et TEF_i le TEF correspondant.

$$TEQ = \sum C_i \times TEF_i$$

Pour les autres substances du Tableau 1, les valeurs de critères sont issues d'une analyse critique de la bibliographie (cf. annexe 0). Les $QS_{sec-pois}$ et valeurs guide pour les autres substances sont présentées au Tableau 3.

Tableau 3 : Critères d'interprétation pour les substances prioritaires analysées

Table 3: Quality benchmarks for the priority parameters

N ^o d	Désignation	Critère (ng g ⁻¹ poids frais - pf)
5	PBDE (Σ 28, 47, 99, 100, 153, 154)	44
7	Chloroalcanes en C10-C13	16 600
26	Pentachlorobenzène	167
16	Hexachlorobenzène	16.7
21	Hg	20
35	PFOS	33
37	PCDD/F + PCB-DL	2.3 10 ⁻⁴ ngTEQ g ⁻¹
43	HBCDD	167
	PCB NDL (ΣPCB 28, 52, 101, 138, 153, 180)	2400 (*)
	ΣDDT : DDT et métabolites (DDD, DDE)	500 - 1000

(*) dans ce cas le critère réfère à la concentration dans les lipides.

2.5 STATISTIQUES

Les comparaisons de lots, comme par exemple les concentrations d'un contaminant chez la lote et le gardon, ont été réalisées à l'aide du test non paramétrique de Mann-Whitney. Les comparaisons de plusieurs lots, par exemple entre les secteurs de collecte de gardons (ou de lotes) pour un contaminant ont fait l'objet de tests de Kruskal-Wallis suivis du test post-hoc de Dunn. Dans le cas des contaminants émergents, où une partie des résultats étaient inférieures à la limite de détection (LD), les indicateurs statistiques (médianes, percentiles) ont été estimés en tenant compte de ces valeurs censurées, à l'aide du programme Pro-UCL 5.1. Les corrélations ont été évaluées avec le test de Pearson.

D'une manière générale, le seuil de significativité a été fixé à 5%.

3. RÉSULTATS

3.1 CARACTÉRISATION DES ÉCHANTILLONS

Les gardons collectés mesuraient entre 15 et 34 cm (moyenne 22.6 cm, écart-type 4.8 cm), les lotes entre 22 et 39 cm (moyenne 29.6 cm, écart type 5.0 cm), pour des masses respectives entre 40.6 et 452 g (moyenne 138 ±102 g) et entre 68 et 530 g (moyenne 157 ±137 g). Les gardons présentent des taux de lipides entre 3.41% et 13.72% (moyenne 7.33 ±2.89%), supérieurs aux taux de lipides des lotes (moyenne 3.71 ±1.81%).

Les sexe ratios ne sont pas équilibrés, avec une majorité d'individus mâles (certains ou probables) pour les gardons, et de femelles pour les lotes. A noter pour les deux espèces une proportion importante d'individus immatures, dont le sexe n'a pu être déterminé (11 individus sur 27 pour les gardons, 5 individus sur 18 pour les lotes).

Les valeurs du rapport isotopique du carbone ($\delta^{13}C$) des gardons et des lotes sont similaires, entre -31.73 ‰ et -23.62 ‰, et entre -32.95 ‰ et -27.39 ‰ respectivement. La plupart des échantillons se situent entre -31 ‰ et -27 ‰. Les deux espèces exploitent donc, dans les quatre zones échantillonnées, des ressources ayant la même signature carbone (source d'énergie ; Figure).

^d Ce numéro se réfère à la liste des substances prioritaires au titre de la DCE

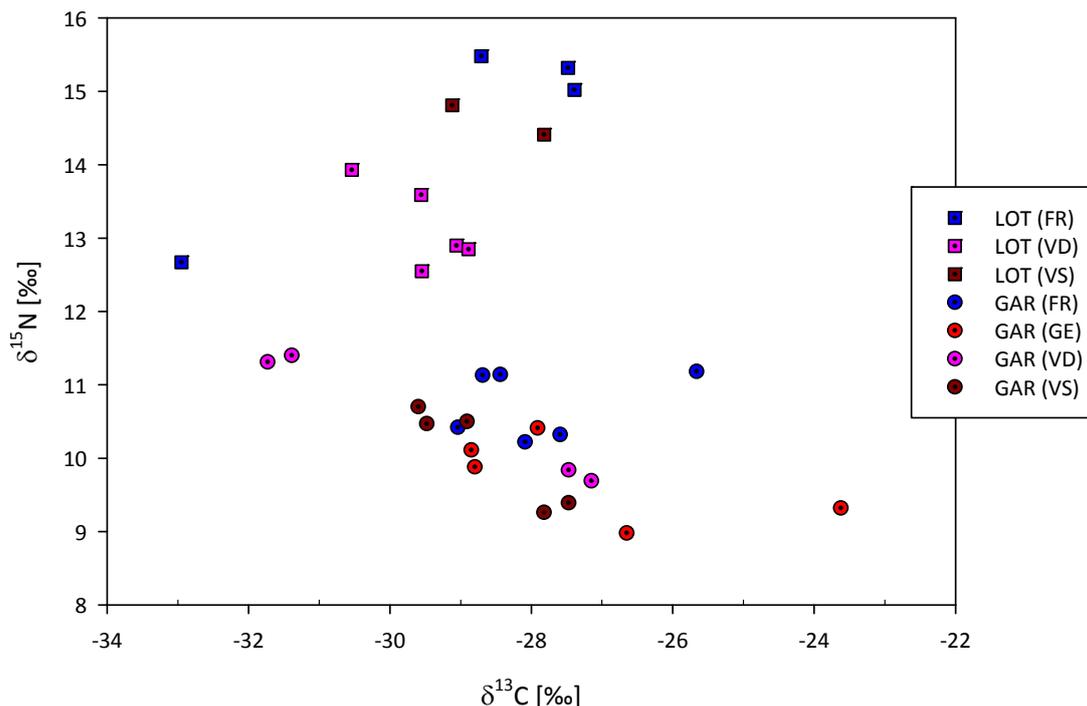


Figure 1 : Rapports isotopiques du carbone et de l'azote pour les échantillons de la campagne 2018

Figure 1 : C and N isotopic ratios of the 2018 samples

En revanche, les valeurs du rapport isotopique de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$) sont différentes entre gardons et lotes, de 8.98 ‰ à 11.40 ‰, et 12.45 ‰ à 15.47 ‰ respectivement. Le $\delta^{15}\text{N}$ renseigne quant à lui sur la position trophique : en effet ce rapport évolue au long d'une chaîne trophique, d'une manière continue (Anderson et Cabana, 2007). Les lotes occupent ainsi une position trophique plus élevée que les gardons. En admettant un enrichissement trophique moyen de 3.4 ‰ (Post, 2002), le niveau trophique (NT) des gardons serait ≈ 3 , et celui des lotes se situerait entre 3.7 et 4.5, soit des NT similaires à ceux rapportés par Fishbase (<http://fishbase.org/> ; accès 04.01.2019) pour ces espèces : 3.0 ± 0.0 pour gardons, 3.8 ± 0.2 pour Lotes.

3.2 CONTAMINANTS HISTORIQUES ET PRIORITAIRES AU TITRE DE LA DCE

A part pour les polychlorodibenzofurannes (PCDF), les résultats d'analyse des contaminants historiques ou prioritaires au titre de la DCE sont toujours au-dessus des limites de quantification (LQ).

3.2.1. PBDE

La directive 2013/039/UE considère un paramètre regroupant six PBDE indicateurs (#28, 47, 99, 100, 153 et 154), qui correspondent à un mélange de plusieurs préparations commerciales, à l'exclusion de celle qui a été autorisée le plus longtemps (Déca-BDE), dont le représentant principal (PBDE209) n'a pas été analysé. La somme des concentrations des six PBDE indicateurs, notée ΣPBDE , varie entre 0.597 ng g^{-1} (pf) et 9.86 ng g^{-1} (pf) pour les gardons, et entre 0.544 ng g^{-1} (pf) et 2.60 ng g^{-1} (pf) pour les lotes. Bien que les gardons montrent des concentrations dans l'ensemble plus élevées que les lotes, la différence n'est pas significative. En revanche, les profils de contamination diffèrent entre les deux espèces, ce qui suggère des capacités de métabolisation (débromination) plus élevées chez les gardons que chez les lotes (figure 2). On note en effet une proportion significativement plus élevée de PBDE47 chez les gardons que chez les lotes, et inversement pour le PBDE99, dont la proportion est très faible ($< 3\%$ de ΣPBDE) chez les gardons, alors qu'elle varie entre 21.5% et 44.4% chez les lotes. De fait, la présence de PBDE47 dans les poissons est due non seulement à la contamination du milieu, mais également à la capacité de certains organismes à débromer des PBDE comme le PBDE99 (Stapleton *et al.*, 2004; Tomy *et al.*, 2004b).

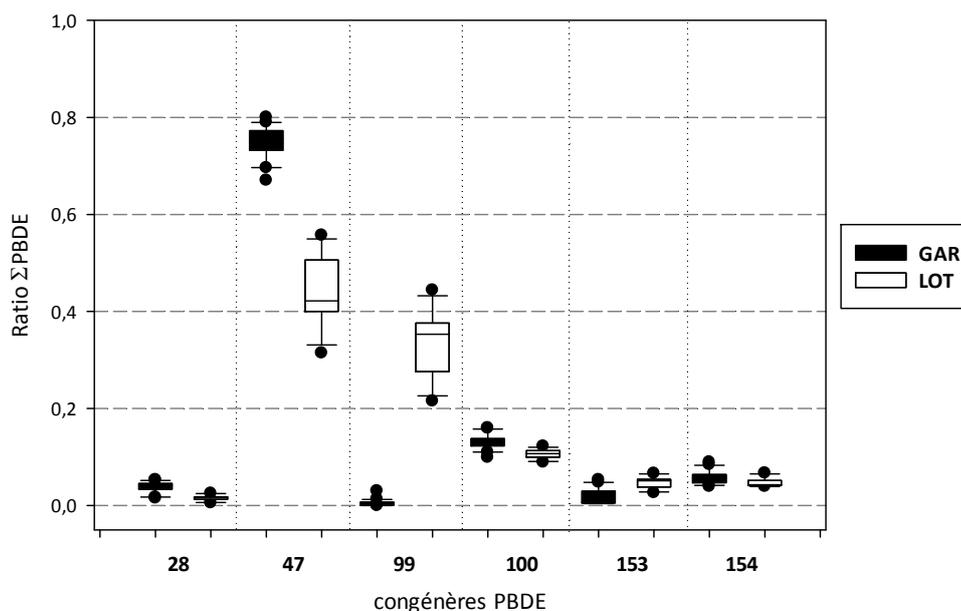


Figure 2 : Distributions des proportions des congénères individuels de PBDE chez les lotes et les gardons

Figure 2 : Distributions of individual PBDE congener ratios

Tous échantillons confondus, il n'y a pas de relation entre le taux de lipides et Σ PBDE, ni généralement avec les PBDE individuels. Il y a cependant deux exceptions à ce constat, d'une part le PBDE99 ($p = 0.003$, $R=0.263$), et d'autre part le PBDE153 ($p=0.001$, $R=0.323$) : ce sont donc des corrélations relativement faibles, non expliquées à ce jour. En revanche, les congénères de PBDE sont généralement corrélés entre eux, parfois négativement (par ex. PBDE99 et PBDE28), ce qui est cohérent avec la débromination.

La $QS_{sec-pois}$ des PBDE est égale à 44 ng g^{-1} (pf) ; aucun échantillon n'atteint cette valeur.

Les mêmes congénères de PBDE ont été mesurés lors des campagnes 2008 (Ortelli *et al.*, 2009) et 2012 (Edder *et al.*, 2013) dans les filets de lotes, perches, corégones et ombles chevaliers (figure 3). Les concentrations étaient stables (lotes, perches) ou en baisse (corégones, ombles) entre ces deux campagnes. La gamme de concentrations observées en 2018 pour les lotes (boite hachurée) ne signifie pas qu'il y ait eu une remontée des concentrations, puisque cette fois l'analyse a porté sur le poisson entier. Le muscle dorsal n'est en effet pas l'organe de stockage dominant, en tous cas chez des espèces comme la sole (Munsch *et al.*, 2017) ou la carpe (Yang *et al.*, 2015). Les variations interspécifiques des teneurs en Σ PBDE ne s'expliquent qu'en partie par les positions trophiques moyennes : la lote occupe communément une position trophique plus élevée que le corégone (respectivement 3.8 ± 0.2 et 3.0 ± 0.0 d'après Fishbase ; cf. également § 0), pourtant plus contaminé en 2008. Le taux de lipides pourrait être un autre facteur influençant l'accumulation. Les ombles seraient ainsi plus contaminés à cause de leur teneur en lipides et de leur position trophique élevée (4.4 ± 0.5 d'après Fishbase).

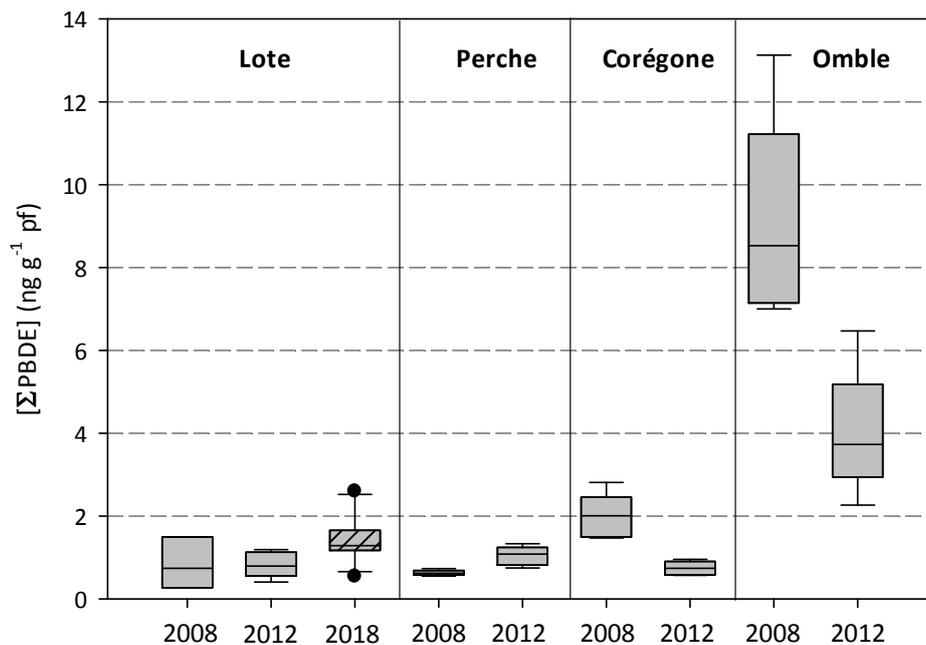


Figure 3 : Comparaison des teneurs en PBDE : 2008, 2012, 2018 (lotes, perches, ombles, corégones)

Figure 3 : Comparison of PBDE concentrations: 2008, 2012, 2018 – burbot, perch, Arctic char and whitefish

3.2.2. Chloroalcanes C10-C13

Les chloroalcanes, ou chloro-parafines (CP), sont des mélanges complexes de n-alcanes polychlorés dont le nombre d'atomes de carbone et de chlore est variable, et dont la formule brute est la suivante : $C_nH_{2n+2-x}Cl_x$. Trois groupes de chloroalcanes sont communément distingués selon le nombre d'atomes de carbone : les chloroalcanes à chaîne courte C10–C13 (SCCP), les chloroalcanes à chaîne moyenne C14-C17 (MCCP), les chloroalcanes à chaîne longue C18-C20 (LCCP).

Ces mélanges de substances ont été utilisés comme retardateurs de flammes, additifs dans des fluides industriels, notamment dans l'industrie métallurgique, ou plastifiants par exemple dans la fabrication de polychlorure de vinyle. Ils ont pu aussi être inclus dans la composition de peintures (Bayen *et al.*, 2006; Zencak et Oehme, 2006). Les émissions de SCCP peuvent advenir durant tout leur cycle de vie (production, transport, usage de produits incluant des SCCP, lixiviation de déchets, voire incinération). La production de SCCP a débuté en Europe au cours de la décennie 1930-1940, et décliné après 1990 (ECHA, 2000).

La directive 2013/39/UE a introduit les SCCP (en tant qu'un seul paramètre) dans la liste des substances prioritaires, en raison de leur caractère persistant, bioaccumulable et toxique. Leur utilisation avait précédemment été réduite par la Directive 2002/45/EC.

Les concentrations de SCCP varient entre $0.74 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ et $26.43 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ chez les gardons, et entre 0.08 et $4.71 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ chez les lotes ; la différence entre les deux espèces est significative ; cependant, cette différence ne semble pas due aux taux de lipides respectifs, puisque ce paramètre n'influence pas les concentrations observées. La $QS_{sec-pois}$ proposée pour les SCCP est égale à $16\,600 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$, un niveau très largement supérieur à la gamme de concentrations relevée dans les gardons et les lotes du Léman.

La bibliographie sur la présence de SCCP dans l'environnement, notamment la chair des poissons, est assez restreinte. Une teneur moyenne de $123 \pm 35 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ et de $34 \pm 37 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ ont pu être estimées dans des homogénats de truite de lac (*Salvelinus namaycush*) prélevées entre 1999 et 2004 dans les lacs Michigan et Ontario respectivement (Houde *et al.*, 2008). Toujours au Canada, mais un peu plus récemment (2010-2011), les truites de lac affichaient en moyenne des teneurs entre $3 \pm 3 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ dans le Lac Supérieur et $5 \pm 3 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$, et tendaient à augmenter vers le Nord du pays : $9 \pm 11 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ pour *S. namaycush* du lac Athabasca ; $10 \pm 8 \text{ ng g}^{-1} \text{ (pf)}$ chez l'omble de fontaine *Salvelinus fontinalis* du lac Kejimikouji au Yukon (Saborido Basconillo *et al.*, 2015)^e.

^e L'article ne précise pas si les concentrations s'appliquent au poisson entier ou à la fraction comestible.

En Europe, les SCCP ont été mises en évidence dans les parties comestibles d'espèces marines (sardine, flet, congre, daurade royale) ou amphihalines (anguille) collectées dans le delta de L'Ebre en Espagne. Les teneurs variaient entre 33.2 ng g^{-1} (pf) chez les flets et 141 ng g^{-1} (pf) chez les congres. Par ailleurs, des concentrations variant entre 0.16 ng g^{-1} (pf) et 10.6 ng g^{-1} (pf) ont été observées dans les filets de barbeaux fluviatiles provenant de cinq sites de la région Rhône-Alpes pêchés entre 2008 et 2011 (Labadie *et al.*, 2019).

Ainsi, les teneurs en SCCP mesurées dans les lotes et gardons du Léman sont comparables à d'autres études européennes récentes, et même nettement plus basses que pour certains poissons marins. Elles restent également très inférieures à la limite de qualité ($QS_{sec-pois}$) pour ce paramètre. La différence de niveau de contamination relevée entre gardons et lotes pourrait s'expliquer par la source de SCCP dans le lac : ces composés sont sujets au transport longue distance par voie atmosphérique (Bayen *et al.*, 2006; Krogseth *et al.*, 2013), ce qui impliquerait donc un apport au lac par dépôt atmosphérique. Les lotes qui vivent préférentiellement dans l'hypolimnion seraient de ce fait moins exposées aux SCCP.

3.2.3. Penta- et Hexachlorobenzène

Le pentachlorobenzène (PeCB) aurait été utilisé dans le passé comme fongicide, notamment pour conserver le bois et les textiles, ou comme retardateur de flamme, et dans des fluides diélectriques, mais ces usages anciens ne sont pas bien attestés en Europe. Il s'agit aussi d'un intermédiaire de synthèse d'autres composés organochlorés ou d'un sous-produit de réaction. Le PeCB figure sur la liste des substances prioritaires de l'Union Européenne. Utilisé jusqu'aux années 1980 en tant que fongicide pour l'enrobage des semences et le traitement des sols, l'hexachlorobenzène (HCB) intervenait également dans plusieurs procédés industriels (comme agent fondant dans la fusion de l'aluminium, régulateur de porosité dans la fabrication d'électrodes en graphite, agent peptisant du caoutchouc. Il servait aussi à la fabrication de produits militaires pyrotechniques. Interdit de production et d'usage (en France depuis 1988, dans toute l'Europe en 1993), il peut être produit de façon involontaire au cours de certaines fabrications, principalement dans l'industrie du chlore et des solvants chlorés ou de l'incinération des déchets. L'HCB figure également sur la liste des polluants organiques prioritaires au titre de la Convention de Stockholm, et sur la liste des substances prioritaires de l'Union Européenne.

Les concentrations de PeCB varient entre 0.01 (LD) et 0.08 ng g^{-1} (pf) chez les gardons, et entre 0.01 et 0.04 ng g^{-1} (pf) chez les lotes. On observe une corrélation significative ($p=0.01$) mais faible ($R=0.30$) avec le taux de lipides. La $QS_{sec-pois}$ du pentachlorobenzène est égale à 167 ng g^{-1} (pf), trois ordres de grandeur au dessus des valeurs mesurées. Ce composé ne paraît donc pas problématique dans le compartiment poissons.

Les concentrations relevées pour l'HCB sont un peu plus élevées, entre 0.22 et 0.72 ng g^{-1} (pf) pour les gardons, et entre 0.27 et 1.08 ng g^{-1} (pf) pour les lotes. Bien que la gamme de concentrations soit plus étendue pour les lotes, la différence n'est pas significative. Les concentrations d'HCB ne sont pas corrélées au taux de lipides ; par contre on note une corrélation entre PeCB et HCB ($p=0.002$, $R=0.275$). La $QS_{sec-pois}$ pour HCB est égale à 16.7 ng g^{-1} (pf), une valeur plus de 10 fois supérieure aux concentrations observées.

La faible corrélation entre PeCB et HCB suggère des sources en partie communes.

3.2.4. Mercure

Les gammes de concentrations de mercure (Hg) sont identiques pour les gardons et lotes, entre 20 et 140 ng g^{-1} (pf) ; la concentration moyenne est plus élevée chez les lotes (65 ng g^{-1} (pf), contre 47 ng g^{-1} (pf) pour les gardons), mais cette différence n'est pas significative. Par ailleurs, on n'observe pas d'effet de la zone de capture sur le niveau de contamination des gardons ; en revanche les lotes capturées dans le secteur du canton de Vaud sont moins contaminées que celles capturées sur la rive française.

La NQE du mercure (20 ng g^{-1} pf) cible l'empoisonnement secondaire, et s'applique par conséquent au poisson entier : c'est donc sur cette valeur que se base l'interprétation. Tous les échantillons présentent des concentrations supérieures ou égales à la NQE. Cette NQE ne doit pas être confondue avec l'objectif adopté par la CIPEL pour le mercure ($20 - 30 \text{ ng g}^{-1}$ pf), qui concerne les teneurs dans le filet.

Les teneurs en Hg dans le filet et l'organisme entier sont toutefois corrélées (équation ci-dessous où $[Hg_{WB}]$ désigne la concentration dans l'organisme entier et $[Hg_{biopsie}]$ la concentration dans le filet), comme l'ont montré Peterson *et al.* dans une étude sur 12 rivières et 13 espèces de poissons ayant différents régimes alimentaires (Peterson *et al.*, 2004).

$$\log_{10}[Hg_{WB}] = -0.2712 + 0.9005 \times \log_{10}[Hg_{biopsie}]$$

L'objectif CIPEL actuel pour le mercure est donc équivalent à 8 – 11.5 ng g⁻¹ (pf) dans le poisson entier ; cet objectif vise l'absence d'effets envers la faune piscicole et l'obtention de poissons de grande qualité alimentaire, mais en pratique correspondrait à une concentration dite naturelle^f. De même, les concentrations moyennes relevées en 2018 chez les gardons et les lotes sont respectivement équivalentes à 70 ±50 ng g⁻¹ (pf) et 100 ±70 ng g⁻¹ (pf) dans le filet. Inversement, la NQE adoptée par l'Union Européenne, et utilisée ici comme critère d'interprétation, correspond à une concentration de mercure dans le filet égale à 34.3 ng g⁻¹ (pf).

Le mercure a été analysé dans la chair musculaire de poissons du Léman depuis 1975, date à laquelle la concentration moyenne dans les filets de lotes était égale à 397 ng g⁻¹ (pf), et dans les perches à 247 ng g⁻¹ (pf). Ces teneurs moyennes ont décliné rapidement jusqu'à 1995 pour les lotes, et restent depuis comprises entre ≈ 50 ng g⁻¹ (pf) et 100 ng g⁻¹ (pf), comme le montre la Figure, où la barre hachurée bleue représente l'objectif CIPEL actuel. En revanche pour les perches la concentration moyenne semble en augmentation depuis le minimum observé en 2000. Malgré la baisse importante des concentrations de mercure depuis 40 ans, l'objectif CIPEL n'a donc jamais été atteint pour toutes les espèces suivies, et on peut même se demander si la tendance n'est pas repartie à la hausse depuis 2008.

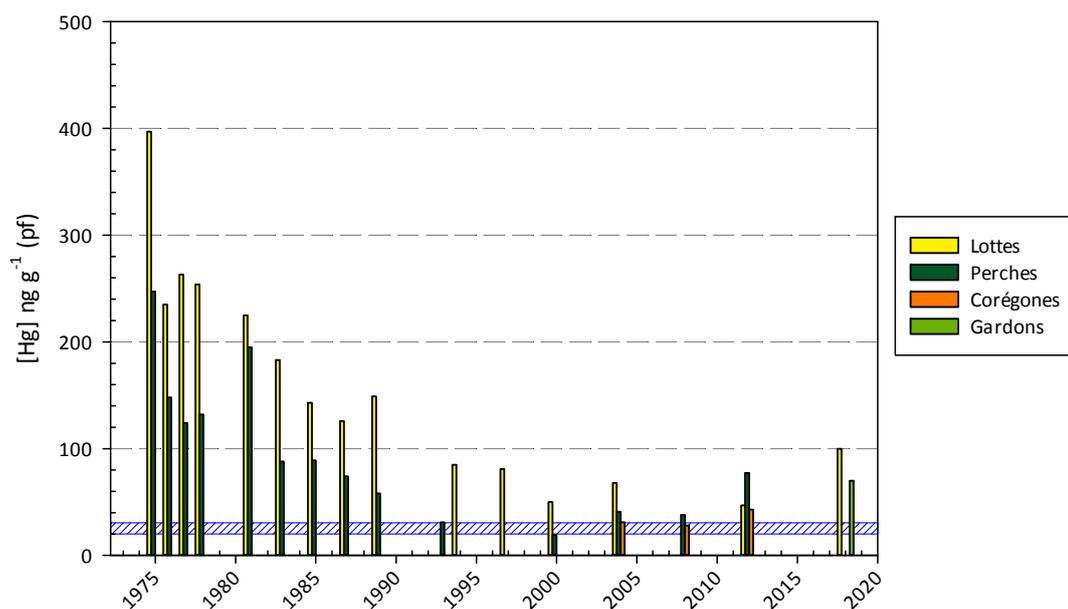


Figure 4 : Tendence interannuelle des concentrations de Hg dans la chair de poissons du Léman

Figure 4 : Interannual trend of mercury concentrations in Lake Geneva fish

La diminution des concentrations tissulaires de Hg sont liées aux efforts de réduction des émissions dans la région au sens large. Ainsi une réduction de la contamination des perches jaunes (*Perca flavescens*) ou noires (*Micropterus salmoides*) consécutive – avec un décalage de presque une décennie – à une forte

^f Référence(s) non citée(s) dans le tableau de bord. Ce même niveau (20 ng g⁻¹ pf est pointé comme « bruit de fond anthropique » dans un rapport récent de l'OFEV Ritscher A, von Arx U, Bouchex-Bellomie H, Buser A (2018). *Mercury – utilisation, élimination et rejet dans l'environnement - Aperçu de la situation en Suisse*, Office Fédéral de l'Environnement (OFEV), qui par définition fluctue en fonction des efforts de réduction des émissions à différentes échelles spatiales.

réduction des émissions a été mise en évidence dans un ensemble de lacs nord américains (Hutcheson *et al.*, 2014).

De même, une diminution sensible est intervenue sur trois décennies (1970-2007) dans les Grands Lacs nord américains, avec cependant (i) des tendances contrastées entre la truite de lac et le doré (*Stizostedion vitreum*), (ii) un plateau dans les années les plus récentes, voire (iii) une tendance à nouveau croissante chez le doré du lac Erié (Bhavsar *et al.*, 2010). Dans cette région des Grands Lacs, ce sont les apports atmosphériques qui expliquent d'abord les tendances observées chez les truites et dorés des lacs Supérieur et Huron, tandis que les émissions locales, l'évolution des réseaux trophiques et le changement climatique sont en cause dans les changements récents de tendance, plateau ou croissance, constatés dans les lacs Michigan, Erié et Ontario (Zhou *et al.*, 2017).

Plus proche du Léman, les données de suivi de la CIPAIS^g pour le lac Majeur sur l'alose « agone » (*Alosa agone*) depuis 2001 indiquent une tendance décroissante significative (R^2 ajusté 0.53, $p = 0,0004$), de l'ordre de 2 % par an (N. Forer, CIPAIS, comm. pers.). Dans le lac de Constance, la concentration en Hg de pools (homogénats) de gardons ou de corégones en 2014 étaient similaires aux observations dans les poissons du Léman (respectivement 37 et 59 - 70 ng g⁻¹ (pf) selon la zone échantillonnée ; A. Noffke, Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, comm. pers.).

Les sources génériques de mercure au lac incluent les dépôts atmosphériques, les stations d'épuration, et les sols (notamment en lien avec l'usage d'engrais) ; les émissions de mercure vers l'atmosphère sont dues notamment à la production d'énergie (incluant l'incinération de déchets), à des installations industrielles, et à du transport longue distance (Ritscher *et al.*, 2018). De fait, la contamination des poissons par le mercure n'est pas reliée à celle des sédiments, puisque les zones où les sédiments présentent les concentrations en mercure les plus élevées sont la baie de Vidy et l'ouest du Grand Lac (Loizeau *et al.*, 2017), alors que ce sont les lacs du secteur FR qui apparaissent plus contaminées que celles du secteur VD.

3.2.5. Perfluorooctane sulfonate (PFOS)

Cette substance^h appartient à la famille des perfluoro-alkyl sulfonates, et a été analysée dans différentes fractions. Les concentrations dans le poisson entier ont été estimées en calculant les charges dans chaque fraction (concentration dans la fraction * masse de la fraction), et en divisant la somme des charges par la masse de l'organisme entier (cf. § 0). Le PFOS était mesurable dans toutes les fractions de tous les poissons analysés (7 gardons et 7 lacs).

Les concentrations de PFOS (organisme entier) varient entre 5.84 et 36.8 ng g⁻¹ (pf) pour les gardons, et entre 9.63 et 24.7 ng g⁻¹ (pf) pour les lacs ; néanmoins les concentrations de PFOS chez les deux espèces ne diffèrent pas significativement.

La $QS_{sec-pois}$ du PFOS est égale à 33 ng g⁻¹ (pf), une valeur comprise dans la gamme des concentrations mesurées durant cette campagne. Dans ce cas, l'appréciation se base sur la moyenne géométrique des concentrations (E.C., 2014). Les moyennes géométriques des concentrations de PFOS chez les gardons et les lacs (15.42 ± 1.73 ng g⁻¹ (pf) et 12.46 ± 1.36 ng g⁻¹ (pf) respectivement) restent nettement inférieures à la $QS_{sec-pois}$ (Figure 3) ; à noter cependant que si on se référait à la NQE (9.1 ng g⁻¹ (pf) dans le filet, puisque dans ce cas la cible est la consommation humaine), les moyennes géométriques respectives (8.94 ± 1.99 ng g⁻¹ (pf) pour le gardon, 7.96 ± 1.35 ng g⁻¹ (pf) pour la lacs) seraient proches de la NQE, et même équivalente dans le cas du gardon, quatre individus présentant des concentrations supérieures à la NQE (voir annexe II).

^g Commission Internationale pour la Protection des eaux Italo-Suisses

^h En fait un ensemble d'isomères linéaires ou ramifiés, dont on rapporte ici la somme des concentrations

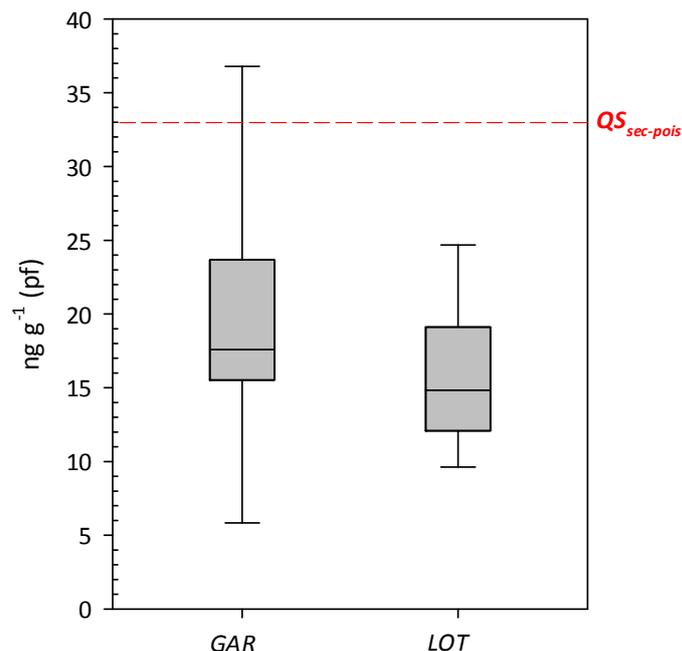


Figure 5 : Distribution des concentrations de PFOS (poisson entier) chez gardons et lotes

Figure 5 : PFOS (whole fish) concentration distribution in roach and burbot

Le PFOS a déjà fait l'objet de mesures dans la chair (filet) des poissons en 2008 (5 ombles, 6 corégones, 5 lots de perches et 3 de lotes ; (Ortelli *et al.*, 2009) et 2012 (20 ombles, 5 perches, 5 brochets, 5 corégones et 5 lotes ; (Edder *et al.*, 2013). En 2012, avec des concentrations comprises entre <10 et $41 \text{ ng g}^{-1} (\text{pf})$, les corégones et brochets étaient moins contaminés que les autres espèces échantillonnées (max $142 \text{ ng g}^{-1} (\text{pf})$ pour un omble ; moyennes géométriques 31.4 ± 31.7 , 66.7 ± 19 , et $49.5 \pm 20.1 \text{ ng g}^{-1} (\text{pf})$ pour les ombles, perches et lotes respectivement). En 2008, ces moyennes géométriques étaient égales à $30.0 \pm 2.4 \text{ ng g}^{-1} (\text{pf})$ et $46.9 \pm 1.1 \text{ ng g}^{-1} (\text{pf})$ pour ombles et perches respectivement, et à $52.4 \pm 1.43 \text{ ng g}^{-1} (\text{pf})$ pour les corégones. Il paraît impossible à l'heure actuelle de distinguer une tendance nette pour le PFOS (figure 5), d'autant plus que le nombre d'échantillons des campagnes 2008 et 2012 était réduit, et que la stratégie d'analyse a varié, avec par exemple une partie des échantillons 2008 regroupant plusieurs individus.

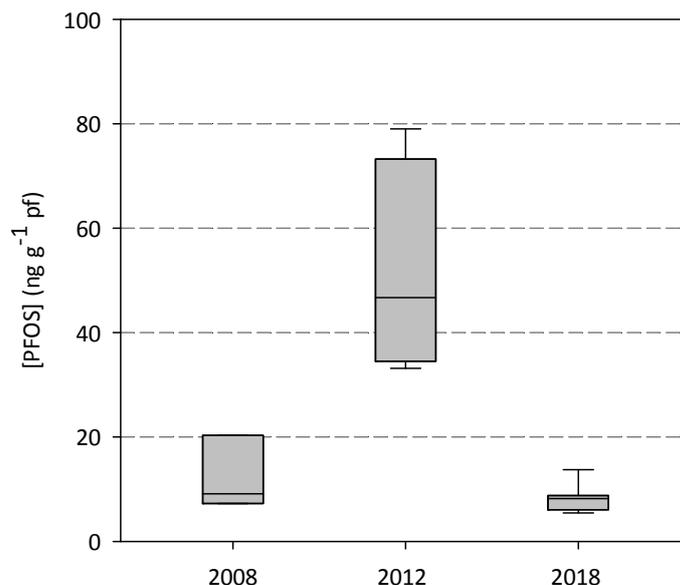


Figure 6 : Distributions des teneurs en PFOS dans les filets de lotte en 2008, 2012 et 2018

Figure 6 : Box-plots of PFOS concentrations in burbot muscle for the years 2008, 2012 and 2018

3.2.6. Hexabromocyclododecane

L'hexabromocyclododécane (HBCDD) a été utilisé comme retardateur de flamme additif dans les textiles d'intérieur, d'automobile, les matériaux d'isolation utilisés en construction, les matériaux d'emballage et d'isolation électrique (Alaee *et al.*, 2003; De Wit, 2002), et en remplacement des PBDE après l'interdiction des mélanges techniques PentaBDE et OctaBDE (Chen *et al.*, 2011). L'HBCDD est inscrit à l'annexe A de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (décision SC-6/13), et figure sur la liste des polluants prioritaires de la directive 2000/60/CE révisée en 2013 par la directive 2013/039/UE.

L'isomère α a été détecté dans tous les gardons et toutes les lotes, tandis que les isomères β et γ présentent des taux de détection moins élevés (20 % et 80% respectivement chez les gardons, 45 % et 45% pour les lotes). L'isomère α représente en moyenne $94.8 \pm 5.9\%$ de la somme des concentrations des trois isomères (Σ HBCDD) chez les gardons, et $96.9 \pm 2.1\%$ chez les lotes. La prédominance de l'isomère α dans le biote, qui contraste avec celle de l'isomère γ dans les mélanges commerciaux, est connue de longue date, et s'explique par des processus d'accumulation sélective et de biotransformation, soit énantiomérisation en γ HBCDD (Du *et al.*, 2012; Hühnerfuss, 2000; Tomy *et al.*, 2004a).

Σ HBCDD varie entre 0.45 et 3.48 ng g^{-1} (pf) chez les gardons (moyenne géométrique $1.32 \pm 1.88 \text{ ng g}^{-1}$ (pf)), et entre 0.25 et 2.69 ng g^{-1} (pf) chez les lotes (moyenne géométrique $1.12 \pm 2.15 \text{ ng g}^{-1}$ (pf)). Le niveau de contamination entre les deux espèces n'est pas significativement différent. Σ HBCDD n'est pas corrélé au taux de lipides chez les gardons ($R=0.04$, $p=0.86$), ni chez les lotes ($R = 0.29$, $p=0.09$).

La $QS_{sec-poiss}$ (167 ng g^{-1} pf) n'est atteinte par aucun poisson capturé en 2018. L'HBCDD n'a pas été recherché jusqu'à présent dans le cadre des campagnes organisées par la CIPEL; deux études apportent cependant quelques informations sur la présence de ce composé dans la chair de poissons provenant de lacs suisses. Dans la première, publiée en 2003, des pools de filets de corégones provenant de six lacs suisses, dont le Léman, ont été analysés. La concentration de Σ HBCDD dans le pool provenant du Léman était de 25 ng g^{-1} rapportés à la matière grasse (MG), dont le taux moyen était de 5.3% (Gerecke, 2003 #4489). Dans la deuxième étude, une dizaine de truites ont été capturées en 2004 dans le Léman, et analysées (poisson entier) pour une gamme de composés organohalogénés incluant l'HBCDD (Cheaib *et al.*, 2009). Là aussi, les concentrations étaient exprimées par rapport aux lipides, et variaient entre 49 et 324 ng g^{-1} (MG). Les concentrations mesurées en 2018 ($2.48 - 116 \text{ ng g}^{-1}$ (MG) chez les gardons, $1.53 - 43.8$ chez les lotes ng g^{-1} (MG) semblent donc inférieures à celles observées chez la truite 14 ans plus tôt; cette différence peut être liée aux positions trophiques respectives, à une diminution de l'exposition des poissons, ou une combinaison des deux.

3.2.7. PCDD, PCDF et PCB-DL

Ces 29 substances (7 polychlorodibenzo-dioxines - PCDD -, 10 polychlorodibenzo-furannes - PCDF -, et 12 PCB de type dioxine – PCB-DL) partagent un mode d'action commun, lié à l'affinité à un récepteur biologique spécifique (Safe, 1987; Safe *et al.*, 1985). Les PCDD et PCDF sont formés au cours de divers processus de combustion (Alcock et Jones, 1996). Plusieurs études, notamment de carottes sédimentaires, indiquent une tendance décroissante des émissions de PCDD/F en Europe de l'Ouest depuis la fin des années 1990 ou plus tôt (Schramm *et al.*, 1997 ; Van Metre *et al.*, 2015; Zennegg *et al.*, 2007)ⁱ. L'origine des PCB-DL est identique à celle des PCB-NDL.

Les valeurs de TEQ totale varient entre 1.06 et 9.42 pg g⁻¹ (pf) chez le gardon, 75% des individus présentant des teneurs < 2.77 pg g⁻¹ pf. Quelques individus présentent des valeurs comparativement plus élevées, notamment deux gardons (VSG06 et VSG07, 9.42 pg g⁻¹ (pf) et 7.06 pg g⁻¹ (pf) respectivement). Les TEQ des lotes varient entre 0.66 et 2.55 pg g⁻¹ (pf) ; bien que la gamme de TEQ des lotes soit moins étendue que celle des gardons, la différence de contamination entre les deux espèces n'est pas significative. Les PCB-DL constituent la majeure partie de la TEQ totale (moyenne 85.7% ±4.7%).

La moyenne géométrique des TEQ de gardons est égale à 2.21 ±1.81 pg g⁻¹ (pf), et à 1.53 ±1.56 pg g⁻¹ (pf) pour les lotes. Le critère proposé (1.2*10⁻³ ngTEQ g⁻¹ = 1.2 pgTEQ g⁻¹) est donc dépassé par tous les gardons sauf un, et toutes les lotes sauf deux.

Ces substances ont été mesurées dans les filets de diverses espèces de poisson lors des campagnes 2008 (Ortelli *et al.*, 2009) et 2012 (Edder *et al.*, 2013), notamment ombles, corégones, perches et lotes. La comparaison des résultats des différentes campagnes n'est pas immédiate, dans la mesure où les facteurs d'équivalence toxique (TEF) utilisés pour calculer les TEQ (cf. § 0) ont changé entre les deux campagnes, de même que les valeurs limites acceptables. Si l'on utilise le même ensemble de TEF pour ces deux campagnes, on constate que les moyennes géométriques des TEQ ont apparemment augmentéⁱ entre 2008 et 2012 pour la perche et l'omble, et sont similaires ou plus basses pour la lote et le corégone. La tendance suivie par ce paramètre n'est donc actuellement pas nettement orientée dans un sens ou dans l'autre.

3.2.8. PCB-NDL

Pour rappel, ce groupe est constitué de congénères indicateurs, c'est-à-dire représentant différents taux de chloration du noyau biphenyl ; ces congénères ne présentent pas de toxicité de type dioxine. Il s'agit des congénères 28 (tri-chloré), 52 (tétra-chloré), 101 (penta-chloré), 138 (hexa-chloré), 153 (hexa-chloré) et 180 (hepta-chloré).

La fabrication et l'usage des PCB ayant été interdit en Europe vers la fin de la décennie 1980, leur présence dans les écosystèmes aquatiques s'explique en partie par des émissions à partir de sites contaminés, ainsi que par les stocks déjà présents dans l'environnement (atmosphère, sols, biotes ...) qui engendre une sorte de cycle « biogéochimique » (Amiard *et al.*, 2016).

La somme des concentrations des PCB-NDL exprimée en poids frais (Σ PCB-NDL) est comprise entre 10.6 ng g⁻¹ et 86.2 ng g⁻¹ chez les gardons, et entre 13.3 ng g⁻¹ et 36.3 ng g⁻¹ chez les lotes. Bien que la concentration moyenne des gardons (31.5 ng g⁻¹) soit plus élevée que celle des lotes (22.1 ng g⁻¹) la différence n'est pas significative.

Dans les lipides la somme des PCB-NDL (Σ PCB-NDL_{MG}) varie entre 101 ng g⁻¹ (MG) et 1716 ng g⁻¹ (MG) chez les gardons (médiane 414 ng g⁻¹ MG, 3^{ème} quartile 517 ng g⁻¹ MG), et entre 317 ng g⁻¹ (MG) et 2980 ng g⁻¹ (MG) chez les lotes (médiane 444 ng g⁻¹ (MG), 3^{ème} quartile 1159 ng g⁻¹ (MG)).

Lorsqu'on considère les concentrations dans les lipides, les lotes paraissent plus contaminées que les gardons ; cependant, (i) la différence entre ces deux espèces n'est pas significative, et (ii) de plus les lotes présentent des taux de lipides plus bas que les gardons. La même teneur en PCB exprimée par rapport à la masse fraîche conduit alors à une concentration lipidique plus élevée dans les gardons. Les profils de contamination (proportions des congénères) sont similaires entre les deux espèces.

ⁱ Cf. également <https://www.citepa.org/fr/air-et-climat/polluants/polluants-organiques-persistants/dioxines-et-furanes>

^j Sans considération d'éventuels effets confondants, comme la taille.

Le critère d'interprétation proposé, à titre conservatoire (cf. annexe I), est de 2400 ng g^{-1} (MG), d'après (Meador *et al.*, 2002). La moyenne géométrique de $\Sigma\text{PCB-NDL}_{\text{MG}}$ est égale à 388 ng g^{-1} (MG) pour les gardons, et 659 ng g^{-1} (MG) pour les lotes, soit des valeurs nettement inférieures au critère proposé. Un seul échantillon (une lote de 26 cm) présente une concentration supérieure à ce critère.

La recherche de PCB (sans distinction entre DL et NDL) dans la chair de poissons remonte à la décennie 1970-1980 ; le rapport scientifique de la CIPEL en 1988 fait notamment état de résultats d'analyse sur des filets de lotes entre 1973 et 1979 à l'initiative du chimiste cantonal du canton de Genève, et de lotes entières par l'EPFL en 1980 (Corvi *et al.*, 1988).

A partir de la décennie suivante, ces contaminants sont périodiquement analysés dans les filets de poissons dans le cadre de campagnes organisées par la CIPEL en 1984-85 et 1987 (Corvi *et al.*, 1988), 1989 (Corvi, 1990), 1991 (Corvi, 1992), 1993 (Corvi et Khim-Heang, 1994), 1997 (Corvi *et al.*, 1998), 2000 (Corvi *et al.*, 2001), 2004 (Corvi *et al.*, 2005), 2008 (Ortelli *et al.*, 2009) et 2012 (Edder *et al.*, 2013). Ces campagnes ont d'abord ciblé des perches et des lottes, et ont plus récemment également concerné des salmonidés, ombles et corégones (tableau 4). Des brochets et des truites lacustres ont pu aussi être analysées occasionnellement, mais ne sont pas reportées dans ce tableau, qui cherche à identifier la tendance de la contamination des poissons par les PCB.

Plusieurs changements méthodologiques sont intervenus pendant ces quatre décennies d'investigation, interdisant une comparaison quantitative directe des teneurs reportées dans ce tableau : analyses de poissons individuels dans la plupart des cas, mais échantillons composites de perches et lotes en 2008 et 2012, expression des résultats. Les résultats pour les « PCB totaux » ont longtemps été exprimés par rapport à un standard composite (mélange d'Aroclor 1254 et 1260). Plus récemment on s'est attaché à mesurer des congénères « indicateurs », représentant différentes classes de chloration et très souvent présents dans les aliments. La somme des concentrations de ces sept congénères (28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) ne représente qu'une fraction du total, fraction qui a probablement varié au cours du temps^k en raison des différences de devenir des congénères, et dépend de la matrice environnementale analysée. Les deux dernières campagnes rapportent les résultats en termes de PCB-NDL, excluant donc un des congénères indicateurs de 2008, ce qui est plus rigoureux d'un point de vue toxicologique. La Figure ci-dessous a été réalisée en ajoutant les concentrations de PCB 118 à $\Sigma\text{PCB-NDL}$ pour les campagnes 2012 et 2018, afin de faciliter la comparaison avec la campagne 2008.

^k L'OFEV a établi un coefficient de 3.9 pour convertir la somme des 7 PCB indicateurs en PCB totaux pour les poissons d'eau douce en 2010 ; cité par Meunier T, Bazin C (2016). Nomenclature des PCB et expression des résultats. In: Amiard JC, Meunier T, Babut M. *PCB, environnement et santé*. Lavoisier Tec & Doc, 60-91.

Tableau 4 : Récapitulatif des concentrations de Σ PCB (ng g⁻¹ pf) dans les filets de poissons du Léman (1973-2012)

Table 4: Summary of Σ PCBs concentrations (ng g⁻¹ ww) in fish fillets from Lake Geneva (1973-2012)

Année	Espèce	N	Indicateur	Min ¹	Moyenne	Max
1973	<i>L. lota</i>	22	nr	10	88	900
1974	<i>P. fluviatilis</i>	7	nr	50	99	140
	<i>L. lota</i>	2		50		
1975	<i>P. fluviatilis</i>	24	nr	15	147	1700
	<i>L. lota</i>	11		10		
1978	<i>P. fluviatilis</i>	11	nr	80	235	350
	<i>L. lota</i>	13		90		
1979	<i>P. fluviatilis</i>	28	nr	25	161	735
	<i>L. lota</i>	11		15		
1981	<i>P. fluviatilis</i>	10	nr	180	720	1300
1984	<i>P. fluviatilis</i>	21	Aroclor	28	60	111
	<i>L. lota</i>	4	1254/1260	27	117	193
1985	<i>P. fluviatilis</i>	21	Aroclor	21	52	103
	<i>L. lota</i>	19	1254/1260	3	51	146
1987	<i>P. fluviatilis</i>	59	Aroclor	10	26	79
	<i>L. lota</i>	43	1254/1260	10	34	170
1989	<i>P. fluviatilis</i>	68	Aroclor		35-40	
	<i>L. lota</i>	34	1254/1260		83	
1991	<i>P. fluviatilis</i>	73	Aroclor		≈ 30	
	<i>L. lota</i>	28	1254/1260		30	
1993	<i>P. fluviatilis</i>	32	Aroclor 1254/1260		20	
	<i>L. lota</i>	40		28		
	<i>S. alpinus</i> (mâles)	30		205	319	547
1997	<i>L. lota</i>	32	Aroclor	(5)	(14)	(30)
	<i>S. alpinus</i> (mâles)	24	1254/1260	(130)	177	(400)
2000	<i>P. fluviatilis</i>	47	Aroclor 1254/1260	(2)	12.2 - 14.4	50
	<i>L. lota</i>	30		(8)	16.4	30
	<i>S. alpinus</i>	10		(170)	234	(280)
2004	<i>P. fluviatilis</i>	35		5	16	26
	<i>L. lota</i>	35	Aroclor	5	17	30
	<i>S. alpinus</i>	30	1254/1260	(110)	221	(450)
	<i>Coregonus</i> sp.	30		(24)	45	(68)
2008	<i>P. fluviatilis</i>	8	congénères indicateurs, PCB-DL	3.6	6.9	12.7
	<i>L. lota</i>	3		4.6		12.3
	<i>S. alpinus</i>	22		29.8	69.0	144.5
	<i>Coregonus</i> sp.	16		10.6	19.7	33.3
2012	<i>P. fluviatilis</i>	5		12.5	15.9	20.2
	<i>L. lota</i>	5	PCB-NDL,	7.5	14.9	20.1
	<i>S. alpinus</i>	20	PCB-DL	34.3	73.1	132.9
	<i>Coregonus</i> sp.	5		10.5	13.9	18.8

Certaines variations peuvent s'expliquer par l'effet de la taille des poissons capturés, reconnue de longue date comme un des facteurs influençant l'accumulation des PCB : ce serait par exemple le cas pour les perches de 1978 par rapport à 1979, puis 1981 et 1984.

¹ Les valeurs entre parenthèses ont été estimées à partir des graphiques, faute d'avoir pu remonter aux données sources

Les pêches ont souvent été opérées dans la même zone (au droit de Thonon-les-Bains), plus rarement sur l'ensemble du lac en concluant qu'il n'y avait pas de différence marquée entre zones. Un effet site de pêche est néanmoins invoqué pour expliquer la teneur moyenne des lotes en 1989 (Corvi, 1990).

Malgré ces différences méthodologiques, qui interdisent d'apprécier quantitativement l'évolution des teneurs en PCB, il paraît possible de conclure que les concentrations ont baissé chez les lotes et les perches depuis le maximum observé entre 1975 et 1985. Elles fluctuent peu et restent basses chez ces deux espèces indicatrices depuis 2000 ; l'apparente augmentation entre 2008 et 2012 chez la perche n'est pas liée à la taille des individus analysés (similaire dans les deux campagnes), ni aux taux de lipides. Chez les corégones, qui n'ont été analysés que pendant trois campagnes, les teneurs ont baissé depuis 2004 et étaient en 2012 au même niveau que celles des perches et des lotes. Chez les ombles chevaliers, qui se situent dans une position trophique élevée et présentent des taux de lipides élevés, les concentrations en PCB restent plus hautes que celles des autres espèces tout en montrant une baisse sensible depuis 2000.

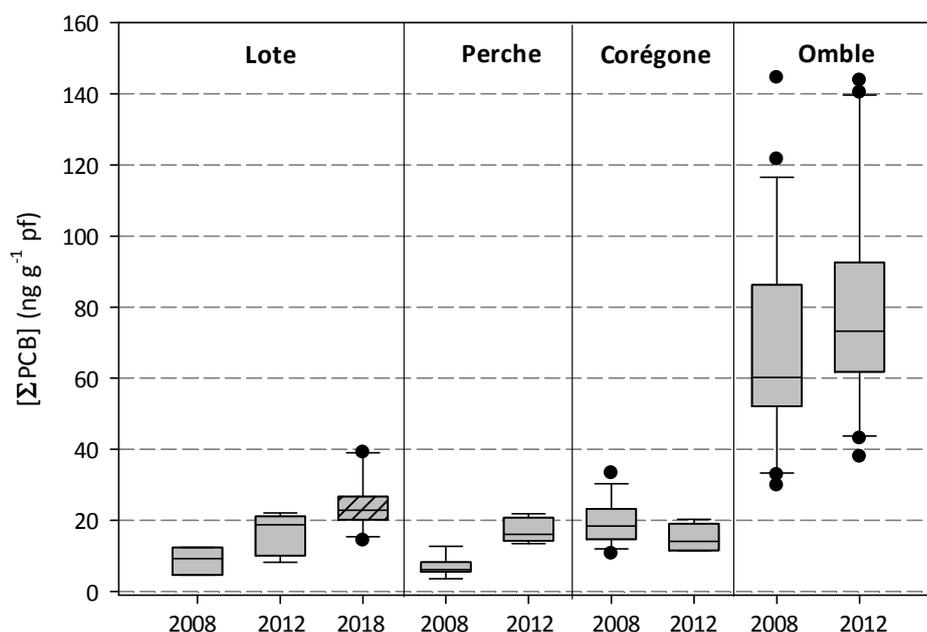


Figure 7 : Teneurs en PCB indicateurs dans les Lotes, Perches, Corégones et Ombles en 2008, 2012 et 2018
Figure7 : PCB concentrations (indicators) in burbot, perch, whitefish and Arctic char in 2008, 2012 and 2018

Sur ce graphique, le fait que la distribution des concentrations mesurées en 2018 chez les lotes (boite hachurée) apparaissent plus élevées qu'en 2012 ne signifie pas qu'elles aient ré-augmenté après la baisse constatée depuis 2000. En effet, en 2018 l'analyse a porté sur le poisson entier, et non sur le filet (avec la peau) comme précédemment. Or plusieurs organes écartés lorsqu'on analyse les filets, notamment les viscères, contiennent plus de lipides et donc de PCB que le muscle dorsal. Ainsi par exemple en 1980 une équipe de l'EPFL avait trouvé 130 à 5580 ng g⁻¹ pf chez des lotes entières (Corvi *et al.*, 1988), à comparer aux 15 à 400 ng g⁻¹ pf dans les filets de cette espèce à la même époque (tableau 4).

3.2.9. DDT (et métabolites)

Il s'agit d'un groupe de substances, constitué des isomères du DDT, et de ceux de ses métabolites DDD et DDE. Le DDT est un insecticide organochloré, dont l'usage a été interdit de très longue date en Europe. Sa présence dans les organismes aquatiques s'explique par la forte rémanence du DDT et de ses métabolites, et par l'existence de stocks résiduels dans les sols et les sédiments. L'ensemble DDT, DDD et DDE (noté ΣDDT par la suite) constitue une substance prioritaire au titre de la directive 2000/60/CE. En dépit du caractère fortement hydrophobe des substances de ce groupe, et de leur bioaccumulation / bioamplification connues de longue date (EEA, 2001), la directive 2013/039/UE n'a pas retenu de NQE pour le biote, ni apparemment déterminé de QS_{sec-pois}.

Les gardons présentent des concentrations Σ DDT comprises entre 2.05 ng g⁻¹ (pf) et 51.8 ng g⁻¹ (pf), tandis que pour les lotes la gamme de concentrations s'étend entre 2.38 ng g⁻¹ (pf) et 12.96 ng g⁻¹ (pf) ; ces deux séries ne diffèrent pas significativement. Dans ce jeu de données, le taux de lipides n'exerce aucune influence sur les concentrations de DDT.

La somme des concentrations des métabolites du DDT (DDE et DDD) représente entre 84% et 98% de Σ DDT, indiquant le caractère ancien de la contamination. Les moyennes géométriques de Σ DDT des gardons et des lotes sont égales à 9.66 ±2.13 ng g⁻¹ (pf) et 7.24 ±1.55 ng g⁻¹ (pf) respectivement, soit très inférieures à la gamme de concentrations proposée comme critère pour ce groupe (Tableau I en Annexe I) ; à noter néanmoins l'incertitude qui entoure ce critère, basé sur un faible nombre d'études écotoxicologiques, et sa nature différente des autres critères utilisés dans ce rapport. Alors que conformément aux objectifs de cette étude les critères se réfèrent à la protection des prédateurs, pour le DDT et ses métabolites il s'agit d'un seuil protecteur du poisson lui-même.

L'analyse de métabolites du DDT tels que le DDE dans la chair musculaire de poissons du Léman est attestée depuis 1984 (Corvi *et al.*, 1988). Les analyses ont été poursuivies en 1989 (Corvi, 1990), 1991 (Corvi, 1992), 1993 (Corvi et Khim-Heang, 1994), 1997 (Corvi *et al.*, 1998), 2000 (Corvi *et al.*, 2001), et 2004 (Corvi *et al.*, 2005). Dans la plupart des cas, les teneurs sont qualifiées de faibles à très faibles. Il est aussi noté de manière récurrente une corrélation entre le *p,p'*DDE et Σ PCB. S'il n'y a pas de tendance nette qui se dégage de ces campagnes successives, les concentrations dans la chair des poissons n'ont jamais été élevées.

3.3 CONTAMINANTS D'INTÉRÊT ÉMERGENT

3.3.1. Retardateurs de flamme

Au sein du groupe très étendu des retardateurs de flamme (RF), 11 substances halogénées (huit composés bromés et trois composés chlorés) ont été analysées. Ces substances émergentes (en termes de surveillance de l'environnement) ont souvent été inventées depuis longtemps, sans avoir été beaucoup utilisées jusqu'à récemment, en raison du succès commercial des RF historiques que sont les PBDE, puis de l'HBCDD. Les restrictions d'usage, puis interdictions, qu'ont connu ces RF historiques a provoqué un regain d'intérêt pour les RF moins utilisés. Comme les besoins de RF restent forts, en raison de leurs usages multiples et notamment dans les matériaux isolants, on peut donc s'attendre à voir l'incidence des RF alternatifs aux historiques augmenter dans l'environnement.

Les incidences (% d'échantillons > LQ) sont faibles (3.2% - 19.4 %) pour la plupart des substances, et même nulle pour le PBB 101. Quatre substances présentent toutefois des incidences supérieures à 50 %, à savoir un RF bromé (DBDPE, 96.8 %) et trois RF chlorés (Déchloranes 602, 603 et Déchlorane + : 100 %, 67.7 % et 61.3 % respectivement).

Les concentrations maximales des RF moins fréquemment détectés restent assez proches des limites de quantification respectives, valant au plus 0.03 ng g⁻¹ (pf) pour l'HBB. Bien que plus fréquents, les déchloranes présentent également des concentrations peu élevées en regard des limites de quantification respectives (0.002 ng g⁻¹ (pf) pour Dec 602 et Dec 603, 0.005 ng g⁻¹ (pf) pour Dec +), puisque les troisièmes quartiles^m respectifs valent 0.020 ng g⁻¹ (pf), 0.004 ng g⁻¹ (pf) et 0.027 ng g⁻¹ (pf).

La médiane des concentrations de DBDPE est égale à 0.239 ng g⁻¹ (pf), tandis que le 3^{ème} quartile atteint 0.552 ng g⁻¹ (pf) et la concentration maximale 2.889 ng g⁻¹ (pf). Les échantillons supérieurs au 3^{ème} quartile proviennent des secteurs FR, VD et VS, et sont constitués d'individus des deux espèces échantillonnées.

Le DBDPE est très faiblement soluble (1.6 ng L⁻¹ à 0.21 µg L⁻¹ selon la source), très hydrophobe (log K_{ow} = 11.1 à 13.64) ; il a été introduit sur le marché durant la décennie 1990-2000, comme alternative au DécaBDE®. La revue produite par Ezechiáš *et al.* montre que cette substance peut être retrouvée dans différentes matrices environnementales telles que les sédiments de lac jusqu'à des concentrations pouvant atteindre 1796 ng g⁻¹ (ps) (Ezechiáš *et al.*, 2014). Par ailleurs, cette revue fait état de résultats suggérant la bioamplification du DBDPE : les auteurs ont recensé pour cette substance des valeurs des facteurs de bioamplification (BMF) proie/prédateur qui s'étendaient de 0.2 à 9.2 dans la chaîne alimentaire aquatique du lac Winnipeg et un facteur d'amplification trophique de 8.6.

^m Déterminés avec Pro UCL 5.1 en tenant compte de l'ensemble des données, y compris les valeurs censurées

Concernant ses effets, la littérature n'est pas abondante et montre une faible toxicité aiguë chez le rat (Ezechiáš *et al.*, 2014) ou la daphnie (*Daphnia magna* ; $CE_{50} = 19 \mu\text{g L}^{-1}$), en raison très probablement de sa faible biodisponibilité (Nakari et Huhtala, 2010). Chez le poisson, le DBDPE peut avoir des effets négatifs sur la physiologie reproductive du poisson zèbre (*Danio rerio*) ; il peut réduire le taux d'éclosion et augmenter considérablement la mortalité des larves écloses à partir de $12.5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Nakari et Huhtala, 2010). Par ailleurs, l'injection d'une dose intrapéritonéale de 100 mg kg^{-1} a provoqué un stress oxydatif chez le carassin doré (*Carassius auratus*) au bout de 30 jours d'exposition (Feng *et al.*, 2013). Cette étude montre cependant que comparativement aux autres RF testés, le DBDPE est le moins toxique sur la base d'un indice intégrant les réponses de plusieurs biomarqueurs. D'une façon générale, les données d'écotoxicité chronique manquent pour évaluer de manière fiable la dangerosité de cette substance pour le milieu aquatique.

Globalement, les résultats pour le Léman semblent assez différents de ceux obtenus récemment pour l'ensemble des Grands Lacs nord-méricains, à partir de l'analyse d'échantillons compositesⁿ (Wu *et al.*, 2019) : dans cette étude, ce sont les déchloranes et les bromobenzènes qui ressortent le plus en termes de taux de détection et de concentration, tandis que le DBDPE n'est pas détecté^o, et est considéré par les auteurs comme faiblement biodisponible.

3.3.2. Substances perfluoro-alkyles

Les substances perfluoroalkyles mentionnées au Tableau 1 (9 PFCA et 5 PFSA) ont été analysées dans des sous-échantillons de 7 gardons et 7 lotes provenant de toutes les zones du lac. Selon les cas, 3 ou 4 fractions ont été distinguées et analysées : filet, foie, viscères (parfois avec le foie), carcasse. L'objectif poursuivi en analysant séparément ces fractions était de tester la possibilité de prédire la concentration dans l'organisme entier à partir des concentrations dans le filet, qu'il est en général plus facile de préparer pour l'analyse que le poisson entier. Au total, 52 sous-échantillons ont ainsi été analysés.

L'incidence varie selon les substances, de 0% (PFBS, PFHpS, PFDS, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA) à 100% (PFOS, PFDA et PFDoDA). Le PFHxS, qui a remplacé le PFOS dans plusieurs processus de fabrication (Wang *et al.*, 2013), est détecté dans 69.2% des échantillons ; pour trois des sept gardons en particulier, toutes les fractions sont <LQ, et pour un autre gardon le PFHxS n'est >LQ que dans une fraction. Le PFOA n'est jamais détecté dans les fractions de gardons, tandis qu'il est observé dans 60% (foie) à 71.4% (filet et carcasse) des lotes ; il en va de même pour le PFNA, qui n'est détecté que dans 13% des carcasses de gardons, tandis qu'il est quantifié dans 80% (foie) à 100% (filet, carcasse) des fractions de lotes. On note également une augmentation de l'incidence (deux espèces ensemble) avec la longueur de chaîne carbonée des PFCA, de 28.8% (PFOA) à 50% (PFNA) et 96.2% (PFUnDA) à 100% (PFDA et PFDoDA).

L'estimation de la concentration dans les poissons entiers n'a donc été possible que pour une partie de ces substances (PFOS, PFDA, PFUnDA et PFDoDA) pour les deux espèces, et seulement pour la lote pour le PFHxS et PFNA. La concentration totale est obtenue en divisant la somme des charges de chaque fraction (concentration dans la fraction multipliée par la masse de la fraction) par la masse de l'organisme entier. Ce calcul est entaché d'incertitude, dans la mesure où dans le cas présent la somme des masses des fractions représente 80.1% à 90.7% de la masse totale (moyenne 84.4%).

La distribution des concentrations de PFOS est présentée au § 0 ; celles des autres substances perfluoroalkyles pour lesquelles on dispose de suffisamment de données est résumée au tableau 5 ci-après.

ⁿ 50 individus d'une même espèce et de même taille par échantillon

^o La LQ obtenue par ces auteurs est apparemment un peu élevée par rapport à celle du LABERCA

Tableau 5 : Distributions des concentrations de PFHxS, PFNA, PFDA, PFUnDA et PFDoDA dans les poissons entiers (ng g⁻¹ pf)

Table 5 : Whole-body concentration distributions (ng g⁻¹ ww) in roach (GAR) and burbot (LOT) for PFHxS, PFNA, PFDA, PFUnDA and PFDoDA

GAR	PFHxS	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA
min	-	-	0.41	0.12	0.25
max	-	-	2.47	1.19	3.07
moyenne	-	-	1.63	0.73	1.62
écart-type	-	-	0.67	0.40	1.04
lotes	PFHxS	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA
min	0.21	0.13	0.84	0.49	0.91
max	1.46	0.46	2.49	1.36	4.65
moyenne	0.79	0.27	1.51	0.77	2.22
écart-type	0.42	0.11	0.53	0.33	1.32

Les différences de concentrations entre gardons et lotes ne sont pas significatives, pour aucun des trois PFCA à longue chaîne (PFDA, PFUnDA, PFDoDA). Les concentrations de ces cinq substances dans l'organisme entier sont notablement plus faibles que celles du PFOS (entre 5.84 et 36.8 ng g⁻¹ (pf) pour les gardons, et entre 9.62 et 24.7 ng g⁻¹ (pf) pour les lotes), ce qui est souvent relevé dans la littérature, en-dehors des données obtenues à l'aval proche de sites industriels, où les profils moléculaires de substances perfluorées sont plus spécifiques.

Lors de la campagne 2008 (Ortelli *et al.*, 2009), le PFDS avait été quantifié dans toutes les perches analysées, et une partie des lotes. Le PFNA et le PFDA avaient été quantifiés dans presque tous les échantillons, donc perches, lotes, corégones et ombles chevaliers, tandis que PFUnDA et PFDoDA n'étaient détectés que chez les perches et les lotes. Les gammes de concentrations étaient similaires à celles observées dans la campagne 2018.

Afin de déterminer les relations entre les concentrations dans le poisson entier et celles dans les filets, des régressions linéaires ont été testées sur les concentrations estimées dans l'organisme entier (variable dépendante) et les concentrations dans les filets (variable explicative). Ces régressions sont très significatives pour PFOS, PFDA, PFUnDA et PFDoDA chez le gardon et la lote, de même que pour le PFHxS et le PFNA chez la lote (Tableau). A l'exception du PFOS, les ordonnées à l'origine sont proches de 0.

Tableau 6 : Paramètres des régressions linéaires entre concentrations dans le poisson entier et concentrations dans le filet

Table 6 : Linear regression parameters: whole body concentrations versus fillet concentrations

Esp.	Composé	pente	constante	R ² (ajusté)	p
gardons	PFOS	1.71 ± 0.20	1.96 ± 2.37	0.919	0.0004
	PFDA	1.64 ± 0.24	0.28 ± 0.21	0.885	0.001
	PFUnDA	1.97 ± 0.21	0.009 ± 0.08	0.938	0.0002
	PFDoDA	1.89 ± 0.18	0.03 ± 0.17	0.950	0.0001
lotes	PFHxS	1.61 ± 0.16	-0.009 ± 0.09	0.943	0.0002
	PFOS	1.72 ± 0.27	1.48 ± 2.36	0.866	0.001
	PFNA	2.07 ± 0.24	-0.06 ± 0.04	0.923	0.0004
	PFDA	2.53 ± 0.19	-0.49 ± 0.16	0.965	< 0.0001
	PFUnDA	2.65 ± 0.38	-0.25 ± 0.15	0.907	0.0021
	PFDoDA	2.14 ± 0.13	-0.17 ± 0.16	0.979	< 0.0001

Les pentes des régressions sont plus élevées chez la lote par rapport au gardon pour les PFCA à chaîne longue (PFDA, PFUnDA et PFDoDA) ; des valeurs de pente relativement proches (>2) ont été trouvées pour PFOS, PFDA, PFUnDA et PFDoDA pour des barbeaux fluviatiles et chevaines dans quelques rivières françaises (C. Simonnet-Laprade, communication personnelle). Une étude allemande sur des échantillons composites de chevaines, perches et brèmes de plusieurs cours d'eau rapporte également une pente de 2.85 pour le PFOS (Fliedner *et al.*, 2018). Il paraît donc possible pour les prochaines campagnes d'analyser les filets de lotes et de gardons, ce qui permet une double interprétation des résultats : par rapport à la $QS_{sec-pois}$ après extrapolation au poisson entier, et par rapport à la NQE (cf. Annexe II).

4. DISCUSSION

4.1 MÉTHODOLOGIE

La campagne 2018 diffère des précédentes sur plusieurs points, en particulier le choix des espèces, la matrice utilisée pour l'analyse, et la nature du critère d'interprétation.

Espèces :

Des deux espèces analysées en 2018, seule la lote faisait l'objet d'un suivi de longue date. Pour rappel, le choix du gardon était motivé par son habitat, différent de celui de la lote et susceptible d'éclairer sur les sources et le devenir des contaminants, et par le fait que cette espèce ne fait pas l'objet d'une exploitation commerciale. Ce motif a conduit à écarter la perche, qui faisait aussi l'objet d'un suivi de long terme, ainsi que le corégone, la truite lacustre et l'omble qui ont été introduits dans le suivi plus récemment.

Pour la plupart des contaminants, gardons et lotes présentent des gammes de concentrations similaires. Cela ne remet pas en cause directement le choix du gardon, mais tendrait à relativiser son intérêt, d'autant plus qu'il n'y a pas d'historique pour cette espèce^p.

Matrice utilisée pour l'analyse :

Alors que les campagnes antérieures portaient sur l'analyse d'échantillons filet+peau, en 2018 on est passé à l'analyse des poissons entiers, en cohérence avec le choix d'interpréter les données en termes d'impact sur l'écosystème et non en termes sanitaires.

Il n'est pas apparu de difficulté technique particulière à la suite de ce changement. Par contre cela a compliqué la confrontation des données à celles des campagnes antérieures. Dans la mesure où les concentrations dans le filet sont corrélées à celles dans le poisson entier, ce qui a été démontré pour plusieurs contaminants, ce changement n'a cependant pas eu d'inconvénient majeur.

Critère d'interprétation :

Le choix de la $QS_{sec-pois}$ plutôt que d'une norme sanitaire comme précédemment a posé quelques difficultés, puisque les données écotoxicologiques nécessaires ne sont pas disponibles pour toutes les substances. Néanmoins, ce critère a pu être appliqué aux contaminants les plus significatifs.

Bien que par le passé les campagnes d'analyse de micropolluants dans la chair des poissons aient fait référence aux normes sanitaires, l'interprétation des données de contamination des poissons en termes de risque sanitaire ne sont pas de la responsabilité de la CIPEL. Les données recueillies sont à disposition des autorités sanitaires, qui pourront les interpréter le cas échéant selon les critères réglementaires.

4.2 TENDANCES

Pour le mercure, les PCB, et les PBDE, les concentrations ont diminué depuis le début des suivis respectifs ; pour le PFOS, le recul est insuffisant pour établir une tendance. Plusieurs contaminants (Hg, PCB, PBDE) semblent avoir atteint un plateau depuis quelques années ; toutefois, pour le mercure les résultats des dernières campagnes soulèvent la question d'une inversion de tendance, comme cela a été constaté ailleurs (Bhavsar *et al.*, 2010 ; Zhou *et al.*, 2017), ou au contraire de fluctuations autour d'un plateau moyen.

Ces interrogations sur le mercure et le PFOS justifieraient de réaliser prochainement une nouvelle campagne d'échantillonnage et analyses de portée plus limitée que la campagne 2018, et de tracer les sources d'apport au lac et le transfert trophique.

^p On peut cependant aussi noter qu'elle fait l'objet d'un suivi par la CIPAI

4.3 QUELS OBJECTIFS CIPEL PAR RAPPORT À LA CONTAMINATION DES POISSONS ?

Actuellement la CIPEL affiche des objectifs pour deux contaminants (ou groupe), le mercure et le groupe PCDD/F + PCB-DL. En arrière-plan la CIPEL vise l'absence d'effet néfaste pour la faune piscicole, et l'obtention de poissons de grande qualité alimentaire. Ceci a été concrétisé par un objectif pour le mercure sensé refléter les teneurs naturelles⁹, et pour les PCDD/F et PCB-DL par un objectif dérivé du critère réglementaire pour la commercialisation de poissons.

Comme indiqué plus haut, le critère d'interprétation appliqué pour la campagne 2018 se démarque de ces objectifs, notamment en ce qu'il s'intéresse aux prédateurs des poissons (à l'exception du critère pour les PCB-NDL, faute de données adéquates). Ceci conduit pour le mercure à une valeur très inférieure à la norme alimentaire, mais pour les PCDD/F et PCB-DL à la situation inverse. Dans le cas du mercure le critère utilisé dans cette campagne (*i.e.* NQE au sens de la directive 2013/039/UE) est du même ordre de grandeur que l'objectif CIPEL, dont la valeur n'est d'ailleurs pas directement liée aux intentions de l'objectif, puisqu'elle fait référence à un bruit de fond anthropique.

Les objectifs se distinguent des critères d'interprétation, dans le sens où, comme leur nom le suggère, l'écart entre l'objectif et la situation réelle devrait amener à prendre des mesures de réduction des apports au lac, par le contrôle des émissions. Il reste à vérifier que ce soit possible pour le mercure comme pour les PCB en général, en raison notamment des sources d'apports impliquant des transports atmosphériques à longue distance.

D'autre part il paraîtrait légitime de s'interroger sur les teneurs naturelles de mercure dans les poissons afin que cet objectif soit mieux sourcé^r.

Ces différents points militent pour réviser les objectifs de la CIPEL en matière de contamination des poissons.

5. CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS

Sur la base de ces résultats, le Léman apparaît peu contaminé en ce qui concerne les PBDE, les chloroalcanes, le pentachlorobenzène et l'hexachlorobenzène, les PCB-NDL, le DDT et ses métabolites, et la plupart des retardateurs de flamme chlorés et bromés alternatifs aux PBDE.

En revanche, il s'avère de mauvaise qualité en regard des critères pour le mercure et les PCB-DL, et médiocre pour le PFOS. Un retardateur de flamme alternatif, le DBDPE, a également été détecté de manière systématique ; le manque de données écotoxicologiques empêche pour l'instant de conclure sur la qualité pour cette substance.

L'analyse des tendances à long terme pour les substances suivies depuis plus ou moins longtemps montre une baisse importante pour le mercure depuis 1975, atteignant un plateau depuis le tournant du siècle. Ce plateau reste à surveiller, pour détecter une éventuelle inversion de tendance. Pour les PCB, malgré un certain nombre de changements méthodologiques depuis le début du suivi, la tendance est également à la baisse, nettement, atteignant apparemment un plateau. Il est actuellement prématuré d'évaluer la tendance suivie par le PFOS.

Il conviendrait dans les prochaines années :

- de préciser la tendance pour le mercure en resserrant l'intervalle entre les campagnes.
- Ce suivi pourrait être complété par une réévaluation des apports au lac, notamment par voie atmosphérique.
- Il conviendrait également de préciser la tendance suivie par le PFOS, et
- de surveiller les tendances pour PB-DL et NDL, là aussi en resserrant l'intervalle entre les campagnes.
- l'objectif CIPEL pour le mercure devrait également être révisé.

⁹ Origine des valeurs retenues impossible à retracer

^r L'OFEV pour sa part mentionne également la notion de « bruit de fond anthropique » et lui assigne la même valeur de 20 ng g⁻¹ (pf), cf. Ritscher A, von Arx U, Bouchex-Bellomie H, Buser A (2018). *Mercuré – utilisation, élimination et rejet dans l'environnement - Aperçu de la situation en Suisse*, Office Fédéral de l'Environnement (OFEV).

GLOSSAIRE

DDD : dichlorodiphényldichloroéthane ; un des métabolites du DDT.

DDE : dichlorodiphényldichloroéthylène; un des métabolites du DDT.

Substances perfluoroalkyles :

Acronyme	Substance	CAS#	Nombre d'atomes de carbone	Nombre d'atomes de carbone perfluorés
PFBA	Acide Perfluorobutanoïque	45048-62-2	4	3
PFPA	Acide Perfluoropentanoïque	45167-47-3	5	4
PFHxA	Acide Perfluorohexanoïque	92612-52-7	6	5
PFHpA	Acide Perfluoroheptanoïque	120885-29-2	7	6
PFOA	Acide Perfluorooctanoïque	45285-51-6	8	7
PFNA	Acide Perfluorononanoïque	72007-68-2	9	8
PFDA	Acide Perfluorodécanoïque	73829-36-4	10	9
PFUnDA	Acide Perfluoroundécanoïque	196859-54-8	11	10
PFDoDA	Acide Perfluorododécanoïque	171978-95-3	12	11
PFBS	Acide Perfluorobutane sulfonique	375-73-5	4	4
PFHxS	Acide Perfluorohexane sulfonique	355-46-4	6	6
PFOS	Acide Perfluorooctane sulfonique	1763-23-1	8	8
PFDS	Acide Perfluorodécane sulfonique	335-77-3	10	10

ANNEXE I

1. CRITÈRES DE QUALITÉ POUR PCB-NDL ET DDT

PCB-NDL

Malgré l'abondante littérature sur les effets toxiques des PCBs, il est relativement compliqué d'établir un seuil d'effet tissulaire pour les PCB NDL (en d'autres termes ceux dont la toxicité n'est pas due au même mode d'action que les polychlorodibenzodioxines – PCB-DL). Une des raisons à ce constat tient aux méthodes d'étude : test de mélanges commerciaux comportant des PCB-DL et des NDL, mesures tissulaires sur des organes variés ou dans le milieu d'exposition, ...

Une large revue bibliographique visant à déterminer une concentration tissulaire critique pour la reproduction des poissons a conclu à une concentration tissulaire critique pour la reproduction de 25 µg.g⁻¹ (pf) pour un mélange technique (Aroclor 1254) comprenant à la fois des PCB-DL et NDL (Monosson, 1999). Les voies et niveaux d'exposition des études compilées étant très variées, cet auteur s'est attaché à estimer des concentrations tissulaires dans le foie, ce qui ajoute de l'incertitude. Ce seuil d'effet a ensuite été contesté sur la base de suivis de populations de quelques espèces de poissons dans des zones soumises à une forte exposition aux PCB (Barnthouse *et al.*, 2009; Barnthouse *et al.*, 2003), ce qui n'est sans doute pas suffisant pour invalider les conclusions de la revue d'E. Monosson (pour une discussion détaillée, voir (Babut et Amiard, 2016).

Une autre revue bibliographique un peu plus récente a cherché à déterminer la concentration en PCB « totaux » dans la fraction lipidique de salmonidés juvéniles (Meador *et al.*, 2002). Ces auteurs ont sélectionné 15 études différentes, où les PCB étaient administrés par voie trophique ou par injection, et pris en compte différents effets sublétaux. Ils concluent que le 10ème percentile des concentrations effectrices est égal à 2.4 µg g⁻¹ de PCB totaux dans les lipides.

Actuellement, la détermination d'un seuil de concentration tissulaire propre aux PCB-NDL ne paraît pas possible, pour des raisons méthodologiques et par manque de données écotoxicologiques spécifiques aux PCB NDL (McElroy *et al.*, 2011).

Il est proposé à titre conservatoire de retenir le seuil de 2.4 µg g⁻¹ (teneur lipidique), soit 2400 ng g⁻¹ (MG).

DDT et métabolites

Ce groupe de substances fait partie des substances prioritaires de l'état chimique au titre de la directive 2000/60/CE (directive-cadre pour l'eau, DCE), mais la norme de qualité environnementale (NQE) cible le compartiment eau.

Par ailleurs, à la différence des autres substances prioritaires au titre de la DCE, la Commission Européenne n'a pas fait réaliser de dossier pour établir la NQE [pour rappel, en principe ce dossier comprend une élaboration de valeurs limites pour différents compartiments de l'état chimique (eau, biote notamment), puis la valeur la plus contraignante est sélectionnée, cf. (E.C., 2011)]. Il n'est donc pas possible de se référer au chapitre biote de ce dossier.

Une recherche bibliographique a été faite sur Scopus®. En écartant, au moins dans un premier temps, la plupart des articles chinois faisant référence à la limite maximale de résidu (LMR) chinoise, parce que sa base toxicologique est difficilement accessible, trois articles ont pu être sélectionnés (tableau ci-dessous, incluant pour mémoire un article citant la LMR chinoise).

Tableau I : Résumés d'études écotoxicologiques visant le DDT et ses métabolites
Table I: Summary of ecotoxicological studies targeting DDT and its metabolites

Type	Contenu	Résultat	Référence
Revue	Méthodes permettant de relier concentrations tissulaires et effets toxiques	<ul style="list-style-type: none">♦ 0.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ (pf) : adultes et juvéniles♦ 0.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ (pf) : embryons	(Beckvar <i>et al.</i> , 2005)
Compilation de données de surveillance	Mesures de contaminants dans les tissus de poissons et analyse de risque pour des espèces piscivores (vison, pygargue)	<ul style="list-style-type: none">♦ 0.15 – 3.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ (pf)	(Hinck <i>et al.</i> , 2009)
Données de surveillance (1 lac)	Limite réglementaire en Chine pour la consommation de poisson	<ul style="list-style-type: none">♦ 1 $\mu\text{g g}^{-1}$ (pf)	(Wu <i>et al.</i> , 2013)

Le seuil de concentration tissulaire issu de la revue méthodologique (Beckvar *et al.*, 2005) permet donc de disposer d'un seuil protecteur du poisson lui-même, différent par conséquent du concept appliqué pour les autres substances (protection des prédateurs). Les auteurs reconnaissent d'ailleurs que leurs résultats sont à considérer avec prudence, en raison du nombre réduit d'études de toxicité à long terme sur ce groupe de composés.

(Hinck *et al.*, 2009) comparent des indicateurs statistiques issus de la distribution des concentrations estimées dans les poissons entiers avec des valeurs toxiques de référence (VTR) obtenues en combinant des niveaux sans effet observé (NOAEL) et une estimation de l'apport journalier pour l'espèce cible. Les VTR mentionnés dans cet article sont tirées d'articles plus anciens, dont (Beckvar *et al.*, 2005) cité plus haut.

Le critère d'interprétation retenu à titre conservatoire est une gamme de concentrations – entre 500 et 1000 ng g^{-1} pf -.

ANNEXE II

1. INCIDENCE DU CRITÈRE (ECO)TOXICOLOGIQUE SUR L'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ : COMPARAISON AVEC LE CLASSEMENT AU TITRE DE L'ÉTAT CHIMIQUE (DCE)

Dans le cas des substances à surveiller dans le biote au titre de la DCE, les NQE sont soit des valeurs limites visant à protéger le consommateur, généralement transposées d'autres domaines réglementaires, soit des valeurs limites visant à protéger les espèces piscivores. En principe pour chaque substance on a comparé ces deux valeurs et retenu la plus contraignante (la plus basse) des deux.

Le guide pour la mise en œuvre des NQE-biote précise que dans le cas où la NQE est une valeur protectrice des consommateurs, elle devrait s'appliquer à des mesures de concentrations dans les parties comestibles, donc le filet. Quand elles s'appliquent à la protection des espèces piscivores, les mesures devraient être faites sur le poisson entier (E.C., 2014). Ce guide recommande par ailleurs (i) de comparer les NQE aux moyennes géométriques des concentrations mesurées, et (ii) d'ajuster le niveau trophique des poissons échantillonnés, avant de comparer à la NQE, qui concerne en principe des poissons de niveau trophique = 4.

Les substances recherchées dans cette étude et susceptibles d'être incluses par la France dans son rapport à la Commission Européenne sur l'état des masses d'eau sont les suivantes :

- PBDE
- Hexachlorobenzène
- Mercure
- PFOS
- PCDD/F + PCB-DL
- Hexabromocyclododécane

Par ailleurs, la liste des substances prioritaires à surveiller dans le biote comprend également des hydrocarbures aromatiques polycycliques (benzo(a)pyrène en tant que « marqueur » de la famille et fluoranthène), l'hexachlorobutadiène (HCBD), le dicofol et l'heptachlor (avec son dérivé époxyde).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques étant métabolisés par les poissons, leur surveillance doit s'opérer dans les coquillages, en particulier ceux destinés à la consommation humaine. Ils n'ont donc pas été analysés en 2018 dans les poissons du Léman.

L'HCBD, le dicofol et l'heptachlor ont été analysés dans les échantillons de la campagne 2012, à savoir 5 corégones, 5 ombles, 3 truites, 5 lots de perche et 5 de lotes (Edder *et al.*, 2013) : toutes les mesures étaient inférieures aux limites de détection respectives. Leur recherche n'a donc pas été reconduite en 2018.

La discussion qui suit n'aborde pas l'ajustement en fonction du niveau trophique, dont l'effet est probablement modéré, mais seulement l'effet des critères (NQE et $QS_{sec-pois}$) sur l'évaluation de la qualité.

2. MERCURE, HBCDD

Pour ces deux paramètres, la NQE cible la protection des espèces piscivores. Il n'y a donc pas de différence entre le diagnostic porté dans cette étude et le diagnostic de conformité au titre de la DCE.

Mercure

Les poissons du Léman présentent tous en 2018 des concentrations supérieures à la NQE (cf. § 0). Cette situation n'est pas inattendue : dans une communication datant de 2013, Vignati *et al.* signalaient que les poissons de plusieurs grands cours d'eau et lacs européens dépassaient largement la NQE, dont ils défendaient par ailleurs les bases scientifiques (Vignati *et al.*, 2013). Dans le cas de substances « ubiquistes, persistantes, bioaccumulables et toxiques » (UPBT), ce qui est le cas du mercure, les Etats Membres peuvent rapporter séparément l'état des masses d'eau et justifier la non-conformité si toutes les mesures de réduction des émissions possibles ont été prises.

La question est donc de savoir si toutes les mesures possibles ont bien été prises, de part et d'autre du lac. Si toutes les mesures de réduction ont effectivement été prises dans le périmètre adéquat, on devrait observer une tendance décroissante des concentrations.

HBCDD

La matrice analysée (poisson entier) est conforme aux recommandations puisque la NQE cible la faune piscivore. Comme indiqué au § 0, aucun des poissons analysés lors de cette campagne ne présente de concentration supérieure à la NQE fixée à 167 ng g^{-1} (pf). Les moyennes géométriques respectives des concentrations mesurées chez lotes et gardons sont inférieures à la NQE d'environ un facteur 100, conduisant à un diagnostic de conformité pour ce paramètre.

3. PBDE, HCB, PFOS, PCDD/F + PCB-DL

Pour chacun de ces cinq paramètres, la NQE vise la protection des consommateurs ; il y a donc lieu de différencier le diagnostic CIPEL de la qualité au titre de la DCE.

PBDE

La NQE est égale à 0.0085 ng g^{-1} (pf) pour la somme des concentrations des congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154. Même si la matrice considérée n'est pas la même (filet pour la NQE et poisson entier pour la $QS_{\text{sec-pois}}$), et en admettant que les concentrations de PBDE dans le filet soient inférieures aux concentrations dans le poisson entier d'un facteur 2.5 à 3, comme cela a été montré sur des barbeaux et chevaines (Amiard *et al.*, 2016), tous les poissons analysés en 2018 seraient largement au-dessus de la NQE.

Cette situation est similaire à celle du mercure, les PBDE pouvant être considérés comme UPBT. Les mélanges techniques dont sont majoritairement issus les congénères formant ce paramètre prioritaire au titre de la DCE ayant été interdits depuis plus d'une décennie en Europe, leur présence dans le lac est due aux stocks résiduels – diffus dans le bassin versant, et au cycle biogéochimique global de ces substances.

HCB

La NQE de l'hexachlorobenzène est égale à 10 ng g^{-1} (pf).

La matrice analysée dans cette étude n'est pas optimale pour la comparaison à la NQE ; à l'instar de ce qui a été montré pour les PCB, on peut raisonnablement supposer que les concentrations dans le filet sont inférieures à celles de l'organisme entier. En effet, l'HCB est hydrophobe, et s'accumule préférentiellement dans les lipides, moins abondants dans le muscle que dans d'autres organes.

Sachant que la concentration maximale d'HCB relevée en 2018 dans les gardons et les lotes est inférieure à la NQE de plus d'un facteur 10, il paraît très improbable que la NQE soit dépassée dans les poissons du Léman.

PFOS

La NQE est égale à 9.1 ng g^{-1} (pf). Les moyennes géométriques pour les gardons et les lotes sont respectivement égales à $8.96 \pm 1.99 \text{ ng g}^{-1}$ et $7.96 \pm 1.35 \text{ ng g}^{-1}$ (pf). Quatre gardons sur les sept analysés pour cette substance présentent des concentrations dans le filet supérieures à la NQE (figure A1 ci-dessous). La conformité de la masse d'eau est donc au moins douteuse pour ce paramètre.

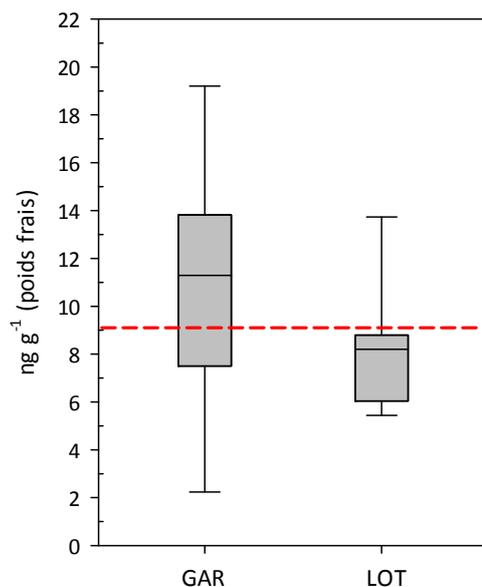


Figure A1 : Concentrations en PFOS dans les filets de gardons et lotes en 2018 en regard de la NQE

En toute rigueur, la comparaison à la NQE aurait dû s'effectuer après ajustement du niveau trophique, puisque la NQE s'applique en principe à des poissons de niveau trophique 4 (E.C., 2014), selon l'équation

$$C_{ajustée-TL} = C_{mesurée} \times TMF^{(4-TL_i)}$$

Où $C_{mesurée}$ renvoie à la concentration mesurée (ng g^{-1} pf), $C_{ajustée-TL}$ désigne la concentration ajustée en fonction du niveau trophique, TMF est le facteur d'amplification trophique pour la substance d'intérêt, et TL_i est le niveau trophique de l'espèce échantillonnée dans la masse d'eau considérée. La détermination de TMF nécessiterait une étude en soi (Kidd *et al.*, 2019), et n'a donc pas été tentée ici.

PCDD/F + PCB-DL

La NQE est égale à $0.0065 \text{ ng g}^{-1} \text{ TEQ (pf)}$, déterminée sur la base des TEF 2005 et applicable au filet, tandis que la $QS_{sec-pois}$ est égale à $0.0012 \text{ ng g}^{-1} \text{ TEQ}$, applicable au poisson entier. Cette différence de matrice n'a été introduite qu'après la détermination de la NQE^u, et n'est donc pas en cause ici. L'identification du compartiment le plus sensible entre l'eau potable, la consommation humaine de poissons ou la faune piscivore, a résulté de rétro-calculs des concentrations équivalentes dans l'eau. Ces calculs sont reconnus comme assez incertains.

Dans le cas présent, l'estimation des concentrations dans le filet de gardons et de lotes à partir des mesures sur poissons entiers est également entachée d'incertitude. Peu de facteurs de conversion ont été publiés. Fliedner *et al.* notent que la pente de la régression entre PCDD/F + PCB-DL dans le filet et le poisson entier (brèmes, perches et chevaines) n'est pas significativement différente de 1 (Fliedner *et al.*, 2018). Toutefois, pour d'autres espèces comme la carpe, la charge en PCDD/F serait moins importante dans le muscle que dans le cerveau, les viscères et la graisse mésentérique (Kuehl *et al.*, 1987).

Si on admettait en première approximation que les concentrations dans le poisson entier sont peu différentes de celles dans le filet [puisque la pente de la régression n'est pas différente de 1 selon (Fliedner *et al.*, 2018)], alors les poissons du Léman seraient conformes à la NQE : moyennes géométriques

^u Le guide pour l'implémentation des NQE-biote a été publié en 2014 E.C. (2014). *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document No. 32 on Biota monitoring (The implementation of EQS_{BIOTA}) under the Water Framework Directive*, European Union, tandis que le rapport de synthèse sur la détermination de la NQE pour ce paramètre est daté de 2011 (Sub-group on Review of the Priority Substances List, under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework directive (2011) *Dioxin and Dioxin-like PCBs EQS Dossier 2011* – 35 p)

égales à $2.21 \pm 1.81 \text{ pg g}^{-1}$ (pf), et à $1.53 \pm 1.56 \text{ pg g}^{-1}$ (pf) pour les gardons et les lotes respectivement, bien inférieures à la NQE de 6.5 pg g^{-1} (pf).

Pour ce paramètre, il est donc difficile de déterminer la conformité ou non sur la base des données actuellement disponibles.

4. CONCLUSION

Le critère d'interprétation choisi dans cette étude ($QS_{\text{sec-pois}}$) est *a priori* moins sévère que la NQE lorsque celle-ci a été déterminée par la protection des consommateurs, sauf dans le cas, complexe, des PCDD/F – PCB-DL. Cette observation est cependant à nuancer par l'influence des facteurs de conversion entre concentrations dans le filet et le corps entier. La comparaison des deux classifications est résumée dans le tableau ci-dessous :

Paramètre	Classement DCE	Qualité CIPEL
PBDE	Non conforme	Bonne qualité
Hexachlorobenzène	Conforme	Bonne qualité
Mercure	Non conforme	Mauvaise qualité
PFOS	Conforme (lotes) Probablement non conforme (gardons)	Bonne qualité
PCDD/F + PCB-DL	Conforme	Mauvaise qualité

Pour les PBDE et le mercure, tous deux UPBT, il est par conséquent d'autant plus important de surveiller attentivement les tendances.

BIBLIOGRAPHIE

- Alaee M, Arias P, Sjodin A, Bergman A (2003). An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environ Int*, 29 : 683-689.
- Alcock RE, Jones KC (1996). Dioxins in the environment: A review of trend data. *Environ Sci Technol*, 30 : 3133-3143.
- Amiard JC, Meunier T, Babut M (eds) (2016). PCB, environnement et santé, Vol. Lavoisier, Paris.
- Anderson C, Cabana G (2007). Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. *Journal of the North American Benthological Society*, 26 : 273-285.
- Babut M, Amiard J-C (2016). L'écotoxicité des PCB. In: Amiard J-C, Meunier T, Babut M. *PCB : environnement et santé* Lavoisier, Paris, 359-387.
- Barnthouse LW, Glaser D, DeSantis L (2009). Polychlorinated Biphenyls and Hudson River White Perch: Implications for Population-Level Ecological Risk Assessment and Risk Management. *Integr Environ Assess Manag*, 5 : 435-444.
- Barnthouse LW, Glaser D, Young J (2003). Effects of historic PCB exposures on the reproductive success of the Hudson River striped bass population. *Environ Sci Technol*, 37 : 223-228.
- Bayen S, Obbard JP, Thomas GO (2006). Chlorinated paraffins: A review of analysis and environmental occurrence. *Environ Int*, 32 : 915-929.
- Beckvar N, Dillon TM, Read LB (2005). Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury or DDT to biological effects thresholds. *Environ Toxicol Chem*, 24 : 2094-2105.
- Bergman Å, Rydén A, Law RJ, de Boer J, Covaci A, Alaee M, Birnbaum L, Petreas M, Rose M, Sakai S, Van den Eede N, van der Veen I (2012). A novel abbreviation standard for organobromine, organochlorine and organophosphorus flame retardants and some characteristics of the chemicals. *Environ Int*, 49 : 57-82.
- Bhavsar SP, Gewurtz SB, McGoldrick DJ, Keir MJ, Backus SM (2010). Changes in Mercury Levels in Great Lakes Fish Between 1970s and 2007. *Environ Sci Technol*, 44 : 3273-3279.
- Cheab Z, Grandjean D, Kupper T, de Alencastro LF (2009). Brominated Flame Retardants in Fish of Lake Geneva (Switzerland). *Bull Environ Contam Toxicol*, 82 : 522-527.
- Chen D, Luellen D, La Guardia MJ, Harvey E, Mainor TM, Hale RC (2011). Do Temporal and Geographical Patterns of HBCD and PBDE Flame Retardants in U.S. Fish Reflect Evolving Industrial Usage? *Environ Sci Technol*, 45 : 8254-8261.
- Corvi C (1990). Polluants métalliques et Polychlorobiphényles dans la faune piscicole - Campagne 1989, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- Corvi C (1992). Polluants métalliques et polychlorobiphényles dans la faune piscicole - Campagne 1991, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- Corvi C, Khim-Heang S (1994). *Polluants métalliques et polychlorobiphényles dans la faune piscicole - campagne 1993*, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- Corvi C, Khim-Heang S, Becker van Slooten K, Stegmüller A-M, Tarradellas J (1998). *Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman - campagne 1997*, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- Corvi C, Khim-Heang S, Zimmerli P (2001). Métaux et micropolluants organiques dans les poissons et les moules du Léman - campagne 2000
- Corvi C, Macri G, Vogel J (1988). Les polychlorobiphényles : A) dans les poissons du Léman. B) Détermination de leur flux dans le lac à l'aide de trappes à sédiments, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- Corvi C, Zimmerli P, Ortellì D, Khim-Heang S, Becker van Slooten K (2005). Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman
- De Wit CA (2002). An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, 46 : 583-624.
- Du M, Lin L, Yan C, Zhang X (2012). Diastereoisomer- and enantiomer-specific accumulation, depuration, and bioisomerization of hexabromocyclododecanes in Zebrafish (*Danio rerio*). *Environ Sci Technol*, 46 : 11040-11046.
- E.C. (2011). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document n° 27 - Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards. Report No. Technical Report - 2011-055
- E.C. (2014). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document No. 32 on Biota monitoring (The implementation of EQS_{BIOTA}) under the Water Framework Directive, European Union
- ECHA (2000). European Union Risk Assessment Report: alkanes, C10-C13, chloro (CAS N° 85535-84-8)
- Edder P, Klein A, Babut M, Bieri S, Lods-Crozet B, Naffrechoux E, Raymond J-C (2015). *PCBs et dioxines dans les truites lacustres du Léman*, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman

- Edder P, Ortelli D, Klein A (2013). *Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman (campagne 2012)*, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- EEA (2001). *Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896–2000*. Report No. Issue Report n°22, European Environment Agency
- Ezechiáš M, Covino S, Cajthaml T (2014). Ecotoxicity and biodegradability of new brominated flame retardants: A review. *Ecotoxicol Environ Safe*, 110 : 153-167.
- Feng MB, Qu RJ, Wang C, Wang LS, Wang ZY (2013). Comparative antioxidant status in freshwater fish *Carassius auratus* exposed to six current-use brominated flame retardants: A combined experimental and theoretical study. *Aquat Toxicol*, 140 : 314-323.
- Fliedner A, Rüdél H, Lohmann N, Buchmeier G, Koschorreck J (2018). Biota monitoring under the Water Framework Directive: On tissue choice and fish species selection. *Environ Pollut*, 235 : 129-140.
- Hinck JE, Schmitt CJ, Chojnacki KA, Tillitt DE (2009). Environmental contaminants in freshwater fish and their risk to piscivorous wildlife based on a national monitoring program. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152 : 469-494.
- Houde M, Muir DCG, Tomy GT, Whittle DM, Teixeira C, Moore S (2008). Bioaccumulation and trophic magnification of short- and medium-chain chlorinated paraffins in food webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ Sci Technol*, 42 : 3893-3899.
- Hühnerfuss H (2000). Chromatographic enantiomer separation of chiral xenobiotics and their metabolites - A versatile tool for process studies in marine and terrestrial ecosystems. *Chemosphere*, 40 : 913-919.
- Hutcheson MS, Smith CM, Rose J, Batdorf C, Pancorbo O, West CR, Strube J, Francis C (2014). Temporal and Spatial Trends in Freshwater Fish Tissue Mercury Concentrations Associated with Mercury Emissions Reductions. *Environ Sci Technol*, 48 : 2193–2202.
- Kidd KA, Burkhard LP, Babut M, Borga K, Muir DCG, Perceval O, Ruedel H, Woodburn K, Embry MR (2019). Practical Advice for Selecting or Determining Trophic Magnification Factors for Application Under the European Union Water Framework Directive. *Integrated environmental Assessment & Management*, 15 : 266-277.
- Krogseth IS, Breivik K, Arnot JA, Wania F, Borgen AR, Schlabach M (2013). Evaluating the environmental fate of short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in the Nordic environment using a dynamic multimedia model. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 15 : 2240-2251.
- Kuehl DW, Cook PM, Batterman AR (1987). Bioavailability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from contaminated Wisconsin River sediment to carp. *Chemosphere*, 16 : 667-679.
- Labadie P, Blasi C, Le Menach K, Geneste E, Babut M, Perceval O, Budzinski H (2019). Evidence for the widespread occurrence of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish collected at regional scale in the Rhône River basin (France). *Chemosphere*, 223
- Loizeau J-L, Makri S, Arpagaus P, Ferrari BJD, Casado-Martinez C, Benejam T, Marchand P (2017). *Rapp. Comm. int. prot eaux Léman contre pollut., Campagne 2016*
- Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman, CIPEL
- McElroy AE, Barron MG, Beckvar N, Kane Driscoll SB, Meador JP, Parkerton TF, Preuss TG, Steevens JA (2011). A review of the tissue residue approach for organic and organometallic compounds in aquatic organisms. *Integr Environ Assess Manag*, 7 : 50-74.
- Meador JP, Collier TK, Stein JE (2002). Use of tissue and sediment-based threshold concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) to protect juvenile salmonids listed under the US Endangered Species Act. *Aquatic Conserv-Mar Freshw Ecosyst*, 12 : 493-516.
- Meunier T, Bazin C (2016). Nomenclature des PCB et expression des résultats. In: Amiard JC, Meunier T, Babut M. *PCB, environnement et santé*. Lavoisier Tec & Doc, 60-91.
- Monosson E (1999). Reproductive and developmental effects of PCBs in fish: A synthesis of laboratory and field studies. *RevToxicol*, 3 : 25-75.
- Munsch C, Bely N, Héas-Moisan K, Olivier N, Loizeau V (2017). Tissue-specific distribution and maternal transfer of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their metabolites in adult common sole (*Solea solea* L.) over an entire reproduction cycle. *Ecotoxicol Environ Safe*, 145 : 457-465.
- Nakari T, Huhtala S (2010). In Vivo and In Vitro Toxicity of Decabromodiphenyl Ethane, a Flame Retardant. *Environmental Toxicology*, 25 : 333-338.
- Ortelli D, Edder P, Rapin F (2009). *Micropolluants dans les poissons et écrevisses du Léman (campagne 2008)*, Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman
- Peterson SA, Van Sickle J, Hughes RM, Schacher JA, Echols SF (2004). A biopsy procedure for determining filet and predicting whole-fish mercury concentration. *Arch Environ Contam Toxicol*, 48 : 99-107.
- Post DM (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83 : 703-718.
- Ritscher A, von Arx U, Bouchez-Bellomie H, Buser A (2018). *Mercuré – utilisation, élimination et rejet dans l'environnement - Aperçu de la situation en Suisse*, Office Fédéral de l'Environnement (OFEV)

- Saborido Basconillo L, Backus SM, McGoldrick DJ, Zaruk D, Sverko E, Muir DCG (2015). Current status of short- and medium chain polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. *Chemosphere*, 127 : 93-100.
- Safe S (1987). Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors (TEFs): Support for the use of the in vitro AHH induction assay. *Chemosphere*, 16 : 791-802.
- Safe S, Bandiera S, Sawyer T, Zmudzka B, Mason G, Romkes M, Denomme MA, Sparling J, Okey AB, Fujita T (1985). Effects of structure on binding to the 2,3,7,8-TCDD receptor protein and AHH induction-Halogenated biphenyls. *Environ Health Persp*, 61 : 21-33.
- Schramm KW, Winkler R, Casper P, Kettrup A (1997). PCDD/F in recent and historical sediment layers of Lake Stechlin, Germany. *Water Research*, 31 : 1525-1531.
- Stapleton HM, Letcher RJ, Baker JE (2004). Debromination of Polybrominated Diphenyl Ether Congeners BDE 99 and BDE 183 in the Intestinal Tract of the Common Carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Sci Technol*, 38 : 1054-1061.
- Tomy GT, Budakowski W, Halldorson T, Whittle DM, Keir MJ, Marvin C, MacInnis G, Alae M (2004a). Biomagnification of α - and γ -Hexabromocyclododecane Isomers in a Lake Ontario Food Web. *Environ Sci Technol*, 38 : 2298-2303.
- Tomy GT, Palace VP, Halldorson T, Braekevelt E, Danell R, Wautier K, Evans B, Brinkworth L, Fisk AT (2004b). Bioaccumulation, Biotransformation, and Biochemical Effects of Brominated Diphenyl Ethers in Juvenile Lake Trout (*Salvelinus namaycush*). *Environ Sci Technol*, 38 : 1496-1504.
- Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci*, 93 : 223-241.
- Van Metre PC, Babut M, Mourier B, Mahler BJ, Roux G, Desmet M (2015). Declining dioxin concentrations in the Rhone River, France, attest to the effectiveness of emissions controls. *Environ Sci Technol*, 49 : 12723-12730.
- Vignati DAL, Polesello S, Bettinetti R, Bank MS (2013). Mercury environmental quality standard for biota in Europe: Opportunities and challenges. *Integr Environ Assess Manag*, 9 : 167-168.
- Wang Z, Cousins IT, Scheringer M, Hungerbühler K (2013). Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCA), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSA) and their potential precursors. *Environ Int*, 60 : 242-248.
- Wu WJ, Qin N, Zhu Y, He QS, Ouyang HL, He W, Liu WX, Xu FL (2013). The residual levels and health risks of hexachlorocyclohexanes (HCHs) and dichloro-diphenyl-trichloroethanes (DDTs) in the fish from Lake Baiyangdian, North China. *Environ Sci Pollut Res*, 20 : 5950-5962.
- Wu Y, Tan H, Zhou C, Crimmins BS, Holsen TM, Pagano JJ, Chen D (2019). Spatial and Temporal Trends (2004 – 2016) of Selected Alternative Flame Retardants in Fish of the Laurentian Great Lakes. *Environ Sci Technol*, 53 : 1786-1796.
- Yang S, Fu Q, Teng M, Yang J (2015). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediment and fish tissues from lake Chaohu, central eastern China. *Archives of Environmental Protection*, 41 : 12-20.
- Zencak Z, Oehme M (2006). Recent developments in the analysis of chlorinated paraffins. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 25 : 310-317.
- Zennegg M, Kohler M, Hartmann PC, Sturm M, Gujer E, Schmid P, Gerecke AC, Heeb NV, Kohler HPE, Giger W (2007). The historical record of PCB and PCDD/F deposition at Greifensee, a lake of the Swiss plateau, between 1848 and 1999. *Chemosphere*, 67 : 1754-1761.
- Zhou C, Cohen MD, Crimmins BA, Zhou H, Johnson TA, Hopke PK, Holsen TM (2017). Mercury Temporal Trends in Top Predator Fish of the Laurentian Great Lakes from 2004 to 2015: Are Concentrations Still Decreasing? *Environ Sci Technol*, 51 : 7386-7394.

SURVEILLANCE DES MICROPOLLUANTS DANS LES RIVIÈRES DU BASSIN LÉMANIQUE À L'AIDE D'ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS

MONITORING OF MICROPOLLUTANTS IN RIVERS OF THE LAKE GENEVA BASIN USING PASSIVE SAMPLERS

CAMPAGNE 2018

PAR

Nicolas ESTOPPEY, Susana MEDEIROS BOZIC et Fabienne PFEIFFER

ÉCOLE DES SCIENCES CRIMINELLES – UNIVERSITÉ DE LAUSANNE
Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime – 1015 Lausanne

Tom BENEJAM et Christophe BOREL

INSTITUT DES DYNAMIQUES DE LA SURFACE TERRESTRE - UNIVERSITÉ DE LAUSANNE
Faculté des géosciences et de l'environnement - Géopolis - 1015 Lausanne

RÉSUMÉ

Le conseil scientifique de la CIPEL a décidé en 2018 d'initier un processus de surveillance des rivières du bassin lémanique avec les capteurs passifs afin d'obtenir (i) une vision d'ensemble homogène de la présence en micropolluants, (ii) un abaissement des limites de quantification et (iii) des concentrations et charges de micropolluants pondérées dans le temps. En automne 2018, des capteurs passifs pour composés hydrophobes (PCBs, PBDEs et PAHs) ont été déployés sur 46 sites par l'École des Sciences Criminelles (ESC) de l'Université de Lausanne en collaboration avec les partenaires de la CIPEL (cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse) afin de répondre à ces trois objectifs.

Les cours d'eau présentant les plus grandes concentrations de ces composés dans la fraction dissoute à cette période de l'année ont pu être identifiés :

- *le Nant d'Avril, la Chamberonne, la Venoge et l'Arve pour les PCBs,*
- *le Nant d'Avril, la Chamberonne, l'Eau Froide de Roche et la Venoge pour les PBDEs,*
- *le Rhône et l'Arve pour les PAHs.*

Ces cours d'eau mériteraient de faire l'objet d'investigations en se basant sur les sources potentielles de pollution discutées dans ce rapport, mais aussi d'actions afin d'assurer une meilleure qualité de leurs eaux. La charge de ces polluants (dissous) arrivant au Léman est principalement due au Rhône ; il participe à 95% des apports en PCBs, 85% en PBDEs et 97% en PAHs. Pour réduire la concentration de ces polluants dans le lac, des actions au niveau du Rhône, en priorisant les tronçons présentant les plus grandes augmentations de charges, auraient donc probablement le plus d'impact. Les charges de PCBs, PBDEs et PAHs dans l'Arve représentent environ 30% de celles du Rhône après leur confluence à Genève. Un suivi de l'Arve dans le futur paraît donc être également essentiel.

Comme les capteurs passifs échantillonnent les polluants de la fraction dissoute, des trappes à matière en suspension (MES) ont également été installées sur 8 sites. Les concentrations les plus élevées de PCBs, PBDEs et PAHs dans les MES ont été mesurées dans la Chamberonne et la Venoge, deux des cours d'eau où les concentrations de PCBs et PBDEs dissous étaient également les plus élevées. Ayant accès à la concentration des MES de la Chamberonne, les concentrations des polluants particuliers ont pu être déterminées, permettant ainsi d'estimer les concentrations totales (dissoutes + particulières). Les différentes concentrations mesurées ont été comparées aux seuils légaux, révélant des situations critiques pour certains composés.

ABSTRACT

The Scientific Committee of the CIPEL decided in 2018 to initiate a process of monitoring of the rivers of the Lake Geneva basin using passive samplers. The objectives were to obtain (i) a homogeneous overview of the presence of micropollutants, (ii) low limits of quantification and (iii) time-weighted average concentrations and loads of micropollutants. In Autumn 2018, passive samplers for hydrophobic compounds (PCBs, PBDEs and PAHs) were deployed at 46 sites by the School of Criminal Justice (ESC) of the University of Lausanne in collaboration with CIPEL partners (Cantons of Vaud, Valais and Geneva as well as the Rhone Mediterranean Corsica Water Agency).

The streams with the highest dissolved concentrations of these compounds at this time of year were identified :

- *the Nant d'Avril, the Chamberonne, the Venoge and the Arve rivers for PCBs,*
- *the Nant d'Avril, the Chamberonne, the Eau Froide de Roche and the Venoge rivers for PBDEs,*
- *the Rhône and the Arve rivers for PAHs.*

These streams should be investigated on the basis of potential pollution sources discussed in this report and actions should be taken to ensure a better quality of their waters. The load of these (dissolved) pollutants arriving into Lake Geneva is mainly due to the Rhone River ; it contributes to 95% of the inputs of PCBs, 85% of the inputs of PBDEs and 97% of the inputs of PAHs. To decrease the concentration of these pollutants in the lake, actions on the Rhone River, in prioritizing the stretches with the highest load increases, may thus have the highest impact. The loads of PCBs, PBDEs and PAHs in the Arve river constitutes about 30% of the ones in the Rhone river after their confluence in Geneva. Monitoring the Arve river in the future thus appears to be essential.

As passive samplers sequester pollutants from the dissolved fraction, suspended matter (SM) traps were also installed at 8 sites. The highest concentrations of PCBs, PBDEs and PAHs in SM were measured in the Chamberonne and the Venoge rivers, two of the streams in which dissolved concentrations of PCBs and PBDEs were also the highest. Having access to the concentration of SM in the Chamberonne, particulate concentrations of pollutants could be determined, thus enabling to estimate total (dissolved + particulate) concentrations. The different measured concentrations were compared to legal thresholds, revealing critical situations for some compounds.

1. INTRODUCTION

Un des rôles de la CIPEL selon son Plan d'action 2011-2020 est d'assurer une veille de la qualité des eaux du bassin lémanique par rapport aux micropolluants. Pour ce faire, la CIPEL définit des campagnes de mesure (localisation, paramètres suivis, fréquence d'échantillonnage), identifie les sources de pollution potentielles à l'échelle de son territoire, collecte, agrège et valorise les données afin de fournir des recommandations à destination des Etats.

Dans le cadre de cette mission, le conseil scientifique de la CIPEL a décidé en 2018 d'initier un processus de surveillance des rivières du bassin lémanique avec les capteurs passifs afin d'obtenir :

- une **vision d'ensemble homogène** de la présence en micropolluants. Actuellement, les méthodes, les fréquences d'échantillonnage et la liste des substances recherchées peuvent varier d'un bassin à l'autre et d'une entité à l'autre, ce qui rend la comparaison difficile à l'échelle du bassin lémanique. Le déploiement à grande échelle des capteurs passifs étant réalisable à faible coût, les polluants étant capturés dans une même matrice (polymère) et l'analyse pouvant aisément se faire de façon centralisée, cette méthode fournit des résultats comparables entre eux et une vision globale de la situation (Lohmann et al., 2017).
- un abaissement des **limites de quantification (LOQ)**. Certains micropolluants, comme les composés hydrophobes, sont présents à des concentrations particulièrement faibles dans l'eau (ng/L voire pg/L) et sont difficilement mesurables avec les méthodes traditionnelles basées sur l'échantillonnage actif (ponctuel ou automatique). Les capteurs passifs permettant un enrichissement in-situ des polluants dans le polymère (plusieurs dizaines de litres d'eau échantillonnés par jour), une sensibilité très élevée est atteinte sur une période d'échantillonnage typique de 4 à 6 semaines (Jacquet et al., 2013).
- des **concentrations et charges de micropolluants pondérées dans le temps**. Dans de nombreux cours d'eau du bassin lémanique, les prélèvements sont ponctuels et ne donnent que des valeurs instantanées de la pollution à un instant précis. Lorsque les capteurs passifs opèrent en régime linéaire, ils permettent un échantillonnage intégratif, c'est-à-dire qu'ils prennent en compte les polluants provenant de contaminations épisodiques et fournissent des concentrations moyennes pour la période d'échantillonnage (Vrana et al., 2005).

Dans un premier temps, il a été décidé de se focaliser sur trois classes de composés hydrophobes - les polychlorobiphényles (PCBs), les polybromodiphényléthers (PBDEs) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAHs) - avec la perspective d'étendre la surveillance aux composés polaires. Des composés de chacune de ces classes figurent dans la liste des substances "prioritaires" (voire "dangereuses prioritaires") de la directive cadre sur l'eau (DCE)¹. Leurs émissions, rejets et pertes doivent donc être progressivement arrêtés ou supprimés.

En automne 2018, des capteurs passifs ont été déployés sur 46 sites par l'Ecole des Sciences Criminelles (ESC) de l'Université de Lausanne en collaboration avec les partenaires de la CIPEL (cantons de Vaud, Valais et Genève et l'Agence de l'Eau). Etant donné que les capteurs passifs échantillonnent les polluants de la phase dissoute (et non de la phase particulaire), des trappes à matière en suspension (MES) ont également été déployées en parallèle aux capteurs de huit sites. Ce rapport présente les concentrations et charges de PCBs, PBDEs et PAHs mesurées dans les phases dissoutes et particulaires. Il met en évidence les cours d'eau les plus problématiques et discute de la faisabilité d'une surveillance des rivières du bassin lémanique à l'aide des capteurs passifs dans le futur.

¹ Pour les substances très hydrophobes, la DCE ne donne des normes de qualité environnementale (NQE) que pour le biote (art. 3). Toutefois, les Etats peuvent appliquer une NQE à une matrice alternative aux fins de la surveillance pour autant que le niveau de protection procuré par cette NQE soit aussi bon que celui garanti par les NQE et la matrice prescrite par la directive (art. 4).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 COMPOSÉS CIBLES

L'objectif étant de réaliser une surveillance à grande échelle à un prix raisonnable, seule une sélection des congénères de PCBs, PBDEs et PAHs les plus présents dans l'environnement est quantifiée (maîtrise des coûts d'analyse). Il s'agit des **7 PCBs indicateurs** (iPCBs, IUPAC nos. 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180)², des **6 PBDEs sur la somme desquels la norme de la DCE est fixée** (IUPAC nos. 28, 47, 99, 100, 153 et 154) et de **15 des 16 PAHs définis comme prioritaires par l'US-EPA** (acénaphthène, acénaphthylène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[a]pyrène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]perylène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, dibenzo[a,h] anthracène). Ces composés sont hydrophobes (log K_{ow} compris entre 3.92 et 7.9) ; leur structure, leur acronyme et leurs caractéristiques clés pour l'échantillonnage passif sont données à l'Annexe 1.

2.2 CAPTEURS PASSIFS

2.2.A. Sélection des capteurs et recours aux composés de référence et performance

Les bandelettes en caoutchouc de silicone (polymère aussi connu sous le nom de polydiméthylsiloxane, PDMS) ont été sélectionnées pour cette étude. Elles font partie des capteurs passifs présentant les meilleures caractéristiques pour échantillonner les composés hydrophobes dans les rivières. En effet, le taux d'échantillonnage étant de plusieurs dizaines de litres d'eau par jour, le facteur de concentration des polluants dans les capteurs est extrêmement élevé (Smedes and Booij, 2012; Jacquet et al., 2014). De plus, l'équilibre entre l'eau et le silicone étant atteint après plusieurs mois pour les PCBs, les PBDEs et les PAHs avec un log $K_{ow} > 5$, la cinétique d'absorption des composés dans le capteur est dans sa phase linéaire pendant plusieurs semaines (voire plusieurs mois) pour la majorité des composés cibles (Estoppey et al., 2014; Jacquet et al., 2014). Dans ces conditions, l'échantillonnage est dit intégratif (prise en compte des contaminations épisodiques), fournissant ainsi une moyenne pondérée dans le temps. En outre, la résistance physique des bandelettes en silicone permet de les déployer dans des rivières à fort débit (contrairement, par exemple, aux bandelettes en polyéthylène de faible densité, LDPE). Finalement, ce capteur étant monophasique, ceci permet une extraction en laboratoire relativement simple (contrairement, par exemple, aux membranes semi-perméables, SPMD) (Smedes et al., 2010; Estoppey, 2017).

Etant donné que les taux d'échantillonnage dépendent des conditions d'exposition (et en particulier de la vitesse de l'eau), des composés de référence et performance (PRCs) ont été chargés sur les bandelettes silicone avant le déploiement. La dissipation des PRCs et l'absorption des polluants étant influencées de la même manière par les conditions environnementales, l'étude de la dissipation des PRCs permet de déterminer les taux d'échantillonnage propres à chaque site (Booij and Smedes, 2010; Lohmann et al., 2012).

2.2.B. Procédures appliquées aux capteurs

Les étapes de la procédure appliquée aux capteurs passifs sont tirées de Estoppey et al. (2016) et Estoppey (2017). Elles sont présentées brièvement ci-dessous.

Préparation : A partir de feuilles de silicone (SSP-M823, épaisseur de 0.25 mm, Shielding-solutions), 226 bandelettes (9 x 20 cm) ont été découpées et quatre trous (diamètre de 4 mm) ont été réalisés à une de leurs extrémités. Les bandelettes ont été nettoyées par extraction au Soxhlet avec de l'acétate d'éthyle (100 h) et du méthanol (48 h). Seize bandelettes (« blancs de terrain ») ont été conservées au congélateur (-20°C) dans des flacons en verre ambré. Le reste des bandelettes a été chargé avec les PRCs (biphényl-d10, PCBs 1, 3, 14, 19, 30, 50, 61, 78, 104 et 120, 145 et 204). Pour ce faire, elles ont été transférées (en deux lots, pour des raisons de place) dans une bouteille ambrée de 5L contenant une solution de méthanol avec les PRCs (Figure 1A).

La bouteille a été agitée en continu et de l'eau ultra-pure y a été graduellement ajoutée (sur une durée totale de 10 jours) jusqu'à atteindre une solution méthanol/eau dans un rapport de 50/50. Une fois la solution retirée, les bandelettes ont été dispatchées dans quatre bouteilles ambrées de 1L (une par canton/département) et ont été conservées au congélateur (-20°C) jusqu'au déploiement.

² Contrairement aux PCBs type dioxines (dl-PCBs), les iPCBs ne figurent pas dans la liste des substances prioritaires de la DCE. Toutefois, comme les PCBs étaient commercialisés sous forme de mélanges, il est raisonnable d'affirmer que les affluents du Léman constituant les apports en iPCBs les plus importants sont aussi ceux qui auront les apports en dl-PCBs les plus importants

Six bandelettes de chacune de ces bouteilles ont, par la suite, été utilisées comme « contrôles de préparation » (bandelettes non déployées afin de déterminer la quantité initiale de PRCs).

Déploiement : Les bouteilles ambrées de 1L contenant les bandelettes chargées en PRCs et les flacons contenant les « blancs de terrain » ont été transportés sur le terrain dans une glacière. Pendant qu'un capteur était constitué, une bandelette « blanc de terrain » ou une bandelette « contrôle de préparation » (en alternance) a été exposée à l'air sur une barquette d'aluminium (Figure 1B). Un capteur à proprement parler était composé de deux bandelettes de 9 x 20 cm. Les bandelettes ont été fixées à des tiges filetées (diamètre : 5 mm) en passant les tiges à travers les trous réalisés dans les bandelettes et en utilisant des écrous pour les maintenir en place. Une tige filetée avec deux bandelettes a été fixée à un fer à béton, un câble ou un tube en aluminium (en fonction du site ; voir chapitre 2.4.2) à l'aide de huit brides en plastiques et deux pièces de plexiglas (Figure 1C). Deux capteurs ont été déployés par site, idéalement à des endroits où la vitesse de l'eau était de 20 à 40 cm/s (pour obtenir de bonnes LOQ et être au maximum dans la fenêtre intégrative, voir chapitre 3.1). Lors des six semaines d'échantillonnage, les « blancs de terrain » et les « contrôles de préparation » ont été conservées au congélateur. Pour les sites suisses, un contrôle des capteurs a été effectué après trois semaines pour enlever les éventuelles branches, feuilles et herbes prises dans les fers à béton. A la fin de la période d'échantillonnage, les capteurs ont été retirés de l'eau et, lorsque du biofilm était présent, il a été enlevé en frottant les bandelettes avec une éponge propre (nettoyée au Soxhlet) dans une barquette en aluminium remplie avec de l'eau du site (Figures 1D et 1E). Après avoir été séchées avec du papier mouchoir, elles ont été placées dans des récipients en verre ambrés et conservées au congélateur dès l'arrivée au laboratoire et ce jusqu'au jour de l'extraction.

Extraction : Les bandelettes déployées, les « blancs de terrain » et les « contrôles de préparation » ont été extraits selon la même procédure (avec une verrerie calcinée à 450°C et nettoyée à l'acétone et l'hexane). Les bandelettes ont été coupées en deux dans le sens de la longueur. Les quatre lamelles provenant d'un capteur ont été placées dans un Soxhlet de 100 mL. Les standards internes (0.3 ml d'une solution à une concentration de 50 ng/mL de ¹³C-PCBs, 7.5 ng/mL de ¹³C-PBDE et 125 ng/mL de PAHs deutérés) ont été ajoutés directement sur les bandelettes. L'extraction au Soxhlet a été réalisée pendant 16h avec de l'hexane (150 mL). Notons que le Conseil Scientifique du 30 janvier 2018 a opté pour l'extraction d'un seul capteur par site (le deuxième étant conservé en réserve au congélateur) afin de couvrir davantage de sites avec le budget disponible.

Purification : L'hexane des extraits a été évaporé jusqu'à un volume d'environ 1 mL à l'aide d'un évaporateur parallèle. Les extraits ont subi une purification sur colonne d'oxyde d'alumine (6 g) et de gel de silice (6 g), tous deux désactivés avec 5% masse/masse d'eau. L'extrait a été élué avec de l'hexane et du dichlorométhane puis réduit à l'évaporateur parallèle jusqu'à un volume d'environ 1 mL. Il a été transféré dans un vial GC et réduit à un volume de 0.5 mL (flux d'azote). Pour finir, 1.2 mL d'isooctane ont été ajoutés dans chacun des vials et le tout a été réduit à un volume de 0.3 mL. Les extraits ont alors été transférés dans des vials GC avec insert et ont été conservés au congélateur (-20°C) jusqu'à l'analyse.

Analyse : Les analyses ont été réalisées par GC-MS/MS en injectant deux microlitres sur un injecteur PTV (splitless) et en utilisant une colonne ZB-5MS (20 m x 0.18 mm, id 0.18 µm). Le MS opérait en impact électronique à -70eV dans le mode SRM. Pour chaque composé, deux transitions SRM ont été utilisées (une pour la quantification et l'autre pour la qualification). Une courbe de calibration (PCBs : 0.3 à 200 ng/mL, PBDEs : 0.2 à 33 ng/mL, PAHs : 0.8 à 400 ng/mL) a été réalisée tous les 6 échantillons. Les standards internes ont été utilisés pour compenser les pertes lors de l'extraction, de la purification et de l'analyse. A ce stade, les concentrations sont exprimées en ng polluant / g silicone.

Interprétation : Pour déterminer les concentrations aqueuses de polluants dans les cours d'eau (pg/L) à partir des concentrations de polluants mesurées dans les capteurs (ng/g silicone), la connaissance du taux d'échantillonnage (L/jour) est nécessaire (en plus de la masse du capteur (g) et de la durée d'échantillonnage (jour)). Il a été déterminé à partir des PRCs présents dans les « contrôles de procédure » (quantité initiale) et des PRCs présents dans les capteurs déployés (quantité restante) comme illustré à l'Annexe 2. Afin de déterminer la charge de polluants, les concentrations aqueuses (pg/L) ont été multipliées par les débits des cours d'eau (L/s). Les données de débits ont été fournies par l'OFEV, le DREAL et les veilles hydrologiques cantonales ou ont été estimées à partir des mesures réalisées sur le terrain lorsqu'aucune station n'était présente (voir Annexe 3).

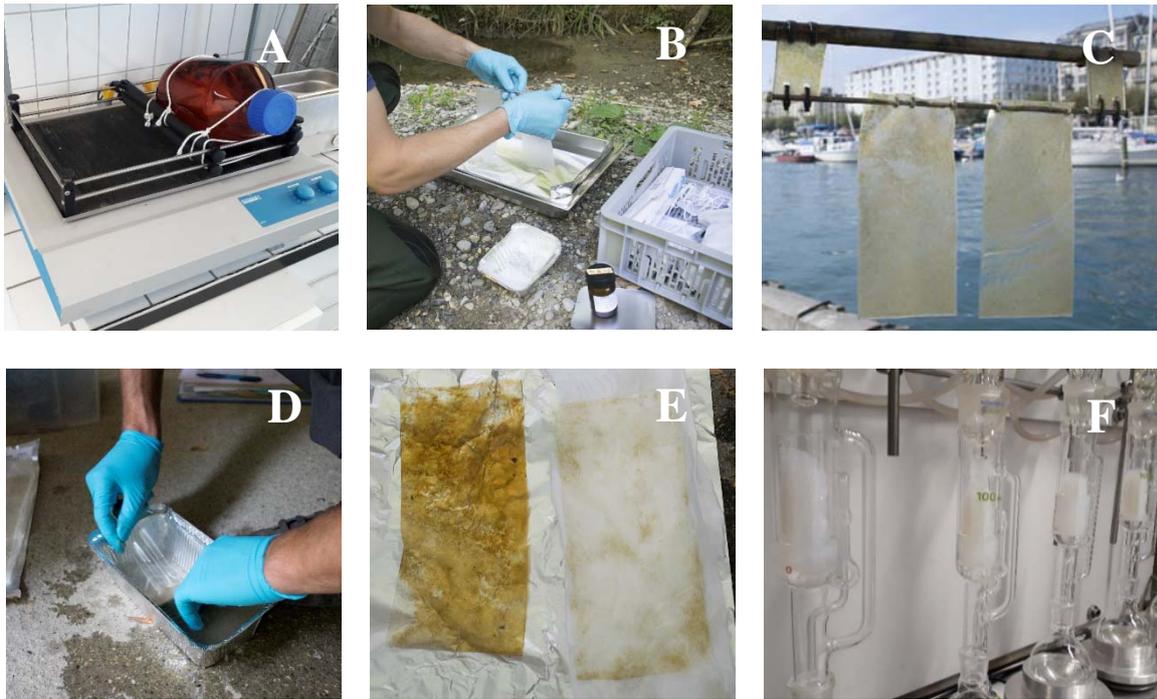


Figure 1 : (A) Chargement des PRCs sur les bandelettes par ajout graduel d'eau à une solution de méthanol (sous agitation) (B) Montage d'un capteur et exposition simultanée d'un « blanc de terrain » à l'air (barquette alu) (C) Capteur constitué de deux bandelette silicone maintenues à un tube en aluminium par une tige filetée, deux pièces en plexiglas et huit brides en plastique. (D) Nettoyage du biofilm présent sur une bandelette à l'aide d'une éponge et d'eau du site dans une barquette en aluminium (E) Comparaison entre deux bandelettes du même site, avant et après nettoyage du biofilm. (F) Extraction Soxhlet des bandelettes avec de l'hexane.

Figure 1: (A) PRC spiking into silicone strips by gradual addition of water to a methanol solution (under agitation) (B) Sampler assembling and simultaneous exposure of a « field blank » to air (aluminum foil tray) (C) Sampler constituted of two silicone strips maintained to an aluminum tube by a threaded rod, two pieces of Plexiglas and eight plastic ties (D) Removing of biofilm present on strips using a scourer and site water (in an aluminum foil tray) (E) Comparison between two strips from the same site, before and after biofilm removing (F) Soxhlet extraction of strips with hexane.

2.3 TRAPPES À MATIÈRE EN SUSPENSION

Etant donné que les capteurs passifs échantillonnent les polluants de la phase dissoute et non ceux de la phase particulaire (Miège et al., 2015), des trappes à matière en suspension (MES) telles que décrites par Phillips et al. (2000) ont été déployées en parallèle aux capteurs sur huit sites. Ceci, entre autres, dans le but de déterminer s'il existe une corrélation entre les concentrations de la phase dissoute et de la phase particulaire, pour ainsi orienter la démarche méthodologique de futures campagnes de surveillance (qui pourraient être réalisées uniquement avec les capteurs passifs).

Les trappes ont été prêtées par le département UChem de l'Eawag et les collaborateurs du Centre Ecotox ont formé ceux de l'ESC au déploiement de celles-ci. Après avoir été rincées avec de l'eau du site, les trappes ont été fixées à deux socles en acier inoxydable (maintenus dans le lit de la rivière avec des tiges métalliques) à l'aide de lanières (Figure 2A). Pour deux sites où l'installation des socles n'était pas possible (voir Tableau 1), les trappes ont été fixées à deux câbles (arrimés à des rochers) à l'aide de brides métalliques. A la fin de la période d'échantillonnage, le contenu des trappes (MES et eau) a été versé dans une cuve en acier inoxydable préalablement nettoyée à l'acétone et l'hexane et rincée avec l'eau du site (Figure 2B). Après décantation en chambre froide (min. 24 h), la majorité de l'eau a été retirée à l'aide du robinet des cuves (Figure 2C). Les dernières centaines de millilitres d'eau ont été retirés après le transfert du contenu dans un plat en verre, puis dans un ballon en verre (chaque fois après une décantation de min. 24 h). Les échantillons ont ensuite été lyophilisés et ont subi les mêmes étapes d'extraction, de purification et d'analyse que les capteurs passifs (voir chapitre 2.2.2), mais en réalisant deux répliques par site (masse de MES extraite : 1 g et 2 g) lorsque la masse de MES accumulée le permettait.



Figure 2 : (A) Trappe à matière en suspension (MES) fixée avec des lanières à deux socles (eux-mêmes maintenus par des tiges en métal dans le lit de la rivière) (B) Récupération du contenu d'une trappe (eau + MES) dans une cuve en acier inoxydable (C) Eau retirée après décantation des MES en chambre froide.

Figure 2: (A) Suspended matter (SM) trap fixed with straps to two metal bases (the latter are fixed to the riverbed by means of metal bars) (B) Retrieval of trap content (water + SM) in a stainless steel tank (C) Water removing after settling of suspended matter in a cold room.

2.4 SITES D'ÉCHANTILLONNAGE ET AMÉNAGEMENT

2.4.A. Choix des rivières

Des capteurs passifs ont été déployés sur 46 sites, sélectionnés sur la base (a) du réseau de surveillance pérenne (sites n°1 à 37) (CIPEL, 2017), (b) d'une étude sur les PCBs de Grelot (2016) (sites n° 38 et 39), (c) de suggestions du groupe de travail « Pollutions industrielles » (sites n°40 à 45) (CIPEL, 2018) et (d) d'une suggestion de l'ESC (site n°46). Ces sites sont référencés sur la carte de la Figure 3 et détaillés dans le Tableau 1. Les sites où des trappes à MES ont été déployées sont également mentionnés.

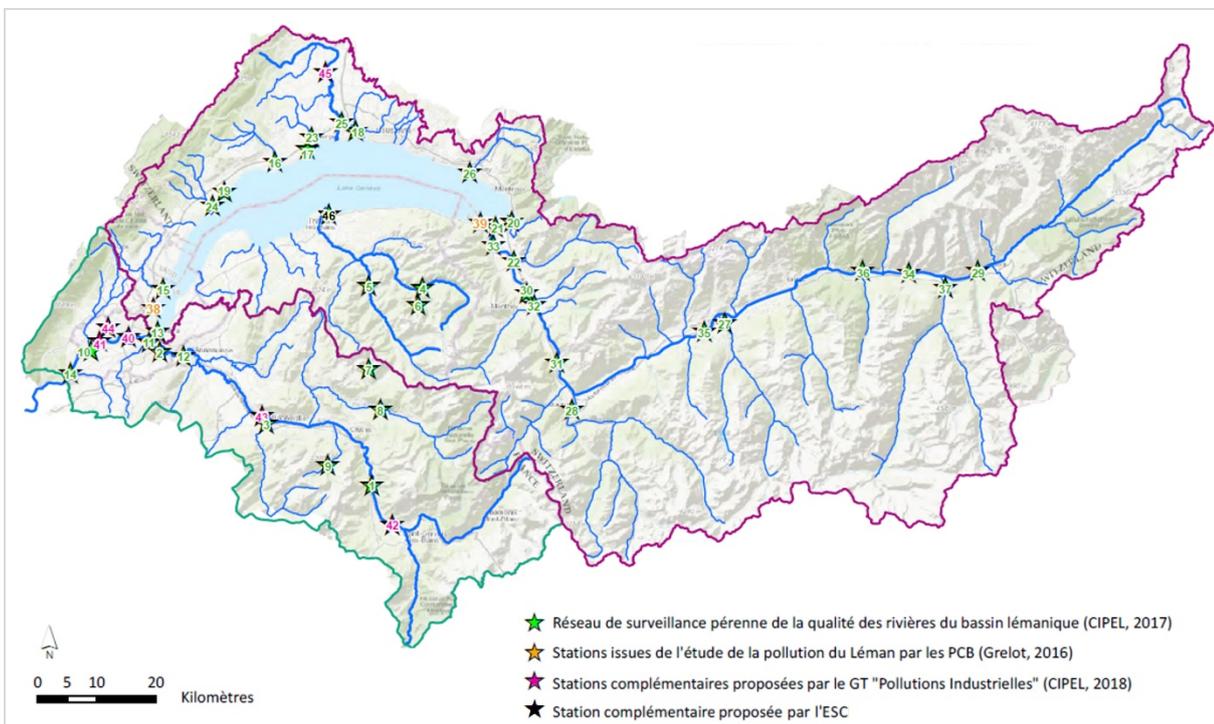


Figure 3 : Localisation des 46 sites retenus pour le déploiement des capteurs passifs. Des trappes à MES ont été déployées aux sites n° 4, 10, 14, 16, 18, 25, 28 et 33.

Figure 3: Situation of the 46 sites retained for passive sampler deployment. SM traps were deployed at sites 4, 10, 14, 16, 18, 25, 28 and 33.

2.4.B. Aménagement

Sur 32 des 46 sites, les capteurs ont été installés sur des fers à béton plantés verticalement dans le lit de la rivière, avec des fers à béton de protection quand cela a été jugé nécessaire (Figure 4A). Pour 7 sites du Rhône en Valais, un câble lesté par une brique et fixé à un pont (ou une structure métallique sur la berge) a été utilisé pour déployer les capteurs à des profondeurs plus importantes et ainsi éviter que les capteurs sortent de l'eau lorsque le niveau d'eau baissait (Figure 4B). Pour 7 cours d'eau du canton de Genève, des fers à béton ou des tubes en aluminium ont été fixés directement à des rochers, des arbres, des ouvrages en béton (barrage, retenue, ...) ou des structures métalliques (passerelles). Dans tous les cas, une étiquette avec le message « Expérience en cours, SVP ne pas toucher » et les numéros de téléphones des collaborateurs de l'ESC et des partenaires cantonaux a été installée pour prévenir la détérioration du matériel.

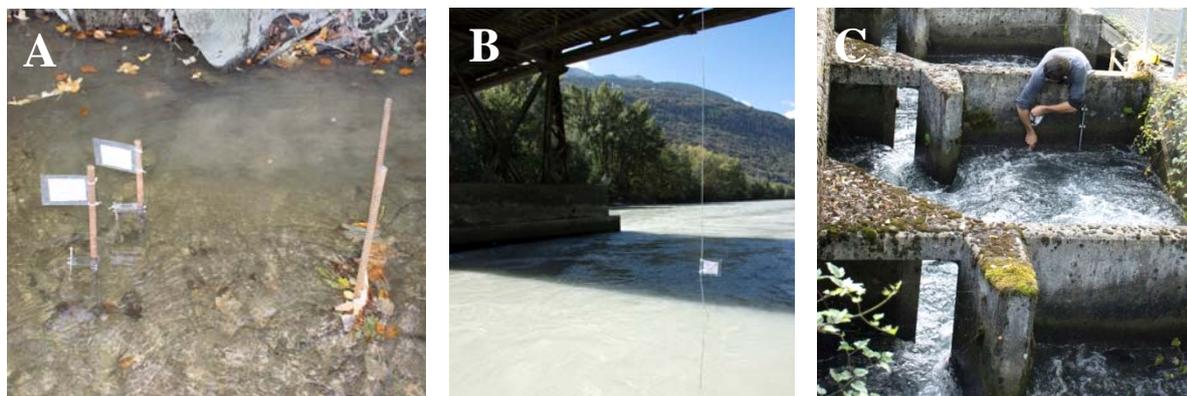


Figure 4 : (A) Capteurs passifs fixés sur des fers à béton plantés verticalement dans le lit de la rivière (avec des fers à béton de protection en amont). (B) Déploiement de capteurs sur un câble lesté par une brique reposant sur le fond de la rivière. (C) Capteurs fixé à un tube en aluminium maintenus à un ouvrage en béton.

Figure 4: (A) Passive samplers maintained on iron bars vertically fixed in the riverbed (with protective iron bars). (B) Samplers deployed on a cable weighed down with a brick resting on the riverbed. (C) Samplers fixed on an aluminum tube maintained to a concrete structure.

Tableau 1 : Information détaillées concernant les sites sur lesquels les capteurs passifs et la trappes MES ont été déployés.

Table 1: Detailed information on sites at which passive samplers and SM traps were deployed.

Cours d'eau	Lieu	x	y	Réseau	n° site	Méthode	Installation	Récupération	Trappe	
Valais (CH)	Borgne	Bramois	2596779	1120040	VS	27	Fer à béton	17-sept	29-oct	-
	Canal Stockalper	Port-Valais	2555971	1136537		39	Fer à béton	13-sept	22-oct	-
	Drance	Martigny	2570639	1104399	NAWA	28	Fer à béton	17-sept	29-oct	Socles
	Rhône	Brig amont STEP	2639648	1128778	NAWA	29	Câble	17-sept	29-oct	-
	Rhône	Collombey SATOM	2563344	1125100	VS	30	Câble	13-sept	22-oct	-
	Rhône	Evionnaz amont	2568387	1113150	VS	31	Câble	17-sept	29-oct	-
	Rhône	Monthey amont	2564575	1122920	VS	32	Câble	13-sept	22-oct	-
	Rhône	Porte-du-Scex	2557644	1133280	NADUF	33	Câble	13-sept	22-oct	Socles
	Rhône	Raron	2627869	1128469	VS	34	Câble	5-oct*	29-oct	-
	Rhône	Sion centre	2594734	1120116	NAWA	35	Câble	27-sept*	29-oct	-
	Rhône	Turtmann	2620192	1128784	VS	36	Fer à béton	17-sept	29-oct	-
	Vispa	Visp amont	2634030	1125900	NAWA	37	Fer à béton	17-sept	29-oct	-
	Vaud (CH)	Aubonne	Le Coulet	2520710	1147425	NAWA	16	Fer à béton	11-sept	19-oct
Boiron		Lac Tolochenaz	2526245	1149626	NAWA	17	Fer à béton	11-sept	19-oct	-
Chamberonne		UNIL Vidy	2534324	1152734	VD	18	Fer à béton	11-sept	19-oct	Socles
Dullive		Dullive amont STEP	2512081	1142164	VD	19	Fer à béton	11-sept	19-oct	-
Eau Froide de Roche		Rennaz	2560711	1137230	VD	20	Fer à béton	13-sept	22-oct	-
Grand Canal		Embouchure	2558127	1136806	VD	21	Fer à béton	13-sept	22-oct	-
Grande Eau		Aigle amont Rhône	2561194	1130477	NAWA	22	Fer à béton	13-sept	22-oct	-
Morges		Morges	2527055	1151692	VD	23	Fer à béton	11-sept	19-oct	-
Promenthouse		Le Rancho	2510036	1140072	NAWA	24	Fer à béton	11-sept	19-oct	-
Venoge		Les Bois	2532031	1154081	NAWA	25	Fer à béton	11-sept	19-oct	Socles
Venoge		Dailens	2529631	1163678	VD	45	Fer à béton	11-sept	19-oct	-
Veveyse	Vevey	2553902	1145771	NAWA	26	Fer à béton	13-sept	22-oct	-	

Genève (CH)	Allondon	Embouchure	2489624	1115899	GE	10	Fix. rocher	12-sept	23-oct	Câbles
	Arve	Veyrier	2502016	1114875	GE	2	Fix. béton	12-sept	23-oct	-
	Arve	Ecole de Médecine	2499386	1116892	NAWA	11	Fix. arbres	12-sept	23-oct	-
	Léman	Paquis	2500810	1118472	GE	13	Fix. béton	12-sept	23-oct	-
	Rhône	Chancy RG	2486038	1111406	NAWA	14	Fix. rocher	12-sept	23-oct	Câbles
	Versoix	Versoix amont CFF	2501878	1125800	GE	15	Fer à béton	12-sept	23-oct	-
	Le Vengeron	Pregny-Chambésy	2500367	1122558		38	Fer à béton	12-sept	23-oct	-
	Rhône	Le Lignon	2496228	1118522	GE	40	Fix. métal	12-sept	23-oct	-
	Rhône	Retenue Verbois	2491273	1116666	GE	41	Fix. béton	12-sept	23-oct	-
	Nant d'Avril	Bourdigny	2492605	1119389	GE	44	Fer à béton	12-sept	23-oct	-
Haute-Savoie (FR)	Arve	Magland	2537222	1092637	RCS	1	Fer à béton	14-sept	26-oct	-
	Arve	Pont-de-Zone	2505318	1114397	RCS	12	Fer à béton	14-sept	26-oct	-
	Arve	Arve à Passy 2	2540649	1085665	SM3A	42	Fer à béton	14-sept	26-oct	-
	Arve	Arve à Bonneville	2517783	1104350	SM3A	43	Fer à béton	14-sept	26-oct	-
	Borne	St-Pierre-en-Faucigny	2519291	1102898	RCS	3	Fer à béton	14-sept	26-oct	-
	Dranse	Abondance	2545777	1126093	RCS	4	Fer à béton	15-sept	30-oct	Socles
	Dranse	Morzine à la Baume	2536709	1126396	RCS	5	Fer à béton	21-sept	30-oct	-
	Dranse	Pont de Dranse	2528410	1137007		46	Fer à béton	15-sept	30-oct	-
	Edian	Abondance	2544911	1123049	RRP	6	Fer à béton	15-sept	30-oct	-
	Foron de Taninges	Taninges	2536654	1112354	RRP	7	Fer à béton	21-sept	30-oct	-
	Giffre	Taninges	2538664	1105439	RCS	8	Fer à béton	14-sept	26-oct	-
	Grand Foron	Le Reposoir	2529704	1095755	RRP	9	Fer à béton	14-sept	26-oct	-

* Nouveaux capteurs installés suite à du vandalisme (site n°34) et une baisse trop importante du niveau de l'eau (site n°35).

2.4.C. Périodes et fréquence échantillonnage

Les mois estivaux (juin à août) ne sont pas les plus appropriés pour déployer des capteurs passifs dans les cours d'eau à régime glaciaire alors que les mois hivernaux (décembre à mars) ne sont pas idéaux pour les cours d'eau à régime pluvial. En effet, dans ces situations, les débits élevés entraînent une forte dilution et rendent l'installation et la récupération des capteurs plus difficile. Pour cette première campagne, il a été décidé de déployer les capteurs de mi-septembre à fin octobre. Les dates d'installation et de récupération des capteurs sont données dans le Tableau 1.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Une baisse trop importante du niveau de l'eau (site n°35, Rhône - Sion) et un cas de vandalisme (site n°34, Rhône - Raron) ont impliqué le déploiement de nouveaux capteurs à ces deux sites (respectivement 10 et 18 jours après le déploiement initial). Mis à part ces deux cas, les capteurs ont pu être exposés pendant 6 semaines sur chaque site. Dans l'Arve, aux sites n°42 (Passy), n°43 (Bonneville), et n°11 (Ecole de Médecine), à cause de la baisse du niveau de l'eau, une seule bandelette a été immergée pendant les 6 semaines et l'analyse a donc porté uniquement sur celle-ci (impact sur le taux d'échantillonnage et la LOQ discutée ci-dessous). L'extrait du Nant d'Avril (site n°44) a été divisé en deux aliquots pour subir des purifications supplémentaires (H₂SO₄ pour les PCBs et les PBDEs ; Hg pour les PAHs) car il contenait des composés qui interféraient lors de l'analyse GC/MSMS.

3.1 TAUX D'ÉCHANTILLONNAGE, LIMITES DE QUANTIFICATION ET FENÊTRES INTÉGRATIVES

Les **taux d'échantillonnage (R_S)** des composés cible déterminés pour chaque site sont donnés à l'Annexe 4. En moyenne, les R_S étaient de 24 à 30 L/jour pour les PCBs, de 19 à 24 L/jour pour les PBDEs et de 29 à 39 L/jour pour les PAHs. Les sites qui présentaient des R_S beaucoup plus élevés que ces moyennes sont ceux où les capteurs ont été déployés à des vitesses d'eau dépassant les 50 cm/s. C'est par exemple le cas du site n°41 (Rhône, Retenue de Verbois) qui présentait des R_S > 100 L/jour car les capteurs ont été installés dans une passe à poisson avec des vitesses proches de 100 cm/s (Figure 4C). Les sites qui présentaient des R_S beaucoup plus faibles que les moyennes sont ceux où les vitesses d'eau étaient inférieures à 10 cm/s et/ou ceux auxquels une seule bandelette silicone a pu être analysée (R_S divisé par un facteur 2). C'est par exemple le cas du site n°11 (Arve, Ecole de Médecine) qui présente des R_S < 7 L/jour, la baisse du niveau de l'Arve à cette période (très faibles précipitations sur la période) ayant engendré de faibles vitesses à cet endroit et l'immersion complète d'une seule bandelette.

Les **limites de quantification (LOQ)** ont été déterminées en prenant la valeur la plus élevée entre (1) la « LOQ analytique » qui correspond à la plus petite concentration de standard que l'appareillage analytique est capable de quantifier et (2) la « LOQ des contrôles de procédure » qui correspond à la moyenne + 10 fois l'écart-type des concentrations de composés cibles retrouvés dans les contrôles de procédure. Le Tableau 2 donne les LOQ exprimées en « pg / litre » pour les différents composés cibles. Etant donné que ces LOQ sont dépendantes du R_s (L/jour), de la masse du capteur (g) et de la durée d'exposition (jour), elles peuvent varier d'un site à l'autre. Ainsi, les LOQ les plus basses ont été obtenues sur les sites où les R_s étaient élevés, où deux bandelettes ont pu être analysées et où l'exposition a duré les 6 semaines prévues (LOQ_{min} obtenues au site n°41). Les LOQ les plus élevées, au contraire, ont été obtenues sur les sites où les R_s étaient faibles, où une seule bandelette a pu être analysée et/ou des capteurs ont dû être réinstallés au cours des 6 semaines (LOQ_{max} obtenues au site n°11).

Les **fenêtres intégratives (t_{int})** représentent les durées pendant lesquelles les polluants provenant de contaminations épisodiques sont prises en compte par les capteurs passifs. Elles augmentent avec l'affinité du polluant pour le silicone ($\log K_{SW}$ donnés à l'Annexe 1), mais diminuent lorsque R_s augmente. Pour les PCBs et les PBDEs, t_{int} s'étend en moyenne de 85 jours (PCB 28) à plusieurs années (PBDEs 153 et 154), garantissant un échantillonnage intégratif. Le site n°41 qui présente des R_s très élevés est problématique pour les PCB 28 et 52 (t_{int} = 11 et 21 jours, respectivement) et devrait donc être revu pour de prochaines campagnes. Pour les PAHs avec un $\log K_{SW} > 4.5$, t_{int} est en moyenne supérieur à 1 mois. Par contre, pour les PAHs qui ont un $\log K_{SW} < 4.5$, l'échantillonnage n'est pas intégratif sur l'ensemble des 6 semaines. Pour ces composés, les concentrations aqueuses fournies par les capteurs ne sont pas pondérées sur les 6 semaines, mais reflètent la concentration de contaminants de la fin de la période d'échantillonnage (Lohmann and Muir, 2010).

Tableau 2 : LOQ moyenne (n=46 sites), LOQ minimale (site n°41) et LOQ maximale (site n°11) des différents composés cibles (pg/L).

Table 2: Average LOQ (n=46 sites), minimum LOQ (site 41) and maximum LOQ (site 11) LOQ of the different target compounds (pg/L).

LOQ (pg/L)							
	Moy (n = 46)	Min	Max		Moy (n = 46)	Min	Max
PCB 28	0.5	0.1	1.2	Acénaphène	316	284	568
PCB 52	1.1	0.1	6.3	Acénaphylène	209	196	392
PCB 101	1.3	0.1	3.7	Fluorène	273	74	876
PCB 118	0.2	0.1	0.5	Phénanthrène	248	123	682
PCB 138	0.4	0.1	1.9	Anthracène	16	3	55
PCB 153	0.5	0.1	1.5	Fluoranthène	51	13	174
PCB 180	0.5	0.1	1.7	Pyrène	28	8	97
				Benz[a]anthracène	5.8	0.3	28
PBDE 28	0.4	0.1	1.4	Chrysène (+ triphénylène)	6.8	0.4	33
PBDE 47	0.4	0.1	1.5	Benzo[a]pyrène	3.6	0.2	20
PBDE 99	0.5	0.1	1.8	Benzo[b]fluoranthène (+ B[j]F)	5.9	0.2	33
PBDE 100	0.5	0.1	1.6	Benzo[k]fluoranthène	2	0.2	10
PBDE 153	1.5	0.2	5.1	Benzo[ghi]perylène	7.8	1.2	19
PBDE 154	1.5	0.2	5.1	Dibenz[a,h]anthracène	5.2	0.4	29
				Indeno[1,2,3-cd]pyrène	2.9	0.4	15

3.2 CONCENTRATIONS MESURÉES AVEC LES CAPTEURS PASSIFS (PHASE DISSOUE)

Les concentrations (pg/L) des composés cibles mesurées en automne 2018 avec les capteurs passifs aux différents sites sont données à l'Annexe 5. Les Figures 5, 7 et 8 illustrent les résultats pour la somme des 7 PCBs, des 6 PBDEs et des 15 PAHs, respectivement.

Pour les **PCBs**, les cours d'eau étudiés présentant les plus grandes concentrations sont le Nant d'Avril (> 1100 pg/L pour la somme des 7PCBs dissous), la Chamberonne, la Venoge et l'Arve (site à Passy) (> 100 pg/L), suivis par le Vengeron, l'Eau Froide de Roche et le Rhône (site à Evionnaz) (> 75 pg/L). Parmi les 10 sites qui viennent ensuite (40 - 75 pg/L), on retrouve majoritairement (8 sur 10) d'autres sites du Rhône et de l'Arve. Un nombre élevé d'industries (p. ex > 500 usines de décolletage dans la vallée de l'Arve) et de sites contaminés de type « décharge/remblai » (p. ex 250 pour le Rhône) sont présents à proximité de ces 7 cours d'eau et constituent des sources potentielles de PCBs. Pour le Nant d'Avril, malgré la diminution de la pollution due aux PCBs émanant du CERN (DETA, 2014), les concentrations mesurées dans l'eau peuvent potentiellement encore conduire à des dépassements de seuils (UE/1259/2011) dans les poissons (voir chapitre 3.3.2). Un suivi de ce cours d'eau dans le futur paraît donc indispensable, en portant une attention particulière aux rejets du CERN et à la zone industrielle de Meyrin-Satigny. Pour la Venoge, il a été montré en 2012 et 2014 que l'effluent d'une STEP et celui d'un bassin de décantation d'une usine de traitement de déchets étaient responsables d'une augmentation de la concentration en PCBs dans la Venoge (Estoppey et al., 2015; Estoppey et al., 2016). Dans l'Arve, la diminution de la concentration des PCBs en aval de Passy et l'absence d'augmentation de la charge de PCBs jusqu'à Bonneville (voir Figure 9) laissent penser qu'une ou (des) source(s) locale(s) de PCBs au niveau de Passy (ou en amont) pourraient être responsable(s) d'une large partie de la pollution en PCBs dans l'Arve. Une usine vieille de plus de 120 ans, située quelques kilomètres en amont du site Arve - Passy, spécialisée dans les produits graphite et ayant historiquement possédé divers ateliers (aluminothermie, ferro-alliages, magnésie électro-fondue, chlorate et perchlorate) constitue une source potentielle. Cette usine a déjà pris plusieurs mesures pour réduire ses émissions et d'autres démarches sont en cours. Mentionnons qu'un incinérateur est également présent aux abords de l'Arve à Passy. Selon la littérature, il est possible que des PCBs soient formés lors des processus d'incinération et émis dans l'environnement (ADEME, 2011; Van Caneghem et al., 2014) ; cet incinérateur peut donc être considéré comme une source potentielle. Pour le Rhône, la concentration élevée à Evionnaz pourrait être due à un apport de PCBs par le Trient, suite au gros chantier de la centrale de pompage-turbinage de Nant de Drance. Il n'est également pas exclu que l'eau rejetée dans le Rhône par les stations hydroélectriques situées en amont d'Evionnaz contienne des PCBs. En effet, le revêtement (vernis au caoutchouc chloré) de certaines conduites forcées peut contenir des PCBs (Stolz, 2000). Dans le futur, un suivi au niveau de ces 7 sites (n°18, 20, 25, 31, 38, 42 et 44) paraît donc être une priorité pour les PCBs.

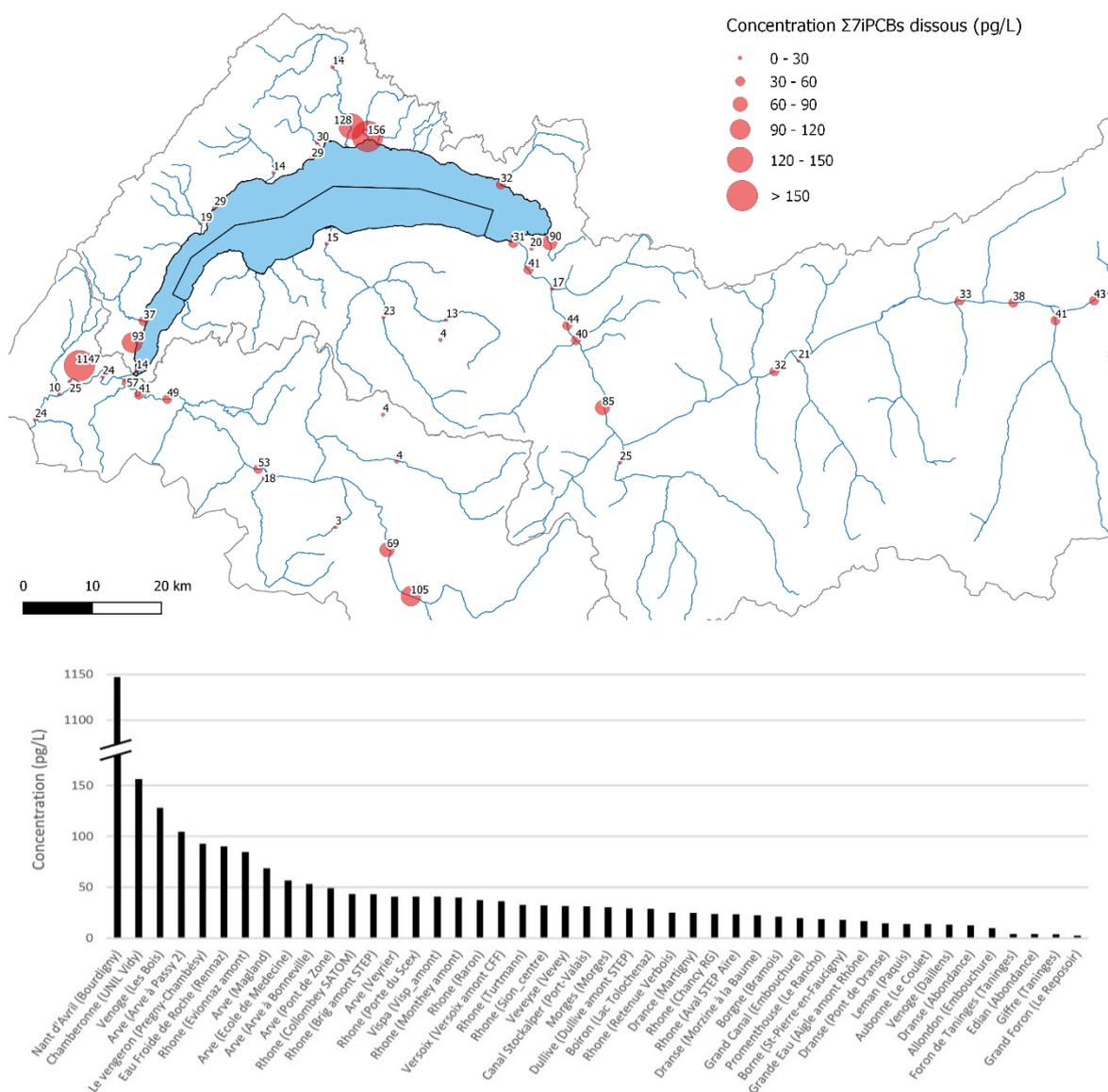


Figure 5 : Concentration de la somme des 7 iPCBs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (pg/L). La concentration du PCB 31 (co-élution avec le PCB 28) est également pris en compte dans cette somme.

Figure 5: Concentration of the sum of the 7 iPCBs (dissolved fraction) at the different studied sites (pg/L). The concentration of PCB 31 (co-elution with PCB 28) is also taken into account in this sum.

Pour quatre de ces six cours d'eau (Chamberonne, Venoge, Vengeron et Eau Froide de Roche), l'étude de Grelot (2016) avait révélé des concentrations du même ordre de grandeur (moins d'un facteur 2 de différence entre les deux études) au printemps 2016 (Figure 6A). Par contre, pour le Rhône (Porte du Scex), les concentrations sont largement plus faibles en 2018 qu'en 2016 (> facteur 6) alors que le débit du Rhône n'était que légèrement plus faible en 2016 (facteur 1.5) ; cette diminution s'explique peut-être par l'assainissement (débuté en 2009) de l'étang de la STEP de Monthey aux abords du Rhône. Une nette diminution de la concentration de PCBs est également observée pour trois autres cours d'eau : la Dranse, l'Aubonne et en particulier le Canal Stockalper dont la concentration est presque 16 fois plus faible en 2018 (31 pg/L) qu'en 2016 (493 pg/L). Cette diminution confirme celle observée par Coudret et al. (2018) au printemps 2018 (32 pg/L). Elle pourrait s'expliquer par des travaux d'assainissement (en 2014) des berges d'un affluent du Stockalper (le Canal des Mangettes) pouvant conduire à une diminution progressive du relargage des PCBs dans le Stockalper. Pour le Rhône, la Dranse et l'Aubonne (sites n°16, 39 et 46), il est nécessaire de déterminer si ces diminutions se confirment lors de prochaines campagnes ou si elles sont uniquement saisonnières. En effet, les précipitations étaient par exemple nettement plus faibles en automne 2018 (environ 15 mm) qu'au printemps 2016 (environ 100 mm), réduisant l'entraînement des polluants par ruissellement/ infiltration.

L'étude du **profil des PCBs** dans les rivières peut fournir de précieuses informations pour comprendre le transport des PCBs dans les différents compartiments environnementaux et faire des hypothèses sur les sources de pollution. Par exemple, le profil riche en PCBs légers de la Venoge se reflète sur celui observé dans ses poissons (très caractéristique par rapport à tous les profils de poissons des autres cours d'eau romands répertoriés par Schmid et al. (2010)). Ce profil est majoritairement dû aux rejets d'une STEP qui enrichit fortement le profil de la rivière en PCBs légers (les plus lourds étant probablement mieux retenus par les traitements) (Estoppey et al., 2015; Estoppey et al., 2016). Les profils observés varient d'une rivière à l'autre et semblent être stables dans le temps (Figure 6B). Ceci est extrêmement intéressant pour émettre des hypothèses de sources de pollution. La contamination de la Chamberonne par exemple pourrait être due à des sources du même type de que la Venoge (rejets de STEP) alors que celle de l'Eau Froide de Roche pourrait être due davantage à des sédiments contaminés historiquement (comme cela était le cas du Canal Stockalper). De futurs suivis et investigations de sources de PCBs devraient permettre de gagner de l'expérience pour cibler des types de sources et proposer les actions les plus appropriées.

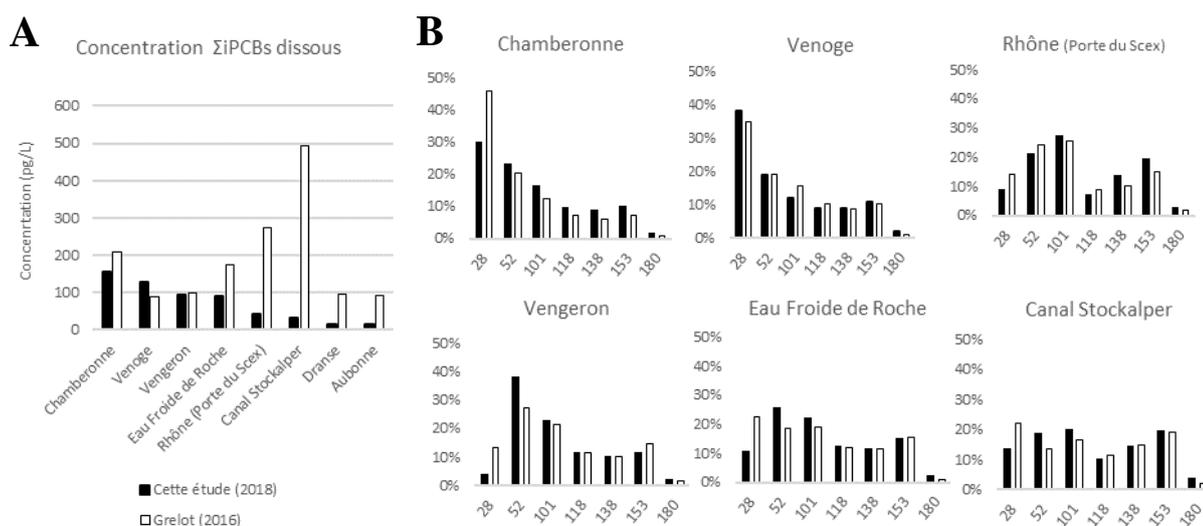


Figure 6 : (A) Concentrations de la somme des 7 iPCBs (fraction dissoute) mesurées dans 8 affluents du Léman en 2018 (cette étude) et en 2016 (Grelot, 2016). (B) Profils des iPCBs pour 6 de ces 8 cours d'eau. La valeur pour le PCB 28 inclut également celle de PCB 31.

Figure 6: (A) Concentrations of the sum of the 7 iPCBs (dissolved fraction) measured in 8 tributaries of Lake Geneva 2018 (this study) and in 2016 (Grelot, 2016). (B) Profiles of the iPCBs for 6 of these 8 streams. The value for PCB 28 also includes the one of PCB 31.

En ce qui concerne les **PBDEs**, les concentrations des congénères 28, 153 et 154 se trouvaient sous la LOQ dans tous les cours d'eau étudiés, excepté dans le Nant d'Avril. Les résultats illustrés dans la Figure 7 constituent donc la somme des PBDEs 47, 99 et 100 (voire uniquement des deux premiers congénères étant donné que le PBDE 100 se trouvait sous la LOQ dans 2/3 des cas). Les cours d'eau étudiés présentant les plus grandes concentrations sont le Nant d'Avril (> 100 pg/L pour la somme des 6 PBDEs dissous), la Chamberonne (> 25 pg/L), puis l'Eau Froide de Roche et la Venoge (> 10 pg/L). Ces quatre rivières figuraient aussi parmi celles ayant les plus grandes concentrations de PCBs. Les PBDEs étant des retardateurs de flamme grandement utilisés dans les polymères tels que les mousses de polyuréthane (p.ex. ameublement et sièges de voiture) (Alaee et al., 2003), l'hypothèse peut être faite que leurs sources soient du même type que celles des PCBs (p.ex. décharges/remblais, rejets d'industries traitant/récupérant des polymères ou STEP). Les PBDEs étant plus hydrophobes que les PCBs, cela peut expliquer en partie pourquoi les concentrations des PBDEs dans la phase dissoute sont plus faibles que pour les PCBs (environ un facteur 10 pour le Nant d'Avril et un facteur 5 pour les autres trois cours d'eau en question).

Le **profil des PBDEs** est largement dominé par les PBDEs 47 et 99. Cela se reflète dans les poissons du Lac Léman dans lesquels les PBDEs 47 et 99 représentaient près de 80% des sept à dix PBDEs analysés (Cheaib et al., 2009; Orтели et al., 2009; Edder et al., 2013). Dans de futurs suivis avec les capteurs silicone, comme les PBDEs possèdent de grandes fenêtres intégratives (> 1 année), il serait envisageable de laisser certains capteurs pendant plusieurs mois pour augmenter l'accumulation des PBDEs et ainsi dépasser les LOQ pour chaque congénère. Toutefois, cela dépend de la question à laquelle nous désirons répondre : si l'objectif est de localiser « rapidement » des sources de pollution, puis d'évaluer l'efficacité d'actions entreprises (p.ex. assainissement ou modification de pratique de stockage), la mesure des PBDEs 47, 99 et 100 peut, sans doute, être considérée comme suffisante.

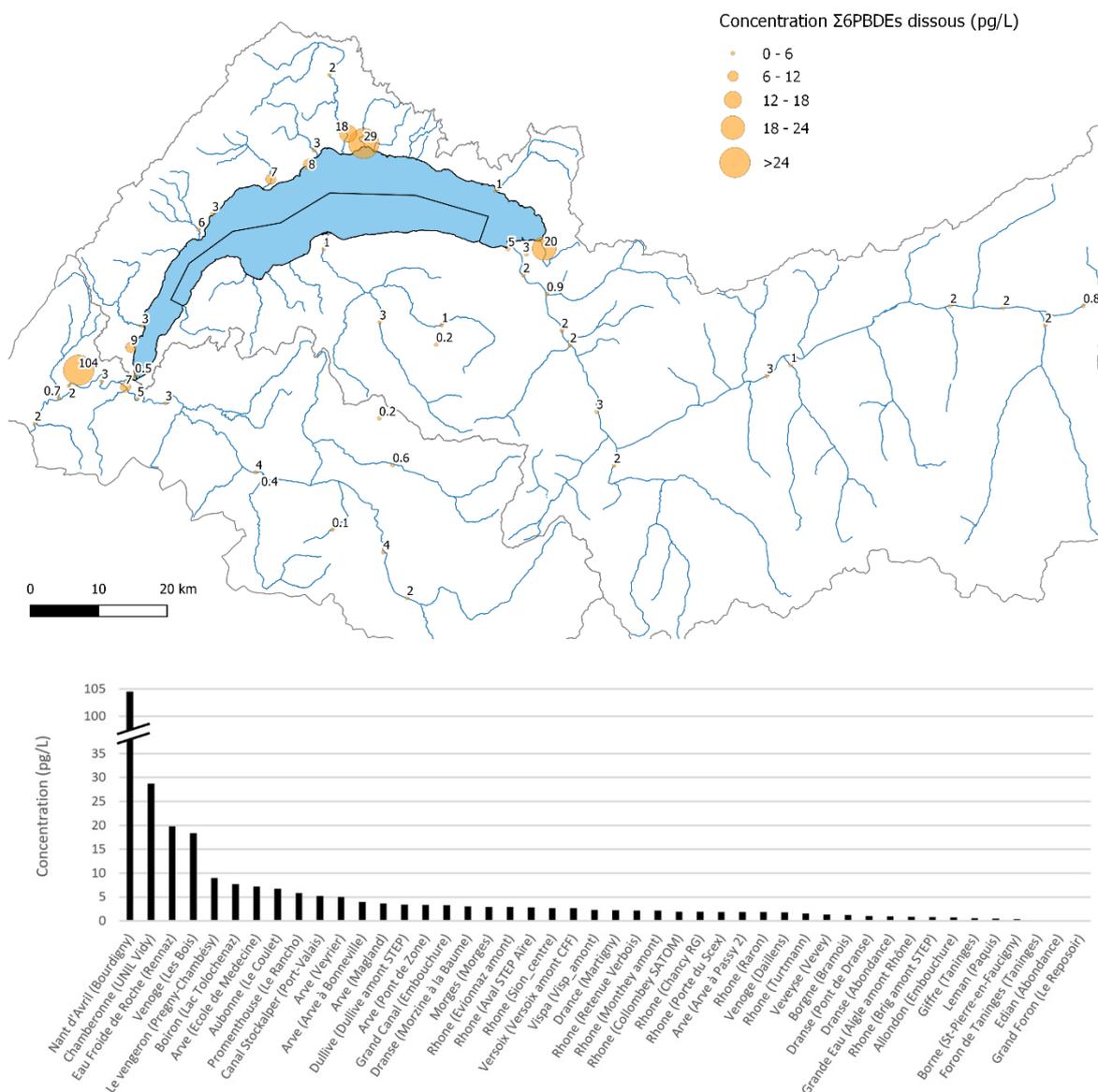


Figure 7 : Concentration de la somme des 6 PBDEs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (pg/L). Les concentrations des PBDEs 28, 153 et 154 étaient sous la LOQ pour tous les sites, excepté dans le Nant d'Avril.

Figure 7: Concentration of the sum of the 6 PBDEs (dissolved fraction) at the different studied sites (pg/L). Concentrations of PBDEs 28, 153 and 154 were below LOQ for all sites except in the Nant d'Avril river.

Pour les **PAHs**, les concentrations les plus élevées (cette fois-ci exprimées en ng/L) ont été retrouvées dans l'Arve et le Rhône. Les sites Arve - Passy et Arve - Magland présentent des concentrations 4 fois plus élevées que les autres cours d'eau. La diminution de la concentration des PAHs en aval de Passy et l'absence d'augmentation de la charge le long de la rivière (voir Figure 11) laissent penser qu'une ou (des) source(s) locale(s) de PAHs au niveau de Passy (ou en amont) pourraient être responsable(s) d'une large partie de la

pollution en PAHs dans l'Arve. La DCE donne des normes de qualité environnementales (NQE) sous la forme de concentrations *totales* de PAHs dans l'eau (fraction dissoute + fraction particulaire, voir chapitre 3.1.2). Les concentrations de fluoranthène *dissout* mesurées dans l'Arve avec les capteurs au niveau de Passy (15.7 ng/L) et de Magland (14.2 ng/L) dépassent la NQE « moyenne annuelle » (6.3 ng/L). Un suivi de ces sites est donc nécessaire dans le futur. Bien que les PAHs puissent être produits par des processus naturels, c'est la production anthropogénique qui est la plus grande source de PAHs dans l'environnement (Anyakora 2007). Les PAHs proviennent avant tout des produits fabriqués à partir de combustibles fossiles (typiquement les créostates utilisés pour protéger le bois) et de la combustion (moyens de transport, industries, combustion domestique, incinération, feux ouverts et génération d'énergie). Des sources locales seraient à chercher au sein de sites industriels (production d'aluminium, industries de ferro-alliage, d'asphalte, travail du fer et de l'acier, craquage de pétrole), des usines d'incinération (municipales ou commerciales) et de sites générant de l'énergie (charbon, mazout, tourbe, bois, paille, chaudière industrielle) (Baek et al., 1991; Boehm, 2006). L'usine de produits graphite ainsi que l'incinérateur situés à quelques kilomètres en amont du site Arve-Passy (voir discussions pour les PCBs) constituent des sources potentielles de PAHs.

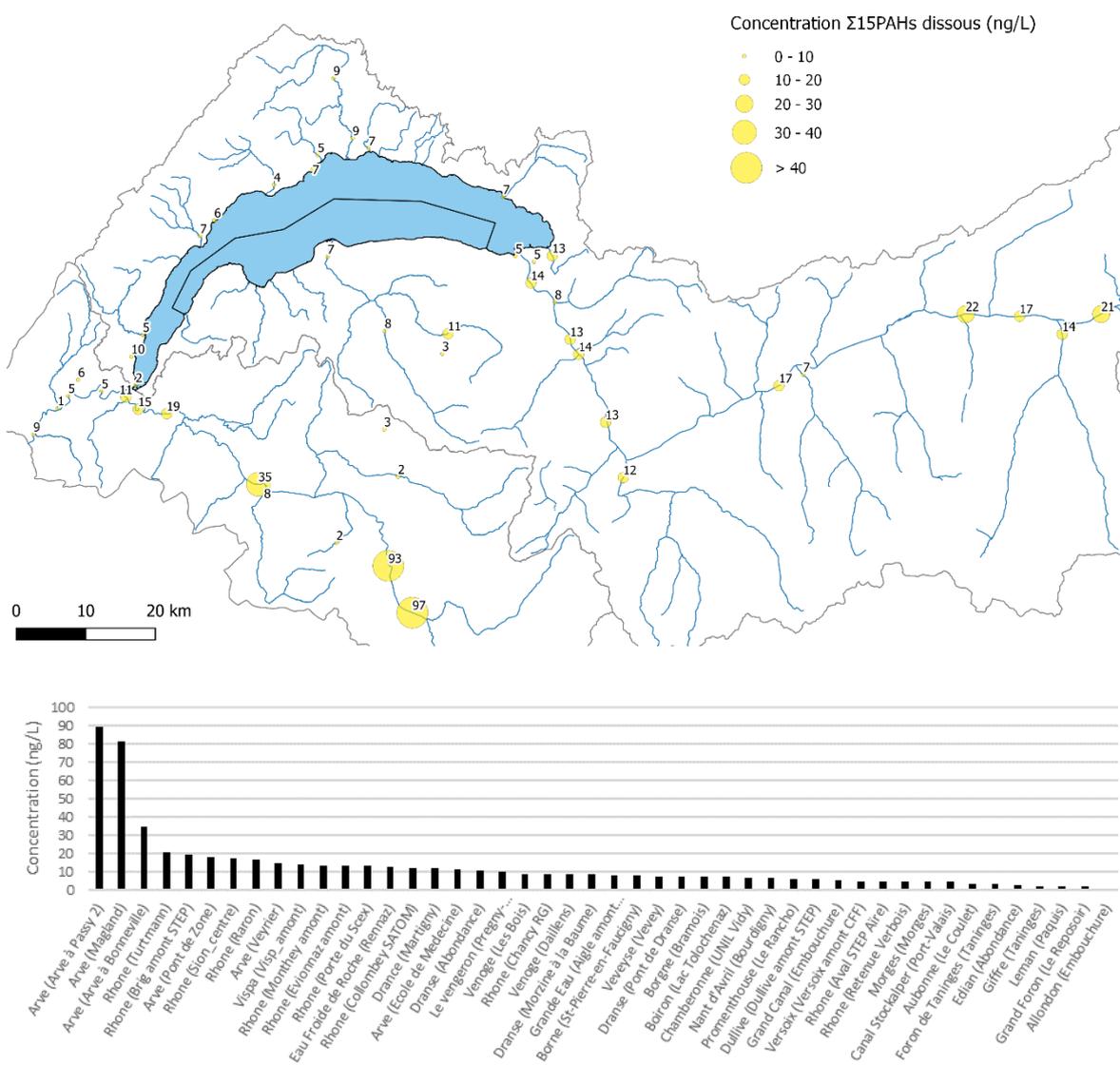


Figure 8 : Concentration de la somme des 15 PAHs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (ng/L). Les concentrations du triphénylène et du benzo[j]fluoranthène (co-élutions avec le CHR et le B[b]F) sont également prises en compte dans cette somme.

Figure 8 : Concentration of the sum of the 15 PAHs (dissolved fraction) at the different studied sites (ng/L). Concentrations of triphenylene and benzo[j]fluoranthene (co-elutions with CHR and B[b]F) are also taken into account in this sum.

3.3 CHARGES

Les charges des composés cibles (fraction dissoute) ont été obtenues en multipliant les concentrations par les débits à chaque site. Les Figures 9, 10 et 11 donnent les charges de la somme des 7 iPCBs, 6 PBDEs et 15 PAHs, respectivement. Pour les trois classes de polluants, les charges les plus grandes étaient celles mesurées dans le Rhône et l'Arve.

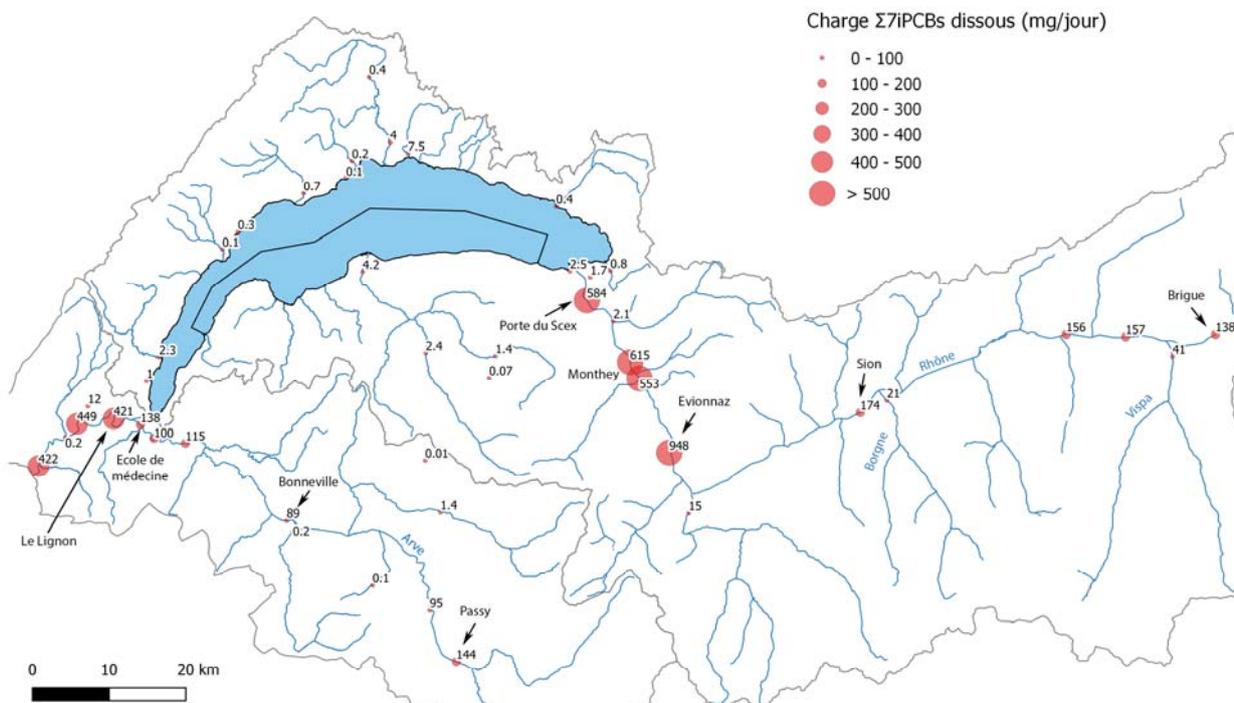


Figure 9 : Charge de la somme des 7 iPCBs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (mg/jour). La charge du PCB 31 (co-élution avec le PCB 28) est également pris en compte dans cette somme.

Figure 9 : Load of the sum of the 7 iPCBs (dissolved fraction) at the different studied sites (mg/day). The loads of PCB 31 (co-elution with PCB 28) is also taken into account in this sum.

Dans l'Arve, la charge de iPCBs dissous la plus élevée se situait au niveau de Passy (> 140 mg /jour). Elle diminuait légèrement aux sites suivants (environ 90 mg/jour à Bonneville) sûrement à cause de l'adsorption des PCBs aux matières solides, puis augmentait à nouveau à l'approche de Genève (environ 140 mg/jour à l'Ecole de Médecine), probablement à cause de rejets dans cette région. Pour le Rhône, la charge de iPCBs dissous augmentait légèrement entre Brigue (138 mg/jour) et Sion (174 mg/jour), notamment à cause de la réception de charges de PCBs via les eaux de la Vispa (environ 40 mg/jour) et du Borgne (environ 20 mg/jour). Une grande augmentation (facteur 5) est à mettre en évidence entre Sion (174 mg/jour) et Evionnaz (948 mg/jour), indiquant un apport massif de PCBs entre ces deux sites. La charge diminuait ensuite (adsorption des PCBs sur la matière solide) et après un probable nouvel apport de PCBs au passage de Monthey, un peu moins de 600 mg/jour de iPCBs devait arriver au lac (Porte du Scex). Ceci représentait environ 95% de la charge amenée au lac par les 15 affluents étudiés. Dans le Rhône à Genève, la charge était d'environ 420 mg/jour (Le Lignon) après avoir récupéré les eaux de l'Arve qui représentait environ 30% de la charge (140 mg/jour à l'Ecole de Médecine). Notons qu'une charge d'environ 220 mg/jour peut être estimée à la sortie du Lac (Paquis) (non représentée sur la Figure 9) si on admet que le débit à ce site correspondait à celui du Rhône moins celui de l'Arve. Le bilan de masse ($420 - (140 + 220) = 60$) indiquerait alors qu'environ 60 mg/jour pouvait provenir de rejets situés entre la confluence des deux cours d'eau et le Lignon (p.ex. la STEP d'Aïre). La charge de PCBs dans le Rhône restait ensuite stable jusqu'à la frontière.

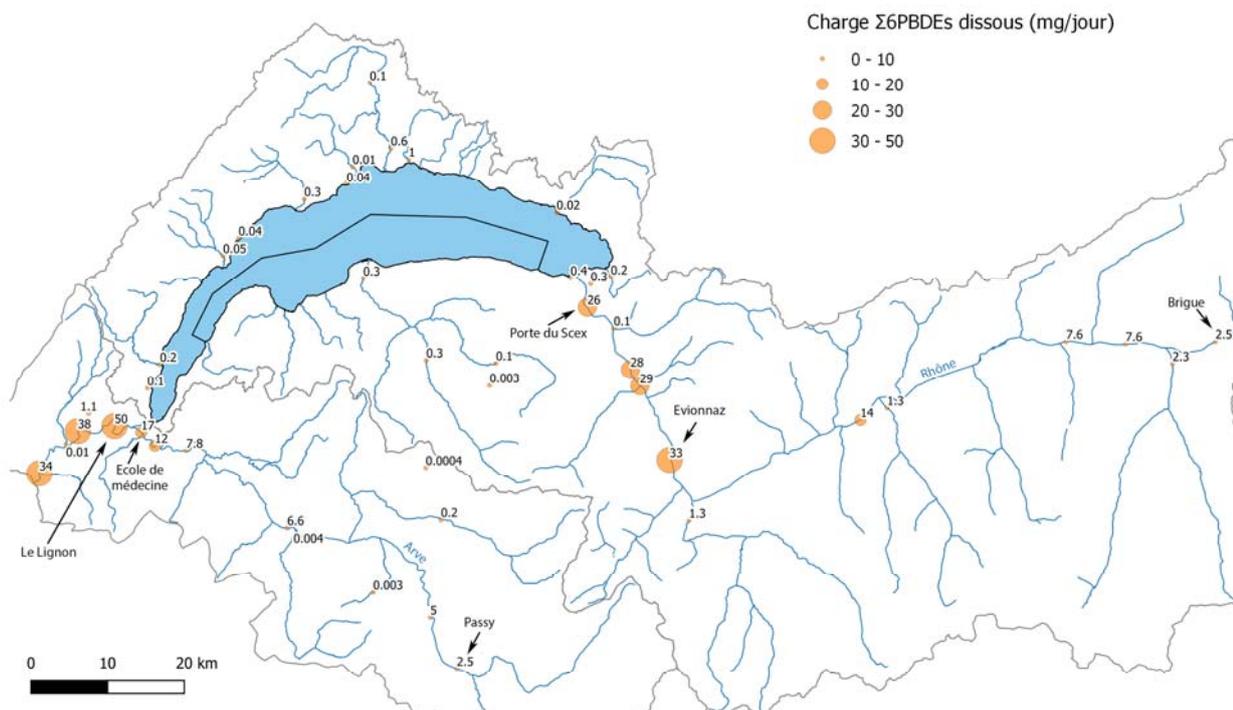


Figure 10 : Charge de la somme des 6 PBDEs (fraction dissoute) aux différents sites d'étude (mg/jour). Les charges des PBDEs 28, 153 et 154 sont prises en compte uniquement pour le Nant d'Avril (concentrations de ces trois congénères < LOQ pour les autres sites).

Figure 10 : Load of the sum of the 6 PBDEs (dissolved fraction) at the different studied sites (mg/day). The loads of PBDEs 28, 153 and 154 are taken into account only for the Nant d'Avril (concentrations of these three congeners < LOQ for the others sites).

Pour l'Arve, la charge de PBDEs dissous augmentait avec l'avancée du cours d'eau (3 mg/jour à Passy et 17 mg/jour à Genève), probablement au fur et à mesure qu'il accueillait de nouveaux rejets d'effluents ou dépôts atmosphériques. Dans le Rhône, la charge des PBDE augmentait également avec l'avancée du cours d'eau entre Brigue (2 mg/jour) et Evionnaz (33 mg/jour), puis diminuait légèrement jusqu'au lac (26 mg/jour à la Porte du Scex). La charge amenée au lac par le Rhône représentait plus de 85% de celle amenée par les 15 affluents étudiés. Dans le Rhône à Genève, la charge était de 50 mg/jour (Le Lignon) après avoir récupéré les eaux de l'Arve qui représentait environ 30% de la charge (17 mg/jour à l'Ecole de Médecine). La charge dans le Rhône diminuait ensuite jusqu'à la frontière.

En ce qui concerne les **PAHs**, la charge la plus élevée dans l'Arve a été observée à Passy (> 130 g/jour). Elle décroît jusqu'à Genève (environ 30 g/jour), probablement à cause de l'adsorption des PAHs sur la matière solide (et de l'absence de gros rejets de PAHs). Dans de prochaines études, il serait donc intéressant de déterminer la charge de polluants en amont de Passy (pour confirmer la présence de potentielle(s) source(s) de pollution locale(s) dans cette région). Dans le Rhône, la charge de PAHs augmente avec l'avancée du fleuve – pour tripler de valeur entre Brigue (69 g/jour) et la Porte du Scex (200 g/jour) - au fur et à mesure qu'il accueille de nouveaux rejets ou des dépôts atmosphériques. La charge amenée au lac par le Rhône représentait plus de 97% de celle amenée par les 15 affluents étudiés. Dans le Rhône à Genève, la charge de PAHs est d'environ 85 g/jour (Le Lignon). Si une estimation de charge en sortie du lac (Paquis) est faite (30 g/jour) et qu'elle est additionnée à la charge de l'Arve (environ 30 g/jour), une part de la charge de PAHs au niveau du Lignon (85 – (30+30) = 25) pouvait provenir de rejets situés entre la jonction des deux cours d'eau et le Lignon. La charge de PAHs dans le Rhône augmentait ensuite entre la Retenue de Verbois (environ 85 g/jour) et la frontière (155 g/jour), indiquant la présence d'autres rejets entre ces deux sites.

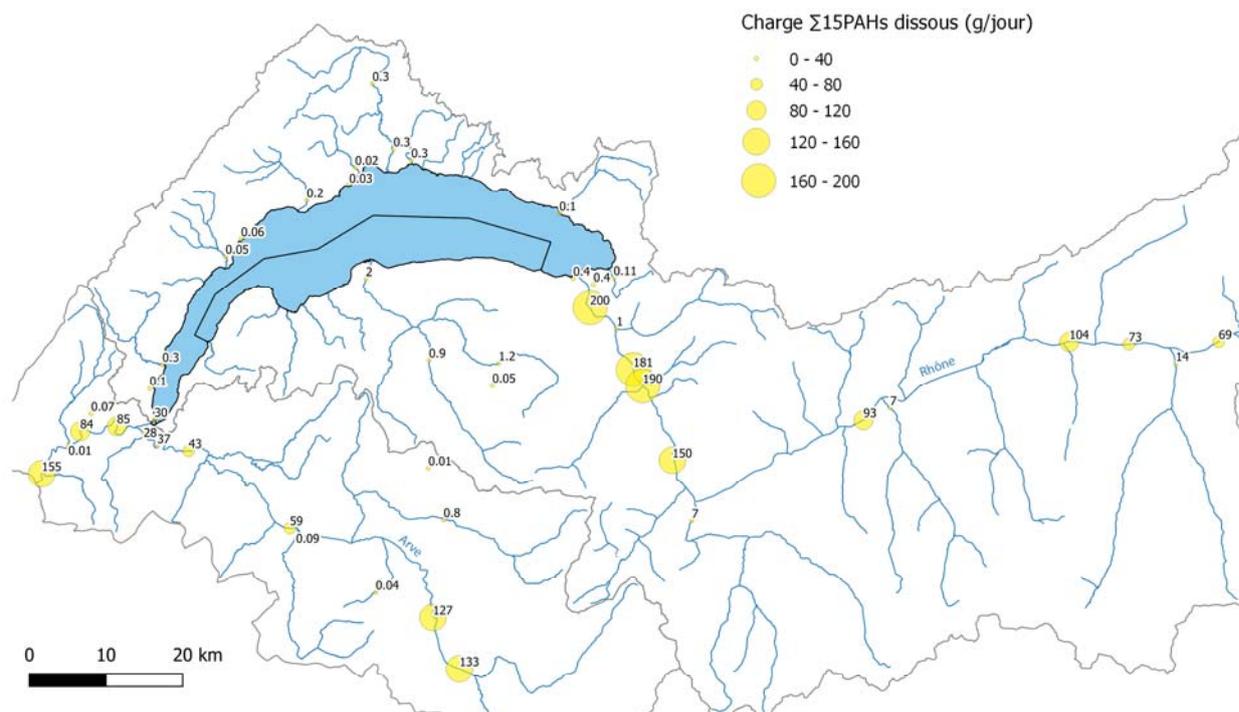


Figure 11 : Charge de la somme des 15 PAHs (fraction dissoute) dans les différents cours d'eau (mg/jour). Les charges du triphénylène et du benzo[*j*]fluoranthène (co-élutions avec le CHR et le B[*b*]F) sont également prises en compte dans cette somme.

Figure 11 : Load of the sum of the 15 PAHs (dissolved fraction) at the different studied sites (mg/day). Loads of triphenylene and benzo[*j*]fluoranthene (co-elutions with CHR and B[*b*]F) are also taken into account in this sum.

3.3 TRAPPES À MATIÈRE EN SUSPENSION (PHASE PARTICULAIRE)

Sept des huit trappes déployées ont pu échantillonner les MES pendant 6 semaines (en parallèle des capteurs passifs). La très grande fluctuation du niveau d'eau au site n°14 (Rhône – Chancy) due à la Retenue de Verbois a fait que la trappe s'est retrouvée hors de l'eau à plusieurs reprises (nuits et weekends). Etant donné que dans ces conditions, le comportement des MES à l'intérieur de la trappe n'est pas connu (pertes possibles), aucun résultat n'est fourni pour ce site.

3.3.A. Concentrations des polluants dans les MES

La Figure 12 présente la somme des concentrations des 7 iPCBs, 6 PBDEs et 15 PAHs mesurées sur la matière en suspension échantillonnées par les trappes. La **Venoge** et la **Chamberonne**, qui faisaient partie des cours d'eau présentant les plus grandes concentrations en PCBs et PBDEs dissous, sont également les deux rivières dans lesquelles les plus grandes concentrations en PCBs et PBDEs particulaires ont été mesurées (> 25 ng/g MES et > 7 ng/g MES, respectivement). C'est également dans ces deux rivières que les plus grandes concentrations en PAHs particulaires ont été retrouvées (> 3500 ng/g MES pour la Chamberonne, > 2500 ng/g MES pour la Venoge).

Dans la littérature, des données de concentrations de PCBs, PBDEs et PAHs dans les MES en Suisse sont extrêmement rares (les méthodes traditionnelles nécessitant de très grands volume d'eau pour dépasser les LOQ). Les résultats de la présente étude sont donc comparés aux concentrations mesurées dans les sédiments de lacs et cours d'eau suisses. Schmid et al. (2010) ont reporté des concentrations moyennes de Σ iPCBs allant de 1 à 30 ng/g dans les sédiments de différentes rivières suisses, ce qui est du même ordre de grandeur que les concentrations mesurées dans les MES de la présente étude (0.6 et 26.9 ng /g MES). Dans les sédiments du Léman, Loizeau et al. (2015) ont mesuré des concentrations de Σ 7 iPCBs s'étendant de 1.2 à 17.6 ng/g (si la valeur de 79.1 ng/g de la Baie de Vidy est écartée). Pour les PBDEs, ces auteurs ont reportés des concentrations variant entre 0.05 et 0.3 ng/g (2.7 ng/g pour la Baie de Vidy). Les concentrations élevées de PCBs et PBDEs retrouvées dans les sédiments de la Baie de Vidy et ses abords s'expliquent très probablement par le fait que la Chamberonne et la Venoge se jettent dans (ou à proximité) de cette baie (la STEP de Vidy contribuant certainement aussi fortement à cette pollution).

Pour la somme de 14 PAHs également étudiés dans la présente étude, Loizeau et al. (2015) ont mesuré des concentrations variant entre 247 et 1773 ng/g (3156 ng/g pour la Baie de Vidy).

A noter que deux des trois régions du lac présentant des concentrations supérieures à 1500 ng/g en PAHs (Baie de Vidy et sédiments au large de Buchillon) correspondent aux sites où se jettent les trois rivières avec les plus grandes concentrations de PAHs (Chamberonne, Venoge et Aubonne).

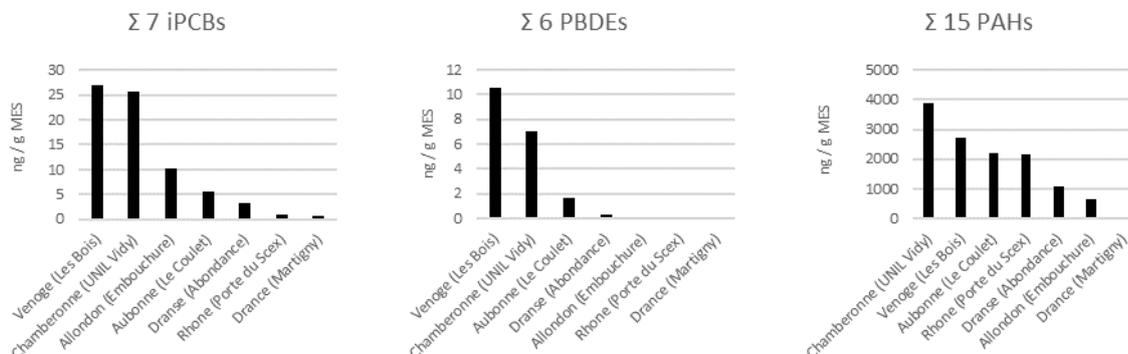


Figure 12 : Concentration de la somme des 7 iPCBs, des 6 PBDEs et des 15 PAHs sur les matières en suspension (MES) échantillonnées par les trappes (ng/gMES). La concentration du PCB 31 (co-élution avec PCB 28) est prise en compte dans la somme des 7 iPCBs. Les concentrations du triphénylène et du benzo[j]fluoranthène (co-élutions avec le CHR et le B[b]F) sont prises en compte dans la sommes des 15 PAHs.

Figure 12: Concentration of the sum of the 7 iPCBs, 6 PBDEs and 15 PAHs on suspended matter (SM) sampled by the traps (ng/gSM). The concentration of PCB 31 (co-elution with PCB 28) is taken into account in the sum of the 7 iPCBs. Concentrations of triphenylene and benzo[j]fluoranthene (co-elutions with CHR and B[b]F) are taken into account in the sum of the 15 PAHs.

3.3.B. Estimation des concentrations de polluants particuliers dans l'eau et comparaison des concentrations totales avec les données de la littérature et les seuils légaux

Les seuils légaux étant souvent donnés en concentration totale de polluants (fraction dissoute + fraction particulaire), il est intéressant d'estimer les concentrations en polluants particuliers présents dans un litre d'eau (pg/L) à partir des concentrations en polluants présents dans un gramme de MES (ng/g MES). Pour ce faire, il est nécessaire de connaître la concentration en MES dans l'eau (C_{MES} , exprimé en mg/L). Pour la Chamberonne, C_{MES} pour la période d'échantillonnage (17.2 mg) a été tirée de Trujillo Gomez (2019) qui a quantifié et modélisé le transport des MES dans ce cours d'eau. Pour les autres cours d'eau, les données de C_{MES} sont malheureusement insuffisantes pour réaliser de telles estimations. Toutefois, la Chamberonne étant un des cours d'eau qui présente les concentrations de composés cibles les plus élevées, une comparaison des concentrations obtenues pour cette rivière avec les valeurs de la littérature et les seuils légaux permet de situer le niveau de contamination de l'ensemble des affluents étudiés.

La concentration totale de $\Sigma 7iPCB$ dans la Chamberonne est de 600 pg/L (Figure 13A), ce qui correspond aux valeurs élevées répertoriées par Schmid et al. (2010) pour les cours d'eau suisses (78 pg/L à 610 pg/L, si la Sarine est exclue). La législation européenne ne donne pas de seuil pour les PCBs dans l'eau, mais la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR) a défini une valeur indicative de 0.1 ng/L (fractions dissoutes + particulaire) par congénère pour le iPCBs. Pour la Chamberonne, les PCBs 138 et 153 (117 et 129 pg/L, voir Figure 13A) dépassaient cette valeur. Etant donné que la Venoge présentait des concentrations en PCBs proche de la Chamberonne, on peut s'attendre à ce que cette valeur ait aussi été dépassée pour certains congénères. Dans le Nant d'Avril, les concentrations de chaque iPCBs dissous (excepté le PCB 180) dépassaient cette valeur (105 à 271 pg/L, voir Annexe 5). Sachant que les PCBs dissous représentent environ 30% de la concentration totale, ceci implique probablement de larges dépassements de la valeur donnée par la CIPR. Pour les poissons d'eau douce sauvages, une norme pour les iPCB (sans le PCB 118) est fixée à 125 ng/g (UE/1259/2011). En se basant sur les facteurs de bioconcentration (BCF) des 6 iPCBs (log BCF de 4.5, 4.78, 5.36, 5.25, 5.45 et 4.65, Grelot (2016)), la concentration de iPCB dans les poissons de la Chamberonne (environ 18 ng/g) serait largement en dessous de la norme, mais la concentration dans les poissons du Nant d'Avril (173 ng/g) la dépasserait.

Pour la somme des 6 PBDEs, la DCE fixe une NQE « concentration (dissout + particulaire) maximale admissible » (NQE-CMA) de 140 ng/L dans les eaux de surface (intérieures). La concentration moyenne mesurée sur 6 semaines dans la Chamberonne (environ 0.15 ng/L) est donc largement inférieure à cette valeur. Cette NQE n'est très probablement pas dépassée non plus dans le Nant d'Avril qui présente des concentrations des Σ 6PBDEs dissous environ 3 fois plus élevée que la Chamberonne. La NQE de 8.5 ng/g pour le biote est par contre approchée dans la Chamberonne (7.1 ng/g) et dépassée dans le Nant d'Avril (25.5 ng/g) si un BCF moyen de 2.45×10^5 est pris en compte pour les calculs (Choo et al., 2019).

En ce qui concerne les PAHs, les NQE-CMA fixées par la DCE pour l'Anthracène (100 ng/L), le fluoranthène (120 ng/L), le benzo(a)pyrène (270 ng/L), le benzo(b)fluoranthène (17 ng/L), le benzo(k)fluoranthène (17 ng/L) et le benzo(g,h,i)perylène (8.2 ng/L) n'étaient pas dépassées dans la Chamberonne, mais la « NQE - moyenne annuelle » (NQE-MA) du fluoranthène (6.3 ng/L) était légèrement dépassée (10.1 ng/L) et celle du benzo(a)pyrène (0.17 ng/L) largement dépassée (5.3 ng/L). Il est donc nécessaire de suivre ces concentrations dans le futur. Les cours d'eau présentant des concentrations élevées de PAHs dissous (particulièrement l'Arve, voir Figure 8) courent également le risque de dépassements des NQE-MA fixées par la DCE étant donné qu'une proportion importante des PAHs sont présents dans la phase particulaire (voir chapitre 3.3.3).

3.3.C. Estimation des concentrations totales à partir des concentrations dissoutes

Dans le futur, il serait extrêmement intéressant de pouvoir estimer les concentrations totales à partir des concentrations dissoutes mesurées avec les capteurs. En effet, les capteurs peuvent être déployés beaucoup plus facilement que les trappes à un grand nombre de sites. Dans la Chamberonne, la proportion des polluants dissous par rapport à la concentration totale était respectivement de 26%, 19% et 8.8% pour la somme des 7 PCBs, 6 PBDEs et 15 PAHs, ce qui concorde avec les proportions de 11 à 53% (moyenne de 32%) pour les PCBs et de 1 à 19% (moyenne 10%) pour les PAHs retrouvées par Cailleaud et al. (2007). Ces proportions peuvent être utilisées pour effectuer des estimations de la concentration totale, comme cela a été fait par Grelot (2016). Cependant, de meilleures estimations pourraient être réalisées si une corrélation entre la fraction dissoute et particulaire pouvait être établie pour chaque composé. Un exemple de corrélation est illustré à la Figure 13B où K_{OW} est utilisé comme variable explicative. Alors que la relation est bonne pour les PCBs et PBDEs, il apparaît que pour les PAHs, davantage de données sont nécessaires. Lors de prochaines campagnes, des paramètres tels que la granulométrie et la fraction organique nécessitent d'être mesurés sur les MES pour pouvoir utiliser une variable explicative plus appropriée. Quoiqu'il en soit l'estimation de la concentration totale restera toujours entachée d'une grande incertitude liée au fait que les MES dépendent de la rivière et d'événements pluvieux et que l'équilibre entre les phases dissoute et particulaire n'est très probablement pas atteint en rivière.

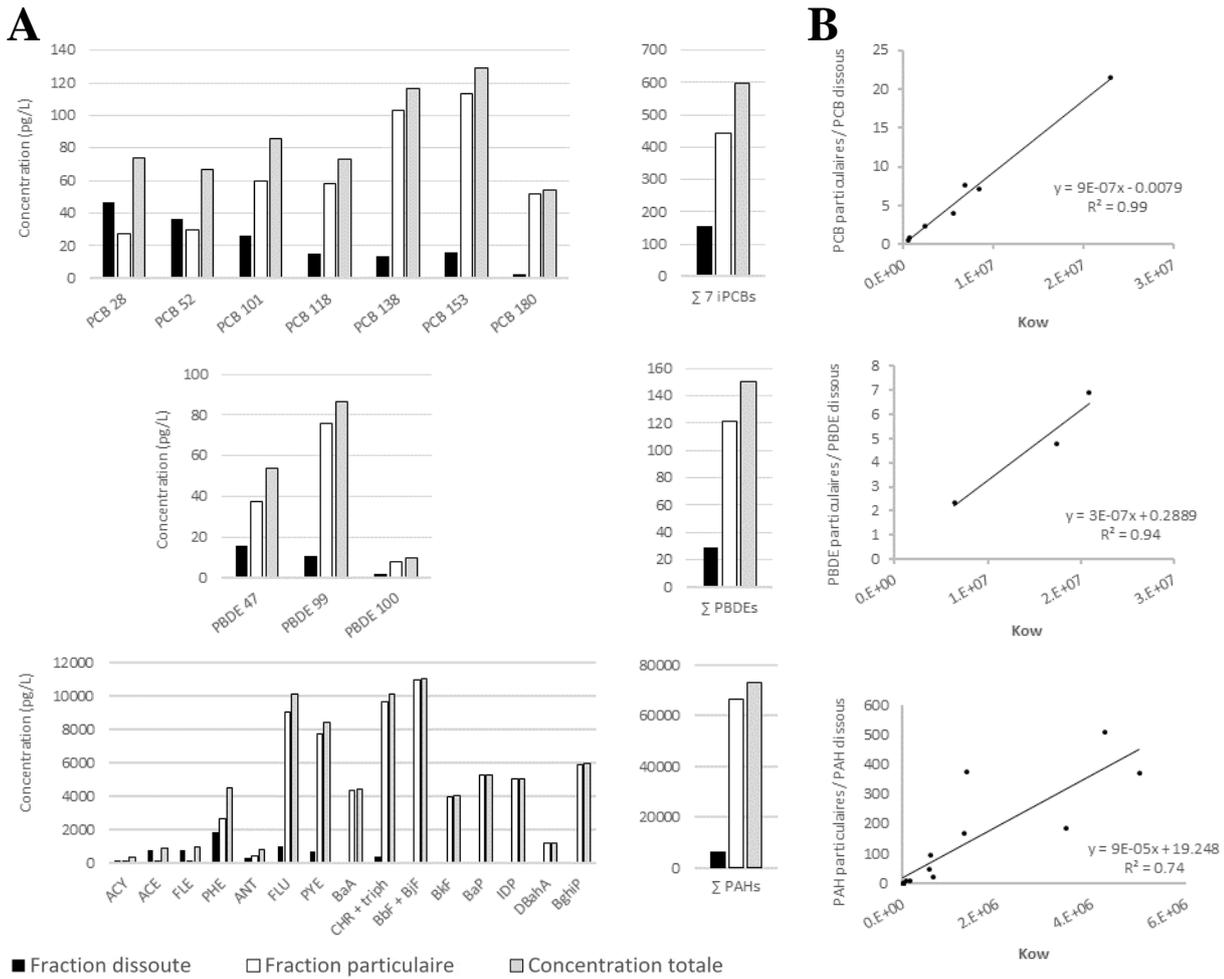


Figure 13 : (A) Concentration des iPCBs, des PBDEs et des PAHs dissous (capteurs passifs), particulaires (trappes) et totaux (dissout + particulaire) mesurés dans la Chamberonne. (B) Corrélation entre le ratio “dissout/particulaire” et le coefficient de partition octanol-eau (K_{ow}).

Figure 13 : (A) Concentration of dissolved (passives samplers), particulate (traps) and total (dissolved + particulate) iPCBs, PBDEs and PAHs measured in the Chamberonne river. (B) Correlation between the “dissolved/particulate” ratio and the octanol-water partition coefficient (K_{ow}).

4. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

4.1 AVANTAGES ET LIMITATIONS D'UN SUIVI À L'AIDE DES CAPTEURS PASSIFS

Ce premier suivi des micropolluants hydrophobes dans les rivières du bassin lémanique à l'aide des capteurs passifs a permis de mettre en évidence le grand potentiel de cette méthode, tout en faisant apparaître les limitations dont il faut être conscient pour un éventuel suivi sur le long terme.

- Une **vision globale de la contamination des rivières du bassin lémanique a pu être réalisée**. Les cours d'eau ci-dessous présentent les plus grandes concentrations observées pour les 3 classes de composés hydrophobes (par ordre décroissant de concentrations). Ces composés étant classés pour certains comme des polluants organiques persistants (POP), il est indispensable d'investiguer plus en détail les sources et de mettre en place de mesures pour réduire leur apport.

PCBs	PBDEs	PAHs
- Nant d'Avril risque pour les poissons (UE/1259/2011)	- Nant d'Avril risque pour le biote (DCE - 2000/60/CE)	- Arve risque de dépassement de la NQE « moyenne annuelle » (DCE - 2000/60/CE)
- Chamberonne	- Chamberonne	- Rhône
- Venoge	- Eau froide de Roche	
- Arve	- Venoge	

Du point de vue de la charge de polluants amenée au Léman, il a été mis en évidence que parmi les 15 affluents étudiés, le Rhône était responsable de l'apport d'environ 95% des PCBs, 85% des PBDEs, 97% des PAHs (fraction dissoute). Pour réduire la concentration de ces polluants dans le Léman, ce sont donc des actions au niveau du Rhône qui auraient le plus d'impact.

- Un **abaissement des limites de quantification a pu être obtenu** grâce à des taux d'échantillonnage moyens d'une vingtaine (PBDEs) à une quarantaine (PAHs) de litres d'eau par jour, permettant d'échantillonner près de 1000 litres d'eau sur une durée de 6 semaines. Les LOQ moyennes étaient inférieures à 2 pg/L pour les PCBs et les PBDEs, à 50 pg/L pour les PAHs avec un $\log K_{ow} > 5$ et à 320 pg/L pour les PAHs avec un $\log K_{ow} < 5$.
- Des **concentrations et charges de micropolluants pondérées dans le temps ont pu être mesurées** pour les composés avec un $K_{sw} > 4.5$. Pour de prochaines campagnes, il est important de mentionner que les concentrations des PAHs avec un $\log K_{sw} < 4.5$ ne sont pas pondérées sur les 6 semaines, mais reflètent l'état en fin de période d'échantillonnage.

Le fait que les capteurs passifs n'échantillonnent que les polluants dissous peut être vu comme le principal désavantage puisque les comparaisons avec les seuils légaux exprimés en concentrations totales (dissout + particulaire) sont compliquées. Toutefois, les concentrations de polluants dissous sont liées à la biodisponibilité et offre une relation directe avec l'écotoxicité (Monteyne et al., 2013). De plus, en se basant sur les proportions entre les fractions dissoutes et particulaire de cette étude et de la littérature, des approximations de la fraction totale peuvent être réalisées à partir des concentrations de polluants dissous (du moins pour les PCBs et les PBDEs).

4.2 FUTURES CAMPAGNES POUR COMPOSÉS HYDROPHOBES ET POLAIRES

Afin de déterminer si les tendances observées lors de cette étude se confirment lors d'autres périodes de l'année et afin de suivre les sites problématiques identifiés, il paraît bénéfique de reconduire des campagnes avec les capteurs passifs. Pour pouvoir maintenir dans le futur une fréquence d'échantillonnage d'une à deux campagne(s) par année, il paraît essentiel de conserver uniquement les sites « clés » (ceux présentant des concentrations ou charges élevées). Le déploiement des capteurs par des partenaires de la CIPEL (VS, GE, VD et France) permettra de diminuer les coûts de futures campagnes puisque le travail de terrain ne serait pas facturé par l'ESC. Similairement à ce qui est réalisé au niveau mondial dans le projet Aqua-Gabs (Lohmann et al., 2017), les bandelettes chargées en PRCs pourront être envoyées aux partenaires (formés lors de la campagne de 2018). Ceux-ci les déploieront et les retireront selon un protocole qui leur sera fourni, puis les retourneront à l'ESC qui réalisera l'analyse.

Notons qu'il serait également bénéfique de réaliser un suivi des micropolluants hydrophobes au niveau des stations d'épuration qui rejettent leurs effluents directement dans le lac. En effet, bien que la littérature révèle que les cours d'eau soient responsables d'une grande partie de l'apport des polluants hydrophobes dans les lacs et baies étudiées, la charge provenant des rejets de STEP peut être conséquente dans certains cas. De plus, les apports dus aux dépositions atmosphériques peuvent aussi être importants pour certains composés (Guzzella et al., 2008; Oram et al., 2008; Bogdal et al., 2010). L'échantillonnage passif de composés hydrophobes dans des rejets de STEP a déjà été réalisé dans de précédentes études (Grelot, 2016; Vrana et al., 2016). Toutefois, pour obtenir des résultats robustes, le défi est de garantir une immersion constante des capteurs, ce qui peut s'avérer extrêmement compliqué à réaliser. En ce qui concerne l'utilisation de capteurs passifs pour l'air, la difficulté est de déterminer avec précision le taux d'échantillonnage spécifique à chaque site, impliquant jusqu'à maintenant la mise en évidence de tendances (semi-quantification) plutôt que la détermination de concentrations absolues (Lee et al., 2016; Rauert et al., 2016; Kalina et al., 2017).

Une perspective est d'étendre la surveillance aux composés polaires (tels que les pesticides ou les médicaments). Ceci implique l'utilisation d'autres types de capteurs qui échantillonnent par adsorption ou échanges d'ions (Mills et al., 2014). La principale conséquence est que la prise en compte de l'impact de la vitesse de l'eau est rendue compliquée (l'approche avec les PRCs étant beaucoup moins robuste que pour les capteurs hydrophobes). Pour y remédier, l'ESC évalue, en collaboration avec la Direction Générale de l'Environnement du Canton de Vaud, le potentiel d'une méthode impliquant un déploiement simultané (dans un système de calibration puis sur le terrain) de capteurs polaires et de capteurs hydrophobes.

Afin de compléter les analyses chimiques réalisées sur les échantillons de MES, des tests d'écotoxicité in vitro ont également été réalisés par le Centre Ecotox. Il s'agissait du test LYES pour la mesure des effets ostrogéniques et le test algue combiné pour la mesure des effets des inhibiteurs du photosystème II (PSII). Les résultats feront l'objet d'un rapport séparé.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Cécile Plagellat, Marc Bernard et Benoit Ferrari pour leurs précieux conseils et suggestions tout au long du projet, ainsi qu'Audrey Klein, Adrien Oriez et Marc Babut pour leur confiance et leur intérêt dans l'échantillonnage passif.

Ils tiennent également à remercier les partenaires pour le travail sur le terrain et leur motivation sans faille : François Pasquini et Vincent Ebener (canton de Genève), Raffael Milicevic et Marc Bernard (canton du Valais), Cécile Plagellat et Gil Maridor (canton de Vaud), Bertrand Cousin (Communauté de Communes – Pays d'Evian, Vallée d'Abondance), Catherine Campoy-Huser et Lionel Navarro (Agence de l'Eau RMC).

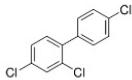
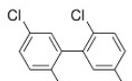
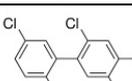
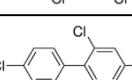
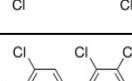
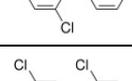
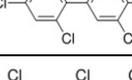
Ils expriment aussi leur reconnaissance à Birgit Beck (département UChem, Eawag) pour le prêt des trappes à MES, à Michel Wildi (Centre Ecotox) pour la formation au déploiement des trappes, à Olivier Delémont et Olivier Ribaux (ESC) pour leur relecture attentive du projet, à Isabelle Radgen-Morvant, Virginie Redouté Minzière, Fanny Rudaz, Laëtitia Gaste, Céline Weyermann, Saman Fernandes, Stéfane Comment et Daniel Alvarez (ESC) pour leur aide sur le terrain, ainsi qu'à Nathalie Chèvre, Maria Trujillo Gomez (IDYST, Unil), Dominique Grandjean (GR-CEL, EPFL) pour ses précieux conseils méthodologiques, Raphael Mutzner et Frédéric Jordan (Hydrique Ingénieurs) pour l'accès aux données de MES de la Chamberonne et les divers échanges.

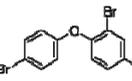
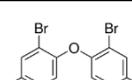
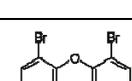
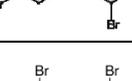
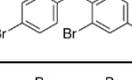
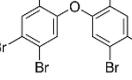
BIBLIOGRAPHIE

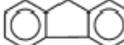
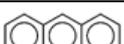
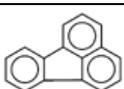
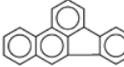
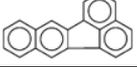
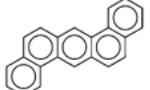
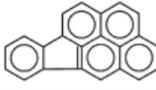
- ADEME, 2011. Campagne de mesures de PCB à l'émission d'installations de traitement de déchets - Synthèse Publique. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME)
- Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., Bergman, Å., 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environment International* 29, 683-689.
- Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N., Perry, R., 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution* 60, 279-300.
- Boehm, P., 2006. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). in: Morrison GM, M.B. (Ed.). *Environmental forensics: A contaminant-specific guide*. Elsevier, Amsterdam.
- Bogdal, C., Scheringer, M., Schmid, P., Bläuenstein, M., Kohler, M., Hungerbühler, K., 2010. Levels, fluxes and time trends of persistent organic pollutants in Lake Thun, Switzerland: Combining trace analysis and multimedia modeling. *Science of The Total Environment* 408, 3654-3663.
- Booij, K., Smedes, F., 2010. An Improved Method for Estimating in Situ Sampling Rates of Nonpolar Passive Samplers. *Environmental Science & Technology* 44, 6789-6794.
- Cailleaud, K., Forget-Leray, J., Souissi, S., Hilde, D., LeMenach, K., Budzinski, H., 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoïda, copepoda). Part 1: PCBs and PAHs. *Chemosphere* 70, 270-280.
- Cheab, Z., Grandjean, D., Kupper, T., de Alencastro, L.F., 2009. Brominated Flame Retardants in Fish of Lake Geneva (Switzerland). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82, 522-527.
- Choo, G., Lee, I.-S., Oh, J.-E., 2019. Species and habitat-dependent accumulation and biomagnification of brominated flame retardants and PBDE metabolites. *Journal of Hazardous Materials* 371, 175-182.
- Coudret, S., Lavanchy, Y., Grandjean, D., Gaal, M., Vernez, K., Estoppey, N., De Alencastro, F., 2018. Rapport de surveillance des canaux Bras-neuf et Stockalper à l'aide de capteurs passifs.
- DETA, 2014. Schéma de protection, d'aménagement et de gestion des eaux (SPAGE), Lac - Rhône - Arve. Département de l'environnement, du transport et de l'agriculture (DETA).
- Edder, P., Ortelli, D., Klein, A., 2013. Micropolluants dans plusieurs espèces de poissons du Léman, Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2012, 70-1.
- Estoppey, N., 2017. Investigation des sources de pollution dans les rivières : Evaluation d'une approche forensique basée sur l'échantillonnage passif pour le cas des polychlorobiphényles. Ecole des Sciences Criminelles. Université de Lausanne.
- Estoppey, N., Omlin, J., Schopfer, A., Esseiva, P., Vermeirssen, E.L.M., Delémont, O., De Alencastro, L.F., 2015. Low density polyethylene (LDPE) passive samplers for the investigation of polychlorinated biphenyl (PCB) point sources in rivers. *Chemosphere* 118, 268-276.
- Estoppey, N., Schopfer, A., Fong, C., Delémont, O., De Alencastro, L.F., Esseiva, P., 2016. An in-situ assessment of low-density polyethylene and silicone rubber passive samplers using methods with and without performance reference compounds in the context of investigation of polychlorinated biphenyl sources in rivers. *Science of The Total Environment* 572, 794-803.
- Estoppey, N., Schopfer, A., Omlin, J., Esseiva, P., Vermeirssen, E.L.M., Delémont, O., De Alencastro, L.F., 2014. Effect of water velocity on the uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) by silicone rubber (SR) and low-density polyethylene (LDPE) passive samplers: An assessment of the efficiency of performance reference compounds (PRCs) in river-like flow conditions. *Science of The Total Environment* 499, 319-326.
- Grelot, J., 2016. Evaluation des flux de biphényles polychlorés (PCBs) dans les affluents du lac Léman à l'aide de capteurs passifs. Travail de Master EPFL.
- Guzzella, L., Roscioli, C., Binelli, A., 2008. Contamination by polybrominated diphenyl ethers of sediments from the Lake Maggiore basin (Italy and Switzerland). *Chemosphere* 73, 1684-1691.
- Jacquet, R., Miège, C., Smedes, F., Tixier, C., Tronczynski, J., Togola, A., Berho, C., Valor, I., Llorca, J., Barillon, B., Marchand, P., Coquery, M., 2013. Comparison of five integrative samplers in laboratory for the monitoring of indicator and dioxin-like polychlorinated biphenyls in water. *Chemosphere*.
- Jacquet, R., Miège, C., Smedes, F., Tixier, C., Tronczynski, J., Togola, A., Berho, C., Valor, I., Llorca, J., Barillon, B., Marchand, P., Coquery, M., 2014. Comparison of five integrative samplers in laboratory for the monitoring of indicator and dioxin-like polychlorinated biphenyls in water. *Chemosphere* 98, 18-27.
- Kalina, J., Scheringer, M., Borůvková, J., Kukučka, P., Příbylová, P., Bohlin-Nizzetto, P., Klánová, J., 2017. Passive Air Samplers As a Tool for Assessing Long-Term Trends in Atmospheric Concentrations of Semivolatile Organic Compounds. *Environmental Science & Technology* 51, 7047-7054.
- Lee, S.C., Sverko, E., Harner, T., Pozo, K., Barresi, E., Schachtschneider, J., Zaruk, D., DeJong, M., Narayan, J., 2016. Retrospective analysis of "new" flame retardants in the global atmosphere under the GAPS Network. *Environmental Pollution* 217, 62-69.

- Lohmann, R., Booij, K., Smedes, F., Vrana, B., 2012. Use of passive sampling devices for monitoring and compliance checking of POP concentrations in water. *Environmental Science and Pollution Research* 19, 1885-1895.
- Lohmann, R., Muir, D., 2010. Global Aquatic Passive Sampling (AQUA-GAPS): Using Passive Samplers to Monitor POPs in the Waters of the World1. *Environmental Science & Technology* 44, 860-864.
- Lohmann, R., Muir, D., Zeng, E.Y., Bao, L.-J., Allan, I.J., Arinaitwe, K., Booij, K., Helm, P., Kaserzon, S., Mueller, J.F., Shibata, Y., Smedes, F., Tsapakis, M., Wong, C.S., You, J., 2017. Aquatic Global Passive Sampling (AQUA-GAPS) Revisited: First Steps toward a Network of Networks for Monitoring Organic Contaminants in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology* 51, 1060-1067.
- Loizeau, J.-L., Makri, S., Arpagaus, A., Ferrari, B., Casado-Martinez, C., Benejam, T., 2015. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Lémand contre pollut., Campagne 2016*.
- Miège, C., Mazzella, N., Allan, I., Dulio, V., Smedes, F., Tixier, C., Vermeirssen, E., Brant, J., O'Toole, S., Budzinski, H., Ghestem, J.-P., Staub, P.-F., Lardy-Fontan, S., Gonzalez, J.-L., Coquery, M., Vrana, B., 2015. Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment – Achievements to date and perspectives. *Trends in Environmental Analytical Chemistry* 8, 20-26.
- Mills, G.A., Gravell, A., Vrana, B., Harman, C., Budzinski, H., Mazzella, N., Ocelka, T., 2014. Measurement of environmental pollutants using passive sampling devices - an updated commentary on the current state of the art. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16, 369-373.
- Oram, J.J., McKee, L.J., Werme, C.E., Connor, M.S., Oros, D.R., Grace, R., Rodigari, F., 2008. A mass budget of polybrominated diphenyl ethers in San Francisco Bay, CA. *Environment International* 34, 1137-1147.
- Ortelli, D., Edder, P., Rapin, F., 2009. Micropolluants dans les poissons et des écrevisses du Léman, *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2008*, 73-83.
- Phillips, J.M., Russell, M.A., Walling, D.E., 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes* 14, 2589-2602.
- Rauert, C., Harner, T., Schuster, J.K., Quinto, K., Fillmann, G., Castillo, L.E., Fentanes, O., Ibarra, M.V., Miglioranza, K.S.B., Rivadeneira, I.M., Pozo, K., Puerta, A.P., Zuluaga, B.H.A., 2016. Towards a regional passive air sampling network and strategy for new POPs in the GRULAC region: Perspectives from the GAPS Network and first results for organophosphorus flame retardants. *Science of The Total Environment* 573, 1294-1302.
- Schmid, P., Zennegg, M., Holm, P., Pietsch, C., Brüsweiler, B., Kuchen, A., Staub, E., Treppe, J., 2010. Polychlorobiphenyls (PCB) in swiss waters. Data concerning the contamination of fishes and waters by PCBs and dioxins: evaluation of the situation. *Connaissance de l'environnement n° 1002*, 104 (in french).
- Smedes, F., Bakker, D., de Weert, J., 2010. The use of passive sampling in WFD monitoring. The possibilities of silicon rubber as a passive sampler. 1202337-004-BGS-0027. *Deltares*, p. 59.
- Smedes, F., Booij, K., 2012. Guidelines for passive sampling of hydrophobic contaminants in water using silicone rubber samplers. *ICES Techniques in Marines Environmental Sciences* 52.
- Stolz, J., 2000. Praxishilfe, PCB-Emissionen beim Korrosionsschutz. *Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)*.
- Trujillo Gomez, M., 2019. Quantifying fine particle transport in the Chamberonne. *Travail de MAster Unil*.
- Van Caneghem, J., Block, C., Vandecasteele, C., 2014. Destruction and formation of dioxin-like PCBs in dedicated full scale waste incinerators. *Chemosphere* 94, 42-47.
- Vrana, B., Allan, I.J., Greenwood, R., Mills, G.A., Dominiak, E., Svensson, K., Knutsson, J., Morrison, G., 2005. Passive sampling techniques for monitoring pollutants in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 24, 845-868.
- Vrana, B., Smedes, F., Prokeš, R., Loos, R., Mazzella, N., Miegge, C., Budzinski, H., Vermeirssen, E., Ocelka, T., Gravell, A., Kaserzon, S., 2016. An interlaboratory study on passive sampling of emerging water pollutants. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 76, 153-165.

ANNEXE 1 : STRUCTURE ET CARACTÉRISTIQUES DES COMPOSÉS CIBLES

Polychlorobiphényles (PCBs)					
Congénère	Structure	Nb d'atome de chlore	Masse moléculaire	Coefficient de partition octanol-eau (log Kow) ^a	Coefficient de partition silicone-eau (log Ksw) ^b
PCB 28 2,4,4'-trichlorobiphényle		3	257.5	5.67	5.25
PCB 52 2,2',5,5'-tetrachlorobiphényle		4	292.0	5.84	5.52
PCB 101 2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle		5	326.5	6.38	5.99
PCB 118 2,3',4,4',5'-pentachlorobiphényle		5	326.5	6.74	6.11
PCB 138 2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphényle		6	361.0	6.83	6.49
PCB 153 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle		6	361.0	6.92	6.45
PCB 180 2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényle		7	395.5	7.36	6.76

Polybromodiphénylethers (PBDEs)					
Congénère	Structure	Nombre d'atome de brome	Masse moléculaire	Coefficient de partition octanol-eau (log Kow) ^c	Coefficient de partition silicone-eau (log Ksw) ^d
PBDE 28 2,4,4'-tribromodiphénylether		3	406.9	5.94	5.90
PBDE 47 2,2',4,4'-tetrabromodiphénylether		4	485.8	6.81	6.75
PBDE 99 2,2',4,4',5-pentabromodiphénylether		5	564.7	7.32	7.24
PBDE 100 2,2',4,4',6-pentabromodiphénylether		5	564.7	7.24	7.16
PBDE 153 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphénylether		6	643.3	7.9	7.80
PBDE 154 2,2',4,4',5,6'-hexabromodiphénylether		6	643.3	7.82	7.73

Hydrocarbures polyaromatiques (PAHs)					
Composé	Structure	Nombre de cycles	Masse moléculaire	Coefficient de partition octanol-eau (log Kow) ^e	Coefficient de partition silicone-eau (log Ksw) ^b
Acénaphthène (ACE)		3	154.2	3.92	3.43
Acénaphthylène (ACY)		3	152.2	3.94	3.04
Fluorène (FLE)		3	166.2	4.18	3.56
Phénanthrène (PHE)		3	178.2	4.46	3.82
Anthracène (ANT)		3	178.2	4.45	3.91
Fluoranthène (FLU)		4	202.3	5.16	4.28
Pyrène (PYE)		4	202.3	4.88	4.39
Benz[a]anthracène (BaA)		4	228.3	5.76	4.86
Chrysène (CHR)		4	228.0	5.81	4.84
Benzo[a]pyrène (BaP)		5	252.3	6.13	5.26
Benzo[b]fluoranthène (BbF)		5	252.0	5.78	5.33
Benzo[k]fluoranthène (BkF)		5	252.0	6.11	5.29
Benzo[ghi]perylène (BghiP)		5	276.0	6.63	5.61
Dibenz[a,h]anthracène (DBahA)		6	278.0	6.54	5.7
Indeno[1,2,3-cd]pyrène (IDP)		6	276.0	6.70	5.6

^a tiré de Hawker et Connell (1988)

^b tiré de Smedes (2019)

^c tiré de Braekevel et al. (2003)

^d comme suggéré par Narvaez Valderrama et al. (2016), déterminé à partir du log Kow en utilisant le modèle proposé Smedes et al (2009)

^e tiré de Anyakora (2007)

ANNEXE 2 : DÉTERMINATION DES TAUX D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LA BASE DE LA DISSIPATION DES PRCs

Les étapes ci-dessous illustrent la détermination du taux d'échantillonnage (R_s) et de la concentration moyenne pondérée dans le temps du PCB 28 au site n°24 (Promenthouse, Le Rancho).

1. Calcul de la fraction retenue des PRCs ($N_{t,PRC}/N_{0,PRC}$)

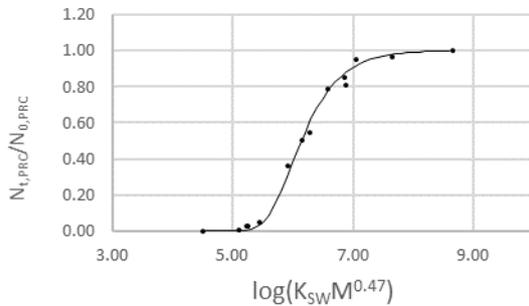
→ rapport entre les quantités dans les capteurs exposés ($N_{t,PRC}$) et les capteurs non-exposés ($N_{0,PRC}$) :

PRCs														
	Biph-d10	PCB 1	PCB 2	PCB 3	PCB 10	PCB 14	PCB 21	PCB 30	PCB 50	PCB 55	PCB 78	PCB 104	PCB 145	PCB 204
Fraction retenue	0	0.01	0.03	0.03	0.05	0.37	0.55	0.50	0.79	0.81	0.85	0.95	0.96	1.0

Estimation de la constante de proportionnalité « FA » à l'aide des moindres carrés non-linéaires (NLS) en ajustant les fractions retenues des PRCs ($N_{t,PRC}/N_{0,PRC}$) comme une fonction de K_{sw} et $MW_{PRC}^{0.47}$ (Booij and Smedes, 2010) :

$$\frac{N_{t,PRC}}{N_{0,PRC}} = \exp\left(-\frac{FA t}{K_{sw} MW_{PRC}^{0.47} m_s}\right)$$

où t est la durée d'exposition (42 jours), m_s la masse du capteur (0.01 kg), K_{sw} le coefficient de partition (L/kg) et MW la masse moléculaire (g/mol). Les valeurs de K_{sw} et MW qui ont été utilisées sont données par Smedes (2019)



→ Estimation de "FA" = 252.6

2. Calcul du taux d'échantillonnage du PCB 28, $R_{s,PCB 28}$ (L/jour) (Rusina et al., 2010b) :

$$R_{s,PCB 28} = \frac{FA}{MW_{PCB 28}^{0.47}} = \frac{252.6}{257.5^{0.47}} = 18.6 \text{ L/jour}$$

3. Calcul de la concentration aqueuse moyenne pondérée dans le temps du PCB 28, $C_{w,PCB 28}$ (ng/L) :

$$C_{w,PCB 28} = \frac{N_{t,PCB 28}}{m_s K_{sw,PCB 28} \left(1 - \exp\left(-\frac{R_{s,PCB 28} t}{K_{sw,PCB 28} m_s}\right)\right)}$$

où $N_{t,PCB 28}$ est la masse de PCB 28 dans le capteur (1.0 ng) à la fin de la période d'exposition (38 jours). Comme m_s est égale à 0.01 kg et $\log K_{sw,PCB 28}$ est égal à 5.25, la valeur de $C_{w,PCB 28}$ est donnée par :

$$C_{w,PCB 28} = \frac{1.0}{0.01 * 10^{5.25} \left(1 - \exp\left(-\frac{18.6 * 42}{10^{5.25} * 0.01}\right)\right)} = 0.0016 \text{ ng/L} = 1.6 \text{ pg/L}$$

ANNEXE 3 : DÉBIT DES COURS D'EAU

	Cours d'eau	Lieu	x	y	n° site	Source	Calcul débit au site des capteurs	Débit (m3/s)
Valais (CH)	Borgne	Bramois	2596779	1120040	27	OFEV	Q _{moy} Borgne	11.7
	Canal Stockalper	Port-Valais	2555454	1137149	39	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.91
	Drance	Martigny	2570929	1105200	28	OFEV	Station « Drance - Martigny, Pont de Rossettan 2053 »	6.9
	Rhône	Brig amont STEP	2639626	1128790	29	OFEV	Station « Rhône – Brig 2346 »	36.9
	Rhône	Collombey SATOM	2563289	1125140	30	OFEV	Site 33 - Site 22 - Q _{moy} Fossau	163.2
	Rhône	Evionnaz amont	2568389	1113180	31	OFEV	Station « Rhône - Branson 2024 » + Site 28 + Q _{moy} Canal de Fully	131.1
	Rhône	Monthey amont	2564519	1122980	32	OFEV	Site 33 - Site 22 - Q _{moy} Fossau – Q _{moy} Gryonne – Q _{moy} La Vièze	159.7
	Rhône	Porte-du-Scex	2557659	1133280	33	OFEV	Station « Rhône - Porte du Scex 2009 »	165.0
	Rhône	Raron	2627900	1128475	34	OFEV	Site 29 + Site 37	48.4
	Rhône	Sion centre	2593299	1118455	35	OFEV	Station « Rhône – Sion 2011 »	62.1
Rhône	Turtmann	2620150	1128780	36	OFEV	Site 33 + Q _{moy} Lonza	55.4	
Vispa	Visp amont	2634030	1125900	37	OFEV	Station « Vispa – Visp 2351 »	11.5	
Vaud (CH)	Aubonne	Le Coulet	2520715	1147441	16	OFEV	Station « Aubonne – Allaman, Le Coulet 2433 »	0.56
	Boiron	Lac Tolochenaz	2526245	1149626	17	VHV	Station « Boiron-de-Morges, Tolochenaz (DGE-DIRNA-EAU) »	0.05
	Chamberonne	UNIL Vidy	2534334	1152710	18	Unil	Station Unil	0.56
	Dullive	Dullive amont STEP	2512139	1142321	19	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.12
	Eau Froide de R.	Rennaz	2560720	1137220	20	Mesures terrain	Station « Eau-Froide, Roche (DGE-DIRNA-EAU) »	0.10
	Grand Canal	Embouchure	2558100	1136350	21	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	1.00
	Grande Eau	Aigle amont Rhône	2561109	1130515	22	OFEV	STATION « GRANDE EAU - AIGLE 2203 »	1.47
	Morges	Morges	2527015	1151741	23	VHV	Station « Morges, Morges (DGE-DIRNA-EAU) »	0.06
	Promenthouse	Le Rancho	2510117	1140027	24	OFEV	Station « Promenthouse – Gland, Route Suisse 2493 »	0.09
	Venoge	Les Bois	2532018	1154162	25	OFEV	Station « Venoge – Ecublens, Les Bois 2432 »	0.36
Venoge	Daillens	2529600	1163650	45	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.35	
Veveyse	Vevey	2553653	1145693	26	OFEV	Station « Veveyse – Vevey, Copet 2486 »	0.16	
Genève (CH)	Allondon	Embouchure	2489628	1115190	10	OFEV	Station « Allondon - Dardagny, Les Granges 2490 »	0.23
	Arve	Veyrier	2501211	1115060	2	OFEV	Station « Arve - Genève, Bout du Monde 2170 »	28.1
	Arve	Ecole de Medecine	2499438	1116815	11	OFEV	= Site 2	28.1
	Léman	Paquis	2500839	1118515	13	-	-	-
	Rhône	Chancy RG	2486148	1111415	14	OFEV	Station « Rhône - Chancy, Aux Ripes 2174 »	205.6
	Versoix	Versoix amont CFF	2501878	1125800	15	VHG	Sation « La Versoix - Versoix-CFF (OCEau-GE) »	0.74
	Le vengeron	Pregny-Chambésy	2500236	1122662	38	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.13
	Rhône	Le Lignon	2496233	1118589	40	OFEV	Site 14 – Site 10 - 44	205.2
Rhône	Retenue Verbois	2491165	1116982	41	OFEV	Site 14 – Site 10	205.3	
Nant d'Avril	Bourdigny	2492585	1119301	44	VHG	Station « Le Nant d'Avril - Avril (OCEau-GE) »	0.12	
Haute-Savoie (FR)	Arve	Magland	2537164	1092455	1	DREAL	Station « L'Arve - Sallanches (V0032010) »	15.9
	Arve	Pont-de-Zone	2505308	1114420	12	OFEV	= site 2	26.9
	Arve	Arve à Passy 2	2540622	1085699	42	DREAL	Station « L'Arve - Sallanches (V0032010) »	15.9
	Arve	Arve à Bonneville	2518497	1104234	43	DREAL + terrain	Site 1 + site 3 + site 7 + site 8	19.3
	Borne	St-Pierre-en-Faucign	2519310	1102884	3	DREAL	Station « Le Borne - Saint-Jean-de-Sixt (V0205420) »	0.13
	Dranse	Abondance	2545731	1125968	4	DREAL	Station « La Dranse d'Abondance - Vacheresse (V0314020) »	1.27
	Dranse	Morzine à la Baume	2536642	1126355	5	DREAL	Station « La Dranse de Morzine - La Baume [Pont de Couvaloup] (V0325010) »	1.23
	Dranse	Pont de Dranse	2528416	1137069	46	DREAL	Station « La Dranse - Reyvroz [bioge] (V0334010) »	3.3
	Edian	Abondance	2544911	1123049	6	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.20
	Foron de T.	Taninges	2536569	1112150	7	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.03
Giffre	Taninges	2538555	1105297	8	DREAL	Station « Le Giffre - Marnignier [Plan Séraphin] (V0154010) »	4.0	
Grand Foron	Le Reposoir	2529704	1095755	9	Mesures terrain	Sur site (section x vitesse)	0.25	

ANNEXE 4 : TAUX D'ÉCHANTILLONNAGE (L / JOUR) DES COMPOSÉS CIBLES AUX DIFFÉRENTS SITES

		Taux d'échantillonnage (L / jour)																											
Cours d'eau	Lieu	PCBs							PBDEs							PAHs													
		28	52	101	118	138	153	180	28	47	99	100	153	154	ACY	ACE	FLE	PHE	ANT	FLU	PYE	BaA	CHR	BbF	BkF	BaP	IDP	DBahA	BghiP
Borgne	Bramois	30.6	28.8	27.4	27.4	26.1	26.1	25.0	24.7	22.7	21.1	21.1	19.9	19.9	39.2	38.9	37.6	36.4	36.4	34.3	34.3	32.4	32.4	30.9	30.9	30.9	29.6	29.5	29.6
Canal Stockalper	Port-Valais	23.7	22.4	21.2	21.2	20.3	20.3	19.4	19.1	17.6	16.4	16.4	15.4	15.4	30.4	30.2	29.2	28.2	28.2	26.6	26.6	25.1	25.1	24.0	24.0	24.0	23.0	22.9	23.0
Drance	Martigny	29.6	27.9	26.5	26.5	25.3	25.3	24.2	23.9	22.0	20.5	20.5	19.3	19.3	38.0	37.7	36.4	35.2	35.2	33.2	33.2	31.4	31.4	29.9	29.9	29.9	28.7	28.6	28.7
Rhône	Brig amont STEP	42.6	40.2	38.1	38.1	36.4	36.4	34.8	34.4	31.6	29.5	29.5	27.7	27.7	54.6	54.2	52.4	50.7	50.7	47.7	47.7	45.1	45.1	43.1	43.1	43.0	41.3	41.1	41.3
Rhône	Collombey SATOM	72.6	68.5	65.0	65.0	62.0	62.0	59.4	58.6	53.9	50.2	50.2	47.2	47.2	93.0	92.4	89.2	86.3	86.3	81.4	81.4	76.9	76.9	73.4	73.4	73.3	70.3	70.1	70.3
Rhône	Evionnaz amont	25.2	23.7	22.5	22.5	21.5	21.5	20.6	20.3	18.7	17.4	17.4	16.4	16.4	32.2	32.0	30.9	29.9	29.9	28.2	28.2	26.6	26.6	25.4	25.4	25.4	24.4	24.3	24.4
Rhône	Monthey amont	62.0	58.4	55.4	55.4	52.9	52.9	50.7	50.0	46.0	42.8	42.8	40.3	40.3	79.3	78.9	76.1	73.7	73.7	69.4	69.4	65.6	65.6	62.6	62.6	62.6	60.0	59.8	60.0
Rhône	Porte-du-Scex	58.0	54.6	51.9	51.9	49.5	49.5	47.4	46.7	43.0	40.1	40.1	37.7	37.7	74.2	73.8	71.2	68.9	68.9	64.9	64.9	61.3	61.4	58.6	58.6	58.5	56.1	55.9	56.1
Rhône	Raron	34.0	32.0	30.4	30.4	29.0	29.0	27.8	27.4	25.2	23.5	23.5	22.1	22.1	43.5	43.3	41.8	40.4	40.4	38.1	38.1	36.0	36.0	34.3	34.3	34.3	32.9	32.8	32.9
Rhône	Sion centre	20.0	18.8	17.9	17.9	17.1	17.1	16.3	16.1	14.8	13.8	13.8	13.0	13.0	25.6	25.4	24.6	23.8	23.8	22.4	22.4	21.2	21.2	20.2	20.2	20.2	19.3	19.3	19.3
Rhône	Turtmann	32.7	30.8	29.2	29.2	27.9	27.9	26.7	26.4	24.3	22.6	22.6	21.2	21.2	41.8	41.6	40.1	38.9	38.9	36.6	36.6	34.6	34.6	33.0	33.0	33.0	31.6	31.5	31.6
Vispa	Visp amont	29.4	27.7	26.3	26.3	25.1	25.1	24.0	23.7	21.8	20.3	20.3	19.1	19.1	37.6	37.4	36.1	35.0	35.0	32.9	32.9	31.1	31.1	29.7	29.7	29.7	28.5	28.4	28.5
Aubonne	Le Coulet	30.9	29.1	27.7	27.7	26.4	26.4	25.3	24.9	22.9	21.4	21.4	20.1	20.1	39.6	39.3	38.0	36.8	36.8	34.6	34.6	32.7	32.7	31.2	31.2	31.2	29.9	29.8	29.9
Boiron	Lac Tolochenaz	17.6	16.6	15.7	15.7	15.0	15.0	14.4	14.2	13.0	12.1	12.1	11.4	11.4	22.5	22.4	21.6	20.9	20.9	19.7	19.7	18.6	18.6	17.8	17.8	17.7	17.0	17.0	17.0
Chamberonne	UNIL Vidy	18.7	17.6	16.7	16.7	15.9	15.9	15.3	15.1	13.9	12.9	12.9	12.1	12.1	23.9	23.8	22.9	22.2	22.2	20.9	20.9	19.8	19.8	18.9	18.9	18.8	18.1	18.0	18.1
Dullive	Amont STEP	12.2	11.5	10.9	10.9	10.4	10.4	10.0	9.8	9.0	8.4	8.4	7.9	7.9	15.6	15.5	15.0	14.5	14.5	13.6	13.6	12.9	12.9	12.3	12.3	12.3	11.8	11.8	11.8
Eau Froide Roche	Rennaz	11.9	11.2	10.6	10.6	10.1	10.1	9.7	9.6	8.8	8.2	8.2	7.7	7.7	15.2	15.1	14.6	14.1	14.1	13.3	13.3	12.6	12.6	12.0	12.0	12.0	11.5	11.5	11.5
Grand Canal	Embouchure	13.5	12.8	12.1	12.1	11.6	11.6	11.1	10.9	10.1	9.4	9.4	8.8	8.8	17.3	17.2	16.6	16.1	16.1	15.2	15.2	14.3	14.3	13.7	13.7	13.7	13.1	13.1	13.1
Grande-Eau	Aigle amont Rhône	37.6	35.5	33.7	33.7	32.1	32.1	30.8	30.3	27.9	26.0	26.0	24.5	24.5	48.2	47.9	46.2	44.7	44.7	42.1	42.1	39.8	39.8	38.0	38.0	38.0	36.4	36.3	36.4
Morges	Morges	19.8	18.7	17.7	17.7	16.9	16.9	16.2	16.0	14.7	13.7	13.7	12.9	12.9	25.4	25.2	24.4	23.6	23.6	22.2	22.2	21.0	21.0	20.0	20.0	20.0	19.2	19.1	19.2
Promenthouse	Le Rancho	18.6	17.5	16.6	16.6	15.9	15.9	15.2	15.0	13.8	12.9	12.9	12.1	12.1	23.8	23.7	22.8	22.1	22.1	20.8	20.8	19.7	19.7	18.8	18.8	18.8	18.0	17.9	18.0
Venoge	Les Bois	18.3	17.2	16.4	16.4	15.6	15.6	15.0	14.8	13.6	12.6	12.6	11.9	11.9	23.4	23.3	22.5	21.8	21.8	20.5	20.5	19.4	19.4	18.5	18.5	18.5	17.7	17.7	17.7
Venoge	Daillens	27.2	25.7	24.4	24.4	23.2	23.2	22.3	22.0	20.2	18.8	18.8	17.7	17.7	34.9	34.7	33.5	32.4	32.4	30.5	30.5	28.8	28.8	27.5	27.5	27.5	26.4	26.3	26.4
Veveyse	Vevey	41.9	39.5	37.5	37.5	35.7	35.7	34.2	33.8	31.1	29.0	29.0	27.2	27.2	53.6	53.3	51.5	49.8	49.8	46.9	46.9	44.3	44.4	42.3	42.3	42.3	40.5	40.4	40.5
Allondon	Embouchure	28.0	26.4	25.0	25.0	23.9	23.9	22.9	22.5	20.7	19.3	19.3	18.2	18.2	35.8	35.6	34.3	33.2	33.2	31.3	31.3	29.6	29.6	28.2	28.2	28.2	27.1	27.0	27.1
Arve	Veyrier	38.6	36.4	34.5	34.5	32.9	32.9	31.5	31.1	28.6	26.7	26.7	25.1	25.1	49.4	49.1	47.4	45.9	45.9	43.2	43.2	40.8	40.8	39.0	39.0	38.9	37.3	37.2	37.3
Arve	Ecole de Médecine	5.5	5.2	4.9	4.9	4.7	4.7	4.5	4.4	4.1	3.8	3.8	3.6	3.6	7.0	7.0	6.8	6.5	6.5	6.2	6.2	5.8	5.8	5.6	5.6	5.6	5.3	5.3	5.3
Léman	Paquis	25.6	24.1	22.9	22.9	21.8	21.8	20.9	20.6	19.0	17.7	17.7	16.6	16.6	32.7	32.5	31.4	30.4	30.4	28.7	28.7	27.1	27.1	25.8	25.8	25.8	24.8	24.7	24.8
Rhône	Chancy	34.5	32.5	30.8	30.8	29.4	29.4	28.2	27.8	25.6	23.8	23.8	22.4	22.4	44.1	43.8	42.3	41.0	41.0	38.6	38.6	36.5	36.5	34.8	34.8	34.8	33.3	33.2	33.3
Versoix	Versoix amont CFF	22.1	20.8	19.8	19.8	18.8	18.8	18.1	17.8	16.4	15.3	15.3	14.4	14.4	28.3	28.1	27.1	26.3	26.3	24.7	24.7	23.4	23.4	22.3	22.3	22.3	21.4	21.3	21.4
Le Vengeron	Pregny-Chambésy	16.8	15.9	15.0	15.0	14.4	14.4	13.8	13.6	12.5	11.6	11.6	10.9	10.9	21.5	21.4	20.7	20.0	20.0	18.8	18.8	17.8	17.8	17.0	17.0	17.0	16.3	16.2	16.3
Rhône	Le Lignon	41.1	38.8	36.8	36.8	35.1	35.1	33.6	33.2	30.5	28.4	28.4	26.7	26.7	52.7	52.4	50.5	48.9	48.9	46.1	46.1	43.5	43.6	41.6	41.6	41.5	39.8	39.7	39.8
Rhône	Retenue Verbois	154.8	145.9	138.4	138.4	132.0	132.0	126.5	124.8	114.8	107.0	107.0	100.6	100.6	198.1	196.9	190.1	184.0	184.0	173.4	173.4	163.8	163.9	156.3	156.3	156.2	149.8	149.3	149.8
Nant d'Avril	Bourdigny	51.2	48.2	45.8	45.8	43.6	43.6	41.8	41.3	38.0	35.4	35.4	33.3	33.3	65.5	65.1	62.8	60.8	60.8	57.3	57.3	54.1	54.2	51.7	51.7	51.7	49.5	49.3	49.5
Arve	Magland	23.3	22.0	20.9	20.9	19.9	19.9	19.1	18.8	17.3	16.1	16.1	15.2	15.2	29.9	29.7	28.7	27.7	27.7	26.1	26.1	24.7	24.7	23.6	23.6	23.6	22.6	22.5	22.6
Arve	Pont de Zone	23.7	22.4	21.2	21.2	20.3	20.3	19.4	19.1	17.6	16.4	16.4	15.4	15.4	30.4	30.2	29.2	28.2	28.2	26.6	26.6	25.1	25.1	24.0	24.0	24.0	23.0	22.9	23.0
Arve	Arve à Passy 2	7.3	6.8	6.5	6.5	6.2	6.2	5.9	5.8	5.4	5.0	5.0	4.7	4.7	9.3	9.2	8.9	8.6	8.6	8.1	8.1	7.7	7.7	7.3	7.3	7.3	7.0	7.0	7.0
Arve	Bonneville	11.1	10.5	9.9	9.9	9.5	9.5	9.1	8.9	8.2	7.7	7.7	7.2	7.2	14.2	14.1	13.6	13.2	13.2	12.4	12.4	11.7	11.8	11.2	11.2	11.2	10.7	10.7	10.7
Borne	St-Pierre Faucigny	28.7	27.0	25.7	25.7	24.5	24.5	23.4	23.1	21.3	19.8	19.8	18.6	18.6	36.7	36.5	35.2	34.1	34.1	32.1	32.1	30.3	30.4	29.0	29.0	29.0	27.8	27.7	27.8
Dranse	Abondance	17.2	16.2	15.3	15.3	14.6	14.6	14.0	13.8	12.7	11.9	11.9	11.2	11.2	22.0	21.8	21.1	20.4	20.4	19.2	19.2	18.2	18.2	17.3	17.3	17.3	16.6	16.6	16.6
Dranse	Morzine à la Baume	62.9	59.3	56.3	56.3	53.7	53.7	51.4	50.7	46.7	43.5	43.5	40.9	40.9	80.6	80.1	77.3	74.8	74.8	70.5	70.5	66.6	66.6	63.6	63.6	63.5	60.9	60.7	60.9
Dranse	Pont de Dranse	20.6	19.4	18.4	18.4	17.6	17.6	16.8	16.6	15.3	14.2	14.2	13.4	13.4	26.4	26.2	25.3	24.5	24.5	23.1	23.1	21.8	21.8	20.8	20.8	20.8	19.9	19.9	20.0
Edian	Abondance	7.1	6.7	6.4	6.4	6.1	6.1	5.8	5.7	5.3	4.9	4.9	4.6	4.6	9.1	9.1	8.7	8.5	8.5	8.0	8.0	7.5	7.5	7.2	7.2	7.2	6.9	6.9	6.9
Foron de Taninges	Taninges	7.8	7.3	7.0	7.0	6.6	6.6	6.4	6.3	5.8	5.4	5.4	5.1	5.1	10.0	9.9	9.6	9.3	9.3	8.7	8.7	8.2	8.3	7.9	7.9	7.9	7.5	7.5	7.5
Giffre	Taninges	10.3																											

ANNEXE 5 : CONCENTRATIONS AQUEUSES DES COMPOSÉS CIBLES AUX DIFFÉRENTS SITES

		Concentration polluant dissous (pg / L)																											
Cours d'eau	Lieu	PCBs							PBDEs							PAHs													
		28 (+ 31)	52	101	118	138	153	180	28	47	99	100	153	154	ACY	ACE	FLE	PHE	ANT	FLU	PYE	BaA	CHR (+triph)	BbF (+ BjF)	BkF	BaP	IDP	DBahA	BghiP
Borgne	Bramois	1.9	2.9	4.8	2.2	3.8	4.9	0.7	<0.3	0.8	0.3	<0.3	<0.9	<0.9	1399	673	1283	2524	93	698	395	24	44	18	5.0	1.8	1.9	1.6	<6.5
Canal Stockalper	Port-Valais	4.2	5.9	6.2	3.2	4.5	6.2	1.2	<0.4	3.5	1.2	0.5	<1.2	<1.2	465	1280	778	832	74	630	285	28	131	36	9.8	3.0	4.2	1.9	<8.7
Drance	Martigny	2.0	5.9	4.8	2.9	3.7	4.8	0.7	<0.3	1.3	0.9	<0.3	<0.9	<0.9	5573	728	1621	3079	192	594	337	11	58	8.9	2.6	1.6	1.4	1.6	<6.7
Rhône	Brig amont STEP	3.4	4.6	9.2	2.6	8.4	12.3	2.5	<0.2	0.6	<0.2	<0.2	<0.6	<0.6	1420	2935	3867	10688	147	2017	281	8.3	65	38	4.6	1.0	2.1	1.2	<5.0
Rhône	Collombey SATOM	3.9	6.8	12.9	3.1	6.4	9.3	1.3	<0.1	1.2	0.6	<0.1	<0.4	<0.4	3310	1208	1308	3021	351	2097	1271	61	184	24	5.9	1.9	1.9	0.8	<3.5
Rhône	Evionnaz amont	4.5	11.1	27.3	6.1	13.0	20.2	2.5	<0.3	1.7	0.9	<0.3	<1.1	<1.1	3678	904	1426	3107	380	1997	1583	69	188	26	7.2	6.9	2.0	1.9	<7.7
Rhône	Monthey amont	3.1	6.1	11.5	2.9	6.1	9.1	1.3	<0.1	1.3	0.7	0.2	<0.5	<0.5	4089	1190	1327	2955	367	2020	1588	66	170	21	5.3	4.7	1.2	0.7	<3.9
Rhône	Porte-du-Sceax	3.5	8.7	11.2	2.9	5.6	7.9	1.2	<0.2	1.1	0.6	<0.2	<0.5	<0.5	3496	1289	1354	3055	359	2251	1837	99	226	41	14	11	3.3	1.0	<4.1
Rhône	Raron	3.6	4.7	8.8	2.7	6.3	9.6	1.9	<0.4	1.1	0.7	<0.5	<1.4	<1.4	2971	1693	2690	6800	625	1821	513	59	134	73	20	3.4	7.7	3.5	<9.7
Rhône	Sion centre	3.1	4.9	7.6	3.1	5.0	7.5	1.2	<0.5	1.6	0.9	<0.6	<1.8	<1.8	4514	1063	1717	4504	693	2577	1770	91	340	56	17	14	4.9	3.2	<12
Rhône	Turtmann	3.1	3.8	7.5	2.4	5.8	8.3	1.6	<0.2	1.0	0.5	<0.3	<0.8	<0.8	5496	1532	2348	6077	887	2962	2158	107	116	55	13	8.5	3.4	1.9	<6.2
Vispa	Visp amont	2.6	4.9	11.4	2.9	7.2	10.5	1.6	<0.3	1.5	0.7	<0.3	<0.9	<0.9	2143	1231	1572	4833	1928	1034	742	38	138	29	8.1	5.2	2.8	2.2	<6.7
Aubonne	Le Coulet	2.6	0.7	3.1	1.8	2.8	2.6	0.4	<0.3	4.4	1.9	0.4	<1.0	<1.0	<309	411	473	1049	56	988	239	19	255	24	17	3.1	1.8	2.1	<7.0
Boiron	Lac Tolochenaz	3.7	4.3	5.5	3.1	5.1	6.2	1.2	<0.5	4.8	2.3	0.6	<1.7	<1.7	<309	628	755	1540	157	1992	1224	109	532	145	24	22	15	6.2	39
Chamberonne	UNIL Vidly	46.9	36.6	25.9	14.8	13.6	16.0	2.4	<0.5	16.1	11.0	1.7	<1.6	<1.6	<309	795	811	1840	366	1058	709	88	437	114	24	14	14	6.3	12
Dullive	Amont STEP	1.8	4.5	6.4	4.0	6.3	5.4	0.9	<0.7	2.2	<0.9	<0.8	<2.5	<2.5	320	736	954	1692	203	935	642	43	255	20	18	8.9	3.3	4.7	<17
Eau Froide Roche	Rennaz	9.7	23.3	20.1	11.1	10.2	13.6	2.2	<0.7	12.3	6.1	1.4	<2.5	<2.5	1008	4341	2800	2290	140	985	709	48	208	72	26	13	9.5	5.7	<17
Grand Canal	Embouchure	2.2	2.7	3.6	2.9	3.3	4.3	0.8	<0.6	2.2	<0.8	<0.7	<2.2	<2.2	333	809	711	1238	105	955	396	54	240	109	28	11	13	5.0	<15
Grande-Eau	Aigle amont Rhône	1.8	5.2	4.2	1.5	1.6	2.2	0.3	<0.2	0.5	<0.3	<0.3	<0.8	<0.8	1175	1429	1340	2577	125	936	358	38	149	35	10	2.3	2.3	1.6	<5.8
Morges	Morges	1.8	5.1	6.6	4.7	5.3	5.6	1.1	<0.4	1.9	0.7	<0.5	<1.5	<1.5	<309	578	656	1197	98	857	481	52	327	113	17	23	17	6.7	20
Promenthouse	Le Rancho	1.6	0.7	4.2	2.7	4.8	4.1	0.7	<0.5	3.3	2.1	<0.5	<1.6	<1.6	404	752	624	1401	183	1659	1149	53	414	34	20	25	5.5	5.2	17
Venoge	Les Bois	48.7	24.3	15.5	11.3	11.5	14.0	2.8	<0.5	11.3	5.7	1.4	<1.7	<1.7	533	1125	1090	1759	262	1942	1589	122	567	159	35	33	19	8.9	32
Venoge	Daillens	2.1	0.9	2.6	1.7	3.0	2.7	0.5	<0.3	1.5	<0.4	<0.4	<1.1	<1.1	<309	2265	1470	3110	95	885	228	13	122	13	6.8	2.4	2.5	2.6	<7.9
Veveysse	Vevey	2.1	12.0	7.8	3.9	2.6	3.1	0.4	<0.2	0.8	0.4	<0.2	<0.7	<0.7	664	1138	1333	2268	158	918	504	74	279	84	25	19	10	3.4	11
Allondon	Embouchure	1.0	1.4	1.3	0.9	2.1	2.7	0.6	<0.3	0.6	<0.4	<0.3	<1.0	<1.0	<284	<196	<438	<341	30	<81	<43	<8.3	21	<7.6	<2.4	<4.7	<3.1	<6.0	<4.1
Arve	Veyrier	5.3	7.0	7.4	2.5	6.2	9.9	2.6	<0.2	3.4	1.3	0.3	<0.7	<0.7	3121	1771	1756	3505	210	3267	1136	56	178	35	10	5.3	<2.4	<4.6	<3.1
Arve	Ecole de Médecine	5.6	8.3	8.6	3.8	10.1	15.1	5.1	<1.4	4.3	2.4	<1.6	<5.1	<5.1	2046	1768	1429	3201	143	1998	583	39	178	52	16	<20	<15	<29	<19
Léman	Paquis	1.3	2.7	2.6	1.6	2.4	2.9	0.7	<0.3	<0.3	<0.4	<0.4	<1.1	<1.1	461	226	736	< 341	35	389	50	<8.6	36	13	4.3	<5.0	<3.4	<6.5	<4.4
Rhône	Chancy	2.5	4.5	4.1	1.8	3.9	5.5	1.5	<0.2	1.3	0.5	<0.3	<0.8	<0.8	1017	1697	1962	2948	91	802	119	<7.7	57	11	2.5	<4.0	<2.6	<5.0	<3.4
Versoix	Versoix amont CFF	6.4	6.5	6.5	4.4	5.0	6.6	1.1	<0.4	2.0	0.5	<0.4	<1.3	<1.3	445	390	730	1627	129	838	425	39	148	55	13	11	6.8	<7.5	7.1
Le Vengeron	Pregny-Chambésy	3.4	35.5	21.4	10.7	9.3	10.8	1.8	<0.5	5.7	2.6	0.6	<1.7	<1.7	433	1568	947	2336	392	2604	1480	112	449	92	29	17	9.7	<9.6	11
Rhône	Le Lignon	2.9	5.2	4.4	2.1	3.2	4.9	1.1	<0.2	1.7	0.9	<0.2	<0.7	<0.7	815	486	874	1381	82	753	216	19	89	24	31	<3.6	<2.3	<4.3	<2.9
Rhône	Retenue Verbois	3.3	5.5	5.0	2.1	3.4	5.0	1.1	<0.1	1.3	0.6	0.2	<0.2	<0.2	798	507	831	1521	81	687	197	15	68	17	5.1	1.2	1.1	<1.7	<1.2
Nant d'Avril	Bourdigny	105.8 ^a	271.3 ^a	251.2 ^a	128.3 ^a	157.8 ^a	183.3 ^a	49.3 ^a	0.7 ^a	73.7 ^a	22.3 ^a	5.8 ^a	1.5 ^a	0.6 ^a	n.d. ^b	775 ^b	1064 ^b	1695 ^b	195 ^b	1145 ^b	955 ^b	91 ^b	263 ^b	98 ^b	31 ^b	14 ^b	11 ^b	<3.6 ^b	20 ^b
Arve	Magland	4.1	5.9	11.7	3.7	14.1	22.7	6.7	<0.3	2.3	1.0	<0.4	<1.2	<1.2	16720	17842	8298	26740	1234	14199	6592	291	705	147	45	15	6.0	<6.9	5.2
Arve	Pont de Zone	5.3	7.2	8.7	2.8	8.4	13.0	3.9	<0.3	2.2	1.0	<0.4	<1.2	<1.2	4190	2917	2139	4401	234	3583	802	48	210	42	12	<5.2	3.6	<6.8	<4.6
Arve	Arve à Passy 2	4.2	6.2	16.1	5.1	23.4	37.8	11.8	<1.1	1.3	<1.3	<1.2	<3.8	<3.8	18831	19254	10113	26364	1042	15689	3883	300	870	295	82	17	16	<22	<14
Arve	Bonneville	6.0	7.6	8.9	3.1	9.2	14.2	4.2	<0.7	2.4	1.3	<0.8	<2.5	<2.5	9871	6639	3849	8004	374	5300	778	55	295	62	12	<11	<7.5	<15	<9.7
Borne	St-Pierre Faucigny	2.1	1.9	3.2	1.0	3.2	5.4	1.3	<0.3	0.3	<0.3	<0.3	<1.0	<1.0	3368	849	1253	2182	68	321	61	<8.1	57	9	2.9	<4.5	<3.0	<5.8	<3.9
Dranse	Abondance	2.6	2.3	2.0	1.0	2.2	2.3	<0.5	<0.4	0.8	<0.5	<0.5	<1.5	<1.5	3790	796	1691	3198	260	584	334	16	54	32	7.3	<6.3	<4.4	<8.7	<5.8
Dranse	Morzine à la Baume	9.1	3.7	3.0	1.6	2.5	2.5	0.4	<0.1	1.9	0.9	0.2	<0.5	<0.5	2504	751	< 438	3362	276	799	487	20	86	21	4.6	<3.0	2.2	<3.2	<2.2
Dranse	Pont de Dranse	2.4	3.0	2.4	1.2	2.4	2.6	0.5	<0.4	0.8	<0.4	<0.4	<1.2	<1.2	1903	736	1319	2347	109	557	262	12	87	22	5.7	<5.5	<3.8	<7.3	<4.9
Edian	Abondance	<0.6	<4.3	<1.4	0.4	<1.3	<1.1	<1.2	<1.0	<1.1	<1.3	<1.1	<3.6	<3.6	869	228	489	755	41	137	56	<18	38	<23	<7.1	<14	<10	<20	<13
Foron de Taninges	Taninges	0.9	<4.6	<1.4	0.4	<1.4	<1.1	<1.3	<1.0	<1.1	<1.3	<1.2	<3.8	<3.8	844	289	831	1082	<28	100	<56	<19	<22	<24	<7.5	<14	<11	<21	<14
Giffre	Taninges	1.0	<3.3	<1.0	0.3	<1.0	<0.8	<0.9	<0.7	<0.8	<0.9	<0.8	<2.6	<2.6	743	294	<438	404	341	<88	<49	<14	<17	<17	<5.4	<10	<7.6	<15	<9.9
Grand Foron	Le Reposoir	0.6	<1.9	<0.6	0.2	<0																							

CONTRIBUTION DES APPORTS EN PHOSPHORE D'ORIGINE NON-PONCTUELLE PAR LES AFFLUENTS DU LEMAN

CONTRIBUTION OF PHOSPHORUS INPUTS FROM NON-POINT SOURCES BY TRIBUTARIES OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2001-2017

PAR

Sabesan SABARATNAM, stagiaire

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN -
Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2017, la teneur moyenne en phosphore total dans les eaux du Léman s'élève à 17.75 µgP/L. Cette valeur reste supérieure à l'objectif fixé dans le Plan d'Action 2011-2020 de la CIPEL, qui définit une teneur en phosphore dans le lac comprise entre 10 et 15 µgP/L.

Dans l'objectif d'avoir une vision prospective de l'évolution des apports en phosphore dans le lac, la CIPEL souhaite mieux connaître l'origine de ces différents apports. Ainsi un bilan de flux a été établi sur les principaux affluents du Léman, sur la période 2001-2017, pour établir l'importance des apports non-ponctuels. Ces apports qui sont définis comme étant la différence entre le flux total à l'exutoire du bassin et la somme des flux ponctuels (effluents domestiques et industriels), représentent un ensemble de sources agricoles ou autres.

Les résultats démontrent que les apports de phosphore dans les affluents du Léman sont essentiellement dominés par les apports non-ponctuels pour le phosphore total, en moyenne à 94% sur le Rhône amont. Les flux sont ainsi fortement dépendant des débits mesurés. Lors de forts épisodes pluvieux, des quantités plus importantes de phosphore total, essentiellement constitué de phosphore particulaire, sont relargués dans les eaux. Concernant le phosphore dissous, les apports non-ponctuels s'élèvent en moyenne à 77% sur le Rhône et la relation flux/débit est moins évidente que sur le phosphore total. En 2018, un flux de 898t de phosphore total et de 24t de phosphore réactif soluble ont été mesurés à l'exutoire du Rhône amont.

La limitation des phénomènes d'eutrophisation dans le lac passe par un meilleur traitement du phosphore dissous dans les stations d'épuration et par une accentuation des efforts pour la réduction du phosphore diffus.

ABSTRACT

In 2017, the total phosphorus content in Lake Geneva waters was 17.75 µgP/L. This value is still higher than the target set in the CIPEL Plan d'Action 2011-2020, which defines a phosphorus content in the lake between 10 and 15 µgP/L.

In order to have a prospective vision of phosphorus inputs evolution into the lake, the CIPEL wishes to better understand the origin of the sources of these different inputs. Thus, a flux balance was established on the main tributaries of Lake Geneva, over the period 2001-2017, in order to establish the importance of non-specific inputs. These inputs, which are defined as the difference between the total flux at the outlet of the basin and the sum of point fluxes (domestic and industrial effluents), represent a set of agricultural or other sources.

The results show that phosphorus inputs to the Lake Geneva tributaries are essentially dominated by non-specific inputs for total phosphorus, averaging 94% for the Rhône River. The fluxes are thus dependent on the measured discharges. During heavy rainfall events, larger amounts of phosphorus are released into the water, reflecting the importance of the particulate phosphorus attached to the soil. Concerning dissolved phosphorus, non-specific inputs amount to an average of 77% for the Rhône River.

The limitation of eutrophication phenomena in the lake requires better treatment of dissolved phosphorus in wastewater treatment plants and increased efforts to reduce diffuse phosphorus.

1. INTRODUCTION

Le phosphore a fait l'objet de 50 ans de lutte et d'effort pour réduire ses apports au lac Léman, évitant son asphyxie. En 2017, sa concentration moyenne annuelle est de 17.75 $\mu\text{gP/L}$. L'objectif de la CIPEL (Plan d'Action 2011-2020) d'atteindre entre 10 et 15 $\mu\text{gP/L}$.

La CIPEL a souhaité approfondir les réflexions concernant l'évolution de l'apport en phosphore au lac par son bassin versant sur la période 2001-2017, période de disponibilités des données.

Cette étude s'attache à établir les bilans de flux de phosphore sur cinq affluents principaux du bassin du Léman dans le but de quantifier les apports d'origine non-ponctuelle. Les caractéristiques du milieu récepteur (activité biologique, hydrodynamique, caractéristique des sédiments, topographie), ne sont pas traités ici.

2. MÉTHODOLOGIE

L'évaluation des apports en phosphore d'origine non-ponctuelle a été effectuée comme illustré en

Figure à l'exutoire de chaque affluent en procédant à la différence entre le flux total à l'exutoire et la somme des flux ponctuels considérée par les effluents des stations d'épuration.

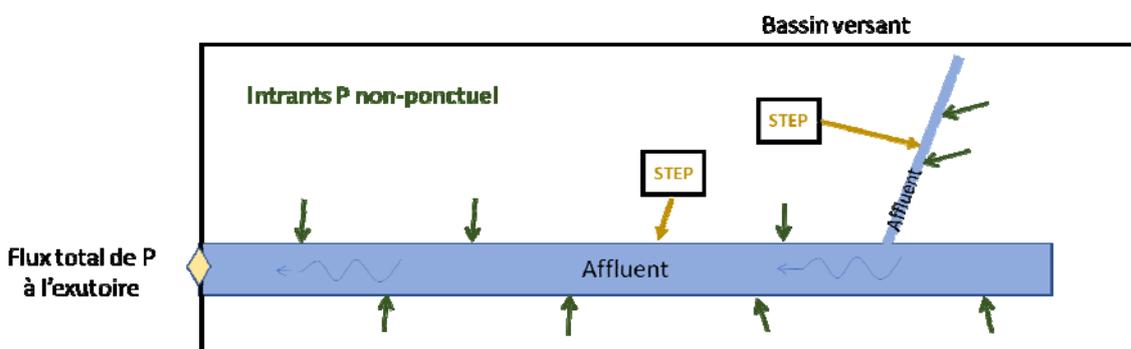


Figure 1 : Schéma du bilan pour le calcul de la contribution des apports non-ponctuels sur les affluents

Figure 1 : Balance sheet diagram for calculating the contribution of non-specific inputs to tributaries

D'autre part, les flux de sorties induits par les STEP (Figure 2) comprennent non seulement les flux d'eaux usées traitées (F_s), mais aussi les flux d'eau usées déversés en cours de traitement et en amont du traitement (respectivement F_{ddp} et F_{de}). Il faut toutefois rester attentif au fait que les données concernant F_{de} et F_{ddp} sont souvent lacunaires et probablement sous-estimées, influençant ainsi l'estimation des flux de sortie de la STEP.

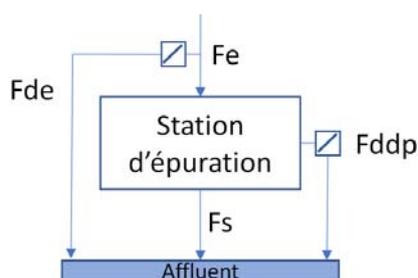


Figure 2 : Schéma des flux d'une station d'épuration

Figure 2 : Flow diagram of a wastewater treatment plant

Les bilans de flux ont été effectués sur : le Rhône amont à la Porte du Scex, la Dranse au pont de Vongy, l'Aubonne à Le Coulet, la Venoge à Les Bois et finalement la Versoix à son embouchure.

Le présent rapport fournit une analyse de données sur la période 2001-2017. Dans un souci de clarté, seul les figures concernant le Rhône et l'Aubonne seront présentées dans les chapitres suivants.

3. DÉBITS ET PRECIPITATIONS SUR LES PRINCIPAUX AFFLUENTS DU LÉMAN

La Figure 3 présente la contribution au débit des différents affluents ainsi que la pluviométrie annuelle de l'inter-stations (Genève, Changins, Pully, Thonon). Les débits des affluents sont influencés par la pluviométrie et le Rhône amont représente en moyenne 87% des apports au Léman, avec un volume d'eau fortement influencé par la fonte des neiges. Les contributions de la Dranse se montent en moyenne à 8% sur la période 2001-2017, pour le débit.

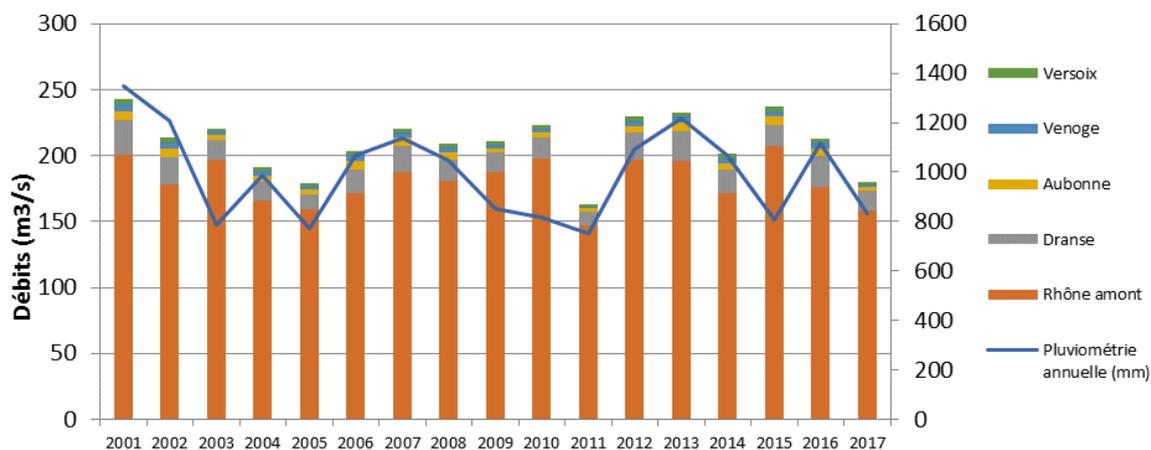


Figure 3 : Débit moyen annuel des affluents et pluviométrie de l'inter-stations

Figure 3 : Mean annual tributary flow and inter-station rainfall

4. RÉSULTATS

Les flux de phosphore seront subdivisés en deux catégories (Klein, 2016) :

- **fraction dissoute** : orthophosphate (forme prépondérante dans la fraction dissoute) et phosphore organique dissous
- **fraction particulaire** : phosphore organique particulaire et phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique)

Tableau 1 : Apports annuels de phosphore total à l'exutoire et rejetés par les STEP

Table 1 : Annual total phosphorus inputs to the outfall and discharged by WWTP

tP/an	Rhône amont		Aubonne		Dranse		Versoix		Venoge	
	Ptot exutoire	Ptot STEP								
2001	1013.8	38.1	16.0	1.1	30.9	2.6	9.7	2.3	22.1	2.4
2002	910.8	35.7	16.8	1.3	31.5	4.0	6.5	1.3	38.9	1.7
2003	1428.8	32.5	11.8	0.9	14.7	2.0	2.9	0.9	10.2	2.3
2004	1179.1	40.3	20.6	1.2	25.2	1.7	3.6	0.0	32.5	2.7
2005	1052.6	42.9	5.1	0.7	9.8	2.5	1.3	0.7	9.0	1.9
2006	1283.2	38.8	11.7	0.6	27.7	2.3	4.3	0.5	31.0	1.9
2007	1006.5	41.1	12.9	0.8	33.6	2.1	3.9	1.1	15.9	2.1
2008	653.4	42.0	9.1	0.7	20.2	1.8	6.6	1.2	59.3	2.5
2009	492.9	42.0	12.4	0.7	18.1	2.6	5.8	1.7	11.2	2.2
2010	617.9	41.9	4.6	0.5	17.7	0.3	10.1	1.0	8.6	2.1
2011	551.8	47.9	1.5	0.6	18.3	1.9	18.9	1.1	4.0	2.1
2012	596.1	42.7	3.6	0.5	37.3	3.1	41.7	1.0	2.8	2.0
2013	550.1	40.3	10.5	0.9	34.5	3.2	7.1	1.3	17.2	2.0
2014	325.5	36.5	7.4	0.5	20.5	3.5	9.3	1.0	8.5	2.4
2015	676.0	28.9	18.9	0.5	26.9	3.7	5.7	0.5	13.9	1.9
2016	495.6	46.2	5.2	0.7	43.3	-	6.0	0.5	11.1	1.8
2017	460.5	70.1	1.6	0.4	20.9	-	4.5	0.5	3.2	2.0

Tableau 2 : Apports annuels d'orthophosphate à l'exutoire et rejetés par les STEP

Table 2 : Annual orthophosphate inputs to the outlet and discharged by WWTPs

tP/an	Rhône amont		Aubonne		Dranse	Versoix	Venoge	
	PO4 exutoire	PO4 STEP	PO4 exutoire	PO4 STEP	PO4 exutoire	PO4 exutoire	PO4 exutoire	PO4 STEP
2001	33.8	7.0	3.8	0.6	6.9	3.9	4.7	0.9
2002	40.1	7.4	3.4	0.6	5.3	3.1	4.5	0.5
2003	40.1	7.1	1.7	0.5	3.1	1.5	1.9	0.7
2004	41.4	6.6	2.1	0.3	3.6	1.6	3.5	0.7
2005	44.6	7.4	1.1	0.4	3.4	1.0	1.8	0.6
2006	83.4	7.9	2.1	0.3	6.9	1.8	5.9	0.7
2007	64.3	6.9	2.3	0.3	5.9	2.8	3.6	0.5
2008	27.6	5.2	2.0	0.3	5.1	2.8	4.4	0.7
2009	36.6	12.4	1.6	0.1	4.0	2.0	2.9	0.7
2010	61.3	10.7	1.5	0.2	3.5	2.7	2.4	0.8
2011	56.3	11.1	0.4	0.2	2.5	1.5	1.3	0.6
2012	26.7	11.9	1.1	0.1	4.7	4.4	2.5	0.5
2013	58.7	11.2	3.2	0.1	4.7	1.9	5.1	0.6
2014	58.2	10.3	1.3	0.2	4.3	3.8	2.5	1.0
2015	21.4	11.3	3.9	0.1	3.8	2.1	3.2	0.5
2016	19.3	6.8	2.4	0.3	4.9	1.9	3.5	0.6
2017	23.4	3.8	1.1	0.1	2.6	1.2	1.4	0.8

Le Rhône amont représente en moyenne 92% des apports de Ptot sur l'ensemble des contributions des 5 affluents alors que cette valeur descend à 76% pour l'orthophosphate. La Dranse est, en moyenne, le second contributeur d'orthophosphate avec une contribution de 9% (3% sur le phosphore total).

En raison de l'information lacunaire sur le paramètre de l'orthophosphate, au niveau des stations d'épuration sur la Dranse et la Versoix, il n'est pas pertinent de fournir ces données.

4.1 PHOSPHORE TOTAL D'ORIGINE NON-PONCTUELLE

La Figure Erreur ! Source du renvoi introuvable montre que l'essentiel des flux de phosphore à l'exutoire du Rhône en amont du lac sont dû à des apports diffus de phosphore. Ces derniers représentent ainsi entre 85 à 98% des apports totaux de phosphore (Figure 5). Ainsi la courbe des flux diffus suit de près celle du Ptot mesuré à l'exutoire du Rhône. Nous remarquons qu'après la grande diminution des flux de Ptot sur la période 2006-2009, il y a une certaine stabilité. Les fluctuations du Ptot d'origine non-ponctuelle correspondent en grande partie à la pluviométrie. Les flux ponctuels sont stables (Voir Annexe 1 pour une meilleure visibilité) et l'augmentation de l'apport ponctuel sur 2017 correspond à des données non-consolidées de la station d'épuration de Regional-Ara Visp. Cette observation nécessite donc d'être considérée avec précaution.

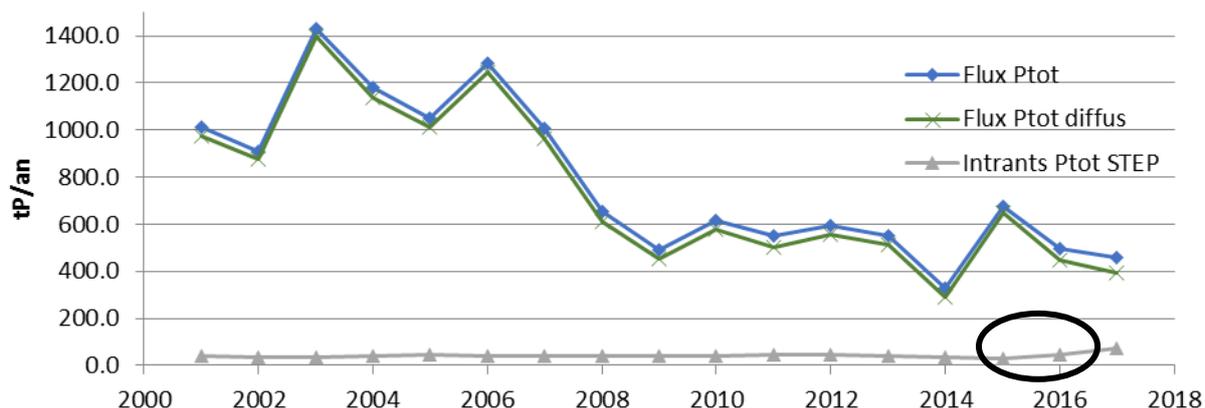


Figure 4 : Flux de phosphore total à l'exutoire du bassin versant du Rhône amont
 Figure 4 : Total phosphorus flow at the outlet of upstream Rhône catchment area

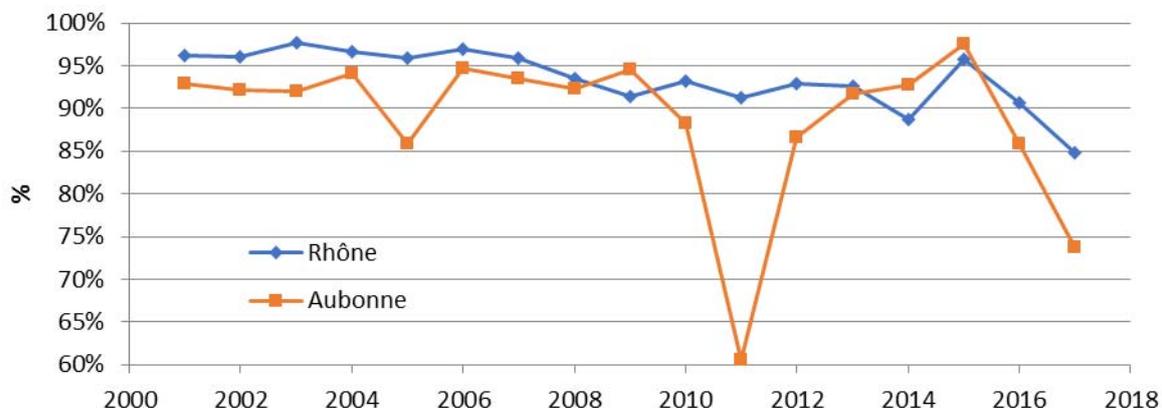


Figure 5 : Contribution des apports diffus sur le phosphore total
 Figure 5 : Contribution of non-specific inputs to total phosphorus

La situation sur l'Aubonne est très similaire à celle du Rhône, avec des contributions des apports diffus allant de 61 à 98%, en fonction notamment de la pluviométrie (Figure 5). Sur l'Aubonne, les flux diffus les plus faibles ont été observés en 2011, année la plus sèche sur la période étudiée. Aucune tendance ne semble apparaître sur le phosphore non-ponctuel (Figure 6). Sur la période d'évaluation, un coefficient de corrélation de 0.6 est observé entre le phosphore total diffus et le débit moyen annuel sur l'Aubonne.

Une baisse continue est observée sur les rejets de STEP, depuis 2001, avec une tendance à la stabilisation depuis 2012 autour de 0.5tP/an (Voir Annexe 2 pour une meilleure visibilité).

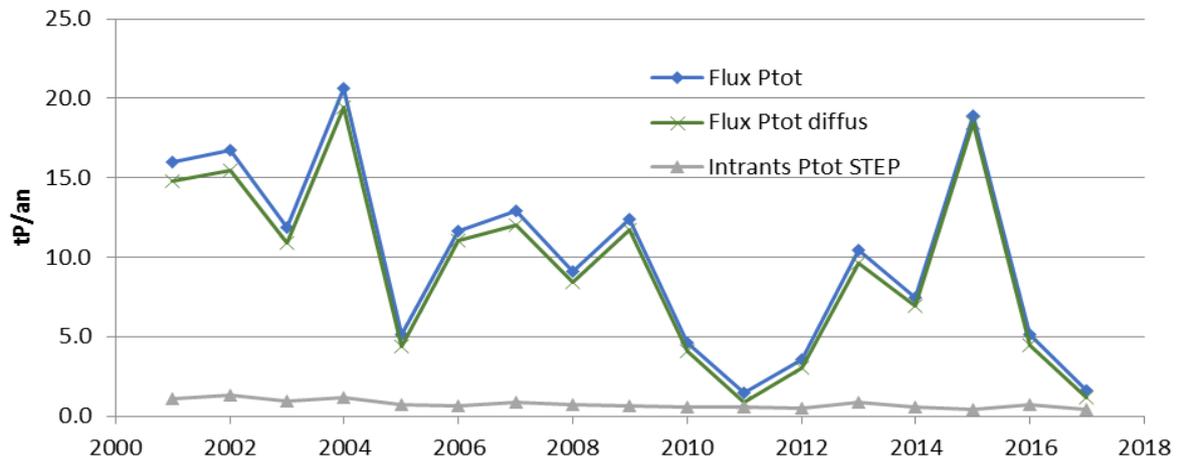


Figure 6 : Flux de phosphore total à l'exutoire du bassin versant de l'Aubonne

Figure 6 : Total phosphorus flow at the outlet of Aubonne catchment area

Concernant la répartition de charge du phosphore total au cours de l'année, les régimes d'écoulement des cours d'eau choisis n'étant pas les mêmes, de grandes différences s'observent. En 2001, année la plus pluvieuse de la période d'étude, les charges se concentrent surtout en été pour le Rhône (Figure 7), alors que les charges les plus importantes s'observent durant la fin de l'hiver sur l'Aubonne (Figure 8).

Par ailleurs, une relation exponentielle s'observe entre le débit et la charge de Ptot, aussi bien sur le Rhône que sur l'Aubonne (Figure 9 et Figure 10). La corrélation devient d'autant plus importante que le régime pluviométrique est intense. Cette situation illustre l'importance des processus d'érosion dans le relargage du phosphore total. Toutefois Burrus et al. (1990) ont mis en évidence que ces charges estivales importantes sur le Rhône étaient largement dominées par le phosphore apatitique, peu mobilisable et dont le rôle sur les phénomènes d'eutrophisation est faible. Les rapports phosphore apatitique, phosphore organique et phosphore non-apatitique inorganique sont de 12.6 : 1.5 : 1.0 (particules > 63 µm) durant cette période estivale de fort relargage.

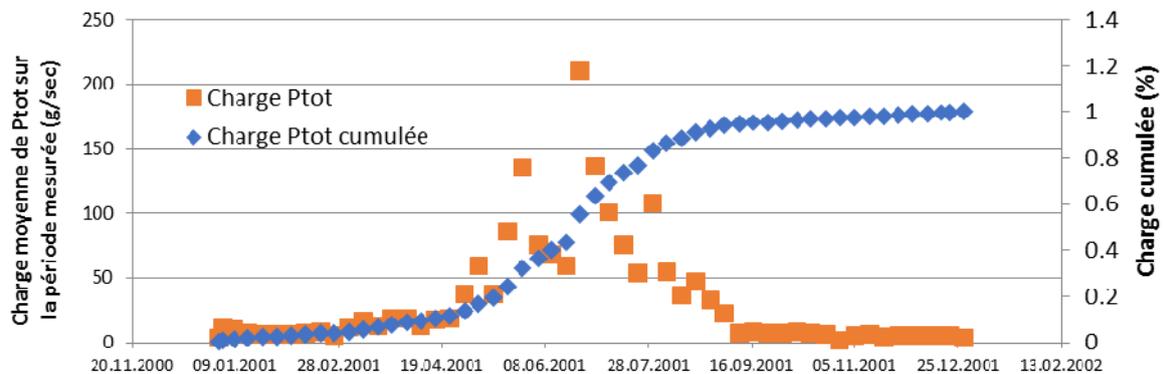


Figure 7 : Répartition de la charge cumulée de Ptot sur une année pluvieuse – Rhône amont 2001

Figure 7 : Distribution of the cumulative load of Ptot over a rainy year - Upstream Rhône 2001

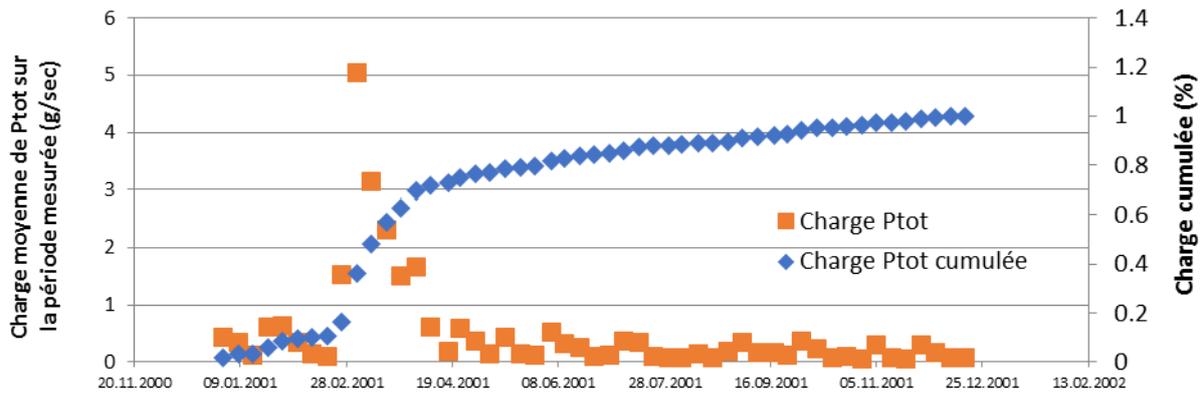


Figure 8 : Répartition de la charge cumulée de Ptot sur une année pluvieuse – Aubonne 2001

Figure 8 : Distribution of the cumulative load of Ptot over a rainy year - Aubonne 2001

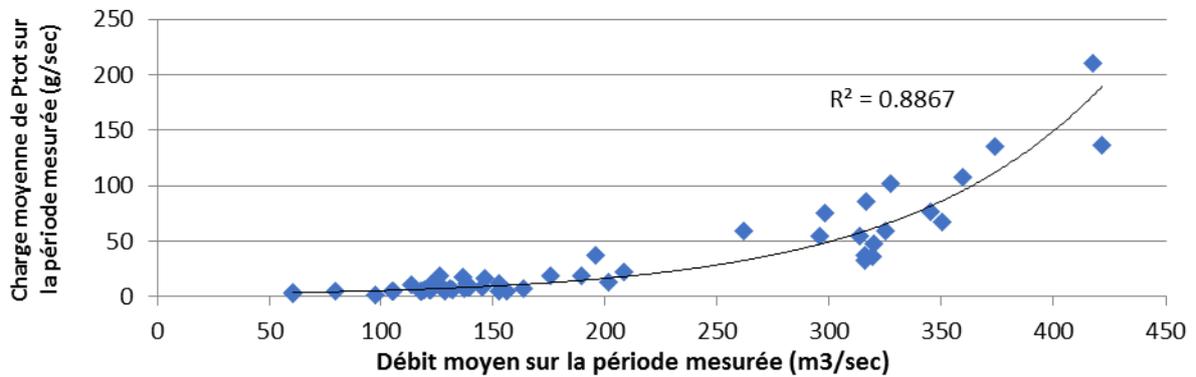


Figure 9 : Relation entre la charge de Ptot et le débit à l'exutoire du Rhône amont au cours d'une année pluvieuse (2001)

Figure 9 : Relationship between the Ptot load and the flow at the outlet of Rhône upstream during a rainy year (2001)

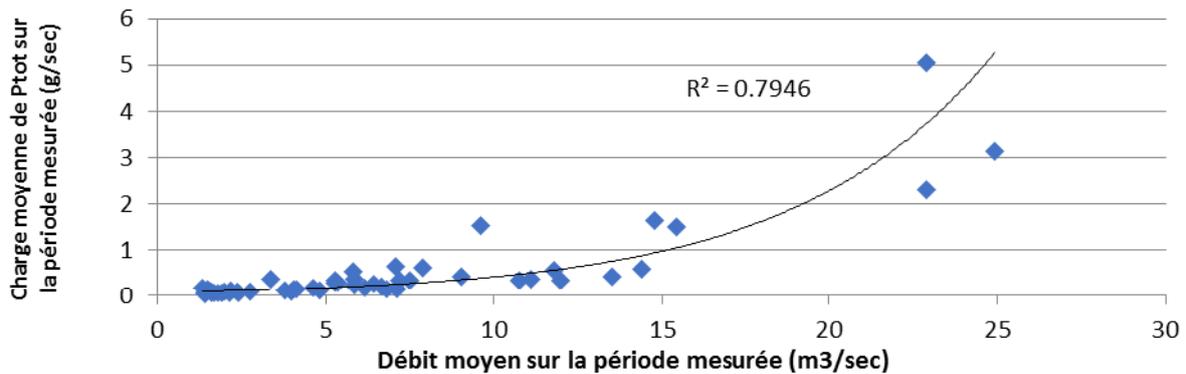


Figure 10 : Relation entre la charge de Ptot et le débit à l'exutoire de l'Aubonne au cours d'une année pluvieuse (2001)

Figure 10 : Relationship between the Ptot load and the flow at the outlet of Aubonne during a rainy year (2001)

4.2 ORTHOPHOSPHATE D'ORIGINE NON-PONCTUELLE

Dans le cas du Rhône et de l'Aubonne, la contribution des STEP sur l'orthophosphate mesuré à l'exutoire (Figure 11 et Figure 12) représente respectivement 23% et 17%, ce qui est supérieur à la contribution des STEP au phosphore total. En 2015, sur le Rhône amont, l'apport ponctuel a été supérieur aux apports diffus (respectivement 53% et 47%). De plus, en raison de la non-obligation des STEP d'informer sur ce paramètre, les contributions sont sous-estimées.

Ainsi, la soudaine augmentation d'apport ponctuel entre 2008 et 2009, sur le Rhône, correspond simplement à la transmission des données sur ce paramètre par plusieurs grandes STEP, tels que Sion Châteauneuf (EH = 66'667) ou Sion Chandoline (EH = 32'500).

A contrario, la tendance à la baisse observée à partir de 2015 correspond à une non-information de plusieurs STEP et non pas à une réelle diminution des flux ponctuels. Un meilleur renseignement de la part des STEP permettrait ainsi de correctement quantifier les apports ponctuels et d'évaluer la possibilité d'une meilleure séquestration de cet élément. Nous rappelons ici que l'orthophosphate présente une biodisponibilité largement supérieure au phosphore particulaire et que sa réduction participe activement au contrôle de la végétation lacustre.

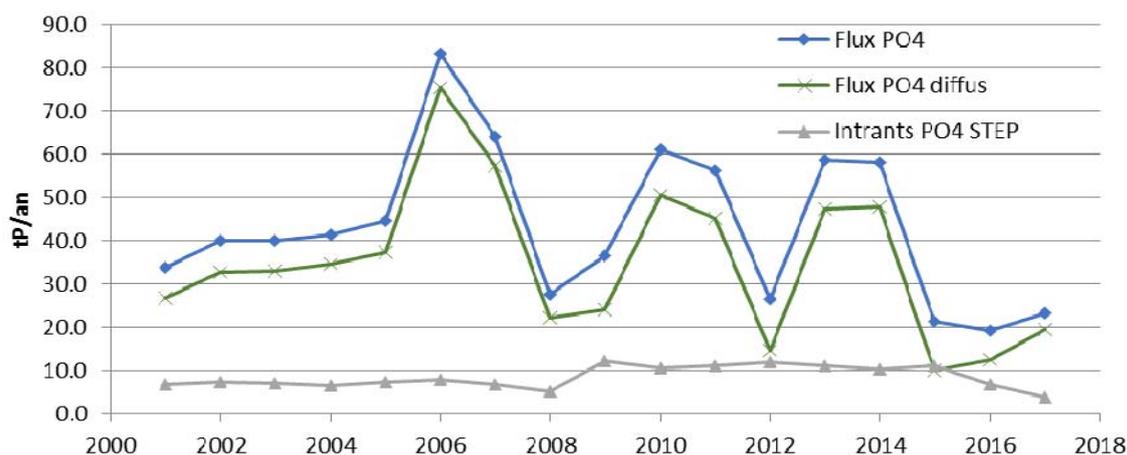


Figure 11 : Flux d'orthophosphate total à l'exutoire du bassin versant du Rhône amont

Figure 11 : Total orthophosphate flow at the outlet of upstream Rhône catchment area

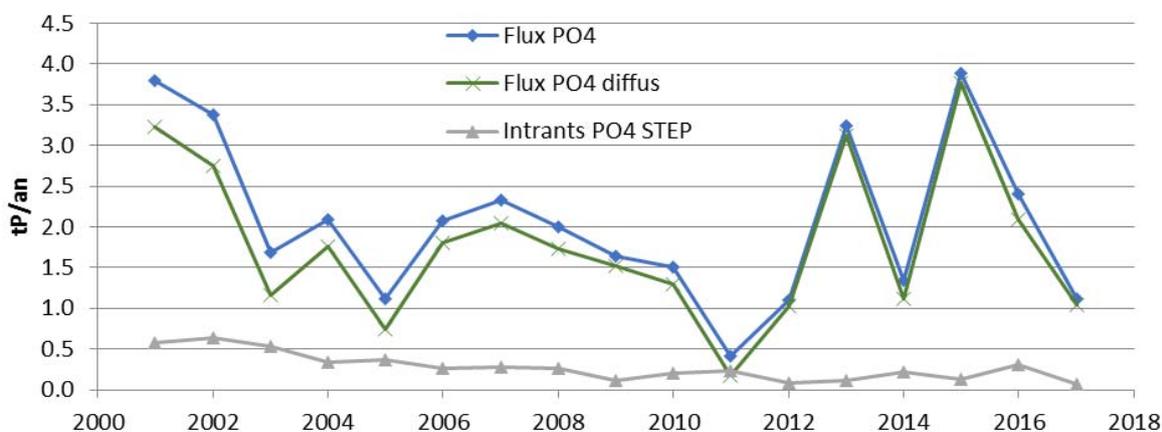


Figure 12 : Flux d'orthophosphate total à l'exutoire du bassin versant de l'Aubonne

Figure 12 : Total orthophosphate flow at the outlet Aubonne catchment area

Sur l'Aubonne, l'information concernant les apports ponctuels de P-PO4 est complète. Ici nous observons une situation analogue au Ptot, avec une tendance à l'augmentation des apports non-ponctuels. Ce phénomène est parfaitement visible sur la Figure 12, où la courbe de P-PO4 total (bleu) et la courbe de P-PO4 d'origine non-ponctuelle (orange) se resserrent. Ainsi, alors que les apports non-ponctuels représentaient en moyenne 83% sur la période 2001-2010, cette valeur monte à 92% sur la période 2012-2017.

Une action sur les apports ponctuels au niveau du Rhône amont, contributeur à 76% pour les entrées du P-PO4 dans le Léman (moyenne sur la période 2001-2017), est à envisager dans une démarche de réduction des flux au lac. Comme signalé précédemment, cela nécessite une étroite collaboration avec les STEP concernées.

4.3 RELATION ENTRE LE PHOSPHORE TOTAL ET L'ORTHOPHOSPHATE

La part de phosphore particulaire ($= 1 - \frac{P_{PO4}}{P_{tot}}$) domine largement sur le Rhône, avec en moyenne 94% du P_{tot}. Une légère tendance à l'augmentation de la part dissoute s'observe sur la période 2001- 2014, avec un pic à 18% (Figure 13). Toutefois, à partir de 2015, ce chiffre est retombé à des valeurs observées au début des années 2000. La domination de la part particulaire s'observe sur plusieurs affluents (81% pour la Dranse, 62% pour la Versoix et 73% pour la Venoge).

Concernant l'Aubonne la situation semble un peu différente avec une tendance marquée à la hausse de la part dissoute. Ceci s'explique comme nous l'avons vu plus haut par une diminution des flux de P_{tot} depuis 2001 alors que le P-PO₄ présente une relative stabilité sur la même période (Figure 6 et Figure 12). Ainsi, la part dissoute était en moyenne de 18% sur la période 2001-2008, et de 32% sur la période 2009-2017. La valeur la plus élevée s'observe en 2017 avec 69%.

En excluant les apports ponctuels, ces différences qui s'observent entre les flux de phosphore particulaire et de phosphore dissous s'expliquent par le comportement chimique associé à leur forme. Sur le Rhône, par exemple, le phosphore particulaire provient essentiellement de particules grossières issues de l'érosion, et seulement une petite part de ce phosphore particulaire peut être considéré comme biodisponible (14% en hiver et 7% en été selon Burrus et al., 1990). L'orthophosphate se trouve quant à lui essentiellement dans l'eau interstitielle des sols et sédiments, répondant de façon très différente au débit moyen mesuré (Figure 14). Cette situation atteste probablement pour ce bassin versant d'un mode de mise en circulation différent de celui du phosphore particulaire.

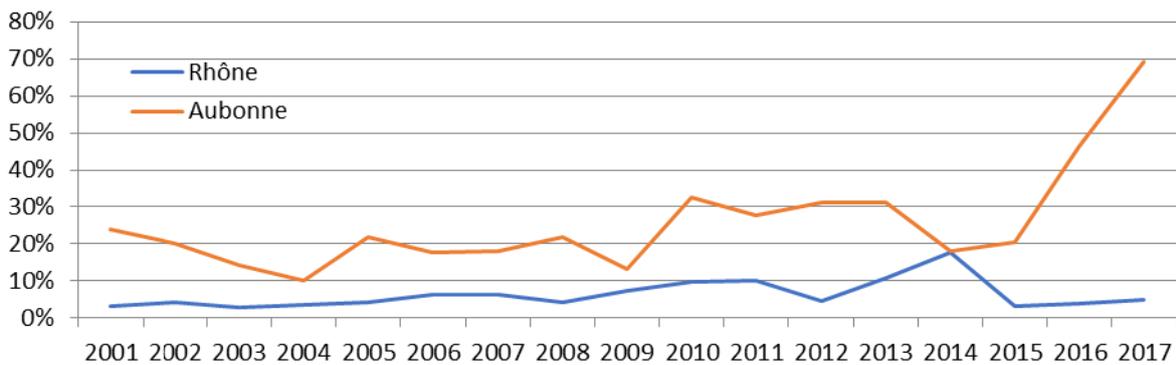


Figure 13 : Part de l'orthophosphate sur le phosphore total à l'exutoire du Rhône amont et l'Aubonne

Figure 13 : Share of orthophosphate in total phosphorus at the outlet of Rhône upstream and Aubonne

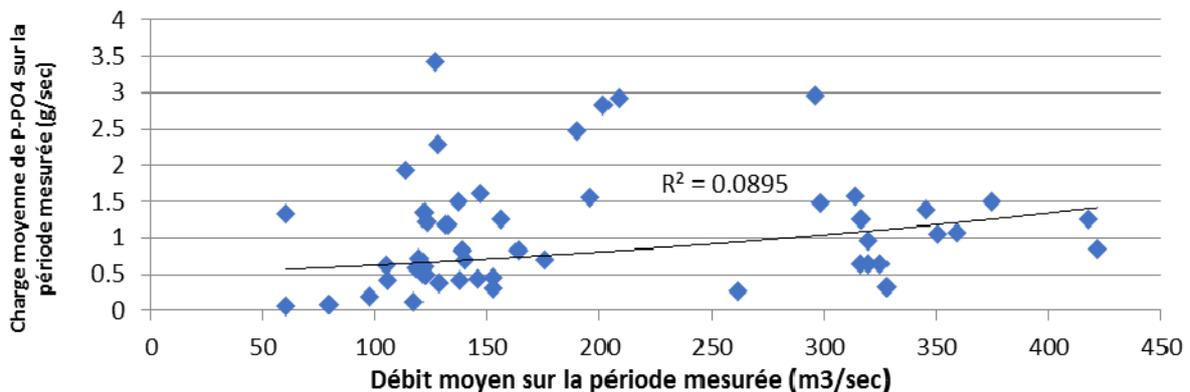


Figure 14 : Relation débit/charge de P-PO₄ à l'exutoire du Rhône amont au cours d'une année pluvieuse (2001)

Figure 14 : Relationship between flow and P-PO₄ load at the outlet of Rhône upstream during a rainy year (2001)

4.4 RAPPORT AZOTE/PHOSPHORE À L'EXUTOIRE

Le rapport N/P molaire a été calculé de la façon suivante : $\frac{n_{N_{totbrut}}}{n_{P_{totbrut}}}$

Au niveau du Rhône, la diminution des apports de phosphore total à partir de 2006 se fait clairement ressentir au niveau du rapport N/P (Figure 15). Ainsi, alors que celui-ci était situé entre 5 et 10, il est remonté autour de 15. La valeur la plus haute observée concerne 2014, avec une valeur proche de 30 et qui correspond à l'année qui présentait le flux de phosphore total le plus faible observé sur la période d'étude. Actuellement, ce rapport semble être restabilisé autour de 15.

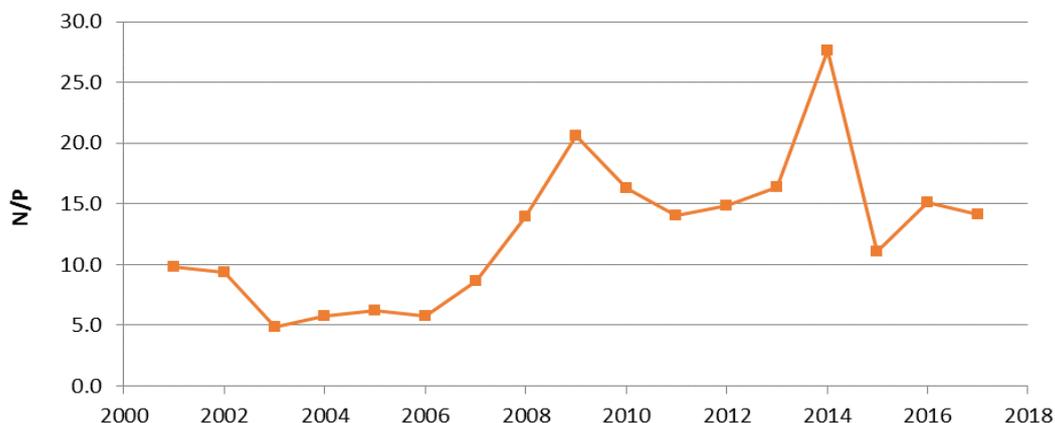


Figure 15 : Rapport molaire N/P à l'exutoire du Rhône

Les résultats du rapport N:P pour l'Aubonne ne sont pas présentés ici car les valeurs pour l'azote total ne sont pas disponibles de façon systématique sur cet affluent.

5. CONCLUSION

La présente étude a permis de quantifier, au moyen des données disponibles depuis 2001, les flux de phosphore ponctuels et diffus sur plusieurs affluents du Léman et permettre ainsi de mettre en évidence l'évolution de ces flux.

Il a ainsi été montré que la phase diffuse du phosphore total représente toujours la grande majorité des intrants dans les eaux du Léman. Parmi ce phosphore, la phase particulaire, essentiellement non biodisponible, domine aussi bien sur le Rhône que sur l'Aubonne avec en moyenne respectivement 94% et 74%. Sur ce dernier bassin la phase dissoute du phosphore est largement dominée par des intrants diffus. Des mesures de limitation de l'érosion sur les sols dont le mode d'utilisation est réputé à risque en termes de transfert de phosphore peuvent porter leurs fruits dans le contrôle des apports nutritifs au lac.

Concernant les apports ponctuels, les efforts consentis par les stations d'épuration, semblent porter leurs fruits avec des contributions en baisse sur le phosphore total. Cette situation est toutefois à nuancer avec le fait que les contributions sur les orthophosphates sont probablement sous-estimées, en raison de la non-obligation d'informer. De plus, il reste une marge de manœuvre importante sur le traitement du phosphore dissous, fraction biodisponible, notamment sur le bassin du Rhône. En moyenne près du quart (23%) du phosphore dissous provient en effet des STEP pour ce bassin. La collaboration avec les STEP pour un meilleur renseignement sur le P-PO4 permettrait d'évaluer la contribution réelle des rejets ponctuels. Une meilleure séquestration du phosphore dissous reste par ailleurs une mesure active à la diminution des intrants de phosphore biodisponible dans les eaux lémaniques et par conséquent de la limitation des phénomènes d'eutrophisation.

Finalement, l'atteinte des objectifs fixés dans le Tableau de Bord de la CIPEL passe impérativement par une combinaison de mesures visant à limiter les apports ponctuels et diffus de phosphore ayant un effet sur la vie aquatique. Dans ce cadre, une prise en compte de la pression anthropique grandissante sur le bassin lémanique ainsi que des forçages climatiques attendus dans le contexte du changement climatique est nécessaire.

BIBLIOGRAPHIE

- Burrus, D., Thomas, R. L., Dominik, J., & Vernet, J. P. (1990). *Seasonal delivery of the particulate forms of phosphorus to Lake Geneva from the upper Rhone river*. *Aquatic Sciences*, 52(3), 221-235.
- Burrus, D., Thomas, R. L., Dominik, B., Vernet, J. P., & Dominik, J. (1990). *Characteristics of suspended sediment in the Upper Rhone River, Switzerland, including the particulate forms of phosphorus*. *Hydrological processes*, 4(1), 85-98.
- Dorioz, J. M., & Trevisan, D. (2013). *Le transfert diffus du phosphore dans les bassins agricoles: ordres de grandeur, mécanismes, maîtrise*. *Revue EAT thématique*, 27-47.
- Haygarth, P. M., & Jarvis, S. C. (1999). *Transfer of phosphorus from agricultural soil*. *Advances in agronomy* (Vol. 66, pp. 195-249). Academic Press.
- Klein, A. (2016). *Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève et leur qualité*. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015*, 108-114.
- Kronvang, B., Laubel, A. R., Larsen, S. E., Pedersen, M. L., & Svendsen, L. M. (2000). *Bank erosion as a source of sediment and phosphorus delivery to small Danish streams. In the role of erosion and sediment transport in nutrient and contaminant transfer*. *Proceedings of a symposium held at Waterloo, Ontario, Canada in July 2000* (pp. 75-82). IAHS Press.
- Müller, B., & Schmid, M. (2009). *Bilans du phosphore et de l'oxygène dans le lac de Morat*. *Rapport EAWAG pour les cantons de Fribourg (SEN) et de Vaud (SESA)*.
- Oriez, A. (2018). *Contrôle annuel des stations d'épuration (STEP)*. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017*, 176-192.
- Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., ... & Souchu, P. (2018). *L'eutrophisation: manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*. Editions Quae.
- Rapin, F. (2008). *Les apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève*. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2007*, 117-138.

ANNEXE

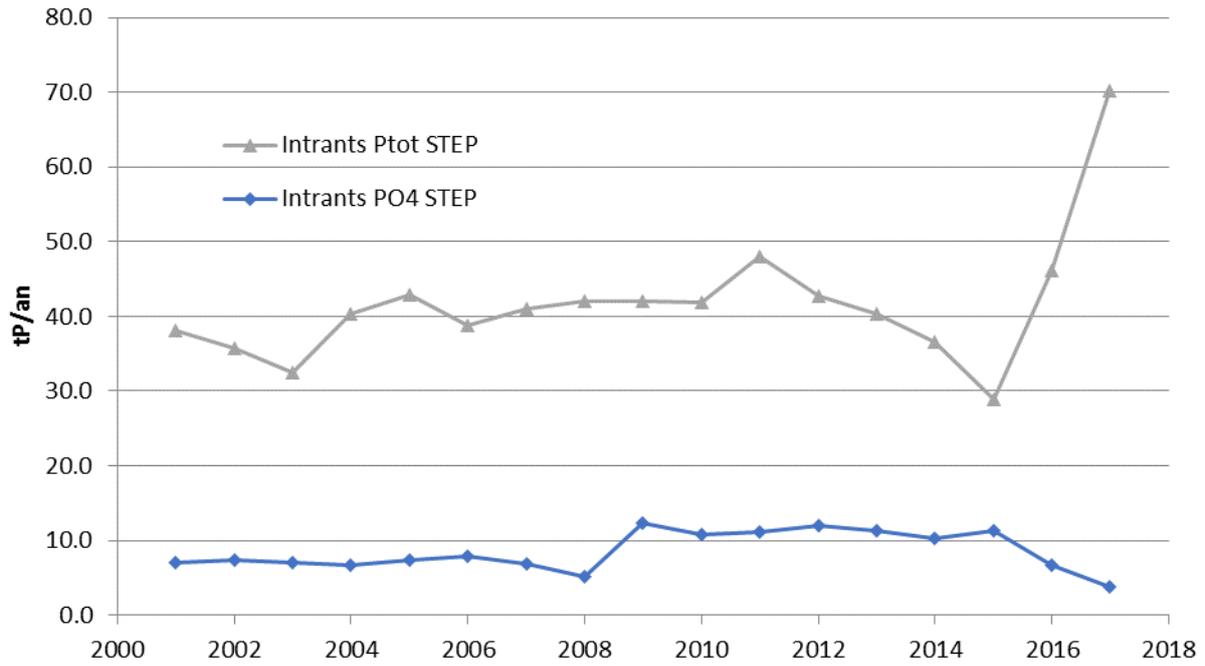


Figure 16 : Effluents de phosphore issus des STEP du bassin versant du Rhône amont
Figure 16 : Phosphorus effluents from WWTP in the upstream Rhône catchment area

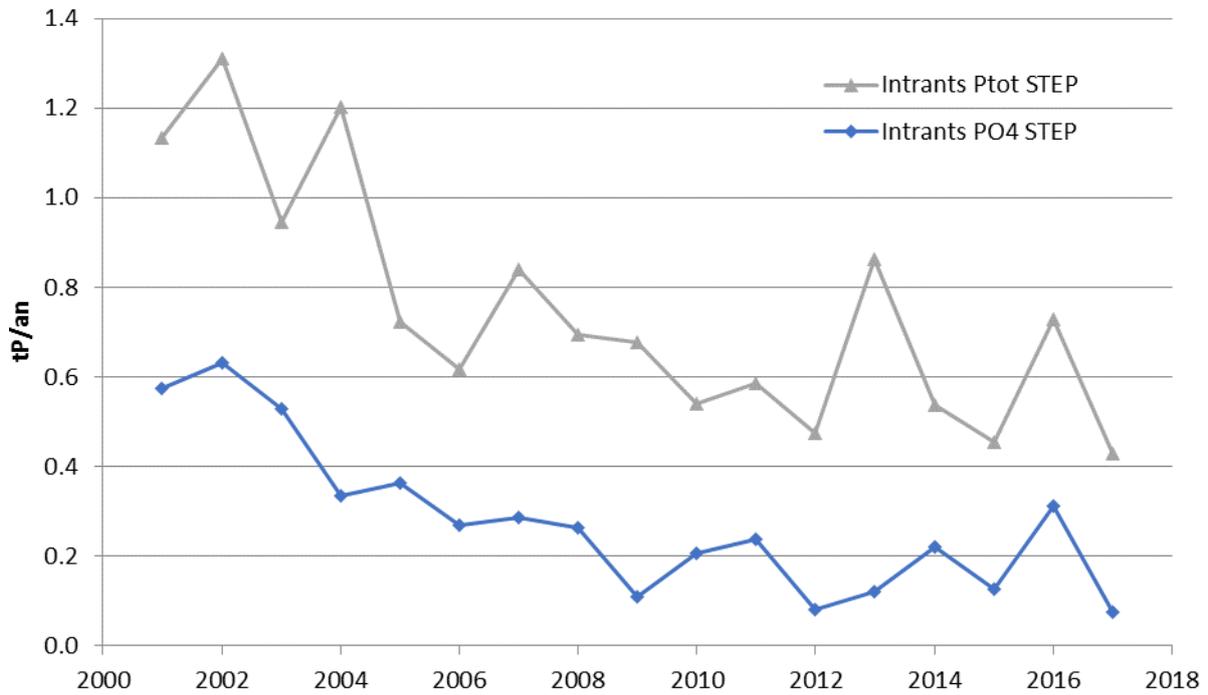


Figure 17 : Effluents de phosphore issus des STEP du bassin versant de l'Aubonne
Figure 17 : Phosphorus effluents from WWTP in the Aubonne catchment area

MICROPLASTIQUES DANS LE LEMAN : REFLEXIONS SUR LES BESOINS DE CONNAISSANCES ET LA SURVEILLANCE

MICROPLASTICS IN LAKE GENEVA: CONSIDERING KNOWLEDGE GAPS AND MONITORING

CAMPAGNE 2018

PAR

Marc BABUT⁽¹⁾, Jean-Luc LOIZEAU⁽²⁾, Mathieu COSTER⁽³⁾

(1) Irstea, UR RIVERLY, Laboratoire d'Ecotoxicologie, 5 rue de la Doua, CS20244, 69625 VILLEURBANNE cedex (FR)

(2) Université de Genève, Dép. F.A. Forel Uni Carl Vogt, 66 boulevard Carl Vogt, 1211 GENEVE 4 (CH)

(3) Service de l'écologie de l'eau, Office cantonal de l'eau, 23 avenue Ste Clotilde, 1211 GENEVE (CH)

RÉSUMÉ

La présence de plastiques dans les milieux aquatiques a émergé ces dernières années comme une préoccupation majeure au niveau mondial. Sur le parcours des plastiques vers les océans, les lacs constituent des zones de stockage ; le Léman n'y échappe pas, comme l'ont montré les investigations récentes de l'EPFL. Les objectifs de la présente étude étaient de faire le point sur les connaissances concernant les sources, le devenir et les risques induits par les microplastiques (particules primaires ou issues de la dégradation de déchets plastiques macroscopiques), afin de pouvoir mettre en place une surveillance adaptée du Léman.

Le devenir des microplastiques dans l'environnement peut être résumé en cinq processus principaux : dégradation (en particules plus petites), recouvrement par macromolécules ou biofilm, agrégation, transport et sédimentation. Les connaissances sur les impacts directs des microplastiques sont encore très incomplètes, de sorte qu'il n'est actuellement pas possible de dégager un schéma général. Ces impacts concernent les invertébrés et les poissons, et affectent plus les espèces pélagiques que benthiques. La clé de l'exposition réside dans le comportement trophique, les microplastiques étant confondus avec les proies ou ingérés accidentellement. Les effets observés tant chez les invertébrés que chez les poissons sont d'abord de nature physique (encombrement, érosion), avec des conséquences physiologiques, sur l'alimentation, la croissance ou la fertilité.

Les microplastiques peuvent également intervenir en tant que vecteurs de micropolluants ou de microorganismes. La partition des contaminants entre eau et microplastiques est très variable en fonction du type de plastique et des contaminants présents. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, les concentrations adsorbées aux microplastiques sont certes élevées, mais restent du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments. Les microplastiques ne semblent pas être des vecteurs de micropolluants plus efficaces que les autres particules organiques naturelles présentes dans les milieux aquatiques. Pour ce qui concerne les microorganismes, la question est plus ouverte, les connaissances étant encore lacunaires.

Il est donc actuellement difficile d'évaluer les risques écologiques et sanitaires dus aux microplastiques, en raison d'une connaissance encore imparfaite des effets, et de lacunes considérables concernant l'évaluation des expositions. En conclusion, trois orientations ont été retenues à l'issue de cette étude : (1) évaluer les apports au lac par les affluents, (2) surveiller les impacts (exposition de l'écosystème), au moyen d'analyse des tubes digestifs de poissons, et (3) évaluer le stock de plastiques en devenir (rives, plages), par une démarche participative.

ABSTRACT

The widespread occurrence of plastics in aquatic media has emerged in the recent years as a major concern worldwide. On plastics' trip to oceans, lakes appear as storage facilities; this is also the case for Lake Geneva, as demonstrated recently by EPFL scientists. Study objectives were to summarize current knowledge on the sources, fate and risks of microplastics (primary or secondary particles, the latter being obtained by the degradation of macroscopic plastic pieces), in order to identify an appropriate monitoring strategy for Lake Geneva.

The environmental fate of microplastics involve five main processes, namely degradation, capping by macromolecules or biofilm, aggregation, transport, and deposition. Knowledge about the direct impacts of microplastics is still incomplete, making it impossible to draw a general pattern. These impacts may affect invertebrates as well as fish, especially pelagic species (more than benthic ones). The key factor governing exposure is the trophic compartment, as microplastics may be confounded with preys or ingested accidentally. Observed effects are primarily physical, with physiological consequences on food consumption, growth or fertility.

Microplastics may also act as vectors of contaminants or microorganisms. The partitioning of contaminants between water and microplastics varies according to plastic type and contaminants properties. However, for highly hydrophobic chemicals, though high the concentrations sorbed to microplastics are of the same order of magnitude as those observed e.g. in sediments. Microplastics do not seem to be more efficient than other natural organic particles for the transport of contaminants. The issue is more open for microorganisms, due to the paucity of information available for this topic.

It is accordingly quite difficult to assess ecological or human health risks related to microplastics, due to knowledge gaps on effects as well as on exposure. In conclusion, three orientations were retained in conclusion: (1) to assess emissions from tributaries to the lake, (2) to monitor the impacts (ecosystem exposure) by analyzing digestive tractus of fish, and (3) to assess the potential lakeshore stock by a participatory science approach.

1. INTRODUCTION

La présence de plastiques dans les milieux aquatiques a émergé ces dernières années comme une préoccupation majeure, à la fois dans les media « mainstream » et dans la communauté scientifique. De nombreux médias se sont fait l'écho de la présence de résidus de plastiques visibles, aussi appelés macroplastiques. Le thème du devenir et des impacts des particules formées par dégradation des déchets plastiques a suscité un intérêt scientifique croissant très rapidement, comme le montre la Figure 1. Celle-ci a été réalisée début 2018 à partir d'une requête simple sur la base Scopus®, avec le mot clé *microplastics* (N = 702, courbe bleue) ; si l'on restreint le sujet aux sciences de l'environnement, il reste 535 articles (76 %, courbe rouge). Le rythme de publication a tendance à s'accroître, puisqu'entre le 1^{er} janvier et le 14 mars 2018 il était déjà paru 109 articles concernant les microplastiques dans l'environnement (117 au total). Outre le caractère parfois spectaculaire de la pollution par les plastiques (gyres océaniques, photos de cadavres d'oiseaux marins ou de tortues saturés de plastiques), qui concernent au premier chef des objets ou débris visibles, d'autres motifs de préoccupation ont été mis en avant, comme la consommation d'oxygène ou le transport de polluants toxiques ou d'organismes pathogènes. Les quantités de déchets plastiques en jeu au niveau mondial sont considérables, et la croissance du problème posé aux écosystèmes océaniques semble inexorable : la part de la production mondiale de matières plastiques (288 millions de tonnes en 2012¹) parvenant aux océans serait de l'ordre de 10 %. Dès 2025, la masse de plastiques présente dans les océans (250×10^6 t) représenterait 1/3 de la biomasse des poissons, et dépasserait celle-ci vers 2050 (Jovanović, 2017).

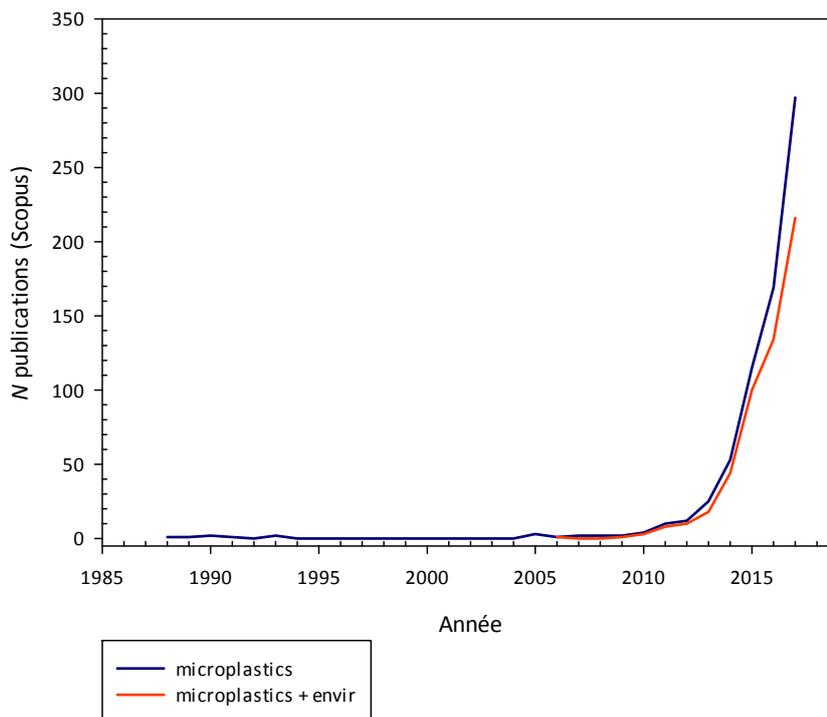


Figure 1 : Evolution du nombre de publications sur les microplastiques dans Scopus (1988-2017) avec recherche utilisant les mots-clés « microplastics » et « microplastics+envir »

Figure 1: Trend of the topic “microplastics” and “microplastics+envir” in publications referenced in Scopus (1988-2017)

¹ Source : introduction du rapport de l'EPFL sur les microplastiques dans les lacs suisses - Faure F, De Alencastro LF (2014). *Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse*

Les plastiques observés dans les océans transitent par les milieux aquatiques d'eau douce. Sur ce parcours, les lacs constituent des zones de stockage temporaires ou de long terme des plastiques de différentes tailles. Durant leur « vie », les plastiques sont sujets à différents processus de dégradation, produisant des particules de plus en plus petites, les microplastiques (MP, voir définition au § 2). Les teneurs en microplastiques peuvent atteindre dans les lacs des niveaux de concentrations équivalents à celles des gyres océaniques (Driedger et al., 2015). Le Léman est donc affecté, comme tous les grands lacs qui ont été étudiés jusqu'à présent. Une étude de l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) sur mandat de l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) menée en 2013 a évalué la prévalence de déchets plastiques sur les plages [N=3*4 campagnes], et dans les eaux [N=23] du Léman, en même temps que d'autres lacs suisses (Faure et De Alencastro, 2014). Elle a permis de mettre en évidence une contamination moyenne de l'eau du Léman (Grand Lac) de 220.000 particules / km² (46.000 mg / km²), moins marquée dans le Petit Lac (33.000 particules / km² ; 10.000 mg / km²), valeurs à prendre avec prudence étant donnée la variabilité inter-échantillons au sein du lac.

Les conditions météorologiques au moment du prélèvement (vent, précipitations) apparaissent comme des facteurs influençant fortement la contamination par les microplastiques. Le même constat de variabilité peut être dressé en ce qui concerne les plages ; pour l'eau comme pour les plages, les résultats étaient comparables à d'autres grands lacs, et même aux gyres océaniques pour les valeurs hautes. Une dizaine d'échantillons de sédiments du lac ont été examinés en complément en 2016 (cf. PV du Conseil Scientifique, 17 janvier 2017). Les microplastiques sont présents dans tous ces échantillons, en nombre variable.

Récemment, une modélisation basée sur les activités socio-économiques dans le bassin versant, des estimations des pertes et des émissions dans le milieu naturel, confrontée aux résultats des mesures directes effectuées précédemment par la même équipe (Faure et De Alencastro, 2014; Faure *et al.*, 2015), a estimé la charge annuelle de macro et microplastiques au Léman à 55 tonnes (avec une gamme de valeurs plausibles entre 8 et 193 tonnes par an) dont 30 tonnes seraient issues de l'abrasion de pneus, tandis que 80% des apports seraient stockés dans les sédiments (Boucher *et al.*, 2019).

Enfin, les appareils digestifs de 75 poissons (principalement perches et gardons) provenant de différentes zones du lac ont été examinés dans une étude récente : moins de 6 % de ces poissons présentaient des particules de 50 à 1000 µm dans leur tube digestif (Froidevaux, 2018). L'auteure conclut que ces résultats témoignent d'une contamination limitée, mais qu'il s'agit de données préliminaires méritant d'être consolidées par une étude plus large permettant une exploitation statistique.

Il apparaît donc important que la CIPEL précise sa stratégie vis-à-vis de cette forme de pollution émergente ; la connaissance de l'état du lac et des risques induits sera une première étape de l'élaboration de cette stratégie.

Dans cette perspective, les objectifs de ce rapport sont d'identifier les orientations à prendre en matière d'acquisition de connaissances sur les MP, en particulier

- i. cerner les compartiments qu'il faudrait surveiller, et
- ii. identifier la nature des risques pour l'écosystème ou les usages à prendre en compte.

La question des méthodes d'étude, qui dépendent des questions à traiter, sera abordée dans une seconde étape, lorsque les orientations auront été choisies.

Compte tenu de l'abondance de la littérature scientifique sur le sujet des microplastiques, le travail présenté ici rapporte principalement des études récentes (≥2015 en général), en privilégiant les synthèses et les revues, sans oublier les opinions (éditoriaux, lettres aux éditeurs). Cette approche n'a pas visé à l'exhaustivité, mais plutôt à repérer les informations ou concepts-clés pour la construction d'une stratégie de surveillance du Léman.

2. DÉFINITIONS, TERMINOLOGIE, CLASSIFICATION

Pour fixer les idées, dans ce rapport nous nous en tiendrons aux définitions les plus couramment appliquées (cf. notamment (Faure et De Alencastro, 2014) :

- Microplastiques (MP) : taille des particules <5mm ; certains distinguent également une classe de taille <1mm. La distinction entre MP primaires (fabriqués intentionnellement à dimension ≤ 1 mm, par exemple les microbilles utilisées dans les cosmétiques) et secondaires (résultant de la fragmentation de plastiques de plus grande taille) implique surtout des différences de formes, plus irrégulières pour les MP secondaires.
- Nanoplastiques (NP) : particules entre 1 et 100 nm (soit 0.1 μm , ou 0.001 mm).

Les fibres synthétiques sont considérées comme des MP secondaires.

Quelques indications sommaires sur la typologie des plastiques figurent en annexe.

3. SOURCES

L'émission de MP vers le milieu aquatique peut être divisée en deux sources principales : premièrement les sources diffuses et deuxièmement les eaux usées domestiques ou industrielles (Horton et al., 2017). La part de MP apportée par chacune est significative mais difficilement évaluable car elle dépend fortement de la situation de la zone étudiée (Lasee *et al.*, 2017 ;van Wezel *et al.*, 2016). Les facteurs à prendre en compte pour cette évaluation sont nombreux : densité de population, pourcentage de zones urbaines/agricoles, activités industrielles, taux d'épuration des eaux usées, gestion des boues d'épuration, gestion des déchets solides etc.

Les sources diffuses regroupent principalement des MP secondaires formés suite à l'usure des produits plastiques utilisés ou stockés en extérieur. Sous l'action combinée des rayonnements UV et de contraintes mécaniques, les plastiques s'effritent avec le temps et forment des MP qui se déposent sur les sols et sont transportés vers le milieu aquatique par ruissellement. Le transport atmosphérique semble également être une voie de transport non négligeable mais encore très peu étudiée (Horton *et al.*, 2017). Les produits plastiques du quotidien participant à la contamination diffuse par les MP sont extrêmement nombreux. Parmi ceux-ci on peut citer les vêtements en fibres synthétiques, les plastiques des voitures et leurs pneus ainsi que les déchets plastiques divers laissés à l'abandon. Au niveau mondial, ces derniers semblent être la source principale de la contamination par les MP (Schmidt *et al.*, 2017), leur contribution est par exemple estimée à 76% en Chine alors qu'elle ne serait que de 2% en Europe et aux États-Unis (Horton *et al.*, 2017). Le secteur agricole apporte également une part significative de la contamination en MP avec par exemple les bâches de paillage des cultures ou les tunnels de serre. Ils contaminent les sols et peuvent potentiellement atteindre le milieu aquatique par ruissellement (Alimi *et al.*, 2018). Des MP primaires sont également dispersés de manière diffuse dans l'environnement à partir de peintures et revêtements utilisés dans le bâti. Ces MP primaires sont incorporés dans certains produits comme liants pour les pigments ou pour former une couche de protection après durcissement (van Wezel *et al.*, 2016).

Les eaux usées domestiques contiennent à la fois des MP primaires issus des produits de soins personnels et cosmétiques utilisés quotidiennement (auxquels on a pu incorporer des microbilles de plastiques pour obtenir un effet abrasif ou exfoliant) et des MP secondaires, principalement sous forme de microfibrilles, issus des machines à laver le linge. Au niveau mondial les eaux usées domestiques non traitées dans de nombreuses régions sont considérées comme une source majeure de MP. Les stations d'épuration des eaux usées (STEP) équipées d'un traitement tertiaire sont reconnues pour retenir de 95 à 99,9% des MP de sorte que l'eau traitée par ces stations ne représente plus qu'une source minime en MP dans les régions équipées (Carr, 2017). Néanmoins, les MP retenus par les STEP sont concentrés dans les boues d'épuration qui peuvent être réutilisées comme engrais agricole. Ces boues d'épuration épandues sur les cultures représentent potentiellement une source non négligeable de MP (Alimi *et al.*, 2018).

4. DEVENIR

De par leurs propriétés chimiques (polymères), les plastiques sont extrêmement stables et leur durée de vie est de l'ordre de quelques centaines à plusieurs milliers d'années (Peng *et al.*, 2017). Partant de ce constat on peut estimer que mis à part les plastiques qui ont été incinérés, la majorité des plastiques produits jusqu'à aujourd'hui sont encore présents dans l'environnement sous une forme ou une autre (Horton *et al.*, 2017). Une fois le milieu aquatique atteint, les morceaux de plastiques diminuent continuellement de taille, principalement sous l'effet combiné des rayonnements UV et de contraintes mécaniques pour atteindre des tailles micrométriques voire nanométriques (Kooi *et al.*, 2017).

Ces MP peuvent ensuite rejoindre les océans ou sédimer en fonction de leur taille et de leur densité. En effet certains plastiques ont des densités supérieures à 1 comme par exemple le PS, le PVC ou le PET (Ziccardi *et al.*, 2016) ceux-ci pourront en fonction de leur taille sédimer directement de manière plus ou moins rapide. Les plastiques ayant des densités inférieures à 1 (PE et PP par exemple) auront plutôt tendance à flotter mais peuvent également être amenés à sédimenter lorsque des biofilms se forment à leurs surfaces. En effet, l'étude menée par Kooi *et al.* montre que les biofilms qui se forment à la surface des MP augmentent leur densité. Cette étude montre également que ce phénomène est plus accentué sur les MP de petite taille (< 1mm) et expliquerait en partie pourquoi à la surface des océans on observe un "vide" dans les fractions les plus petites. Les MP en phase de sédimentation peuvent, sous l'effet des courants, être remis en suspension et remonter à la surface puis couler à nouveau dans un mouvement oscillant. Les MP inférieurs à 10 µm n'oscilleraient plus et seraient donc définitivement sédimentés (Kooi *et al.*, 2017).

Les MP peuvent également s'agréger entre eux ou avec d'autres microparticules minérales ou organiques. Le potentiel d'agrégation dépend de la chimie de l'eau, particulièrement le pH et la force ionique, mais aussi des propriétés de la particule (taille, densité, forme, composition chimique, charges et fonctionnalisation de surface) (Alimi *et al.*, 2018). La plupart des études sur l'agrégation ont été réalisées en conditions de laboratoire et sur des MP de polystyrène sphérique.

Pour résumer, le devenir des MP dans l'environnement peut être divisé en cinq voies principales : dégradation (en MP plus petit), recouvrement par macromolécules ou biofilm, agrégation, transport et déposition (Alimi *et al.*, 2018).

5. IMPACTS & RISQUES

Ce chapitre abordera successivement trois grandes questions, en écho aux thèmes abordés dans la littérature :

- a. Quels sont les effets des plastiques par eux-mêmes sur les organismes aquatiques, invertébrés ou poissons ? Nous n'avons pas cherché à distinguer entre organismes d'eau douce et organismes marins, dans la mesure où on ne devrait pas s'attendre à ce que cela induise une différence au niveau des effets. En revanche, nous n'avons pas inclus les oiseaux ni les mammifères dans cette synthèse bibliographique ; ce point sera repris dans le chapitre **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**
- b. Les microplastiques jouent-ils un rôle (aggravant, notamment) dans l'exposition des organismes aquatiques aux micropolluants ?
- c. Quels sont les risques, pour les organismes aquatiques ou pour d'autres cibles (risque sanitaire via produits de la pêche ou l'eau potable par exemple) ?

5.1 IMPACTS DIRECTS DES MICROPLASTIQUES

5.1.A. Invertébrés

Beaucoup d'études décrivent la présence de MP dans le système digestif d'invertébrés, et ses conséquences sur différents indicateurs d'effet. Ces travaux ont préférentiellement concerné des MP primaires, dont la prévalence environnementale est bien moindre que celle des MP secondaires ; l'étude des MP secondaires paraît plus difficile en raison de leur hétérogénéité. A noter également qu'il s'agit plus souvent de travaux de laboratoire que d'observations de terrain, avec des niveaux d'exposition parfois très élevés par rapport aux concentrations environnementales.

Chez l'hydre *Hydra attenuata* l'exposition aux MP affecte le taux d'alimentation ; cet organisme peut aller jusqu'à remplir complètement sa cavité digestive avec des MP ; sa morphologie est aussi modifiée, sans conséquence sur la survie, et sa reproduction n'est pas affectée (Murphy et Quinn, 2018).

Dans une exposition de court terme au laboratoire, la survie du crustacé épibenthique *Hyaella azteca* était affectée à des teneurs en MP de polyéthylène $\geq 46\ 000$ particules mL^{-1} ; dans le cas de MP de type fibre (polypropylène) la CL50 était en revanche de 71 MP mL^{-1} (Au *et al.*, 2015). Dans la même étude, des effets non dose-dépendants sur la croissance et la reproduction ont été observés à des teneurs en MP de polyéthylène élevées (5 000 et 10 000 MP mL^{-1}). Chez les juvéniles (6-9 mm) du crustacé amphipode *Gammarus pulex*, l'exposition à des MP fragments de polyéthylène téréphtalate irréguliers de plusieurs tailles n'a aucun effet sur la survie, le taux d'alimentation ou le métabolisme (glycogène, stockage de lipides), bien que les MP soient ingérés (Weber *et al.*, 2018). Ces résultats s'expliqueraient par l'omnivorie du gammare qui le rendrait moins sensible aux matériaux non digestibles.

De même l'exposition à des MP de polyéthylène de 4-6 à 125-500 μm en concentrations « environnementales » de deux espèces de mollusques benthiques (*Ennucula tenuis* et *Abra nitida*) a conclu à une absence d'effets sur la survie ou de modification de l'indice de condition, ni de modification du comportement fouisseur. En revanche les réserves énergétiques (protéines, lipides, hydrates de carbone) ont été affectées significativement chez une espèce (*E. tenuis*), mais pas l'autre (Bour *et al.*, 2018). Les auteurs de ce travail n'ont pas réussi à mettre en évidence les MP de plus petite taille dans les tissus, contrairement à celles de la classe de taille la plus grande (125-500 μm). Plusieurs hypothèses sont évoquées pour expliquer la diminution des réserves énergétiques, soit (i) une diminution de la synthèse, provoquée par une diminution d'absorption ou une inhibition du métabolisme, ou (ii) une augmentation du catabolisme, liée au stress induit par l'exposition aux MP.

D'autres études notent également une absence d'effets chez certains organismes, tels que les larves de l'isopode *Idotea emarginata*, l'oursin *Tripneustes gracilla* ou le mollusque *Potamopyrgus antipodarum*, au contraire de la daphnie *Daphnia magna* (crustacé cladocère) (cf. la revue faite par (Scherer *et al.*, 2017). Cette équipe a émis l'hypothèse que la toxicité résulte d'une incorporation (*internal exposure*) et que les modes d'alimentation vont donc influencer sur l'apparition d'effets. Elle a alors procédé à l'exposition de *Daphnia magna* (filtreur), *Chironomus riparius* (insecte, collecteur), *Lumbriculus variegatus* (oligochète, ingestion de particules de sédiment), *Gammarus pulex* (crustacé, déchiqueteur), et *Physella acuta* (mollusque, brouteur - racleur) à des sphères fluorescentes en polystyrène de 3 tailles différentes (1-10-90 μm) à 3 niveaux de concentration (jusqu'à 25 fois plus élevées que les concentrations environnementales). Toutes les espèces testées ont ingéré des MP, à des taux dépendant de la concentration d'exposition ; toutefois la daphnie n'a pas ingéré les MP de 90 μm . L'oligochète présentait les valeurs de contamination les plus basses. La présence d'algues réduit l'ingestion de billes de polystyrène chez *D. magna*, de même pour le sable chez *C. riparius*. *G. pulex* ingère moins de particules 10 ou 90 μm en présence de feuilles (litière) mais autant de particules de 1 μm , probablement à cause de leur adhérence aux feuilles. Ces variations ne s'expliquent pas par un simple effet de dilution, mais plus par un comportement sélectif des organismes. Ainsi, les filtreurs sont probablement plus affectés par l'exposition aux MP, qui semble provoquer une réduction de l'alimentation, induisant une croissance réduite, voire une diminution de la reproduction (Scherer *et al.*, 2017).

Cette dernière assertion pose cependant question, dans la mesure où les organismes filtreurs comme la daphnie sont en principe adaptés à l'ingestion de petites particules plus ou moins comestibles, à telle enseigne que des MP de taille 1-20 μm ont été couramment employés pour étudier le comportement alimentaire du zooplancton (Ogonowski *et al.*, 2016). L'exposition aux MP de petite taille ne devrait donc en principe pas conduire à des effets supérieurs à ceux de l'argile ou de la matière organique réfractaire. Cette équipe s'est donc attachée à documenter l'alimentation, la croissance, la survie et la reproduction chez *D. magna* en présence de MP ou de kaolin, en modulant la disponibilité de nourriture. Ils se sont également intéressés aux variations du temps de transit dans le tube digestif, et aux effets sur la descendance. Ils observent notamment une diminution de l'alimentation en présence de MP et une croissance plus faible, effet aggravé lorsque la quantité de nourriture disponible est plus basse. Les MP étaient cependant rapidement évacués du tube digestif, et la descendance n'était pas affectée. Ils concluent que l'effet des MP chez la daphnie n'est pas différent de celui de l'argile (Ogonowski *et al.*, 2016).

En résumé, les facteurs influençant l'ingestion par les invertébrés sont l'abondance des MP et la taille des particules, celles comparables à celle des particules alimentaires, et/ou adhérent à leur surface, pouvant être ingérées par le macrozooplancton ou les organismes benthiques.

Les filtreurs (daphnie, certains mollusques) sont plus exposés aux MP dans la colonne d'eau (Scherer *et al.*, 2017) ; des espèces comme *Hyaella azteca* qui s'alimente sur des particules dans la gamme de taille des MP en surface des sédiments sont aussi plus exposées.

Dans l'étude citée plus haut sur *Hyaella azteca*, la cessation de l'exposition aux MP a conduit à l'élimination totale des 2 types de MP du tube digestif, mais plus lentement pour les fibres (Au *et al.*, 2015). Plusieurs autres articles rapportent des observations similaires chez des invertébrés marins.

Les études rapportées dans ce chapitre ont jusqu'à présent surtout décrit l'ingestion de MP dans le système digestif, et des effets indirects que les auteurs relient à une moindre absorption de nourriture. Il a toutefois été signalé une incorporation de MP dans les tissus (hémolymphes notamment) chez le crabe *Carcinus maenas* exposé par voie trophique ou par les branchies (Watts *et al.*, 2014). La plupart des particules absorbées étaient situées dans les tissus proches du site d'absorption.

Plusieurs études posent la question du transfert trophique des MP ; dans une revue récente sur le sujet, Au *et al.* (2017) indiquent que le principal effet reste l'accumulation d'agrégats de MP dans le tractus intestinal, chez plusieurs espèces de crustacés. On peut toutefois reprocher à ces travaux d'avoir été menés en laboratoire avec des MP d'un seul type à la fois, et de taille homogène. Il n'y a pas d'observations directes de transfert trophique de terrain chez les invertébrés, mais des indications indirectes comme les déjections ou tissus d'organismes à des niveaux trophiques plus élevés (Au *et al.*, 2017).

5.1.B. Poissons

Pour rappel, dans l'étude de l'EPFL déjà citée (Faure et De Alencastro, 2014), les tubes digestifs de poissons (N=40 ; ablette - *Alburnus alburnus*, perche commune - *Perca fluviatilis*, gardon - *Rutilus rutilus*, vandoise - *Leuciscus leuciscus*, et corégone - *Coregonus* spp.) du « Projet lac » (EAWAG) ont été examinés au microscope. Seuls 3 individus contenaient des MP, soit 2 vandoises et 1 ablette. De fait il y a eu peu de poissons examinés dans cette étude, et pas forcément les espèces les plus exposées, tandis que les zones échantillonnées n'étaient pas nécessairement les plus chargées en MP.

Une approche similaire a été réalisée sur 11 rivières françaises en ciblant le goujon (*Gobio gobio*) (Sanchez *et al.*, 2014). Les tubes digestifs de 186 goujons sauvages (114 ± 22 mm ; 14.17 ± 0.5 g) ont été disséqués et examinés ; une partie des goujons provenant de 7 sites se sont avérés contaminés, avec des occurrences de 11 à 26 %, et même 40 % si on ajoute les poissons classés seulement suspects. Les MP ont été détectés dans tous les sites urbains testés.

L'ingestion de MP par les poissons peut être intentionnelle, en raison d'une confusion sur la taille, voire la couleur des particules, ou non intentionnelle, lorsque par exemple le MP adhère à une autre particule (Jovanović, 2017). Cette revue montre également que la maille employée pour tamiser les contenus stomacaux a une influence déterminante sur l'appréciation de la prévalence des MP (par exemple, en mer du Nord on passe de 5 à 20 % de poissons contaminés lorsque la maille est ramenée de 500 μ m à 100 μ m). Les poissons pélagiques tendent à être plus affectés (en nombre de particules ingérées) que les poissons benthiques, tandis que ni la taille (ou la masse) ni la position trophique ne seraient des facteurs importants.

Le potentiel d'accumulation dans le tube digestif est faible à nul, la présence de MP dans le contenu stomacal indiquerait donc plutôt une ingestion récente (Jovanović, 2017). Ce constat est confirmé par des travaux sur le poisson rouge (*Carassius auratus*) avec des microbilles et des fibres synthétiques, avec une élimination de 50 % des particules en 10 heures (Grigorakis *et al.*, 2017). Les effets sont principalement d'ordre physique, notamment pour les juvéniles (ichthyoplancton), i.e. satiété ou famine, avec moindre capacité d'éviter les prédateurs, diminution du taux de croissance et altération de l'état de santé. L'ingestion de NP peut modifier le métabolisme lipidique (triglycérides, cholestérol), leur distribution dans l'organisme, et la régulation des acides aminés et acides gras (Jovanović, 2017).

Le risque de bioamplification paraît donc, en l'état actuel des connaissances, faible à nul (Jovanović, 2017). Toutefois, une étude récente *in situ* sur un poisson d'estuaire à différents stades (*Cynoscion acoupa*) montre un transfert trophique de MP « fibres » des proies aux individus adultes, tandis que les juvéniles ou les sub-adultes se contaminent par ingestion directe (Ferreira *et al.*, 2018).

Les formes irrégulières, avec des arêtes peuvent aussi abimer les muqueuses (Pedà *et al.*, 2016), voire pénétrer l'organisme jusqu'à la circulation générale, rarement dans le cas des MP, selon l'auteur, mais ce phénomène est plus probable pour les NP (Jovanović, 2017).

Outre cet effet physique, la présence de MP peut perturber le microbiote associé au mucus du tube digestif, qui joue un rôle essentiel pour la digestion, mais aussi l'immunité et la résistance aux pathogènes (Jin *et al.*, 2018). Cette perturbation (dysbiosis) se traduit par une inflammation des muqueuses - non observé par cette équipe sur le poisson zèbre (*Danio rerio*) exposé à des microbilles de polystyrène (0.5 - 50 µm) à 1 000 µg L⁻¹.

L'exposition de tilapia (*Oreochromis niloticus*) à des microbilles (0.1 µm) de polystyrène à des concentrations nominales de 1 à 100 µg L⁻¹ conduit à une accumulation tissulaire non seulement dans les organes en contact avec l'eau ou la nourriture (branchies, tube digestif) mais également (dans une moindre mesure) dans le foie et le cerveau, apparemment dépendant de la concentration d'exposition (Ding *et al.*, 2018). Ces auteurs observent également des effets, variables dans le temps (inhibition puis induction), sur des enzymes de détoxification et certains marqueurs de stress oxydatif, ainsi que l'inhibition de l'acétyl-choline estérase dans le cerveau (possible effet neurologique). Cette étude n'apporte pas d'information sur la dépuration. Des observations similaires avaient été rapportées chez le poisson zèbre *D. rerio*, chez qui des micro-billes de polystyrène de 5 µm s'accumulaient dans les branchies, le tube digestif et le foie, mais pas celles de 20 µm, tandis que certains marqueurs de stress oxydatif étaient stimulés (Lu *et al.*, 2016).

Synthèse : impacts directs

Les connaissances sur les impacts directs des MP sont encore très incomplètes, de sorte qu'il n'est actuellement pas possible de dégager un schéma général. Ces impacts sont étudiés principalement par expérimentations en laboratoire, avec des MP d'un seul type, souvent de forme homogène et à des concentrations parfois très élevées. Ces conditions sont donc souvent éloignées des conditions environnementales (mélanges de MP de nature et formes variables, concentrations également variables). Les MP de type fibres sont encore peu étudiées, de même que les particules de taille inférieure au µm ou la dizaine de µm.

Dans le milieu aquatique, les impacts des MP concernent tant les invertébrés que les poissons, et plus les taxons pélagiques que les taxons benthiques. Il n'apparaît pas de relation bien identifiée par rapport à la taille ou l'âge des organismes, la taille des particules ou la concentration d'exposition. La clé de l'exposition semble résider dans le comportement trophique, les MP étant confondus avec les proies ou ingérés accidentellement. La densité des MP dans l'environnement parfois comparable à celle des proies (zooplancton) pour les poissons, accroît le risque de confusion.

Les effets observés tant chez les invertébrés que les poissons sont d'abord de nature physique (encombrement, érosion), avec des conséquences physiologiques, sur l'alimentation, la croissance ou la fertilité (effet indirect lié à la diminution des ressources énergétiques). Il y a très peu d'observations d'incorporation dans les tissus, mais cette conclusion doit être prise avec prudence, en raison des difficultés méthodologiques inhérentes à ces observations. Il semble toutefois que cette incorporation se produise notamment chez des poissons, à partir d'une certaine taille de particules. L'accumulation tissulaire (foie, cerveau ...) induit des variations de certains biomarqueurs (détoxification, stress oxydatif, neurotoxicité).

5.2 MICROPLASTIQUES EN TANT QUE VECTEURS

Dans le contexte de ce rapport, la notion de vecteur renvoie au rôle des microplastiques comme support, transporteur, de contaminants ou de microorganismes. La question des micropolluants transportés, en particulier, a constitué un axe important des travaux sur les microplastiques avant 2015, dont les revues et articles de synthèse évoqués ci-dessous rendent suffisamment compte, même si la production d'articles sur le sujet continue.

5.2.A. Micropolluants associés aux MP

Les contaminants étudiés appartiennent à deux catégories : il s'agit soit de contaminants incorporés dans le polymère au moment de sa fabrication ou mise en forme, soit de contaminants adsorbés sur les MP pendant leur séjour dans l'environnement (essentiellement métaux et HOC « hydrophobic organic contaminants »).

Les trois questions principales qui se posent dans ce contexte sont :

- 1) les MP sont-ils des sources non-négligeables de contaminants ?
- 2) Dans quelle mesure les MP sont-ils des adsorbants similaires ou plus efficaces que les autres particules naturellement présentes dans les milieux aquatiques ?
- 3) L'exposition des organismes aux HOC liés aux MP est-elle significative, en regard des autres voies d'exposition, y inclus des interrogations sur le transfert trophique après désorption/relargage des contaminants dans le tube digestif, notamment aux niveaux trophiques plus élevés (organismes homéothermes) ?

5.2.B. Source primaire de contaminant

De nombreux additifs peuvent être présents dans les MP, tels que monomères (bisphénol A), plastifiants (phtalates), retardateurs de flamme ou biocides (organo-étains, triclosan) (Alimi *et al.*, 2018). Certains dont le log Kow varie entre 5 et 8 sont potentiellement bioaccumulables (p.ex benzotriazole ou phénol). Des études (références dans (Kwon *et al.*, 2017) semblent le montrer, bien qu'il ne soit pas certain que les MP soient la source de ces composés dans l'environnement. Dans des situations particulières, le rôle des MP a pu être démontré, par exemple l'effet de bouées en polystyrène extrudé (Styrofoam) largement utilisées en ostréiculture et qui contaminent les sédiments en hexabromocyclododécane (Al-Odaini *et al.*, 2015). Les MP peuvent donc être une source de contaminants, mais l'ampleur de cette source reste en générale largement inconnue.

5.2.C. Efficacité d'adsorption sur les MP

La capacité des MP de sorption des polluant hydrophobes peut être évaluée par le coefficient de partition entre l'eau et les MP (Kpw). O'Connor *et al.* (2016) montrent que pour le type de MP qu'ils ont étudiés (low density polyethylene LDPE, high density polyethylene HDPE, polypropylene PP, polyvinylchloride PVC, polystyrene PS) le Kow^2 donne une bonne approximation de Kpw. La partition des molécules organiques polaires (p.ex. PCB, PAH, PBDE) sur/dans les MP semble suivre les mêmes processus que ceux des lipides des animaux, c'est-à-dire par interaction hydrophobe (O'Connor *et al.*, 2016).

La partition entre eau et MP est très variable en fonction du type de MP et des contaminants étudiés. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, le Log Kpw est toujours élevé (> 4.8) quel que soit le type de MP ; un tableau de valeurs de Kpw figure notamment dans une revue récente (Ziccardi *et al.*, 2016). De manière générale, les coefficients de partition sur les MP décroissent selon l'ordre LDPE \approx HDPE \geq PP > PVC \approx PS (O'Connor *et al.*, 2016). (Alimi *et al.*, 2018) indiquent également que le PE a une capacité de sorption plus élevée que les autres plastiques. (Wang *et al.*, 2015) ont déterminé le coefficient de partition d'autres contaminants perfluorés (PFOS et FOSA) et obtiennent des valeurs de Log Kpw entre 1.5 et 2.5 sur le PE, le PS et le PVC. Jusqu'à présent, les études se sont focalisées essentiellement sur les cations métalliques et POPs, laissant de côté les médicaments et autres contaminants émergents (Alimi *et al.*, 2018).

(Faure et De Alencastro, 2014) ont prélevé des MP dans les eaux de surface et sur les plages de 4 lacs de Suisse (Léman, lacs de Constance, Majeur, et Brienz) et analysé leur teneur en polluants organiques (20 échantillons). L'étendue des résultats est de 0.4 à 548 ng g⁻¹ pour les PCB, 1.4 à 2715 ng g⁻¹ pour les pesticides organochlorés (DDT, Mirex, HCB), 86 à 5714 ng.g⁻¹ pour les PAH et 0.2 à 419 ng.g⁻¹ pour les PBDE. Ces valeurs sont certes élevées, mais sont du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments du Léman (Loizeau *et al.*, 2017), en considérant que les contaminants sont associés uniquement à la matière organique. Ainsi la médiane des PCB dans les sédiments du Léman, rapportée à la teneur en matière organique est d'environ 180 ng g⁻¹, et de 32.5 ng g⁻¹ pour les PCB associés aux MP.

De manière globale on peut retenir que le comportement de sorption des contaminants sur des MP est semblable à celui vis-à-vis des autres particules organiques présentes dans le milieu aquatique. Les MP ne seraient donc pas des vecteurs plus efficaces que les autres particules organiques présentes dans les milieux aquatiques.

² Coefficient de partition octanol-eau, généralement utilisé pour caractériser la partition avec la matière organique

5.2.D. Transport des contaminants et exposition des organismes à travers les MP

Si la présence des contaminants dans et sur les MP est bien démontrée, le rôle de MP dans le transport des contaminants et l'exposition des organismes aux contaminants reste une question de recherche.

D'un point de vue quantitatif, (Koelmans *et al.*, 2016) calculent dans l'océan la proportion de HOC associée à chaque support (ou media) présent : eau, carbone organique dissous, colloïdes, phytoplancton, MP, etc., et indiquent que seul 0.0002 % de la charge globale en contaminants est lié au MP. Ainsi malgré des coefficients de partition entre eau et MP pouvant atteindre 10^7 , la faible concentration de MP dans les océans amène ces auteurs à conclure au rôle insignifiant des MP dans le transport des contaminants, même en tenant compte de situations locales montrant des concentrations plus élevées de MP. De même ces auteurs indiquent que les flux de HOC bioaccumulés à travers les proies naturelles dépassent largement (*overwhelm*) les flux liés aux MP ingérées dans la plupart des habitats. Ces conclusions sont corroborées par plusieurs études. De plus (Batel *et al.*, 2016) indiquent que sur la base de travaux en laboratoire ou théoriques, le transfert aux organismes de ces composés adsorbés / leur désorption dans les organes digestifs seraient faibles, et donc le risque induit mineur ; même conclusion chez (Lohmann, 2017). Il manque toutefois d'après ces auteurs des informations sur le transfert dans des chaînes trophiques naturelles, en particulier entre invertébrés et vertébrés. Pour (Bakir *et al.*, 2016) étudiant le Phénanthrène, DEHP et DDT, l'absorption à travers la nourriture et l'eau est la voie principale, l'incorporation à travers l'absorption de MP est négligeable.

(Ziccardi *et al.*, 2016) présentent une revue du rôle de MP comme vecteur de HOC dans la bioaccumulation en milieu marin, car trop peu d'études existent en eaux douces. Leurs conclusions mentionnent que malgré le nombre croissant d'études sur les MP, les données disponibles jusqu'à maintenant ne permettent pas de soutenir l'affirmation que les HOC adsorbés sur les MP posent un risque écologique significatif. Il manque des études pour notre compréhension de la contribution potentielle de MP dans le transfert des HOC dans la chaîne alimentaire en comparaison des autres voies d'exposition. (Horton *et al.*, 2017) résume la situation actuelle par cette question : « quelles sont les implications écologiques probables des plastiques dans des conditions d'exposition réalistes (c'est à dire des microplastiques de types et concentrations susceptibles d'être rencontrés par les organismes) ? »

5.2.E. Microorganismes associés aux MP

Les MP sont, à l'instar des autres particules solides des milieux aquatiques, des supports potentiels pour des communautés microbiennes d'origines diverses (Eckert *et al.*, 2018). Les MP se distinguent des particules naturelles par leur caractère hydrophobe favorisant le développement de biofilms à leurs surfaces et permettant aux bactéries de se développer, protégées notamment de la prédation par les protistes. Une étude menée en microcosme (Eckert *et al.*, 2018) ont montré que les MP favorisent préférentiellement le développement et la survie des communautés bactériennes issues des stations d'épuration, et ce, même si les MP ne sont pas issus de ces dernières. Ces résultats suggèrent que la présence de MP dans l'environnement pourrait poser un problème sanitaire en favorisant la propagation de bactéries présentes dans les eaux usées, lesquelles sont potentiellement pathogènes et/ou porteuses de gènes de résistances aux antibiotiques. Le voisinage très proche des cellules se développant à l'intérieur du biofilm favoriserait également les transferts de gènes de pathogénicité ou de résistances aux antibiotiques entre les espèces. Cette dernière hypothèse est étayée par une seconde étude (Arias-Andres *et al.*, 2018), qui conclut que les conditions de croissance à la surface des MP permettent un meilleur transfert horizontal d'un gène codant pour la résistance à l'antibiotique triméthoprime via les plasmides.

Pour résumer, deux problématiques liées aux microorganismes et aux MP semblent émerger. La première est le transport sur de longues distances de communautés microbiennes issues des stations d'épuration grâce aux conditions de développement et de survie améliorées à la surface des MP. La seconde est la propagation des gènes de résistances aux antibiotiques ou de gènes pathogènes issus des bactéries présentes dans les eaux usées à d'autres espèces de bactéries.

Synthèse : impacts des MP en tant que vecteurs de micropolluants ou de microorganismes

La partition des contaminants entre eau et MP est très variable en fonction du type de MP et des contaminants étudiés. Cependant, pour les contaminants reconnus comme très hydrophobes, les concentrations adsorbées aux MP sont certes élevées, mais restent du même ordre de grandeur que les concentrations observées par exemple dans les sédiments.

On peut retenir que la sorption des contaminants sur des MP est similaire à celle intervenant sur les autres particules organiques présentes dans le milieu aquatique. Les MP ne seraient donc pas des vecteurs plus efficaces que ces autres particules organiques naturellement présentes dans l'environnement aquatique. Les MP auraient un rôle insignifiant dans le transport des contaminants et l'exposition des organismes, même en tenant compte de situations locales montrant des concentrations élevées de MP. Ainsi, en l'état des connaissances, les MP en tant que vecteurs de micropolluants ne constituent pas une préoccupation majeure, mis-à-part peut-être les substances constitutives des MP comme les plastifiants, retardateurs de flamme, etc. mais dont les effets aux concentrations rencontrées dans le Léman sont encore mal évalués.

Pour ce qui concerne le rôle de vecteur de microorganismes, la question reste plus ouverte, les connaissances étant encore lacunaires.

5.3 RISQUES ÉCOLOGIQUES & SANITAIRES

Quel que soit le domaine, le risque de survenue d'un événement défavorable (sens large) dépend de deux facteurs, le *danger* (e.g. toxicité), qui est une propriété intrinsèque de l'agent causal, et la *probabilité d'exposition* (ou d'occurrence). Pour l'homme (risque sanitaire), l'exposition aux MP ou NP peut notamment passer par l'eau potable ou par les produits de la pêche. Pour d'autres espèces (risque écologique) l'exposition peut être directe ou indirecte, i.e. par prédation d'organismes contaminés, par des MP (cf. § 0).

Il paraît actuellement impossible d'évaluer les risques, dans la mesure où l'exposition, c'est-à-dire la présence de MP dans les compartiments environnementaux concernés, n'est pas suffisamment caractérisée (Au *et al.*, 2017). De fait le manque de standardisation des méthodes de mesure, et la compréhension encore très imparfaite des sources de variabilité des teneurs en MP, empêche à l'heure actuelle d'estimer l'exposition correctement. D'un autre côté, on pourrait conclure - sans vraiment connaître l'exposition - à des risques négligeables, si le terme danger (effets toxiques) était lui-même réduit. Malheureusement la prédominance de publications ayant évalué les effets en laboratoire avec des microbilles (relativement peu fréquentes dans l'environnement) empêche là aussi de tirer des conclusions.

Ainsi, si le risque sanitaire lié à l'ingestion de MP via les poissons paraît limité, sinon négligeable, celui dû aux NP mériterait probablement d'être examiné de plus près, d'autant plus qu'il est susceptible d'augmenter à l'avenir, au fur et à mesure de la fragmentation des plastiques présents dans l'environnement (Jovanović, 2017).

5.3.A. Risques écologiques

Les publications que nous avons classées dans cette partie appellent à la réalisation de l'évaluation des risques engendrés par les microplastiques, tout en soulignant qu'actuellement cette évaluation n'est pas réellement faisable. Le terme *exposition* (i.e. occurrence et devenir) paraît notamment problématique (Peng *et al.*, 2017 ; Syberg *et al.*, 2015). Il a été suggéré de s'inspirer des travaux sur les nanoparticules, qui ont concerné des objets présentant une certaine similitude avec les MP (Syberg *et al.*, 2015). Une des questions importantes, dans le cas des nanoparticules comme des MP, concerne la caractérisation des particules en lien avec la probabilité d'ingestion et d'effet. Une autre question importante concerne l'évaluation quantitative de l'exposition, et les métriques à utiliser³.

³ Ainsi par exemple le nombre de particules par km² ne renseignera pas vraiment sur l'exposition, sans même parler des biais propres à l'échantillonnage par chalutage.

Une approche systématique de l'évaluation des risques causés par les microplastiques a été proposée par (Koelmans *et al.*, 2017) ; on peut en particulier en retenir les éléments suivants :

- Il faudra déterminer des métriques appropriées, désignées comme ERM (*ecologically relevant metric*) dans l'article. Ces métriques devront être communes au volet exposition et au volet danger. Du fait de la diversité des formes, tailles et composition chimique des MP, il faudra développer de multiples ERM.
- Ces ERM devraient être établis sur la base de processus d'intoxication (*adverse outcome pathway*, AOP), sur la base de mécanismes d'action spécifiques de particules caractérisées et d'espèces définies.
- Les auteurs placent leur proposition dans une stratégie graduée ; si un risque était détecté - même grossièrement - pour un type de plastique (1 AOP), une évaluation plus fine deviendrait justifiée ; il faudrait alors introduire un raisonnement tenant compte de la présence simultanée de plusieurs sortes de MP, voire des polluants associés.

Les substances chimiques associées aux particules plastiques peuvent théoriquement affecter les organismes (homme inclus). Cependant il paraît relativement simple d'estimer que ce ne sera pas le cas si (a) la toxicité due spécifiquement à ces substances est négligeable par rapport à celle des autres substances chimiques présentes, (b) l'exposition à ces substances portées par les microplastiques est négligeable par rapport aux autres voies d'exposition (atmosphère, eau, etc.) à ces mêmes substances, ou (c) une augmentation de l'exposition à ces substances à cause de l'ingestion de particules plastiques ne provoquerait pas un dépassement du seuil de toxicité (Koelmans *et al.*, 2017). Dans la mesure où la contribution des MP à la dispersion des micropolluants dans l'environnement n'est pas significative (Lohmann, 2017), ces considérations paraissent actuellement assez théoriques, au moins pour les contaminants qui s'adsorbent à la surface des MP. L'importance de la masse de plastiques déjà présents dans l'environnement est cependant telle qu'on peut suspecter qu'il en ira potentiellement différemment des micropolluants entrant dans la composition des plastiques (bisphénols, retardateurs de flamme, phtalates ...).

On peut s'interroger également sur la combinaison de ces deux facteurs de risque, MP et micropolluants associés. Rainieri et collaborateurs ont fait l'hypothèse que la présence de MP augmente la toxicité des micropolluants présents (Rainieri *et al.*, 2018). Pour ce faire ils comparent, sur le poisson *Danio rerio*, les effets de nourriture contaminée avec des MP seuls, avec les mêmes MP sur lesquels sont adsorbés des composés perfluorés, des retardateurs de flamme et du méthyl-mercure, ou avec les mêmes contaminants sans MP. Ces auteurs notent des concentrations tissulaires de ces contaminants plus élevées lorsqu'ils ont été administrés adsorbés sur les MP, ainsi que des expressions accrues de certains gènes. La même équipe s'est intéressée au bar (*Dicentrarchus labrax*) avec la même méthodologie, et des contaminants comprenant des PCBs et des retardateurs de flamme halogénés (Granby *et al.*, 2018). Ils observent également des concentrations tissulaires accrues, ainsi que des perturbations des fonctions hépatiques, notamment la métabolisation des contaminants tels que les PBDE.

5.3.B. Risques sanitaires

En conséquence de la survie prolongée dans l'environnement de bactéries issues des stations d'épuration associées aux MP, on peut s'interroger sur les risques induits par cette dissémination (Eckert *et al.*, 2018). En milieu marin les plastiques flottants (pas seulement MP) augmentent la diversité spécifique de la communauté bactérienne, les cyanobactéries apparaissant comme groupe dominant sur ces matériaux (Dussud *et al.*, 2018).

En revanche, sur la base d'observations sur des mollusques sauvages ou encagés dans un estuaire européen urbanisé, l'exposition humaine par ingestion de mollusques contaminés est estimée être beaucoup plus faible que celle due à l'inhalation de microplastiques à l'intérieur des maisons (Catarino *et al.*, 2018).

Synthèse : risques écologiques et sanitaires

Il paraît actuellement difficile d'évaluer les risques écologiques et sanitaires dus aux MP, en raison d'une connaissance encore imparfaite des effets, et de lacunes considérables concernant l'évaluation des expositions.

Les risques liés aux micropolluants qui s'associent aux MP dans le milieu, du fait des propriétés adsorbantes des MP, paraît négligeable, tandis que celui éventuellement causé par les additifs aux plastiques est pour l'instant très incertain.

Les risques sanitaires par ingestion d'aliments d'origine aquatique semblent actuellement faibles.

5.4 DU RISQUE À L'ACTION

Quel usage peut être fait des connaissances disponibles, en termes de politiques publiques ? Est-il possible de préconiser des actions réglementaires ou préventives, sans attendre que les manques de connaissances soient comblés ou les incertitudes levées ? En d'autres termes, est-il possible de préconiser des mesures de gestion dans le but de diminuer les risques, quand bien même ceux-ci ne sont pas connus précisément ?

Idéalement, la gestion des risques sanitaires ou écologiques devrait se dérouler selon un processus itératif, par allers – retours entre des étapes d'évaluation des risques et des étapes de gestion. Ce processus itératif, en particulier les phases d'évaluation, interroge la recherche scientifique et est informée par elle (Rochman *et al.*, 2016). Même s'il est établi qu'il n'est à l'heure actuelle pas possible d'élaborer une évaluation complète et documentée des risques posés par les MP, des actions émergent au moins dans le but de contrôler une partie des sources. On peut en citer plusieurs exemples :

- L'interdiction d'inclure des microbilles de plastique dans les cosmétiques, notamment au Canada, dans certains états américains à partir de 2014 (Alimi *et al.*, 2018 ; Rochman *et al.*, 2016), et en France depuis le 1^{er} janvier 2018.
- La fixation de valeurs limites pour les rejets de temps de pluie (déversoirs d'orage), à l'instar de l'Autriche qui a fixé une limite maximale à 30 mg L⁻¹ j⁻¹, valeur malheureusement inefficace car trop élevée (Alimi *et al.*, 2018).
- La « stratégie marine » adoptée par l'Union Européenne stipule que les états membres doivent élaborer des stratégies pour préserver le milieu marin des déchets, incluant les MP, mais ne donne pas d'indication concrète sur ce que les états membres devraient faire pour empêcher les MP d'atteindre les zones côtières (Alimi *et al.*, 2018).

Ces actions réglementaires seront certainement utiles, mais il faut être conscient qu'en raison des stocks déjà présents dans ces milieux elles auront malheureusement peu d'effet à court terme sur la contamination des milieux aquatiques tels que lacs ou océans (Jovanović, 2017), contrairement à ce qui a pu être observé par le passé après l'interdiction de certaines substances chimiques. Ces déchets plastiques déjà présents vont continuer à se dégrader, de macro- en micro- puis en nano-plastiques, pendant de nombreuses décennies. Ces actions réglementaires permettront néanmoins de diminuer le flux (jusqu'ici continuellement croissant) de plastiques dans l'environnement.

D'autres mesures de gestion seront à l'évidence nécessaires, et devront être prises au fur et à mesure de l'évolution des connaissances.

6. CONCLUSIONS & RECOMMANDATIONS

La présence de plastiques de différentes tailles (du macro au nano) dans l'environnement aquatique est un fait avéré ; la dégradation progressive des macro-déchets plastiques produit des particules de taille de plus en plus petite (micro- et nano-plastiques), qui peuvent être considérées comme des contaminants persistants au même titre que les substances chimiques (Lohmann, 2017). Les milieux aquatiques d'eau douce jouent un rôle clé dans le transport des plastiques ; au sein de ces milieux, les lacs constituent des zones de stockage plus ou moins temporaire. Bien qu'il ne soit actuellement pas possible d'estimer les risques sanitaires ou écologiques, il est également établi que les microplastiques ont des impacts sur les écosystèmes, notamment aquatiques.

Les connaissances sur les MP demeurent cependant limitées, sur un certain nombre de points. Les aspects métrologiques, et par conséquent les indicateurs d'exposition, sont notamment problématiques, eu égard à la variété des formes, des tailles et de la composition de ces particules. Les impacts des plus petites particules (nano-plastiques) sont potentiellement plus importants, mais pour l'instant beaucoup plus mal connus.

Eu égard aux missions de la CIPEL, les objectifs d'acquisition de connaissances sur le Léman et son bassin versant devront cibler les sources d'apports au lac et l'exposition de l'écosystème, dans une perspective temporelle. Les limites en matière de connaissances des expositions et des impacts doivent encourager à rester pragmatique et à faire évoluer le dispositif par la suite, en tenant compte de l'évolution des connaissances.

Trois orientations ont été retenues à l'issue de cette étude :

- I. Evaluer les apports au lac par les affluents et/ou déversements de temps de pluie
- II. Surveiller les impacts (exposition de l'écosystème), au moyen d'analyse des tubes digestifs de poissons
- III. Evaluer le stock de plastiques en devenir (rives, plages), par une démarche participative.

BIBLIOGRAPHIE

- Al-Odaini NA, Shim WJ, Han GM, Jang M, Hong SH (2015). Enrichment of hexabromocyclododecanes in coastal sediments near aquaculture areas and a wastewater treatment plant in a semi-enclosed bay in South Korea. *Sci Tot Environ*, 505 : 290-298.
- Alimi O, Farner Budarz J, Hernandez LM, Tufenkji N (2018). Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environ Sci Technol*, 52 : 1704-1724.
- Arias-Andres M, Klümper U, Rojas-Jimenez K, Grossart H-P (2018). Microplastic pollution increases gene exchange in aquatic ecosystems. *Environ Pollut*, 237 : 253-261.
- Au SY, Bruce TF, Bridges WC, Klaine SJ (2015). Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures. *Environ Toxicol Chem*, 34 : 2564-2572.
- Au SY, Lee CM, Weinstein JE, van den Hurk P, Klaine SJ (2017). Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 505-509.
- Bakir A, O'Connor IA, Rowland SJ, Hendriks AJ, Thompson RC (2016). Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environ Pollut*, 219 : 56-65.
- Batel A, Linti F, Scherer M, Erdinger L, Braunbeck T (2016). Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1656-1666.
- Boucher J, Faure F, Pompini O, Plummer Z, Wieser O, Felipe de Alencastro L (2019). (Micro) plastic fluxes in Lake Geneva basin. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 112 : 66-74.
- Bour A, Haarr A, Keiter S, Hylland K (2018). Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment-dwelling bivalves. *Environ Pollut*, 236 : 652-660.
- Carr SA (2017). Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 466-469.
- Catarino AI, Macchia V, Sanderson WG, Thompson RC, Henry TB (2018). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environ Pollut*, 237 : 675-684.
- Ding J, Zhang S, Razanajatovo RM, Zou H, Zhu W (2018). Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environ Pollut*, 238 : 1-9.
- Dussud C, Meistertzheim AL, Conan P, Pujo-Pay M, George M, Fabre P, Coudane J, Higgs P, Elineau A, Pedrotti ML, Gorsky G, Ghiglione JF (2018). Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters. *Environ Pollut*, 236 : 807-816.
- Eckert EM, Di Cesare A, Kettner MT, Arias-Andres M, Fontaneto D, Grossart H-P, Corno G (2018). Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community. *Environ Pollut*, 234 : 495-502.
- Faure F, De Alencastro LF (2014). *Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse*
- Faure F, Demars C, Wieser O, Kunz M, De Alencastro LF (2015). Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental Chemistry*, 12 : 582-591.
- Ferreira GVB, Barletta M, Lima ARA, Morley SA, Justino AKS, Costa MF (2018). High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environ Pollut*, 236 : 706-717.
- Froidevaux S (2018). *Microplastiques dans les poissons du Lac Léman ? Prospection sur le Gardon (*Rutilus rutilus*) et la Perche (*Perca fluviatilis*)*, Université de Lausanne/Université de Neuchâtel
- Granby K, Rainieri S, Rasmussen RR, Kotterman MJJ, Sloth JJ, Cederberg TL, Barranco A, Marques A, Larsen BK (2018). The influence of microplastics and halogenated contaminants in feed on toxicokinetics and gene expression in European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Environmental Research*, 164 : 430-443.
- Grigorakis S, Mason SA, Drouillard KG (2017). Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 169 : 233-238.
- Horton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E, Svendsen C (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci Tot Environ*, 586 : 127-141.
- Jin Y, Xia J, Pan Z, Yang J, Wang W, Fu Z (2018). Polystyrene microplastics induce microbiota dysbiosis and inflammation in the gut of adult zebrafish. *Environ Pollut*, 235 : 322-329.
- Jovanović B (2017). Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 510-515.
- Koelmans AA, Bakir A, Burton GA, Janssen CR (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environ Sci Technol*, 50 : 3315-3326.

- Koelmans AA, Besseling E, Foekema E, Kooi M, Mintenig S, Ossendorp BC, Redondo-Hasselerharm PE, Verschoor A, Van Wezel AP, Scheffer M (2017). Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. *Environ Sci Technol*, 51 : 11513-11519.
- Kooi M, Nes EHv, Scheffer M, Koelmans AA (2017). Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environ Sci Technol*, 51 : 7963-7971.
- Kwon J-H, Chang S, Hong SH, Shim WJ (2017). Microplastics as a vector of hydrophobic contaminants: Importance of hydrophobic additives. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 494-499.
- Lasee S, Mauricio J, Thompson WA, Karnjanapiboonwong A, Kasumba J, Subbiah S, Morse AN, Anderson TA (2017). Microplastics in a freshwater environment receiving treated wastewater effluent. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 528-532.
- Lohmann R (2017). Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans—but should microplastics be considered POPs themselves? *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 460-465.
- Loizeau J-L, Makri S, Arpagaus P, Ferrari BJD, Casado-Martinez C, Benejam T, Marchand P (2017). *Rapp. Comm. int. prot eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments superficiels du Léman*, CIPEL
- Lu Y, Zhang Y, Deng Y, Jiang W, Zhao Y, Geng J, Ding L, Ren H (2016). Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environ Sci Technol*, 50 : 4054-4060.
- Murphy F, Quinn B (2018). The effects of microplastic on freshwater *Hydra attenuata* feeding, morphology & reproduction. *Environ Pollut*, 234 : 487-494.
- O'Connor IA, Golsteijn L, Hendriks AJ (2016). Review of the partitioning of chemicals into different plastics: Consequences for the risk assessment of marine plastic debris. *Mar Pollut Bull*, 113 : 17-24.
- Ogonowski M, Schür C, Jarsén Å, Gorokhova E (2016). The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *daphnia magna*. *PLoS ONE*, 11
- Pedà C, Caccamo L, Fossi MC, Gai F, Andaloro F, Genovese L, Perdichizzi A, Romeo T, Maricchiolo G (2016). Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. *Environ Pollut*, 212 : 251-256.
- Peng J, Wang J, Cai L (2017). Current understanding of microplastics in the environment: Occurrence, fate, risks, and what we should do. *Integr Environ Assess Manag*, 13 : 476-482.
- Rainieri S, Conlledo N, Larsen BK, Granby K, Barranco A (2018). Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Research*, 162 : 135-143.
- Rochman CM, Cook A-M, Koelmans AA (2016). Plastic debris and policy: Using current scientific understanding to invoke positive change. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1617-1626.
- Sanchez W, Bender C, Porcher JM (2014). Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environmental Research*, 128 : 98-100.
- Scherer C, Brennholt N, Reifferscheid G, Wagner M (2017). Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Scientific Reports*, 7
- Schmidt C, Krauth T, Wagner S (2017). Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ Sci Technol*, 51 : 12246-12253.
- Syberg K, Khan FR, Selck H, Palmqvist A, Banta GT, Daley J, Sano L, Duhaime MB (2015). Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environ Toxicol Chem*, 34 : 945-953.
- van Wezel A, Caris I, Kools SAE (2016). Release of primary microplastics from consumer products to wastewater in the Netherlands. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1627-1631.
- Wang F, Shih KM, Li XY (2015). The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere*, 119 : 841-847.
- Watts AJR, Lewis C, Goodhead RM, Beckett SJ, Moger J, Tyler CR, Galloway TS (2014). Uptake and retention of microplastics by the shore crab *carcinus maenas*. *Environ Sci Technol*, 48 : 8823-8830.
- Weber A, Scherer C, Brennholt N, Reifferscheid G, Wagner M (2018). PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*. *Environ Pollut*, 234 : 181-189.
- Ziccardi LM, Edgington A, Hentz K, Kulacki KJ, Kane Driscoll S (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ Toxicol Chem*, 35 : 1667-1676.

ANNEXE I

TYPES DE PLASTIQUES ET EXEMPLES D'UTILISATION

Acronyme / nom	Exemple d'utilisation	Demande UE
HDPE (polyéthylène haute densité)	Emballage (Tetra Pak ®)	12%
LDPE (polyéthylène basse densité)	Emballage (sacs plastique)	17,5%
PP (polypropylène)	Boites plastique, bouchons	18,8%
PS (polystyrène)	Mousses, boitiers (CD) ...	7,4%
PET (polytéréphtalate d'éthylène)	Bouteilles	6,5%
PVC (polychlorure de vinyle)	Matériaux de construction, tuyaux	10,7%
Autres : PC (polycarbonates), CA (acétate de cellulose), acrylonitrile butadiène-styrène	CD, DVD, bouteilles réutilisables Filtres de cigarette Coques d'appareils électroniques	27,1%

TYPES DE MP (Faure et De Alencastro, 2014)

Type	Origine possible	0.3 - 1 mm	1 - 5 mm	≥ 5mm
Fragment	Dégradation de morceaux de plastique	X	X	X
Granulés	Industrie (matériau intermédiaire)		X	
Microbille	Cosmétique ⁴	X		
Fil	Pêche	X	X	X
Fibres	Textiles synthétiques	X	X	
Film transparent	Emballages	X	X	X
Mousse	Emballage, construction ...	X	X	X
Autres	Peinture ...	X	X	X

⁴ Maintenant interdit

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2018

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 2018, 212 stations d'épuration (STEP) étaient en service sur le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'645'955 équivalents-habitants.

Le rendement moyen d'élimination du phosphore sur le bassin versant du Léman s'élève à 88%. Cet indicateur est fortement dégradé depuis 2017 suite à un dépassement prolongé des exigences de rejet sur la STEP de Regional-ARA Visp (canton du Valais). Sans tenir compte de cette STEP, le résultat serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 91%. 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.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 10'833 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 2018, ce dernier est estimé à $250 \text{ L} \cdot \text{EH}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ 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

212 wastewater treatment plants (WTP) were operating in 2018 within the territory covered by CIPEL [International Commission for the Protection of the Waters of Lake Geneva] (namely the catchment areas of Lake Geneva and the downstream section of the River Rhône), with a total treatment capacity of 4,645,955 population-equivalents.

The average phosphorous removal efficiency in the catchment area of Lake Geneva has fallen sharply since 2016, as a result of the regional WTP in Viège (canton of Valais) persistently exceeding the discharge requirements, and in 2018 rose to 88% (91% without taking this WTP into account), generating an additional flow of phosphorous of 26 tonnes into Lake Geneva.

Across the territory covered by CIPEL, the flow of post-treatment organic matter discharged expressed by the COD amounted to 10,833 tonnes with a treatment efficiency of 92%. These figures reveal good waste treatment performance levels for organic matter.

This good performance should be weighed against sometimes significant spills. The volumes and loads of these spills are underestimated due to the lack of flow measuring systems in the spillways in the sewage networks. In this context, CIPEL's recommendation adopted in November 2018 on implementing and updating network diagnostics underlines the importance of gaining a better knowledge of the sewage systems.

Specific flow during dry weather gives a good idea of the infiltration clear water that flows through the wastewater networks. Since 2001, there has been an overall tendency towards a reduction in specific flow during dry weather. In 2018, this flow was estimated to be 250 L.EH-1.j-1 across CIPEL's territory. Efforts made on sewage networks reflected in the improvement of this indicator must be stepped up so as to ensure continuous improvement in the operation of the sewage system.

This chapter also provides a report on the flow and concentration of micropollutants for 16 of the most monitored substances in the discharges of several WTPs, representing 44% of the total waste treatment capacity across the territory. Although the reliability of this report is not comparable to that of the reports provided for phosphorous or organic matter, it contributes to our knowledge of the sources of micropollutants in Lake Geneva and shows the importance of a standardised approach to monitoring the outflow of micropollutants from wastewater plants.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année depuis plusieurs décennies le bilan du fonctionnement des stations d'épuration (STEP) 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, la communauté d'agglomération du Pays de Gex, les cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que les Services industriels de Genève.

Sur la Haute-Savoie, les données de 2018 n'ayant pu être transmises à la rédaction du rapport, les résultats de la campagne 2017 ont été repris.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2018 est le reflet du fonctionnement de 212 STEP, 166 STEP dans le bassin versant du Léman et 46 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement d'approximativement 4'646'000 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	1	125
	Haute-Savoie	26	310'575
	Valais	75	1'665'370
	Vaud	61	1'043'735
	Total BV Léman	166	3'041'305
Rhône aval	Ain	8	13'835
	Genève	10	985'395
	Haute-Savoie	28	602'770
	Total BV Rhône aval	46	1'602'000
Total territoire CIPEL		212	4'645'955

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 212 STEP :

- 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 68% de la capacité de traitement des STEP 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 STEP). 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.

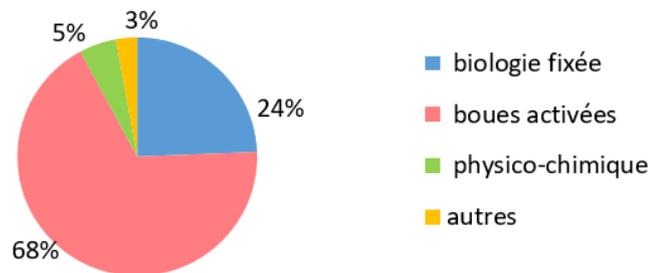


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration en 2018

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used in 2018

Ancienneté des équipements. Près 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).

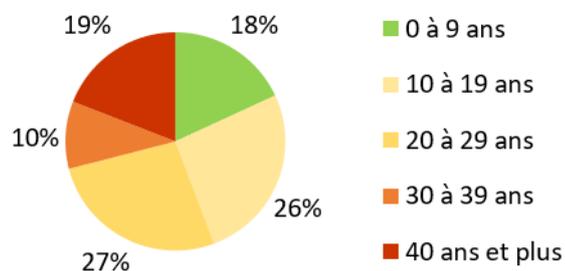


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2018

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water treatment system in 2018

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 sont en cours.

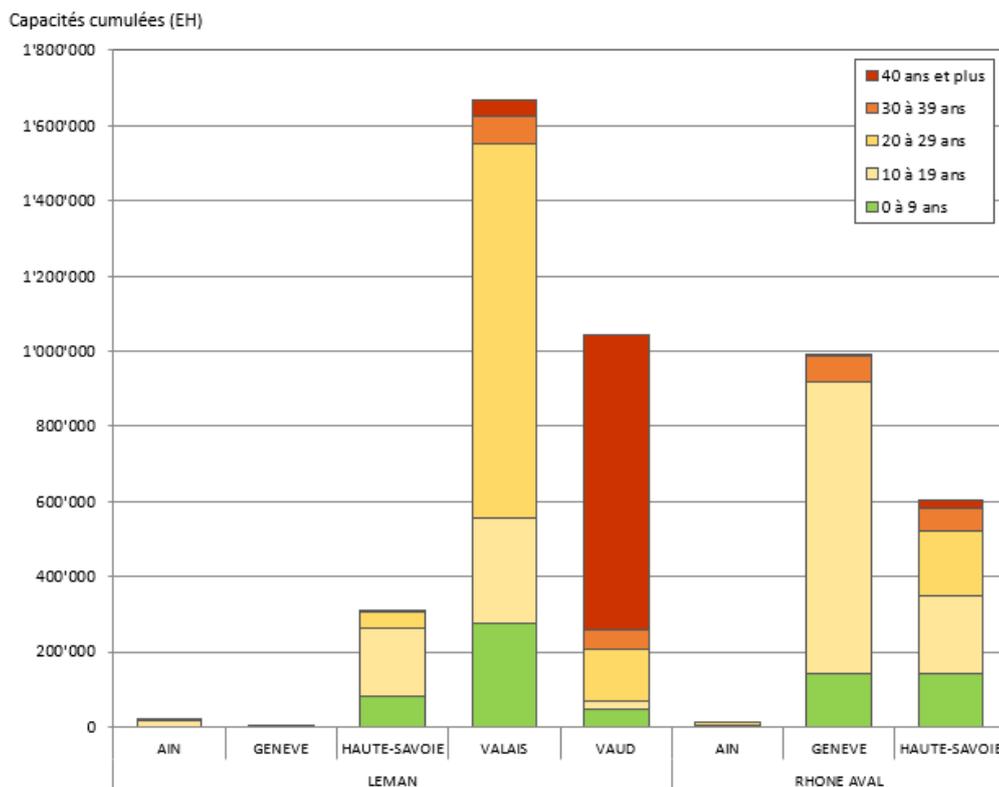


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2018 ou de la dernière rénovation de la file « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2018 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2 CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

195 STEP ont transmis des données pour les mesures de débit, 177 pour le paramètre phosphore total, 185 pour la DCO et 151 pour la DBO₅. Ces données donnent une très bonne vision de l'assainissement à l'échelle du territoire de la CIPEL car les STEP dont les résultats ont été analysés représentent pour chacun de ces paramètres plus de 86% de la capacité totale de traitement. La représentativité des résultats 2018 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 STEP (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 STEP 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 STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2018 pour 195 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 759'790 m³, volume comparable à la campagne 2015 dont la pluviométrie était inférieure de 13%. Le volume des eaux traitées estimé en sortie des stations d'épuration s'élève à 731'549 m³, soit environ 95 % du volume total entrant (figure 4).

Une enquête portant sur la connaissance des déversements a été réalisée en 2015 pour les STEP 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 STEP 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 2018 représentent environ 5 % 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 STEP du bassin CIPEL en 2018.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2018.

Bassin versant (BV)	Canton / Départ.	Débits mesurés (m ³ /j)					Débit ²⁾ spécifique en L.EH ⁻¹ .jour ⁻¹	
		Nombre de STEP contrôlées	Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement ¹⁾	Sortie	Nombre de STEP contrôlées	Débit spécifique
Léman	Ain	3	162	6'686	-	7'395	3	425
	Genève	1	-	25	-	25	-	-
	Hte-Savoie	25	211	34'798	0	34'965	10	171
	Valais	61	4'446	205'075	3'576	206'411	55	367
	Vaud	61	11'978	202'630	4'394	198'236	57	266
Total BV Léman		151	16'797	449'214	7'970	447'032	125	291
Rhône aval	Ain	8	129	3'607	-	3'874	6	345
	Genève	8	4'371	214'655	4'533	210'243	6	226
	Hte-Savoie	28	392	70'625	303	70'400	19	154
Total BV Rhône aval		44	4'892	288'887	4'836	284'517	31	206
Total territoire CIPEL		195	21'689	738'101	12'806	731'549	156	250

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 STEP du territoire de la CIPEL en 2018

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2018

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 : Q_{j20} : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20% des jours de l'année

Q_{j50} : 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 DBO_5 (avec 1 EH = 60 g.j-1 de DBO_5), en phosphore total (1 EH = 1.8 g.j-1 de Ptot), et en DCO (1 EH = 120 g.j-1 de DCO).

Le renouvellement des réseaux d'assainissement est un travail de longue haleine dont les résultats doivent être observés sur le long terme.

Depuis 2001, le débit spécifique par temps sec tend à diminuer (figure 5), ce qui pourrait attester de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. En 2018, il est estimé à $250 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$. 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 $200 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$. Par conséquent, la valeur de $250 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ 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 STEP.

Remarques : Avant 2015, l'estimation du débit spécifique n'incluait pas la DCO et l'équivalent en Ptot se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 g.j⁻¹ de Ptot. 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 DBO_5 et le Ptot. 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 2018 serait de $265 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$.

La méthodologie de calcul du débit spécifique prend en compte uniquement la part domestique des cinq STEP qui reçoivent une part importante d'effluents industriels.

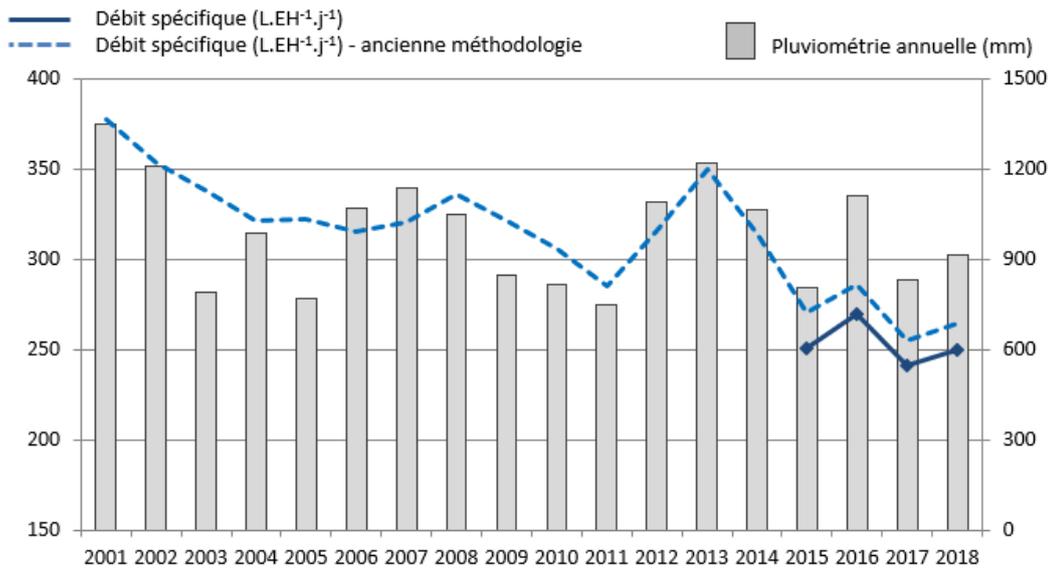


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L.EH⁻¹.j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L·PE⁻¹·d⁻¹) and mean rainfall (mm) since 2001.

3.2 PHOSPHORE TOTAL ET RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.A. 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 de pollution organique reçue 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 ⁻¹	80 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	600 à 6'000 kg.j ⁻¹ > 6'000 kg.j ⁻¹	2.0 mgP.L ⁻¹ 1.0 mgP.L ⁻¹	80 % 80 %
CIPEL	Recommandation du Plan d'action 2011-2020		0.8 mgP.L ⁻¹	95 %

Rq : 600kg O₂.jr⁻¹ correspondent à 10'000EH DBO₅

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2018.

En 2018, 140 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% de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station.

En 2018, le flux global entrant est estimé à 810 tonnes (contre 823 en 2017). Les concentrations moyennes en entrée en 2018 s'élèvent à 4.8 mgP.L⁻¹, valeur inférieure à 2017 (-10%).

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets.

Depuis 2017, une augmentation de la charge sortante en Ptot au niveau de la STEP 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 (88%). Sans la STEP de Regional-ARA Visp, il serait en amélioration par rapport aux années précédentes et atteindrait 91%.

Les flux rejetés en 2018 sont estimés à 96 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (98 tonnes en 2017, 71 tonnes en 2016 et 69 tonnes en 2015).

En tenant compte des déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman en 2018 s'élève à 131 tonnes pour un rendement d'épuration de 84%. 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 les plus importantes du bassin sont celles de Regional-ARA Visp, qui représente 36% des rejets dans le bassin (34 tonnes en 2018), de Lausanne (10 tonnes en 2018, soit environ 13% des rejets au Léman), et de Thonon (5 tonnes en 2018, soit environ 5% 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), 56 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman. Actuellement, sur les 140 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 21 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95% représentant 10 % de la capacité épuratoire. Notons que 22 STEP 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 STEP 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 2020 du plan d'action de la CIPEL.

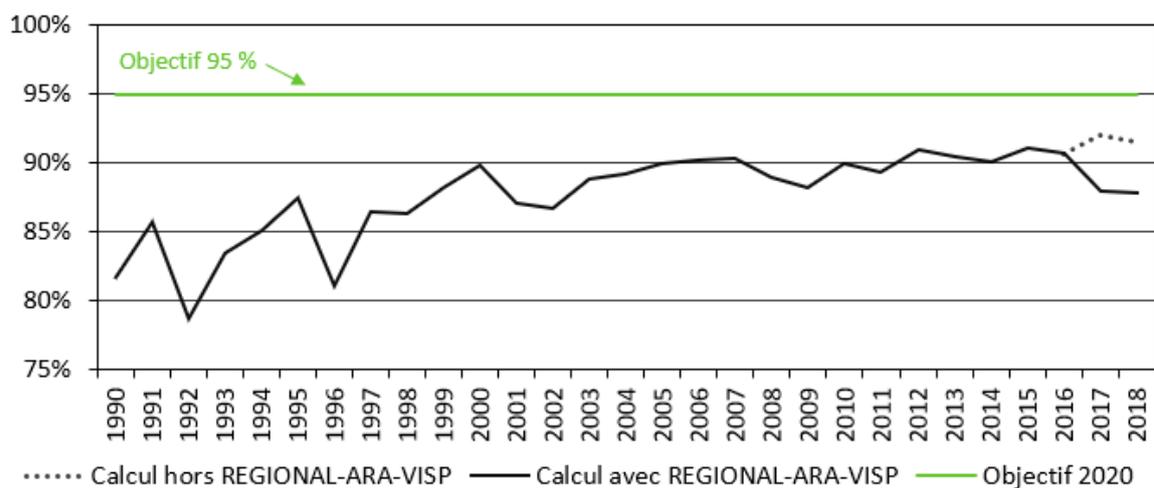


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2018 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en vert, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 6 : Change between 1990 and 2018 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

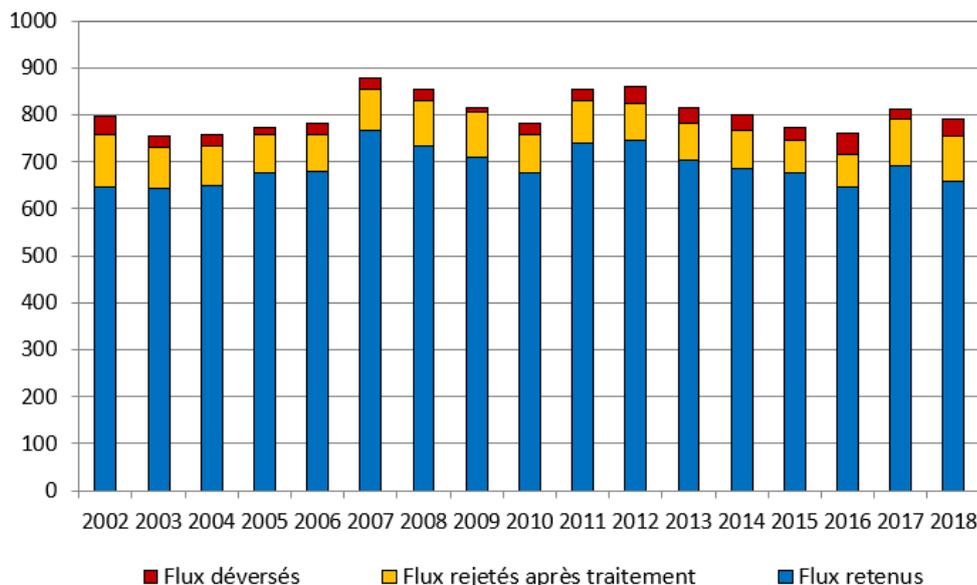


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

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.B. 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 ($P-PO_4$), 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 : $P_{tot} \sim P-PO_4 + P_{part}$

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 ($P-PO_4$), 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 : $P_{tot_BIODISP} \sim P-PO_4 + P_{part_BIODISP}$.

Phosphore réactif soluble ($P-PO_4$). En 2018, parmi les 166 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 114 STEP ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 89% de la capacité totale de traitement des STEP et participent au rejet de 22 tonnes de $P-PO_4$ au Léman. Cette estimation est supérieure à l'estimation de 2017 (18 tonnes).

Phosphore particulaire biodisponible $P_{part_BIODISP}$. 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 : $P_{part_BIODISP} = 80\% P_{part}$

Avec $P_{part} \sim P_{tot} - P-PO_4$, où :

- P_{tot} a été détaillé plus haut : rejet de 96 tonnes de la part de 99% des stations (en capacité)
- $P-PO_4$ est détaillé ci-dessus : rejet de 22 tonnes de la part de 89% 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 57 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 82 tonnes en 2018. Si l'on tient compte des déversements, le flux est estimé à 110 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 1er janvier 2016 la norme relative à la DBO₅ ne s'applique plus systématiquement à toutes les STEP (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 de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 kg.j ⁻¹ de DBO ₅ > 600 kg.j ⁻¹ de DBO ₅	20 mgO ₂ .L ⁻¹ 15 mgO ₂ .L ⁻¹	90 % 90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg.j ⁻¹ de DBO ₅ >120 kg.j ⁻¹ de DBO ₅	35 mgO ₂ .L ⁻¹ 25 mgO ₂ .L ⁻¹	60 % 80 %

Rq : 600kg O₂.jr⁻¹ correspondent à 10'000EH DBO₅ ; 120kg O₂.jr⁻¹ correspondent à 2'000EH DBO₅

Le tableau 6 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2018, 151 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO₅, représentant 86% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2018 il est de 97 % 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 8.9 mgO₂.L⁻¹.

Ces résultats globaux supérieurs aux exigences légales sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 150 STEP ont un rendement supérieur à 60% ; 146 supérieur à 80% et 141 supérieur à 90%. Ces 141 STEP reçoivent 99% de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 1'958 tonnes d'O₂ après traitement (2'235 tonnes en 2017). A ce rejet s'ajoutent 1'579 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.

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 50% de la charge brute de pollution organique : Aire (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais). Aire et Lausanne représentent à elles seules 40% 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 de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 1200 kg.j ⁻¹ de DCO > 1200 kg.j ⁻¹ de DCO	60 mgO ₂ .L ⁻¹ 45 mgO ₂ .L ⁻¹	80 % 85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg.j ⁻¹ de DBO ₅ >120 kg.j ⁻¹ de DBO ₅	200 mgO ₂ .L ⁻¹ 125 mgO ₂ .L ⁻¹	60 % 75 %

Rq : 1200 kg O₂.jr⁻¹ correspondent à 10'000EH DCO.

Le tableau 7 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2018, 185 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 99% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL s'élève à 92% (92% en 2017). La concentration moyenne de sortie est de 41 mgO₂.L⁻¹.

Ces résultats globaux sont supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 131 STEP ont un rendement supérieur à 90% et reçoivent 86% de la charge totale mesurée en entrée.

Selon la DCO, le flux de pollution de la matière organique est de 10'833 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 3'910 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.

A l'échelle du territoire, notons que 3 stations reçoivent 33% de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), et Regional-ARA-Visp (canton du Valais). Ces trois stations représentent également 29% 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 2018, 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 2018, 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	2.4
	Genève	-
	Hte-Savoie	2.4
	Valais	2.4
	Vaud	2.2
Total BV Léman		2.1
Rhône aval	Ain	2.5
	Genève	1.8
	Hte-Savoie	2.2
Total BV Rhône aval		1.9
Total territoire CIPEL		2.1

3.5 AZOTE AMONICAL (NH4)

La concentration en azote, essentiellement sous forme ammoniacale, dans les rejets d'eaux usées des STEP, 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 STEP, 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. En 2018, 95 STEP ont un objectif de rejet pour l'azote ammoniacal dont 68 % 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 STEP.

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. Le Plan d'action 2011-2020 souligne d'ailleurs qu'afin de lutter contre la pollution par les micropolluants, il convient de définir une liste de micropolluants prioritaires à rechercher en sortie de STEP.

En France, une nouvelle circulaire ministérielle parue en 2016 concerne le suivi des micropolluants imposé au maître d'ouvrage des STEP. 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 débuté en 2018 et pour une fréquence de mise en oeuvre 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 12 substances indicatrices de l'efficacité des STEP 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 complémentaires peuvent varier d'année en année.

4.2 SUIVIS ENGAGÉS EN 2016, 2017 ET 2018

Sur ces trois années, ce sont au total 32 stations domestiques qui ont fait l'objet d'un suivi représentant 52% de la capacité du parc. Les rejets de trois autres stations qui reçoivent des effluents industriels importants, ont également fait l'objet de suivis ces trois années.

Tableau 4 : Suivis de la micropollution en sortie de STEP en 2016, 2017, 2018 (hors STEP industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants).

Table 4 : Monitoring of micropollution exiting WWTPs in 2016, 2017, 2018 (barring industrial WWTPs or those which receive major industrial effluents).

		Parc en service en 2018		Suivis effectués en 2016, 2017, 2018 sur les micropolluants			
		Nombre de STEP	Capacité cumulée (EH)	Nombre de STEP suivies	Nombre de substances suivies	Fréquence des suivis	Part de la capacité de la zone
BV Léman	AIN	3	21'500	1	96	6 par an	70%
	GENEVE	1	125	-	-	-	-
	HTE-SAVOIE	26	310'575	4	84	6 par an	89%
	VALAIS	75	1'668'020	5	42	1 par an	21%
	VAUD	61	1'043'735	18	42	4 par an	87%
	Total	166	3'043'955	28			63%
BV Rhône aval	AIN	8	13'835	-	-	-	-
	GENEVE	10	985'395	3	53 à 82	12 par an	80%
	HTE-SAVOIE	28	602'770	1	84	6 par an	14%
	Total	46	1'602'000	4			55%
Total CIPEL		212	4'645'955	32			52%

4.3 OBJECTIF DU RAPPORT

La présente section a pour objectif de rendre compte d'une partie des suivis engagés par les cantons et l'Etat français sur le territoire de la CIPEL. Elle présente un bilan de flux et de concentrations décrivant les rejets de STEP en micropolluants dans les deux grands bassins hydrographiques du territoire de la CIPEL (Léman et Rhône aval), et se propose donc de dépasser la limite administrative France-Suisse dans la limite des données disponibles.

4.4 MÉTHODOLOGIE

Données considérées

Le bilan porte sur les résultats de mesures effectuées en sortie de stations d'épuration en 2016, 2017 et 2018 sur l'ensemble des stations d'épuration du territoire, hormis les STEP industrielles ou qui reçoivent des effluents industriels importants. Ces stations ont été écartées parce que la fréquence du suivi les rend peu représentatives vu les variations dont peuvent faire preuve les procédés industriels. En Haute-Savoie, 5 STEP (Abondance, Annemasse, Douvaine, Morzine et Thonon-les-Bains) ont procédé à un suivi micropolluant mais les résultats n'ont pu être transmis et intégrés à la rédaction de ce rapport.

Substances

Le bilan concerne 16 substances sélectionnées par le groupe « Pollutions domestiques et urbaines » de la CIPEL, qui sont parmi les plus suivies sur le territoire. Il intègre les 12 substances de l'Ordonnance du DETEC du 3 novembre 2016 en Suisse, définissant les substances à mesurer pour évaluer le taux d'épuration des composés traces organique.

Les substances considérées pour ce bilan sont :

- 10 médicaments

- Amisulpride (Antidépresseur)
- Carbamazépin (Antiépileptique)
- Citalopram (Antidépresseur)
- Clarithromycin (Antibiotique)
- Diclofenac (Anti-inflammatoire)
- Hydrochlorothiazide (Diurétique)
- Metoprolol (Béta-Bloquant)
- Venlafaxine (Antidépresseur)
- Candesartan (Antihypertenseur)
- Irbesartan (Antihypertenseur)
- Sulfaméthoxazole (Antibiotique)

- 3 pesticides

- Mécoprop-p, un pesticide utilisé comme désherbant sur blé, orge ou gazon.
- Diuron, un composé phényl-urée utilisé en tant qu'herbicide dans l'agriculture ou l'entretien des espaces verts (usages interdits en France) et dans les revêtements de façades de bâtiments pour la protection des matériaux.
- Isoproturon, un herbicide, agent de revêtement et de protection des façades.

- Benzotriazole et Methylbenzotriazole. Ces substances sont principalement utilisées comme agent anticorrosion dans les circuits de refroidissement industriels, mais également comme additif dans les lave-vaisselles.

Leur présence en sortie de station d'épuration peut relever de leur usage domestique (par ex. médicaments, benzotriazole), de leur usage par des industries raccordées au réseau communal (par ex. benzotriazole), ou bien d'apports par le ruissellement des eaux de pluie (par ex. diuron, isoproturon), liés soit à des réseaux mixtes, soit à des infiltrations parasites. Il convient de noter que le diclofenac est produit par une industrie raccordée à la station de Nyon (Vaud).

4.5 RÉSULTATS

Un tableau récapitulatif des résultats (nombre de STEP suivies, nombre de suivis, concentration minimale, maximale et moyenne ainsi que les flux moyens annuels) est présenté à l'annexe 4. Les concentrations moyennes et flux moyens sur 2016, 2017 et 2018 sont illustrés dans les graphiques ci-après :

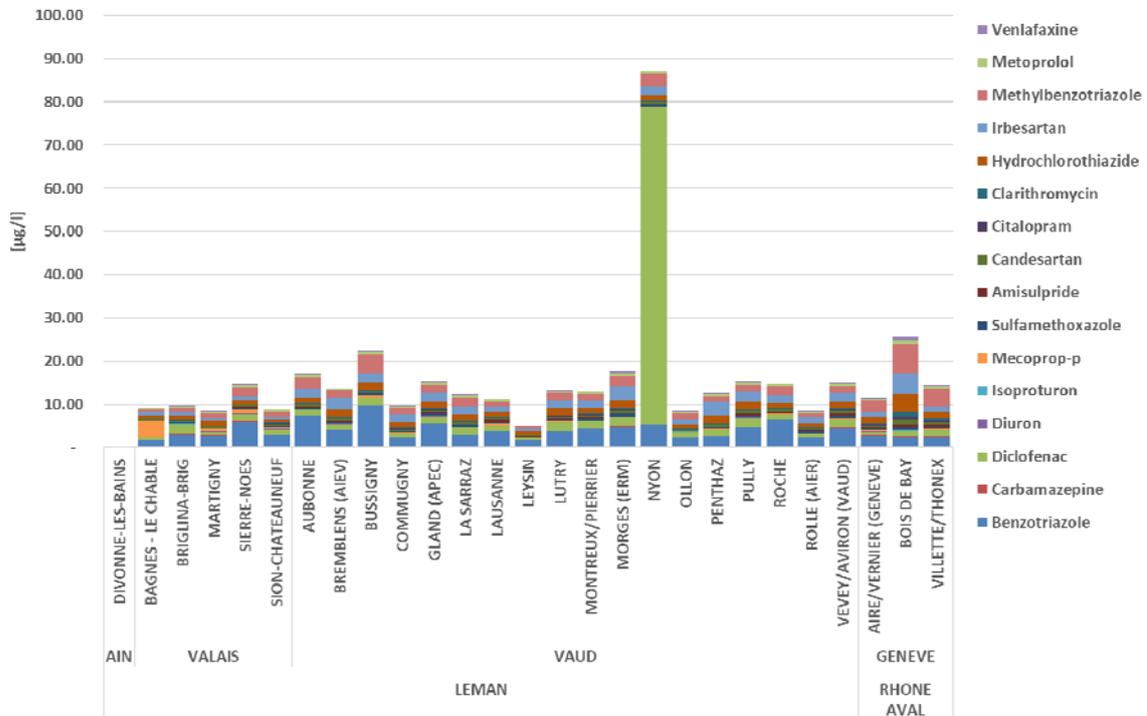


Figure 8 : Concentrations moyennes cumulées dans les eaux de sortie des STEP pour les 16 substances considérées.

Figure 8 : Cumulative average concentration in WWTPs outlet waters for the 16 substances considered.

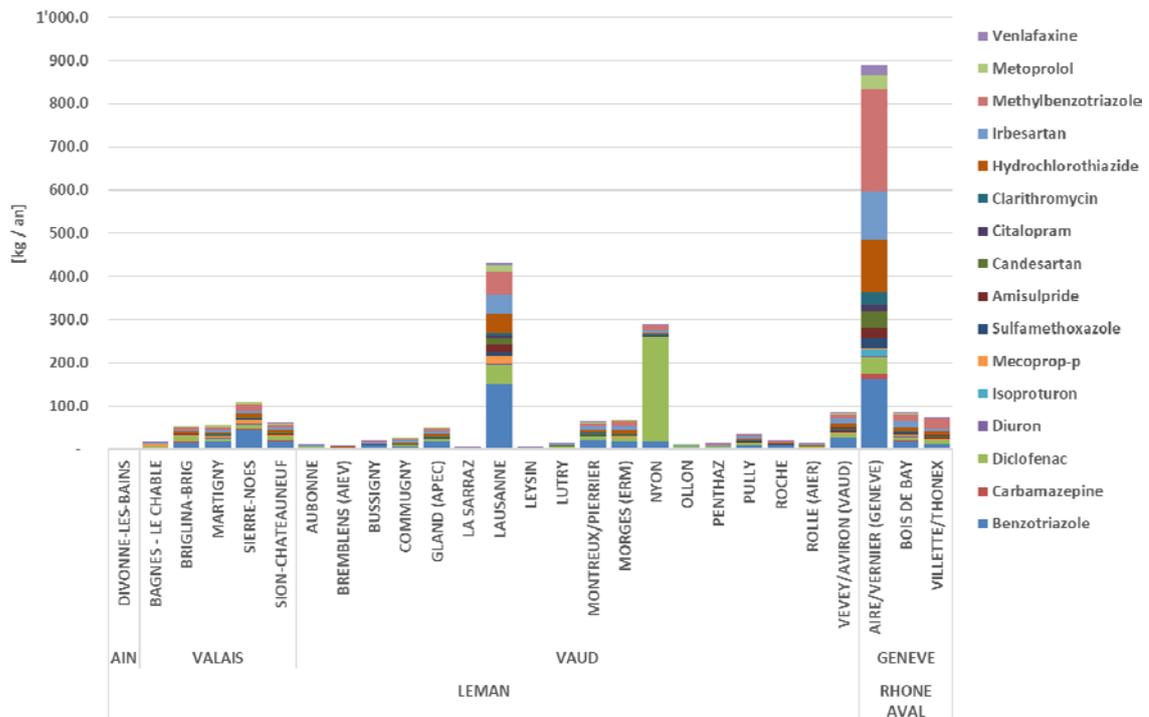


Figure 9 : Flux moyens annuels cumulés dans les eaux de sortie des STEP pour les 16 substances considérées.

Figure 9 : Cumulative average flow in WWTPs outlet waters for the 16 substances considered.

Les substances les plus présentes dans les eaux usées sont le Benzotriazole et Methylbenzotriazole ainsi que le Diclofenac. Les concentrations dans les rejets varient de 0.0001 µg/l (Isoproturon) à 204 µg/l (Diclofenac). Certaines valeurs ressortent selon les zones, comme pour le diclofenac dans le canton de Vaud, lié à sa production industrielle dont les effluents rejoignent la STEP de Nyon. Pour les substances comme le benzotriazole, les concentrations élevées observées pour certaines stations sont à mettre en lien avec des sources industrielles plutôt que domestiques.

Dans le bassin du Léman, on estime donc, chaque année sur la période 2016-2018, des rejets moyens au milieu (de la part des STEP suivies uniquement) de :

- | | |
|-----------------------------|---------------------------------|
| - 405 kg de Benzotriazole | - 42 kg de Candesartan |
| - 8 kg de Carbamazépine | - 14 kg de Citalopram |
| - 375 kg de Diclofenac | - 22 kg de Clarithromycin |
| - 12 kg de diuron | - 118 kg d'Hydrochlorothiazide |
| - 0.6 kg d'Isoproturon | - 134 kg d'Irbesartan |
| - 40 kg de Mecroprop-p | - 153 kg de Methylbenzotriazole |
| - 32 kg de Sulfamethoxazole | - 47 kg de Metoprolol |
| - 29 kg d'Amisulpride | - 22 kg de Venlafaxin |

5. CONCLUSIONS

Le bilan global de l'assainissement en 2018 est globalement positif comme en témoigne les performances épuratoires sur le phosphore et la matière organique. Ces rendements sont à nuancer 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 STEP de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais. Sans tenir compte de cette STEP, 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 STEP 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 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. (2015) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 173-194
- CONDAMINES, M. (2016) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 171-190
- ORIEZ, A. (2017) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 235-250
- 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.

ANNEXE 1

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2018.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2018.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mgP-L-1)		Rendements *		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	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	-	7	-	1	2.8	0.3	89%	89%	89%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie**	20	1	90	-	10	7.2	0.8	89%	89%	89%
	Valais	56	2	327	12	58	4.4	0.8	82%	79%	78%
	Vaud	61	17	365	3	27	4.9	0.4	93%	92%	88%
Total BV Léman		140	20	789	15	96	4.8	0.6	88%	86%	84%
Rhône aval	Ain	8	-	5	-	3	3.8	2.0	45%	45%	45%
	Genève	8	7	408	6	93	5.2	1.2	77%	76%	74%
	Hte-Savoie **	21	1	193	1	50	7.5	2.0	74%	74%	73%
Total BV Rhône aval		37	8	606	7	146	5.8	1.4	76%	75%	74%
Total territoire CIPEL		177	28	1'395	22	241	5.2	0.9	83%	81%	79%

* : Seules les STEP 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 2017

ANNEXE 2

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2018.

Table 6 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2018.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mgO ₂ ·L-1)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	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	-	288	-	18	118.0	6.6	94%	94%	94%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie*	25	18	3'043	-	71	239.6	5.5	98%	98%	97%
	Valais	19	112	12'152	39	205	436.4	7.4	98%	98%	97%
	Vaud	61	593	12'999	101	665	175.8	9.2	95%	94%	90%
Total BV Léman		108	722	28'481	140	959	243.5	8.3	97%	96%	94%
Rhône aval	Ain	8	-	147	-	6	112.0	4.0	96%	96%	96%
	Genève	8	339	24'673	315	746	314.9	9.7	97%	96%	94%
	Hte-Savoie*	27	35	6'985	26	248	271.0	9.7	96%	96%	96%
Total BV Rhône aval		43	375	31'805	342	1'000	301.6	9.6	97%	96%	95%
Total territoire CIPEL		151	1'097	60'286	482	1'958	271.1	8.9	97%	96%	94%

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2017

ANNEXE 3

Tableau 7 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DCO pour les STEP des différentes entités en 2018.

Table 7 : Assessment of the loads, concentrations and yields of COD for the WWTPs of the various entities in 2018.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DCO (mgO ₂ -L-1)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	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	-	681	-	101	278.9	37.6	85%	85%	85%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Hte-Savoie*	24	46	7'613	-	424	599.7	33.3	94%	94%	94%
	Valais	55	164	42'563	965	3'178	569.6	42.3	93%	90%	90%
	Vaud	61	1'266	29'196	207	2'736	394.8	37.8	91%	90%	86%
Total BV Léman		143	1'477	80'052	1'172	6'440	488.7	39.5	92%	90%	89%
Rhône aval	Ain	7	-	368	-	44	311.1	34.3	88%	88%	88%
	Genève	8	575	44'410	543	3'338	566.8	43.5	92%	91%	90%
	Hte-Savoie*	27	83	15'368	61	1'041	596.2	40.5	93%	93%	92%
Total BV Rhône aval		42	658	60'146	604	4'423	571.1	42.6	93%	92%	91%
Total territoire CIPEL		185	2'135	140'198	1'776	10'863	520.9	40.7	92%	91%	90%

* : Les données pour la Haute-Savoie sont reprises de la campagne 2017

ANNEXE 4

Tableau 8a : Bilan des rejets des 16 micropolluants des STEP domestiques du territoire de la CIPEL en 2016, 2017 et 2018 (substances 1 à 8).

Table 8a : Summary of the releases of 16 micropollutants from the domestic WWTPs throughout CIPEL's territory in 2016, 2017 and 2018 (substances 1 to 8).

BV	Canton / dpt													
		Nombre de STEP suivies	Nombre de suivis	Concentration minimale (ug/l)	Concentration maximale (ug/l)	Concentration moyenne (ug/l)	Flux moyen (kg / an)	Nombre de STEP suivies	Nombre de suivis	Concentration minimale (ug/l)	Concentration maximale (ug/l)	Concentration moyenne (ug/l)	Flux moyen (kg / an)	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Benzotriazole	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	1.43	7.73	3.56	100.0		-	-	-	-	-	-
	VAUD	18	216	0.44	27.13	4.20	305.1		5	20	0.13	0.40	0.22	6.3
LEMAN	LEMAN	23	236	0.44	27.13	4.02	405.0	Carbamazepine	23	236	0.01	0.83	0.08	7.8
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	GENEVE	3	108	0.61	4.80	2.69	192.4	-	-	-	-	-	-	
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-	3	105	0.07	1.02	0.23	15.8	
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	108	0.61	4.80	2.69	192.4	-	-	-	-	-	-	
	Total général	26	344	0.44	27.13	3.47	597.5	3	105	0.07	1.02	0.23	15.8	
								26	341	0.01	1.02	0.14	23.6	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Diflufenac	1	5	0.03	0.03	0.03	0.1
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	0.27	3.56	1.30	36.5		5	20	0.02	0.92	0.25	7.1
	VAUD	18	215	0.02	204.82	4.67	338.6		18	216	0.002	0.92	0.07	5.1
LEMAN	LEMAN	23	235	0.02	204.82	3.73	375.1	Diuron	24	241	0.002	0.92	0.12	12.2
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	GENEVE	3	108	0.17	2.24	0.74	52.8	-	-	-	-	-	-	
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-	3	104	-	0.74	0.07	5.1	
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	108	0.17	2.24	0.74	52.8	-	-	-	-	-	-	
	Total général	26	343	0.02	204.82	2.49	428.0	3	104	-	0.74	0.07	5.1	
								27	345	-	0.92	0.10	17.4	
LEMAN	AIN	1	5	0.03	0.03	0.03	0.1	Isoproturon	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	-	0.09	0.01	0.2		5	20	-	17.68	0.68	19.1
	VAUD	18	216	0.0001	0.04	0.00	0.3		18	216	0.01	4.86	0.29	21.3
LEMAN	LEMAN	24	241	-	0.09	0.01	0.6	Mecoprop-p	23	236	-	17.68	0.40	40.4
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	GENEVE	3	3	0.19	0.22	0.22	14.4	-	-	-	-	-	-	
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-	3	77	-	1.22	0.07	5.4	
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	3	0.19	0.22	0.22	14.4	-	-	-	-	-	-	
	Total général	27	244	-	0.22	0.09	15.0	3	77	-	1.22	0.07	5.4	
								26	313	-	17.68	0.26	45.8	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Sulfamethoxazole	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	19	0.02	0.50	0.21	5.9		5	20	0.004	0.16	0.10	2.9
	VAUD	18	216	0.004	1.42	0.36	26.4		18	216	0.002	1.19	0.36	26.4
LEMAN	LEMAN	23	235	0.004	1.42	0.32	32.3	Amisulpride	23	236	0.002	1.19	0.29	29.3
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	GENEVE	3	90	-	1.00	0.40	25.8	-	-	-	-	-	-	
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-	3	96	0.08	2.90	0.33	31.4	
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	90	-	1.00	0.40	25.8	-	-	-	-	-	-	
	Total général	26	325	-	1.42	0.35	58.1	3	96	0.08	2.90	0.33	31.4	
								26	332	0.002	2.90	0.31	60.7	

Tableau 8b : Bilan des rejets des micropolluants des STEP domestiques du territoire de la CIPEL en 2016, 2017 et 2018 (substances 9 à 16).

Table 8b : Summary of the releases of 16 micropollutants from the domestic WWTPs throughout CIPEL's territory in 2016, 2017 and 2018 (substances 9 to 16).

BV	Canton / dpt													
		Nombre de STEP suivies	Nombre de suivis	Concentration minimale (ug/l)	Concentration maximale (ug/l)	Concentration moyenne (ug/l)	Flux moyen (kg / an)	Nombre de STEP suivies	Nombre de suivis	Concentration minimale (ug/l)	Concentration maximale (ug/l)	Concentration moyenne (ug/l)	Flux moyen (kg / an)	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Citalopram	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	0.22	0.52	0.39	11.0		5	20	0.03	0.23	0.10	2.8
	VAUD	18	216	0.05	2.76	0.42	30.7		18	216	0.02	0.94	0.15	11.1
LEMAN	LEMAN	23	236	0.05	2.76	0.41	41.7	23	236	0.02	0.94	0.14	13.9	
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	Citalopram	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	3	96	0.17	0.92	0.45	43.6		3	92	0.04	0.57	0.20	17.6
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	96	0.17	0.92	0.45	43.6	3	92	0.04	0.57	0.20	17.6	
	Total général	26	332	0.05	2.76	0.43	85.3	26	328	0.02	0.94	0.17	31.5	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Hydrochlorothiazide	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	0.08	0.48	0.17	4.8		5	20	0.47	1.69	0.91	25.5
	VAUD	18	216	0.03	1.11	0.24	17.1		18	216	0.17	6.51	1.27	92.3
LEMAN	LEMAN	23	236	0.03	1.11	0.22	21.9	23	236	0.17	6.51	1.17	117.8	
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	Hydrochlorothiazide	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	3	96	0.14	1.24	0.38	36.3		3	94	0.17	3.72	1.45	135.7
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	96	0.14	1.24	0.38	36.3	3	94	0.17	3.72	1.45	135.7	
	Total général	26	332	0.03	1.24	0.30	58.2	26	330	0.17	6.51	1.31	253.4	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Methylbenzotriazole	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	0.30	1.02	0.64	18.1		5	20	0.43	3.32	1.36	38.3
	VAUD	18	216	0.18	9.91	1.60	116.1		18	216	0.18	9.61	1.57	114.3
LEMAN	LEMAN	23	236	0.18	9.91	1.33	134.2	23	236	0.18	9.61	1.52	152.6	
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	Methylbenzotriazole	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	3	96	0.32	2.98	1.39	133.8		3	96	0.54	14.91	2.85	273.5
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	96	0.32	2.98	1.39	133.8	3	96	0.54	14.91	2.85	273.5	
	Total général	26	332	0.18	9.91	1.36	268.1	26	332	0.18	14.91	2.17	426.1	
LEMAN	AIN	-	-	-	-	-	-	Venlafaxine	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
	VALAIS	5	20	0.17	0.71	0.47	13.1		5	20	0.11	0.34	0.19	5.4
	VAUD	18	216	0.02	2.30	0.47	33.9		18	216	0.02	1.33	0.23	16.6
LEMAN	LEMAN	23	236	0.02	2.30	0.47	47.0	23	236	0.02	1.33	0.22	22.0	
RHONE AVAL	AIN	-	-	-	-	-	-	Venlafaxine	-	-	-	-	-	-
	GENEVE	3	96	0.11	0.96	0.37	35.8		3	96	0.13	0.64	0.29	27.5
	HAUTE-SAVOIE	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
RHONE AVAL	RHONE AVAL	3	96	0.11	0.96	0.37	35.8	3	96	0.13	0.64	0.29	27.5	
	Total général	26	332	0.02	2.30	0.42	82.8	26	332	0.02	1.33	0.25	49.5	

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRETEL CS 50511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
BABUT Marc	Irstea, UR RIVERLY, Laboratoire d'Ecotoxicologie 5 rue de la Doua, CS20244 FR - 69626 VILLEURBANNE cedex marc.babut@irstea.fr
BENEJAM Tom	Institut des dynamiques de la surface terrestre Univesité de Lausanne, Faculté des géosciences et de l'environnement, Geopolis CH – 1015 LAUSANNE
BERNARD Marc	Service de l'environnement Avenue de la Gare 25 CH - 1950 SION marc.bernard@admin.vs.ch
BOREL Christophe	Institut des dynamiques de la surface terrestre Univesité de Lausanne, Faculté des géosciences et de l'environnement, Geopolis CH – 1015 LAUSANNE
CATTANEO Franck	HEPIA – Institut Terre-Nature Route de Presinge 150 CH – 1254 JUSSY
COSTER Mathieu	Office cantonal de l'eau - Service de l'écologie de l'eau 23, Avenue de Sainte-Clotilde Case postale 78 CH – 1211 Genève 8 mathieu.coster@etat.ge.ch
CONCASTIE Gwenaëlle	Station d'hydrobiologie lacustre (INRA-UMR/CARRETEL) BP 511 FR – 74203 THONON LES BAINS Cedex laurent.espinat@inra.fr
ESPINAT Laurent	Station d'hydrobiologie lacustre (INRA-UMR/CARRETEL) BP 511 FR – 74203 THONON LES BAINS Cedex laurent.espinat@inra.fr
ESTOPPEY Nicolas	Ecole des science criminelles – Université de Lausanne Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime CH - 1015 LAUSANNE
FERRARI Benoît	Centre Ecotox, Oekotoxzentrum EPFL – ENAC – IIE – GE, Station 2 CH – 1015 LAUSANNE

GOULON Chloé	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
GUILLARD Jean	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
HAMELET Valérie	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr
JACQUET Stéphan	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex stephan.jacquet@thonon.inra.fr
KLEIN Audrey	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier – CP 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org
LAINÉ Leslie	Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr
LOIZEAU Jean-Luc	Université de Genève, Département F.A. Forel, Uni Carl Vogt 66 boulevard Carl Vogt CH - 1211 GENEVE 4
MANGE Pierre	Service de l'environnement Avenue de la Gare 25 CH - 1950 SION pierre.mange@admin.vs.ch
MARCHAND Philippe	LABERCA, Oniris, INRA, Université Bretagne-Loire 101 Route de Gachet FR - 44307 Nantes
MEDEIROS BOZIC Susana	Ecole des science criminelles – Université de Lausanne Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime CH - 1015 LAUSANNE
ORIEZ Adrien	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier – CP 1080 CH - 1260 NYON 1 a.oriez@cipel.org
PERNEY Pascal	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex pascal.perney@thonon.inra.fr

Fabienne PFEIFFER	Ecole des science criminelles – Université de Lausanne Faculté de Droit, des sciences criminelles et d'administration publique – Batochime CH - 1015 LAUSANNE
PLAGELLAT Cécile	Direction générale de l'environnement – Division Protection des eaux 155, ch. Des Boveresses – CP 33 CH – 1066 EPALINGES cecile.plagellat@vd.ch
QUÉTIN Philippe	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex philippe.quetin@thonon.inra.fr
RAYMOND Jean-Claude	Agence Française de la Biodiversité, Délégation Régionale Auvergne-Rhône- Alpes, Unité Spécialisée Milieux Lacustres, 13, Quai de Rives, FR - 74200 Thonon-les-Bains
RIMET Frédéric	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex frederic.rimet@thonon.inra.fr
ROSSIER Joël	Service de la protection de l'environnement Avenue de la Gare 25 CH - 1950 SION
SABARATNAM Sabesan	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier – CP 1080 CH - 1260 NYON 1
TRAN KHAC Viet	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex viet.tran-khac@inra.fr
Anaïs VENISSEAU	LABERCA, Oniris, INRA, Université Bretagne-Loire 101 Route de Gachet FR - 44307 Nantes
VEYRAND Bruno	LABERCA, Oniris, INRA, Université Bretagne-Loire 101 Route de Gachet FR - 44307 Nantes