



Photo de Leslie Bonjour depuis un bateau CGN

Programme quinquennal 2016-2020

RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

Campagne 2016

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

PROGRAMME QUINQUENNAL 2011-2015
CAMPAGNE 2016

*Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2016, 2017*

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	7
II. CONCLUSIONS GÉNÉRALES	11
RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE ...	15
III. ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES	17
1. INTRODUCTION	18
2. METHODES	18
3. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX.....	20
4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHEMIE DU LÉMAN	24
5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES	28
6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES	38
7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES	43
8. CONCLUSIONS	46
9. DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES	52
IV. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN.....	63
1. INTRODUCTION	64
2. ÉCHANTILLONNAGE	64
3. MÉTHODOLOGIE	65
4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	66
5. CONCLUSION	73
V. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	81
1. INTRODUCTION	82
2. METHODES	82
3. RESULTATS	83
VI. BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN	93
1. INTRODUCTION	94
2. MÉTHODES	94
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	95
4. CONCLUSION	99
VII. ZOOPLANCTON DU LÉMAN.....	101
1. INTRODUCTION	102
2. MÉTHODOLOGIE	102
3. RÉSULTATS	103

VIII. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE.....	109
1. INTRODUCTION	110
2. MÉTHODOLOGIE	110
3. RÉSULTATS	110
4. CONCLUSION	114
IX. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT	115
1. INTRODUCTION	116
2. ECHANTILLONNAGE	116
3. METHODOLOGIE	117
4. RESULTATS	117
5. CONCLUSIONS	127
X. RECHERCHE DE FRAGMENTS DE PLASTIQUE DANS LES SÉDIMENTS PROFONDS DU LÉMAN.....	133
1. INTRODUCTION	134
2. MÉTHODES	134
3. RESULTATS	137
4. CONCLUSIONS	140
XI. MICROPOLLUANTS MÉTALLIQUES ET ORGANIQUES DANS LES SÉDIMENTS SUPERFICIELS DU LÉMAN	143
1. INTRODUCTION	144
2. ÉCHANTILLONNAGE	145
3. RESULTATS	147
4. RESULTATS	152
5. DISCUSSION	167
6. CONCLUSIONS	171
XII. SUIVI ET EVALUATION DE LA FAUNE AQUATIQUE AU DROIT DE LA REQUALIFICATION DE LA RIVE ENTRE NEUVECELLE ET MAXILLY	199
1. INTRODUCTION	200
2. STATIONS	200
3. METHODES	201
4. RÉSULTATS ET DISCUSSION	203
5. CONCLUSIONS	208

RAPPORTS TECHNIQUES	215
XIII. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	217
1. INTRODUCTION	218
2. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET EXPLICATION DES RAPPORTS	218
3. RÉSULTATS	220
4. CONCLUSIONS	221
5. PERSPECTIVES	221
XIV. CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP) - RAPPORT À VENIR	
XV. ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS	225

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

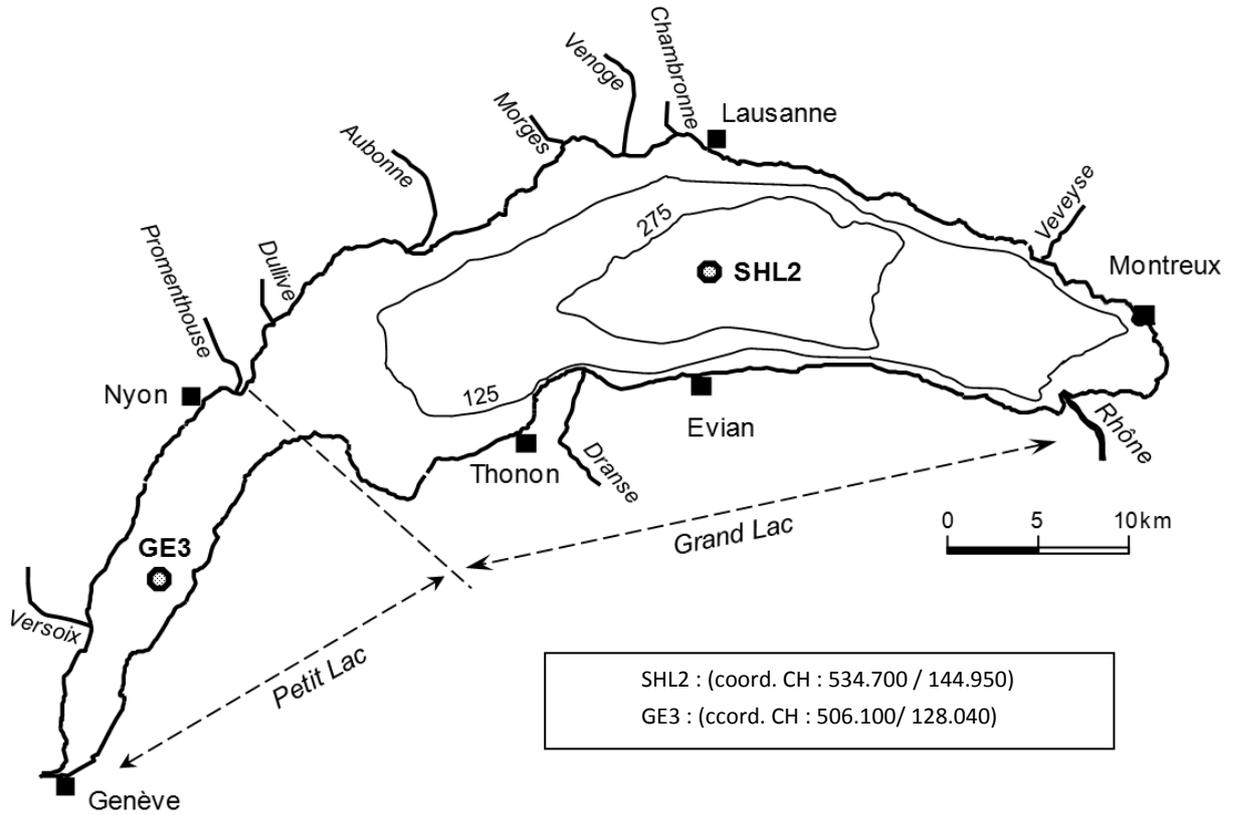


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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 2016

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

LÉMAN

1. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE

Un hiver relativement doux et donc un brassage hivernal partiel ne permettant qu'une réoxygénation incomplète des couches profondes et une redistribution limitée des nutriments aux couches superficielles. La concentration moyenne en phosphore reste au même niveau qu'en 2015.

Une année 2016 relativement chaude avec des températures au-dessus de la moyenne surtout en début d'année et en septembre. Cependant, la pluviométrie est excédentaire de 10.5 % par rapport à la moyenne 1981-2010 avec une forte pluviométrie jusqu'en juin et un mois de décembre sans pluie.

Les températures relativement élevées mesurées en hiver ont une conséquence directe sur la dynamique thermique du lac. Le brassage de la colonne d'eau ne fut que partiel (70m), réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau. Par conséquent, à l'échelle inter-annuelle, on observe une baisse, par rapport aux autres années, des concentrations en oxygène dissous au fond du lac. Cette diminution de l'ampleur du brassage, impacte également les températures mesurées au fond du lac, ainsi le réchauffement des eaux se poursuit.

Dans la zone d'activité du phytoplancton (les 30 premiers mètres), les concentrations en phosphore disponible présentent une nette tendance à la baisse. Cette baisse est attribuable à l'action conjuguée de l'absence de brassage complet depuis plusieurs années et aux mesures prises pour diminuer l'apport de phosphore au lac. Cette tendance est également visible au niveau du fond du lac depuis la fin des années 1990.

En revanche, la concentration moyenne en phosphore total mesurée sur toute la colonne d'eau est du même niveau que celle de 2015 avec une valeur annuelle moyenne de phosphore total de $19.1 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ ($20.5 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2014 et $19.0 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2015).

Malgré l'absence de brassage complet depuis 2012, de l'oxygène dissous est encore présent en grande profondeur, à des teneurs relativement faibles mais suffisantes pour limiter en fin d'année 2016 comme en 2015 le relargage de phosphore à partir des sédiments, ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal. Les eaux du fond du lac contiennent néanmoins un stock de phosphore qui pourrait contribuer à un enrichissement ponctuel de toute la colonne d'eau en cas de brassage total.

Le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter mais de façon moins importante qu'en 2015 et atteint 901'280 tonnes en 2016. La concentration moyenne annuelle, dorénavant supérieure à $10 \text{mgCl}\cdot\text{L}^{-1}$, tend de plus en plus vers les teneurs moyennes des apports par les affluents du Léman.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE

Les conditions météorologiques de l'année semblent influencer la dynamique saisonnière du phytoplancton. La biomasse algale et la production primaire sont en décroissance.

Les températures élevées de la zone euphotique (0 – 30 m) en début de printemps, qui traduisent une stratification thermique probablement plus forte que d'habitude et les fortes pluies, semblent influencer la composition et la dynamique phytoplanctoniques.

On note ainsi une forte biomasse d'algues indicatrices de milieux stratifiés dès le mois d'avril et jusqu'en fin d'année et aussi l'abondance de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur. La présence de ces diatomées est probablement à relier aux pluies intenses printanières qui ont provoqué des crues dans les affluents, amenant des taxons benthiques littoraux jusqu'à la zone pélagique.

La biomasse annuelle moyenne est toutefois relativement faible par rapport aux autres années et proche de l'objectif de la CIPEL (1000µg/L). On observe une dynamique saisonnière bi-modale caractéristique de lacs mésotrophes mais aussi la présence d'espèces indicatrices de milieux oligotrophes dont la part reste stable depuis une dizaine d'années.

La biomasse chlorophyllienne et la production primaire moyennes ont été parmi les plus faibles observées au cours des deux dernières décennies. L'indice trophique de Brettum et la concentration moyenne en chlorophylle qualifient le lac en état écologique moyen.

Le picoplancton fait l'objet d'un premier rapport cette année à partir de données 2014-16. C'est une composante du phytoplancton jusque-là négligée en raison de la petite taille des espèces. Il se compose de plusieurs groupes taxonomiques dont les picocyanobactéries qui sont des bactéries unicellulaires de taille < 3 µm.

Ces espèces possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules vis-à-vis de l'utilisation des ressources nutritives et de la lumière. De faibles concentrations en phosphore favoriseraient cette communauté, faisant du picoplancton un indicateur de l'état trophique.

Les microcrustacés cladocères restent une proie privilégiée des corégones avec une tendance à l'augmentation des espèces carnivores

La baisse des biomasses phytoplanctoniques se répercute sur l'abondance totale des microcrustacés (daphnies) du zooplancton. On note également que les cyclopoïdes et les grands cladocères carnivores voient depuis les années 2010, leur abondance diminuer.

La pêche au corégone représente toujours le plus fort tonnage de capture dans le Léman. Comme les années précédentes, les corégones présentent une forte sélectivité dans le choix de leurs proies. Ils exercent une pression sélective sur trois taxons de cladocères : *Bythotrephes*, *Leptodora* et daphnies.

Il est cependant difficile de dire si cette baisse générale affecte l'alimentation du corégone. Néanmoins, en termes de composition taxonomique, on note la part de plus en plus importante que prennent les grands cladocères carnivores *Bythotrephes* en hiver, alors qu'il est de moins en moins représenté en été.

3. EVOLUTION DES TENEURS EN METAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX

Teneurs faibles et stables en métaux lourds, présence avérée de pesticides mais qui respectent les exigences réglementaires pour l'eau de boisson. Présence récurrente de résidus médicamenteux.

La surveillance des micropolluants dans les eaux du Léman est un enjeu majeur du plan d'action 2011-2020 et comprend le suivi des pesticides (383 molécules), des résidus médicamenteux (65 résidus) et six métaux lourds (totaux et dissous) à plusieurs niveaux de profondeur.

Ce programme de surveillance de la qualité de l'eau brute a également pour finalité le contrôle de la ressource en eau potable de plus de 900'000 personnes que représente le Léman.

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 le Léman. Le traitement des rejets de l'industrie pharmaceutique située le long du Rhône amont, annoncé pour 2016 par les autorités cantonales valaisannes est reporté à fin 2017, et devrait mettre un terme à la présence des résidus d'origine industrielle. Quant à la présence des substances d'origine domestique (comme la metformine), il faudra attendre la mise en place des traitements quaternaires dans les stations d'épuration du bassin lémanique pour voir leurs teneurs diminuer.

4. MICROPOLLUANTS DANS LES SEDIMENTS

Contamination des sédiments lacustres par les micropolluants métalliques et organiques avérée, avec la baie de Vidy qui reste le site le plus contaminé. Faible toxicité potentielle pour les organismes benthiques, excepté à Vidy.

La dernière évaluation globale de la contamination des sédiments superficiels du Léman (métaux et nutriments) datant de 1988, une nouvelle campagne de prélèvements et d'analyses est réalisée pour évaluer l'état actuel des sédiments superficiels vis-à-vis des micropolluants métalliques et organiques. Cette étude se base sur l'analyse des paramètres sédimentologiques et des métaux trace sur 80 sites, du phosphore et de ses formes chimiques sur 50 sites, de 54 substances réparties en 12 groupes de micropolluants organiques (HAP, PCB, pesticides, ...) sur 31 sites.

La plupart des substances recherchées sur les 80 et 31 sites ont été détectées. Pour les métaux, les concentrations présentent généralement des valeurs deux à trois fois plus élevées que les teneurs naturelles, sauf pour le mercure qui est jusqu'à 20 fois plus concentré. Les teneurs en métaux sont similaires à celles mesurées en 1988, excepté le mercure qui montre une nette diminution générale des concentrations. Concernant les micropolluants organiques, la répartition de leurs teneurs suit deux tendances principales : soit une augmentation avec l'éloignement de l'embouchure du Rhône (DDT, PCB, ...), soit une répartition assez homogène sur l'ensemble du lac mais avec des teneurs parfois plus fortes près des côtes (PBDE, Endosulfan, ...).

L'étude exploratoire de 24 substances peu documentées pour le Léman (dioxines, perfluorés, retardateurs de flamme bromés, ...) sur 5 sites a révélé la présence de dioxines et furanes, d'hexabromocyclo-dodécane et de composés perfluorés.

Le site de la Baie de Vidy au large de Lausanne reste le point le plus contaminé du lac, tant pour les métaux que la plupart des substances organiques.

Les tests écotoxicologiques, basés sur la croissance et la mortalité d'un crustacé ostracode ont été menés sur 30 sites. Ils ont permis de classer les sites en trois catégories, avec 13 sites considérés comme présentant une bonne qualité des sédiments, 10 sites de classe moyenne et 7 de classe mauvaise.

Une première approche de la toxicité potentielle des sédiments pour les organismes benthiques à partir des données chimiques indique que les sédiments ne devraient pas induire de toxicité importante, excepté sur le site de la Baie de Vidy. Les résultats des tests sur ostracode révèlent une situation parfois différente, dont la signification reste à explorer.

5. MICROPLASTIQUES DANS LES SEDIMENTS

Présence de microplastiques dans tous les sédiments lacustres échantillonnés

La CIPEL a profité de l'étude sur les micropolluants des sédiments pour faire mener une étude exploratoire des microplastiques (particules de plastique inférieures à 5 mm) sur douze échantillons de sédiments du Léman réparties selon les axes longitudinaux et transversaux. Des particules de plastique ont été trouvées dans tous les échantillons, l'essentiel étant issu de la fragmentation de plus gros objets en plastique et en particulier de sacs plastiques ou emballages. L'essentiel des particules analysées était constitué de PET, PE et PVC. Ces résultats exploratoires plaident pour un approfondissement de telles analyses sur d'autres échantillons, à une plus grande échelle ou sur des fractions de tailles plus petites.

6. SUIVI BIOLOGIQUE DE L'AMENAGEMENT D'UNE PORTION DE RIVE ET LITTORAL LACUSTRE

Pas de gain écologique probant pour les communautés macrobenthiques et piscicoles

Entre Neuvecelle et Maxilly (France), la beine du Léman a été remblayée sur un linéaire de 680 mètres en 2012-2013, dans le but de lutter contre l'érosion des berges et de créer un espace de loisirs. Afin d'évaluer l'impact de ces travaux sur les communautés aquatiques, une cartographie des substrats aquatiques, des prélèvements macrobenthiques, ainsi que des pêches électriques et aux filets ont été réalisés, avant et après travaux, suivant des protocoles identiques. Ce suivi montre que la qualité physique de la zone littorale, déjà médiocre à l'état initial, a subi une simplification qualitative et quantitative supplémentaire.

Corrélativement, on observe une réduction de la richesse de la faune macrobenthique, notamment pour les groupes les plus sensibles qui régressent au profit de taxons plus résistants ou/et invasifs.

De la même manière, la communauté piscicole affiche une perte de variété, même si la densité des perches et des gardons augmente et que la station reste attractive pour la fraie du gardon et du corégone. Les mesures compensatoires consistant en l'allongement du cours d'un petit affluent et en l'aménagement d'une zone humide ont permis le soutien de la biodiversité à l'échelle de la station. Cependant ce gain écologique est limité car la zone humide est asséchée chaque année bissextile tandis que le tronçon de ruisseau supplémentaire est déconnecté du plan d'eau de manière chronique.

BASSIN VERSANT DU LEMAN ET RHONE AVAL

1. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

Les charges en produits phytosanitaires et en résidus médicamenteux sont en augmentation et les concentrations en principes actifs pharmaceutiques restent toujours trop élevées.

Cent-dix-sept produits phytosanitaires, 30 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et un solvant (1,4-dioxane) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2016. Aucun produit phytosanitaire n'a dépassé les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Sur les 30 principes actifs pharmaceutiques recherchés, certains sont retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations encore trop importantes. Un maximum de 0.91 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 2016 ont augmenté et représentent 655 kg par rapport à 277 kg en 2015. La charge en 1,4-dioxane estimée à 433 kg est en baisse par rapport aux 750 kg de l'année 2015 et aux 6 tonnes de 2014.

2. EPURATION DES EAUX USÉES

A venir.

3. ASSURANCE QUALITÉ DES MESURES CHIMIQUES

Au cours de l'année 2016, l'évaluation des méthodes d'analyse du groupe de travail « Qualité analytique » s'est focalisée sur les micropolluants organique et inorganique. L'intérêt des essais interlaboratoires pour les éléments majeurs a été revu et discuté. Pour ces raisons, deux essais interlaboratoires ont été organisés en automne 2016, l'un sur les métaux traces et l'autre sur les micropolluants d'origine agricole et domestique.

Les résultats obtenus sont globalement satisfaisants et le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon. Le nombre de résultats suspects ou aberrants est faible. La récupération des ajouts sur les échantillons "dopés" est bonne. Dans le but d'optimiser les méthodes d'analyse, neuf substances ont été étudiées plus finement.

4. QUALITE DES EAUX DE BAINNADE

Le contrôle sanitaire des eaux de baignade effectué durant la saison estivale par les services compétents des 3 cantons suisses (Vaud, valais, Genève), le département de la Haute-Savoie, et les communes riveraines, a porté en 2016 sur 113 plages. Le contrôle microbiologique portant sur les germes test de contamination fécale (*Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux) montre que 112 plages sont tout à fait propices à la baignade. Selon la quantité de germes présents dans l'eau, les résultats montrent que 86% des plages ont des eaux de qualité excellente à très bonne et 13% sont de qualité bonne à moyenne. Une seule plage présente une eau pouvant être momentanément polluée.

**RAPPORTS SUR LES
ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE**

Campagne 2016

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN (ÉLÉMENTS MAJEURS) ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

PHYSICO-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA (MAJOR-ELEMENTS) AND METEOROLOGICAL DATAS

CAMPAGNE 2016

PAR

Christine BARBIER, Philippe QUETIN et Orlanne ANNEVILLE

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

RÉSUMÉ

L'année climatique 2016 sur les rives du Léman peut être considérée comme relativement chaude avec une température moyenne annuelle de 11.2 °C, normalement venteuse et ensoleillée, et avec une pluviométrie qui présente un excédent de 10.5 % par rapport à la moyenne 1981-2010 avec 1115 mm de précipitations. L'été a été chaud, et les mois d'août et septembre furent particulièrement secs.

L'hiver 2016 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau jusqu'à environ 70 m, réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau.

La consommation des nutriments (azote nitrique, phosphore et silice) débute en avril et se poursuit jusqu'à ce qu'ils atteignent des concentrations traces dans les couches épilimniques.

Dans la zone d'activité phytoplanctonique, on constate une baisse du phosphore attribuable à l'action conjuguée de l'absence de brassage complet depuis plusieurs années et des mesures pour diminuer l'apport de phosphore au lac. En revanche, la concentration moyenne en phosphore mesurée sur toute la colonne d'eau est du même niveau que celle de 2015 avec une valeur annuelle moyenne de phosphore total de 19.1 µgP.L-1 (20.5 µgP.L-1 en 2014 et 19.0 µgP.L-1 en 2015).

Le flux de phosphore relargué à partir des sédiments, ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal au fond du lac sont faibles en fin d'année 2016 comme en 2015, et ce malgré les faibles concentrations en oxygène induites par l'absence de brassage complet depuis 2012. Les eaux du fond du lac contiennent néanmoins un stock de phosphore qui pourrait contribuer à un enrichissement ponctuel de toute la colonne d'eau en cas de brassage total.

En 2016, le stock d'azote nitrique dans le lac est un peu plus élevé qu'en 2015, avec 49'450 tonnes de N.

Le stock de chlorure dans le Léman continue d'augmenter mais de façon moins importante qu'en 2015 et atteint 901'280 tonnes en 2016.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman en 2016, plus précisément du Grand Lac à la station SHL2, et présente l'évolution de 18 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, nitrite, 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 2016 (température de l'air, pluviométrie, insolation, rayonnement global et vents) est intégrée à ce rapport et figure en annexe IV. Cette annexe prend en compte les données des quatre stations météorologiques de Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon-INRA.

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).

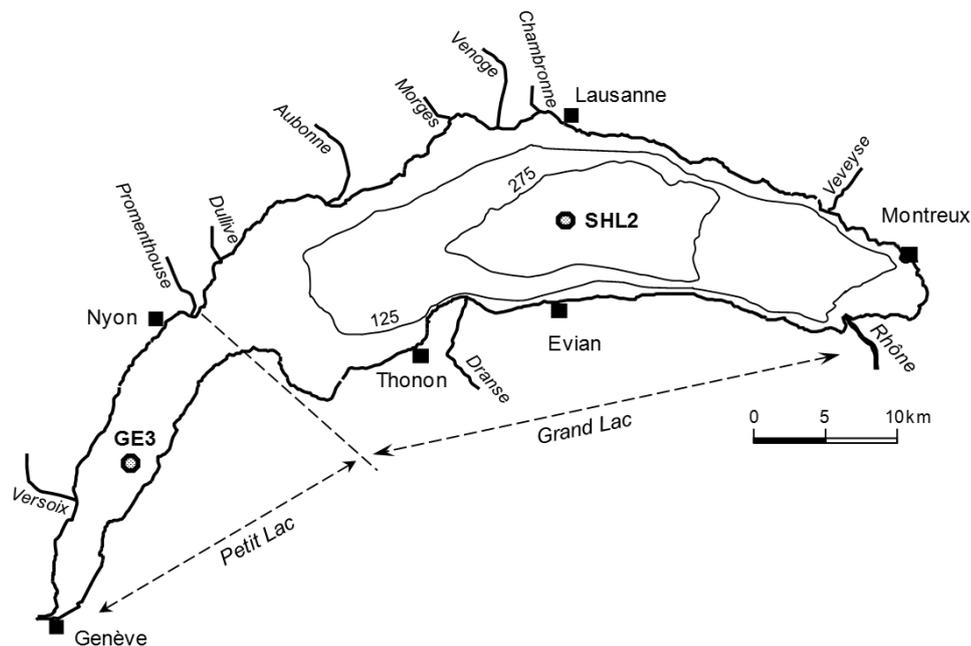


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman

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 I et II).

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, lorsque l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense.

Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 2016, 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
1	20.01.2016
2	01.03.2016
3	15.03.2016
4	04.04.2016
5	21.04.2016
6	09.05.2016
7	24.05.2016
8	06.06.2016
9	23.06.2016
10	05.07.2016
11	18.07.2016
12	08.08.2016
13	24.08.2016
14	07.09.2016
15	19.09.2016
16	17.10.2016
17	15.11.2016
18	30.11.2016
19	15.12.2016

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 sont validées 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 III.

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 précédent rapport d'activité (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. RÉGIME THERMIQUE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MÉLANGE DES EAUX

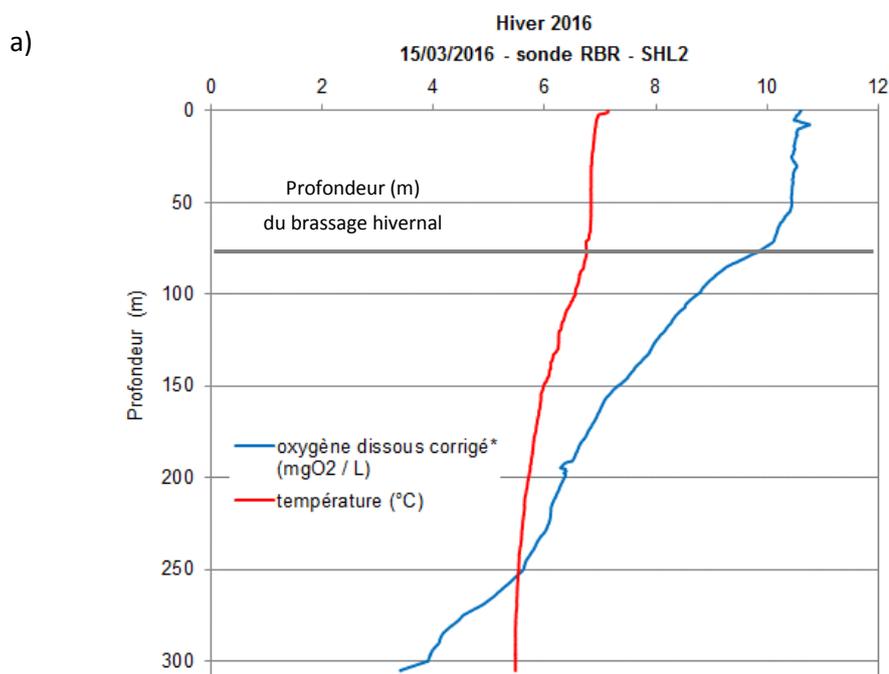
En 2016, les températures des mois de janvier et février, ainsi que celle d'août et septembre sont plus élevées que les moyennes inter-stations et peuvent être classifiées comme chaudes (Annexe IV).

L'été 2016 a néanmoins été moins chaud que celui de 2015.

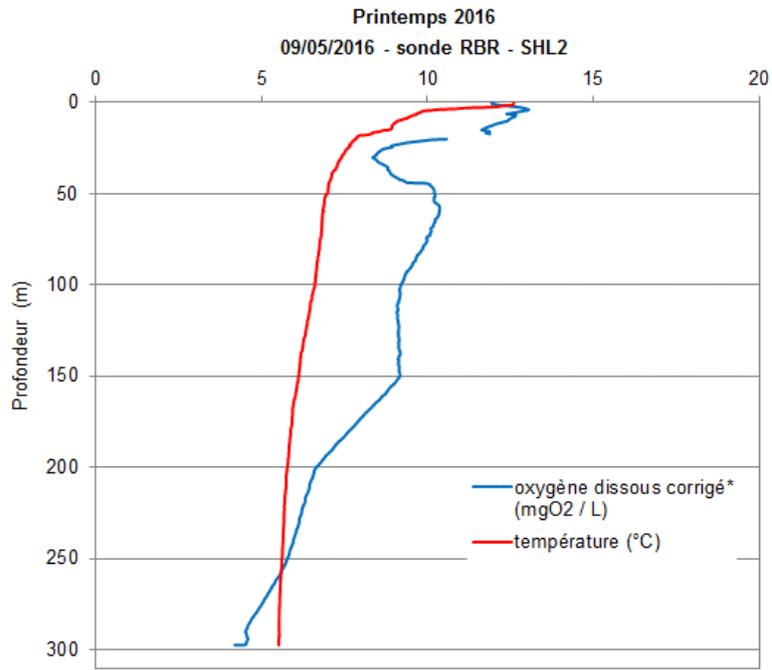
En 2016, la température moyenne extérieure annuelle inter-stations est de 11.2 °C, légèrement inférieure à 2015 (11.7°C).

La température la plus basse observée au fond du lac durant l'hiver est de 5.5 °C le 20 janvier 2016 soit 0.2 et 0.1 °C de plus qu'en 2014 et 2015, respectivement. Les conditions météorologiques de l'hiver 2016, n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. D'après les mesures *in situ* réalisées au cours des campagnes de suivi du Léman, un brassage partiel a eu lieu jusqu'à environ 70 m de profondeur à la date du 15 mars 2016 (Figure 2a). Par conséquent, l'eau des couches profondes du lac n'a pas été réoxygénée. La valeur d'oxygène dissous mesurée au fond du lac au mois de mars lors du brassage partiel maximal est égale à 3.37 mgO₂·L⁻¹.

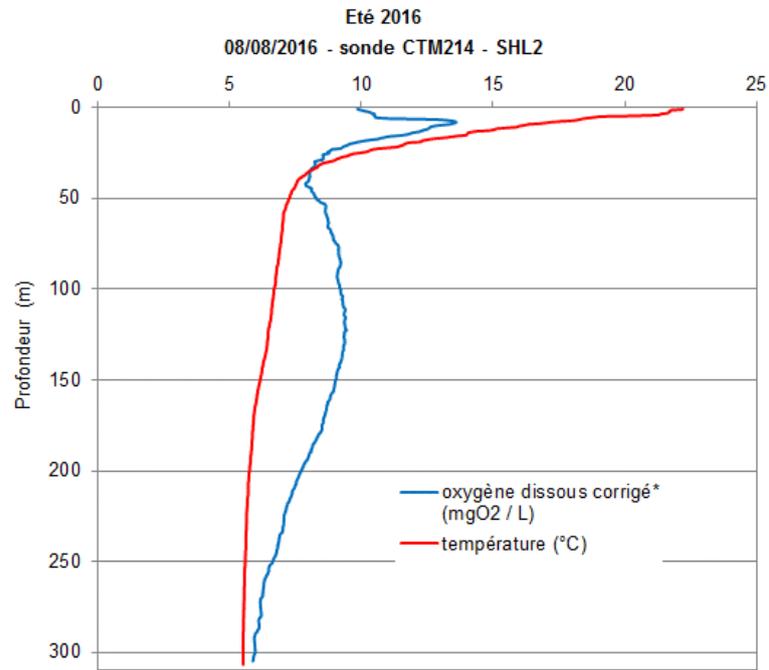
Les couches superficielles se réchauffent et se stratifient au printemps, induisant la reprise de l'activité phytoplanctonique qui permet une augmentation de l'abondance phytoplanctonique au cours du printemps et conduit au pic d'oxygène épilimnique le 9 mai 2016 (Figure 2b). La température maximale en surface est observée le 24 août 2016 avec 22.2°C (Figure 2c) contre 24.8 °C à la même période de l'année précédente. Ces températures estivales moins élevées en surface qu'en 2015 peuvent s'expliquer par un été moins chaud et des pluies d'orage importantes au mois de juillet 2016. L'arrivée de l'automne engendre l'enfoncement et l'érosion de la thermocline. On obtient alors un épilimnion caractéristique et plus épais qui s'étend jusqu'à environ 40 mètres (Figure 2d). La température de l'eau à la surface le 15 décembre 2016 est égale à 8.6 °C contre 9.7 °C en 2015.



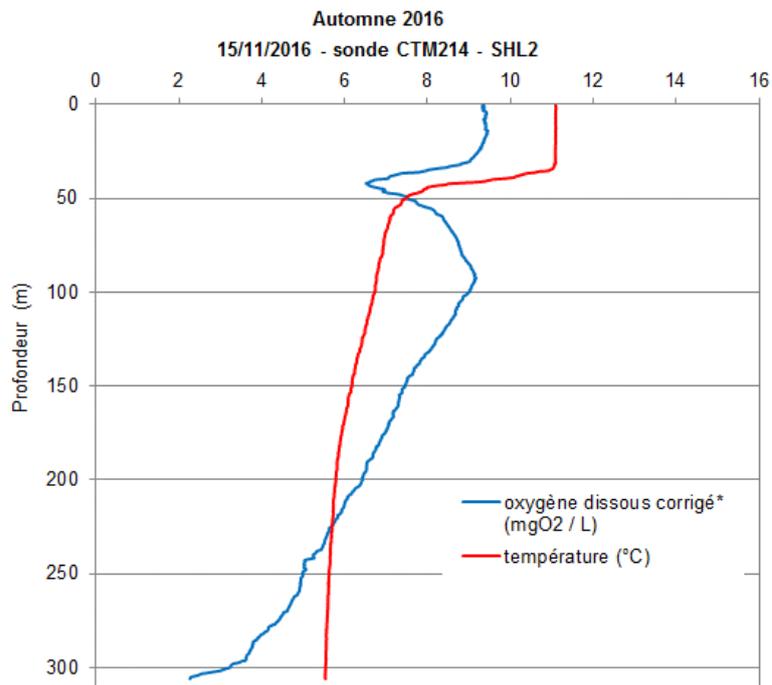
b)



c)



d)



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

Figure 2 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2) :
a) en hiver lors du brassage partiel maximal (15.03.2016),
b) au printemps (09.05.2016),
c) en été (08.08.2016),
d) en automne (15.11.2016).

Figure 2: Physico-chemical profile made using multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :
a) in winter after maximal water mixing (15.03.2016),
b) in spring (09.05.2016),
c) in summer (08.08.2016),
d) in autumn (15.11.2016).

Les figures 3 à 5 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température des eaux du lac. La tendance au réchauffement observée ces vingt dernières années (Figures 3 et 4) est confirmée en 2016, comme cela apparaît sur le suivi de la température annuelle moyenne à différentes profondeurs de la colonne d'eau. La figure 5 nous permet de constater que les températures moyennes des eaux de la couche 0 - 20 mètres en 2016 ont été plus élevées de janvier à juillet ainsi qu'en septembre que la moyenne de la période 2000-2015.

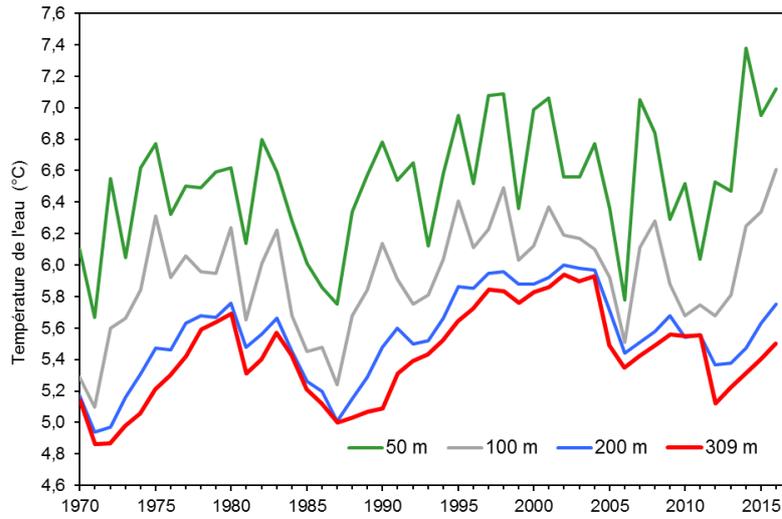


Figure 3 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1970 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 3: Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1970 to 2016, lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

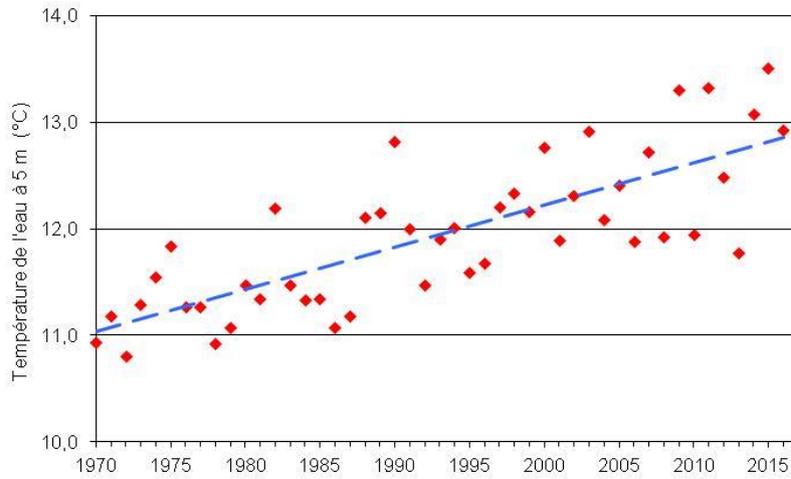


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du lac à 5 mètres de profondeur de 1970 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 4: Inter-annual changes in the annual mean water temperature of the lake at a depth of 5 meters from 1970 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

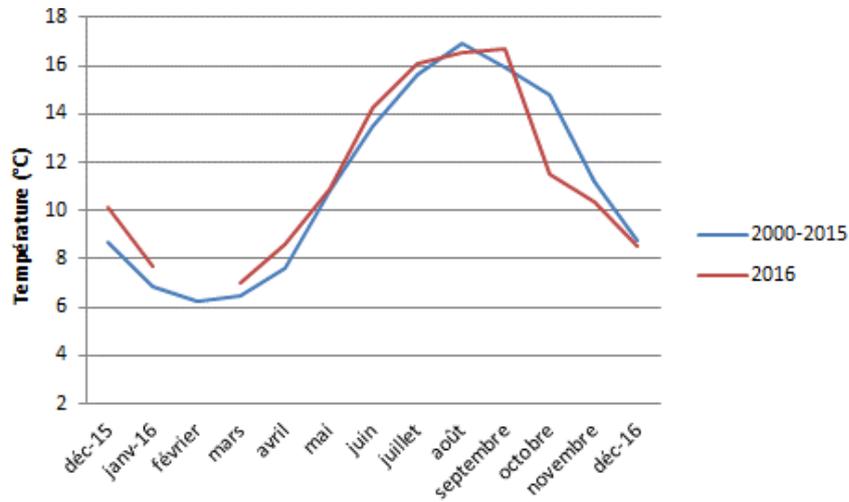


Figure 5 : Température moyenne mensuelle de l'eau du lac en 2016 et de 2000 à 2015 à entre 0 et 20 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2)

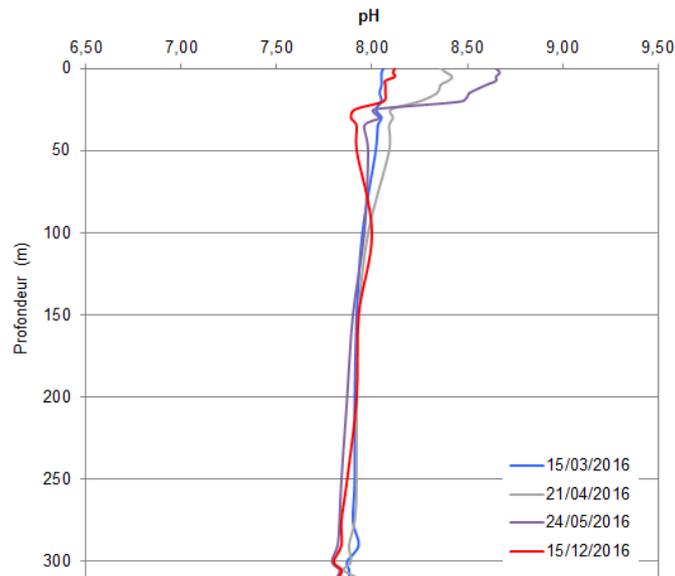
Figure 5: Mean monthly water temperature in 2016 and from 2010 to 2015 at a depth of 0 to 20 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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 6 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal partiel jusqu'à 70 m, le pH de la colonne d'eau varie entre 7.87 et 8.06, tel que l'on peut l'observer sur le profil du 15 mars 2016 en bleu sur la figure 6. L'activité phytoplanctonique printanière conduit à une augmentation significative du pH dès le mois d'avril 2016, 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 pour atteindre une valeur maximale de 8.65 mesurée en surface le 24 mai 2016, beaucoup plus tardivement qu'en 2015 où ce phénomène avait été constaté le 29 avril. Ceci correspond à la période où la biomasse phytoplanctonique est la plus importante (RIMET, 2017).



* Mesure du pH à 25°C effectuée en laboratoire à des profondeurs définies

Figure 6 : pH des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (—), à la reprise d'une activité photosynthétique significative (—), lors du pic phytoplanctonique (—) et à l'issue de la destratification de la colonne d'eau (—), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 6: pH in the lake as a function of depth after maximal water mixing (—), during recovery of significant photosynthetic activity (—), during phytoplankton peak (—) and after water column destratification (—), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 7 représente l'évolution du pH dans les couches d'eau superficielles (0 - 20 m) de 1980 à nos jours. On ne relève pas de tendance significative de gamme de valeur du pH sur la chronique, mais la gamme de variabilité tend à se réduire.

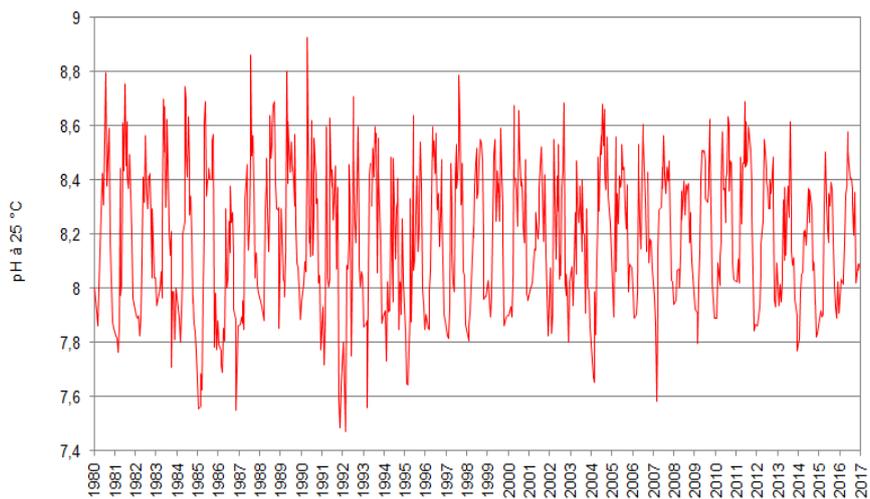


Figure 7 : Evolution du pH à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2016 Léman - Grand Lac (SHL2)

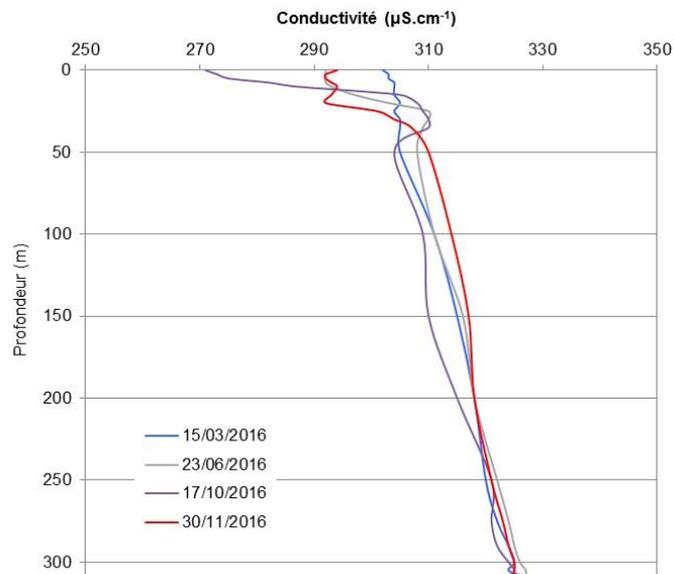
Figure 7: Change in pH at 25°C in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.2 CONDUCTIVITÉ

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

L'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac est représentée sur la figure 8. On constate que la conductivité n'est pas homogène dans l'ensemble de la masse d'eau le 15 mars 2016 au moment du brassage hivernal partiel et varie entre 302 et 327 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative à partir du mois de juin dans l'épilimnion à l'issue d'une activité phytoplanctonique intense. 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 de la conductivité qui commence en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée en octobre avec 271 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à 0 m tel que cela est représenté en violet sur la figure 8.

On observe également une augmentation de la conductivité dans l'hypolimnion. Ce phénomène s'explique par la minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne induisant une désoxygénation et provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.



La mesure de la conductivité à 25°C est effectuée en laboratoire à des profondeurs définies

Figure 8 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (—), lors du démarrage significatif de la précipitation du carbonate de calcium (—), lors de sédimentation maximale du carbonate de calcium (—) et lors de l'enfoncement maximal de la thermocline (—), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 8: Conductivity in the lake as a function of depth after maximal water mixing (—), during the beginning of significant calcium carbonate precipitation (—), during maximal calcium carbonate sedimentation (—) and after thermocline hollow (—), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La figure 9 représente l'évolution de la conductivité dans les couches d'eau superficielles (0 - 20 m) sur la chronique de 1980 à 2016. Après une tendance à la baisse dans les années 80, puis une hausse dans les années 90, la conductivité ne présente pas de tendance significative depuis le début des années 2000.

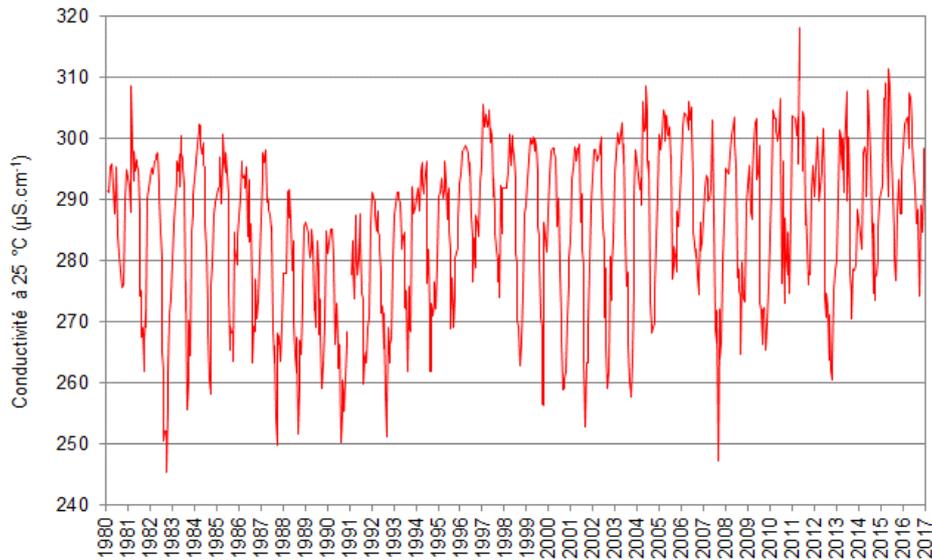


Figure 9 : Evolution de la conductivité à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 9: Change in the conductivity at 25°C in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

4.3 TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET

Le titre alcalimétrique complet (TAC) est la mesure de la teneur en hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes de l'eau. Durant l'hiver 2016, le TAC est hétérogène dans la colonne d'eau et fluctue entre 1.60 et 2.01 meq·L⁻¹ à l'issue du brassage partiel. Le TAC diminue ensuite dans les eaux superficielles (0 - 20 m) parallèlement à la baisse de la conductivité à partir du mois de juin 2016, ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium (Figure 10). Le titre alcalimétrique complet est minimal dans l'épilimnion en fin d'été avec environ 1.45 meq·L⁻¹. A l'automne, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2016.

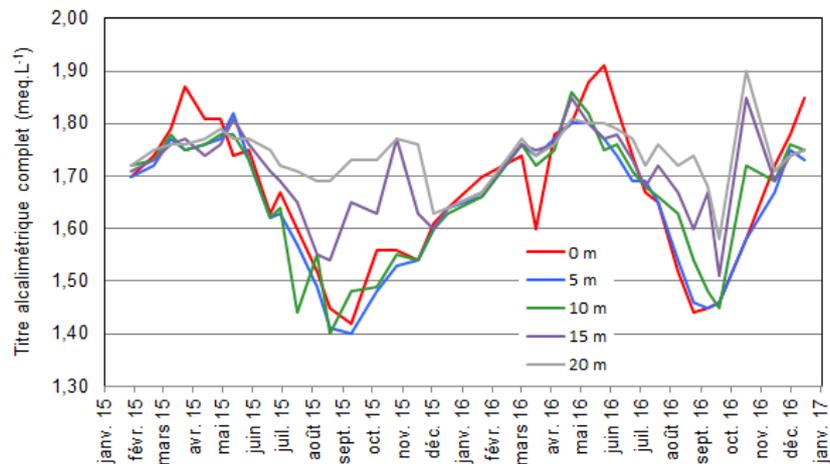


Figure 10 : Titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 10: Total alkalinity in lake's water surface layer (0 - 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'évolution du titre alcalimétrique complet des eaux superficielles (0 - 20 m) de 1980 à 2016 est présentée sur la figure 11. La même observation que la conductivité peut être faite à savoir qu'après une tendance à la baisse dans les années 80, puis une hausse dans les années 90, ce paramètre ne présente pas de tendance significative depuis le début des années 2000. Cette évolution présente un profil similaire avec celui de l'évolution du phytoplancton.

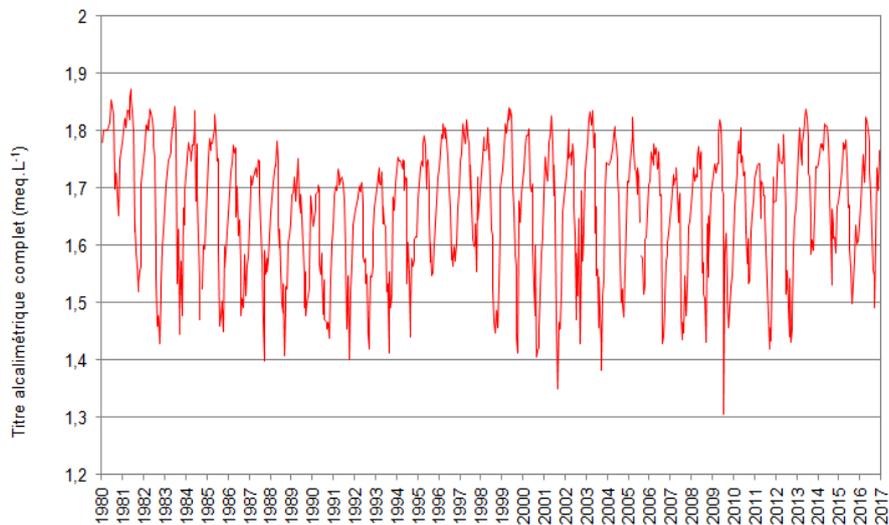


Figure 11 : Evolution du titre alcalimétrique complet dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1980 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 11: Change in total alkalinity in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1980 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Le brassage hivernal des eaux d'un lac permet la remise à disposition des nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches inférieures plus concentrées, et la réoxygénation des eaux du fond. Le brassage de l'hiver 2016 n'a pas été complet, ce qui a eu pour conséquence une redistribution des nutriments tout le long de la colonne d'eau qui n'a pas été homogène.

5.1 PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATE

La figure 12 présente l'évolution des concentrations en phosphore réactif soluble, c'est-à-dire en orthophosphates dans la zone 0 - 20 m. Ces variations de concentrations sont liées essentiellement à l'activité phytoplanctonique.

Une concentration moyenne maximale en phosphore réactif soluble de $3.8 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ est détectée le 15 mars 2016 entre 0 et 20 m (Figure 12), à l'issue du brassage partiel du lac. Cette valeur est inférieure à celle observée l'année précédente, avec $7.2 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ à la suite d'une homogénéisation partielle de la colonne d'eau.

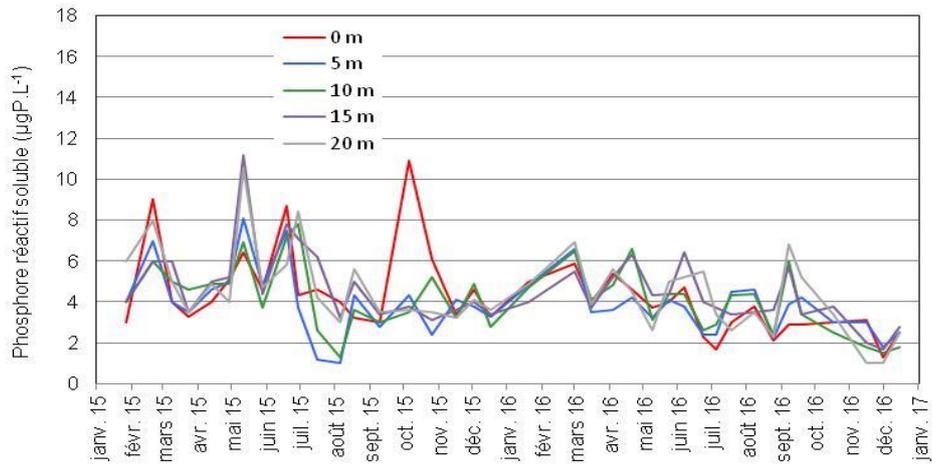
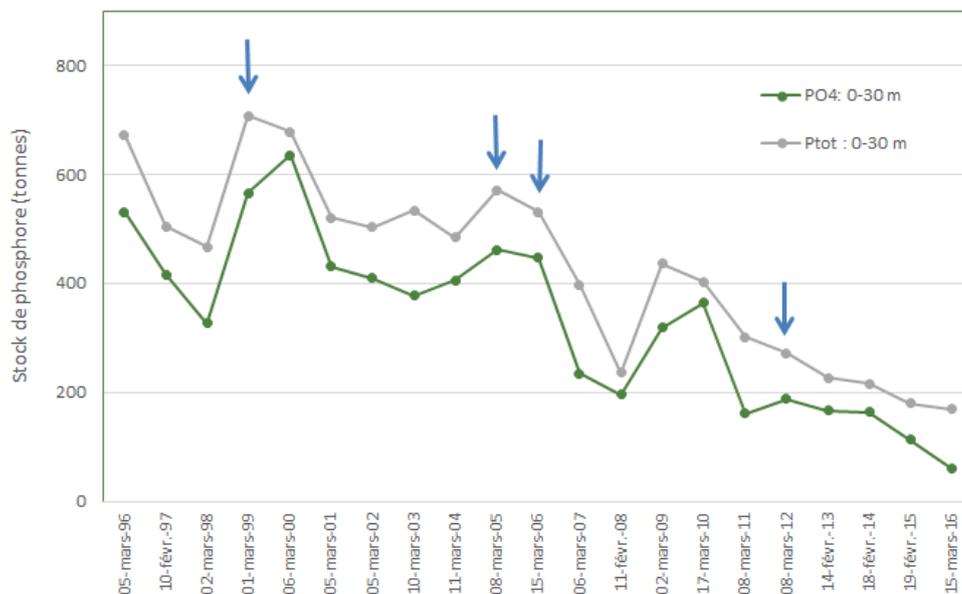


Figure 12 : Concentration en phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 12: Concentration of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'évolution depuis 1996 du stock en phosphore total et en orthophosphate dans la couche 0 – 30 m lors du brassage hivernal est représenté sur la figure 13. C'est dans cette couche qu'il est disponible pour l'activité phytoplanctonique. On constate que le stock en orthophosphate, directement biodisponible, est plus faible que l'année précédente du fait de plusieurs années consécutives sans brassage complet. Cette évolution est dépendante de l'intensité du brassage de l'année en cours mais aussi de celui de l'année précédente.

Sur cette chronique de 1996 à nos jours, une tendance globale à la baisse du stock de phosphore apparaît. Ce phénomène s'explique aisément d'une part du fait que les brassages de la colonne d'eau sont partiels depuis plusieurs années, et d'autre part du fait de 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 et de l'augmentation des performances en matière de déphosphatation des STEP.



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

Figure 13 : Stock de phosphore réactif soluble ($P-PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2016 à l'issue du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Figure 13: Stock of soluble reactive phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) and total phosphorus in the lake's water surface layer of 0 - 30 m from 1996 to 2016 after winter mixing, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.2 AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

A l'issue du brassage partiel, le 15 mars 2016, la concentration en azote nitrique atteint son maximum, avec en moyenne 561 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ entre 0 et 20 m ce qui est un peu inférieur à l'année antérieure avec environ 602 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figure 14).

Dès la campagne suivant le brassage hivernal, on peut constater sur la figure 14 que la concentration en azote nitrique des couches superficielles de 0 à 10 m diminue significativement. Par la suite, la consommation de l'azote nitrique continue et la concentration de cet élément atteint un minimum le 24 août 2016 avec 210 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ à la surface du lac. L'azote nitrique est consommé de manière significative jusqu'à 15 m.

En 2016, l'abaissement de la concentration en l'azote nitrique est moins important qu'en 2015 où des concentrations de l'ordre de 180 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, étaient mesurées à 0 et 5 m au mois de septembre. Cette différence peut s'expliquer en partie par une biomasse moins importante que celle de 2015 qui était largement dominée par *Mougeotia gracillima* (RIMET, 2016).

Finalement, la consommation ralentit dès le mois de septembre pour atteindre de nouveau, en décembre, une concentration moyenne en azote nitrique de 378 $\mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'eau des couches superficielles.

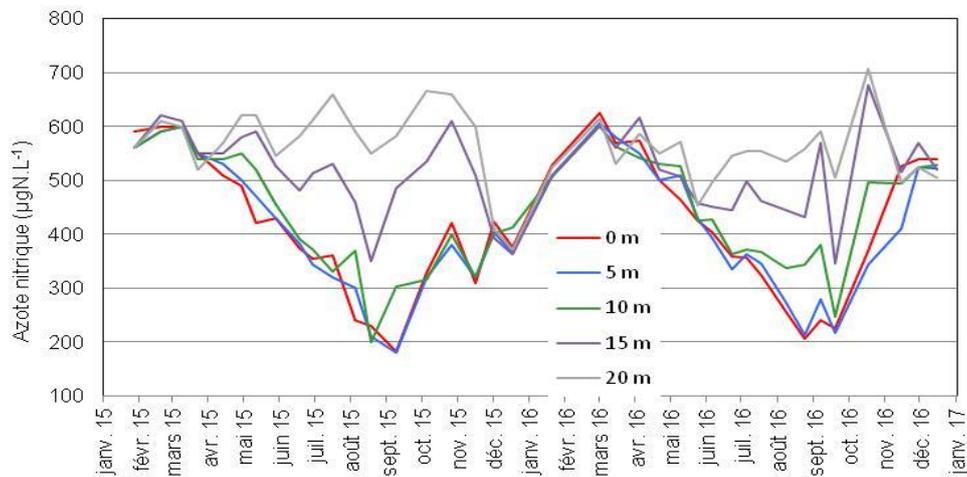


Figure 14 : Concentration en azote nitrique (N-NO_3^-) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 14: Concentration of nitrate (N-NO_3^-) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Le stock d'azote total et d'azote nitrique dans la couche 0 – 30 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2016 est représenté sur la figure 15. On observe une relative stabilité du stock d'azote depuis 2013.

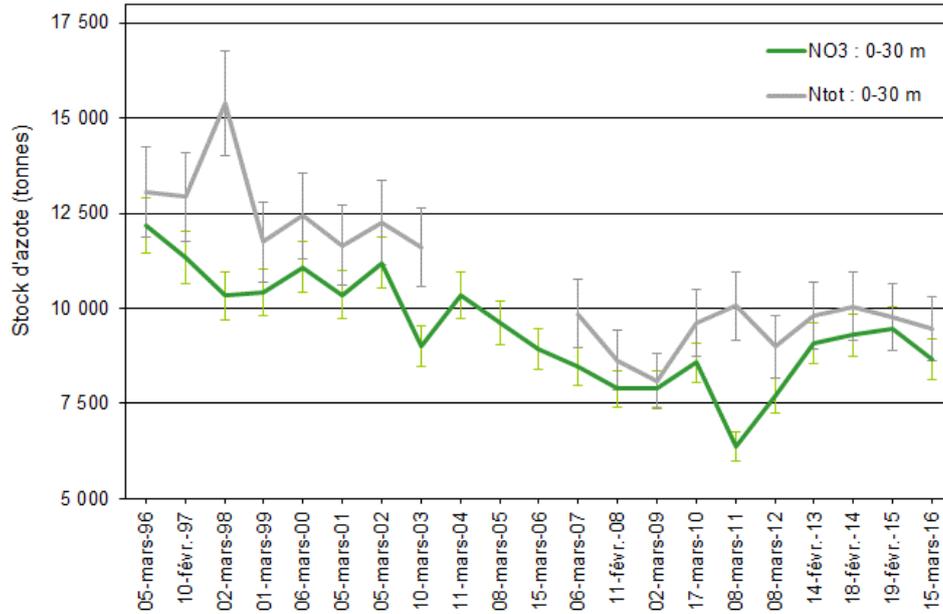


Figure 15 : Stock d'azote nitrique (N-NO₃⁻) et d'azote total dans les eaux de la couche 0 - 30 m (avec barres d'incertitudes) de 1996 à 2016 lors du brassage hivernal, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Figure 15 : Stock of nitrate (N-NO₃⁻) and total nitrogen in the lake's water surface layer of 0 - 30 m (with error bars) from 1996 to 2016 during 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. 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 2016, des valeurs qui atteignent 41 µgN.L⁻¹ à 20 m le 6 juin 2016. En 2015, la valeur maximale était de 39 µgN.L⁻¹ à 15 m le 11 mai. (Figure 16). Ceci est à corréliser avec une activité zooplanctonique importante (ANNEVILLE, 2017) liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période (RIMET, 2017).

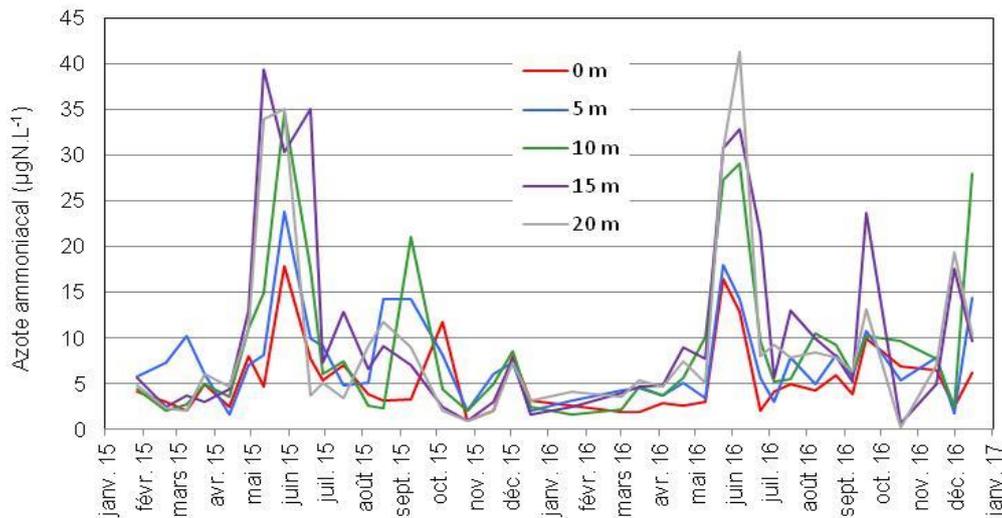


Figure 16 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH₄⁺) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 16: Concentration of ammoniacal nitrogen in lake's surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.3 SILICE

Le brassage partiel de l'hiver 2016, de même que lors des trois années précédentes, n'a pas permis de redistribuer la silice présente dans l'eau des couches profondes dans l'ensemble de la colonne d'eau comme cela avait été le cas en 2005, 2006 et 2012 lors de brassages complets (Figure 17). La plus forte concentration en silice dans les couches d'eau superficielles est observée le 15 mars 2016 à l'issue du brassage partiel maximal. La teneur moyenne en silice est alors égale à $0.71 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ entre 0 et 20 m contre $1.03 \text{ mgSiO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ en 2015 à la même période de l'année (Figure 18).

La silice commence à être consommée par l'activité phytoplanctonique des algues diatomées (RIMET, 2017) dès la campagne suivante, le 4 avril 2016, pour atteindre le 24 mai 2016 des concentrations non détectables analytiquement de 0 à 10 m.

Les teneurs en silice dans la zone 0 - 10 m redeviennent détectables en juin 2016 jusqu'au 8 août où elles chutent de nouveau en dessous des seuils de détection suite à l'apparition du deuxième pic de biomasse phytoplanctonique de l'année dominé par une diatomée pennée (RIMET, 2017). La concentration en silice reste faible ensuite jusqu'au mois d'octobre 2016 où la consommation décroissante 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).

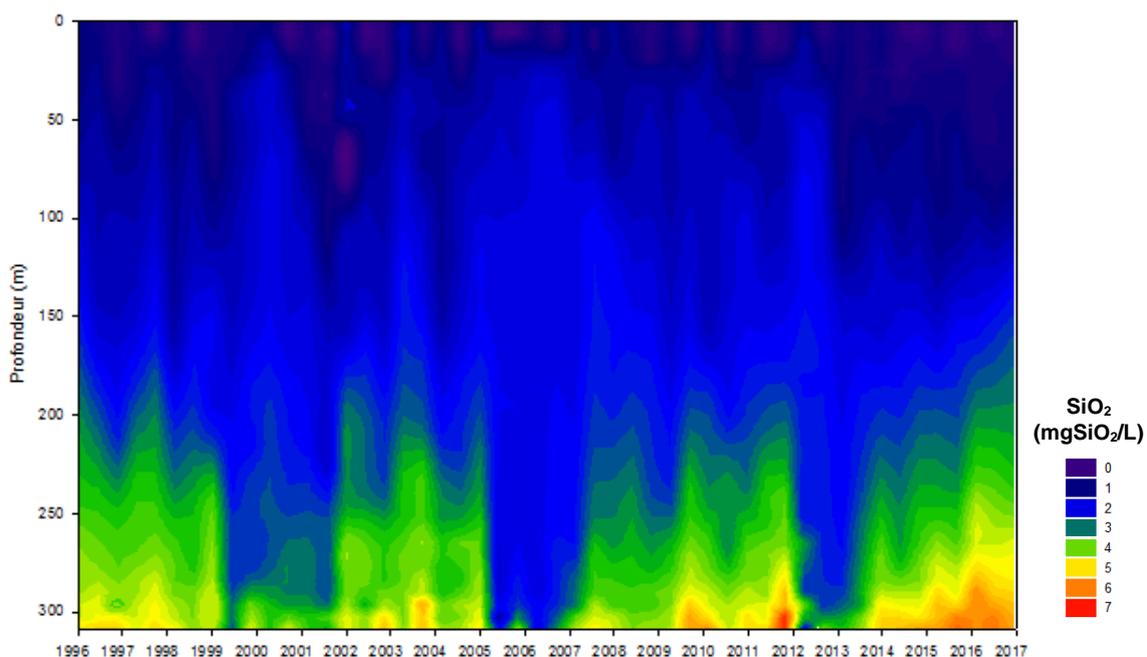


Figure 17 : Concentration en silice (SiO_2) dans les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 17: Concentration of silica (SiO_2) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

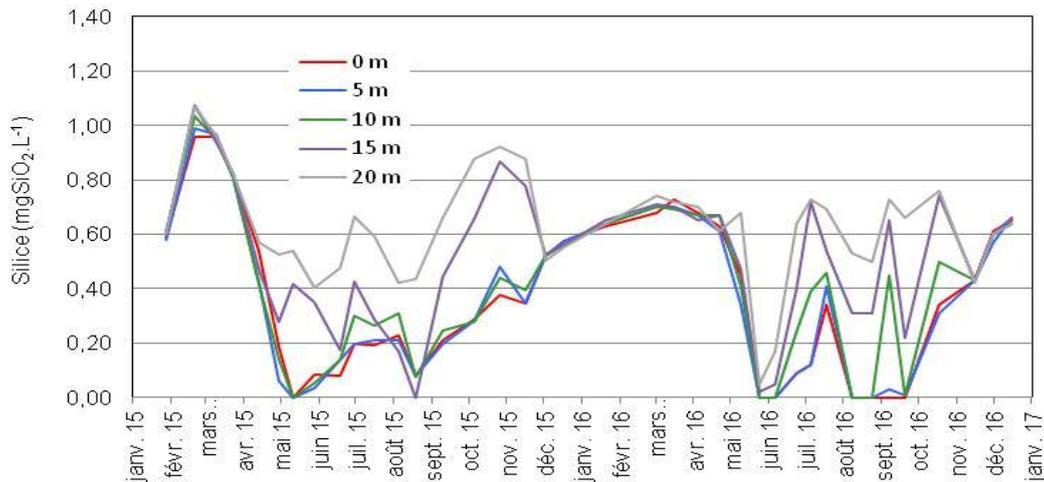


Figure 18 : Concentration en silice (SiO_2) dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

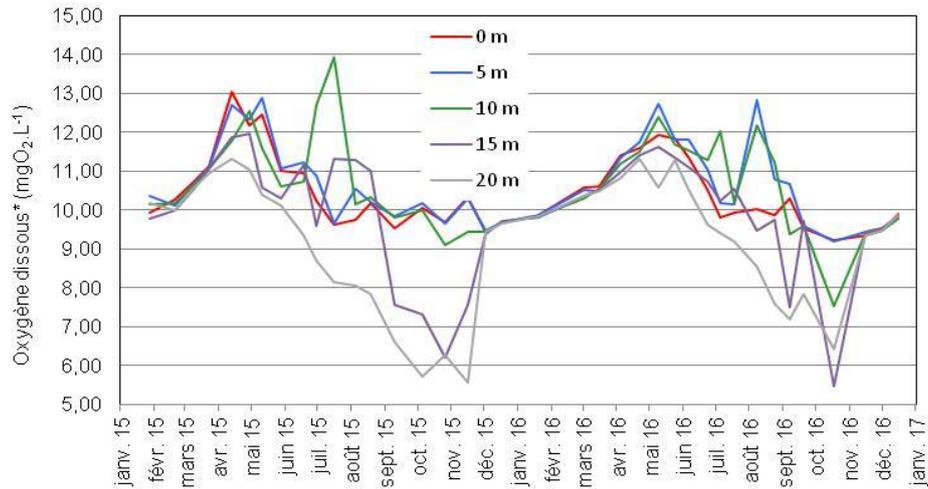
Figure 18: Concentration of silica (SiO_2) in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.4 OXYGÈNE DISSOUS

La production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures du lac au printemps est mise en évidence par les figures 19 et 25. Le pic printanier de sursaturation en oxygène des couches superficielles est observé le 9 mai 2016 avec $12.77 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en surface, à 2.5 m.

A partir du milieu du mois de juin, la concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles diminue, principalement à cause d'une activité photosynthétique moins intense (PERGA, 2017) consécutive au fléchissement des diatomées (RIMET, 2017). D'autres facteurs expliquent également ce phénomène tels que la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau inférieures qui sont désoxygénées du fait de l'activité bactérienne qui y règne et le dégazage vers l'atmosphère lors de la sursaturation en oxygène dissous de l'épilimnion.

Par la suite, on peut observer un second pic important d'oxygène dissous à 5 et 10 m le 8 août 2016, consécutif au second pic de biomasse phytoplanctonique de l'année, assez proche par son ampleur de celui du mois de mai 2016, et dominé par les diatomées. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est relativement marquée en 2016. Les concentrations minimales sont alors, au mois d'octobre, égale à $5.46 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Ces valeurs sont du même niveau que l'année précédente avec $5.73 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en octobre 2015.



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

Figure 19 : Concentration en oxygène dissous dans l'eau des couches superficielles du lac (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 19: Concentration of dissolved oxygen in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.5 TRANSPARENCE

La figure 20 représente la dynamique de la transparence en 2016. L'hiver a été caractérisé par une transparence importante jusqu'à 11.7 m le 15 mars 2016 lors du brassage hivernal qui reste néanmoins inférieure à 2015 où la transparence atteignait 14 m le 19 février 2015.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique, et provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 4.0 m le 21 avril 2016 lors de la présence d'une Xanthophycée filamenteuse tolérant les faibles intensités lumineuses. La transparence reste relativement faible avec des valeurs comprises entre 5.3 et 6.7 m du 9 mai au 23 juin 2016, pendant la phase où le phytoplancton printanier est le plus abondant et essentiellement constitué de diatomées et de *M. gracillima* (RIMET, 2017), qui consomme les nutriments présents en abondance mais n'est guère consommé.

On observe ensuite un pic de transparence à 9.4 m le 5 juillet 2016 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 (PERGA & PERNEY, 2017).

La transparence diminuera de nouveau les semaines suivantes suite à l'apparition du deuxième pic de biomasse de l'année 2016 qui s'étend de mi-juillet à mi-septembre 2016, et 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 10.2 m le 30 novembre 2016.

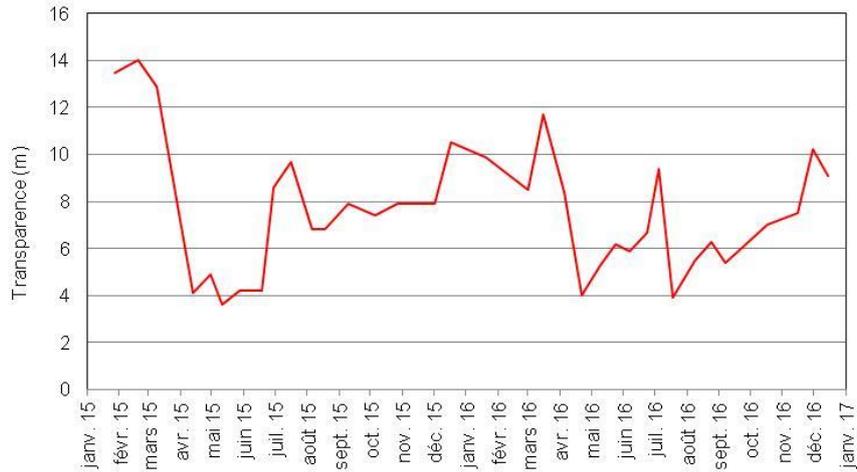
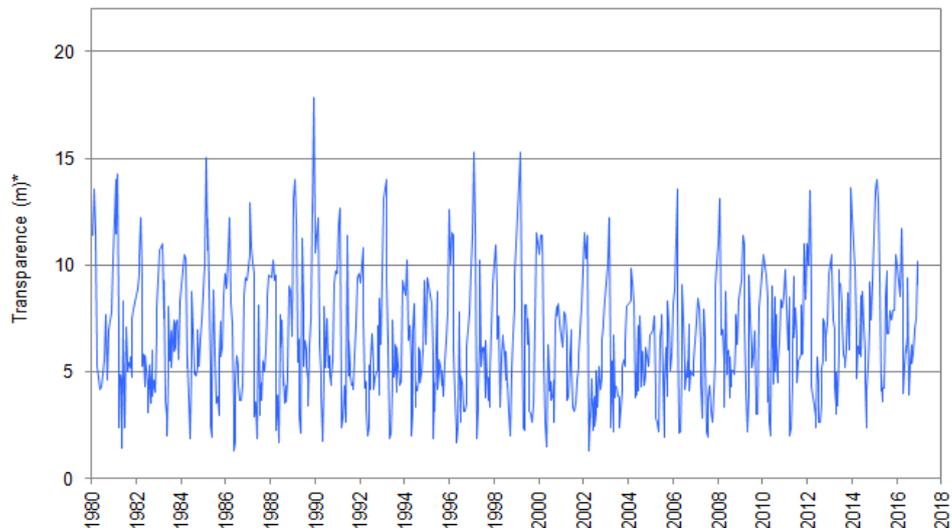


Figure 20 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2)

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

La figure 21 permet d'observer l'historique de la transparence de 1980 à nos jours. L'année 2016 présente des valeurs de transparence du même ordre de grandeur que l'ensemble de la chronique.



*De 1980 à 2009, valeurs de transparence calculées par l'application d'un modèle aux valeurs de transparence du disque de Secchi 30 cm (Transparence disque normalisé = 0.8742 * transparence disque 30 cm)

Figure 21 : Evolution de la transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm) de 1980 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 21: Long-term changes in transparency using Secchi disk (black and white, 20 cm) from 1980 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

5.6 MATIÈRE PARTICULAIRE

La matière particulaire est un indicateur de l'abondance phytoplanctonique en suspension dans l'eau. Le carbone et l'azote organiques particuliers ainsi que le phosphore total particulier représentent plus précisément la fraction de nutriments en phase dissoute dans l'eau 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 (Figure 22).

Le premier pic observable de carbone organique particulaire de l'année 2016 s'étend de mi-avril à fin juin, avec une valeur de $404 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$ à 5 m, et correspondant au premier pic de la phase printanière de la biomasse phytoplantonique. S'ensuit un deuxième pic plus marqué de carbone organique particulaire qui s'étend de mi-juillet à mi-septembre, et est marqué par un maximum le 8 août 2016, avec $537 \mu\text{gC}\cdot\text{L}^{-1}$. Il est à corrélérer avec le pic maximal annuel de biomasse algale de l'année 2016 (RIMET, 2017).

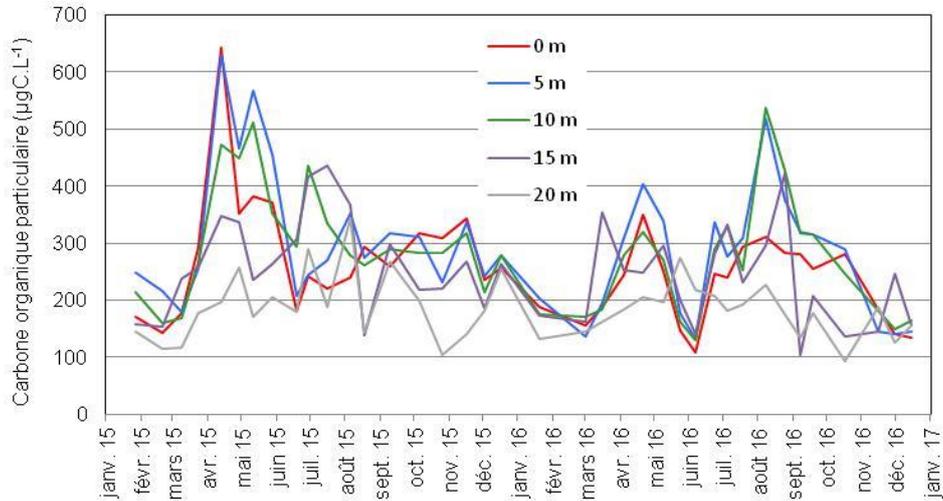
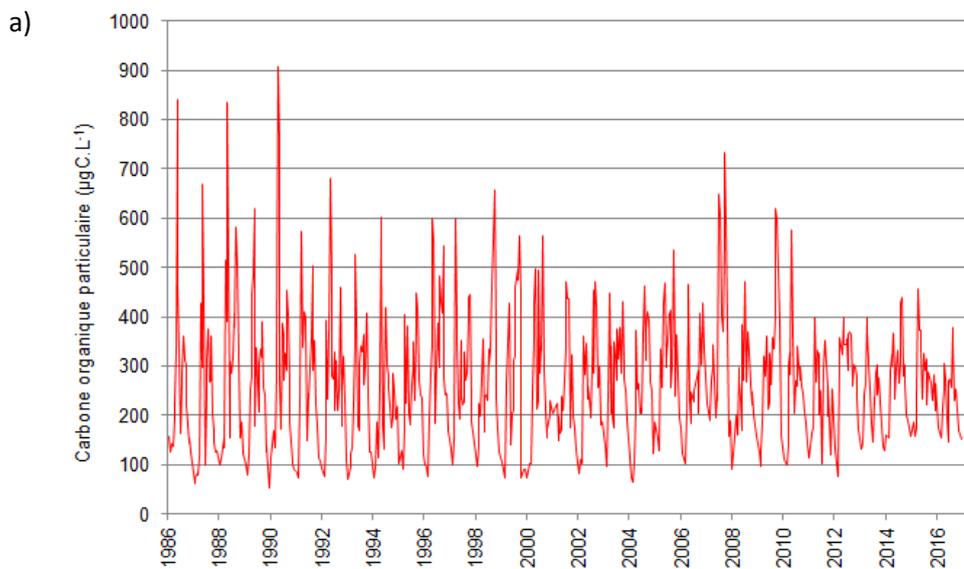


Figure 22 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 22: Concentration of particulate organic carbon in lake's water surface layers (0, 5, 10, 15 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 : carbone organique particulaire (COP), azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Les concentrations en COP, NOP et Ppart en 2016 sont parmi les plus basses de la chronologie de 1986 à nos jours.



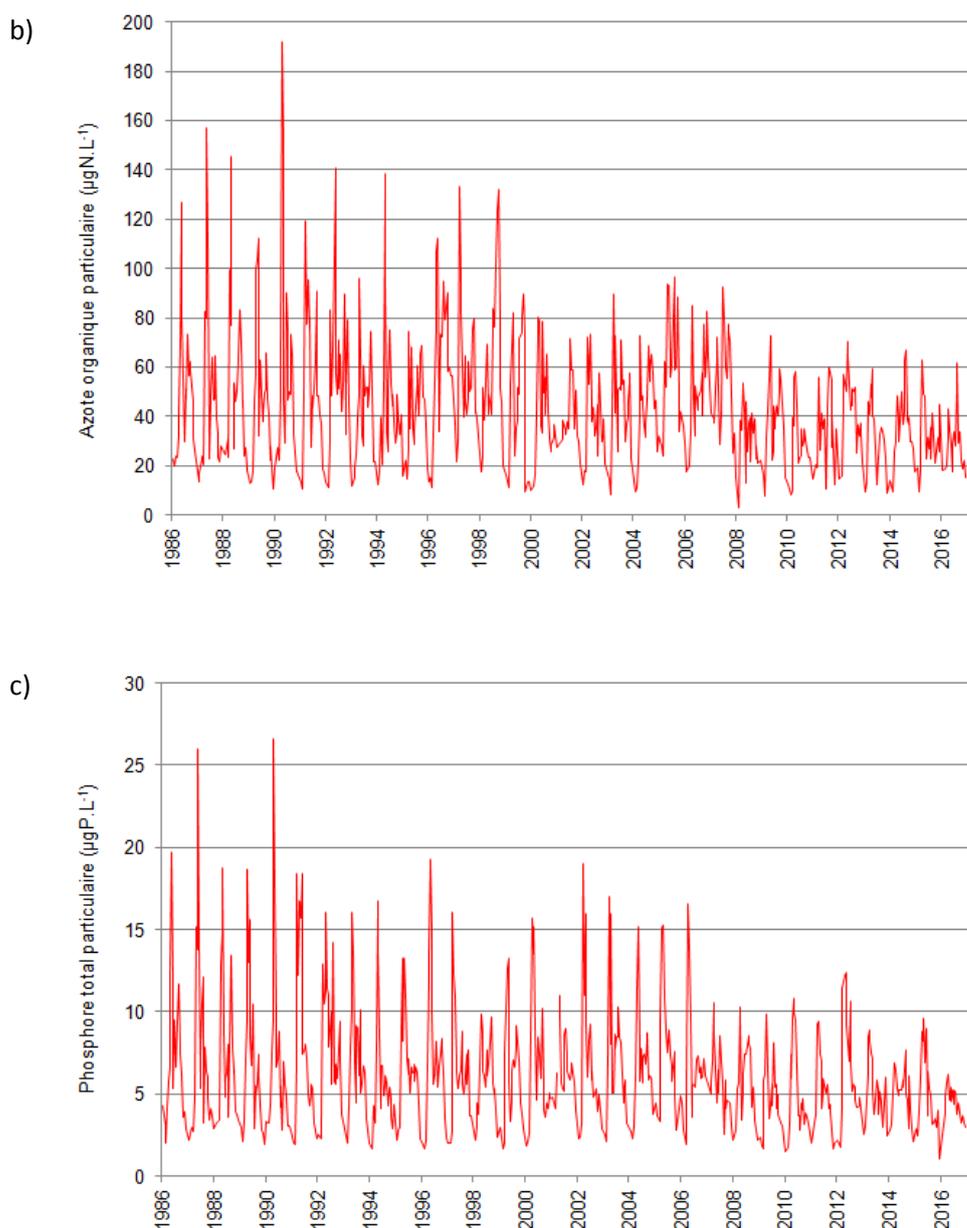


Figure 23 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2) :

- 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 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

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

Si l'on se réfère à la stœchiométrie de la réaction globale de la photosynthèse, le phosphore est habituellement considéré comme limitant quand le rapport N/P est supérieur à 7. La figure 24 traduit une carence en phosphore disponible pour les cellules algales pendant la période estivale tout au long de la chronique.

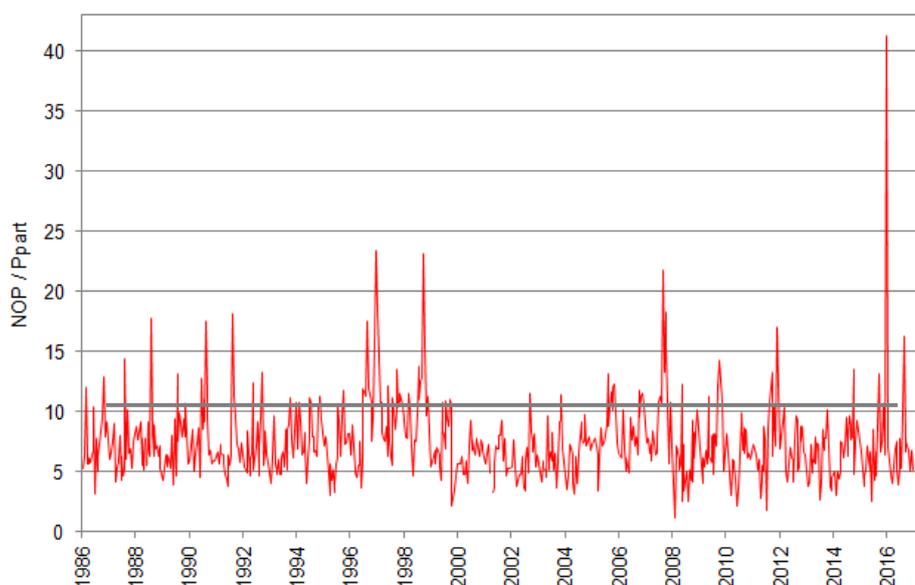
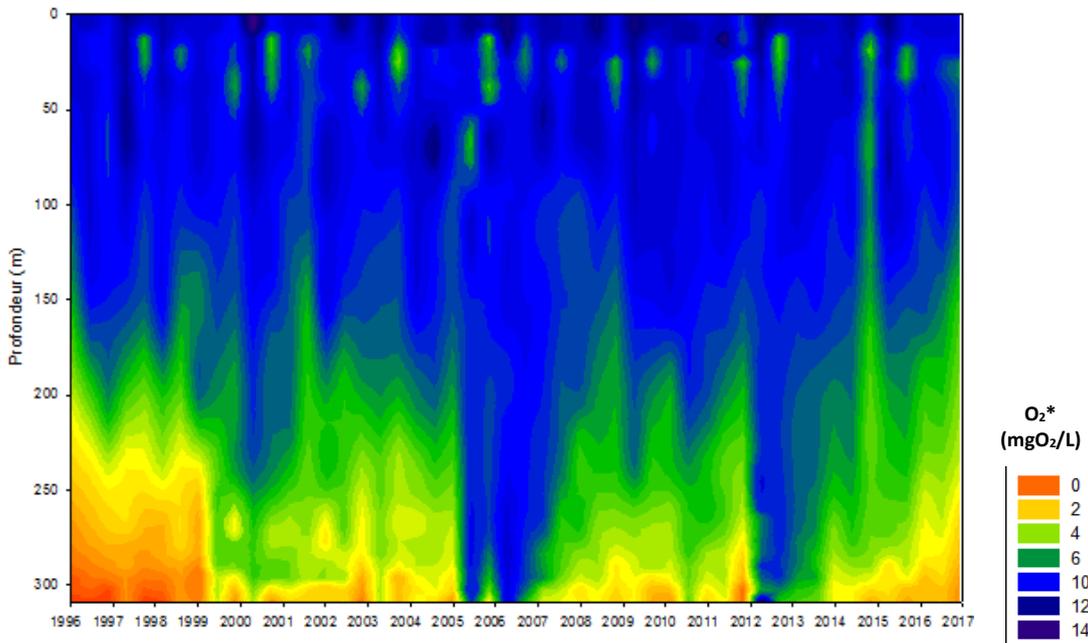


Figure 24 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 24: Change in PON / Ppart ratio in lake's water surface layer (0 - 20 m) from 1986 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

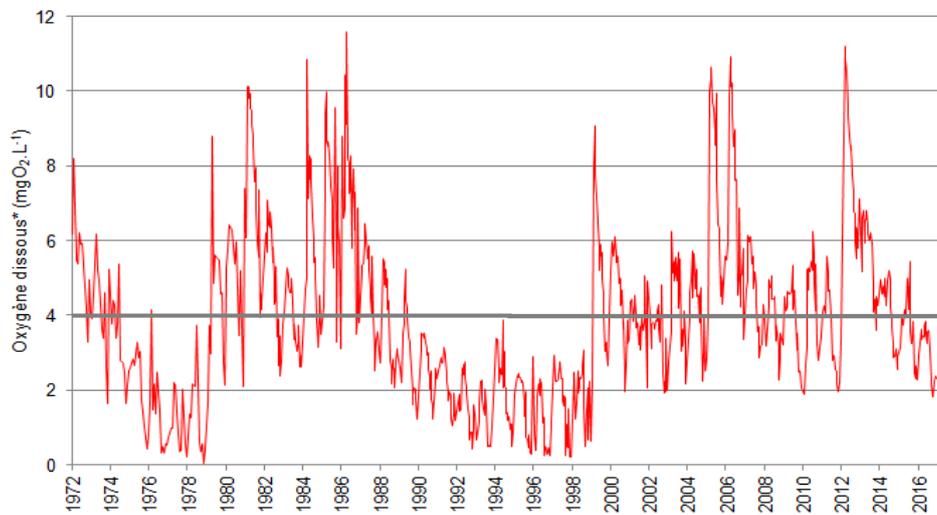
L'hiver 2016 n'a pas permis de ré-oxygéner l'ensemble de la colonne d'eau contrairement à l'année du dernier brassage complet en 2012 (Figure 25). Le 15 mars 2016, à l'issue du brassage partiel maximal, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à $3.37 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figure 26). La teneur en oxygène dissous à 309 m diminue ensuite de manière progressive à partir du mois d'août 2016 et continue jusqu'à la fin de l'automne, principalement du fait de la minéralisation de la matière organique sédimentée. Le minima est observé le 17 octobre 2016 avec $1.81 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, ce qui reste proche de la valeur minimale de 2015 de $2.29 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ mais inférieur à la valeur limite fixée par l'OEaux.



* 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 les eaux du lac en fonction de la profondeur de 1996 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 25: Change in the concentration of dissolved oxygen in lake's water as a function of the depth from 1996 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)



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

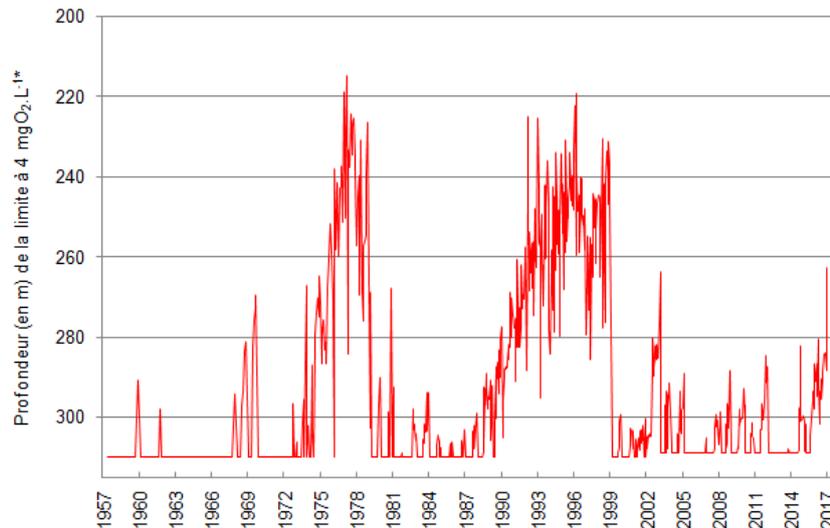
Figure 26 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 26: Long-term changes in dissolved oxygen concentrations measured at 309 m from 1972 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

L'Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 stipule : "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". Ce seuil à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse est indiqué par la ligne pointillée sur la figure 26.

L'évolution de la couche d'eau de concentration inférieure à $4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ de 1957 à nos jours est représentée sur la figure 27. Depuis 1998, on constate une nette augmentation de la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes du Léman. Toutefois, on peut noter que pour l'année 2016, la couche d'eau « désoxygénée » ($< 4.0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$), est plus importante qu'en 2015.



* 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 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 27: Change in threshold's depth at 4 mg of dissolved oxygen per liter from 1957 to 2016, 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 de leurs eaux interstitielles. Ces phénomènes engendrent indirectement la remise en suspension des sédiments, matérialisée par l'augmentation de la turbidité, et s'accompagnent d'une libération de la silice présente dans les eaux interstitielles et les sédiments.

Le brassage partiel de l'hiver 2016 n'a pas permis de réoxygéner l'ensemble de la colonne d'eau. Les figures 28 et 29 montrent que malgré l'anoxie estivale mise en évidence par l'évolution des valeurs de concentration du manganèse total dans la couche profonde (KLEIN, 2017), le relargage du phosphore semble faible comme en témoigne le maintien de basses concentrations dans cette partie de la colonne d'eau. La concentration maximale en orthophosphate est notée le 15 décembre 2016, lorsque la teneur en oxygène dissous est la plus basse, avec $59 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ contre $63 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$ en 2015.

Le niveau relativement peu élevé de ces teneurs au fond du lac montre que les conditions favorisant le relargage du phosphore par les sédiments ne sont pas réunies. La possibilité d'une limitation des flux due à une couche superficielle de sédiment peu chargée est parfois évoquée : elle pourrait être liée à l'amélioration de l'état du lac ou de la charge externe. Quoi qu'il en soit, les informations issues de nos mesures ne nous permettent pas, à l'heure actuelle, de soutenir cette hypothèse. La question du relargage du phosphore nécessiterait une étude approfondie sur les conditions d'oxydo-réduction à l'interface eau-sédiment, associée à une modélisation des flux.

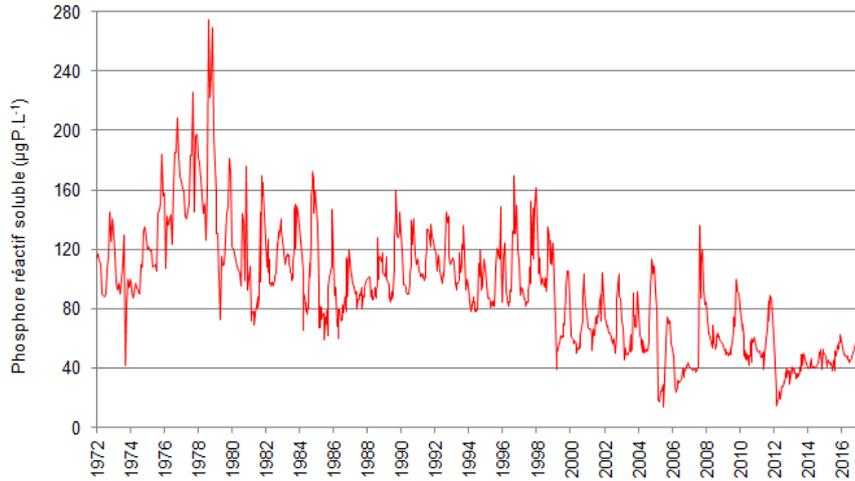


Figure 28 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 28: Change in the concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

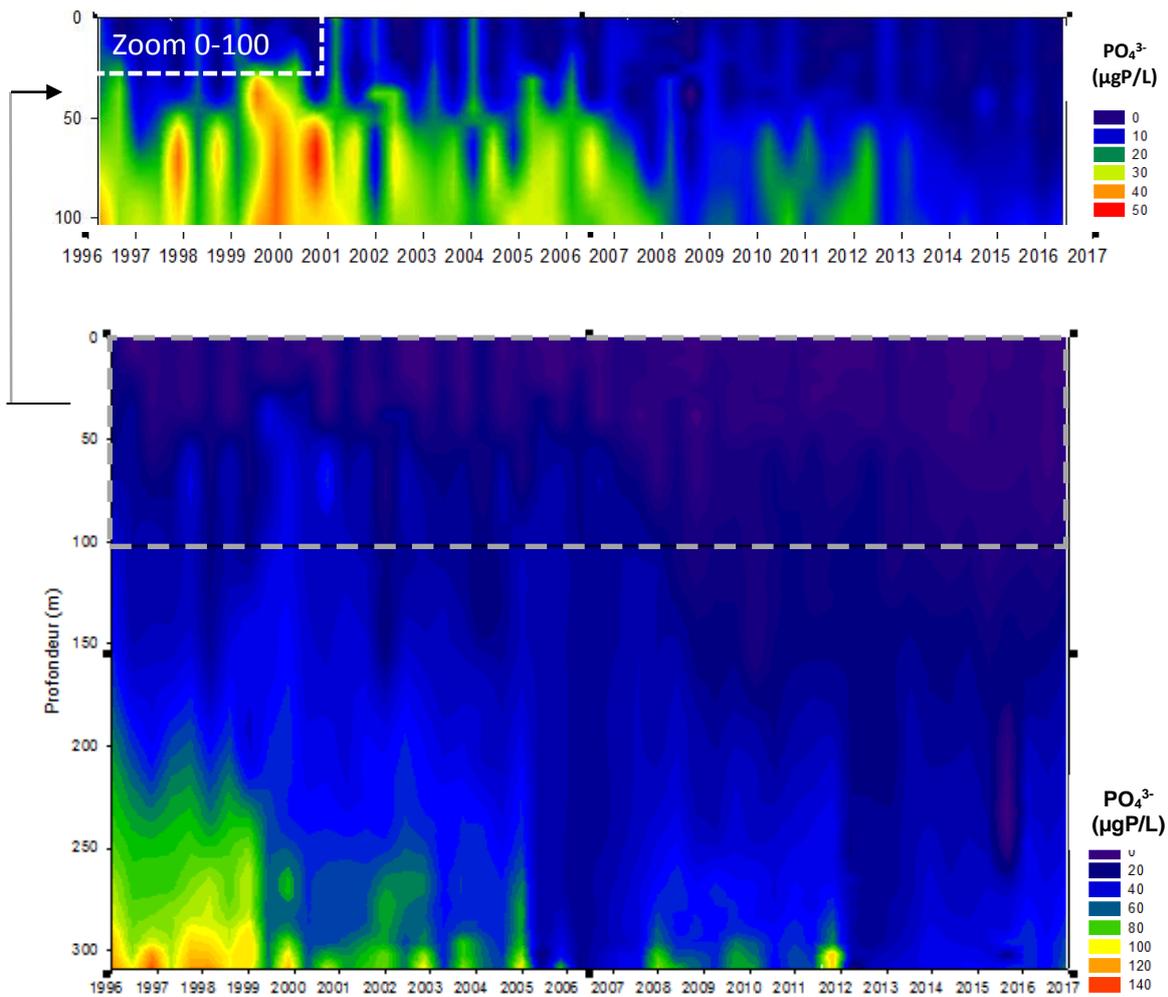


Figure 29 : Evolution de la concentration en phosphore réactif soluble (P-PO₄³⁻) en fonction de la profondeur de 1996 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 29: Change in the concentration of soluble reactive phosphorus (P-PO₄³⁻) in lake's water as a function of depth from 1996 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

La faible concentration en oxygène dissous dans les eaux profondes n'engendre pas d'augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal au fond du lac en 2016 par rapport à l'année 2015 (Figure 30).

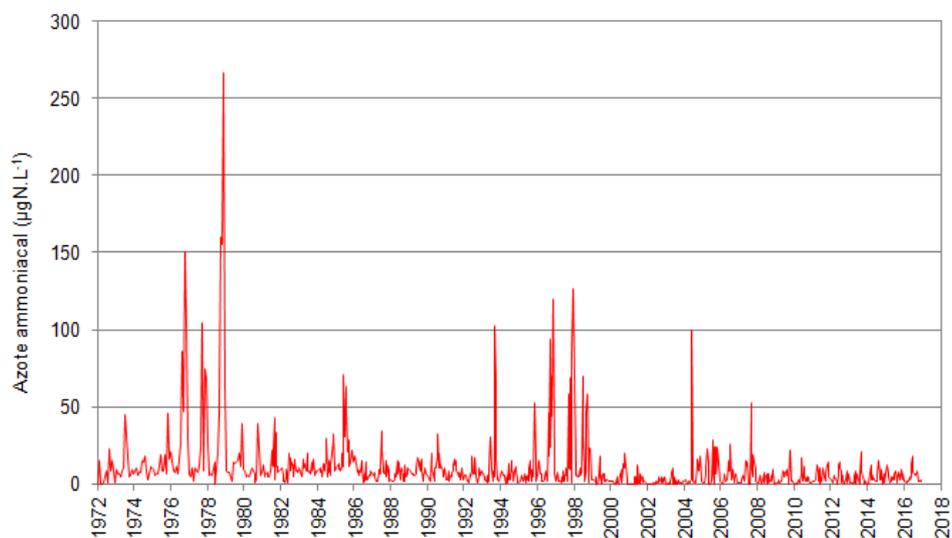


Figure 30 : Evolution de la concentration en azote ammoniacal (N-NH₄⁺) dans les eaux au fond du lac à 309 m de 1972 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 30: Change in the concentration of ammoniacal nitrogen (N-NH₄⁺) in the bottom of lake's water at 309 m from 1972 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

7.1 PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL

Le stock moyen en phosphore total est stable en 2016 avec 1'643 tonnes de P contre respectivement 1'762 et 1'634 en 2014 et 2015 (Figure 31).

La concentration moyenne annuelle pondérée est égale à $19.1 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$

Le phosphore réactif soluble, c'est-à-dire l'orthophosphate, suit l'évolution du phosphore total entre 2015 et 2016. Le stock n'évolue guère en 2016 avec 1'367 tonnes de P contre 1'359 en 2015. Ainsi, la concentration moyenne annuelle pondérée est de $15.9 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$.

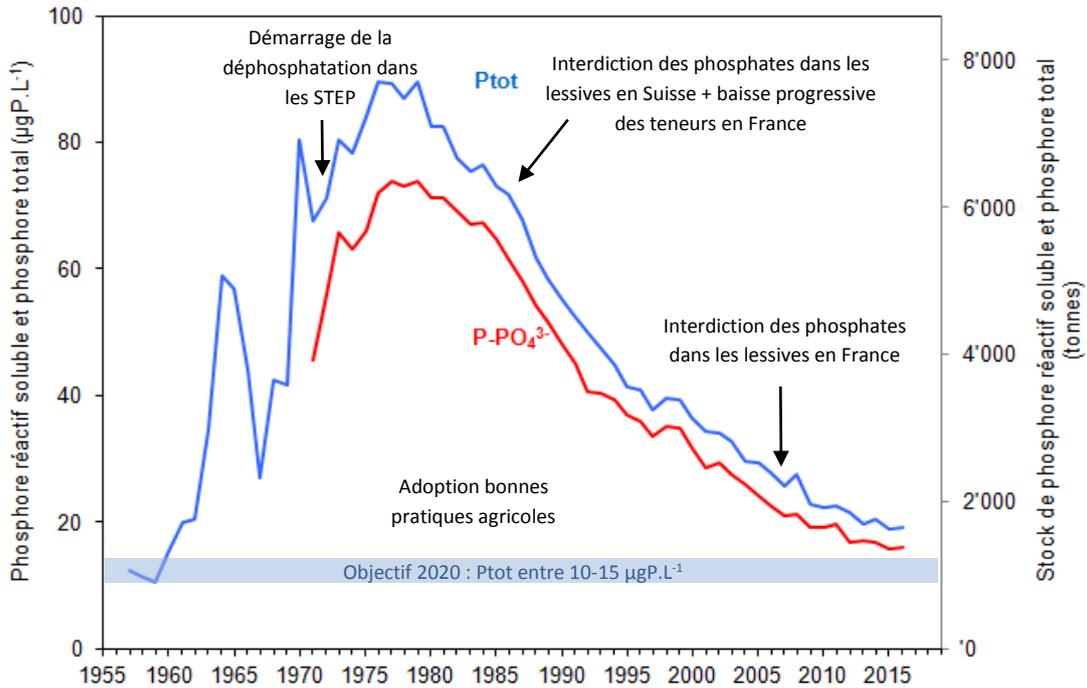


Figure 31 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 31: 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 1957 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7.2 AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

En 2016, les concentrations moyennes en azote total et en azote nitrique sont du même ordre que celles de l'année précédente. La concentration moyenne en azote total est de $648 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, soit un stock de 55'728 tonnes de N. La concentration moyenne annuelle en azote nitrique, quant à elle, est égale à $575 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui représente un stock de 49'450 tonnes de N contre $574 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}$ et 49'364 tonnes en 2015 (Figure 32). Cette teneur en nitrates d'environ $0.58 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les eaux du Léman, soit $2.57 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, reste donc conforme à la norme d'eau de consommation en Suisse qui édicte une valeur de tolérance de $40 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ et à la norme française dont la limite de qualité est de $50 \text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

Depuis les années 80, l'évolution du stock d'azote total et nitrique dans le Léman est relativement stable.

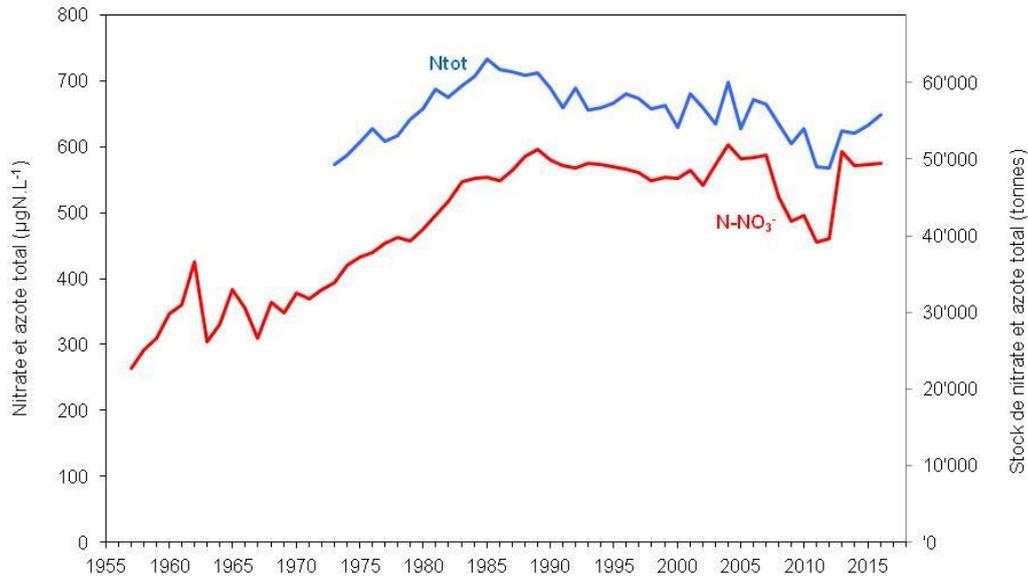


Figure 32 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 32: Change in the weighted mean annual total concentration and stock of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1957 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

7.3 CHLORURE

La concentration des ions chlorures dans le Léman de 1971 à nos jours est en constante augmentation (Figure 33). En 2016, le stock de chlorure est égal à 901'280 tonnes soit une teneur moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.48 mgCl·L⁻¹ contre 894'400 tonnes et 10.40 mg Cl·L⁻¹ en 2015. 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).

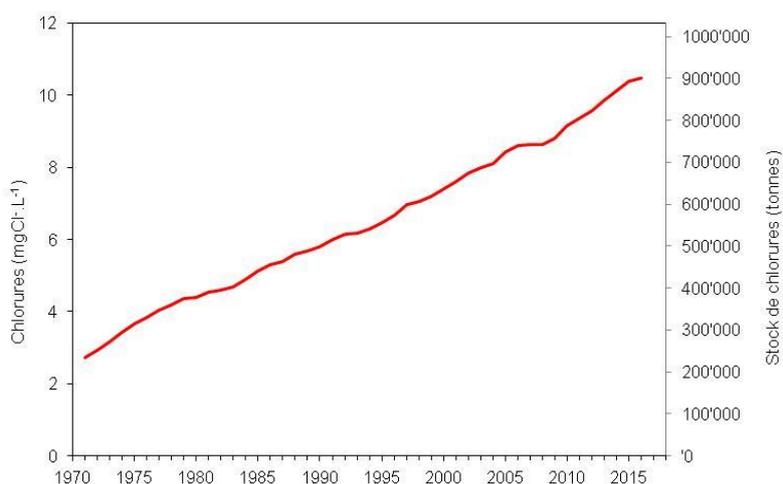


Figure 33 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1971 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 33: Change in the weighted mean annual concentration and stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1971 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

8. CONCLUSIONS

L'année climatique 2016 sur les rives du Léman peut être considérée comme relativement chaude avec une température moyenne annuelle de 11.2 °C, normalement venteuse et ensoleillée, et avec une pluviométrie qui présente un excédent de 10.5 % par rapport à la moyenne 1981-2010 avec 1115 mm de précipitations. L'été a été chaud, et les mois d'août et septembre furent particulièrement secs.

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2016 sont les suivants :

- Le brassage durant l'hiver 2016 a été partiel, jusqu'à environ 70 m, réduisant ainsi la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau ;
- La consommation des nutriments débute en avril et se poursuit jusqu'à atteindre des concentrations en azote nitrique, phosphore et silice à l'état de traces dans les couches épilimniques.
- L'absence de brassage complet depuis 2012, et les mesures pour diminuer l'apport du phosphore au lac ont conduit à une baisse des concentrations de phosphore dans la zone d'activité phytoplanctonique. En revanche, la moyenne annuelle en phosphore total mesurée sur toute la colonne d'eau reste du même ordre que celle de 2015 avec 19.1 µgP.L⁻¹.
- Le relargage du phosphore à partir des sédiments ainsi que la réduction de l'azote nitrique en azote ammoniacal au fond du lac est faible en fin d'année 2016 comme en 2015 et ce malgré plusieurs années successives de brassage partiel qui ont occasionné une réoxygénation limitée des eaux profondes ; Les eaux du fond du lac contiennent néanmoins un stock de phosphore qui pourrait contribuer à un enrichissement ponctuel en cas de brassage total ;
- En 2016, le stock d'azote nitrique dans le lac est un peu plus élevé qu'en 2015, avec 49'450 tonnes de N. Quant au stock de chlorure dans le Léman, il continue d'augmenter mais de façon moins importante en 2016 pour atteindre 901'280 tonnes.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., LAINE, L. (2017) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 101-108.
- BARBIER, C. et QUETIN, P. (2016) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 17-63.
- 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.
- GUMY, D. et DE ALENCASTRO, L.F. (2001) : Origine de la pollution du Léman par le chlorure. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 261-278.
- KLEIN, A. (2017) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 63-80.
- 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.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- PERGA, M., PERNEY, P. (2017) : Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman, Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2016, 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. (2017) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 81-92.
- VARGAS, S. (2016) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 217-224.

ANNEXES

Tableau 2A : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table 2A : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Année	Oxygène mg·L ⁻¹	Ptot µgP·L ⁻¹	PO ₄ ³⁻ µgP·L ⁻¹	Ntot µgN·L ⁻¹	Σ Nmin µgN·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ µgN·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ µgN·L ⁻¹	NO ₃ ⁻ µgN·L ⁻¹	Cl ⁻ mgCl·L ⁻¹	COP µgC·L ⁻¹	NOP µgN·L ⁻¹	Ppart µgP·L ⁻¹	Transparence a 12 mois mètre	Transparence a mai- septembre mètre
1955														
1956														
1957	9,66	12,4			266	0,3	1,0	265					10,80	6,74
1958	10,32	11,2			297	0,9	1,7	294					9,50	5,20
1959	9,59	10,4			312	0,3	1,1	311					9,70	6,74
1960	9,57	15,4			349	1,2	1,1	347					11,10	10,46
1961	9,36	20,0			366	3,4	0,9	362					9,50	8,06
1962	10,33	20,4			392	9,0	1,5	381					9,70	6,80
1963	10,3	34,7			314	6,0	1,5	306					9,80	6,26
1964	10,21	58,8			342	8,8	1,3	332					9,50	7,30
1965	10,25	56,8			391	4,4	1,3	385					9,50	7,10
1966	10,44	43,9			362	4,8	1,4	356					8,10	5,74
1967	9,72	27,0			314	2,1	1,0	311					9,80	6,30
1968	9,43	42,5			372	5,4	0,7	366					10,30	6,52
1969	9,01	41,7			354	4,2	1,1	349					9,60	7,24
1970	9,69	80,5	50,5		383	2,9	1,3	379					8,63	4,86
1971	9,69	67,6	45,6		382	9,0	1,6	371	2,73				9,49	6,02
1972	9,25	71,1	56,3		401	14,6	1,6	385	2,93				8,45	6,88
1973	9,36	80,5	66,1	574	412	13,8	2,4	396	3,16				9,33	5,48
1974	9,12	78,2	63,2	588	438	13,8	1,9	422	3,44				8,46	5,98
1975	8,96	84,0	66,1	606	447	10,6	1,9	434	3,66				7,30	3,78
1976	8,36	89,6	72,3	628	454	11,7	1,4	441	3,84				8,18	4,00
1977	8,31	89,4	74,0	608	468	11,2	1,8	455	4,05				7,95	5,18
1978	8,55	86,8	73,4	617	474	7,0	1,8	465	4,18				7,27	5,64
1979	8,93	89,5	74,0	641	466	5,5	1,5	459	4,35				10,42	5,86
1980	9,06	82,5	71,5	657	485	7,4	1,9	476	4,39				8,88	6,04
1981	9,32	82,6	71,6	688	507	8,0	1,1	498	4,53				8,10	5,80
1982	9,24	77,5	69,5	675	529	8,4	1,2	519	4,60				7,54	5,52
1983	9,19	75,4	67,3	693	560	10,2	1,2	549	4,70				8,23	6,04
1984	9,46	76,4	67,6	706	566	11,2	1,0	554	4,88				7,59	5,55
1985	9,54	73,1	65,0	734	571	14,0	0,6	556	5,12				8,44	4,94
1986	9,83	71,8	61,9	718	558	6,8	1,0	550	5,30	106,7	19,0	3,1	7,50	4,31
1987	9,62	67,7	58,3	713	573	6,6	0,8	566	5,40	72,9	14,0	2,9	8,00	4,70
1988	9,33	61,7	54,5	709	594	5,4	0,9	588	5,60	115,3	17,2	2,5	7,18	5,19
1989	8,65	58,3	51,7	712	605	5,6	0,9	598	5,68	93,3	14,2	2,1	8,85	6,22
1990	8,33	55,3	48,3	689	589	5,8	0,9	582	5,79	101,7	16,4	2,4	7,82	6,08

Année	Oxygène mg·L-1	Ptot µgP·L-1	PO43- µgP·L-1	Ntot µgN·L-1	Σ Nmin µgN·L-1	NH4+ µgN·L-1	NO2- µgN·L-1	NO3- µgN·L-1	Cl- mgCl·L-1	COP µgC·L-1	NOP µgN·L-1	Ppart µgP·L-1	Transparence a 12 mois mètre	Transparence a mai- septembre mètre
1991	8,49	52,3	45,3	660	580	5,9	0,9	572	6,00	91,5	15,1	2,5	7,79	5,86
1992	8,42	49,9	40,8	690	577	5,4	1,2	570	6,16	91,2	17,7	2,8	6,77	5,19
1993	8,29	47,3	40,4	656	581	3,2	0,9	577	6,18	88,1	13,3	2,3	8,24	5,42
1994	8,33	44,8	39,4	660	580	3,9	1,1	575	6,29	83,6	14,0	2,2	7,10	5,87
1995	8,22	41,3	37,0	667	576	3,5	1,2	571	6,47	90,1	13,1	2,3	7,47	5,89
1996	8,27	40,9	36,0	681	575	4,5	1,1	569	6,68	107,4	22,3	2,3	7,17	4,56
1997	8,41	37,7	33,7	673	568	4,2	1,1	563	6,96	107,4	23,1	2,2	8,82	6,73
1998	8,26	39,6	35,2	658	557	5,1	0,9	551	7,06	100,3	22,1	2,2	7,36	5,65
1999	8,79	39,2	34,9	662	560	3,3	0,8	556	7,19	92,3	13,2	2,3	8,99	5,72
2000	9,09	36,5	31,8	629	550	2,9	1,3	546	7,42	109,8	14,7	2,5	7,42	4,96
2001	8,48	34,2	28,8	680	570	1,8	0,8	567	7,60	94,1	12,9	2,3	6,29	5,06
2002	8,45	34,0	29,5	659	547	2,1	0,8	544	7,85	97,1	11,2	2,0	6,78	4,28
2003	8,60	32,8	27,7	634	579	2,4	1,3	575	7,98 ^b	93,8	14,1	2,3	6,70	4,86
2004	9,10	29,5	26,1	698	609	2,0	1,3	605	8,12	94,6	14,9	2,5	7,14	5,95
2005	9,28	29,4	24,1	628	589	2,4	1,6	585	8,44	138,2	22,0	3,0	6,17	5,39
2006	9,80	27,7	22,6	671	591	2,5	1,2	587	8,61	107,5	18,6	2,4	7,01	6,57
2007	8,99	25,7	20,9	665	594	2,7	1,0	590	8,63	114,7	17,6	2,3	6,23	5,11
2008	8,86	27,6	21,4	635	531	3,3	1,5	526	8,65	103,4	11,9	2,1	8,13	6,30
2009	9,30	22,8	19,3	605	492	3,1	1,1	488	8,81	113,9	10,9	1,8	7,90	6,41
2010	9,18	22,4	19,3	628	503	3,0	2,0	498	9,15	110	8,7	2,0	6,83	5,52
2011	8,96	22,6	19,7	570	463	4,1	1,4	457	9,37	86,6	9,7	2,1	6,84	6,42
2012	9,25	21,6	16,9	568	471	5,4	2,5	463	9,56	99,7	10,1	2,6	6,47	4,24
2013	9,20	19,7	17,1	625	597	3,1	1,5	592	9,86	92,5	9,4	2,2	7,98	7,63
2014	8,55	20,5	16,7	620	577	3,6	1,3	572	10,14	95,9	10,7	2,0	7,57	5,83
2015 ^b	8,58	19,0	15,8	633	580	4,6	1,7	574	10,40	101,3	9,0	2,2	8,50	6,83
2016	8,13	19,1	15,9	648	581	4,7	1,4	575	10,48	93,5	8,7	2,0	7,40	6,05

a : Disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm) depuis 2010

b : valeur interpolée

Tableau II : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2)

Table II: Annual total content in metric tons from 1957 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

Année	Oxygène tonnes	Ptot tonnes	P-PO ₄ ³⁻ tonnes	Ntot tonnes	Nmin tonnes	N-NH ₄ ⁺ tonnes	N-NO ₂ ⁻ tonnes	N-NO ₃ ⁻ tonnes	Cl ⁻ tonnes	COP tonnes	Ppart tonnes	Npart tonnes
1955												
1956												
1957	827'900	1'150			22'824	25	109	22'690				
1958	883'900	'960			25'370	75	145	25'150				
1959	822'000	'890			26'733	30	93	26'610				
1960	819'800	1'320			29'931	105	96	29'730				
1961	802'000	1'720			31'370	290	80	31'000				
1962	885'200	1'750			37'527	770	127	36'630				
1963	883'100	2'970			26'839	510	129	26'200				
1964	874'900	5'050			29'275	750	115	28'410				
1965	878'500	4'870			33'459	375	114	32'970				
1966	894'400	3'760			31'071	415	116	30'540				
1967	823'700	2'320			26'887	180	87	26'620				
1968	808'300	3'640			31'888	465	63	31'360				
1969	772'100	3'580			30'403	360	93	29'950				
1970	830'600	6'920			32'804	245	109	32'450				
1971	830'500	5'790	3'910		32'668	770	138	31'760	237'000			
1972	792'400	6'090	4'830		34'426	1255	141	33'030	251'000			
1973	801'900	6'900	5'660	49'180	35'306	1185	201	33'920	271'000			
1974	781'700	6'700	5'420	50'350	37'544	1180	164	36'200	295'000			
1975	767'500	7'200	5'670	51'970	38'292	905	167	37'220	314'000			
1976	716'800	7'670	6'200	53'820	38'916	1000	116	37'800	329'000			
1977	712'100	7'660	6'340	52'140	40'115	960	155	39'000	347'000			
1978	732'300	7'440	6'290	52'860	40'558	595	153	39'810	358'000			
1979	765'500	7'670	6'340	54'970	39'929	470	129	39'330	372'000			
1980	776'200	7'070	6'130	56'270	41'574	635	159	40'780	376'000			
1981	798'600	7'080	6'130	58'970	43'490	680	90	42'720	388'000			
1982	791'600	6'640	5'950	57'830	45'274	720	104	44'450	394'000			
1983	787'600	6'460	5'760	59'360	48'000	875	105	47'020	403'000			
1984	810'200	6'550	5'790	60'500	48'488	965	83	47'440	418'000			
1985	817'600	6'260	5'570	62'970	48'855	1205	50	47'600	439'000			
1986	842'600	6'150	5'300	61'500	47'812	580	72	47'160	454'000	9'138	262	1'630
1987	824'200	5'800	5'000	61'130	49'169	570	69	48'530	462'000	6'247	249	1'203
1988	799'940	5'290	4'665	60'750	50'882	458	74	50'350	480'200	9'882	217	1'472
1989	741'520	4'995	4'430	61'020	51'776	482	74	51'220	486'300	7'993	179	1'220
1990	714'200	4'740	4'145	59'000	50'460	493	77	49'890	496'200	8'715	209	1'400
1991	727'600	4'480	3'880	56'540	49'670	509	81	49'080	514'000	7'840	218	1'292
1992	721'550	4'275	3'495	59'150	49'389	464	105	48'820	528'300	7'811	241	1'515
1993	710'190	4'050	3'460	56'210	49'814	274	80	49'460	529'700	7'548	197	1'142
1994	714'185	3'835	3'380	56'550	49'701	334	92	49'275	538'930	7'166	185	1'203
1995	704'075	3'535	3'170	57'140	49'348	302	101	48'945	554'670	7'722	193	1'123
1996	708'680	3'505	3'085	58'350	49'205	382	93	48'730	572'410	9'205	198	1'913

Année	Oxygène tonnes	Ptot tonnes	P-PO ₄ ³⁻ tonnes	Σ Ntot tonnes	Nmin tonnes	N-NH ₄ ⁺ tonnes	N-NO ₂ ⁻ tonnes	N-NO ₃ ⁻ tonnes	Cl ⁻ tonnes	COP tonnes	Ppart tonnes	Npart tonnes
1997	721'005	3'230	2'885	57'690	48'701	357	94	48'250	596'140	9'207	185	1'981
1998	707'750	3'395	3'020	56'430	47'764	434	80	47'250	604'630	8'596	186	1'897
1999	753'185	3'360	2'990	56'780	48'002	283	64	47'655	615'910	7'905	193	1'134
2000	778'880	3'130	2'725	53'910	47'815	250	115	47'450	635'650	9'413	212	1'263
2001	726'525	2'930	2'465	58'270	48'818	152	66	48'600	651'600	8'065	197	1'105
2002	724'005	2'915	2'530	56'460	46'875	178	67	46'630	672'320	8'322	172	'962
2003	737'325	2'805	2'370	54'310	49'550	206	114	49'230	684'220 ^b	8'034	200	1'205
2004	779'535	2'530	2'235	59'790	52'161	174	107	51'880	696'130	8'108	217	1'280
2005	795'590	2'520	2'065	53'820	50'453	210	133	50'110	722'920	11'840	253	1'888
2006	839'395	2'370	1'940	57'460	50'589	211	98	50'280	738'040	9'210	204	1'594
2007	770'580	2'205	1'795	57'010	50'890	232	88	50'570	739'090	9'826	198	1'506
2008	759'470	2'370	1'835	54'420	45'464	285	129	45'050	740'860	8'864	177	1'018
2009	797'005	1'955	1'650	51'860	42'189	262	97	41'830	754'990	9'761	154	935
2010	787'035	1'915	1'650	53'710	43'143	258	175	42'710	784'240	9'429	175	749
2011	767'596	1'938	1'684	48'805	39'667	355	116	39'196	802'776	7'424	176	832
2012	792'869	1'853	1'445	48'710	40330	463	212	39'655	819'208	8'575	224	868
2013	790'941	1'696	1'467	53'708	51'342	270	133	50'939	848'029	7'952	191	808
2014	735'593	1'762	1'438	53'299	49'603	309	114	49'180	872'189	8'248	173	916
2015 ^b	737'880	1'634	1'359	54'438	49'880	396	146	49'364	894'400	8'712	189	774
2016	699'180	1'643	1367	55'728	49'966	404	120	49'450	901'280	8'041	172	748

b : valeurs interpolées

Tableau 4A : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

Table 4A : Expanded uncertainties of main physico-chemical analysis

Paramètre	Unité	Incertitude élargie * U (%)
pH		0.5
TAC	meq·L ⁻¹	4
χ	S·cm ⁻¹	4
NO ₃ ⁻	µgN·L ⁻¹	8
NO ₂ ⁻	µgN·L ⁻¹	3
NH ₄ ⁺	µgN·L ⁻¹	8
Ntot	µgN·L ⁻¹	9
NOP	µgN·L ⁻¹	6
PO ₄ ³⁻	µgP·L ⁻¹	9
Ptot	µgP·L ⁻¹	8
Ppart	µgP·L ⁻¹	8
COP	µgC·L ⁻¹	3
Cl ⁻	mgCl·L ⁻¹	5
SiO ₂	mgSiO ₂ ·L ⁻¹	6

* 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 SUITE

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, le rayonnement global, le vent et la Rose des vents à Changins (calculée par Météo Suisse). Depuis 2003, les unités du rayonnement global et de la vitesse du vent ont été conservées afin de faciliter les comparaisons avec les rapports des campagnes précédentes. 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 2016, les températures des mois de janvier et février ainsi que celles d'août et septembre peuvent être classifiées comme chaudes. Octobre, décembre et dans une moindre mesure mars, avril et mai furent inférieurs à leur moyenne inter-stations sur la période 1981 - 2010. (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2016 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2016 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	4.2	4	4.7	4.7	2.2
Février	5.0	4.7	5.1	5.3	2.9
Mars	5.7	5.8	6.1	5.9	6.5
Avril	10.0	9.6	9.9	9.8	9.9
Mai	13.3	13.0	13.5	13.2	14.4
Juin	17.7	17.3	17.6	17.7	17.7
Juillet	20.8	20.7	20.9	21.0	20.1
Août	20.4	20.5	20.7	20.5	19.7
Septembre	18.0	18.0	18.3	18.1	15.8
Octobre	9.9	10.0	10.4	10.6	11.5
Novembre	6.2	6.0	6.8	6.8	6.0
Décembre	1.4	1.5	2.8	2.8	3.3
Moyenne annuelle	11.1	10.9	11.4	11.4	10.8

En 2016, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.2 °C. Avec cette température, l'année 2016 se classe au 12^e rang (la plus chaude étant 1994 avec 11.9 °C et la plus fraîche 1985 avec 9.4 °C) de la période 1980 - 2016. (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	1999	11.0
1982	10.6	2000	11.6
1983	10.4	2001	11.0
1984	9.7	2002	11.5
1985	9.4	2003	11.7
1986	10.0	2004	11.0
1987	10.1	2005	10.6
1988	10.9	2006	11.3
1989	11.0	2007	11.4
1990	11.2	2008	10.9
1991	10.4	2009	11.3
1992	10.9	2010	10.3
1993	10.4	2011	11.8
1994	11.9	2012	11.1
1995	10.9	2013	10.3
1996	10.2	2014	11.7
1997	11.1	2015	11.7
1998	11.0	2016	11.2

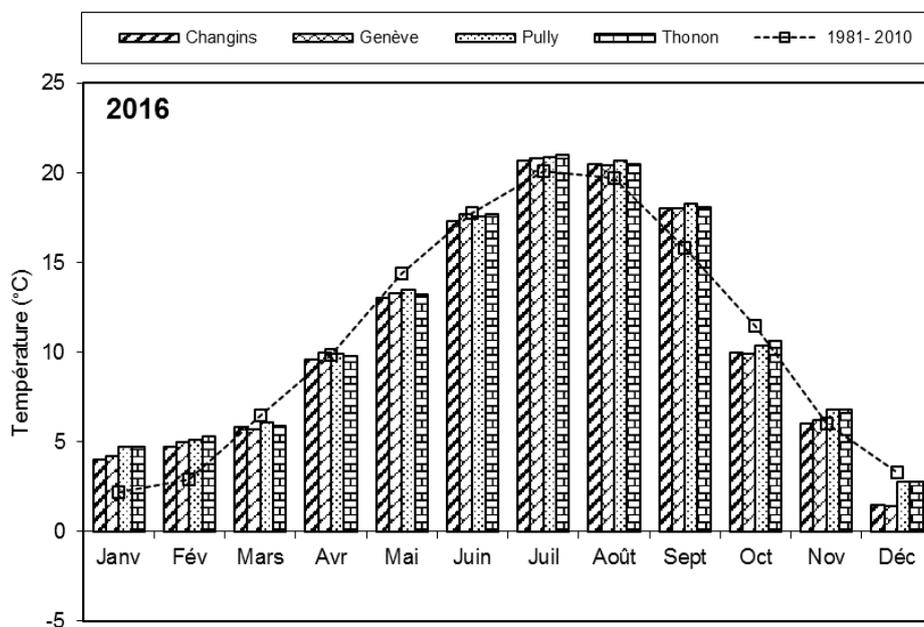


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2016 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2016 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

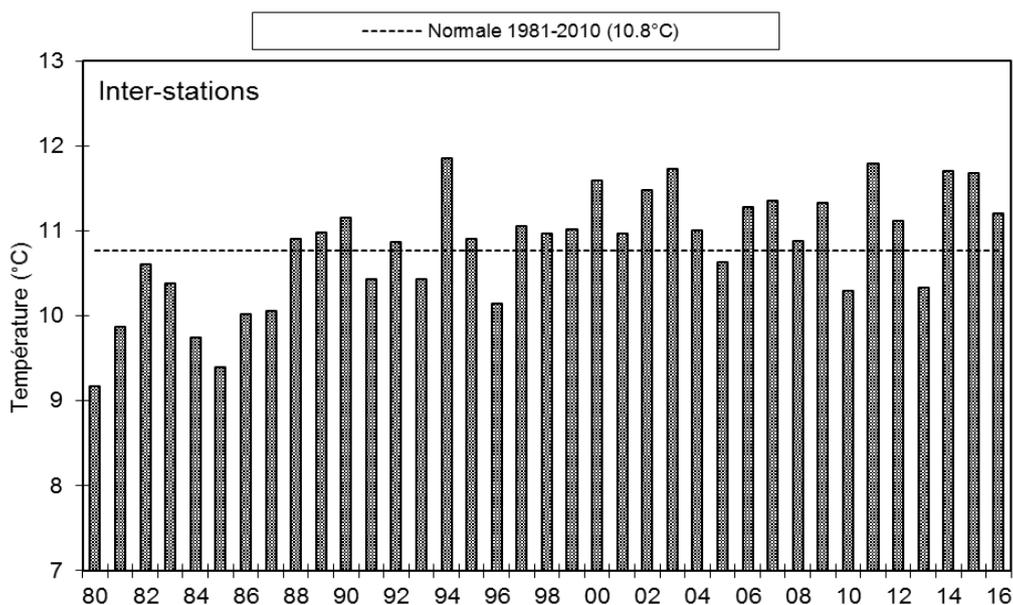


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2016 sur le bassin lémanique est de 1'115 mm, soit 100 mm supérieur à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Ce qui donne pour l'année 2016 un excédent de 10.5 % par rapport à la normale 1981 - 2010. Pully est la station la plus arrosée avec 1'364.1 mm, Genève avec 885.4 mm à les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

Les mois d'août, septembre et décembre furent particulièrement secs.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2016.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2016.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	165.5	185.2	183.3	148	72.9
Février	81.7	116.5	104.2	102	60.8
Mars	38.9	41.3	70.6	60.5	68.5
Avril	93.5	110.4	134.8	136.5	73.5
Mai	76.7	114.8	152.5	112.5	92.8
Juin	132.6	129	141.6	135	94.3
Juillet	63.3	75.8	177	125.5	83.8
Août	21.1	22.4	66.8	34	86.6
Septembre	33.2	40.2	74.4	67	99.0
Octobre	89.7	94.3	125.7	112	102.5
Novembre	89	128.5	133.2	119	83.0
Décembre	0.2	0.1	0	0	88.9
Total annuel	885.4	1058.4	1364.1	1152.0	1'008.9

En inter-stations, l'année 2016 se classe au 8e rang (sur 36) de la chronologie pluviométrique 1980 - 2016 (le 1er étant 2001 avec 1'298 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	1999	1'266.0
1982	1'037.5	2000	1'028.2
1983	1'022.3	2001	1'298.7
1984	911.8	2002	1'169.5
1985	957.1	2003	760.6
1986	964.2	2004	980.0
1987	1'044.8	2005	775.1
1988	1'078.0	2006	1'069.2
1989	660.7	2007	1'135.7
1990	1'093.9	2008	1'047.8
1991	860.3	2009	849.9
1992	1'057.8	2010	815.5
1993	1'060.5	2011	750.1
1994	1'124.1	2012	1'092.3
1995	1'194.7	2013	1'219.0
1996	972.8	2014	1'068.1
1997	1'022.9	2015	808.7
1998	924.6	2016	1115.0

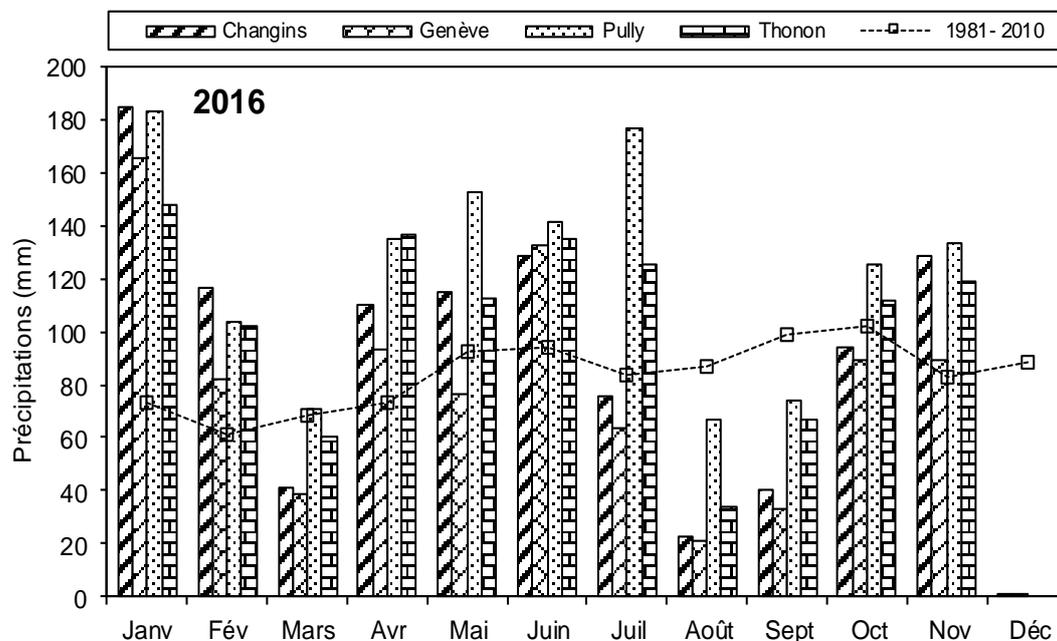


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2016 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2016 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

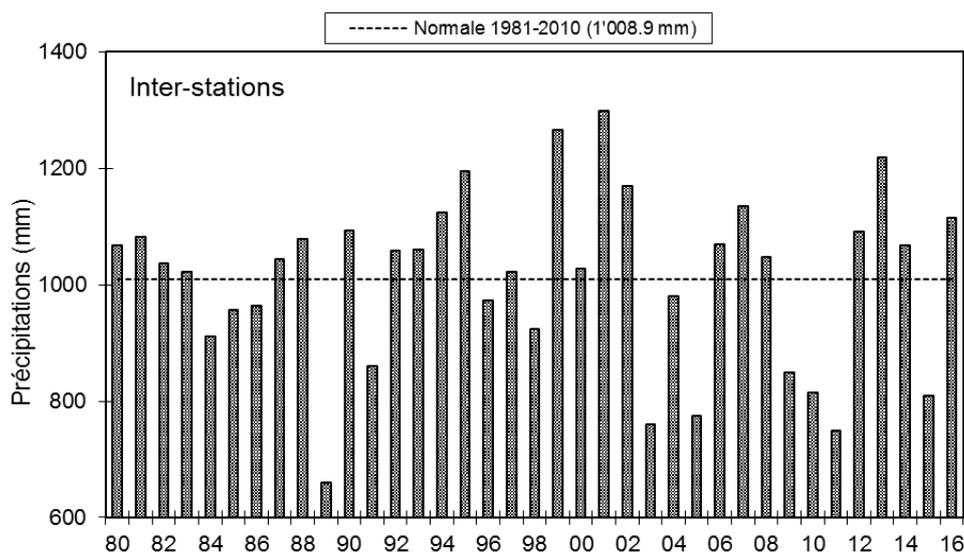


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

Le deuxième semestre de l'année 2016 fut particulièrement ensoleillé, surtout les mois de juillet, août et septembre (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2016 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2016 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	56	63	59	55	62.4
Février	43	48	42	46	90.7
Mars	156	164	163	159	156.4
Avril	131	142	136	145	182.1
Mai	188	186	196	226	208.1
Juin	191	180	180	232	236.7
Juillet	301	297	287	304	258.6
Août	287	287	284	271	236.8
Septembre	228	234	218	204	183.6
Octobre	122	138	137	107	120.0
Novembre	72	79	65	56	69.2
Décembre	44	70	78	36	49.8
Total annuel	1'821	1'887	1'844	1'839	1'841.5

L'année 2016 avec une moyenne inter-stations de 1'848 heures est une année moyennement ensoleillée. Elle se classe 19^e sur la période 1980 - 2016 (la 1^e étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987 avec 1'442 h) (tableau 3.2, figure 3.3).

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

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

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1981	1'557.5	1999	1'770.1
1982	1'730.8	2000	1'998.9
1983	1'635.7	2001	1'837.6
1984	1'713.3	2002	1'828.6
1985	1'829.2	2003	2'290.5
1986	1'611.0	2004	2'000.1
1987	1'442.5	2005	2'138.4
1988	1'652.7	2006	1'992.4
1989	1'864.4	2007	2'096.7
1990	1'973.2	2008	1'961.9
1991	1'870.0	2009	2'028.4
1992	1'676.1	2010	1'817.3
1993	1'669.2	2011	2'203.0
1994	1'707.5	2012	2'008.4
1995	1'896.5	2013	1'813.2
1996	1'769.3	2014	1'902.8
1997	1'948.4	2015	2'028.6
1998	1'981.7	2016	1'847.7

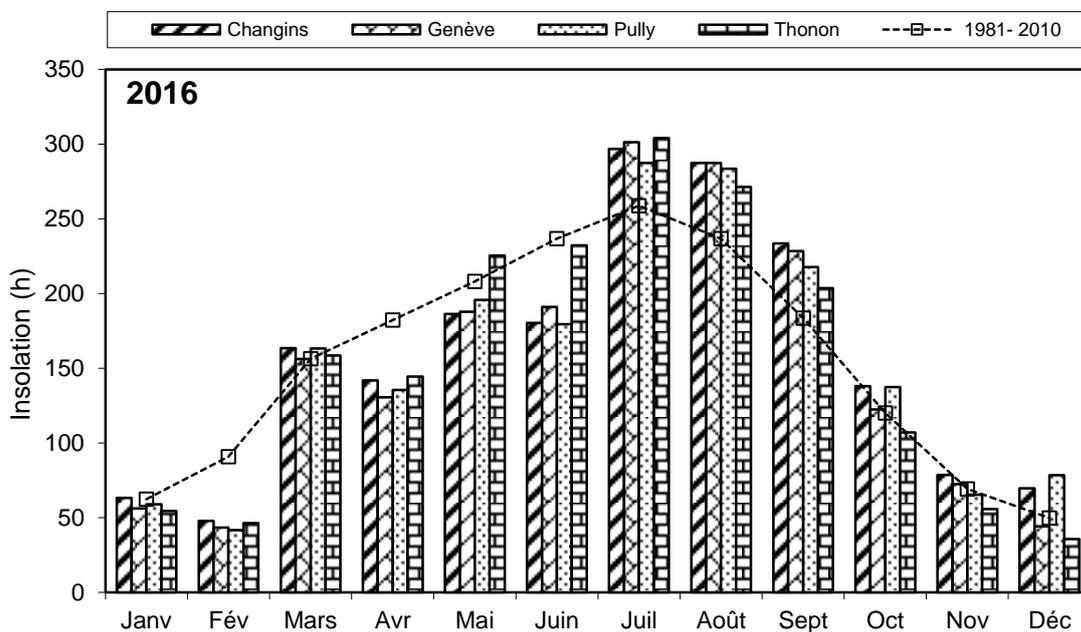


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2016 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2016 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

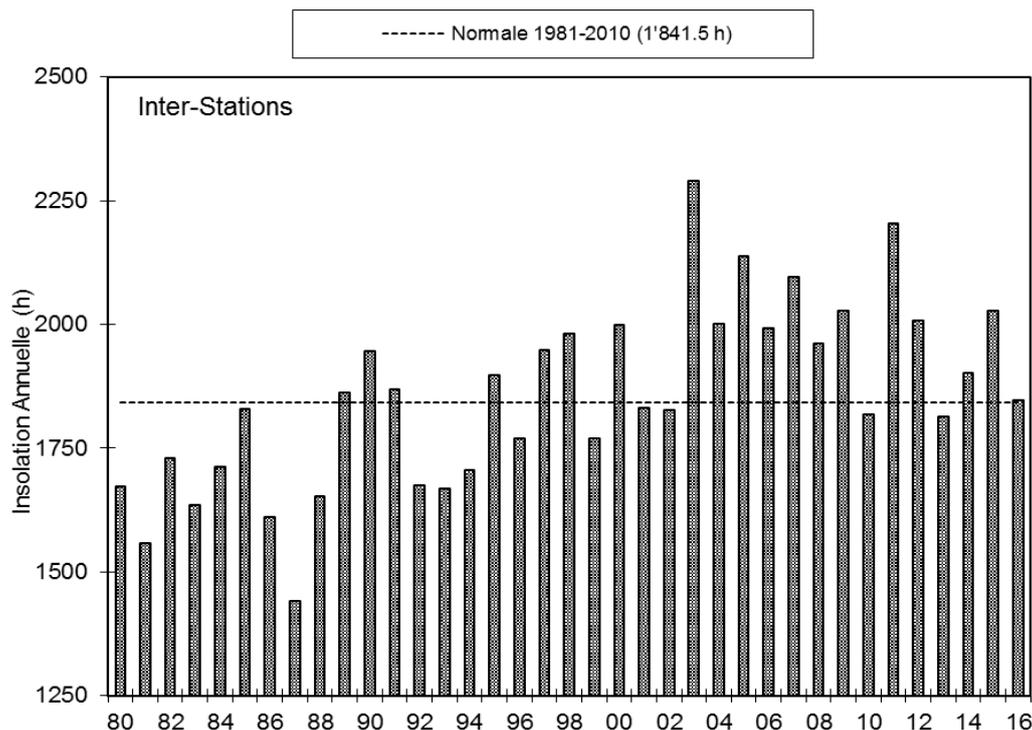


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

Les stations de Genève, Changins, Pully et Thonon sont équipées pour la mesure du rayonnement global (tableau 4.1, figure 4.1).

La moyenne inter-stations pour l'année 2016 est de $12.6 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2016 (moyenne journalière en $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2016 (mean daily irradiation in $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	3.9	3.9	4.0	3.3	3.6
Février	5.4	5.4	4.9	4.4	6.5
Mars	12.4	12.4	12.4	11.3	11.2
Avril	14.7	14.6	14.0	13.2	15.6
Mai	19.9	19.0	18.8	19.0	18.8
Juin	21.3	20.5	19.7	20.4	21.3
Juillet	24.4	23.9	22.8	23.4	21.3
Août	21.6	20.9	20.6	20.0	18.2
Septembre	16.3	16.0	14.7	14.4	13.4
Octobre	8.4	8.6	8.8	7.1	7.9
Novembre	4.7	4.8	4.5	3.8	4.3
Décembre	2.9	3.5	4.3	2.5	2.9
Moyenne Annuelle	13.0	12.8	12.5	11.9	12.04

Pour l'inter-stations en 2016, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'584. MJ·m⁻², ce qui classe l'année, 11^e sur la période 1981 - 2016 (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	1999	4'188
1982	4'391	2000	4'488
1983	4'239	2001	4'310
1984	4'274	2002	4'337
1985	4'485	2003	4'894
1986	4'178	2004	4'858
1987	3'956	2005	4'712
1988	4'139	2006	4'593
1989	4'325	2007	4'671
1990	4'401	2008	4'486
1991	4'415	2009	4'837
1992	4'219	2010	4'575
1993	4'126	2011	5'000
1994	4'100	2012	4'747
1995	4'339	2013	4'547
1996	4'310	2014	4'653
1997	4'405	2015	4'869
1998	4'378	2016	4'584

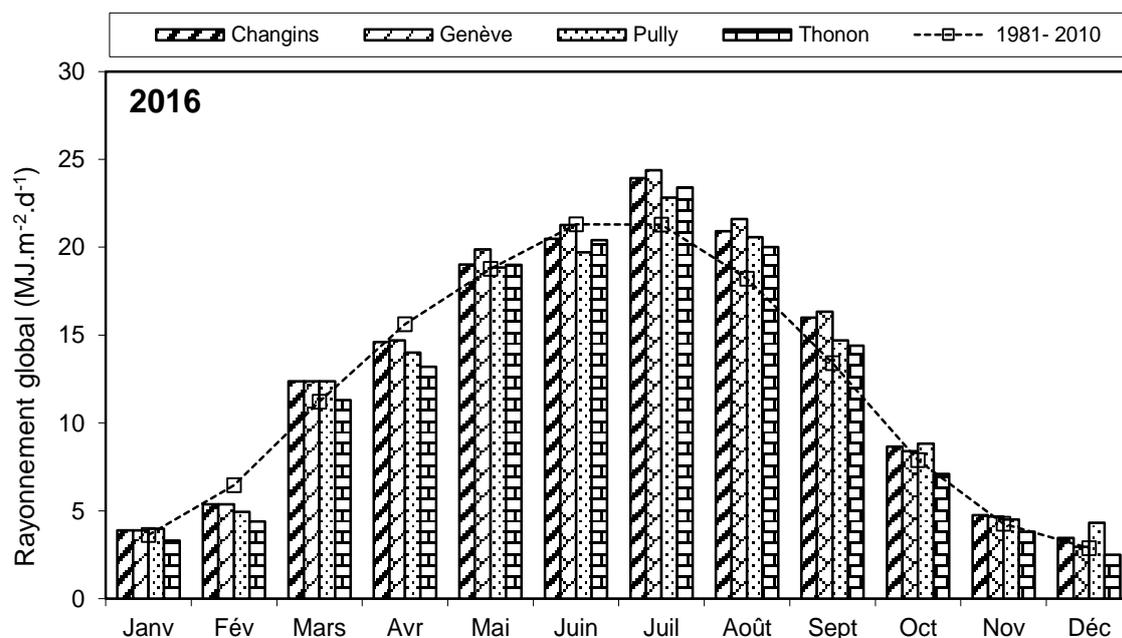


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2016 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1: Mean monthly global solar irradiation at each station in 2016 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

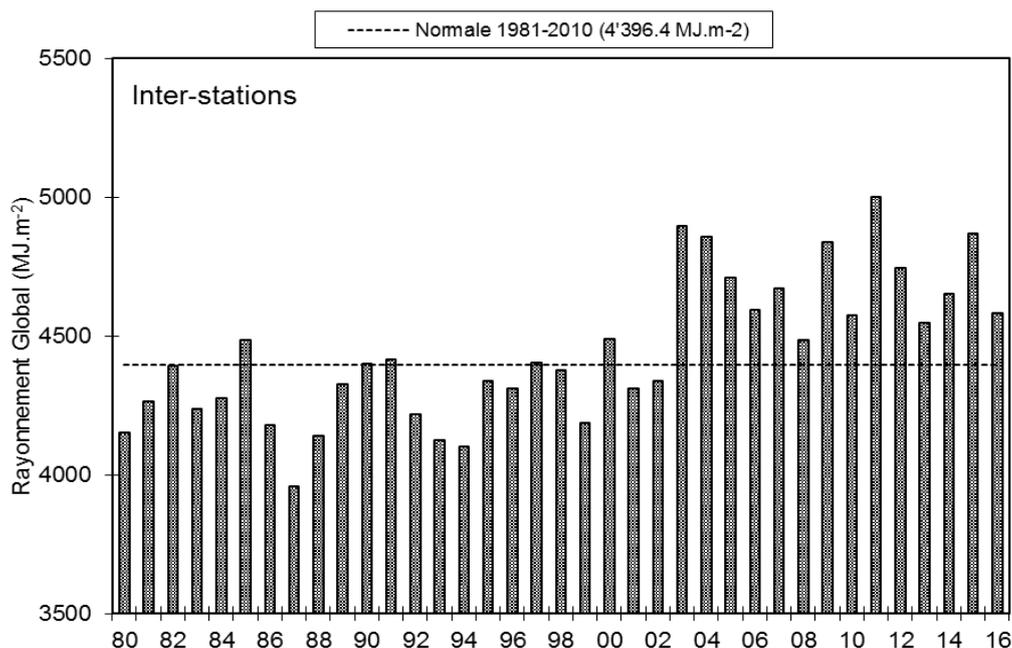


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations (MJ.m⁻²).

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

6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

En 2016 à Changins, station de référence, le 1^{er} trimestre fut venteux, par contre le mois de décembre fut plutôt calme. Le reste de l'année la vitesse du vent est dans 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 2014 (m.s⁻¹)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2014 (m.s⁻¹).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Changins 1981-2010
Janvier	2.5	2.5	1.7	1.3	2.4
Février	3.3	3.3	1.9	1.9	2.8
Mars	3.0	3.3	1.9	1.8	3.3
Avril	2.5	2.5	1.7	1.3	3.3
Mai	2.5	2.5	1.7	1.2	2.8
Juin	2.2	1.9	1.4	1.0	2.8
Juillet	2.2	2.2	1.7	1.1	2.7
Août	1.9	2.2	1.7	1.1	2.6
Septembre	1.9	1.9	1.4	1.0	2.6
Octobre	2.2	2.2	1.7	1.4	2.4
Novembre	2.5	2.2	1.7	1.6	2.5
Décembre	1.4	1.4	1.1	0.9	2.6
Moyenne annuelle	2.4	2.4	1.6	1.3	2.7

Pour l'année 2016 à Changins, il a été enregistré 21 jours de vent fort ($> 5 \text{ m.s}^{-1}$) dont 14 (+1) jours durant le 1^e trimestre (figure 5.2). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé pour l'année 2016 le 23 mars (avec 9.42 m.s^{-1}). De plus, il y a eu en 2016, 3 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m.s^{-1} (que l'on peut intégrer au nombre de jours à vent fort, car les données de vent sont fournies arrondies et en km/h).

Tableau 5.2 : Vent moyen annuel à Changins (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	1999	2.9
1982	2.6	2000	2.6
1983	2.7	2001	2.8
1984	3.4	2002	2.6
1985	3.0	2003	2.3
1986	2.9	2004	2.4
1987	2.7	2005	2.2
1988	3.1	2006	2.4
1989	3.0	2007	2.7
1990	3.1	2008	2.5
1991	3.2	2009	2.6
1992	2.8	2010	2.6
1993	2.9	2011	2.2
1994	2.7	2012	2.6
1995	2.9	2013	2.4
1996	2.7	2014	2.3
1997	2.5	2016	2.5
1998	3.0	2016	2.4

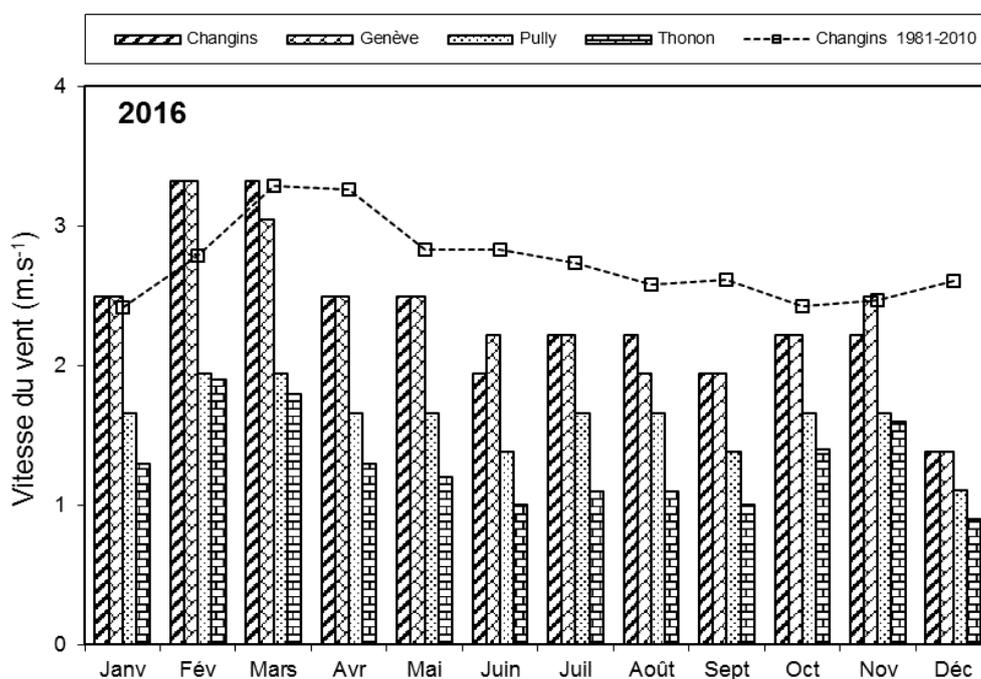


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2016 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2016 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

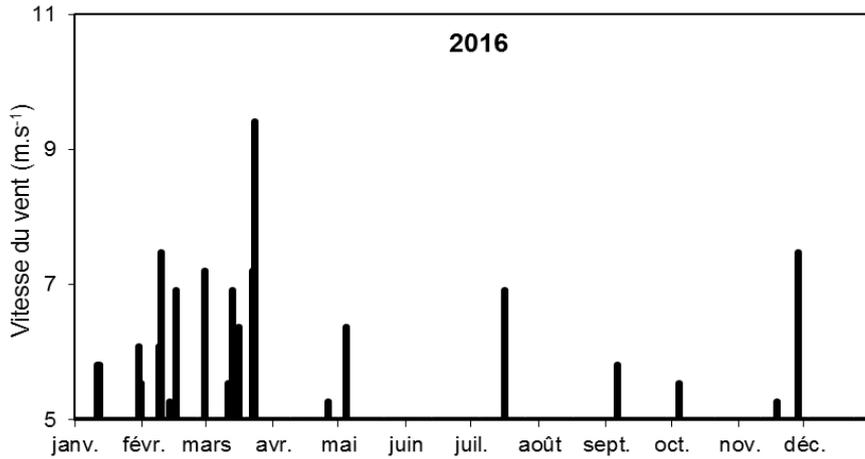


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2016) des vents forts (> 5 m·s-1) à Changins.

Figure 5.2: Annual distribution (in 2016) of strong winds (> 5 m·s-1) at Changins.

6.2 ROSE DES VENTS

Pour l'année 2016 à Changins, 60 % des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-O-N. Les vents qui sont supérieurs à 5 m·s⁻¹ représentent 12.4% des vents totaux, 52.4 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 31.5 % sont d'origine opposée S-O.

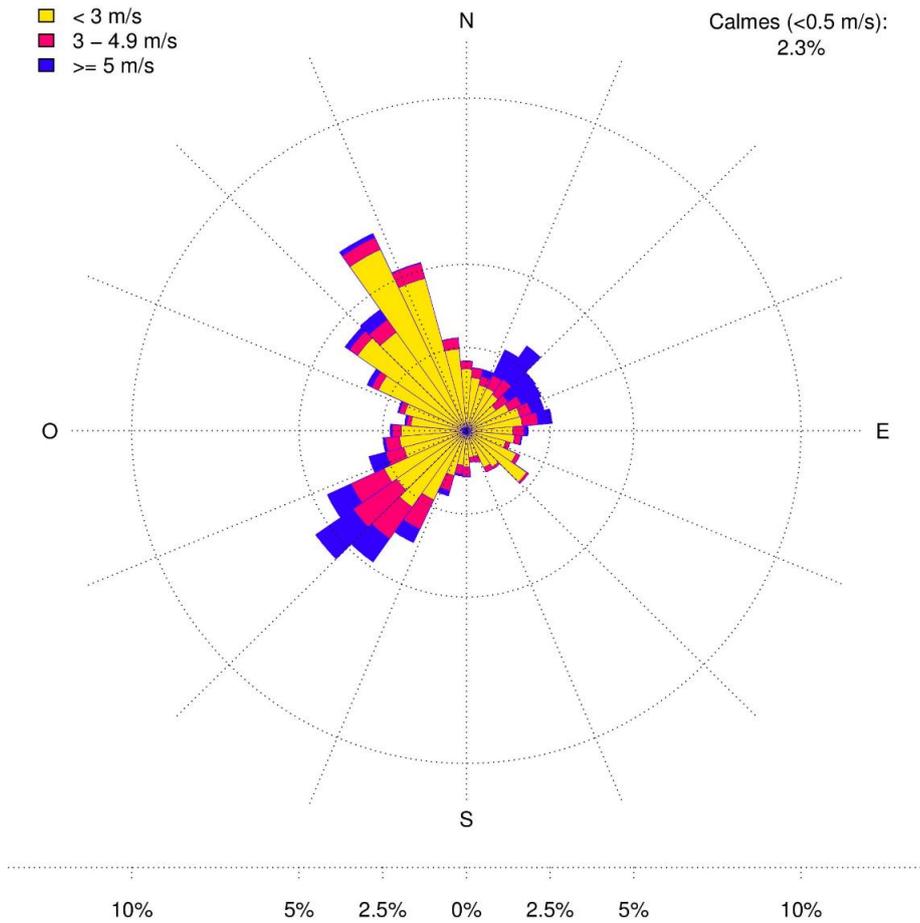


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2016 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle : % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2016 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2016

PAR

Audrey KLEIN

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

ACW - 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 des pesticides, des résidus médicamenteux et des 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 brute a également pour finalité le contrôle de la ressource en eau potable de plus de 900'000 personnes que représente le Léman.

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 le Léman.

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 brutes 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 sont prélevés deux fois par année au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1 et tableau 1) à quatre profondeurs, après brassage éventuel des eaux (printemps) et en période de stratification (automne).

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

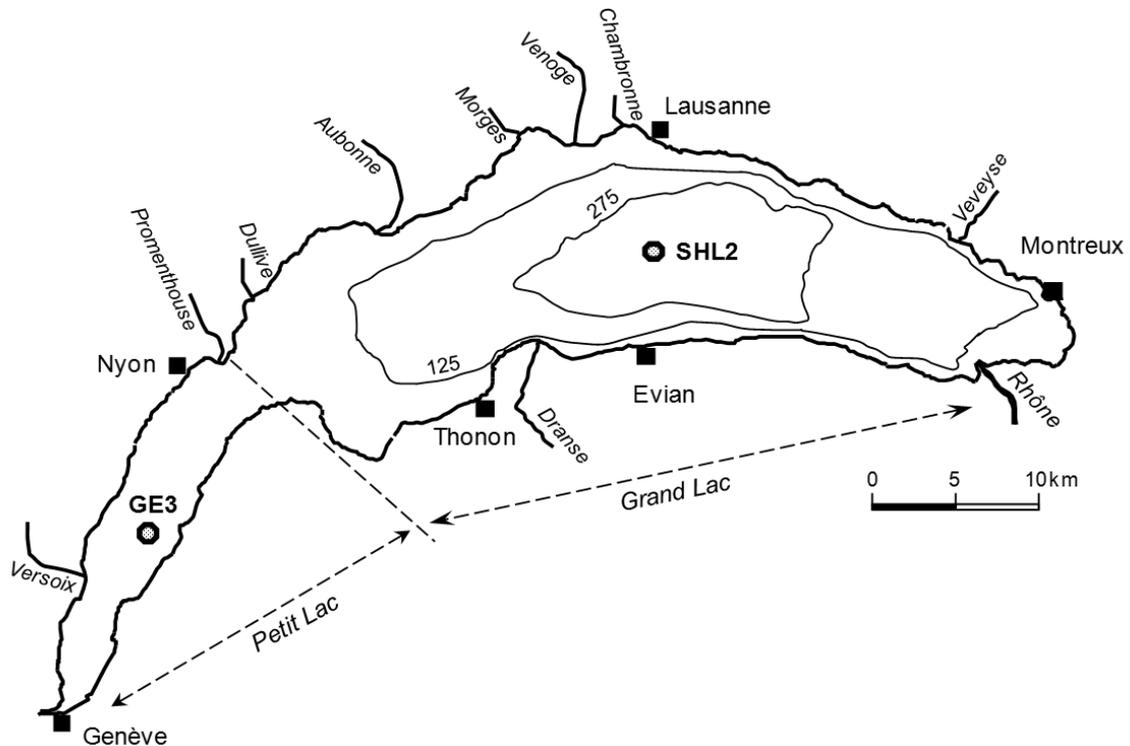


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

Tableau 1 : dates des campagnes de prélèvements pour l'analyse des métaux totaux et dissous, des pesticides et des résidus médicamenteux

Table 1 : dates of sampling programme for the analysis of total and dissolved metals, pesticides and medicinal residues.

Substances	Profondeurs	20.01.2016	02.03.2016	06.06.2016	09.09.2016
Métaux lourds 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
Résidus de produits pharmaceutiques	15, 100 m	x		x	x

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Métaux

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

Les analyses de métaux dissous 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 après filtration à 0.45 µm et acidification des échantillons. Le dosage du cadmium, chrome, cuivre et plomb s'effectue par ICP-MS (spectrométrie par torche à plasma couplée à la spectrométrie de masse) et le mercure est dosé par spectrométrie à absorption 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 mode tandem (LC-MS/MS). La liste des substances recherchées comprend 383 molécules d'intérêt (annexe 1).

Médicaments

Les échantillons sont analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par HPLC MS/MS sur une palette de 65 résidus médicamenteux (annexe 2).

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. La confiance en des mesures correctes, principalement pour les micropolluants, est également assurée par la participation des laboratoires à diverses campagnes d'inter-calibration dont, entre autres, celles organisées par la CIPEL et qui font l'objet d'un rapport (VARGAS 2017).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. MÉTAUX

Les concentrations mesurées en métaux 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 (OSEC 1995 et Directive européenne CE/1998/83). Pour le cuivre, les teneurs ont diminué d'un facteur 10 par rapport aux teneurs mesurées jusqu'au début des années 2000.

Concernant les analyses de manganèse effectuées dans la couche profonde du lac (275, 300, 305 et 309 m), pour mettre en évidence un éventuel risque de relargage par les sédiments dans des conditions d'anoxie, celles-ci demeurent faibles mais montrent des signes d'anoxie en fin d'été (tableau 3).

Depuis 2014, des analyses sont effectuées sur les métaux dissous pour vérifier la conformité des teneurs aux normes qui figurent dans l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux (OEaux 1998). Les résultats des deux campagnes réalisées en 2016 sont conformes aux normes (tableau 4).

Tableau 2 : Métaux totaux - Campagnes du 02 mars 2016 et du 09 septembre 2016. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 2: Survey done on 02 March, 2016 and on 09 September 2016. 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 OSEC	10.0	3.0	50.0	-	1.0
02.03.2016	mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	0.2 ± 0.03	< 0.5	< 0.2
	mélange 200 et 305	< 0.5	< 0.02	0.2 ± 0.03	< 0.5	< 0.2
09.09.2016	mélange 1 et 30 m	< 0.5	< 0.02	< 0.1	< 0.5	< 0.2
	mélange 200 et 305	< 0.5	< 0.02	< 0.1	0.8 ± 0.05	< 0.2

Tableau 3 : Manganèse - Campagnes du 02 mars 2016 et du 09 septembre 2016. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 3: Survey done on 02 March, 2016 and on 09 September 2016. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

	02.03.2016	09.09.2016
Profondeur (m)	Teneurs en µg/L	
275 m	< 1.0	< 1.0
300 m	< 1.0	< 1.0
305 m	1.0 ± 0.2	< 1.0
309 m	< 1.0	10.0 ± 1.7

Tableau 4 : Métaux dissous - Campagnes du 02 mars 2016 et du 09 septembre 2016. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 4 : Survey done on 02 March, 2016 and on 09 September 2016. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

Date	Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium (µg/L)	Chrome (µg/L)	Cuivre (µg/L)	Mercure (µg/L)
	Normes OEaux	1.0	0.05	2.0	2.0	0.01
02.03.2016	mélange 1 et 30 m	<0.1	< 0.006	0.06	< 0.5	<0.05
	mélange 200 et 305 m	<0.1	< 0.006	< 0.06	< 0.5	<0.05
09.09.2016	mélange 1 et 30 m	<0.1	n.d	0.1	0.51	<0.05
	mélange 200 et 305 m	<0.1	< 0.006	0.06	< 0.5	<0.05

4.2. PESTICIDES (PHYTOSANITAIRES)

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

Dès 2011, le nombre de substances déterminables s'est accru notablement du fait de nouvelles techniques analytiques (ORTELLI *et al.* 2012). Toutefois le nombre de substances détectées n'a quant à lui pas forcément augmenté. Sur un total de 383 pesticides, une vingtaine de substances sont détectées (tableau 5), selon les méthodes analytiques en vigueur et les limites de détection des appareils de mesure.

En 2016, les teneurs en pesticides totaux oscillent entre 0.06 et 0.2 µg/L (tableau 5 et figure 2). Ces valeurs s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2008 et restent inférieures aux réglementations en vigueur :

- du point de vue de la santé publique, les valeurs mesurées sont toujours inférieures aux réglementations suisse et française fixant pour les eaux de boisson une teneur maximale à 0.5 µg/L pour la somme des pesticides (Directive CE/98/83 et OSEC 1995) ;
- du point de vue environnemental, ces substances sont bien inférieures (d'un facteur 100) aux normes de qualité environnementale (NQE) pour les substances prioritaires et certains autres polluants, au sens de la directive cadre sur l'eau déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 200/105/EC).

La baisse significative constatée en 2008 est liée à la réduction des rejets de pesticides d'origine industrielle, dont 2 principales substances (le foramsulfuron et le metalaxyl) avaient été mises en évidence en 2004 à des teneurs particulièrement élevées dans le lac (EDDER *et al.* 2006).

Depuis 2008, nous pouvons observer une évolution variable des teneurs entre les campagnes de printemps et celles de fin d'été, début d'automne :

- en 2015, 2014, 2011 et 2008, les concentrations totales en pesticides sont au printemps, entre 2 et 3 fois plus élevées que celles mesurées à la fin de l'été ou au début de l'automne ;
- en 2012, 2010 et 2009, la tendance s'inverse avec des teneurs plus élevées en automne qu'au printemps ;
- les années 2013 et 2016 ne présentent pas de différence significative entre les campagnes de printemps et celles de fin d'été, début d'automne.

En considérant la pluviométrie moyenne mensuelle du mois qui précède le prélèvement effectué au point SHL2 (données météorologiques issues des rapports CIPEL 2009 à 2015), nous pouvons observer qu'il s'agit d'un paramètre important à prendre en considération dans l'interprétation des résultats. En effet, l'influence des événements pluvieux qui ont précédé les campagnes d'analyse au point SHL2 vont induire un lessivage des sols pouvant entraîner des quantités variables de substances vers les milieux aquatiques.

Par ailleurs, les pratiques agricoles dans le bassin versant et les risques de transfert vers les eaux (CONDAMINES 2015), les apports d'origine industrielle issus du Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015) ainsi que les apports de micropolluants d'origine domestique issus des rejets de stations d'épuration (METTLER *et al.* 2014), sans qu'ils soient pour autant exhaustifs, sont d'autres sources et éléments de connaissance à prendre en considération dans l'interprétation des résultats.

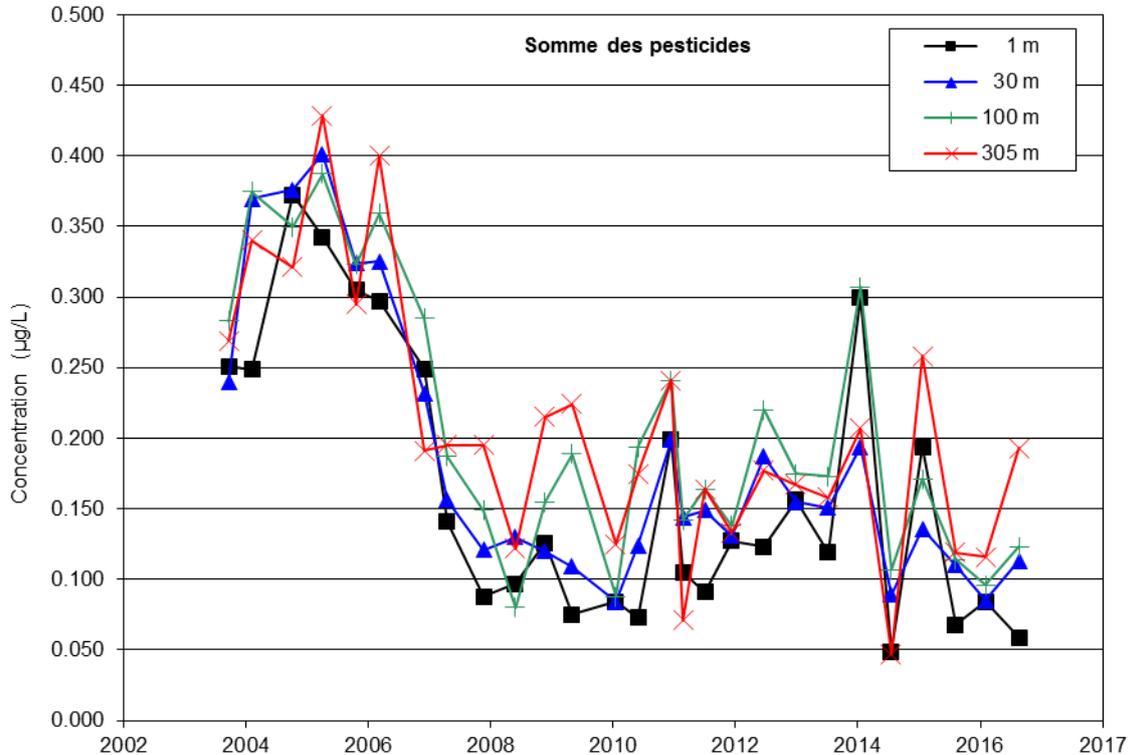


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2004 à 2016 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2016 at 4 depths.

4.2.2. Evolution des concentrations individuelles à 30m de profondeur

En 2016, seuls quelques composés comme l'atrazine et son métabolite l'atrazine-desethyl-desisopropyl, le metalaxyl et l'AMPA (métabolite du glyphosate), ont été quantifiés à des teneurs très légèrement supérieures ou égales à 0.010 µg/L (tableau 5).

Ces valeurs sont inférieures d'un facteur 10, à la limite maximale autorisée par substance individuelle dans les eaux potables, qui est fixée à 0.1 µg/L. A noter que l'AMPA est la substance présente avec les teneurs les plus élevées, à toutes les profondeurs, et lors des campagnes de printemps et d'automne.

Toutes les autres concentrations individuelles mesurées demeurent, et ce à toutes les profondeurs investiguées, à des teneurs qui oscillent entre 1 et 10 ng/L, dont une nouvelle substance, le fluometuron, détectée en 2016 et qui est présente à toutes les profondeurs durant la campagne du 9 septembre 2016.

La figure 3 montre l'évolution depuis 2004 des pesticides décelés à des teneurs supérieures ou égales à 0.010 µg/L à la profondeur de 30 m (profondeur représentative à laquelle les crépines des installations de potabilisation pompent l'eau du lac).

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. Quant à l'augmentation de l'amidosulfuron constatée en 2014, celle-ci a pu être expliquée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015). L'augmentation des teneurs était d'origine industrielle. La situation est revenue à la normale en 2015.

La figure 4 présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations en atrazine et ses métabolites.

Compte-tenu de la marge d'erreur analytique (erreur moyenne standard de 20%, représentative de l'incertitude de mesure obtenue en validation pour l'atrazine et ses métabolites comprise entre 12 et 31% selon les substances et le niveau de concentration), on peut considérer que les teneurs en atrazine et ses métabolites sont stables depuis 2008. La valeur recalculée (du 9 septembre 2014) en atrazine-mère produisant les métabolites mesurés est sans doute une erreur due à des difficultés analytiques de détermination de la palette des 6 métabolites pris en compte pour ce calcul. En tout état de cause, 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 distributeurs d'eau détectent encore cet herbicide dans l'eau pompée du Léman en vue de sa potabilisation (S. RAMSEIER, comm. pers.).

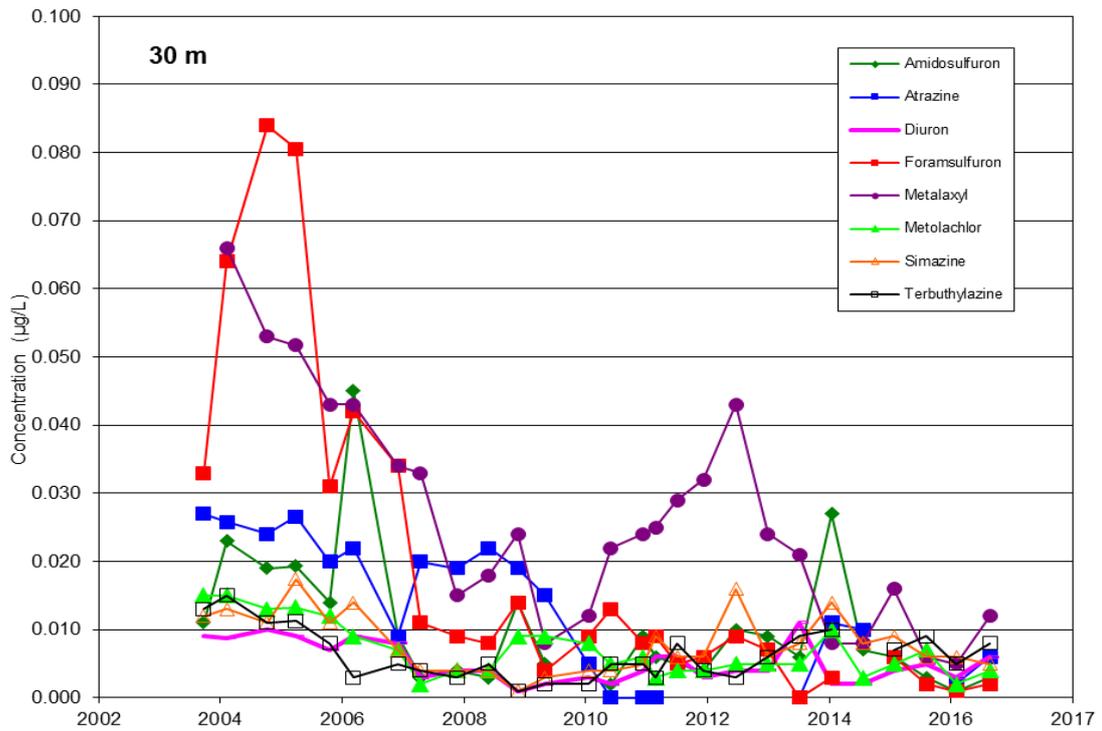


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2016.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2016.

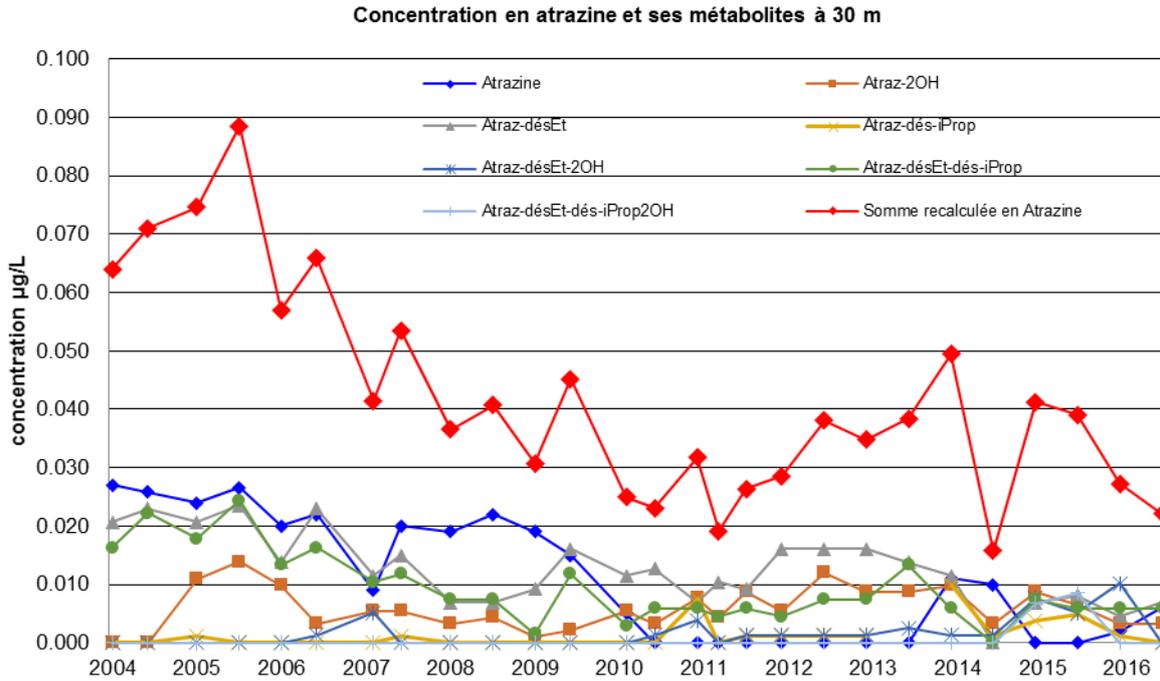


Figure 4 : Evolution des concentrations de l'atrazine et de trois de ses principaux métabolites ainsi que de la somme des teneurs en atrazine mère et de ses cinq métabolites convertis en atrazine à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2016. Les barres d'erreur représentent un pourcentage de 20%.

Figure 4 : Change in the concentrations of atrazine and three of its main metabolites at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2016 and sum of atrazine and its five metabolite concentrations all expressed in atrazine content at 30 m depth.

Tableau 5 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 2 mars et le 09 septembre 2016 à quatre profondeurs.

Table 5 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 2 March and 09 September 2016 at four depths

Pesticides	Type	02.03.16	09.09.16	02.03.16	09.09.16	02.03.16	09.09.16	02.03.16	09.09.16
		1m	1m	30m	30 m	100m	100m	305m	305m
Ametryn	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
Amidosulfuron	Herbicide	0.001	0.001	0.001	0.003	0.001	0.003	0.001	0.006
Atrazine	Herbicide	0.002	0.004	0.002	0.006	0.002	0.007	0.004	0.011
Atrazine-2-hydroxy*	Herbicide	0.003	0.002	0.003	0.003	0.003	0.004	0.005	0.005
Atrazine-desethyl*	Herbicide	0.004	0.004	0.004	0.006	0.004	0.007	0.007	0.01
Atrazine-desethyl-2-hydroxy*	Herbicide	0.001		0.001		0.002		0.002	
Atrazine-desethyl-desisopropyl*	Herbicide	0.007	0.004	0.008		0.008		0.010	
Atrazine-desisopropyl*	Herbicide	0.004		0.004	0.004	0.005	0.005	0.005	0.007
Benzamide, 2,6-Dichloro-	Métabolite	0.005	0.002	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003	0.005
Chlorotoluron	Herbicide	0.001		0.002	0.003	0.001	0.004	0.003	
Cyproconazole	Fongicide		0.001		0.002		0.002		0.003
Diuron	Herbicide	0.002	0.003	0.003	0.006	0.002	0.003	0.003	0.007
éthoxysulfuron	Herbicide	0.001		0.001		0.001		0.001	
Fluometuron			0.002		0.004		0.004		0.007
Foramsulfuron	Herbicide	0.002	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.004
Glyphosate	Herbicide	0.006	0.002	0.004	0.008	0.005	0.006	0.005	0.002
AMPA*	Métabolite	0.015		0.016	0.014	0.018	0.021	0.015	0.043
Iodosulfuron-méthyl	Herbicide	0.003		0.003		0.003		0.003	
Isoproturon	Herbicide							0.001	0.003
Metalaxyl	Fongicide	0.002	0.006	0.005	0.012	0.005	0.013	0.007	0.025
Métolachlore	Herbicide	0.002	0.003	0.002	0.004	0.003	0.005	0.004	0.008
Propiconazole	Fongicide	0.002	0.003	0.002	0.005	0.002	0.005	0.003	0.007
Simazine	Herbicide	0.005	0.003	0.006	0.005	0.006	0.005	0.009	0.008
Simazine, 2-Hydroxy-*	Herbicide		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
Terbumeton	Herbicide	0.001	0.001		0.001	0.005	0.001	0.004	0.001
Terbutylazine	Herbicide	0.005	0.007	0.005	0.008	0.005	0.008	0.006	0.009
Terbutylazine-2-hydroxy*	Herbicide	0.004	0.004	0.004	0.005	0.004	0.005	0.006	0.008
Terbutylazine, Deséthyl-*	Herbicide	0.005	0.003	0.002	0.005	0.004	0.005	0.005	0.008
Terbutryne	Herbicide		0.001	0.001	0.002	0.001	0.002		0.002
Somme des pesticides		0.08	0.06	0.09	0.11	0.10	0.12	0.12	0.19
Max		0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.04
Nbre de substances détectées		24	22	25	24	26	24	26	24

En bleu : concentration 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 2016 à 15 et 100 m de profondeur. Les résultats sont présentés dans le tableau 6.

Trois nouvelles substances ont été intégrées dans la liste de surveillance en 2016, suite aux analyses effectuées dans le Rhône (BERNARD et MANGE, 2016) et qui ont montré la présence de mémantine (substance active utilisée pour le traitement de la maladie d'Alzheimer), deanol et ribavirine. Seule la mémantine a été détectée à des teneurs entre 30 et 35 ng/L (figure 5a).

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 5b).

Quant aux autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mepivacaïne, prilocaïne), leur présence se confirme année après année au sein du lac.

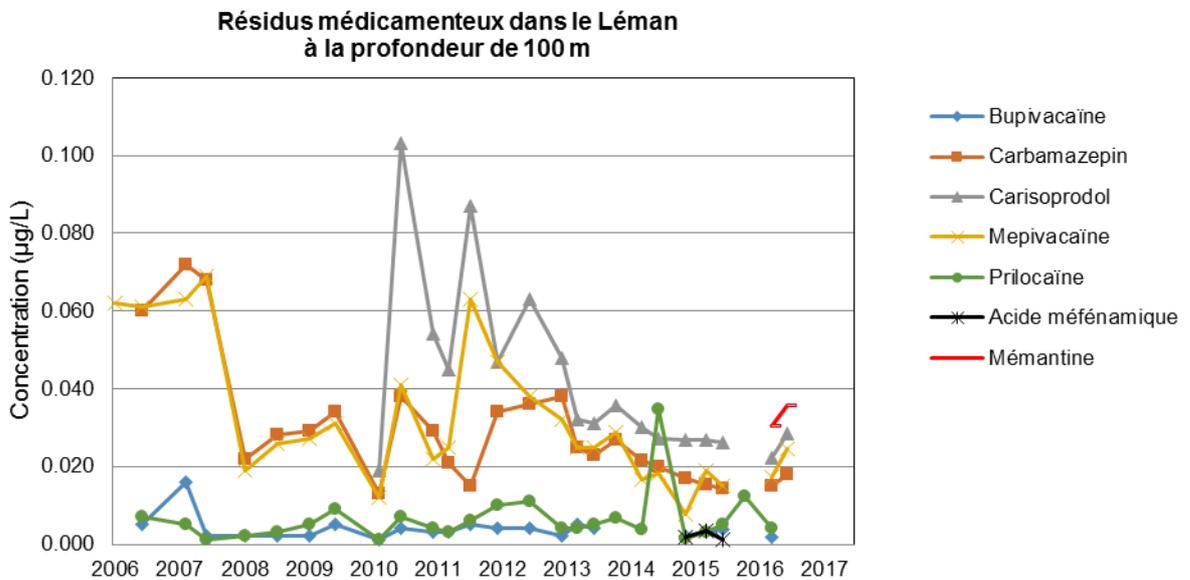


Fig. 5 a)

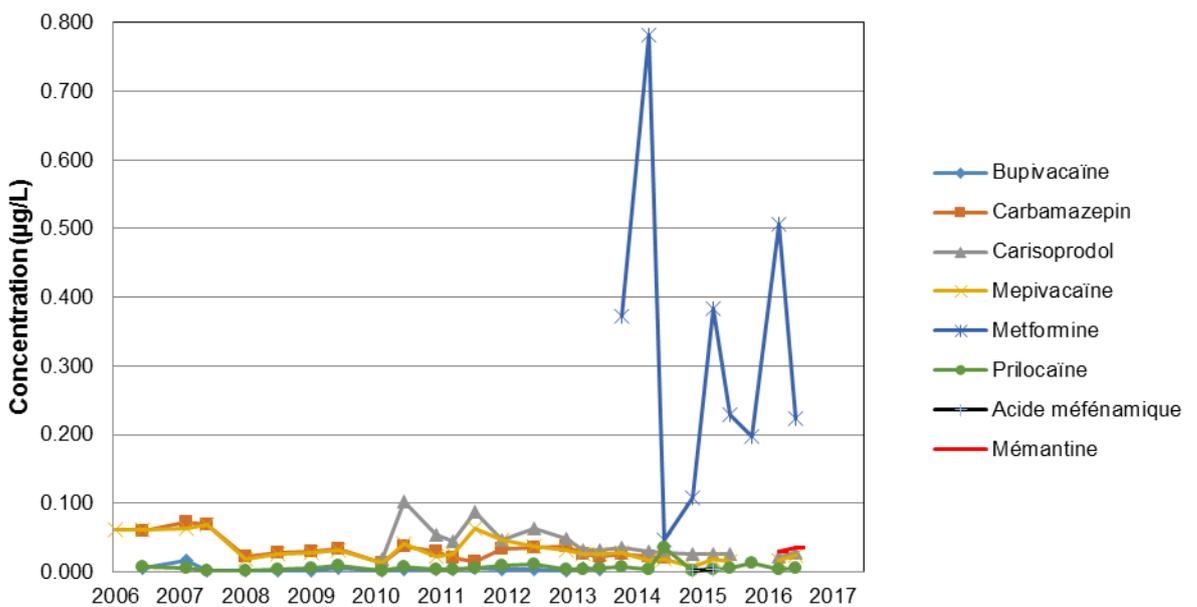


Fig. 5 b)

Figures 5 a) et b) : Evolution des concentrations en résidus médicamenteux depuis 2006 à 100 m de profondeur (station SHL2), sans (fig.a) et avec la metformine (fig.b).

Figures 5 a) and b) : Change in some pharmaceutical concentrations since 2006 at 100m depth Geneva (SHL2), without (fig.a) and with metformin (fig.b).

Tableau 6 : Résidus médicamenteux décelés dans le Léman à la station SHL2 le 20 janvier, le 6 juin et le 9 septembre 2016 à 15 et 100 m de profondeur.

Table 6 : Pharmaceutical detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 20 January, 6 June and 9 September 2016 at at 15 and 100m depth Geneva.

Concentrations en résidus médicamenteux (µg/L)		15 m			100 m		
Substance	Type	20.01.2016	06.06.2016	09.09.2016	20.01.2016	06.06.2016	09.09.2016
Bupivacaïne	Anesthésiant		0.001	0.002		0.002	0.003
Carbamazépin	Anti-épileptique		0.010	0.011		0.015	0.018
Carisoprodol	Myorelaxant		0.017	0.019		0.022	0.028
Mepivacaïne	Anesthésiant		0.009	0.014		0.017	0.024
Metformine	Antidiabétique	0.259	0.475	0.319	0.197	0.507	0.224
Prilocaine	Anesthésiant	0.013	0.002	0.003	0.012	0.004	0.005
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire						
Mémantine	Maladie Alzheimer		0.022	0.025		0.030	0.036

5. CONCLUSIONS

Les résultats du programme 2016 de surveillance des eaux du lac confirment les résultats des années précédentes :

- les teneurs en métaux lourds 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 0.06 et 0.25 µg/L.

Ces teneurs satisfont pleinement aux exigences requises pour l'environnement ainsi que pour les 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, annoncé pour 2016 par les autorités cantonales valaisannes est reporté à fin 2017 (BERNARD 2017), et devrait mettre un terme à la présence des résidus d'origine industrielle. Quant à la présence des substances d'origine domestique (comme la metformine), 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. et MANGE, P. (2016) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 115-131.
- BERNARD, M., L. FAUQUET et MANGE, P. (2017) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 115-132.
- CONDAMINES, M. (2015) : Caractérisation des risques de transfert de pesticides d'origine agricole dans le bassin lémanique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 218-245.
- DIRECTIVE 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.
- DIRECTIVE 200/105/EC fixant des normes de qualité environnementale pour les eaux de surface.
- EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER GENTILE, S. (2006) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.
- METTLER, S., GÖTZ, C., VERMEIRSEN, E., KLEIN, A. (2014) : Modélisation du flux des micropolluants issus des rejets des stations d'épuration dans le territoire de la CIPEL. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2013,175-197.
- 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.
- ORTELLI, D., EDDER, P., KLEIN, A., RAMSEIER GENTILE, S. (2012) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2011, 51-66.
- OSEC (1995) Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires du 26 juin 1995.
- VARGAS, S. (2017) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 217-224.

ANNEXES

Tableau 7 : liste des pesticides recherchés dans les eaux du Léman (SHL2)

Table 7 : list of pesticides sought in the waters of Lake Geneva (SHL2)

Catégories	Paramètres
Acaricide	Amitraze
Acaricide	Benzoximate
Acaricide	Chlorphénapyr
Acaricide	Clofentezine
Acaricide	Cyhexatin
Acaricide	Cymiazole
Acaricide	Ethion
Acaricide	Étoxazole
Acaricide	Fenazaquine
Acaricide	Fenpyroximate
Acaricide	Flucycloxuron
Acaricide	Hexythiazox
Acaricide	Propargite
Acaricide	Spirodiclofen
Acaricide	Tébufenpyrad
Fongicide	Aldicarbe-sulfoxide
Fongicide	Amétoctradin
Fongicide	Anilazine
Fongicide	Azaconazole
Fongicide	Azoxystrobine
Fongicide	Bénalaxyl
Fongicide	Bénomyl
Fongicide	Benthiavalicarb-isopropyl
Fongicide	Bitertanol
Fongicide	Boscalid
Fongicide	Bromuconazole
Fongicide	Bupirimate
Fongicide	Carbendazime
Fongicide	Carboxine
Fongicide	Cyazofamid
Fongicide	Cyflufénamid
Fongicide	Cymoxanil
Fongicide	Cyproconazole
Fongicide	Cyprodinil
Fongicide	Diclobutrazole
Fongicide	Diétofencarb
Fongicide	Difénoconazole
Fongicide	Diméthomorphe
Fongicide	Diniconazole
Fongicide	Dinocap

Catégories	Paramètres
Fongicide	Dodémorphe
Fongicide	Epoxiconazole
Fongicide	Etaconazole
Fongicide	Éthoxyquine
Fongicide	Fenamidone
Fongicide	Fenarimol
Fongicide	Fenbuconazole
Fongicide	Fenhexamide
Fongicide	Fenpiclonil
Fongicide	Fenpropidine
Fongicide	Fenpropimorphe
Fongicide	Fenpyrazamine
Fongicide	Fluaziname
Fongicide	Fludioxonil
Fongicide	Fluopicolide
Fongicide	Fluopyram
Fongicide	Fluoxastrobine
Fongicide	Fluquinconazole
Fongicide	Flusilazole
Fongicide	Flutolanil
Fongicide	Flutriafol
Fongicide	Fuberidazole
Fongicide	Furalaxyl
Fongicide	Hexaconazole
Fongicide	Imazalil
Fongicide	Iprodione
Fongicide	Iprovalicarbe
Fongicide	Isopyrazam
Fongicide	Kresoxim-methyl
Fongicide	Mandipropamid
Fongicide	Mépanipyrin
Fongicide	Mepronil
Fongicide	Metalaxyl
Fongicide	Metconazole
Fongicide	Metrafenone
Fongicide	Myclobutanil
Fongicide	Nuarimol
Fongicide	Ofurace
Fongicide	Oxadixyl
Fongicide	Oxine-cuivre

Catégories	Paramètres
Fongicide	Penconazole
Fongicide	Pencycuron
Fongicide	Picoxystrobine
Fongicide	Prochloraz
Fongicide	Propamocarbe
Fongicide	Propiconazole
Fongicide	Proquinazid
Fongicide	Pyraclostrobin
Fongicide	Pyrifénox
Fongicide	Pyriméthanyl
Fongicide	Quinoxifén
Fongicide	Spiroxamine
Fongicide	Tébuconazole
Fongicide	Tetraconazole
Fongicide	Thiabendazole
Fongicide	Thiophanate-éthyl
Fongicide	Thiophanate-méthyl
Fongicide	Tolclofos-méthyl
Fongicide	Tolyfluanide
Fongicide	Triadiméfone
Fongicide	Triadiménol
Fongicide	Tricyclazole
Fongicide	Tridémorphe
Fongicide	Trifloxystrobine
Fongicide	Triflumizole
Fongicide	Triforine
Fongicide	Triticonazole
Herbicide	Acétochlore
Herbicide	Aclonifén
Herbicide	Alachlore
Herbicide	Amétryne
Herbicide	Amidosulfuron
Herbicide	Amitrole
Herbicide	Asulam
Herbicide	Atrazine
Herbicide	Atrazine, 2-hydroxy-
Herbicide	Atrazine, Dééthyl-
Herbicide	Atrazine, Dééthyl-2-hydroxy-
Herbicide	Atrazine, Désisopropyl-
Herbicide	Atrazine-deséthyl-desisopropyl
Herbicide	Atrazine-deséthyl-desisopropyl-2-hydroxy
Herbicide	Atrazine-desisopropyl-2-hydroxy

Catégories	Paramètres
Herbicide	Aziprotroïne
Herbicide	Benfluraline
Herbicide	Benoxacor
Herbicide	Bentazone
Herbicide	Bifenox
Herbicide	Bromacil
Herbicide	Butafenacil
Herbicide	Carbetamide
Herbicide	Carfentrazone
Herbicide	Carfentrazone-éthyle
Herbicide	Chloridazon
Herbicide	Chlorobromuron
Herbicide	Chlorotoluron
Herbicide	Chloroxuron
Herbicide	Chlorthal-diméthyl
Herbicide	Chlorthiamide
Herbicide	Cinidon-éthyl
Herbicide	Clétodime
Herbicide	Clodinafop-propargyl
Herbicide	Clomazone
Herbicide	Clopyralid
Herbicide	Cloquintocet-mexyl
Herbicide	Cyanazine
Herbicide	Cyclosulfamuron
Herbicide	Cycloxydime
Herbicide	Desmetryne
Herbicide	Dichlorprop-méthyl
Herbicide	Dichlorprop-P
Herbicide	Difénoxuron
Herbicide	Diflufenican
Herbicide	Dimefuron
Herbicide	Diméthachlore
Herbicide	Diméthénamide
Herbicide	Dinosébe
Herbicide	Dinoterb
Herbicide	Diuron
Herbicide	Éthofumesate
Herbicide	Éthoxysulfuron
Herbicide	Fenoxaprop-éthyl
Herbicide	Fénuron
Herbicide	Flazasulfuron
Herbicide	Florasulam
Herbicide	Fluazifop-P-butyl
Herbicide	Flufenacet

Catégories	Paramètres
Herbicide	Flumioxazine
Herbicide	Flupyrsulfuron-méthyl
Herbicide	Flurochloridone
Herbicide	Fluroxypyr
Herbicide	Fluroxypyr-meptyl
Herbicide	Flurprimidole
Herbicide	Flurtamone
Herbicide	Foramsulfuron
Herbicide	Haloxyfop-méthyl
Herbicide	Imazamox
Herbicide	Iodosulfuron
Herbicide	Isoproturon
Herbicide	Isoxadifen-éthyl
Herbicide	Lénacile
Herbicide	Linuron
Herbicide	MCPA
Herbicide	MCPB
Herbicide	Mécoprop
Herbicide	Mésosulfuron-méthyl
Herbicide	Mésotrione
Herbicide	Métamitrone
Herbicide	Métazachlore
Herbicide	Methabenzthiazuron
Herbicide	Methoprotryne
Herbicide	Metobromuron
Herbicide	Métolachlore
Herbicide	Metosulam
Herbicide	Metoxuron
Herbicide	Métribuzine
Herbicide	Metsulfuron-méthyl
Herbicide	Monolinuron
Herbicide	Monuron
Herbicide	Napropamide
Herbicide	Neburon
Herbicide	Nicosulfuron
Herbicide	Norflurazon
Herbicide	Orbencarb
Herbicide	Orthosulfamuron
Herbicide	Oryzalin
Herbicide	Oxadiargyl
Herbicide	Oxadiazon
Herbicide	Pendiméthaline
Herbicide	Phenméthiphame
Herbicide	Picolinafène

Catégories	Paramètres
Herbicide	Pinoxaden
Herbicide	Pretilachlore
Herbicide	Prometryne
Herbicide	Propachlore
Herbicide	Propanil
Herbicide	Propaquizafop
Herbicide	Propazine
Herbicide	Prophame
Herbicide	Propoxycarbazone-sodium
Herbicide	Propyzamide
Herbicide	Prosulfocarb
Herbicide	Prosulfuron
Herbicide	Pyraflufen
Herbicide	Pyridate
Herbicide	Pyriftalide
Herbicide	Quinoclamine
Herbicide	Quizalofop-P-éthyle
Herbicide	Rimsulfuron
Herbicide	Secbumeton
Herbicide	Simazine
Herbicide	Simazine, 2-Hydroxy-
Herbicide	Sulcotrione
Herbicide	Sulfometuron-méthyl
Herbicide	Sulfosulfuron
Herbicide	Tébutame
Herbicide	Tepraloxymid
Herbicide	Terbacil
Herbicide	Terbumeton
Herbicide	Terbuthylazine
Herbicide	Terbuthylazine, Deséthyl-
Herbicide	Terbuthylazine-2-hydroxy
Herbicide	Terbutryne
Herbicide	Thifensulfuron méthyle
Herbicide	Thiobencarb
Herbicide	Tralkoxydim
Herbicide	Triasulfuron
Herbicide	Trifloxysulfurone
Herbicide	Triflusulfuron-methyl
Herbicide	Trinexapac-éthyl
Herbicide	Tritosulfuron
Insecticide	Acephate
Insecticide	Acetamiprid
Insecticide	Aldicarbe
Insecticide	Aldicarbe-sulfon

Catégories	Paramètres
Insecticide	Azadirachtine
Insecticide	Azaméthiphos
Insecticide	Azinphos-éthyl
Insecticide	Azinphos-méthyl
Insecticide	Bendiocarbe
Insecticide	Benodanil
Insecticide	Buprofézine
Insecticide	Butocarboxime
Insecticide	Carbaryl
Insecticide	Carbofuran
Insecticide	Chlorantraniliprole
Insecticide	Chlorfenvinphos
Insecticide	Chlorfluazuron
Insecticide	Chlorpyrifos
Insecticide	Chlorpyrifos-méthyl
Insecticide	Chlorthiophos
Insecticide	Clothianidin
Insecticide	Cyromazine
Insecticide	Demeton-S
Insecticide	Demeton-S-methyl
Insecticide	Demeton-S-methyl-sulfone
Insecticide	Diafenthion
Insecticide	Dialiphos
Insecticide	Dicrotophos
Insecticide	Dicyclanile
Insecticide	Diflubenzuron
Insecticide	Diméthoate
Insecticide	Diméthilane
Insecticide	Dioxacarbe
Insecticide	Diphenylamine
Insecticide	Disulfoton
Insecticide	EPN
Insecticide	Ethiofencarbe
Insecticide	Etrimfos
Insecticide	Fenitrothion
Insecticide	Fénobucarbe
Insecticide	Fenoxycarb
Insecticide	Fenpropathrine
Insecticide	Fenthion
Insecticide	Fenthion-oxon
Insecticide	Fenthion-sulfone
Insecticide	Fenthion-sulfoxyde
Insecticide	Fipronil
Insecticide	Flonicamid

Catégories	Paramètres
Insecticide	Fluazuron
Insecticide	Flufenoxuron
Insecticide	Fonofos
Insecticide	Furathiocarb
Insecticide	Hydroxycarbofuran, 3-
Insecticide	Imidaclopride
Insecticide	Indoxacarb
Insecticide	Isazofos
Insecticide	Isofenphos
Insecticide	Isoprocarb
Insecticide	Lufénurone
Insecticide	Malaoxon
Insecticide	Malathion
Insecticide	Mecarbame
Insecticide	Methamidophos
Insecticide	Methidathion
Insecticide	Methiocarbe
Insecticide	Méthomyl
Insecticide	Methoxyfenoxyde
Insecticide	Métolcarb
Insecticide	Mévinphos
Insecticide	Monocrotophos
Insecticide	Naled
Insecticide	Nicotine
Insecticide	Nitenpyram
Insecticide	Novaluron
Insecticide	Omethoate
Insecticide	Oxamyl
Insecticide	Oxydéméton-méthyl
Insecticide	Paraoxon
Insecticide	Paraoxon-méthyl
Insecticide	Parathion
Insecticide	Phenthoate
Insecticide	Phosalone
Insecticide	Phosmet
Insecticide	Phosmet-oxon
Insecticide	Phosphamidon
Insecticide	Phoxim
Insecticide	Pirimicarbe
Insecticide	Pirimiphos-éthyl
Insecticide	Profenofos
Insecticide	Promécarbe
Insecticide	Propetamphos
Insecticide	Propoxur

Catégories	Paramètres
Insecticide	Prothiofos
Insecticide	Pymetrozine
Insecticide	Pyridabene
Insecticide	Pyridafenthion
Insecticide	Pyrimiphos-méthyl
Insecticide	Pyriproxypène
Insecticide	Quinalphos
Insecticide	Spinosad
Insecticide	Spiromesifen
Insecticide	Spirotetramat
Insecticide	Sulfotep
Insecticide	Tebufenozide
Insecticide	Teflubenzuron
Insecticide	Terbufos
Insecticide	Tetrachlorvinphos
Insecticide	Tétraméthrine
Insecticide	Thiacloprid
Insecticide	Thiaméthoxam
Insecticide	Thiocyclamehydrogénoxalate
Insecticide	Thiodicarbe
Insecticide	Thiofanox
Insecticide	Tolfenpyrad
Insecticide	Triazophos

Catégories	Paramètres
Insecticide	Triflumuron
Insecticide	Vamidothion
Métabolite	Benzamide, 2,6-Dichloro-
Métabolite	Diméthylphénylformamide, 2,4-
Métabolite	Dimethylphenyl-N'-methylformamidine, N-2,4-
Métabolite	Methiocarb-sulfone
Métabolite	Methiocarb-sulfoxide
Métabolite	Pirimicarbe, Désméthyl-
Métabolite	Pirimicarbe, Désméthyl-formamido-
Nematicide	Cadusafos
Nematicide	Fenamiphos-sulfone
Nematicide	Fenamiphos-sulfoxide
Nematicide	Fensulfothion
Nematicide	Fosthiazate
Nematicide	Phénamiphos
Régulateur croissance	Acibenzolar-S-methyl
Régulateur croissance	Flumétraline
Régulateur croissance	Paclobutrazol

Tableau 8 : liste des résidus médicamenteux recherchés dans les eaux du Léman (SHL2)

Table 8 : list of medicinal residues sought in the waters of Lake Geneva (SHL2)

Analyses	LQ (ng/L)
17-alpha-ethynylestradiol	10.0
Aténolol	1.0
Azithromycine	10.0
Benzonatate	1.0
Beta-estradiol	10.0
Bezafibrate	1.0
Bupivacaine	1.0
Carbamazepine	1.0
Carisoprodol	4.0
Centiofur	4.0
Ciprofloxacine	1.0
Clarithromycine	10.0
Clindamycine	4.0
Cloxacillin	1.0
Cocaine	1.0
Codeine	1.0
Deanol	100
Dexamethasone	4.0
Diazepam	4.0
Diclofenac	10.0
Estriol	10.0
Estrone	10.0
Fenofibrate	1.0
Furosemide	4.0
Gemfibrozil	4.0
Heroine	1.0
Ibersartan	4.0
Ibuprofen	4.0
Ketoprofen	4.0
Lorazepam	1.0
Mefenamic acid	1.0
Mementine	10.0

Analyses	LQ (ng/L)
Mepivacaine	4.0
Metformine	10.0
Méthadone	4.0
Metheneamine	10.0
Metoprolol	4.0
Metronidazole	4.0
Mirtazapine	4.0
Morphine	1.0
Nadolol	4.0
Naproxen	1.0
Norfloxacine	1.0
Oxazepam	1.0
Pantoprazole	1.0
Paracetamol	1.0
Pravastatin	1.0
Prilocaine	1.0
Primidone	4.0
Propranolol	1.0
Ribavirine	100
Risperidone	1.0
Sertraline	1.0
Simvastatin	4.0
Sulfadimethoxine	4.0
Sulfamethazine	1.0
Sulfamethoxazole	4.0
Ticlopidine	1.0
Torasemide	1.0
Tramadol	1.0
Trimetazidine.2HCl	1.0
Tylosin	4.0
Venlafaxine	4.0
Xipamide	4.0
Zolpidem	1.0

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2016

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

*Au cours de l'année 2016, 19 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 2016 est caractérisée par deux pics de biomasses (24/05 et 08/08) largement dominées par des diatomées indicatrices de milieux de faibles profondeurs (*Diatoma elongatum*, *Ulnaria acus*). Leur présence est probablement à relier à des épisodes pluvieux intenses qui ont provoqué des crues dans les cours d'eau se jetant dans le Léman et qui ont amené des taxons benthiques littoraux jusque dans la zone pélagique.*

*D'autre part, un autre élément à souligner pour l'année 2016 est la présence d'algues filamenteuses indicatrices de milieux stratifiés et se développant à l'interface entre l'épilimnion et le métalimnion (*Tribonema ambiguum*, *Planktothrix rubescens*, *Mougeotia gracillima*) pendant toute l'année, avec une proportion de biomasse relativement importante (environ 20% de la biomasse en moyenne). Il faut souligner que *Planktothrix rubescens* est une cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique.*

Pour l'évolution interannuelle sur la période 1974-2016, on observe que la biomasse annuelle moyenne de 2016 (1011 µg/L) est proche de l'objectif de la CIPEL (1000 µg/L). Mais l'année 2016 suit deux années qui ont présenté des biomasses élevées (2633 µg/L et 2112 µg/L respectivement pour 2014 et 2015). 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 part des taxons indicateurs de milieu oligotrophe est plus élevée que dans les années 70-80, mais est 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 le lac en état écologique moyen pour l'année 2016 (classification selon intercalibration lake type).

1. INTRODUCTION

Le compartiment phytoplanctonique a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2016 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 (1974-2016). Les concentrations en chlorophylle *a* et la production phytoplanctonique font l'objet d'un chapitre séparé.

2. METHODES

Pour le Grand Lac, le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2016 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, octobre, décembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Pour le mois de février aucune sortie n'a été réalisée, nous avons considéré la sortie du 1er mars comme représentative du mois de février. Au final, 19 campagnes ont été menées en 2016.

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 $\mu\text{g/L}$. 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) ;
- les groupes fonctionnels (ou guildes écologiques) selon Reynolds *et al.* (2002) ;
- un indice de qualité trophique (Indice de Brettum calculé selon Kaiblinger *et al.*, 2009).

3. RESULTATS

3.1 EVOLUTION SAISONNIÈRE DE L'ANNÉE 2015

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

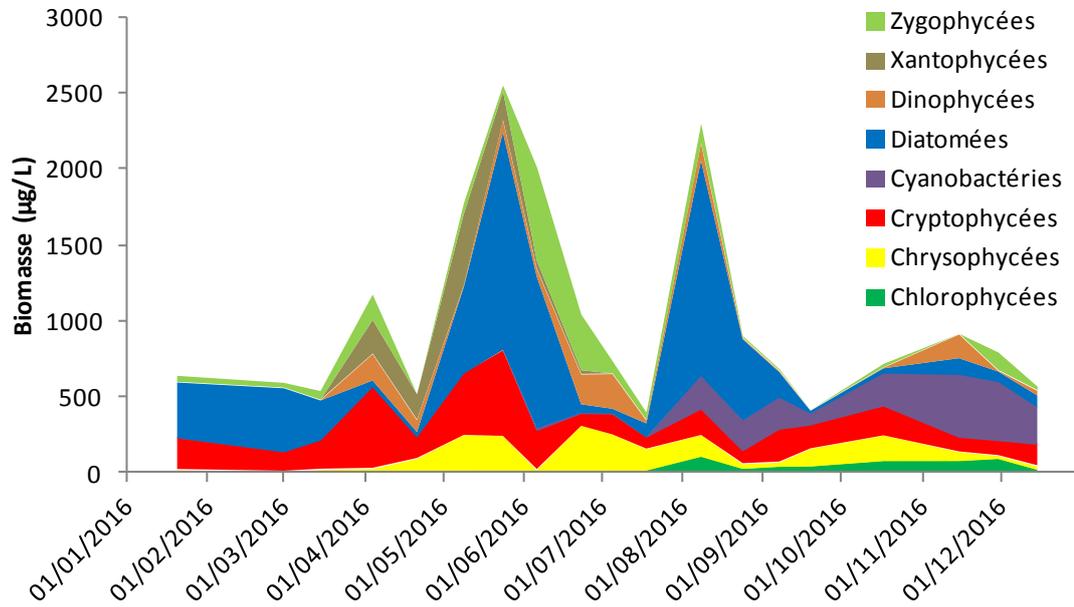


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2016.

Figure 1 : Annual change in the biomass of phytoplankton groups (sensus Bourrelly, 1972, 1981, 1985) in Upper Lake Geneva during 2016.

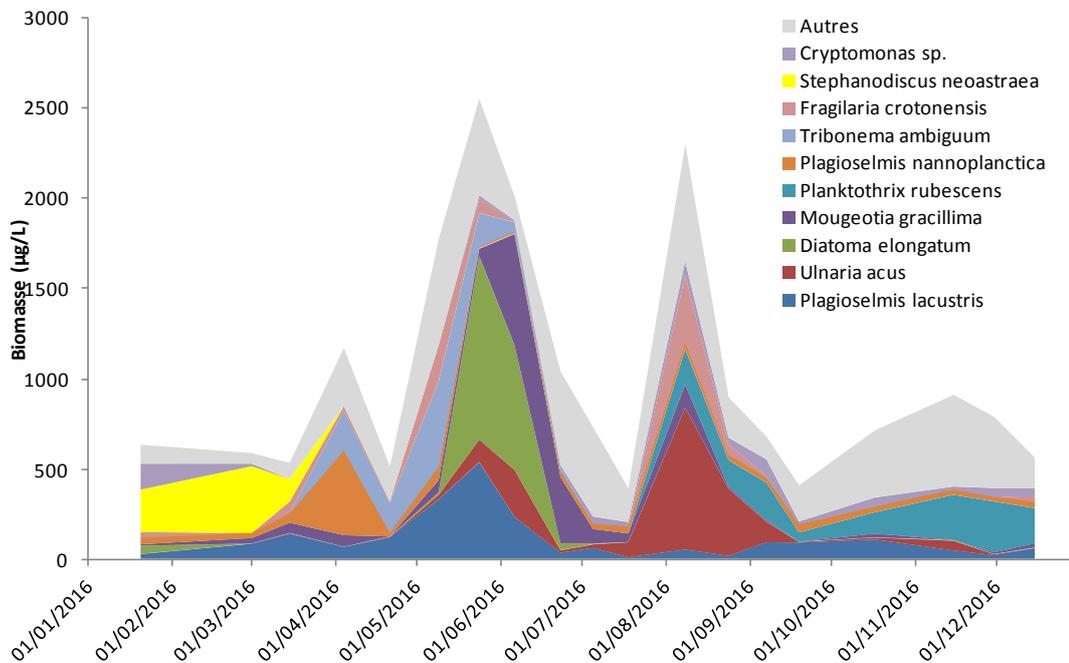


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2015.

Figure 2 : Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva (SHL 2) during 2015.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2016 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (20 janvier au 21 avril), avec des biomasses relativement faibles, dominées par les diatomées et les Cryptophycées. C'est *Stephanodiscus neoastraea*, une grande diatomée centrique qui va largement dominer le compartiment algal jusqu'au 15 mars ; cette espèce est caractéristique des milieux mésotrophes et est sensible à la stratification (Padisak et al. 2009). Elle est ensuite remplacée par *Plagioselmis lacustris* une espèce de Cryptophycée également indicatrice des milieux mésotrophes (Padisak et al. 2007) que l'on retrouve fréquemment à cette période de l'année dans le Léman. On note également des biomasses relativement importantes d'une Xanthophycée filamenteuse, *Tribonema ambiguum*, espèce tolérant les faibles intensités lumineuses et les épilimnions bien brassés (Reynolds et al. 2002).
- Une phase printanière et estivale (9 mai au 18 juillet) : C'est pendant cette phase que la biomasse phytoplanctonique maximale de l'année est enregistrée (le 24/05). Les diatomées dominent le compartiment pendant cette phase, principalement avec *Diatoma elongatum*, pennée formant des colonies en zigzag. Il s'agit d'un taxon que l'on observe habituellement dans le plancton mais également au niveau du benthos (Krammer & Lange-Bertalot 1991). Sa présence peut être expliquée par des pluies fortes au mois de mai (entre le 10 et le 12 mai, plus de 100 mm de hauteur de pluie cumulée), qui ont provoqué des crues dans les affluents du Léman et qui ont ainsi probablement amené des taxons benthiques littoraux jusque dans la zone pélagique. On note toujours la présence de biomasses relativement importantes de *Plagioselmis lacustris*. Les algues filamenteuses indicatrices de milieux stratifiés (*Mougeotia gracillima* et *Tribonema ambiguum*) représentent 20% de la biomasse à cette période. Les Chrysophycées représentent 30% de la biomasse pendant cette phase : les taxons qui composent cette classe algale à cette période (*Dinobryon* spp.) sont indicateurs de milieux oligotrophes (Reynolds et al. 2002).

La biomasse algale totale va ensuite diminuer fortement jusqu'au 18 juillet, avec la plus faible biomasse enregistrée de l'année (394 mg/L).

- Une phase de fin d'été et de début d'automne (8 août au 19 septembre) : ce qui caractérise cette phase est un deuxième pic de biomasse le 8/08, assez proche par son ampleur de celui du 24/05. Il est lui aussi largement dominé par une diatomée pennée (*Ulnaria acus*), indicatrice de lacs peu profonds et de rivières (Reynolds et al. 2002, Padisak et al. 2007). Sa présence est aussi probablement à relier à de fortes pluies survenues à la fin juillet et début août (22/07 : 23 mm de pluie, 4/08 : 18 mm) qui entraînent l'arrivée de ces taxons littoraux dans le milieu pélagique. Ce taxon va disparaître rapidement. Pendant cette phase, on note l'arrivée d'une cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique, *Planktothrix rubescens*. Ce taxon est indicateur d'un milieu stratifié et se développe habituellement dans le métalimnion ou hypolimnion supérieur de lacs oligomesotrophes profonds (Padisak et al. 2007).
- Une phase automnale et hivernale (17 octobre au 15 décembre) : la biomasse à cette période est assez homogène et proche de celle du début de l'année. La proportion de la biomasse représentée par les Cyanobactéries augmente avec *Planktothrix rubescens* qui domine le compartiment algal.

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 2016.

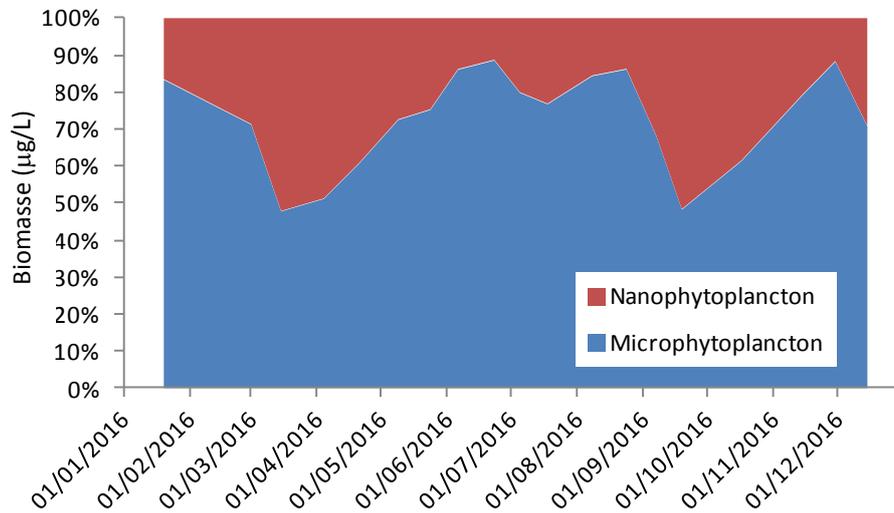


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2016.

Figure 3 : Changes in biomass per size class in the Lake Geneva (SHL 2) in 2015.

Pour l'année 2016, le microphytoplancton domine la biomasse toute l'année (en général plus de 70% de la biomasse), sauf le 15 mars et le 19 septembre.

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.

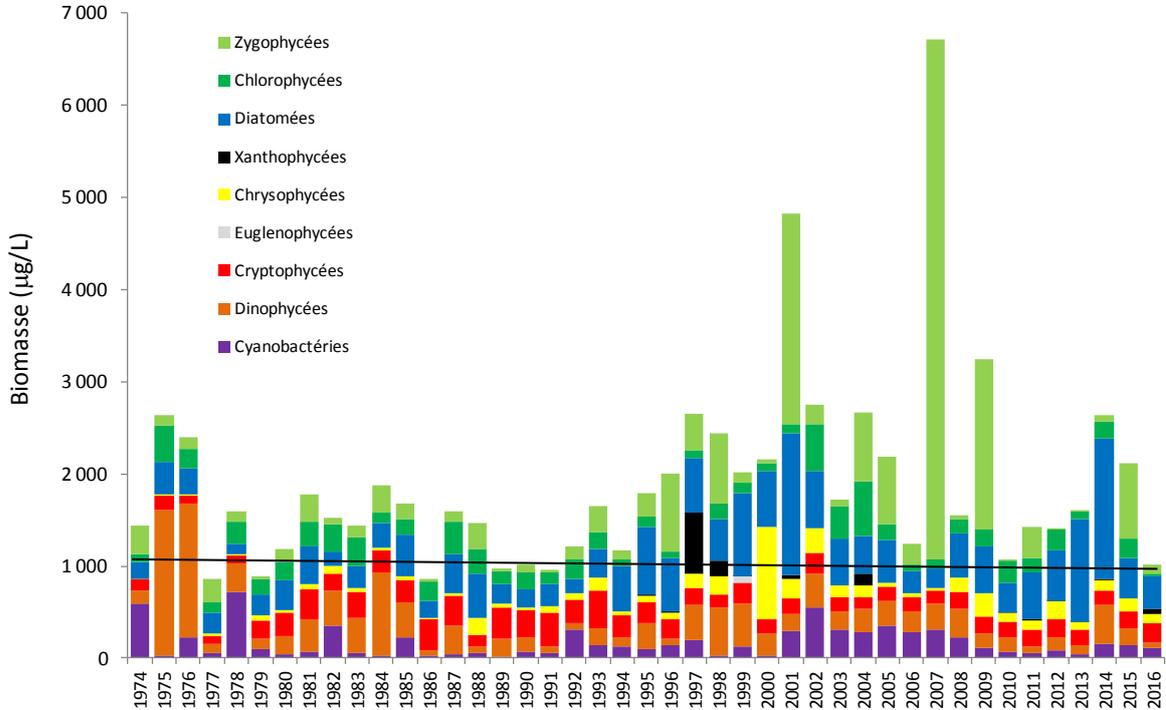


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac. La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser pour le Léman.

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.

Pour le Grand Lac, l'année 2016 présente une biomasse annuelle faible. C'est la plus faible depuis 25 ans (elle était plus faible en 1991) et elle est nettement plus faible que les biomasses observées depuis 2013. Les deux pics de biomasses observés en 2016, qui sont le fait de diatomées indicatrices de milieux peu profonds peuvent se rapprocher du pic de biomasse record enregistré en 2014 et qui était également le fait de diatomées indicatrices de milieux peu profonds. La présence de ces diatomées avait également été reliée à de fortes précipitations drainant vers le milieu pélagique ces diatomées littorales d'origine benthiques.

La présence d'algues filamenteuses indicatrices de milieux stratifiés pendant toutes les phases de l'année (*Tribonema ambiguum*, *Mougeotia gracillima*, *Planktothrix rubescens*) peut être expliquée par la douceur des températures de 2016 (cf. rapport Météorologie, Barbier et al. 2017).

La biomasse moyenne annuelle de 2016 (1011 µg/L) est proche de l'objectif à atteindre proposé par la CIPEL (1000 µg/L).

3.2.B Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1974-2016. 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 2016 est donnée sur la figure 5.

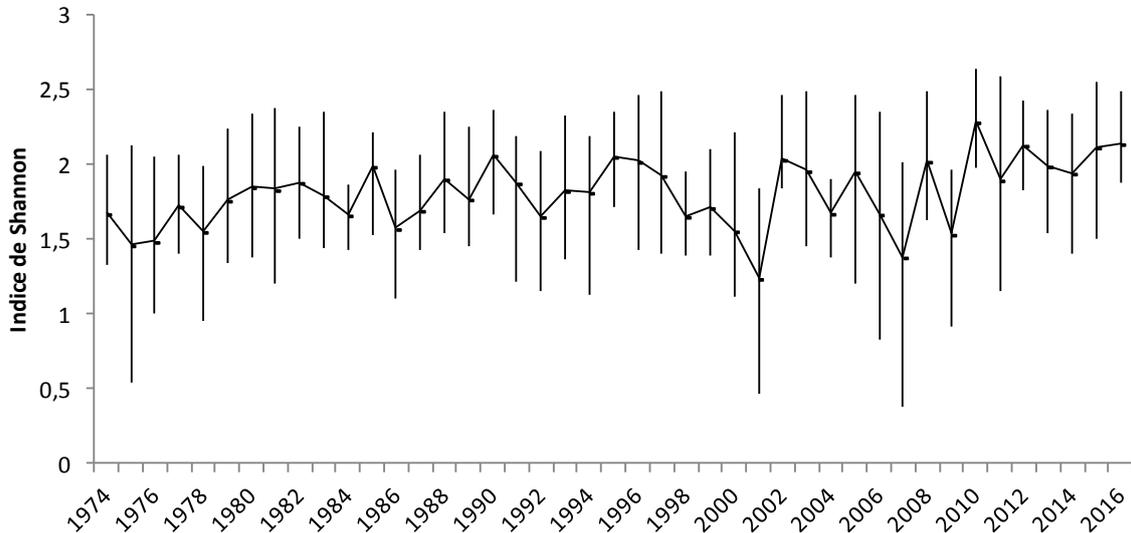


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon. La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale 10e et 90e centile.

Figure 5 : Interannual evolution of Shannon's diversity index. The line represents changes in the average, the extremities of the vertical bar (THE?) 10th and 90th percentile.

La diversité peut être un indicateur de niveau en nutriment en milieu aquatique, des relations sont régulièrement établies entre diversité et concentration en nutriments (ex. Russel-Hunter 1970, Schelske & Stoermer 1971). Cependant, on observe une relative stabilité de l'indice.

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. L'année 2016 présente la 2ème diversité la plus élevée sur toute la chronique (2.14), proche de celle de 2012 (2.13) et 2015 (2.11), la diversité la plus élevée ayant été observée en 2010 (2.28).

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 une concentration en phosphore. Plus cet indice est élevé plus l'état trophique est faible.

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).

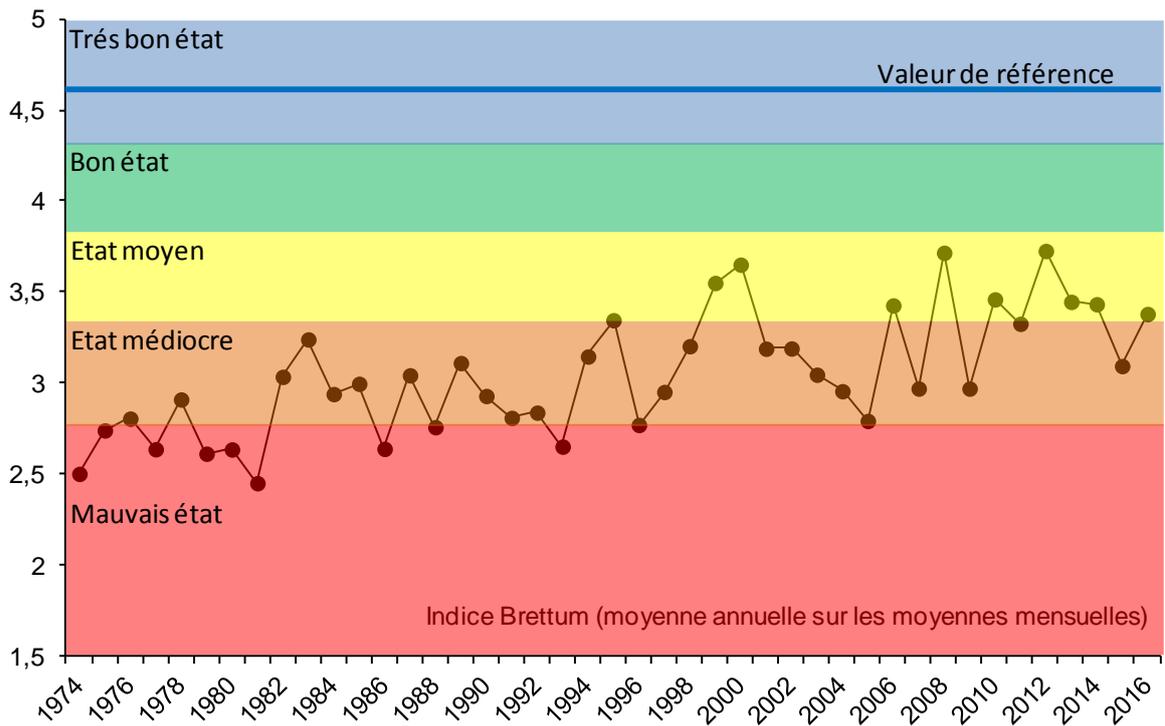


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac. Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre pour le Léman.

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.

Pour le Grand Lac, 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 2016 classe le lac dans un état moyen (valeur = 3.38). 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).

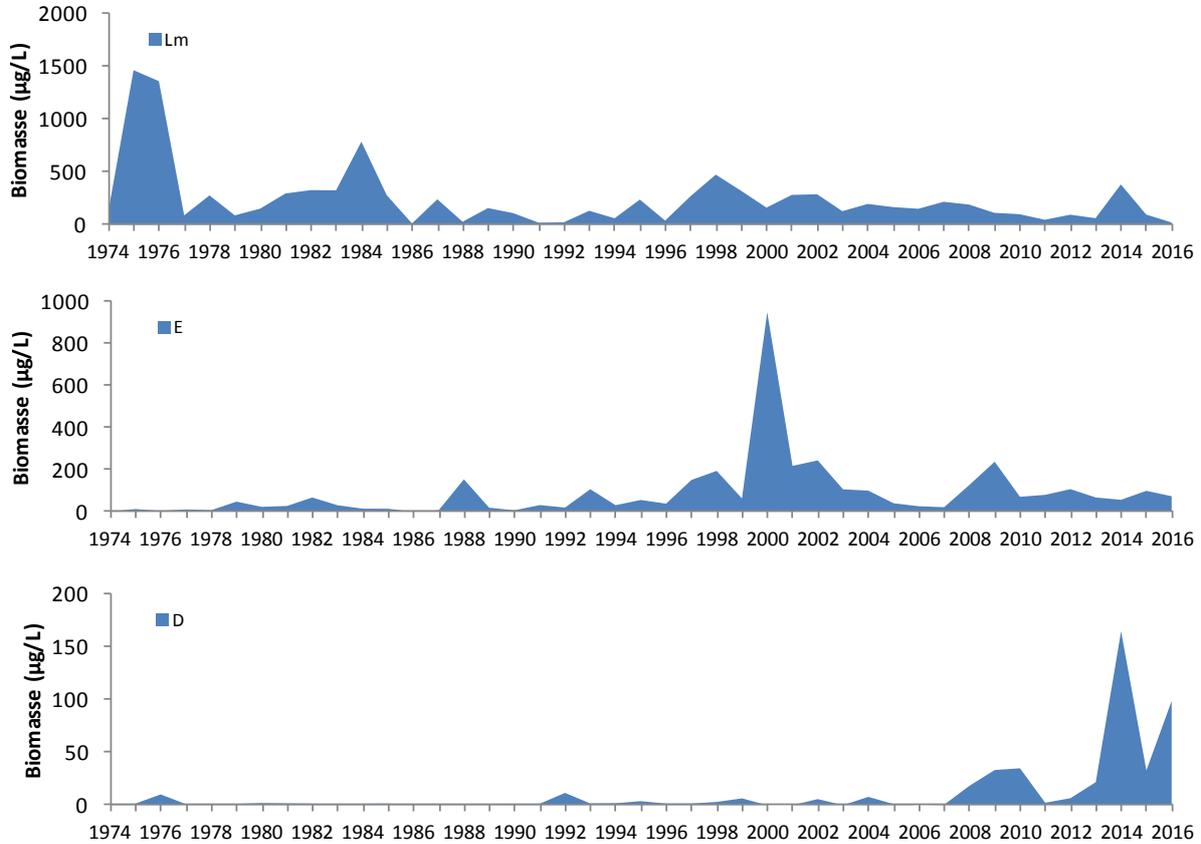


Figure 7: Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds et al. (2002).

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. On observe une raréfaction de sa biomasse de l'année 1974 à l'année 2016 (figure 7). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (figure 7) mais se stabilise depuis une dizaine d'années. Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation de la masse d'eau mais qui semble se ralentir ces dernières années.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus*, *Achnanthydium catenatum*) des milieux turbides et de faible profondeur selon Reynolds et al. (2002). On observe une augmentation de leur biomasse dans les années récentes. L'année 2016 présente la deuxième biomasse la plus élevée de ce groupe sur toute 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.
- Barbier C., Quetin, P., Anneville O. 2017. Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 17-62.
- 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.
- Pelletier, J. P. & Orand, A. 1978a. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Pelletier, J. P. & Orand, A. 1978b. Bouteille à prélèvement intégré - Mode d'emploi. INRA Thonon, France: 9 pp.
- 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 & Stoermer E. F. 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. *Science* 173 : 423-424.
- Utermohl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol.* 9: 1-38.
- Weaver, W. & Shannon, C. E. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K., Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S. & Urbanic, G, 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXE

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

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

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

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

**BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE
DANS LE LÉMAN**

**CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION
IN LAKE GENEVA**

CAMPAGNE 2016

PAR

Marie-Elodie PERGA, Brigitte LEBERRE et Pascal PERNEY

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

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2016, 19 campagnes de prélèvement ont été effectuées à la station SHL2 du Léman afin d'évaluer l'évolution temporelle et verticale de la biomasse chlorophyllienne et de la production primaire.

En 2016, la biomasse chlorophyllienne et la production primaire moyennes ont été parmi les plus faibles observées au cours des deux dernières décennies. Même si ces deux paramètres algaux montrent une dynamique bimodale typique de celle attendue pour les lacs mésotrophes, les variations saisonnières de la production primaire sont relativement peu marquées avec moins d'un facteur 6 entre les maxima et minima saisonniers. Les variations saisonnières de la biomasse chlorophyllienne sont plus marquées en 2016, avec une moindre accumulation d'algues filamenteuses qu'au cours de l'année précédente.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire (PP) et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la concentration en chlorophylle *a*) mesurées à la station SHL2 du Léman au long de l'année 2016. L'évolution des mêmes caractéristiques phytoplanctoniques au cours des 20 années précédentes est également présentée pour comparaison avec l'année 2016.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de 19 campagnes entre le 20 janvier et le 15 décembre 2016 aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). La transparence de l'eau a été mesurée à l'aide d'un disque de Secchi noir et blanc de 20 cm de diamètre. La pénétration de la lumière a été évaluée par le capteur PAR (photosynthetically active radiations) de la sonde multiparamètre de profilage vertical, permettant ainsi le calcul de la limite inférieure de la couche euphotique définie comme la profondeur de 1% de lumière incidente résiduelle.

Les méthodes de mesures des concentrations en chlorophylle *a* sont les mêmes que celles utilisées lors des années précédentes, mais 2013 a fait l'objet de modifications dans les méthodes de calculs des concentrations en Chlorophylle *a* (ici notée Chl *a*). La concentration en Chl *a* utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en Chlorophylle *a* (ici notée Chl A) a été calculée suivant l'équation de (STRICKLAND et 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 Chl *a*, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (Chl A et Chl *a*) sont intimement corrélées ($R^2 > 97\%$). Les deux mesures seront donc présentées pour le suivi de l'année 2016, tandis que l'évolution des biomasses chlorophylliennes sera quantifiée à partir des valeurs moyennes de Chl A sur les eaux de surface (0-30m).

La production primaire a été mesurée selon le nouveau 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 (production primaire totale sur la couche éclairée) ou de volume (production primaire moyenne), en quantité de C fixée par incubation et par heure. Il est important de noter que la méthode de mesure de la production primaire a été modifiée entre 2013, date jusqu'à laquelle elle reposait sur l'incorporation de ^{14}C , et 2015, année pour laquelle l'utilisation des isotopes radioactifs a été abandonnée, au bénéfice du ^{13}C . Les résultats obtenus par les deux protocoles finaux n'ont pu être strictement comparés (cf. PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), biais potentiel qui sera explicitement pris en compte dans l'interprétation des tendances interannuelles.

L'épaisseur de la couche d'eau pour laquelle la production primaire est possible est directement déterminée par l'absorption de la lumière. Dans le Léman, cette zone euphotique (épaisseur d'eau pour laquelle la lumière est supérieure à 1% de la lumière incidente) ne dépasse que rarement 20 m, justifiant la limitation des mesures de la production primaire à ces profondeurs. La présence de biomasse chlorophyllienne dépend non seulement de la production mais aussi du transport convectif, de la sédimentation et de l'accumulation à certaines barrières de densités (dans le métalimnion en été par exemple). La concentration en chl *a* peut donc, tant pendant le brassage hivernal que lors des périodes de fortes stratifications estivales, montrer des valeurs relativement importantes à des profondeurs supérieures à celles de la seule zone euphotique. Ces différences de processus expliquent que la biomasse chlorophyllienne soit mesurée chaque mois sur une plus grande épaisseur d'eau (0-30m) que la production primaire (0-20 m).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE

Tableau 1 : Principaux paramètres de la biomasse chlorophyllienne en 2016 (Concentrations brutes Chl A et corrigées pour la dégradation des pigments chlorophylliens, Chl a). Biomasse chlorophyllienne totale sur 0-30 m, concentrations en chlorophylle moyennes sur 0-30m, production primaire horaire totale et moyenne sur 0-20 m, profondeur de la zone euphotique déterminée comme profondeur de 1% de transmission de la lumière incidente (PAR) pour chaque date de prélèvement.

Table 1 : Main parameters of phytoplankton biomass in Lake Geneva in 2016 (chlorophyll concentrations : Chl A ; Raw values and Chl a ; values corrected for degradation). Total chl biomass and average concentration average over 0-30 m depths, total and average hourly primary production in the productive surface layer (0-20 m), depth of the euphotic zone (as depth of 1% transmission of incident light) at each sampling date.

Date	biomasse 0-30m (mg.m ⁻²)		concentration moyenne 0-30m (mg.m ⁻³)		Production primaire horaire		Transparence Secchi (m)	Profondeur de la zone euphotique (m)
	Strickland	UNESCO	Strickland	UNESCO	mgCfixé.h ⁻¹ .m ⁻²	mgCfixé.h ⁻¹ .m ⁻³		
	20.01.16	118.4	76.8	5.3	5.1	38.5		
01.03.16	92.5	57.2	4.1	3.8	53.4	2.7	8.5	25
15.03.16	78.6	47.8	3.5	3.2	51.1	2.6	11.7	16
04.04.16	61.0	39.9	2.6	2.4	50.1	2.5	8.4	25
21.04.16	103.9	79.3	4.3	4.1	78.3	3.9	4	14
09.05.16	97.9	77.2	4.0	3.9	93.6	4.7	5.3	10
24.05.16	147.4	100.7	6.5	6.5	97.8	4.9	6.2	13
06.06.16	128.2	81.2	5.8	5.6	76.3	3.8	5.9	19
23.06.16	78.1	52.5	3.3	3.1	72.9	3.6	6.7	19
05.07.16	55.9	42.0	2.3	2.2	94.3	4.7	9.4	19
18.07.16	66.6	47.9	2.8	2.7	125.7	6.3	3.9	19
08.08.16	128.5	104.0	5.0	4.7	116.3	5.8	5.5	10
24.08.16	105.8	79.0	4.3	4.0	111.0	5.6	6.3	15
07.09.16	61.7	46.9	2.5	2.2	81.2	4.1	5.4	12
19.09.16	74.0	59.3	2.9	2.8	77.5	3.9	5.9	17
17.10.16	42.4	35.7	1.6	1.5	32.1	1.6	7	20
15.11.16	87.0	60.7	3.7	3.6	54.6	2.7	7.5	15
30.11.16	53.0	40.7	2.2	2.1	28.6	1.4	10.2	20
15.12.16	78.7	63.0	3.2	3.2	40.6	2.0	9.1	17

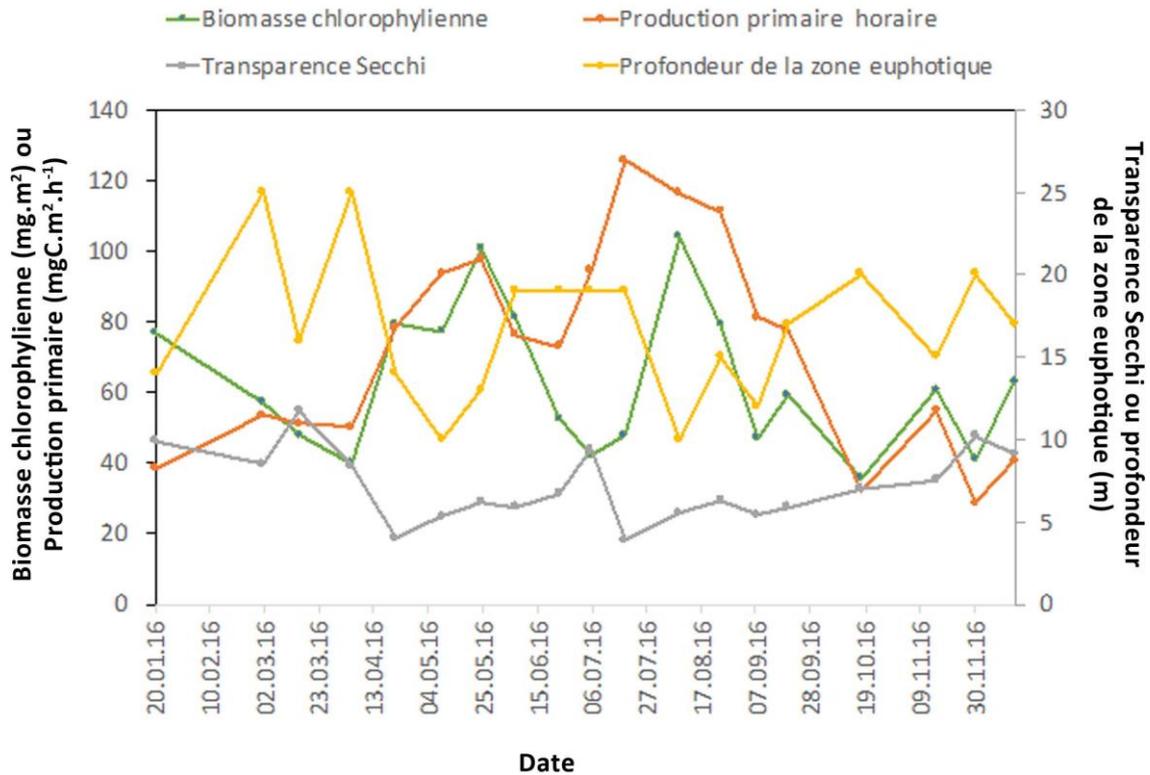


Figure 1 : Variations saisonnières de la concentration volumique en Chl a et de la production primaire volumique par heure dans les eaux de surface (0-20m) et relations avec la transparence des eaux du Léman en 2016.

Figure 1 : Seasonal dynamics of Chl A concentrations and primary production in Lake Geneva surface waters (0-20m) in 2016 and relationships to water transparency.

Dans les grands lacs clairs et profonds, la présence de phytoplancton en suspension est le facteur principal d'atténuation de la lumière dans les eaux, et donc le principal facteur de régulation de l'épaisseur de la couche euphotique, surtout au printemps et début d'été (PERGA, ANNEVILLE & LAFORGUE, 2015). Typiquement les dynamiques saisonnières de ces deux variables sont en opposition de phase mais en 2016, cette corrélation négative n'est pas significative au risque classique de 5% ($r=-0,4$, $p=0,09$; Figure 1). Le rôle d'atténuation de la lumière par la biomasse algale s'illustre toutefois par l'opposition de phase entre profondeur de la zone euphotique et la biomasse chlorophyllienne ($r=-0,7$, $p=0,003$; Figure 1). La zone euphotique est la plus épaisse (25 m) et la transparence importante (8-11 m) alors que la biomasse chlorophyllienne est basse (40 mg.m^{-2}). La phase de croissance algale printanière augmente l'opacité des eaux, réduisant l'épaisseur de la couche euphotique à 10m en mai, pour une transparence des eaux de 4 m. Ce minimum de transparence est globalement plus élevé qu'au cours des années précédentes (pour lesquelles une transparence minimum de 2 m n'est pas rare). La biomasse chlorophyllienne diminue à partir de la fin de mai pour atteindre des minima début juillet, et ce en dépit d'un maintien d'une production primaire élevée, voire croissante. Ce minimum de chlorophylle de 42 mg.m^{-2} le 5 juillet 2016 correspond à un maximum de transparence des eaux de 9.4 m qui résulte d'un broutage intensif de la biomasse algale, plutôt qu'à une diminution de la production (contrôle descendant). Succède à la phase des eaux claires une reprise de l'accumulation de biomasse algale en été puis une diminution progressive au cours de l'automne et de l'hiver.

La biomasse et la production algales sont aussi corrélées ($r=0,5$, $p=0,04$) mais dans une moindre mesure. L'augmentation printanière de la biomasse chlorophyllienne résulte bien évidemment de la stimulation de la production primaire en avril par le renouvellement des nutriments sur les couches superficielles, l'allongement de la photopériode et la mise en place de la stratification thermique. On n'observe pas en 2016 des période pendant lesquelles la biomasse reste élevée en dépit de la diminution de la production primaire, comme en juin 2015 par exemple. Au contraire, le broutage semble avoir joué un rôle important dans la régulation de la biomasse chlorophyllienne au cours de l'été, limitant dans une certaine mesure l'accumulation d'algues. Ainsi, alors que la zygophycée *Mougeotia gracillima* représentait près de 40% de la biomasse annuelle du phytoplancton en 2015, (RIMET 2016), la contribution des espèces filamenteuses s'est maintenue autour de 20% en 2016, dont la moitié au moins provient d'apports de crues (RIMET 2017).

3.2 REPARTITION VERTICALE

Chl A ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) ou Production primaire ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$)

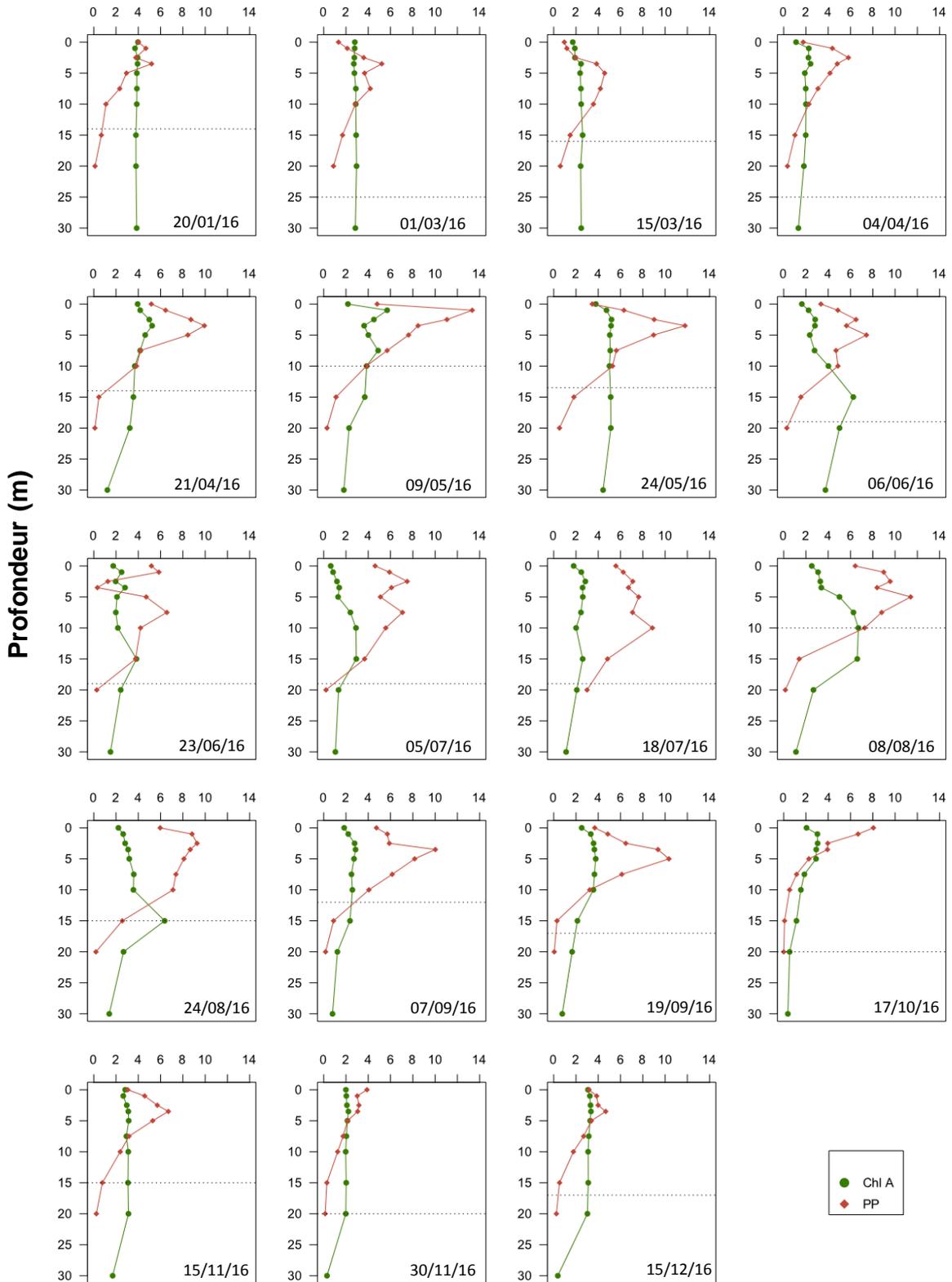


Figure 2 : Profils verticaux de la concentration chlorophyllienne (Chl A) et de la production primaire au point SHL2 en 2016, en relation avec la profondeur de la zone euphotique (traitillé horizontal).

Figure 2 : Vertical profiles of chlorophyll a (Chl A) concentrations and primary production at the SHL 2 sampling point in Lake Geneva in 2016, and relationships to the euphotic depth (horizontal dotted line).

L'analyse des profils verticaux permet de mieux relier la dynamique de croissance phytoplanctonique et de l'accumulation de biomasse chlorophyllienne avec le développement de la stratification des eaux (Figure 2).

En 2016, la production primaire a essentiellement eu lieu sur les couches les plus superficielles (< 10m) tout au long de l'année. En période de brassage des eaux (jusqu'au début du mois d'avril), la biomasse phytoplanctonique, constamment remise en suspension, est uniformément répartie sur les 30 premiers mètres, et la production primaire n'est pas négligeable ($5 \text{ mgC.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$). L'explosion/intensification de la production primaire correspond à la période de mise en place de la stratification, le 21/04/16, et avec une légère accumulation de biomasse chlorophyllienne en surface. La production primaire reste élevée jusqu'à la fin du mois de mai, sur les couches <10 m; elle correspond à la zone euphotique qui est relativement peu profonde (entre 10 et 14 mètres).

Contrairement à l'année 2015, la production primaire reste importante en juillet et août et sa répartition verticale suit les fluctuations saisonnières de l'épaisseur de la couche euphotique. Il existe toutefois un décalage entre la profondeur de production primaire (globalement dans la moitié supérieure de la zone euphotique) et le pic de concentration chlorophyllienne (souvent à la limite inférieure de la zone euphotique) en période de stratification. Ce décalage vertical atteste d'une accumulation des algues entre deux eaux, soit par sédimentation verticale, soit par transfert latéral via des épisodes de crues (comme cela semble être le cas pour *Ulnaria acus* en août 2016, espèce typique de milieux de faibles profondeurs RIMET 2017). Ainsi, le maximum de la biomasse chlorophyllienne s'enfonce de juin à septembre, suivant l'épaississement progressif de la couche épilimnétique.

La production primaire reste élevée tout au long de l'automne, même si sa zone de production maximale se rapproche de la surface. La répartition verticale de la biomasse chlorophyllienne s'homogénéise avec la perte progressive de la stratification en début d'hiver.

3.3 TENDANCE INTERANNUELLE DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET DE LA PRODUCTION PRIMAIRE

Les concentrations en phosphore dans le Léman ont été réduites de moitié au cours des 20 dernières années, mais, comme mentionné dans les rapports précédents, cette diminution n'est que marginalement reflétée à l'échelle des biomasses chlorophylliennes et productions primaires moyennes annuelles (Figure 4). La diminution des biomasses chlorophylliennes moyennes annuelles est en limite de significativité (test de Mann Kendall, $\tau = -0,3$, $p = 0,06$) tandis que la production primaire n'a pas d'évolution temporelle claire (test de Mann Kendall, $\tau = 0,07$, $p = 0,67$). Reste néanmoins que la biomasse chlorophyllienne moyenne observée en 2016 est une des plus faibles depuis 20 ans, alors que la biomasse algale de 2016 est proche des objectifs fixés par la CIPEL (RIMET 2017). La production primaire moyenne de 2016 est la plus faible valeur observée depuis 20 ans, même s'il reste difficile de totalement exclure un biais dû au changement du protocole de mesure en 2015 dans cette observation. L'absence de relation directe entre concentrations en nutriments et réponses phytoplanctoniques a été partiellement expliquée par les facteurs climatiques et trophiques (Anneville et al, 2002, Tadonléré et al, 2009). Deux tendances saisonnières ressortent toutefois au cours des 20 dernières années. Si les biomasses chlorophylliennes printanières, estivales et hivernales ne montrent pas de tendance monotone claire, la diminution marginale des biomasses annuelles serait liée à la diminution significative des biomasses automnales ($\tau = -0,5$, $p = 0,003$). Puisque cette tendance ne s'accompagne pas d'une baisse de la production primaire correspondante, elle résulterait plutôt de l'amélioration de la qualité nutritionnelle des cortèges algaux automnaux sous l'effet de l'apparition d'une limitation par les nutriments à cette saison (pas d'accumulation). A aucune saison, la production primaire ne semble répondre à la diminution des concentrations en nutriments. On observe au contraire une tendance à l'augmentation de la production primaire hivernale ($\tau = 0,31$, $p = 0,06$), qui serait ainsi une conséquence des forçages climatiques plutôt que liés aux nutriments.

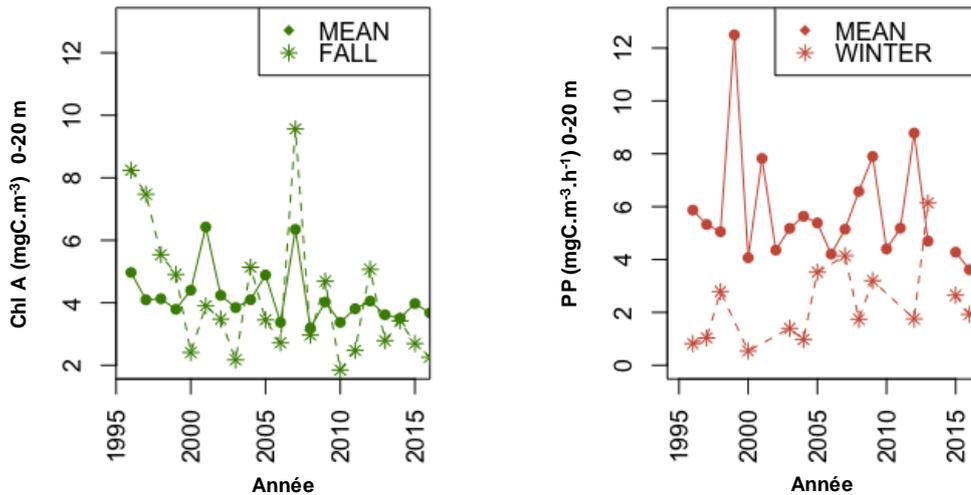


Figure 4 : Evolution annuelle et automnale des concentrations en chlorophylle a sur la couche 0-20 m du point SHL2 du Léman entre 1996 et 2016. b. Evolution annuelle et hivernale de la production primaire sur la couche 0-20 m du point SHL2 du Léman entre 1996 et 2016.

Figure 3 : Changes in surface (0-20 m depths) chlorophyll a concentrations averaged over the year or in fall in Lake Geneva between 1996 and 2016. b Changes in surface (0-20 m depths) primary production averaged over the year or in winter in Lake Geneva between 1996 and 2016.

4. CONCLUSION

En 2016, la biomasse chlorophyllienne et la production primaire moyennes ont été parmi les plus faibles observées au cours des deux dernières décennies. Même si ces deux paramètres algaux montrent une dynamique bimodale typique de celle attendue pour les lacs mésotrophes, les variations saisonnières de la production primaire sont relativement peu marquées avec moins d'un facteur 6 entre les maxima et minima saisonniers. Les variations saisonnières de la biomasse chlorophyllienne sont plus marquées en 2016, avec une moindre accumulation d'algues filamenteuses.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE O, GINOT V, DRUART JC, ANGELI, N. 2002. Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *J. Plankton Res.* 24: 993-1007.
- PERGA ME, ANNEVILLE O., LAFORGUE M. 2015. A quoi est due la couleur des eaux d'un lac?, in *Le tour des grands lacs alpins naturels en 80 questions*, edited by B. C. Montuelle, A., pp. 48-49, ZABR, Lyon, France.
- PERGA ME, TADONLEKE R. PERNEY P. 2015. Mesures de la production primaire : Transition des protocoles ¹⁴C - ¹³C. *Rep., Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014.* 163-171 pp,
- RIMET F. 2016. Le phytoplancton du Léman, Suivi 2015. CIPEL
- RIMET F. 2017. Le phytoplancton du Léman, Suivi 2016. CIPEL
- TADONLEKE RD, LAZZAROTTO J, ANNEVILLE O, *et al.* 2009. Phytoplankton productivity increased in Lake Geneva despite phosphorus loading reduction. *J. Plankton Res.* 31: 1179-1194.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Canada*, 167, 311 p.

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2016

PAR

Orlanne 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 copépodes. L'abondance de ce taxon augmente dès le mois de mars, pour atteindre des abondances maximales au printemps puis relativement faibles en été. Les bosminidés présentent également un démarrage printanier relativement précoce qui précède celui des daphnies. A l'inverse des copépodes, les daphnies semblent présenter des maxima en été mais cette dynamique ne peut être confirmée en raison de l'absence d'échantillon à la date présumée de leur pic printanier. Les cladocères carnivores Bythotrephes sont très peu abondants en 2016, et pendant l'été leur effectif n'augmente pas, demeurant très faible par rapport à celui des Leptodora qui présente une dynamique annuelle classique. A l'échelle inter-annuelle, les effectifs de cette communauté microcrustacéenne sont à la baisse. Cette tendance s'observe chez plusieurs groupes, à savoir les branchiopodes, les cyclopoïdes et depuis quelques années, les Bythotrephes et Leptodora présentent également des effectifs de plus en plus faibles, restant toutefois dans des gammes de valeurs déjà observées. La communauté des rotifères est dominée par 6 taxons qui présentent une dynamique saisonnière relativement bien marquée. Les espèces moins abondantes sont également très sensibles à la variabilité saisonnière des conditions environnementales, ainsi comme pour le phytoplancton, la dynamique de cette communauté se caractérise par la succession de différents cortèges d'espèces au cours de l'année.

SUMMARY

Copepods dominate the crustacean zooplankton in Lake Geneva. Copepods abundance starts to increase in March and reach maximum values in spring. Bosminids and later, Daphnia present spring growth. Because spring samples could not be processed due to large filamentous algae, it is not clear whether the maximum abundance of Daphnia occurred in summer or spring. Bythotrephes was not abundant in 2016, and no summer peak was observed. The abundance of that taxa remained very low compared to those of Leptodora who follows the classical model of seasonal dynamic. At the inter-annual scale, a decrease in the abundance of crustacean zooplankton can be observed. The decrease in abundance occurred for several groups: branchiopods, cyclops, and since few years, both Bythotrephes and Leptodora have been undergoing a light decrease in their abundance. The rotifera community is dominated by 6 taxa that has a strong seasonal dynamic. Some of the other taxa are also sensitive to seasonal changes in the environmental conditions. As for phytoplankton, a marked pattern of seasonal successions can be observed at the annual scale.

1. INTRODUCTION

En agissant comme source de nourriture pour les consommateurs secondaires et facteur de contrôle des communautés phytoplanctoniques, le zooplancton fait le lien entre ces compartiments trophiques et joue un rôle clé dans le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème. Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Le suivi de la CIPEL porte sur les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) et rotifères récoltés dans le domaine pélagique.

En 2016, 17 campagnes de prélèvements ont pu faire l'objet de comptage puisque les prélèvements réalisés les 24 mai et 6 juin n'ont pu être dépouillés en raison de trop fortes abondances d'algues filamenteuses.

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

3. RÉSULTATS

3.1 BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

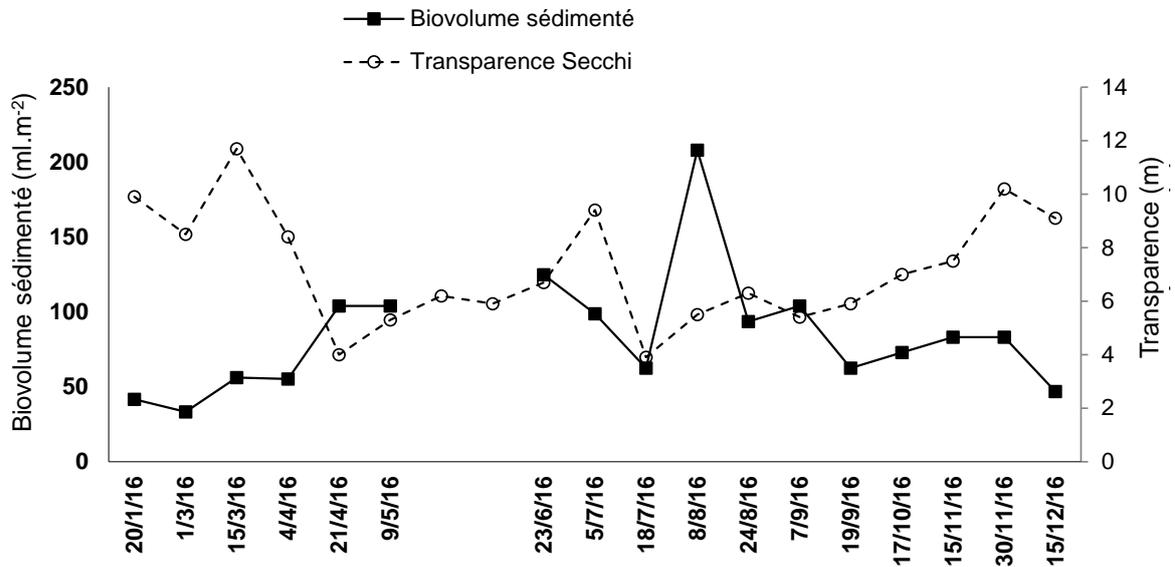


Figure 1 : Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux 2016 (Léman, SHL2)

Figure 1: Compared seasonal changes in sedimented zooplankton biovolumes and water transparency in 2016 (Lake Geneva, SHL2)

L'augmentation des biovolumes sédimentés s'initie dès le mois de mars et se poursuit de façon relativement régulière jusqu'au début du mois de mai (figure 1). On serait tenté de penser que cette augmentation continue pour atteindre des valeurs similaires à celles observées les années précédentes, mais les échantillons de mai et début juin n'ont pu être dépouillés en raison de la présence d'algues filamenteuses. Dans un premier temps, cette augmentation des biovolumes sédimentés s'accompagne d'une baisse de la transparence qui traduit une augmentation de l'abondance du phytoplancton. Cette dynamique correspond donc à un schéma classique de début d'année. A partir du mois d'avril, la relation s'inverse et la transparence augmente légèrement pour atteindre un pic (le 5 juillet), peu de temps après le maximum printanier observable de zooplancton. Cet événement correspond à une transition dans la communauté phytoplanctonique, à savoir le remplacement d'une communauté printanière et estivale, par une communauté de fin d'été et automnale (RIMET, 2017). Cette dernière présente un pic de biomasse le 8 août qui coïncide avec le pic estival des biovolumes sédimentés. Par la suite, les abondances des biovolumes sédimentés diminuent jusqu'au mois de décembre.

3.2 COMPOSITION SPÉCIFIQUE DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

Comme lors des années précédentes, le zooplancton crustacéen est dominé par les copépodes, qui en 2016 représentent 88% de l'abondance totale des crustacés. La sous-classe des copépodes se compose des cyclopoïdes dont la contribution s'élève à 25% de l'abondance crustacéenne totale, et des calanoïdes représentés par une unique espèce *Eudiaptomus gracilis* et dont la contribution est égale à 63%. En 2016, *Cyclops prealpinus* est l'unique représentant des cyclopoïdes (figure 2). Les branchiopodes Cladocères sont composés du complexe *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina*, *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* qui représente respectivement 11%, 0.07% 0.5% et 0.2% de l'abondance crustacéenne totale observée en 2016.

3.3 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU ZOOPLANCTON EN 2016

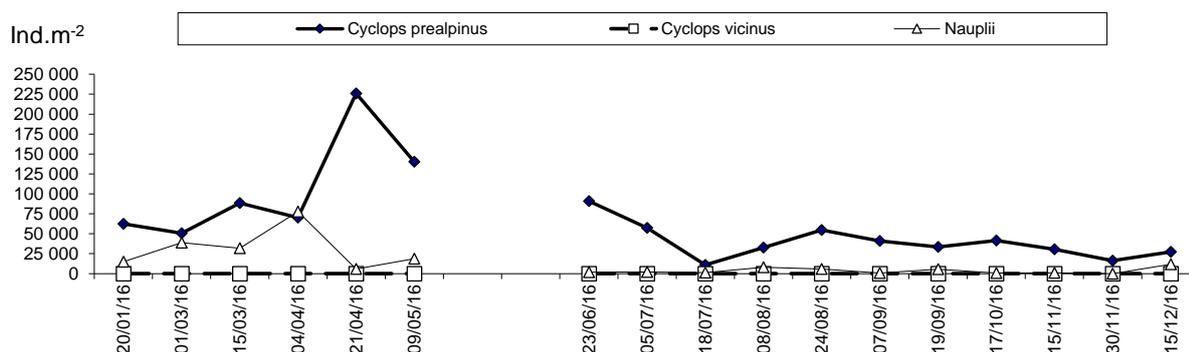


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2016 (Léman, SHL2)

Figure 2: Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2016 (Lake Geneva, SHL2)

L'abondance des cyclopoïdes (figure 2) augmente dès le mois de mars et atteint un maximum le 21 avril (225 840 ind.m⁻²). Les abondances observées en été sont nettement inférieures à celle observées au printemps mais similaires à celles observées en début d'année. Ces faibles abondances estivales s'expliquent par des nauplii très peu présents dès le mois de juin.

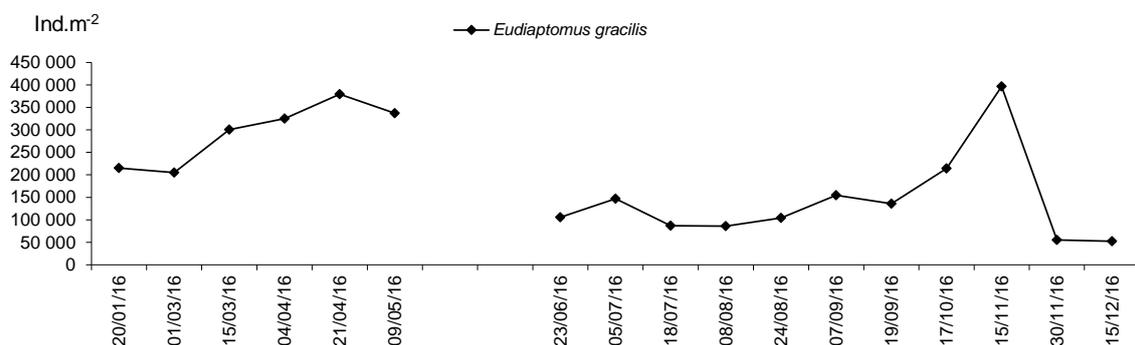
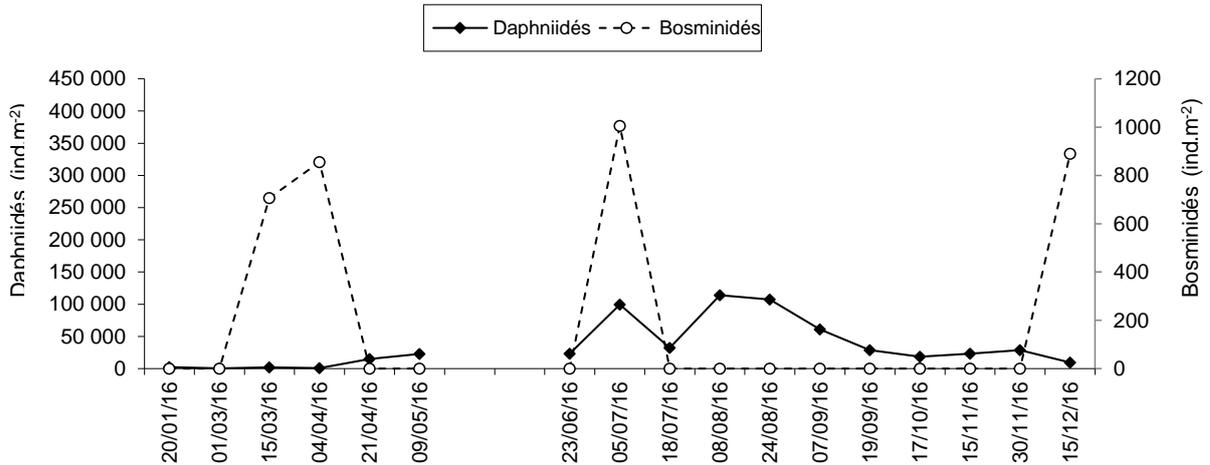


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2016 (Léman, SHL2)

Figure 3: Seasonal changes in the abundance of calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2016 (Lake Geneva, SHL2)

Comme pour les cyclopoïdes, l'abondance d'*E. gracilis* (figure 3) augmente à partir du mois de mars pour atteindre des valeurs maximales en avril (379 357 ind.m⁻²). Les abondances estivales sont également beaucoup plus faibles que celles observées au printemps ou même en fin d'hiver. En automne, l'abondance d'*E. gracilis* présente un deuxième pic avec des abondances qui atteignent 396 284 ind.m⁻² le 15 novembre.

(a)



(b)

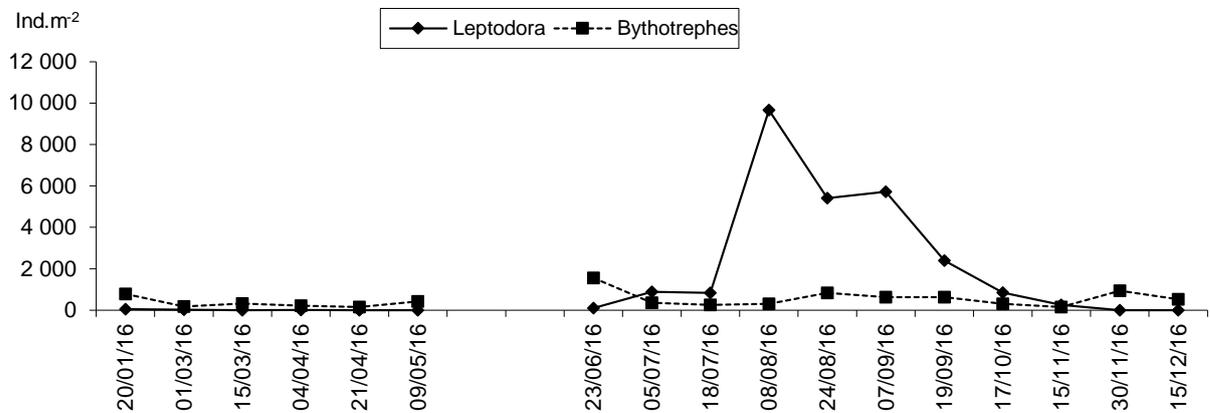


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes Cladocères a) herbivores b) carnivores en 2016 (Léman, SHL2)

Figure 4: Seasonal changes in the abundance of herbivorous (a) and carnivorous (b) Branchiopoda in 2016 (Lake Geneva, SHL2)

Les daphnies voient leur abondance augmenter à partir du mois d'avril (figure 4), leurs concentrations maximales printanières ne peuvent être observées en raison d'échantillons rendus inexploitable par la présence d'algues filamenteuses. En été, l'abondance des daphnies atteint leurs valeurs maximales en août (113 826 ind.m⁻²) puis diminue progressivement jusqu'en hiver. Les bosmines sont présentes dès le mois de mars, leur abondance, qui atteint un maximal printanier de 855 ind.m⁻², s'effondre en avril puis présente un second pic en été (1005 ind.m⁻²), le 5 juillet, et un 3^{ème} pic (890 ind.m⁻²) le 15 décembre.

La contribution des Bosminidés à la communauté totale des cladocères est extrêmement fluctuante d'une année sur l'autre, pouvant varier de 0,7 à 51% de la communauté totale des branchiopodes (PERGA et LAINE, 2016). En 2016, les Bosminidés ne sont représentés que par l'unique espèce *Eubosmina longispina*, dont la proportion au sein des cladocères (0.6 %) a été particulièrement faible. La dynamique saisonnière d'*E. longispina* est décalée de celles des daphnies. Une croissance rapide mais extrêmement limitée des effectifs se produit dès le mois de mars puis le nombre d'individus diminue avec l'augmentation des effectifs de daphnies. Un second pic, de seulement 1000 ind.m⁻², est observé en été puis la population chute pour se maintenir à des concentrations négligeables jusqu'au mois de décembre (890 ind.m⁻²).

Les grands cladocères prédateurs, *B. longimanus* et *L. kindtii*, se caractérisent quant à eux habituellement par un développement en saison chaude. En 2016, la dynamique de *L. kindtii* correspond à ce schéma, et présente des abondances maximales (9667 ind.m⁻²) en août. En revanche, *B. longimanus* demeurent à des abondances très faibles sans présenter de maxima estivales (l'abondance maximale observée étant de 1560 ind.m⁻² le 23 juin). La forte contribution de *B. longimanus* au régime alimentaire du corégone atteste de la présence de ce taxon très tôt dans l'année, dès le printemps (figure 4b), cependant en raison de la présence d'algues qui rendent inexploitable les échantillonnages zooplanctoniques, cette dynamique ne peut être observée.

3.4 AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

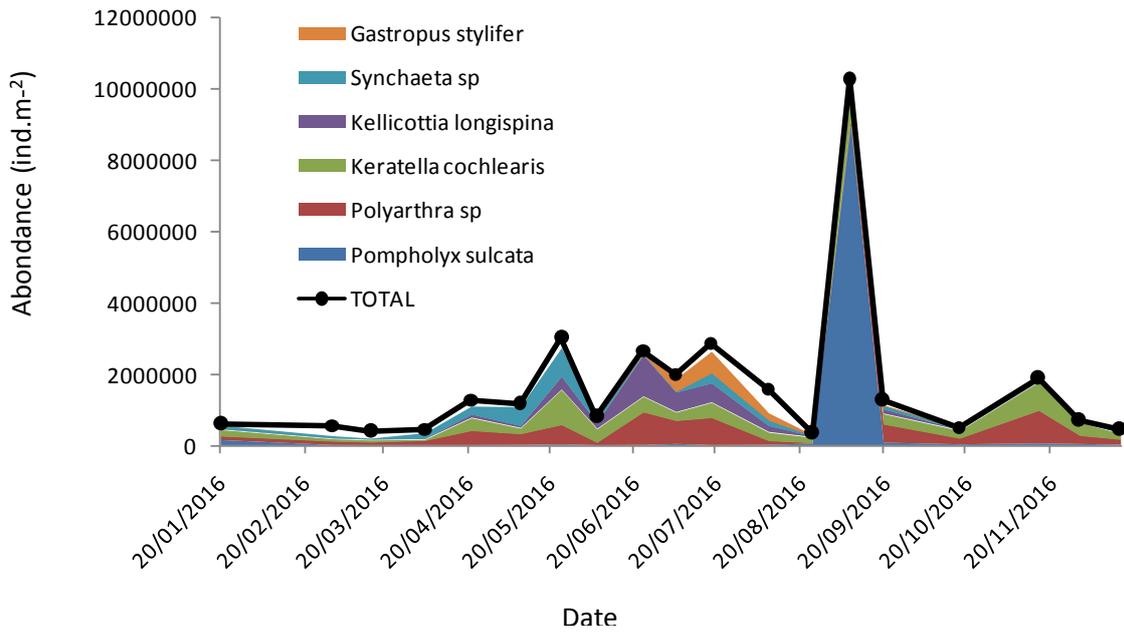


Figure 5: Evolution saisonnière de l'abondance des principaux taxons de la communauté de rotifères dans le Grand Lac (SHL2) en 2016.

Figure 5: Seasonal patterns in the abundance of the dominant taxa of Rotifera community in Upper Lake Geneva (SHL2) in 2016.

Les autres espèces sont relativement peu abondantes (9% de l'abondance totale). Leur dynamique annuelle se caractérise par des périodes de quasi-absence. L'analyse en composantes principales (ACP) permet ainsi de mettre en évidence une variabilité saisonnière pour certaines espèces (figure 6). *Notholca caudata* est caractéristique de la période hivernale et printanière, jusqu'à la fin du mois de mai. De la même façon, *Ascomorpha saltans* s'observe du début d'année jusqu'au mois de juin. *Asplanchna priodonta* s'observe de façon régulière mais à des abondances plus fortes entre avril et juin. Le cortège estival est composé d'espèces qui se maintiennent jusqu'en automne (*Conochilus unicornus*, *Ploesoma sp.*, et *Trichocera rousseleti*) et d'*Ascomorpha ovalis* qui s'observe jusqu'à la fin de l'année.

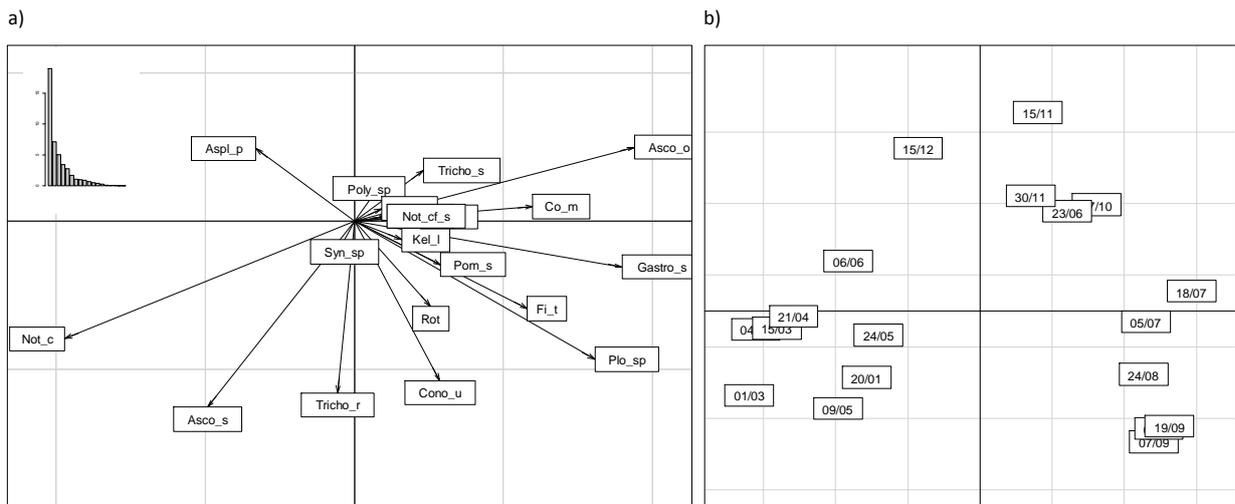


Figure 6: Résultat de l'ACP réalisée sur le logarithme des abondances des taxa observés en 2016. A) Histogramme des valeurs propres et distributions des taxa dans le plan (axes 1 et 2) qui explique 59% de la variabilité de la communauté des rotifères. B) Projection des dates d'échantillonnage dans le même plan.

Figure 6: Results of the PCA run on the log-transformed abundances of rotifers. A) Histogram of the eigenvalues and distribution of the taxa within the first plan made of axis 1 and 2, that explains 59% of the variability. B) Plot of sample dates ordination for axis 1 and 2.

3.5. EVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN

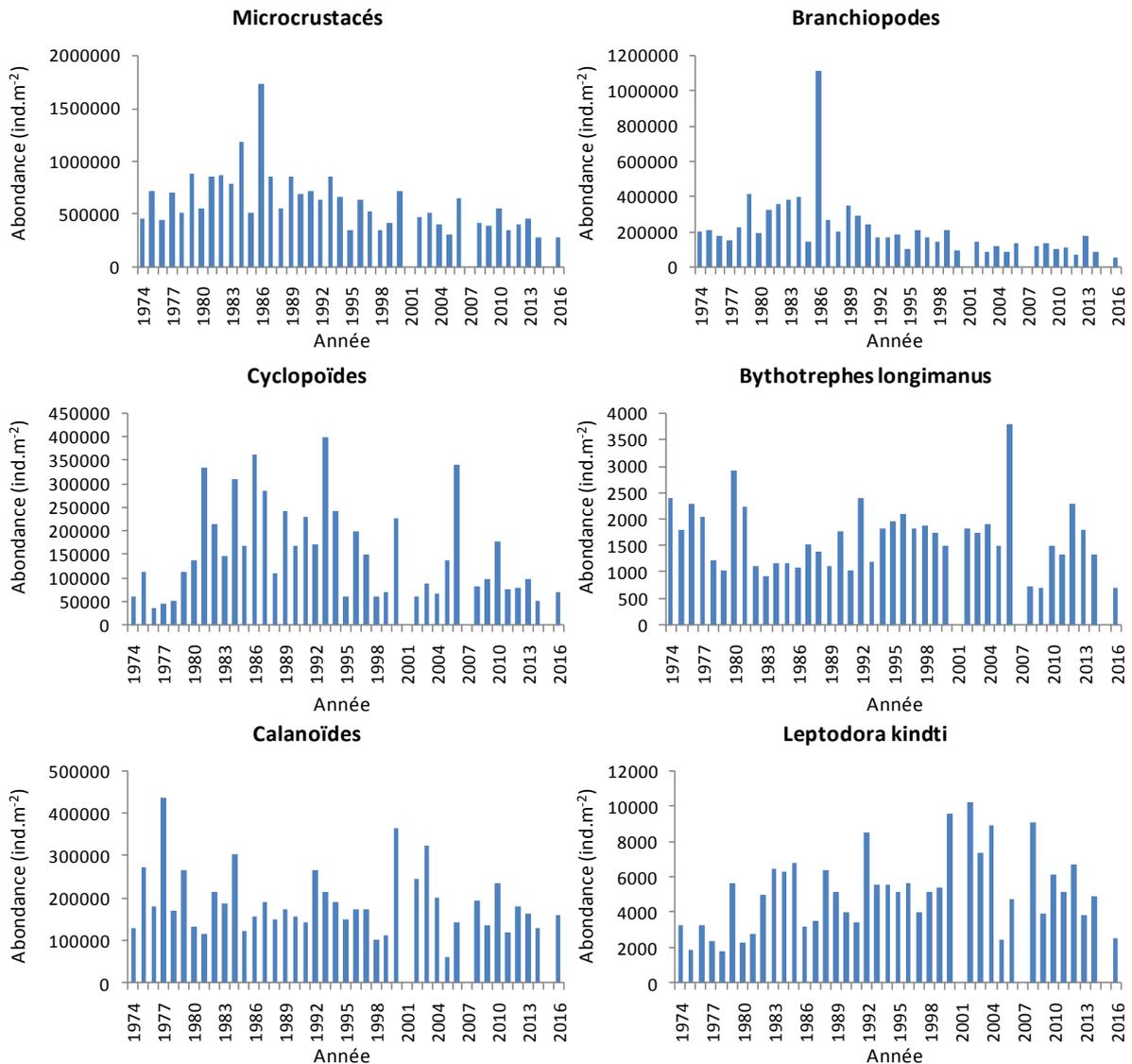


Figure 7 : Evolution interannuelle de l'abondance absolue des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne entre mai et septembre). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001, 2007 et 2015 n'ont pas été incluses.

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

Les effectifs de l'ensemble des microcrustacés observés dans le Léman présentent une tendance à la baisse qui se confirme encore en 2016 (figure 7). Cette tendance est fortement guidée par l'évolution des effectifs des branchiopodes herbivores. Ces derniers, et notamment les daphnies, présentaient des abondances maximales dans les années 80, mais sont aujourd'hui présents à des effectifs relativement faibles. Les modifications dans la composition de la communauté phytoplanctonique avec une abondance relative moindre des cryptophycées, espèces d'excellente qualité nutritionnelle (LAINE et PERGA, 2015) et l'augmentation d'une pression de prédation par les corégones (VOGEL, 2014) seraient à l'origine de cette baisse d'abondance. Les effectifs observés pour les cladocères carnivores sont également faibles en 2016 et tendent à marquer une tendance à la baisse qui se serait initiée au début des années 2010. Les cyclopoïdes sont également dans une dynamique décroissante mais qui tendrait à se stabiliser. Les calanoïdes présentent des fluctuations inter-annuelles sans tendance avérée.

BIBLIOGRAPHIE

- LAINE L., PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.
- LAINE L., PERGA, ME (2016). Zooplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 95-100.
- RIMET F. (2017). Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016.
- 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 2016

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

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

RÉSUMÉ

L'échantillonnage et l'analyse des contenus stomacaux d'adultes de corégones ont été réalisés selon le même protocole depuis 1999. La taille moyenne des corégones échantillonnés était de 41.9 cm. Le corégone a un régime alimentaire essentiellement composé de daphnies, Bythotrephes et Leptodora sur lesquels il exerce une pression de prédation sélective. Les contributions relatives de ces 3 proies principales varient au cours de l'année et présentent des réajustements d'une année à l'autre. La tendance à l'augmentation des Bythotrephes au bol alimentaire observée depuis 2014 se confirme et en 2016, ce taxon a une contribution relativement importante en automne et domine largement le régime alimentaire en hiver.

SUMMARY

The sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2016, the mean length of the sampled fish was 41.9 cm. Whitefish feeds preferentially on Clacoderan: Daphnia, Bythotrephes and Leptodora and exerts a predation pressure upon these 3 taxa. Important modifications in the relative contribution of these target preys can be observed at the annual and inter-annual scales. Higher relative contributions of Bythotrephes are being observed since 2014, in 2016 Bythotrephes contributions were high in autumn and exceptional in winter.

1. INTRODUCTION

En réponse aux pressions naturelles (fluctuations météorologiques, prédation...) et anthropiques (modification du climat, baisse des apports en phosphore...), les communautés planctoniques du Léman présentent des modifications qualitatives et quantitatives qui pour certaines, s'observent à l'échelle de l'année alors que d'autres se révèlent sur des échelles de temps plus grandes. Les suivis de la CIPEL ont ainsi permis de mettre en évidence des changements majeurs au sein de la communauté phytoplanctonique (RIMET, 2017) et zooplanctonique (LAINE et PERGA, 2015). Des études parallèles montrent que la communauté piscicole est également sensible aux forçages anthropiques et présente une évolution qui se caractérise principalement par une augmentation du stock de corégone (*Coregonus lavaretus*) depuis les années 90 (ANNEVILLE et al., 2009 ; VOGEL, 2014).

Le corégone est un poisson qui consomme du zooplancton durant toute sa vie. Compte tenu de l'évolution de l'abondance de cette espèce zooplanctonophage, la pression de prédation potentielle exercée sur la communauté zooplanctonique a donc fortement augmenté. Par ailleurs, les modifications des abondances relatives des différentes proies potentielles du corégone sont susceptibles de provoquer un réajustement du comportement de prédation chez cette espèce et donc une modification de son régime alimentaire. Le suivi du régime alimentaire du corégone permet d'une part d'évaluer l'impact « Top-down » de ce poisson sur la dynamique et l'abondance des maillons trophiques inférieurs (KITCHEL et CARPENTER, 1993) et d'autre part, 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 2016 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2003.

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 de 20 poissons est récolté pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2016, 200 poissons ont ainsi été échantillonnés et 125 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 2016 est de 41.9 cm, le plus petit poisson mesurant 33 cm et le plus gros 52 cm. Les tailles des corégones demeurent relativement stables sur toute l'année (figure 1a) avec toutefois des prises globalement plus petites de mars à juin. La baisse observée en mars est probablement liée à l'absence d'individus de plus de 4 ans dans notre échantillon (figure 1b). L'entrée dans la pêche des 2+ à partir du mois d'avril contribue au maintien d'un échantillon d'individus de taille moyenne. On peut toutefois relever que les 2+ sont présents dans la pêcherie dès le mois de janvier.

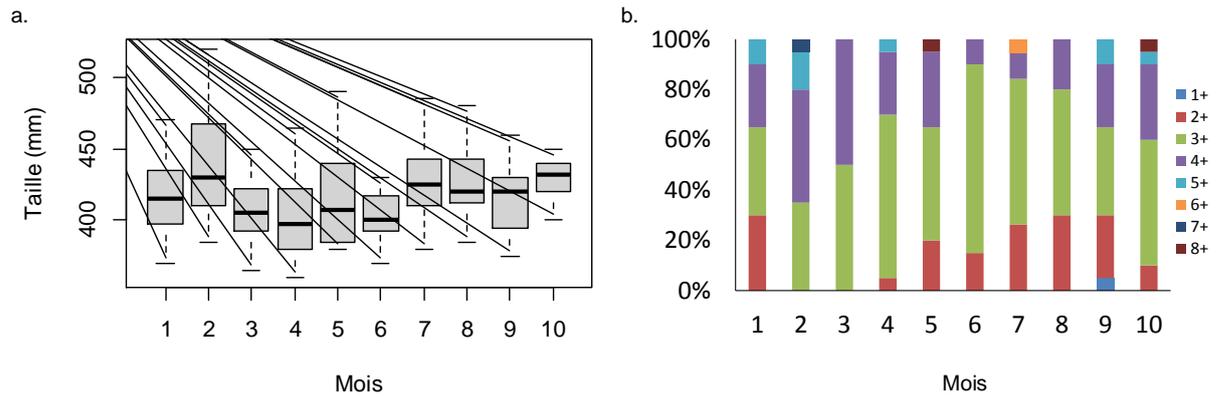


Figure 1 : a) Répartition des tailles des poissons prélevés en 2016. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartile. b) Evolution annuelle des structures en âge des prélèvements mensuels.

Figure 1 : a) Distribution of the sizes of fish sampled in 2016. 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 quartile respectively. b) Annual changes in age class structure of the monthly samples.

3.2 EVOLUTION MENSUELLE DU TAUX DE VACUITÉ

Des estomacs vides ont été observés en faibles quantités tout au long de l'année, excepté durant les mois de juin et septembre où l'ensemble des poissons prélevés avait un estomac plein (figure 2). En hiver, la présence d'estomacs vides est probablement liée à la faible activité écologique du corégone. Toutefois, le pourcentage d'estomacs pleins ne suit pas l'augmentation printanière du zooplancton. En juillet, août et octobre, les taux de vacuité sont équivalents, voire supérieurs à ceux observés en hiver. La dynamique annuelle des taux de vacuités est donc relativement déconnectée de celle du zooplancton et probablement fortement influencée par la vitesse de digestion et le temps écoulé entre la prise de nourriture par le poisson et le prélèvement du contenu stomacal.

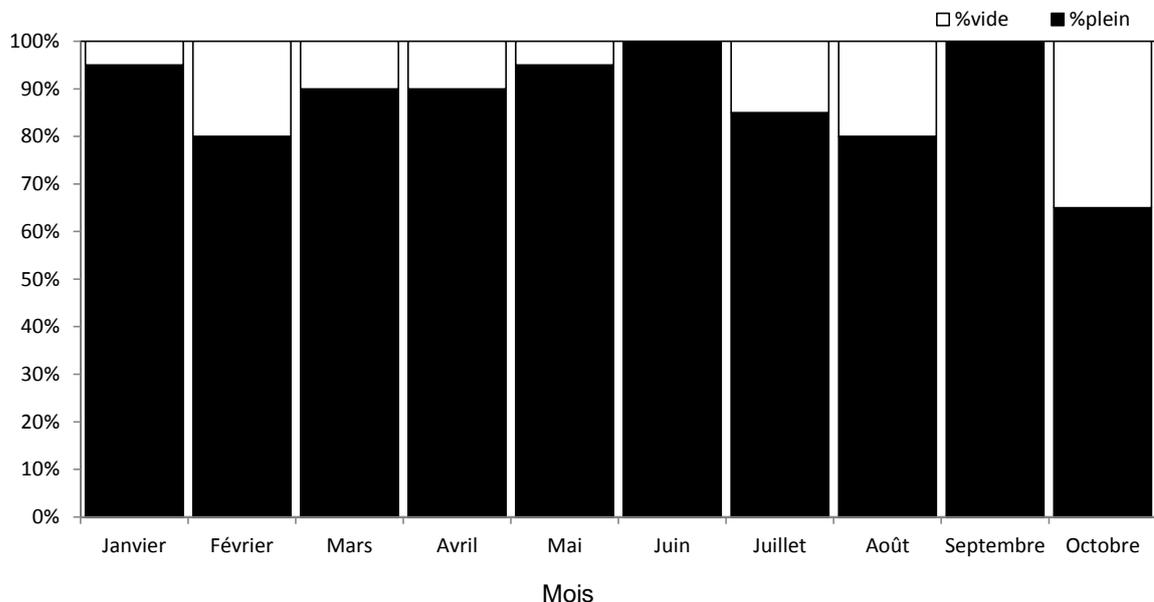


Figure 2 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés (20 individus pour chaque mois) de corégone en 2016 au Léman.

Figure 2: Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs (20 per month) analyzed in 2016 in Lake Geneva.

3.3 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.3.A. L'échelle annuelle

Les corégones se nourrissent principalement de cladocères : *Bythotrephes*, daphnies, et *Leptodora* étant les proies principales de cette espèce piscicole (figure 3). En 2016, les *Bythotrephes* contribuent en moyenne à 60.5% du régime alimentaire, les daphnies à 25.3% et les *Leptodora* à 13.5%. Les bosmines n'ont jamais été observées en 2016. Les copépodes sont consommés sur l'ensemble de l'année mais en quantités extrêmement faibles, leur contribution au régime alimentaire paraît donc négligeable. Les nymphes de chironomes sont également observées en faibles quantités et leur contribution moyenne est de l'ordre de 0.6%.

En janvier, l'alimentation des corégones est essentiellement composée de *Bythotrephes* (91.7 %) et de daphnies (6.8%) alors que ces 2 taxons sont peu représentés dans les échantillons de zooplancton prélevés en hiver et en début de printemps (ANNEVILLE et LAINE, 2017). En mars, la proportion de daphnies observées dans les contenus stomacaux augmente, ce taxon constitue alors 50.2% du bol alimentaire alors que leur abondance dans le milieu demeure relativement faible (ANNEVILLE et LAINE, 2017). Les daphnies demeurent une proie importante jusqu'à la fin du printemps. En juin, la contribution des *Leptodora* devient non négligeable et atteint de fortes valeurs en juillet (46.2%) puis en octobre (57.4%). En août la contribution des daphnies est équivalente à celle observée au printemps, puis leur contribution diminue fortement et atteint des valeurs négligeables en septembre (0.5%) et octobre (4.3%), les bols alimentaires sont alors dominés respectivement par les *Bythotrephes* et *Leptodora*.

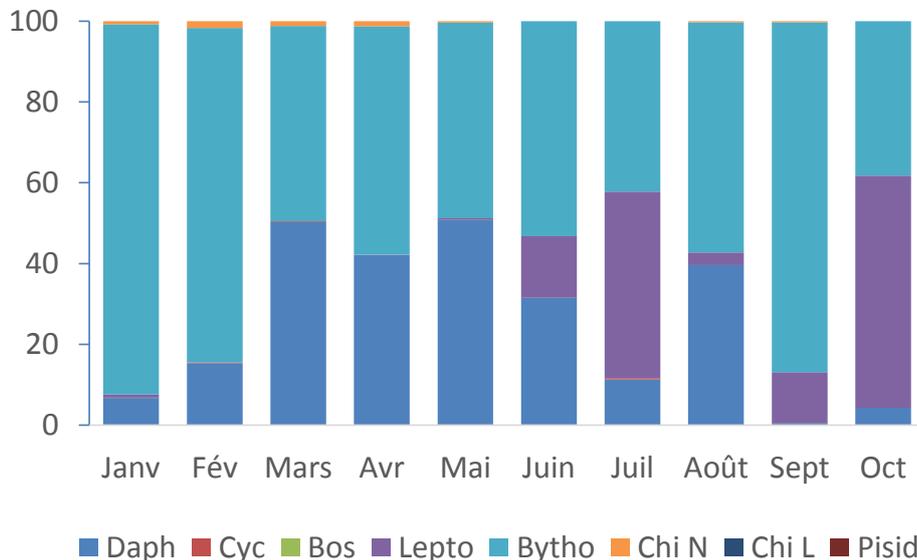


Figure 3 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone (n=10 pour chaque mois) en 2016 au Léman.

Figure 3: Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish (n=10 for each month) in 2016 in Lake Geneva.

3.3.B. L'échelle de la décennie

De janvier à février (figure 4), la tendance observée depuis 2014 se confirme, la contribution des *Bythotrephes* dans l'alimentation du corégone est plus importante qu'au cours des années précédentes. En 2016 ce taxon est la proie dominante et constitue 87% du bol alimentaire du corégone. Au printemps (figure 4), la composition du régime alimentaire est semblable à celle observée depuis 2014, mais la contribution des daphnies est légèrement inférieure faisant des *Bythotrephes* la proie dominante (51%). En été, l'alimentation du corégone se caractérise habituellement par la forte contribution des *Bythotrephes*. Alors que ce taxon dominait le bol alimentaire en hiver et au printemps 2016, cette année, le bol alimentaire du corégone se singularise par une contribution relativement faible des *Bythotrephes* (51%) et une contribution des daphnies relativement importante, semblable à celles observées en 2010 et 2015. La contribution des *Leptodora* (21%) est similaire à celle des daphnies. En automne (figure 4), la contribution des *Leptodora*, qui avait fortement diminué en 2015, est plus élevée cette année (35%) mais reste faible par rapport à celle généralement observée depuis 2004. Dès 2013, les *Bythotrephes* sont, à cette période de l'année, la proie principale du corégone et en 2016 ce taxon représente 62% du bol alimentaire.



Figure 4 : Evolution saisonnière de 2003 à 2016 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour les années 2003 et 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 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 4: Seasonal changes from 2003 to 2016 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2003 and 2015, October in 2009 and 2010 and January in 2004, 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

4. CONCLUSION

La composition du régime alimentaire du corégone est semblable à celle observée les années précédentes. Le régime alimentaire reste 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 2016. En 2016, ce taxon présente de fortes contributions y compris en saison hivernale et automnale. L'été 2016 est semblable à 2015 par une contribution importante des daphnies.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Messieurs Berot, Jasseron et George, pêcheurs professionnels, pour nous avoir facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE et LAINE, L. (2017): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016.
- ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., MOLINERO, J.C. et GERDEAUX, D. (2009): Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fisheries Manag. Ecol., 16, 492-500.
- 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.
- KITCHELL, J.F., et CARPENTER S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology. Cambridge University Press, 1-14.
- LAINE, L. et PERGA, M. (2015) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014.127-136.
- 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.
- RIMET, F. (2017) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016.
- 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.

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE UPSTREAM

CAMPAGNE 2016

PAR

Marc BERNARD, Lucie FAUQUET et Pierre MANGE

SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, CP 478, CH – 1951 SION

RÉSUMÉ

Cent-dix-sept produits phytosanitaires, 30 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et un solvant (1,4-dioxane) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône en amont du Léman tout au long de l'année 2016. Aucun produit phytosanitaire n'a dépassé les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (0.1 µg/L). Sur les 30 principes actifs pharmaceutiques recherchés, certains sont retrouvés dans les eaux du Rhône à des concentrations encore trop importantes. Un maximum de 0.91 µg/L a été mesuré pour la Metformine.

En termes de flux annuels, les quantités totales de produits phytosanitaires ayant transitées par le Rhône en 2016 ont augmenté et représentent 655 kg par rapport à 277 kg en 2015. La charge en 1,4-dioxane estimée à 433 kg est en baisse par rapport aux 750 kg de l'année 2015 et aux 6 tonnes de 2014.

ABSTRACT

One hundred seventeen pesticides, 30 active pharmaceutical ingredients, two anti-corrosion agents and one solvent (1,4 dioxane) were systematically analyzed throughout 2016 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 30 active pharmaceutical ingredients that were sought, some were found in the waters of the Rhône River at still too high concentrations. A maximum of 0.91 µg/L was measured for Metformin.

In terms of annual fluctuations, total quantities of pesticides transiting through the Rhône River in 2016 increased to 655 kg compared with 277 kg in 2015. The load of 1,4-dioxane was estimated to 433 kg, compared to 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 la protection 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 des 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 2016 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 (voir 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-six échantillons moyens sur 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2016.

2.2 RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHHEY

Le 23 février et le 18 novembre 2016, 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.

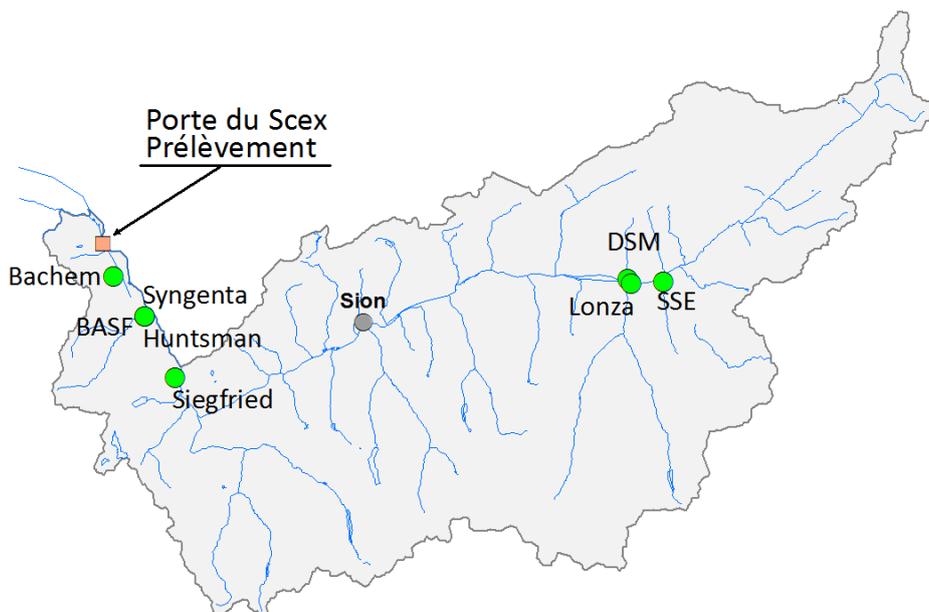


Figure 1 : Localisation de la station Porte du Scex sur le Rhône et des sites industriels sur le territoire du Valais

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 117 produits phytosanitaires, 30 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anticorrosion (le Benzotriazole et le Tolytriazole). Onze nouvelles substances correspondant à une production industrielle spécifique avaient été introduites dans le suivi 2013. Pour des questions de confidentialité, le nom de ces API 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 dans tous les échantillons des eaux du Rhône. Un nouveau fongicide 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 également 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 26 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2016 sont disponibles dans le tableau en annexe 1. Un total de 27 substances PPS ont été détectées sur 117 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, T. 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, 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 2016, aucune substance n'a dépassé ou atteint les exigences de l'Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux, 0.1 µg/L). Toutefois, le glyphosate et l'AMPA ont été majoritairement présents tout au long de l'année sans dépasser 0.06 µg/L.

Sur la période 2008-2016, 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 2016 (KLEIN 2017).

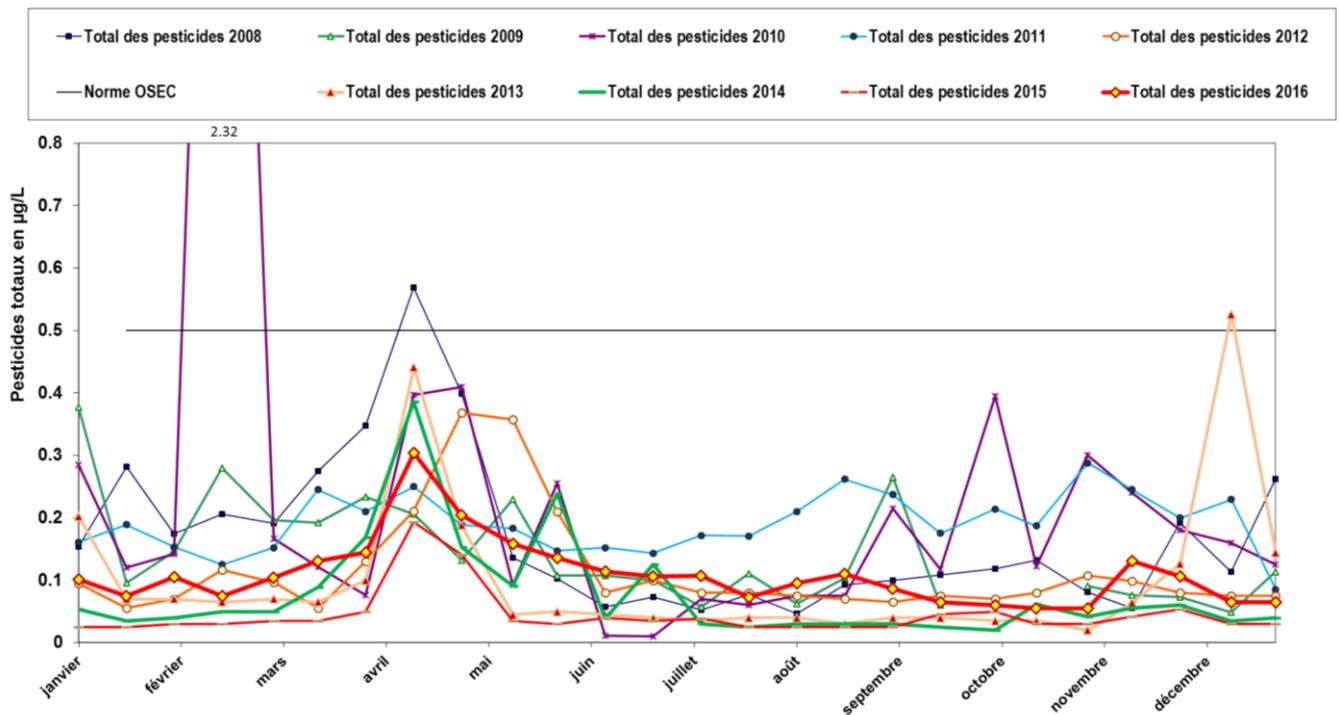


Figure 2 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2016.

Figure 2 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2008 to 2016.

En 2016, la valeur de tolérance OSEC 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 2011 (figure 1). 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 transitées 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 transités par le Rhône sont en hausse et atteignent 655 kg en 2016, contre 277 kg en 2015 et 414 kg en 2014 (voir figure 4).

La charge annuelle totale de pesticides d’origine non industrielle est en hausse avec environ 552 kg contre 195 kg en 2015 et 286 kg en 2014. Pour les produits phytosanitaires d’origine agricole, les substances suivantes sont présentes : 104 kg de terbuthylazine et ses métabolites, 77 kg de fenpyrazidine, 35 kg d’atrazine et de ses produits de dégradation, 28 kg de dinoterbe, 24 kg de mécoprop, 24 kg de linuron et 20 kg de simazine. De plus, 77 kg de glyphosate (herbicide d’origine diverse et agricole) ont été détectés en 2016 (18 kg en 2015, 121 kg en 2014) ainsi que 83 kg d’AMPA. Notons que l’atrazine comme la simazine est interdite dans l’UE depuis 2003 et en Suisse depuis 2012, certains agriculteurs et plus particulièrement non professionnels ont sans doute encore des stocks qu’ils utilisent même après les interdictions. Ces deux substances sont encore présentes dans les eaux mais à l’état de trace $\leq 0.010 \mu\text{g/l}$; les traces cumulées toute l’année représentent finalement une charge de 20 à 30 kg/an. Le dinoterbe, ancien herbicide non autorisé semble également toujours présent.

Depuis 2012, les charges les plus importantes en 2016 ne proviennent plus de la production industrielle. Les quantités de produits phytosanitaires d’origine industrielle se stabilisent autour des 100 kg/an cette année. Les plus grandes charges proviennent du diméthachlore (26 kg) et du bicyclopyrone (24 kg) qui n’ont pas été décelés en 2015 ainsi que du propiconazole qui est en baisse à 19 kg contre 36 kg en 2015.

L'étude menée sur plusieurs bassins versant 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%).

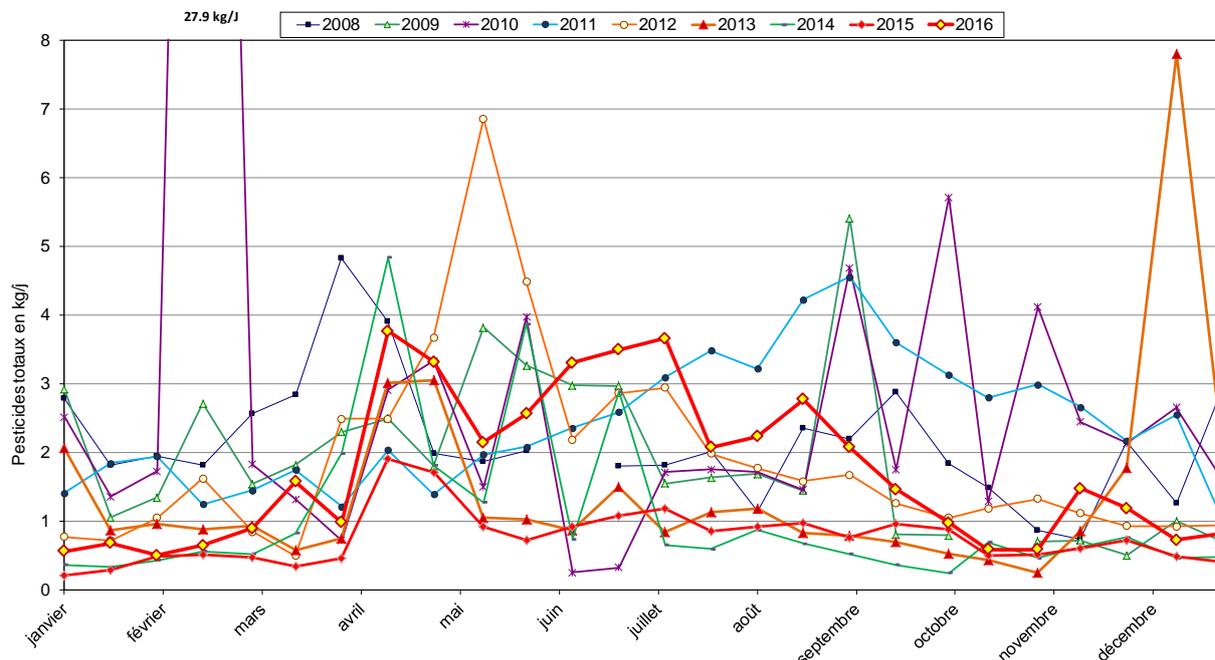


Figure 3 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2008 à 2016.

Figure 3 : Average daily loads of pesticides in the Rhône river from 2008 to 2016.

En 2016, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône se situe autour des 100 kg (103 kg) (voir figure 3), en baisse par rapport à l'année 2014 (128 kg) et 2013 (235 kg). En 2016, elle ne représente plus que 7% des valeurs maximales mesurées en 2006 (1'450 kg). Les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge globale inférieure de 30%. Cette charge est sans doute plus réaliste que celle calculée depuis les eaux du Rhône, puisque qu'elle est calculée sur des concentrations plus élevées et multipliée 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 2016, cette exigence a été respectée pour toutes les substances produites contrairement à quelques dépassements pour le propiconazole (fongicide) en juin et juillet 2015. En 2016, les pesticides d'origine industrielle représentent 16% (33% en 2015) de la charge totale de produits phytosanitaires ayant transités par le Rhône à la Porte du Scex (figure 3).

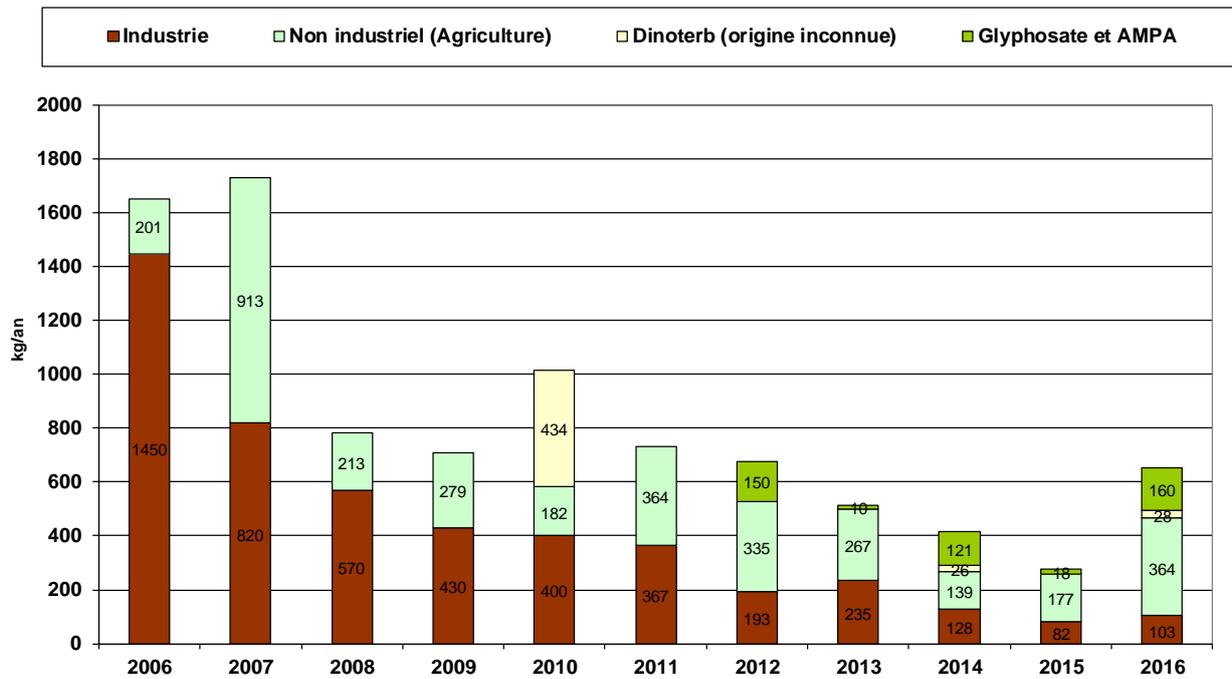


Figure 4 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2006 à 2016.

Figure 4 : Total annual pesticide loads from the Rhône River from 2006 to 2016.

L'augmentation des charges d'origine agricole peut probablement être mise en relation avec les conditions météorologiques enregistrées en 2016 qui fut une année particulièrement pluvieuse 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).

4.3 PROFILS DE CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES LE LONG DU RHÔNE

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 4 et 5 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 2016 montrent des concentrations plus élevées que les années précédentes, plus particulièrement en aval de Monthey. 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'est reproduit en février 2016 avec des teneurs de 0.1 µg/L en amont de Viège et 0.64 µg/L en aval de Monthey, accompagnées de diuron 0.2 µg/L et de chlorotoluron 0.15 µg/L d'origine non industrielle (figure 5 et 6). Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles en période d'étiage du Rhône, l'impact des sites industriels était peu ou faiblement marqué.

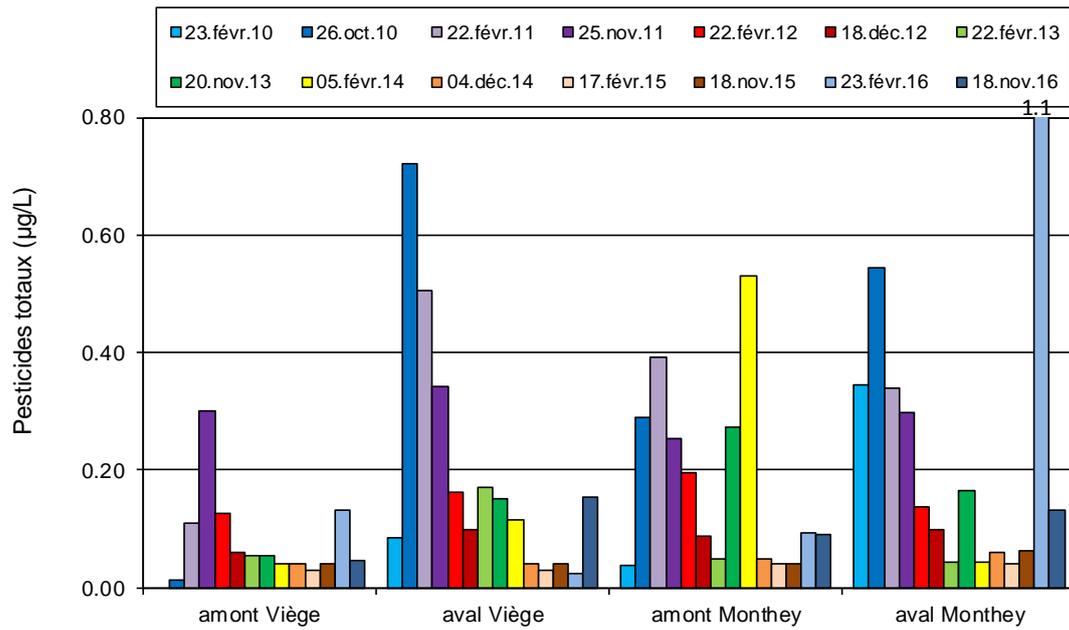


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2010 à 2016.

Figure 5 : Sum of pesticide concentration detected in the Rhône River upstream and downstream of the industrial production locations of Viège and Monthey from 2010 to 2016.

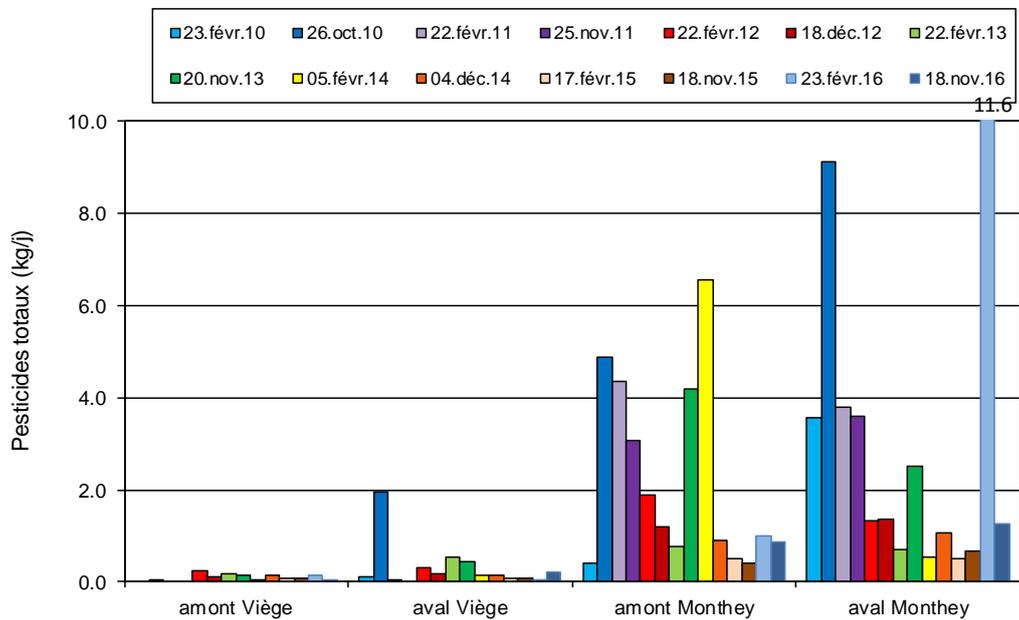


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey de 2010 à 2016.

Figure 6 : Calculated pesticide loads detected in the Rhône River upstream and downstream of the industrial production locations of Viège and Monthey from 2010 to 2016.

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, irbesartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2016, les analyses ont porté sur les substances ci-dessous avec les concentrations maximales et moyennes suivantes :

Principe actif	Utilisation	Maximum	Moyenne
		Concentration en µg/L	Concentration en µg/L
Bupivacaïne	Anesthésiant	0.02	<0.01
Carbamazépine	Anti-épileptique	0.02	<0.01
Carbidopa	Traite Parkinson	<0.01	<0.01
Carisoprodole	Relaxant musculaire	0.35	0.02
Déanol	Antiasthénique	<0.01	<0.01
Diclofénac	Analgésique	0.06	0.01
Irbésartan	Anti-hypertenseur	0.03	0.01
Mémantine	Maladie d'Alzheimer	0.07	0.02
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.14	0.02
Métformine	Antidiabétique	0.91	0.38
Méthénéamine	Antibiotique	<0.05	<0.05
Picoxystrobine	Antifongique	<0.01	<0.01
Prilocaïne	Antiviral	0.02	0.010
Propofol	Anesthésique	<0.01	<0.01
Ribavarine	Virucide	<0.5	<0.5
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	<0.01	<0.01
Ticlopidine	Anti-coagulant	déTECTÉ	<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		déTECTÉ	<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

En complément des API explicitement mentionnés ci-dessus, 11 substances correspondant à une production industrielle spécifique (non mentionnées pour des raisons de confidentialité) ont été également suivies au cours de l'année. Une seule de ces substances a été détectée mais sans atteindre le seuil de quantification.

Trois des substances mentionnées dans le tableau ci-dessus 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 de traces organiques dans les installations d'épuration des eaux. Il s'agit de la carbamazépine, du diclofénac et de l'irbésartan.

A l'inverse des produits phytosanitaires, les concentrations maximales observées pour certains produits pharmaceutiques d'origine industrielle comme le carisoprodole et la mépivacaine peuvent s'avérer élevées (respectivement 0.35 et 0.14 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 0.38 µg/L et maximale de 0.91 µg/L en 2016, c'est l'une des substances pharmaceutiques la plus concentrée dans les eaux de surface puisque également retrouvée dans les eaux du Léman à une concentration moyenne de 0.35 µg/L (KLEIN, 2016 et 2017).

Pour l'année 2016 comme pour 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. Le pic présent en janvier est dû à la présence de carisoprodole (figure 7).

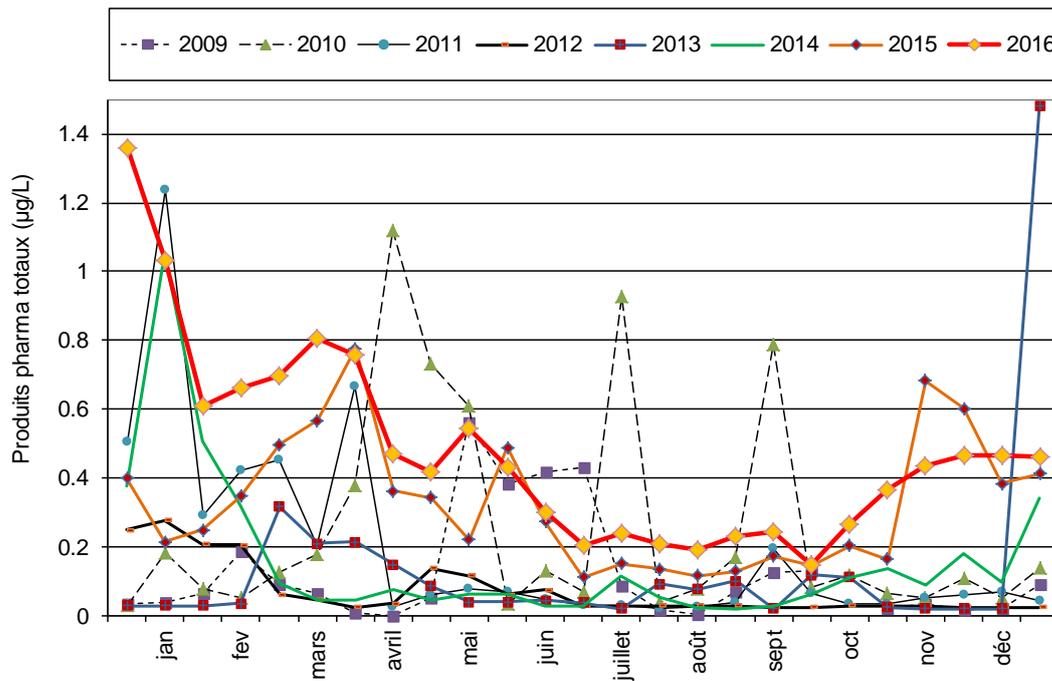


Figure 7 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2009 à 2016.

Figure 7 : Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2009 to 2016.

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

Ainsi, les apports annuels de mémantine mépivacaine et carisoprodole au Rhône s'élèvent respectivement à 114, 89 et 49 kg de matière active, ce qui représente une moyenne annuelle de 312 g, 243 g et 135 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'irbésartan (47 kg), également d'origine industrielle avec des dépassements enregistrés en début d'année. La metformine, d'origine uniquement domestique et nouvellement analysée en 2016, représente une charge très importante : 1722 kg/an (1410 kg en 2015), soit un rejet moyen de 5 gramme par an, par habitant du bassin versant. Pour le traitement du diabète de type 2, la posologie journalière optimale s'élève à 2 g/jour. Le diclofénac, d'origine domestique non représenté dans la figure 7 ci-dessous, cumule 68 kg par an.

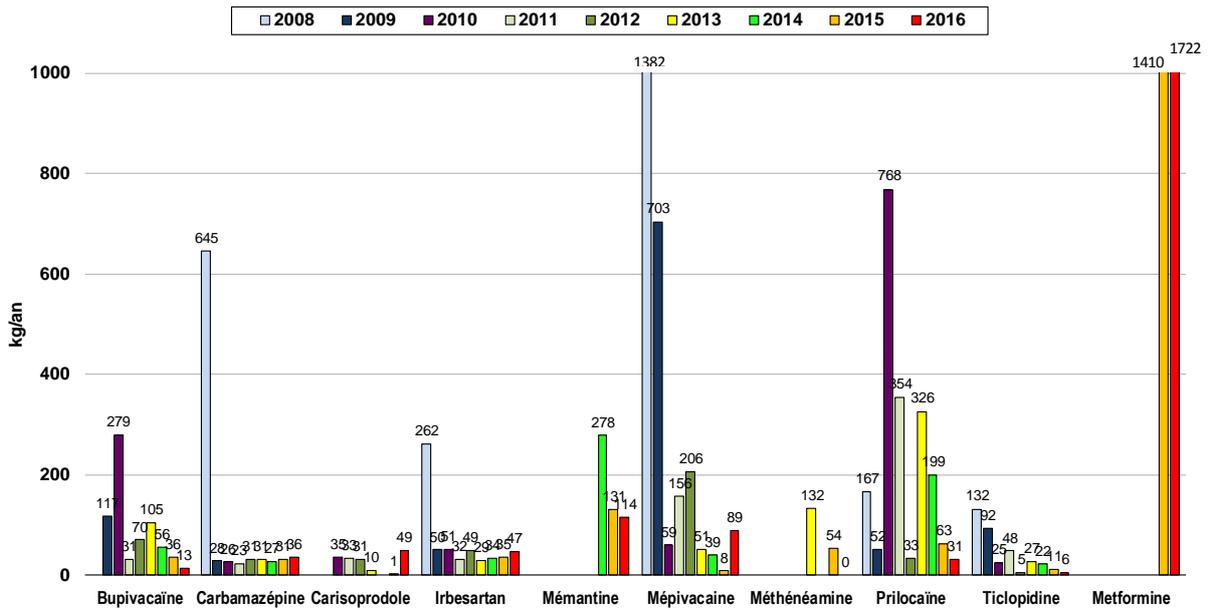


Figure 8 : Charges calculées (en kg/an) en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2016.

Figure 8 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2008 and 2016.

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.

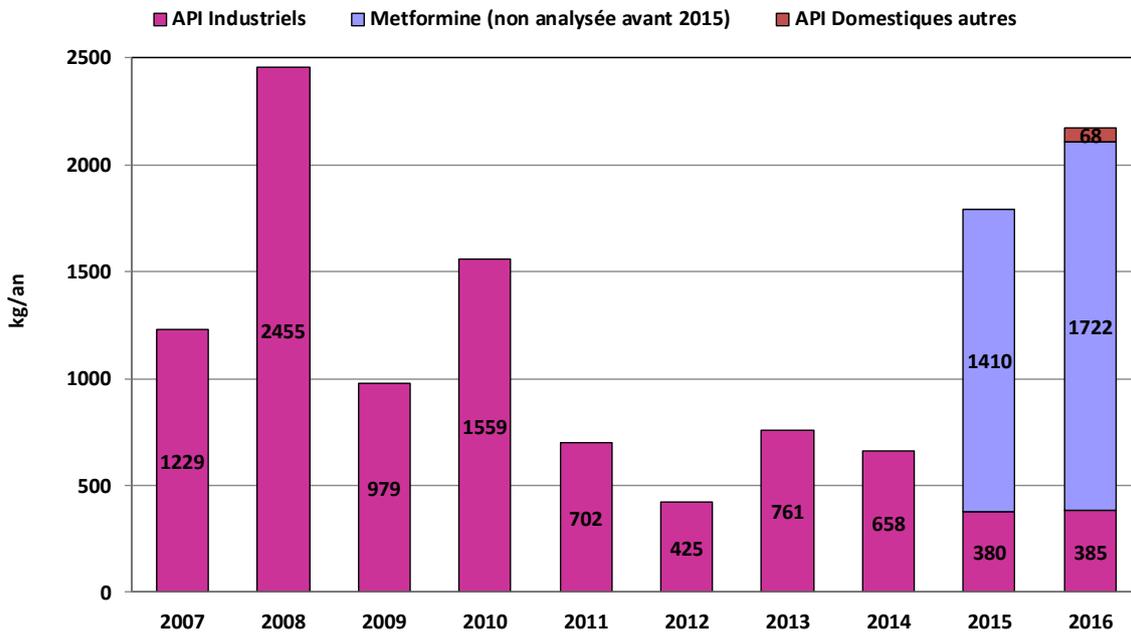


Figure 9 : Evolution des charges annuelles des produits pharmaceutiques dans le Rhône à la Porte du Scex de 2007 à 2016.

Figure 9 : Evolution of pharmaceutical annual load analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2007 to 2016.

Les charges des substances pharmaceutiques d'origine industrielles retrouvées dans les eaux du Rhône en 2016 (figure 9) sont à la baisse par rapport à la période antérieure à 2015, elles s'élèvent à 385 kg/an, comparées aux 380 kg en 2015, 658 kg en 2014 et 761 kg en 2013, pour les médicaments recherchés.

L'industrie produisant ces substances s'est orientée en 2011 vers une lutte à la source, à l'instar des mesures décidées et mises en œuvre sur les sites de Viège et de Monthey. En 2010, un délai jusqu'au 1^{er} septembre 2012 avait été accordé aux industries valaisannes pour respecter la limite mensuelle de 200 g par jour et par substance pour les rejets de principes actifs pharmaceutiques. Le délai octroyé tenait compte du fait que la problématique des produits pharmaceutiques avait été mise en évidence un peu plus tardivement que celle des produits

phytosanitaires. 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 2013 et 2014, marquées par de nombreux dépassements. Depuis l'année 2015, l'industrie a augmenté ses contrôles internes et a pu réduire les pertes de substance. Il en résulte que les dépassements de la valeur de 200 g/j ont pu être réduits. L'industrie concernée prévoyait de s'équiper d'ici fin 2016 d'un traitement des effluents rejetés au moyen de filtres à charbons actifs, cet équipement commandé en 2016 sera opérationnel en 2017. Ce système devrait permettre de respecter en tout temps les normes de rejets et d'augmenter significativement la qualité des eaux rejetées.

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 2016 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.11 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel 2016 est équivalent à celui de 2012 et 2013 (figure 10), il avait baissé en 2014 et 2015 à 71 kg/an.

Le tolyltriazole analysé depuis 2010 présente en 2016 des valeurs variant entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.17 µg/L avec une moyenne de 0.036 µg/L. Le flux annuel s'élève à 148 kg et semble encore plus fluctuant que le benzotriazole.

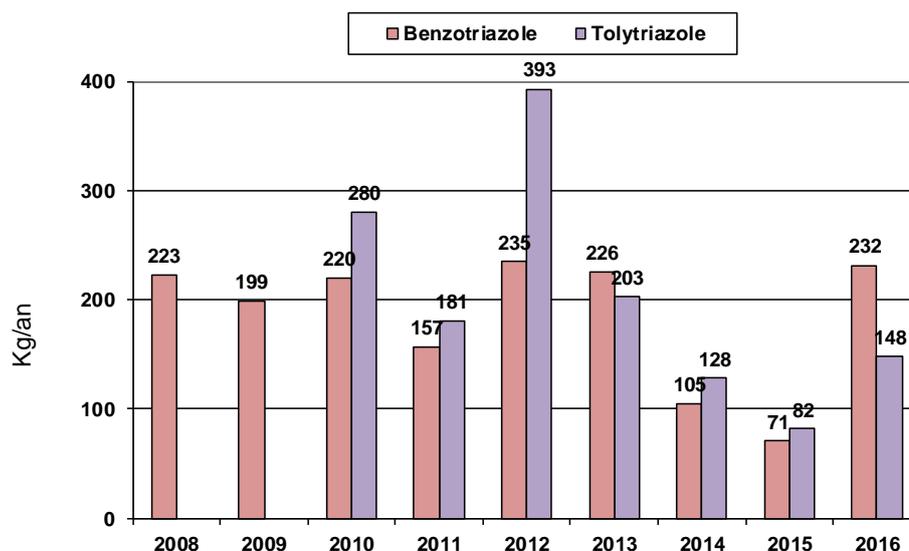


Figure 10 : Evolution des charges en Benzotriazole et en Tolyltriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2016

Figure 10 : Evolution of Benzotriazole and Tolyltriazole loads in the Rhône River at Porte du Scex between 2008 and 2016

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 SPE 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 rejettent 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 la recherche de solutions proportionnées pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/litre.

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.

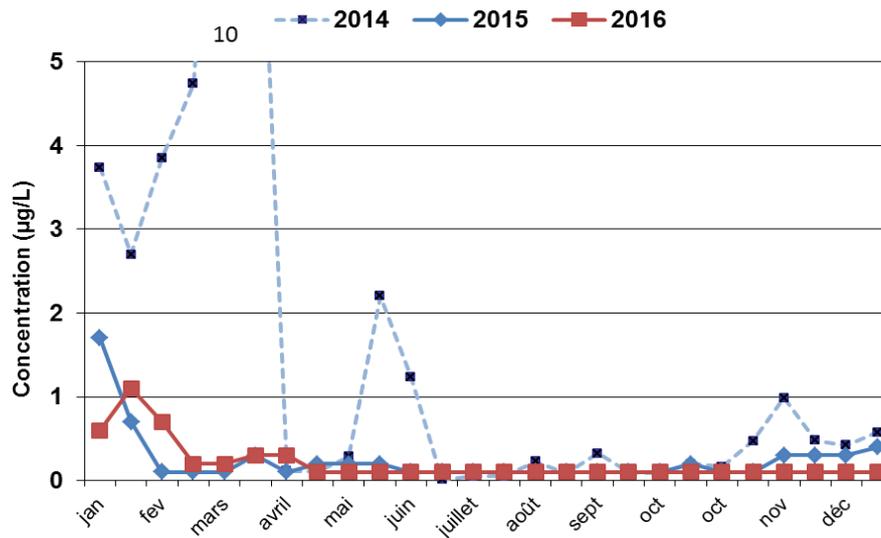


Figure 11 : Concentrations en 1,4-dioxane décelées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2014, 2015 et 2016.

Figure 11 : 1,4-dioxane concentration detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2014, 2015 and 2016.

Les concentrations enregistrées en 1,4-dioxane dans les eaux du Rhône en 2016 pour les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.2 µg/L) et 1.1 µg/L. Les concentrations sont en baisse par rapport à 2014 (figure 10). La charge annuelle calculée pour l'année 2016 s'élève à 433 kg, alors qu'elle était de 747 kg en 2015, 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.

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 relative 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.

Sur un total de 139 paramètres analysés en 2016 (produits phytosanitaires, API et autres substances telles que des antioxydants), le centre Ecotox propose une NQE-NA pour 30 de ces substances. Dans le cas présent, aucune des concentrations moyennes sur 14 jours n'a dépassé les NQE-NA.

5. CONCLUSIONS

La charge des produits phytosanitaires transitant par le Rhône était à la hausse en 2016 et principalement pour les produits d'origine non industrielle, elle atteint environ 655 kg contre 277 kg en 2015 et 414 kg en 2014. L'augmentation des charges d'origine agricole peut probablement être mise en relation avec les conditions météorologiques, avec une année particulièrement pluvieuse en début d'année 2016. Les charges proviennent essentiellement des herbicides comme les triazines (atrazine, simazine et terbuthylazine) avec leurs produits de dégradation soit 165 kg, suivis par le glyphosate et l'AMPA qui cumulent 160 kg. La réduction des rejets industriels permet de maintenir les charges de pesticides (production propre ou formulation) autour des 100 kg/an contre 82 kg/an en 2015 et 128 kg/an en 2014, ce qui ne représente plus que 7% 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 16 substances prises en compte en 2016 plafonnent à 385 kg par rapport à 2015 (380 kg). L'autocontrôle de suivi des API par l'industrie présentait encore en 2016 de trop nombreux dépassements par rapport aux 200 g/j autorisés, en particulier pour la mémantine, introduite en production en 2015.

La metformine, antidiabétique, d'origine domestique introduite dans la liste des substances analysées en 2015, représente une charge annuelle de 1.7 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 (mépivacaine, mémantine) sont toujours au-dessus de la limite fixée par le Canton du Valais et ce, pour la moitié des échantillons annuels. L'industrie reste active dans la mise en place de mesures correctives et le traitement par des filtres à charbons actifs prévu pour 2017 devrait encore faire baisser davantage la charge d'origine industrielle.

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 car il a été également retrouvé dans les eaux du Léman. La charge véhiculée par le Rhône de 433 kg en 2016 est en baisse par rapport aux 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.

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.
- 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, 63-80.
- METEOSUISSE (2017) : Bulletin climatologique année 2016. Genève, 10 p.
- OSEC (1995) Ordonnance sur les substances étrangères et les composants du 26 juin 1995 (OSEC RS 817.021.23)
- 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, 217-224.
- 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

ANNEXES

Tableau 1 : Résultats des analyses
Table 1 : Results of the analyses

Sample Id	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	Maxi		
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	04.01.2016	18.01.2016	01.02.2016	15.02.2016	29.02.2016	15.03.2016	30.03.2016	11.04.2016	25.04.2016	09.05.2016	23.05.2016	06.06.2016	20.06.2016	04.07.2016	18.07.2016	02.08.2016	16.08.2016	30.08.2016	12.09.2016	26.09.2016	10.10.2016	24.10.2016	07.11.2016	21.11.2016	05.12.2016	19.12.2016			
Limite quantification	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01		
Metoxuron	<0.01																										0		
Metsulfuron-methyl	<0.01																											0	
Molinate	<0.01																											0	
NOV-14-BOC	<0.01																											0	
Orthosulfamuron	<0.01																											0	
Oryzalin	<0.01																											0	
Oxadixyl	<0.01																											0	
Penconazole	<0.01																											0	
Phosalone	<0.01																											0	
Pinoxaden	<0.01																											0	
Pirimicarb	<0.01									bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl		bmdl									0.005	
Pretilachlor	<0.01																											0	
Profenofos	<0.01																											0	
Prometryn	<0.01																											0	
Propamocarb	<0.01																							bmdl	bmdl			0.005	
Propanil	<0.01																											0	
Propiconazol	<0.01	bmdl								bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.005													
Propoxur	<0.01																											0	
Prosulfocarb	<0.01																											0	
Pymetrozine	<0.01																											0	
Pyrifenox	<0.01																											0	
Pyrifitalid	<0.01																											0	
Simazine	<0.01							bmdl	bmdl				bmdl	bmdl	0.005														
Simazine-2-hydroxy	<0.01																											0	
Solanenol	<0.01																											0	
Spinosad A	<0.01																											0	
Spiroxamine	<0.01																											0	
Tebuconazol	<0.01																							bmdl	bmdl			0.005	
Tebufenpyrad	<0.01																											0	
Tebutam	<0.01																											0	
Teflubenzuron	<0.01																											0	
Terbumeton	<0.01																											0	
Terbutylazine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.090	0.025	bmdl	bmdl	0.090																	
Terbutylazine-2-hydroxy	<0.01	bmdl	bmdl			bmdl		0.022	0.02	0.018	0.020	0.021	bmdl	bmdl														0.022	
Terbutylazine-desethyl	<0.01	bmdl	bmdl	0.005																									
Terbutryn	<0.01																											0	
Thiabendazole	<0.01																											0	
Thiobencarb	<0.01																											0	
Thiocyclam	<0.01																											0	
Trifloxystrobin	<0.01																											0	
Trifloxysulfuron	<0.01																											0	
Triflumuron	<0.01																											0	
Trifluralin	<0.10																											0	
Total (pesticides)		0.101	0.075	0.105	0.075	0.104	0.131	0.144	0.304	0.205	0.158	0.136	0.114	0.106	0.107	0.073	0.095	0.111	0.086	0.065	0.060	0.060	0.136	0.106	0.065	0.065	0.304		
Benzotriazole	<0.01	0.114	0.112	0.073	0.074	0.075	0.079	0.068	0.060	0.078	0.056	0.039	0.036	0.022	0.022	bmdl	bmdl	0.025	0.027	0.030	0.035	0.047	0.046	0.048	0.072	0.052	0.041	0.114	
Tolytriazole	<0.01	0.174	0.144	0.066	0.047	0.050	0.040	0.046	0.034	0.034	0.036	0.015	bmdl	bmdl	bmdl	0.020	0.020	0.013	0.016	0.012	0.014	0.040	0.027	0.025	0.025	0.018	0.018	0.174	
1,4-dioxane	<0.2	0.600	1.100	0.700	0.200	0.200	0.300	0.300																				1.10	
Produits pharma																													
Bupivacaine	<0.01							0.013	bmdl	0.015	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl														0.015	
Carbamazepine	<0.01	0.023	0.020	0.013	bmdl	0.015	0.013	0.023																					
Carbidopa	<0.01																											0	
Carisoprodol	<0.01	0.351	0.013	bmdl										bmdl	bmdl	0.011	bmdl	0.351											
Deanol	<0.10																											0	
Diclofenac	<0.01		bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.033	bmdl	0.013	bmdl				0.012	0.012	0.013	0.013	0.023	0.030	0.027	0.021	0.052	0.056	0.056	
Irbersartan	<0.01		0.033	0.020	0.018	0.018	0.014	0.013	0.016	bmdl	0.016	0.015	0.016	0.016	0.033														
Memantine	<0.01	bmdl	bmdl	0.014	bmdl		bmdl		bmdl	bmdl	0.042	0.070	0.022	0.016	0.086	0.036	0.012	bmdl	0.012	bmdl	0.013	bmdl	bmdl	bmdl	0.036	0.017	0.020	0.07	
Mepivacaine	<0.05	0.054	0.135	0.043	0.025	0.012	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.012	bmdl	0.013	0.019	bmdl	0.1055	0.042	bmdl	bmdl	bmdl	0.135								
Metformin	<0.01	0.907	0.800	0.511	0.596	0.640	0.765	0.715	0.411	0.372	0.446	0.292	0.229	0.131	0.138	0.158	0.163	0.192	0.198	0.108	0.219	0.224	0.349	0.387	0.373	0.327	0.907		
Methenamine	<0.05																											0	
Picoxystrobin	<0.01																											0	
Prilocaine	<0.01	0.014	0.020	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.011	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				bmdl	bmdl	bmdl	bmdl				0.019	bmdl	0.021	bmdl	0.021
Propofol	<0.01																											0	
Ribavarine	<0.50																											0	
Sulfometoxazole	<0.10																											0	
Ticlopidine	<0.01	bmdl			bmdl		bmdl				bmdl	bmdl	bmdl															0.005	
Trimetazidine.2HCl	<0.01																											0	
Xipamide	<0.01																											0	
Total (AP1)		1.359	1.031	0.611	0.663	0.695	0.808	0.758	0.469	0.418	0.545	0.430	0.299	0.203	0.239	0.208	0.190	0.229	0.242	0.146	0.265	0.367	0.436	0.468	0.465	0.462	0.446	1.359	
Débit du Rhône	(m³/s)	72	105	116	125	119	119	107	140	150	134	194	296	352	365	330	284	235	231	260	188	123	123	106	115	120	136	365	

RECHERCHE DE FRAGMENTS DE PLASTIQUE DANS LES SÉDIMENTS PROFONDS DU LÉMAN

STUDY OF PLASTIC FRAGMENTS IN DEEP SEDIMENTS OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2016

PAR

Florian FAURE et Luiz Felipe DE ALENCASTRO

Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Central Environmental Laboratory

EPFL GR-CEL, Station 2, CH - 1015 LAUSANNE

RÉSUMÉ

Les microplastiques (particules de plastique inférieures à 5 mm) font l'objet d'un nombre croissant d'études scientifiques montrant que cette problématique concerne tous les compartiments et matrices de l'environnement et mettant en avant des suspicions grandissantes quant à leur toxicité. Dans ce contexte, la Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman (CIPEL) a mandaté le Laboratoire Central Environnemental (GR-CEL) de l'EPFL afin de réaliser une étude exploratoire sur douze échantillons de sédiments du Léman. Les échantillons ont été tamisés en 3 classes de taille (> 300 µm, > 1 mm, > 5 mm), les particules de plastique ont été visuellement identifiées, extraites, décomptées et pesées, puis la composition chimique d'une part d'entre-elles identifiée par spectroscopie infrarouge (FT-IR ATR). Des particules de plastique ont été trouvées dans tous les échantillons, l'essentiel étant issu de la fragmentation de plus gros objets en plastique et en particulier de sacs plastiques ou emballages. L'essentiel des particules analysées était constitué de PET, PE et PVC. Ces résultats exploratoires plaident pour un approfondissement de telles analyses sur d'autres échantillons, à une plus grande échelle ou sur des fractions de tailles plus petites.

ABSTRACT

A growing number of studies focusing on microplastics (plastic particles smaller than 5 mm) show this issue affects all environmental matrices and compartments, and suspicions grow as to their toxicity. In this context, the Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman (CIPEL) has mandated EPFL's Central Environmental Laboratory (GR-CEL) for an exploratory study on twelve sediment samples from Lake Geneva. Samples have been sieved in 3 size classes (> 300 µm, > 1 mm, > 5 mm), plastic particles have been visually identified, extracted, counted and weighted, and the chemical composition of a part of them has been identified through infrared (FT-IR ATR) spectroscopy. Plastic particles have been found in all samples, most of them coming from the degradation and fragmentation of larger objects and especially plastic bags or packaging. Most of the analysed particles showed to be made of PET, PE and PVC. These exploratory results suggest further similar analysis on other samples would be appropriate, on a larger scale as well as on smaller size fractions.

1. INTRODUCTION

La pollution par les microplastiques (< 5 mm) a connu une attention grandissante des scientifiques comme du grand public ces dernières années (Barboza and Gimenez, 2015). Leur omniprésence est reconnue tant dans les compartiments marins (Ivar do Sul and Costa, 2013) que dans les eaux douces (Eerkes-Medrano et al., 2015; Faure et al., 2015), tout comme leur ingestion par des organismes de toutes tailles. Si la toxicité de telles particules reste mal connue, il est établi qu'elles peuvent avoir des impacts physiques directs sur les organismes (Wright et al., 2013) et interagissent avec des composés chimiques (Engler, 2012; Faure et al., 2015), qu'il s'agisse d'additifs du plastique (Koelmans et al., 2014) ou de polluants hydrophobes de l'environnement s'adsorbant à la surface des particules de plastique (Lee et al., 2013). Les quelques études en milieu continental sont le plus souvent focalisées sur les plastiques flottants, car les méthodes d'échantillonnage et d'analyse sont d'une part plus courantes et d'autre part plus aisées à mettre en œuvre dans les compartiments correspondants (couches supérieures des eaux de surface et berges). Le compartiment benthique est néanmoins considéré par tous les auteurs comme un puit d'accumulation majeur des plastiques (Corcoran, 2015; Neves et al., 2015; Woodall et al., 2014), et en particulier à proximité des zones d'activité humaine (Browne et al., 2011, 2010).

Les études concernant des sédiments profonds dans les eaux douces sont extrêmement peu nombreuses et, mises à part quelques études exploratoires ne faisant pas l'objet de publications scientifiques, inexistantes en Europe (Breuninger et al., 2016). Sur le continent Nord-Américain, peuvent être mentionnées les études sur le St Laurent (Castañeda et al., 2014), mais dont l'identification des particules est sujette à caution et dont les chiffres semblent largement surévalués (en particulier, identification visuelle erronée de résidus de combustion du charbon comptabilisés comme microbilles (Eriksen et al., 2013)), ou quelques études sur les Grands Lacs mais qui ne considèrent que les sédiments proches des berges.

Etant établi que cette pollution concerne les eaux de surface suisses (Faure et al., 2015), les flux comme les puits potentiels de microplastiques sont d'un intérêt particulier. Les sédiments benthiques sont généralement considérés comme des puits pour les particules de plastiques (Figure 1). Il peut s'agir de polymères plus denses que l'eau (Tableau 2) ou de plastiques densifiés lors des processus de production pour leur conférer des propriétés particulières, ou lors d'interactions avec l'environnement (colonisation par des biofilms, agrégation avec des particules organiques, etc.). Projet du Laboratoire Central Environnemental (GR-CEL) de l'EPFL depuis un certain temps, l'étude des sédiments benthiques du Léman a été possible par la volonté et le soutien du Conseil Scientifique de la CIPEL dans le cadre d'une campagne de prélèvement et d'étude plus générale des sédiments du Léman (Loizeau et al 2017). Cette étude exploratoire se propose d'établir une première évaluation de la quantité et des types de particules plastiques pouvant être trouvés dans les sédiments benthiques du Léman.

2. MÉTHODES

Les 12 échantillons ont été fournis au GR-CEL par la CIPEL, prélevés dans le cadre d'une vaste étude sur les micropolluants des sédiments superficiels du lac (80 stations). Les coordonnées d'échantillonnages sont connues et distribués dans l'axe longitudinal du Léman (Tableau 2 et Figure 1). Les sédiments superficiels ont été échantillonnés à l'aide de deux bennes de type Eckman. Les 2 à 3 premiers centimètres de sédiment ont été prélevés et homogénéisés sur le bateau avant d'être placés dans un sachet plastique d'un litre et conservés au froid. Le volume analysé et le poids sec correspondant servent ici à normaliser les résultats, sachant que la couche analysée n'a pas systématiquement de la même épaisseur.

Les conditions d'échantillonnage n'étant pas particulièrement orientées pour prévenir une contamination par des microplastiques, celle-ci ne peut être exclue, par des fibres ou autres particules de plastique issues des vêtements des manipulateurs, des outils utilisés ou des contenants.

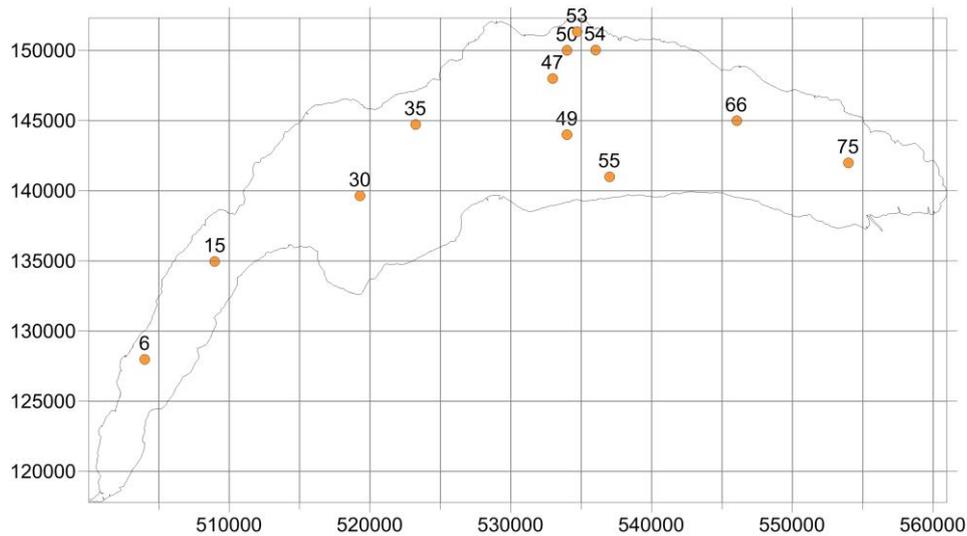


Figure 3 : Stations d'échantillonnage pour les analyses de microplastiques

Figure 1 : Sampling stations for microplastic analysis

Tableau 2 : Données d'échantillonnage

Table 1 : Sampling data

N°	X	Y	-Z (m)	Date et heure	Description sédiment
6	504000	127985	55	28/05/2015 09:20	beige, 1cm, silt fin
15	508975	134961	60	26/05/2015 16:00	beige, 1 cm oxydé, silt fin
30	519295	139643	151	20/04/2015 14:00	beige, 5 cm oxydé, silt fin
35	523230	144720	149	20/04/2015 17:20	beige+noirâtres, 3 cm oxydé, silt fin
47	532976	148002	254	03/06/2015 17:15	beige, 2cm ox, silt fin
49	534000	144000	309	20/04/2015 10:50	beige+brun, qq mm oxydé, silt fin +débris org.
50	534000	150002	169	03/06/2015 10:30	beige+brun, 1cm ox, silt fin
53	534722	151336	44	01/06/2015 17:15	noire, silt, feuilles
54	536013	150043	134	08/06/2015 10:30	brun, silt fin
55	537013	141003	145	10/06/2015 14:40	beige, 1cm ox, silt fin
66	546039	144988	276	04/06/2015 11:00	beige+brun+tache noires, 1cm ox, silt fin à moyen (gaz?)
75	553979	141999	181	04/06/2015 16:15	beige, 2-3cm ox, très compact

Les méthodes utilisées habituellement pour l'analyse de microplastiques dans des sédiments aquatiques (Claessens et al., 2013; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Van Cauwenberghe et al., 2015) ont été adaptées à la nature des sédiments et à l'expérience du laboratoire, tout comme aux exigences du mandant. Si, habituellement, les études sur les microplastiques se concentrent sur les plastiques à densité relativement faible (PP, PE et PS expansé notamment), il a été ici choisi d'opérer une recherche plus large sur toutes les matières plastiques susceptibles de se trouver dans les sédiments, ce qui a nécessité le développement d'une méthodologie spécifique.

Les échantillons fournis, d'un volume compris entre 2 et 5 L, ont d'abord été homogénéisés et 1 L en a été prélevé. Chaque échantillon a été rincé à grande eau au-dessus de tamis superposés pour le séparer en 4 classes :

- 5 mm, limite entre méso- et microplastiques ;
- 5 - 1 mm, limite entre petits et gros microplastiques, pour faire la distinction entre deux définitions couramment utilisées des microplastiques (Van Cauwenberghe et al., 2015) ;
- 1 mm - 300 μ m, limite inférieure utilisée en pratique dans la plupart des études comparables ;
- < 300 μ m, conservée mais pas analysée ici.

Seules les fractions supérieures à 300 μ m (0.3 mm) ont été étudiées, d'une part parce que cette limite est celle généralement retenue pour les études dans les milieux aquatiques (GESAMP, 2015) et d'autre part pour des raisons pratiques, la manipulation et plus encore l'identification des plastiques à des tailles inférieures se révélant incertaines.

Les plus grosses fractions ont été directement observées à l'œil nu (> 5 mm) ou à la loupe binoculaire ou microscope (pour les particules > 2 mm) après rinçage. Les plastiques ont ensuite été une nouvelle fois nettoyés à l'eau, puis séchés (12 h à 60°C) avant pesée. Pour les fractions inférieures à 2 mm, une étape d'oxydation rapide avec du peroxyde d'hydrogène (60 ml H₂O₂ à 35 % et catalyse avec 30 ml de solution acide de 0.05 M Fe(II)) et agitation pendant 1 h h suivie d'un rinçage à l'eau (Faure and De Alencastro, 2014) a été appliquée pour décrocher autant que possible les sédiments résiduels des plastiques. L'exposition de plastiques de diverses compositions à des solutions aux mêmes concentrations n'a montré une diminution significative de la masse qu'à des temps d'exposition bien plus longs. Les études utilisant ce procédé concluent généralement à une faible altération des plastiques et notamment du nylon (Catarino et al., 2015; Nuelle et al., 2014), mais avec des temps d'expositions plus longs également (12 h en général) et à des températures plus élevées que celles qui ont été appliquées ici. Après rinçage, les échantillons ont été examinés au microscope, les plastiques ôtés, séchés et pesés comme précédemment décrit. La plus petite fraction (0.3 - 1 mm), lorsqu'elle présentait un volume trop important pour une analyse directe, a été préalablement homogénéisée et séparée par gravimétrie dans une solution saturée de NaCl de densité 1.8, plus dense que les polymères purs pouvant être trouvés sur le marché et que les minéraux des sédiments (Nuelle et al., 2014).

Les plastiques ont fait l'objet d'un tri visuel en catégories suivant leur apparence, caractéristique et origine possible, et ce pour chaque classe de taille. Les 4 à 5 catégories les plus usuellement considérées (Lechner et al., 2014; Reisser et al., 2013; Shaw and Day, 1994) ont été reprises, et détaillées en 7 catégories : fragments, pellets de pré-production, microbilles, ligne (type fil de pêche), fibre (type textile), film (emballages ou sacs plastiques), mousse (type polystyrène expansé), voir Figure . Des plastiques pouvant être issus de cosmétiques, seules les microbilles ont été classées spécifiquement; ceux présentant des formes quelconques (Fendall and Sewell, 2009; Gregory, 1996) et peu caractéristiques ont été classés avec les fragments. Pour chaque type et taille, le nombre de particules a été compté ainsi que le poids au 0.1 mg. Les résultats ont pu être rapportés au poids de sédiments humides et secs. La surface échantillonnée par les bennes n'étant pas connue avec exactitude, et le volume ayant pu être modifié entre le prélèvement et l'analyse, les valeurs ne sont pas extrapolées à des concentrations par unité de surface ou de volume.

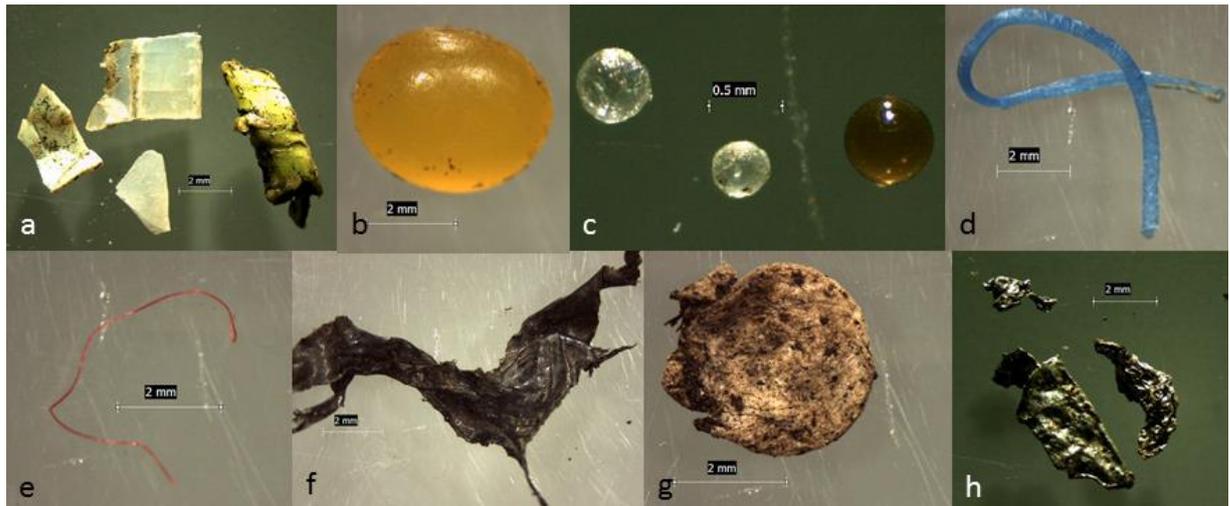


Figure 2: Exemple de particules pour chaque catégorie. a: fragments (fraction > 1 mm); b: pellet (> 1 mm); c: microbilles (> 0.3 mm); d: ligne (> 1 mm); e: fibre (> 1 mm); f: film (> 1 mm); g: mousse (> 2 mm); h: autre, ici métal (> 1 mm)

Figure 2: Particles examples for each category. a: fragments (fraction > 1 mm); b: pellet (> 1 mm); c: microbeads (> 0.3 mm); d: line (> 1 mm); e: fibre (> 1 mm); f: thin film (> 1 mm); g: foam (> 2 mm); h: others, here metal (> 1 mm)

Les particules d'une taille suffisante (supérieures à environ 2 mm) ont été analysées par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier avec réflexion totale atténuée (FT-IR ATR) pour en déterminer la composition par comparaison avec des spectres de référence. Pour des raisons pratiques, les plus petites particules n'ont pas pu être analysées par ce procédé, l'utilisation d'un micro-spectroscopie étant requise pour des tailles inférieures et impliquant des temps et coûts d'analyses largement supérieurs. En outre, les fibres et lignes ont été écartées de l'analyse, leur application sur le cristal de l'instrument étant généralement incomplet et ne permettant pas d'obtenir des spectres fiables.

A chaque étape des précautions visant à éviter une contamination aérienne des échantillons par des particules externes, notamment des fibres, ou une contamination des verreries et du petit matériel ont été prises: port d'une blouse 100 % coton en tout temps, couverture des échantillons autant que possible, rinçage répété des verreries et ustensiles avec de l'eau distillée, etc. Des blancs de procédure ont été établis par exposition de boîtes de pétris propres à l'air lors de toutes les manipulations sur les sédiments et plastiques. La moyenne du décompte des fibres ainsi déposées a été ensuite retranchée du total des fibres décomptées dans les sédiments.

3. RESULTATS

Tous les échantillons contenaient des plastiques, les résultats pour les fibres ont été corrigés en amont par les blancs de procédure. Les concentrations globales sont du même ordre de grandeur, et plutôt dans les concentrations élevées, que ce qui est rapporté par la littérature traitant des sédiments marins (Van Cauwenberghe et al., 2015), mais les différences de nature du substrat, d'échantillonnage et de traitement des analyses rendent les comparaisons hasardeuses. Les résultats ne peuvent malheureusement pas être comparés à d'autres études en eau douce en raison de leur quasi-inexistence et des différences d'analyse et d'expression des résultats.

Tableau 3 : Nombre de microplastiques et masses mesurées pour 1L, concentration par masse de matière sèche.

Table 2 : Microplastic count and weight per 1L, extrapolation to dry weight

Echantillon	6	15	30	35	47	49	50	53	54	55	66	75
#	15	22	31	110	12	7	102	189	401	79	54	208
Masse de plastiques (mg)	253,2	222,5	361,4	670,8	110,1	51,7	303,3	508,9	802,5	602,2	412,6	512,9
Masse de sédiment sec MS [g]	123,2	100,1	200,1	145,3	171,3	142,3	164,8	172	210,2	104,3	202,1	99,2
Concentration en nombre #/g MS	0,1	0,2	0,2	0,8	0,1	0,05	0,6	1,1	1,9	0,8	0,3	2,1
Concentration en masse mg/g MS	2,06	2,22	1,81	4,62	0,64	0,36	1,84	2,96	3,82	5,77	2,04	5,17

De manière générale, les fractions les plus fines présentent des concentrations en nombre beaucoup plus importantes, alors que l'essentiel de la masse est constituée de particules supérieures à 1 mm. Il est à noter que ces catégories représentent ce qui a été retenu par les tamis, les particules n'ont pas été mesurées et les catégories inférieures contiennent également des particules plus grosses étant passées à travers les mailles, notamment des films, lignes et fibres. D'autres légers biais possibles peuvent être l'omission et la non-comptabilisation de particules peu visibles pouvant sous-évaluer le total, ou au contraire des particules insuffisamment nettoyées malgré les efforts déployés entraînant une légère surestimation de la masse de certaines particules.

Seuls 2 échantillons présentaient des particules de plastique supérieures à 5 mm, à raison de 2 chacun, tous deux dans la baie de Vidy: les échantillons 53 et 54. Le faible volume analysé en général, et la faible surface de fond correspondante, incite à la prudence quant à l'interprétation de ces chiffres et de l'absence de grosses particules dans les autres échantillons, en particulier au regard de la présence de déchets plastiques de grandes taille et masse régulièrement ramassés sur les fonds du Léman lors d'initiatives citoyennes ou institutionnelles.

Toutes tailles et échantillons confondus (Figure 3), l'essentiel des particules est constitué de fragments et films fins. Les premiers peuvent provenir de tout objet plus gros dégradé et fragmenté, les seconds essentiellement de la fragmentation d'emballages ou de sacs plastiques.

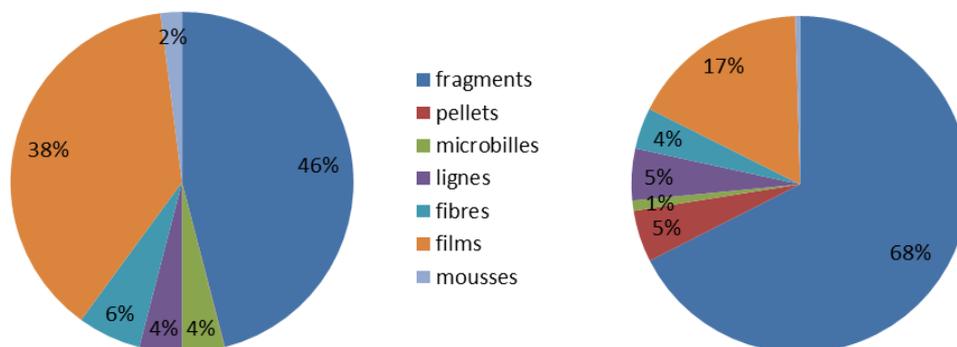


Figure 3 : Proportion des types de plastique, en nombre (gauche) et masse (droite)

Figure 3 : Proportion of each plastic types, in count (left) and weight (right)

L'essentiel de la masse est dû aux fragments, ensemble relativement hétéroclite en lui-même avec des particules dont l'origine peut être diverse. Certains microplastiques sont dits "primaires", n'étant pas issus

de la fragmentation de plus gros objets mais étant directement fabriqués tels qu'ils ont été trouvés. Il s'agit notamment des microbilles, pouvant être issues de cosmétiques, et de pellets de pré-production destinés à être fondus pour la fabrication de biens de consommation (Lechner et al., 2014 ; Napper et al., 2015).

Quelques billes ont été trouvées dans la plupart des échantillons, sans qu'il soit évident d'en deviner la source. Leur masse est négligeable, tout comme celles des lignes et mousses. Des disparités relativement importantes peuvent néanmoins exister entre les échantillons, certains présentant l'influence de quelques particules plus lourdes ou au contraire de nombreuses particules d'un même type de masse réduite. Il peut être surprenant de trouver mousses, fibres ou films d'ordinaire peu denses dans le compartiment benthique. Différentes hypothèses émises dans le cadre d'études visant à la compréhension de flux de microplastiques dans l'environnement peuvent aider à la compréhension de leur présence, sans qu'il soit possible d'en retenir une avec certitude : floculation entre particules et avec la matière organique environnante ; développement de biofilms rendant les particules plus lourdes ; piégeage des particules en profondeur lors d'événements climatiques particuliers, etc.

Il est possible que des concentrations localement élevées d'un type de particules dans certains échantillons puissent être dues à la dégradation et fragmentation d'une plus grosse particule. C'est aussi ce que pourraient suggérer les analyses de la spectroscopie, réalisée sur les particules de plus de 1 mm (représentant 10% du total des particules en nombre (Figure). Cette conclusion serait en contradiction avec les hypothèses de faible dégradation du plastique en profondeur dû à la faible oxygénation et chaleur notamment. La manipulation des échantillons et les traitements subis lors de l'analyse pourraient aussi avoir fragmenté à posteriori des particules fragilisées par leur âge et temps de résidence dans l'environnement.

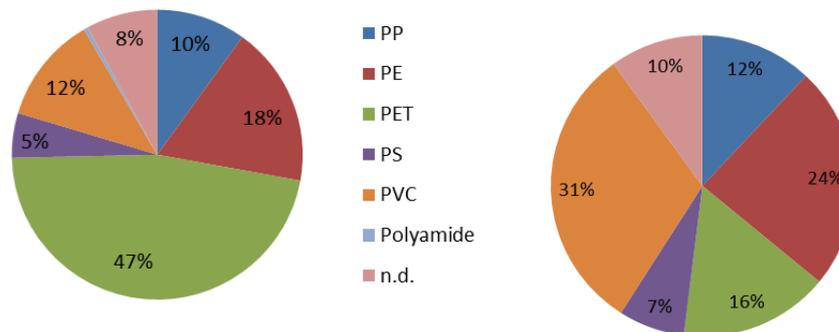


Figure 4: Résultats des analyses spectroscopiques sur les particules de plus de 1 mm, en nombre (gauche) et masse (droite). n.d. désigne aussi bien les particules n'ayant pu être déterminées, généralement en raison de la difficulté pour les nettoyer ou de leur forme ne permettant pas de les exposer favorablement sur le cristal du spectromètre, que celles composées de mélanges de polymères.

Figure 4 : FTIR-spectroscopy analysis results on particles bigger than 1 mm, in number (left) and mass (right). n.d. indicates plastics that couldn't be determined for sure because they couldn't be cleaned enough, or of their shape that didn't allow them to be exposed on the spectrometer's crystal, as well as polymer mixtures.

Ces concentrations sont cohérentes avec les types généraux de plastiques produits et consommés en Suisse (Schelker and Geisselhardt, 2011), avec une légère surreprésentation des plastiques plus denses que sont le poly(téréphtalate d'éthylène) (PET) et le poly(chlorure de vinyle) (PVC), notamment par rapport aux études axées sur le haut de la colonne d'eau ou les berges. A noter que les polyéthylènes (PE) regroupent également les polyéthylènes de haute densité (ou HDPE, qui représentent la majorité des particules classées dans PE) et de basse densité (LDPE), tout comme le PVDF a été regroupé avec le PVC au vu de leurs proches propriétés. PS désigne le polystyrène, et PP le polypropylène.

4. CONCLUSIONS

Globalement, tous les échantillons de sédiments contenaient du plastique. Les concentrations en nombre de particules peuvent sembler considérables, mais représentent finalement des pourcentages massiques relativement faibles. Il est difficile ici d'avancer une analyse plus poussée, le nombre d'échantillons analysés étant relativement faible, tout comme le volume de chacun d'eux. Tous les échantillons contenaient à la fois des fragments, films et fibres, qui constituent la majeure partie des particules de plastique. Les polymères les plus souvent trouvés sont le PE, le PET et le PVC.

Il n'est pas possible ici de dire quels peuvent être les impacts sur les organismes, même s'il est certain que ces particules sont inopportunes. Il serait intéressant d'étudier conjointement la nature et la teneur en micropolluants organiques et en plastiques, ceux-ci constituant l'une des sources et l'un des vecteurs de micropolluants.

En tous les cas, la mise en place d'un suivi, ou en tout cas un approfondissement par des analyses similaires à celles qui ont été réalisées ici, devrait être envisagé à l'avenir afin de mieux définir les concentrations concernées, et obtenir des résultats plus représentatifs et statistiquement plus solides sur un nombre d'échantillons et des volumes plus importants. L'étude des particules inférieures à 300 µm serait d'un intérêt particulier, notamment d'un point de vue écotoxicologique. La manipulation de ces fractions étant malaisée, tout comme l'identification des particules, d'autres méthodes et des moyens plus importants pour leur développement et mise en pratique devraient être envisagés.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient la CIPEL et les membres de son Conseil Scientifique de les avoir mandatés et financés pour cette étude. Merci en particulier pour l'échantillonnage des sédiments et leur transport à Messieurs Loizeau et Ferrari.

Enfin, merci aux collaborateurs du GR-CEL pour leur aide lors des travaux de laboratoire, et à Marine Decrey et Mathieu Veriter, étudiants de Master des Sciences et Ingénierie de l'Environnement de l'EPFL, pour leur travail sur cette thématique.

BIBLIOGRAPHIE

- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Barboza, L.G.A., Gimenez, B.C.G., 2015. Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. *Mar. Pollut. Bull.* 97, 5–12. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.06.008
- Breuninger, E., Bansch-Baltruschat, B., Brennholt, N., Hatzky, S., Reifferscheid, G., Koschorreck, J., 2016. Plastics in European Freshwater Environments (Issue Paper). German Environment Agency, Berlin.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. doi:10.1021/es201811s
- Browne, M.A., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2010. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3404–3409. doi:10.1021/es903784e
- Castañeda, R.A., Avlijas, S., Simard, M.A., Ricciardi, A., 2014. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71, 1767–1771. doi:10.1139/cjfas-2014-0281
- Catarino, A.I., Sanderson, W., Thompson, R., Henry, T.B., 2015. Distribution and quantification of microplastics present in mussels along the Scottish coast.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R., 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 227–233. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.03.009
- Corcoran, P.L., 2015. Benthic Plastic Debris in Marine and Fresh Water Environments. *Environ. Sci. Process. Impacts.* doi:10.1039/C5EM00188A
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63–82. doi:10.1016/j.watres.2015.02.012
- Engler, R.E., 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 46, 12302–12315. doi:10.1021/es3027105
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.007
- Faure, F., De Alencastro, L.F., 2014. Evaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en Suisse. École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Laboratoire central environnemental GR-CEL, Lausanne.
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., de Alencastro, L.F., 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environ. Chem.* 12, 582–591.
- Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1225–1228. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.04.025
- GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment (No. Rep. Stud. ESAMP No. 90). IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.
- Gregory, M.R., 1996. Plastic “scrubbers” in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 867–871. doi:10.1016/S0025-326X(96)00047-1
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46, 3060–3075. doi:10.1021/es2031505
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., 2013. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environ. Pollut.* doi:10.1016/j.envpol.2013.10.036
- Koelmans, A.A., Besseling, E., Foekema, E.M., 2014. Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environ. Pollut.* 187, 49–54. doi:10.1016/j.envpol.2013.12.013
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E., 2014. The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe’s second largest river. *Environ. Pollut.* 188, 177–181. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.006
- Lee, H., Shim, W.J., Kwon, J.-H., 2013. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Sci. Total Environ.* doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.023
- Loizeau, J.-L., 2017. Micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments profonds du Léman. *Comm. int. prot. eaux Léman contre poll.*, Campagne 2016, 143-198.
- Napper, I.E., Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Mar. Pollut. Bull.* doi:10.1016/j.marpolbul.2015.07.029

- Neves, D., Sobral, P., Pereira, T., 2015. Marine litter in bottom trawls off the Portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 301–304. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.07.044
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environ. Pollut.* 184, 161–169. doi:10.1016/j.envpol.2013.07.027
- PlasticsEurope, 2013. *Plastics – the Facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data.*
- Reisser, J., Shaw, J., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Proietti, M., Thums, M., Pattiaratchi, C., 2013. Marine Plastic Pollution in Waters around Australia: Characteristics, Concentrations, and Pathways. *PLoS ONE* 8, e80466. doi:10.1371/journal.pone.0080466
- Shaw, D.G., Day, R.H., 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 28, 39–43. doi:10.1016/0025-326X(94)90184-8
- Schelker, Raymond, et Patrik Geisselhardt. 2011. « Projekt „Kunststoff-Verwertung Schweiz“ - Bericht Module 1 und 2. Studie im Auftrag des Bundesamt für Umwelt (BAFU) ».
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C.R., 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar. Environ. Res., Particles in the Oceans: Implication for a safe marine environment* 111, 5–17. doi:10.1016/j.marenvres.2015.06.007
- Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C., 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.* 1, 140317. doi:10.1098/rsos.140317
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. doi:10.1016/j.envpol.2013.02.031

MICROPOLLUANTS MÉTALLIQUES ET ORGANIQUES DANS LES SÉDIMENTS SUPERFICIELS DU LÉMAN

METTALIC AND ORGANIC MICROPOLLUANTS IN THE SURFACE SEDIMENTS OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2015

PAR

Jean-Luc LOIZEAU, Stamatina MAKRI, Philippe ARPAGAUS

Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau
Université de Genève, Uni Carl Vogt, 66 Bd Carl-Vogt, CH - 1211 Genève 4

Benoît FERRARI, Carmen CASADO-MARTINEZ, Tom BENEJAM

Centre Ecotox, EPFL ENAC IIE-GE, CH - 1015 Lausanne

Philippe MARCHAND

LUNAM Université, ONIRIS, Laboratoire d'Etude des Résidus et Contaminants dans les Aliments (LABERCA),
FR - 44307 Nantes Cedex 3

RÉSUMÉ

*La dernière évaluation globale de la contamination des sédiments superficiels du Léman (métaux et nutriments) ayant été effectuée en 1988, une nouvelle campagne de prélèvements et d'analyses était nécessaire pour évaluer l'état actuel des sédiments superficiels vis-à-vis des micropolluants métalliques et organiques. Cette étude se base sur l'analyse des paramètres sédimentologiques et des métaux trace sur 80 sites, du phosphore et de ses formes chimiques sur 50 sites, de 54 substances réparties en 12 groupes de micropolluants organiques (HAP, PCB, pesticides, ...) sur 31 sites, et de 24 substances peu documentées pour le Léman (dioxines, PFOS, retardateurs de flamme bromés, ...) sur 5 sites pour une étude exploratoire. De plus, des tests écotoxicologiques basés sur la croissance et la mortalité de l'ostracode *Heterocypris incongruens* ont été menés sur 30 sites afin de confronter les résultats avec les teneurs en micropolluants.*

La plupart des substances recherchées sur les 80 et 31 sites ont été détectées. Pour les métaux, les concentrations présentent généralement des valeurs deux à trois fois plus élevées que les teneurs naturelles, sauf pour le mercure qui est jusqu'à 20 fois plus concentré. Les teneurs en métaux sont similaires à celles mesurées en 1988, excepté le mercure qui montre une nette diminution générale des concentrations. Concernant les micropolluants organiques, la répartition de leurs teneurs suit deux tendances principales : soit une augmentation avec l'éloignement de l'embouchure du Rhône (DDT, PCB, ...), soit une répartition assez homogène sur l'ensemble du lac mais avec des teneurs parfois plus fortes près des côtes (PBDE, Endosulfan, ...). Les concentrations médianes des principaux groupes de substances sont de : Σ HAP 781 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Σ 7 PCBi 8.78 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Σ DDT 2.87 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Σ HCH 0.86 $\mu\text{g}/\text{kg}$; Σ 7 PBDEi 0.12 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

L'étude exploratoire sur 5 sites a révélé la présence de dioxines et furanes, d'hexabromocyclo-dodécane et de composés perfluorés.

Le site de la Baie de Vidy au large de Lausanne reste le point le plus contaminé du lac, tant pour les métaux que la plupart des substances organiques, avec : Hg 2.44 µg/kg ; Cd 1.47 µg/kg ; Σ HAP 3214 µg/kg ; Σ 7 PCBi 79.07 µg/kg ; Σ 7 PBDEi 2.70 µg/kg ; Σ DDT 9.01 µg/kg ; Σ HCH 0.83 µg/kg.

Les test écotoxicologiques ont permis de classer les sites en trois catégories, avec 13 sites considérés comme présentant une bonne qualité des sédiments, 10 sites de classe moyenne et 7 de classe mauvaise.

Une première approche de la toxicité potentielle des sédiments pour les organismes benthiques à partir des données chimiques indique que les sédiments ne devraient pas induire de toxicité importante, excepté sur le site de la Baie de Vidy. Les résultats des tests sur ostracode révèlent une situation différente, dont la signification reste à explorer.

ABSTRACT

*The last global assessment of the contamination of Lake Geneva surface sediments (metals and nutrients) was carried out in 1988. A new survey was needed to assess the current state of surface sediments with respect to metallic and organic micropollutants. The present study is based on the analysis of i) sedimentological parameters and trace metals at 80 sites; ii) phosphorus and its chemical forms on 50 sites; iii) 54 substances distributed in 12 groups of organic micropollutants (PAHs, PCBs, pesticides, etc.) on 31 sites; and iv) 24 substances poorly documented for Lake Geneva (dioxins, PFOS, brominated flame retardants, ...) on 5 sites for an exploratory study. In addition, ecotoxicological tests based on the growth and mortality of ostracod *Heterocypris incongruens* were carried out at 30 sites to compare the results with the micropollutant levels.*

Most measured substances on the 80 and 31 sites were detected. For trace metals, concentrations generally have values two to three times higher than the natural background, except for mercury that is up to 20 times more concentrated. Metal concentrations are similar to those measured in 1988, with the exception of mercury, which shows a marked overall decrease in concentrations. For organic micropollutants, their distribution follows two main trends: an increase with the remoteness of the Rhone River mouth (DDT, PCB, etc.), or a quite homogeneous distribution over the whole lake but with some higher values close to the lakeshore (e.g. PBDE, Endosulfan).

The median concentrations of the main groups of organic substances are Σ PAH 781 µg/kg; Σ 7 PCBi 8.78 µg/kg; Σ DDT 2.87 µg/kg; Σ HCH 0.86 µg/kg; Σ 7 PBDEi 0.12 µg/kg.

The exploratory study at 5 sites revealed the presence of dioxins and furans, hexabromocyclododecane and perfluorinated compounds.

The site of Vidy Bay off Lausanne remains the most contaminated site of the lake, both for metals and most organic substances, with: Hg 2.44 µg/kg; Cd 1.47 µg/kg; Σ PAH 3214 µg/kg; Σ 7 PCBi 79.1 µg/kg; Σ 7 PBDEi 2.7 µg/kg; Σ DDT 9.0 µg/kg; Σ HCH 0.83 µg/kg.

The ecotoxicological tests have classified the sites into three categories, with 13 sites considered to be of good sediment quality, 10 middle quality sites and 7 poor quality sites.

A first approach to the potential toxicity of sediments to benthic organisms based on chemical data indicates that sediments are not expected to induce significant toxicity except at the Vidy Bay site. The results of the ostracod tests reveal a different situation, the significance of which remains to be explored.

1. INTRODUCTION

Les sédiments lacustres jouent le rôle de puits et/ou de source vis-à-vis des micropolluants hydrophobes dans les milieux aquatiques, en fonction des conditions biophysicochimiques du milieu. Les sédiments sont un puits car les particules en suspension, sur lesquelles sont adsorbés les micropolluants, sédimentent et s'accumulent au fond du lac pour former les sédiments, éliminant ainsi les micropolluants de la colonne d'eau. Ce processus étant continu en milieu lacustre, les particules déposées sont recouvertes par de nouvelles particules, enfouissant avec le temps les composés problématiques. Cependant des changements dans les conditions physiques (courant remettant en suspension les particules déposées, brassage thermique), chimiques (par exemple anoxie), ou biologiques (bioturbation des sédiments) peuvent remettre en circulation les micropolluants, les sédiments devenant de la sorte une source secondaire de contaminants.

Ainsi une bonne connaissance spatiale des concentrations en micropolluants dans les sédiments permet d'une part d'identifier leurs sources probables (rivière, atmosphère, effluents), l'extension actuelle de l'influence de ces sources et les dangers potentiels pour les organismes benthiques.

Les dernières analyses étendues spatialement sur l'ensemble du lac datent de 1988, et concernaient les nutriments (N, P) et les éléments trace : Hg, Cd, Zn, Pb, Cu, Ag, Be, B (Arbouille et al 1989), alors qu'une évaluation plus récente des micropolluants organiques (filtres UV, phtalates, polybromés, pesticides organochlorés) concernait 5 échantillons prélevés dans différentes régions du lac (Edder et al. 2008).

Les dernières études du zoobenthos des sédiments sur l'ensemble du lac datent de 2003 (Lods-Crozet et Reymond 2004) et les résultats comparés à ceux de 1983 (Lang et Cordey 1984) montraient une amélioration significative de la qualité des sédiments. D'autres relevés dans le Grand-Lac en 2005 et 2015, localisés dans la zone de profondeur moyenne (150 m), indiquaient également une amélioration de la qualité des sédiments (Lods-Crozet & Reymond 2006). En 2015, les prélèvements dans la zone de profondeur maximale indiquaient uniquement la survie d'espèces de vers oligochètes résistantes aux pollutions (Lods-Crozet & Chevalley 2016).

En considérant les taux d'accumulation récents, variant entre 0.3 et 1 cm/an (Loizeau et al 2012), entre 8 et 27 cm de sédiments se sont accumulés depuis les dernières mesures globales (Arbouille et al 1989). Cette épaisseur est plus importante que la zone généralement considérée comme active pour les organismes fouisseurs (Håkanson 2007). En conséquence, on ne peut plus utiliser les données de 1988 pour évaluer l'état des sédiments de surface du Léman et leur toxicité potentielle pour les organismes y vivant. Basée sur ce constat, une nouvelle évaluation de la situation des sédiments du Léman, 27 ans après la dernière étude globale de leur contamination, a été initiée en 2015.

2. ÉCHANTILLONNAGE

Les substances chimiques produites par l'Homme se comptent par centaines de milliers. Dans l'Union européenne, on dénombre environ 100'000 substances produites ou commercialisées à raison d'au moins 1 tonne par an pour chacune d'elle, dont une proportion importante peut se retrouver finalement dans l'environnement (Chèvre et Erkman 2011). D'autre part, les avancées analytiques dans la détection de ces substances permettent de mettre en évidence la présence d'un nombre croissant de ces produits dans les compartiments de l'environnement. Ainsi dans le Léman, entre les années 1990 et 2005, le nombre de substances recherchées dans les eaux est passé de 120 à 400, et celui des substances détectées de 5 à plus de 50 (Loizeau et al. 2013).

Le nombre extraordinaire de substances chimiques de synthèse, potentiellement présentes dans l'environnement, empêche une analyse exhaustive des contaminants dans les sédiments. Une sélection des substances à analyser est alors nécessaire, basée sur les critères suivants :

- Reconnaissance de la toxicité de ces substances pour l'Homme et l'environnement ;
- Comportement préférentiellement hydrophobe des substances (présence potentielle dans les sédiments lacustres) ;
- Substances s'accumulant dans les organismes benthiques et se bioamplifiant dans la chaîne alimentaire ;
- Présence antérieure attestée dans les sédiments du Léman ;
- Existence de méthodes analytiques reconnues et financièrement abordables.

Une première sélection des substances est basée sur la directive 2013/39/UE (12 août 2013), qui mentionne dans son annexe I partie A, 45 substances prioritaires, dont 22 dangereuses et 20 « qui ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et/ou le biote » (substances No 2, 5, 6, 7, 12, 15 à 18, 20, 21, 26, 28, 30, 34 à 37, 43 et 44). A cette sélection s'ajoutent les substances suspectes ou en cours d'évaluation, et la liste des substances reconnues par les Pays-Bas (Hin et al. 2010).

Le comportement chimique des substances est évalué à partir du coefficient de partition octanol-eau (Kow). Une valeur élevée du Log Kow (> 5) est utilisée comme indicateur d'une adsorption préférentielle sur la matière organique (donc des sédiments), alors qu'une valeur < 3 montre une tendance à rester en solution. Les valeurs intermédiaires sont à évaluer de cas en cas (Hin et al 2010).

Finalement la recherche et la présence des substances dans les sédiments du Léman est basée sur les travaux de Arbouille et al. (1989, nutriments et métaux trace), Edder et al. (2008, substances organiques) et Poté et al (2008, métaux traces et substance organiques dans la Baie de Vidy). Si une substance a été recherchée sans succès dans ces études, il n'est pas pertinent de l'inclure dans la liste. Si elle n'a pas été encore recherchée, une analyse exploratoire sur un nombre restreint d'échantillons est effectuée pour déterminer la situation de ce contaminant.

A partir de ces considérations, un arbre de décision est construit et présenté à la Figure 1.

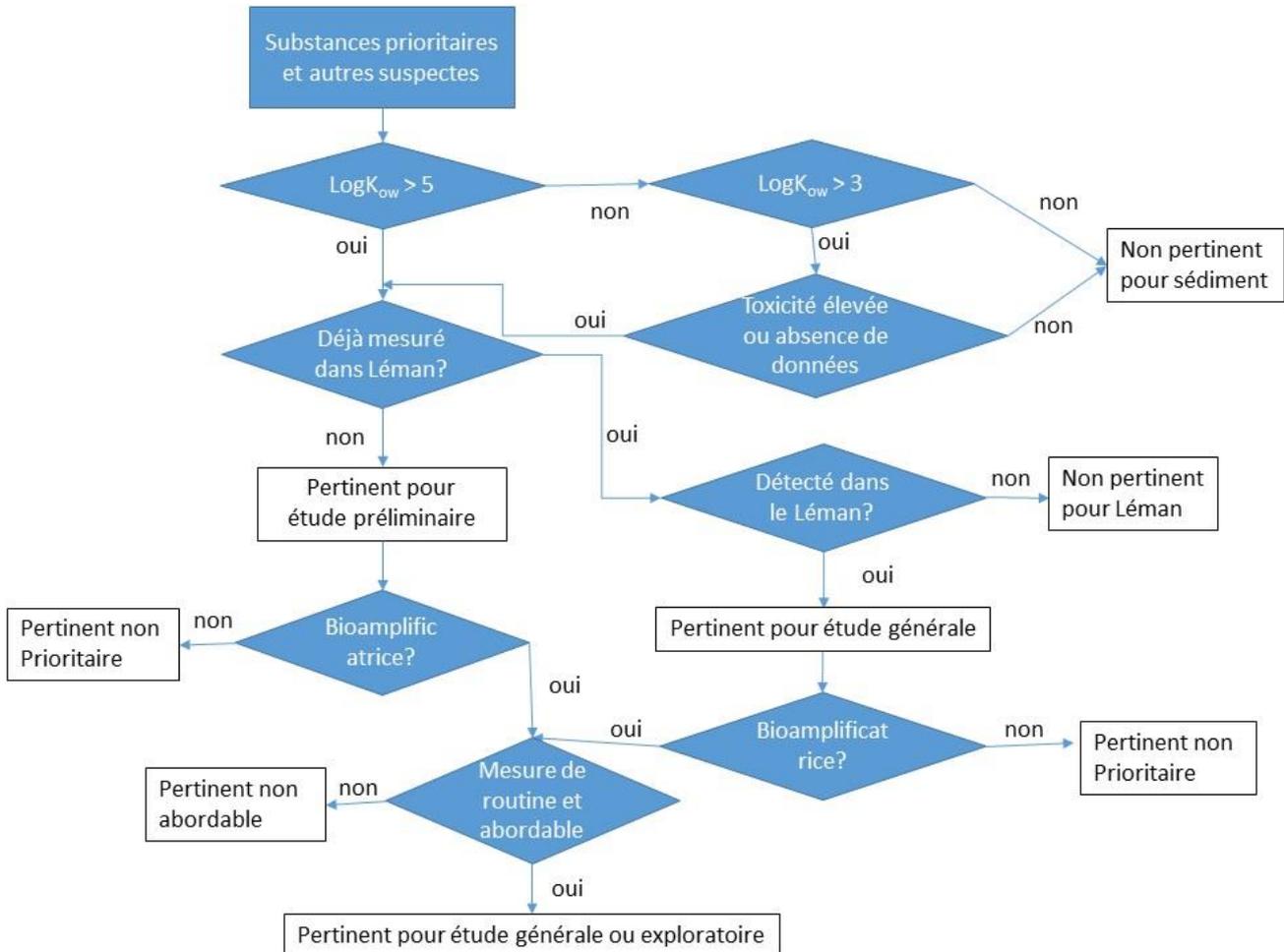


Figure 1 : Arbre de décision pour la sélection des substances à analyser dans les sédiments du Léman.

Figure 1 : Decision tree for the selection of substances to be analysed in Lake Geneva sediments.

Cette analyse mène à la sélection de 12 groupes de substances pour une étude générale (HAP, PCB, pesticides, ...), et 24 substances (dioxines, furanes, PFOS, ...) pour une étude exploratoire (Tableau 1).

De plus des analyses sédimentologiques de base ont été effectuées pour compléter l'interprétation des résultats : granulométrie, teneurs en matière organique et en carbonates et formes du phosphore.

Tableau 1 : Liste des substances sélectionnées selon les critères de l'arbre de décision. La liste exhaustive des substances analysées avec les résultats est donnée dans les tableaux A1 à A11.

Table 1 : List of selected substances following the decision tree criterions. The exhaustive list of analysed substances is given in annex A1 to A11.

Substances pour l'étude globale	Type de substance
Métaux trace (Pb, Zn, Cu, Cd, Hg, ...)	
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (20 substances dont anthracène, fluoranthène, pyrène, ...)	Sous-produits de combustion d'hydrocarbures
Diphényléthers bromés (PBDE) (8 congénères)	Retardateurs de flamme bromés
Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Plastifiant
Hexachlorobenzène (HCB)	Fongicide
Pentachlorobenzène	Fongicide - intermédiaire de synthèse
Heptachlore et époxyde d'heptachlore	Insecticide organochloré de première génération
DichloroDiphénylTrichloroéthane (DDTs, inclus DDE, DDD)	Insecticide
Polychlorobiphényles (PCBs, 8 congénères)	Nombreux usages, principalement isolant thermique dans équipements électriques (transformateurs, ...)
Endosulfan (2 isomères)	Insecticide organochloré
Hexachlorocyclohexane (HCH 4 isomères)	Insecticide : lindane (γ -HCH)
Hexachlorobutadiène (HCBDD)	Solvant, composant de plastique comme le PVC
Substances pour l'étude exploratoire	Type de substance
Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés (perfluoro-octanesulfonate PFOS, 14 substances)	Tensioactif fluoré
Polychlorodibenzo-dioxines et -furanés (7 PCDD et 10 PCDF)	Produits de combustion incomplète de substances chlorées (p.ex PCB)
Hexabromocyclododécane (HBCDD, 3 isomères)	Retardateurs de flamme bromé

3. RESULTATS

3.1. PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

Les études précédentes des sédiments du Léman ont été effectuées sur un nombre important d'échantillons : 295 sites en 1970, 1978, et 1983, 200 sites en 1988, et 5 sites en 2007, avec un nombre réduit de sites pour les nutriments. Afin de garder une représentation spatiale réaliste de l'état des sédiments superficiels du Léman, tout en multipliant le nombre de micropolluants recherchés, 80 sites d'échantillonnage ont été sélectionnés, dont 31 ont été analysés pour tous les paramètres de l'étude générale. Parmi ces 31 sites, 5 ont été sélectionnés en fonction des résultats de l'étude générale pour l'étude exploratoire des polluants potentiellement présents (Figure 2).

Les points sont sélectionnés selon un échantillonnage régulier stratifié, la stratification dépendant des connaissances préalables du milieu : les zones littorales (< 7-10 m de profondeur) sont exclues car constituées de sédiments relativement grossiers, peu susceptibles de contenir des micropolluants; les zones côtières sont plus densément représentées afin d'identifier les sources potentielles du bassin versant.

La zone du canyon sous-lacustre du Rhône et de ses levées ont été exclues de l'échantillonnage car constituée de dépôts plus grossiers et potentiellement non représentatifs des dépôts actuels. Les apports en particules fines du Rhône sont échantillonnés dans la zone nord du Haut-lac.

3.2. ECHANTILLONNAGE ET PREPARATIONS

L'échantillonnage a été effectué les 20 et 21 avril, et entre le 29 mai et le 10 juin 2015. Les sédiments superficiels ont été prélevés à l'aide de deux bennes de type Eckman à partir du bateau « La Licorne » du Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau (anciennement Institut F.-A. Forel) de l'Université de Genève. Entre 1 à 2 cm de sédiments superficiels ont été prélevés et homogénéisés avant d'être répartis dans plusieurs récipients destinés aux différentes analyses. Les instruments et récipients pour les prélèvements étaient en plastique pour les analyses de métaux, du phosphore et les tests écotoxicologiques, et en aluminium pour les échantillons destinés aux analyses de micropolluants organiques. Pour ces dernières, les sédiments ont été placés dans des pots en verre, préalablement pyrolysés. Les sédiments n'ont pas été tamisés avant analyse. Ils ont été conservés à 4°C pendant le transport jusqu'au laboratoire. Les échantillons destinés à l'analyse des micropolluants organiques ont été envoyés congelés au laboratoire d'analyse LABERCA à Nantes.

Pour les mesures des teneurs en métaux trace, matière organique, et carbonates, les sédiments ont été lyophilisés (lyophilisateur Christ Beta1-8 K -54 °C, 6 Pa) puis broyés. Une fraction de l'échantillon est gardée humide pour l'analyse granulométrique.

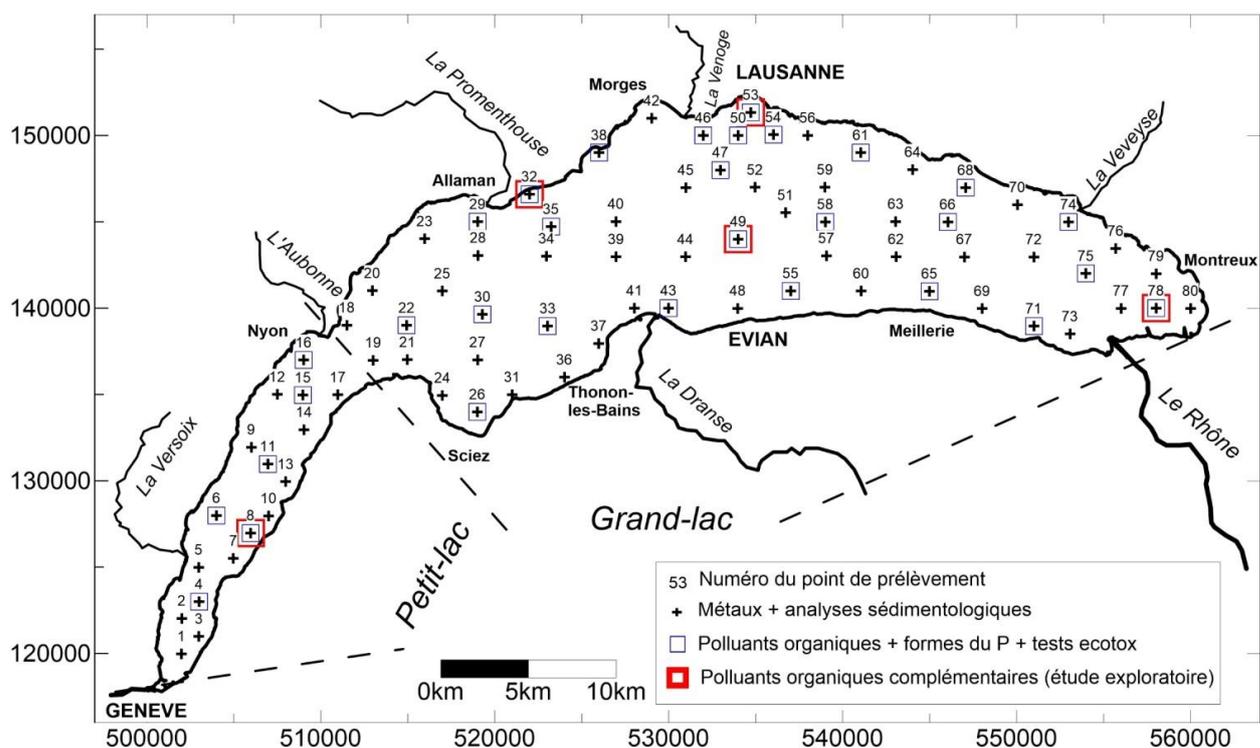


Figure 2 : Toponymie du lac et position des points de prélèvement pour les différents types d'analyses. Système de coordonnées suisses (1903).

Figure 2 : Location map of sampling sites for the various types of analysis. Swiss coordinates system (1903).

Pour l'étude écotoxicologique, 30 échantillons (voir figure 2, sauf échantillon 46) ont été transmis au Centre Ecotox EAWAG-EPFL dès le retour au laboratoire. Ces échantillons ont été ensuite conservés à 4°C et testés non tamisés au maximum dans les 5 semaines suivant le jour d'échantillonnage à l'aide du test de toxicité chronique sur la survie et la croissance des ostracodes (ISO 14371, 2012).

3.3. ANALYSES

Les analyses ont été effectuées au département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau de l'Université de Genève, sauf les analyses des substances organiques effectuées par le Laboratoire d'Étude des Résidus et Contaminants dans les Aliments de l'École Nationale Vétérinaire, Agroalimentaire et de l'Alimentation à Nantes (LABERCA).

3.3.1 Analyses sédimentologiques : granulométrie, perte au feu (C organique et inorganique)

La granulométrie des particules sédimentaires a été déterminée par diffraction laser (Coulter LS-100, Beckman-Coulter, USA), selon la méthode décrite par Loizeau et al. (1994). L'instrument permet de déterminer la taille des particules entre 0.4 et 900 µm. Les échantillons ayant été prélevés dans les zones exemptes de particules grossières, la gamme de mesure est suffisante pour rendre compte de l'ensemble de la distribution granulométrique.

La mesure de la perte au feu à 550°C et 1000°C pendant 30 minutes permet de déterminer les teneurs en matière organique et carbonate, respectivement (Dean et al 1974). La teneur en carbone organique total est calculée en divisant par un facteur 2 la perte au feu à 550°C. La quantité de carbonates est estimée en supposant être en présence uniquement de CaCO₃, et en multipliant la perte de masse à 1000°C par 2.2742, rapport de masse molaire entre la calcite et le dioxyde de carbone.

3.3.2 Analyses des métaux trace

Les métaux trace ont été analysés par spectrométrie de masse (ICP-MS model 7700 series, Agilent) après digestion d'un gramme de sédiment placé dans des bombes en téflon avec de l'acide nitrique 2M, et chauffé à 100°C pendant 16h, selon la méthode OSol (Ordonnance pour la protection des sols). Cette méthode de dissolution ne détruit pas toute la matière particulaire. Une solution multistandards a servi à la calibration de l'instrument et un sédiment de référence (LKSD-4 NCR Canada) d'assurer la qualité de la détermination des concentrations, y compris la procédure de digestion. Les erreurs sont généralement inférieures à 10%. Le tableau 2 donne les résultats d'analyse et les déviations relatives par rapport aux valeurs certifiées du standard, ainsi que l'efficacité de la dissolution par rapport à une attaque totale (y compris dissolution des silicates). Les résultats indiquent que l'efficacité de dissolution est comprise en 90 et 100% pour la plupart des métaux, sauf pour les éléments connus comme étant réfractaires tels le titane (34%) et le chrome (66%). La méthode de dissolution utilisée par Arbouille et al (1989) pour la campagne de 1988 étant comparable à une attaque totale (HClO₄, puis HF et HCl), les résultats des campagnes 1988 et 2015 seront directement comparés, en tenant compte de la correction de granulométrie.

Tableau 2 : Analyse du sédiment certifié LKSD-4 (NCRCan), et déviation relative des analyses par rapport aux valeurs du standard pour les principaux métaux. La comparaison avec les valeurs certifiées « attaque totale » permet d'évaluer l'efficacité de la méthode de dissolution.

Table 2 : Analysis results of certified material LKSD-4 (NCRCan), and relative deviation of the results compared to the certified values for the main metals. The comparison to the certified value "Total" element gives an estimate of the efficiency of the partial dissolution method.

Métal	LKDS-4 valeur mesurée (mg/kg)	LKDS-4 valeur certifiée Attaque HNO ₃ – HCl dilué (mg/kg)	Déviation relative (%)	LKDS-4 valeur certifiée Attaque « totale » (mg/kg)	Efficacité de dissolution (%)
Cd	1.86	1.9	2.1	nm	-
Co	10.2	9	13.4	11	93
Cr	21.7	21*	3.3	33	66
Cu	29.5	31	4.8	31	95
Mn	456	420	8.7	500	92
Ni	31.5	30	4.9	31	101
Pb	93	91	2.1	91	102
Ti	778	nm	-	2270	34
Zn	195.8	195	0.4	194	101

* attaque par HNO₃ et HCl concentrés

Le mercure a été analysé par absorption atomique sur un analyseur de mercure DMA-80III (Mikrowellen-Systeme GmbH, Suisse) en triplicats. La justesse des analyses est vérifiée par la mesure d'un standard MESS-3 (NRC Canada). Les résultats d'analyses sont toujours dans l'incertitude de la référence (10%).

3.3.3 Analyses des formes chimiques du phosphore

Les formes du phosphore ont été déterminées selon la même méthode que celle utilisée par Arbouille et al (1989) pour la campagne de 1988. Cette spéciation distingue le phosphore apatitique (associé aux minéraux détritiques, essentiellement l'apatite), le phosphore inorganique non apatitique (PINA, essentiellement adsorbé à la surface des particules, notamment les oxy-hydroxydes de fer et manganèse) et le phosphore organique (constituent de la matière organique). La somme des trois formes constitue le phosphore total. Les trois formes sont analysées par extraction séquentielle, ainsi que le phosphore total. L'extraction séquentielle extrait 75 à 99% du phosphore (somme de formes par rapport à la mesure du phosphore total). La méthode d'extraction et d'analyse suit celle de Williams (1976) modifiée par Burrus et al (1990).

3.3.4 Analyses des substances organiques

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

La méthode d'analyse retenue repose sur une première phase d'extraction des analytes par solvant dans des conditions de pression et de température élevées (système ASE®). De la phase stationnaire de type Florisil est ajoutée directement dans les cellules d'extraction, ce qui autorise outre l'extraction des analytes, de réaliser une pré-purification. Les extraits sont ensuite évaporés avec un évaporateur rotatif puis purifiés sur colonne SPE copolymérique (styrène-divinylbenzène). Les solutions sont alors évaporées sous courant d'azote puis transférées dans un flaconnage spécifique (vials). Les extraits finaux sont injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC-MS/MS, GC Agilent Technologies 6890 couplé à Agilent 7000 système triple quadripolaire, colonne chromatographique select PAH (30m x 0,25mm x 0,15µm)) après une ionisation par impact électronique. Deux transitions diagnostiques sont suivies pour chaque composé, permettant l'identification non ambiguë des différentes molécules. Les extraits sont quantifiés par dilution isotopique : 14 étalons internes marqués au ¹³C sont ajoutés avant l'étape d'extraction permettant la quantification des analytes avec une grande précision. Des étalons fluorés (3 HAP fluorés) sont ajoutés avant l'injection en GC-MS/MS permettant d'estimer les rendements d'extraction de chaque composé dans chaque échantillon.

PCB

La première étape d'analyse consiste en l'extraction des structures hydrophobes contenant les analytes cibles. L'extraction est adaptée aux caractéristiques physiques des échantillons. Les échantillons solides sont lyophilisés puis broyés. Les marqueurs sont ajoutés avant extraction (7 congénères ¹³C PCBs) ; cette technique de dilution isotopique permet une quantification fine des substances ciblées. La fraction hydrophobe est extraite à l'ASE® (Accelerated Solvent Extraction) 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. L'extrait est purifié sur 3 colonnes successives : une colonne de silice multicouches, une colonne de Florisil® permettant de séparer les dioxines et furanes des PCBs, et enfin une colonne de charbon/Célite pour séparer les formes planaires et non planaires des PCB. On ajoute enfin un étalon de récupération pour chaque famille de composés pour calculer le rendement de chaque congénère. Les extraits sont finalement injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (GC Agilent Technologies 6890 couplé à JEOL 700 D ou 800 D, avec colonne chromatographique HT8PCB (60 m x 0,25 mm x 0,25 µm) (SGE)

PBDE

La stratégie d'analyse des retardateurs de flamme bromés est comparable à celle des PCB. En effet, les échantillons solides sont lyophilisés puis broyés ; l'extraction de la fraction contenant les analytes cibles est réalisée par ASE®. Les extraits sont purifiés sur une colonne de silice multicouche. La fraction contenant les PBDE est ensuite purifiée sur une colonne de Florisil® puis une colonne de charbon/célite. Les extraits sont injectés en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution pour les PBDE (double secteur en géométrie inverse de type Matsuda, GC Agilent Technologies 6890 couplé à JEOL 800 D avec colonnes chromatographiques DB5MS 30m x 0,25 mm x 0,25 µm (Agilent technologies).

Les extraits sont quantifiés par dilution isotopique : 8 étalons internes marqués au ^{13}C sont ajoutés avant l'étape d'extraction permettant la quantification des analytes avec une grande précision. Un étalon externe est ajouté avant l'injection permettant d'estimer les rendements d'extraction de chaque composé dans chaque échantillon.

Le DecaBDE fait l'objet d'une injection sur une colonne chromatographique dédiée RTX1614 15m x 0,25 mm x 0,10 μm (Restek).

Pesticides organochlorés (POC)

Les protocoles de préparation d'échantillon et d'extraction sont identiques à ceux utilisés pour l'analyse des PCB. L'échantillon est lyophilisé, broyé puis extrait sous pression à haute température à l'aide d'un appareil ASE® (Accelerated Solvent Extraction). Les marqueurs POC sont ajoutés avant extraction (27 congénères ^{13}C POC). La dilution isotopique offre l'avantage de quantifier les analytes d'intérêt avec une grande précision. L'extrait obtenu est ensuite purifié par chromatographie par perméation de gel (GPC). Un étalon externe marqué au carbone 13 est ajouté avant injection. Il permet de calculer les rendements d'extraction de chaque analyte d'intérêt dans l'échantillon analysé. L'extrait final est injecté en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (double secteur en géométrie inverse de type Matsuda, GC Agilent Technologies 6890 couplé à JEOL 700 D ou 800 D (de type magnétique à double focalisation), avec colonne chromatographique HT8PCB (60 m x 0,25 mm x 0,25 μm) (SGE)

HCB/HCBD

Après lyophilisation et broyage de l'échantillon, le sédiment subit une digestion acide (via l'ajout d'acide chlorhydrique) durant une nuit. L'extraction des analytes HCB et HCBD est ensuite réalisée en ajoutant un mélange de solvant organique. Après agitation et centrifugation, la phase organique supérieure obtenue est purifiée sur une colonne de Florisil®. L'extrait purifié est ensuite évaporé avec un évaporateur rotatif puis sous courant d'azote avant d'être transféré dans un flaconnage spécifique (vial). L'extrait final est injecté en chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse haute résolution (GC-HRMS) avec une ionisation par impact électronique. Deux masses diagnostiques sont suivies pour chaque composé, permettant l'identification non ambiguë des différentes molécules. L'extrait est quantifié par dilution isotopique : 2 étalons internes marqués au ^{13}C sont ajoutés avant l'étape d'extraction permettant la quantification des analytes avec une grande précision. Un étalon externe marqué au carbone 13 (^{13}C PCB 111) est ajouté avant l'injection en GC-HRMS permettant d'estimer les rendements d'extraction de chaque composé dans l'échantillon (GC Agilent Technologies 7890A couplé à JEOL 800 D (de type magnétique à double focalisation) avec colonne chromatographique HT8PCB (60 m x 0,25 mm x 0,25 μm) (SGE).

Quelle que soit la famille de contaminants quantifiée, un contrôle qualité et un blanc est ajouté à chaque série d'analyse qui est constituée de 10 échantillons de sédiments. Les limites de quantification (LOQ) sont généralement de quelques $\mu\text{g}/\text{kg}$, et les incertitudes de mesure de l'ordre de 20%. Ces valeurs sont présentées pour chaque groupe de substance dans le Tableau A1 en annexe.

3.3.5 Test de toxicité chronique sur la survie et la croissance des ostracodes

Le test Ostracode (*Heterocypris incongruens*) pour l'évaluation de l'écotoxicité des sédiments a été réalisé en utilisant le kit Ostracodtookit™ F (MicroBioTests, Gent, Belgique) en conformité avec la norme ISO 14371 (2012). En bref, avant le début des essais, des kystes d'ostracodes ont été incubés dans une boîte de Pétri contenant 10 mL d'eau douce standard modérément dure (milieu synthétique EPA) à 25 °C sous un éclairage continu. Après 48 h d'incubation, les kystes éclos ont été pré-nourris avec une solution de spiruline et incubés pendant 4 heures supplémentaires. Pendant cette période, chaque puits d'une microplaque de 6 puits a été rempli avec 2 mL d'eau douce standard et 1 mL de sédiment frais à tester. Puis 2 mL d'une suspension algale (*Scenedesmus spp.*) préparée dans le même milieu standard utilisé ont été ajoutés en guise de nourriture pendant la durée du test. Enfin, 10 ostracodes fraîchement éclos ont été transférés dans chacun des puits de la microplaque. Six réplicats (soit 6 puits) ont été testés pour chaque sédiment. Un sédiment témoin a été également testé et correspondait à du sable fin commercial de granulométrie comprise entre 0 et 2mm. Les microplaques ont été incubées à 25 °C pendant 6 jours dans l'obscurité. Au jour 0, la longueur de 10 juvéniles a été mesurée au microscope en utilisant le logiciel CellID (Olympus, Hambourg, Allemagne). A la fin de la période d'exposition, pour chacun des puits, les ostracodes ont été récupérés et transférés sur une lame de verre pour compter les survivants et mesurer

leur longueur. La croissance a ensuite été évaluée en calculant la différence entre la longueur à la fin et au début de l'exposition. Finalement, le pourcentage d'inhibition de la croissance pour chaque sédiment a été normalisé par rapport au sédiment témoin pour une même série de tests.

3.3.6 Analyses statistiques et calcul des coefficients moyen de contamination pour les métaux

Les statistiques sur les résultats d'analyse ont été effectuées sur le logiciel Sigmaplot 12.5 (Systat Software, Inc), les analyses statistiques et de clusters sur le logiciel R (package ade4, Dray et Dufour 2007), l'interpolation spatiale des résultats et les cartes de répartition avec le logiciel Surfer 13 (Golden Software, Colorado, USA).

Pour les principaux métaux trace, un coefficient moyen de contamination est déterminé pour chaque site, suivant l'équation :

$$CC = \frac{\sum \left(\frac{M_{i \text{ éch}}}{M_{i \text{ nat}}} \right)}{n}$$

Avec CC le coefficient moyen de contamination, $M_{i \text{ éch}}$ et $M_{i \text{ nat}}$ les concentrations du métal i dans l'échantillon et sa teneur naturelle (selon Arbouille et al. 1989), respectivement, et n le nombre de métaux (5 : Hg, Cd, Cu, Zn, Pb).

4. RESULTATS

L'ensemble des résultats est présenté dans les tableaux en annexe (Tableaux A2 à A10). Les cartes de distribution pour les mesures sur les 80 points (données sédimentologiques et métaux) et les 50 points (phosphore) sont produites par interpolation linéaire en fonction de l'inverse de la distance au carré. Pour toutes ces cartes, l'intensité de la couleur correspond aux quartiles des distributions de valeurs (25, 50 et 75%). Pour les polluants organiques, 31 sites ont été analysés, ce qui forme une densité spatiale trop faible pour créer des cartes d'iso-valeurs représentatives. Afin de visualiser la répartition spatiale de ces données, les résultats de chaque point ont été reportés sur une carte avec des cercles dont la surface est proportionnelle à la teneur de la substance analysée.

4.1. DONNÉES SÉDIMENTOLOGIQUES (GRANULOMÉTRIE, MATIÈRE ORGANIQUE, CARBONATES)

Les sédiments de surface sont essentiellement composés de particules de la taille des limons (entre 4 et 63 μm). La médiane des diamètres médians est de 23.7 μm . La tendance générale est une augmentation de la taille des particules avec l'éloignement du Rhône, et ponctuellement de plus fortes valeurs près des côtes (figure 3) : par exemple le diamètre moyen très élevé observé sur la côte sud (éch. 31, 64.5 μm) correspond à un échantillon prélevé à relativement faible profondeur (20m), probablement encore influencé par les sables de la baie de Sciez.

La répartition granulométrique est très semblable à celle observée en 1988 (Arbouille et al. 1989). La fraction sableuse (> 63 μm) varie entre 0 et 51 %.

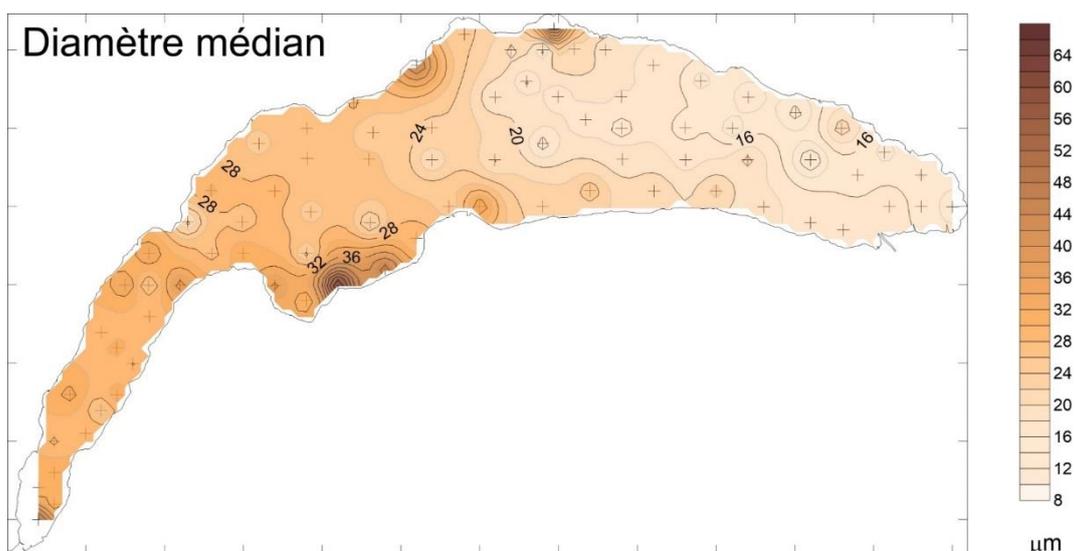


Figure 3 : Distribution spatiale des diamètres médians des sédiments superficiels du Léman.

Figure 3 : Spatial distribution of the median diameter of Lake Geneva surficial sediments.

Les teneurs en carbonates varient entre 17 et 58 % (médiane à 33%), avec une très nette variation spatiale, les teneurs augmentant régulièrement avec l'éloignement de l'embouchure du Rhône (Figure A1). Les teneurs en matières organiques (basée sur la perte au feu à 550°C) montrent une tendance similaire, avec des concentrations variant entre 3 et 11.5% (médiane à 7.7%) (Figure A2). La plus forte valeur de 11.5 % est mesurée dans l'échantillon 53, prélevé dans la baie de Vidy.

4.2. LE PHOSPHORE ET SA SPÉCIATION (P ORGANIQUE, APATITIQUE, INORGANIQUE NON-APATITIQUE)

Les répartitions spatiales du phosphore total et de ses trois formes chimiques (P organique, apatitique, inorganique non apatitique) sont présentées aux Figures A3 à A5 et Figure 4, et l'ensemble des résultats dans le Tableau A3 en annexe.

Ces mesures ont été effectuées sur les 31 sites sélectionnés pour les mesures des polluants organiques, ainsi que sur 19 sites supplémentaires localisés dans le Petit-lac et la partie ouest du Grand-lac.

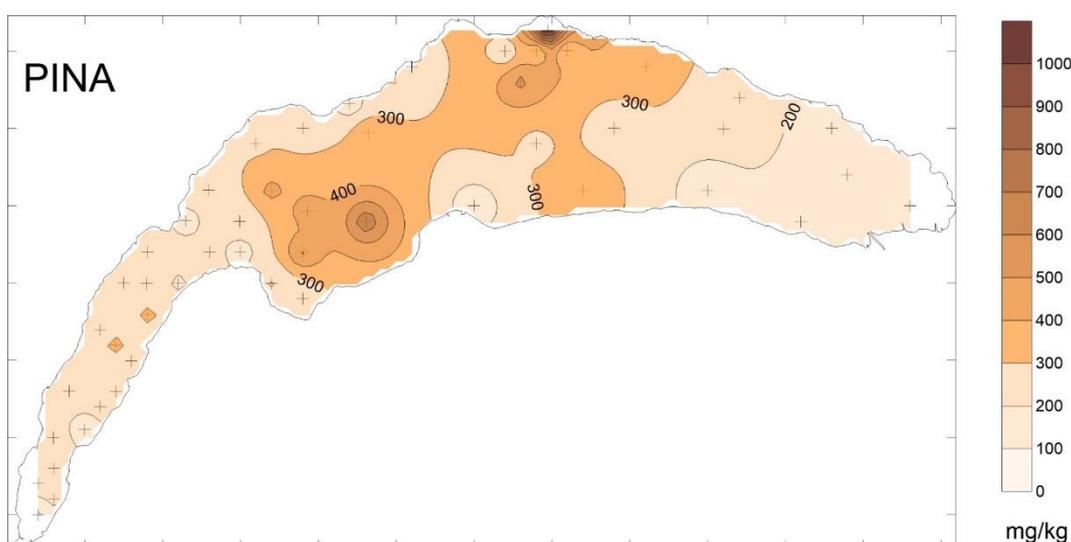


Figure 4 : Répartition spatiale du phosphore inorganique non apatitique (PINA).

Figure 4 : Spatial distribution of non apatitic inorganic phosphorus (NAIP).

Tableau 3 : Synthèse des résultats des analyses du P total et des formes du phosphore de 50 sédiments superficiels prélevés en 2015. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy, nettement plus concentré que le reste du lac.

Table 3 : Synthesis of analysis results of total phosphorus and of its chemical forms in 50 surface sediments sampled in 2015. Sample 53 (Fig 2) has been collected in Vidy Bay; it markedly contains more elevated concentrations than the other lake sites.

Forme de P	Minimum (mg/kg)	Médiane (mg/kg)	Moyenne (mg/kg)	Maximum (hors éch 53) (mg/kg)	Ech. 53 (mg/kg)
P total	560	884	927	1272	2828
P apatitique	218	336	365	521	1327
P organique	71	208	192	274	226
PINA	86	233	270	650	1084

Le phosphore apatitique est détritique et sa répartition montre l'influence des particules issues de l'érosion de bassin versant du Rhône. Le P organique est constitutif de la matière organique, et sa distribution suit celle de la matière organique (Figure A3). Le PINA est la forme de P essentiellement adsorbée à la surface de particules. Sa répartition spatiale montre des valeurs plus élevées d'une part dans la partie ouest du Grand-lac, ainsi que dans la Baie de Vidy (échantillon 53) (Figure 4). Il semble que l'extraction séquentielle des sédiments particuliers de ce site (fortes teneurs en matière organique anthropique et en fer (cf. Gascon et al. 2017) donne des résultats erronés pour le P apatitique, qui probablement est sous forme de PINA.

Les concentrations de P total et des différentes formes mesurées en 2015 sont similaires à celles observées en 1988, ainsi que leur répartition spatiale.

4.3. LES MÉTAUX TRACE

Les résultats des analyses des métaux sont présentés d'une part sous forme de valeurs brutes et d'autre part normalisées par la teneur en particules inférieures à 63 µm afin de réduire l'effet de granulométrie, les métaux étant préférentiellement adsorbés sur les particules fines. Cette représentation permet également de mieux discerner les sources éventuelles et de comparer les résultats avec les études précédentes. Les résultats bruts sont présentés en annexe (Tableau A4). Les distributions spatiales des principaux contaminants métalliques (Hg, Cd, Cu, Zn, Pb, Cr) sont présentées dans les paragraphes suivants (valeurs normalisées).

De manière générale, les concentrations en Hg, Cd, Cu, Zn, et Pb présentent des distributions très similaires (Figure 5 et A6 à A11), avec des valeurs plus faibles dans la zone est du Grand-lac, proche de l'embouchure du Rhône, et augmentant en direction de l'ouest. Ces distributions résultent de la dilution des contaminants par les forts apports sédimentaires du Rhône, les taux d'accumulation étant de 5 à 10 fois plus élevés dans l'est que dans l'ouest du Grand-lac et dans le Petit-lac (Loizeau et al. 2012). A cette distribution générale s'ajoute la Baie de Vidy (éch. 53), qui reste la zone du lac la plus contaminée vis-à-vis des métaux (tous sauf Co et Ni), et point près de l'embouchure du Rhône (éch. 77), qui montre des teneurs plus élevées que ces proches voisins pour l'ensemble des métaux, sauf pour le mercure.

Les valeurs minimum, médiane, maximum (sans éch. 53) et de l'éch. 53, des concentrations en métaux trace sont présentées dans le Tableau 4. Les résultats de la présente campagne de mesure sont comparés avec les données de 1988 (Arbouille et al. 1989) et des valeurs guides (ISQG, TEC, PEC) proposées par Environnement Canada (ISQG) et MacDonald et al (2000).

Tableau 4 : Synthèse des résultats bruts et normalisés (en italique) (mg/kg) des analyses de métaux trace des sédiments superficiels prélevés en 2015. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy, généralement plus contaminé que le reste du lac. Les teneurs naturelles sont issues de Arbouille et al. (1989). ISQG, TEC et PEC sont donné pour comparaison avec des valeurs guides de la littérature.

Table 4 : Synthesis of raw and normalised (italic) results of trace metals in surface sediments sampled in 2015. Sample 53 (Fig 2) has been collected in Vidy Bay; it contains generally more elevated concentrations than the other lake sites. Background values are form Arbouille t al (1989). ISQG, TEC and PEC are guideline values for literature.

Métal (mg/kg)	Teneur naturelle	Minimum	Médiane	Moyenne	Maximum (hors éch 53)	Ech. 53	ISQG ¹	TEC ²	PEC ³
Hg	0.03	0.04 <i>0.04</i>	0.17 <i>0.22</i>	0.23 <i>0.29</i>	0.70 <i>0.89</i>	2.44 <i>4.37</i>	0.17	0.18	1.06
Cd	0.2	0.23 <i>0.25</i>	0.50 <i>0.61</i>	0.49 <i>0.60</i>	0.77 <i>0.96</i>	1.47 <i>2.64</i>	0.6	0.99	4.98
Cu	30	16 <i>25</i>	50 <i>58</i>	49 <i>60</i>	68 <i>84</i>	166 <i>298</i>	36	31.6	149
Cr	70	23 <i>32</i>	59 <i>68</i>	61 <i>71</i>	108 <i>119</i>	70 <i>126</i>	37	43.4	111
Pb	30	11 <i>13</i>	30 <i>35</i>	30 <i>36</i>	46 <i>58</i>	73 <i>131</i>	35	35.8	128
Zn	60	54 <i>62</i>	124 <i>146</i>	125 <i>150</i>	182 <i>203</i>	399 <i>715</i>	123	121	459
Ni	50	28 <i>40</i>	64 <i>76</i>	66 <i>78</i>	101 <i>115</i>	52 <i>93</i>			
Co	-	5 <i>7</i>	14 <i>16</i>	15 <i>17</i>	27 <i>30</i>	10 <i>17</i>			

¹ ISQG « interim sediment quality guidelines » des « Canadian sediment quality guidelines for aquatic life » 2002

² TEC "threshold effect concentration" MacDonald et al (2000)

³ PEC "probable effect concentration" MacDonald et al (2000)

4.3.1 Le mercure (Hg)

Les concentrations en mercure varient entre 0.04 et 4.37 mg/kg, avec une médiane de 0.22 mg/kg. La répartition spatiale est semblable à celle observées en 1988, avec d'une part la zone de la baie de Vidy présentant les plus fortes concentrations, et d'autre part la partie ouest du Grand-lac qui présente quelques valeurs sensiblement plus élevées que le reste du lac avec des concentrations de plus de 0.4 mg/kg (Figure 5). On note toutefois que les concentrations moyennes normalisées ont sensiblement diminué, passant de 0.47 mg/kg en 1988 à 0.29 mg/kg en 2015. Par contre la valeur médiane des concentrations reste relativement élevée, étant 7 fois supérieure à la teneur naturelle de 0.03 mg/kg.

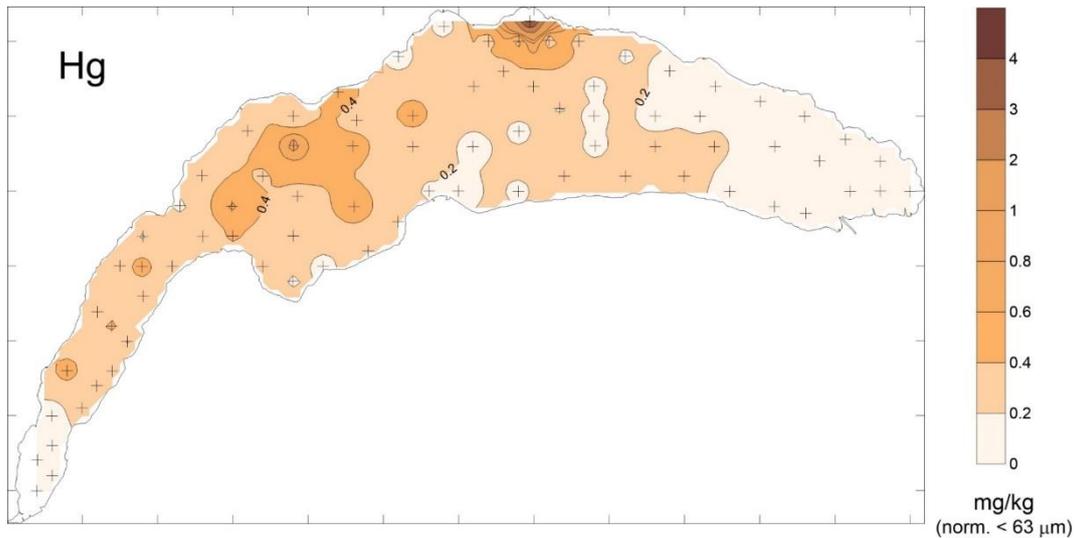


Figure 5 : Distribution spatiale des concentrations (normalisées) en mercure dans les sédiments superficiels du Léman. Les intervalles de concentrations sur l'échelle de couleur changent à 1 mg/kg pour une meilleure lisibilité.

Figure 5 : Spatial distribution of normalised mercury concentrations in Lake Geneva surface sediments. Color scale interval changes at 1 mg/kg for clarity.

4.3.2 Le cadmium (Cd), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn)

Ces trois métaux présentent des répartitions géographiques très similaires. Leur répartition spatiale est semblable à celle du mercure, avec des concentrations élevées dans la Baie de Vidy (Figures A6 à A8). La partie ouest du Grand-lac ne présente pas d'augmentation marquée, sauf sur un point (28), qui enregistre également des teneurs élevées en Hg. Un point proche de l'embouchure du Rhône (point 77) est également remarquable par les teneurs plus élevées en ces métaux, mais aussi en Pb et Cr.

Par rapport à 1988, la valeur moyenne normalisée diminue légèrement pour le Cd, passant de 0.82 à 0.60 mg/kg, elle augmente un peu pour le Cu, de 52 à 59 mg/kg, et reste stable pour le Zn (148 mg/kg en 1988 et 150 mg/kg en 2017).

4.3.3 Le plomb (Pb)

La répartition spatiale des concentrations en plomb montre des valeurs plus élevée dans la zone nord de la partie ouest du Grand-lac (Figure A9). Cette répartition est différente de celle observée en 1988, qui présentait des valeurs plus élevées dans la partie est du Grand-lac. Les concentrations moyennes montrent une légère augmentation actuellement (36 mg/kg) par rapport à la situation de 1988 (27 mg/kg).

4.3.4 Le chrome (Cr)

Comme indiqué dans la section 3.3.2, le Cr est un élément difficilement mis en solution par la méthode utilisée. La teneur moyenne de 2015 (71 mg/kg) est équivalente à la teneur naturelle (70 mg/kg) et inférieure à celle de 1988 (80 mg/kg). Aussi il ne sera pas fait de comparaison des teneurs. On remarque cependant que la distribution spatiale des concentrations (Figure A10) est très différente de celle des autres métaux, avec des valeurs fortes dans la partie nord du Grand-lac, qui diminuent en direction de la partie ouest du Grand-lac et dans le Petit-lac. Le point 77 près de l'embouchure du Rhône montre également une plus forte concentration (119 mg/kg).

Les métaux trace Co, Mo, Ni, Sn montrent également une distribution relativement semblable à celle du chrome (cf Figures A11 à A15).

4.3.5 Les coefficients de contamination

Afin d'obtenir une image synthétique de la contamination par les principaux métaux trace, un coefficient de contamination est déterminé pour chaque site d'échantillonnage (cf méthode section 3.3.6). Les coefficients varient entre 1.3 et 36, la médiane étant située à 3.1. Logiquement la distribution spatiale des

coefficients de contamination suit celle des métaux, avec une augmentation d'est en ouest, et une diminution au bout du Petit-lac (Figure 6). De plus deux zones se singularisent, avec en premier la baie de Vidy qui présente un taux de contamination de 36, essentiellement dû au mercure (coefficient de 145 pour le Hg seul, et qui s'élève « seulement » à 9.7 sans le Hg) ; en second la zone du delta de la Dranse qui présente des valeurs plus faibles, par un effet de dilution par un flux élevé de particule, processus identique à celui observé à grande échelle pour le Rhône.

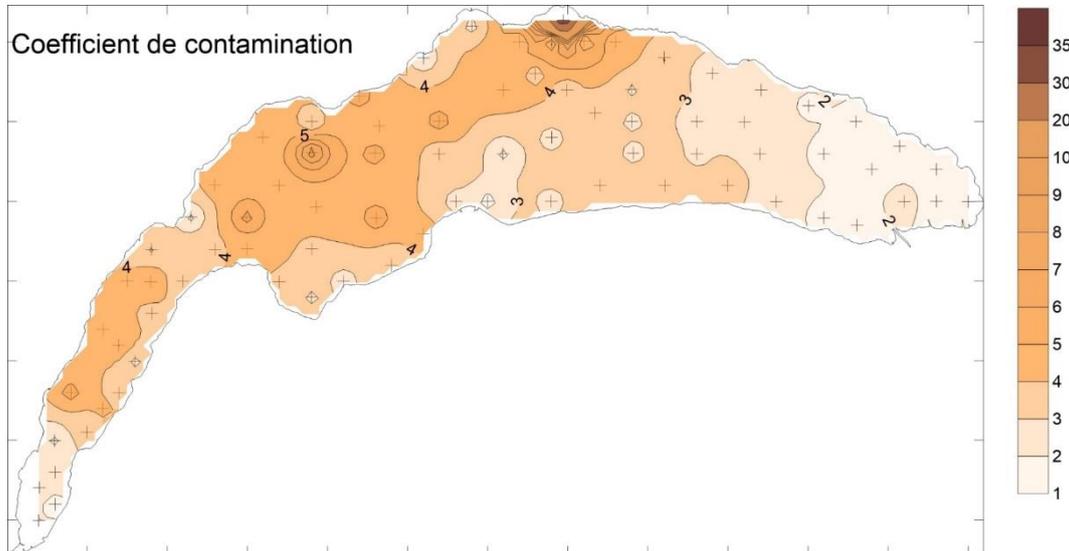


Figure 6 : Distribution spatiale des coefficients de contamination dans les sédiments superficiels du Léman. Les intervalles de valeurs de coefficient sur l'échelle de couleur changent à 10 pour une meilleure lisibilité.

Figure 6 : Spatial distribution of contamination coefficient in Lake Geneva surface sediments. Color scale interval changes at 10 for clarity.

Les résultats sur l'ensemble du lac montrent que généralement la médiane des concentrations en métaux trace est proche des valeurs ISCG ou TEC (Tableau 4), indiquant que la moitié des sites analysés présentent des concentrations qui peuvent potentiellement avoir un effet négatif sur les organismes benthiques. Seul le site de Vidy montre des concentrations brutes en Hg et Cu plus élevées que la PEC (probable effect concentration) selon MacDonald et al (2000).

4.4. LES POLLUANTS ORGANIQUES

Les résultats des différentes substances organiques analysées sont présentés ci-après par classe de produit pour les substances de l'étude globale.

4.4.1 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Les HAP sont généralement produits lors de la combustion incomplète du bois, des hydrocarbures fossiles (diesel, essence, mazout) ou de l'incinération des ordures ménagères. Certains HAP, comme le fluoranthène, sont produits industriellement. Les HAP se retrouvent dans les sédiments par déposition atmosphérique et lessivage des surfaces imperméables et des sols.

Au total 20 HAP ont été analysés (cf. Tableau 5 pour la liste exhaustive, et Tableau A5 en annexe pour l'ensemble des résultats), et 17 présentent des concentrations supérieures aux limites de quantification (entre 0.8 et 20 µg/kg selon les HAP). Le Tableau 5 synthétise les résultats (valeurs minimale, médiane, maximale (hors échantillon 53) et de l'échantillon 53). Les concentrations médianes des HAP se situent entre 5 µg/kg (Benzo[c]fluorène) et 106 µg/kg (Pyrène). Les concentrations dans la Baie de Vidy sont pour la plupart des HAP le double de la valeur maximale enregistrée dans le reste du lac.

Tableau 5 : Synthèse des résultats d'analyse de HAP des sédiments superficiels prélevés en 2015. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy, généralement plus contaminé que le reste du lac.

Table 5 : Synthesis of PAH results in surface sediments sampled in 2015. Sample 53 (Fig 2) has been collected in Vidy Bay; it contains generally more elevated concentrations than the other lake sites.

HAP	Minimum (µg/kg)	Médiane (µg/kg)	Maximum (hors éch. 53) (µg/kg)	Echantillon 53 (µg/kg)	ISQG ¹ (µg/kg)	TEC ²	PEC ²
Benzo(a)pyrène	22	77	167	337	31.9	150	1450
Benzo[a]anthracène	18	58	131	230	31.7	108	1050
Chrysène	20	67	147	295	57.1	166	1290
Benzo[b]fluoranthène	17	79	173	350			
Benzo[c]fluorène	2	5	14	15		77.4	536
Cyclopenta[cd]pyrène	13	33	113	92			
5-Methylchrysène	< 0.8		< 2.3	< 1.8			
Benzo[j]fluoranthène	8	30	81	148			
Benzo[k]fluoranthène	10	47	117	225			
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	14	75	169	257			
Dibenzo[a,h]anthracène	4	18	52	92	6.2		
Benzo[ghi]perylène	16	71	150	282			
Dibenz[a,l]pyrène	< 2.0		< 4.6	< 3.6			
Dibenzo[a,e]pyrène	3	27	60	93			
Dibenzo[a,i]pyrène	< 8.3		< 22.7	< 17.9			
Dibenzo[a,h]pyrène	8	19	23	18			
Phenanthrène	28	54	114	141	41.9	204	1170
Anthracène	5	13	26	52	46.6	57.2	845
Fluoranthène	31	91	211	379	111	423	2230
Pyrène	54	106	212	350	53	195	1520
Σ HAP	299	781	1743	3214		1610	22800

¹ ISQG « interim sediment quality guidelines » les « Canadian sediment quality guidelines for aquatic life » 2002

² TEC "threshold effect concentration", PEC "probable effect concentration" MacDonald et al (2000)

La carte de répartition de la somme des teneurs (Figure A16) montre une augmentation des concentrations de l'est vers l'ouest (semblable à la distribution de la plupart des métaux), mais également, dans le Grand-lac, des teneurs plus élevées sur les sites proches des côtes. Cette distribution spatiale se retrouve dans les substances individuelles, sauf i) pour le cyclopenta[cd]pyrène dont la concentration la plus élevée (113 µg/kg) est mesurée dans l'échantillon 65 au large de Meillerie sur la côte sud du lac ; ii) pour le dibenzo[a,h]pyrene dont les concentrations sont très homogènes (entre 17 et 23 µg/kg) sur l'ensemble du lac sauf pour les deux échantillons près de l'embouchure du Rhône (8 µg/kg).

Hormis la Baie de Vidy, deux zones présentent des valeurs plus élevées, la première près de la côte entre Morges et Rolle, et la seconde au centre du Petit-lac.

Sur l'ensemble des HAP, les teneurs sont généralement en-dessous de la TEC (Tableau 5), sauf pour le site de la Baie de Vidy qui se situe pour certains composés au-dessus, mais reste inférieur à la PEC.

4.4.2 Les Polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB sont des substances chlorées produites dans les années 30 à 80 (et même 1993 en Russie) (Breivik et al 2002), dont les propriétés chimiques remarquables (stabilité, résistance à la chaleur, plasticité) ont mené les industries à les utiliser dans de nombreuses applications (transformateurs, condensateurs, fluides hydrauliques, peintures, ...). Les formulations commerciales étaient des mélanges des différents congénères dont les plus courantes sont les « Aroclors » 1242, 1248, 1254 et 1260.

Parmi les 209 congénères, 7 PCBs ont été sélectionnés par le Bureau Communautaire de Référence de la Commission Européenne (Bruxelles) comme étant les composés à rechercher en priorité du fait de leur persistance et de leur abondance dans l'environnement ainsi que de leurs propriétés toxicologiques. Ces « PCB indicateurs » représentent près de 80 % des PCB totaux : le plus souvent les 118, 138, 153 et 180 mais aussi les 28, 52 et 101 (tous sauf le PCB 118 sont des PCB-NDL, non-dioxine like) (INRS, 2007).

Les PCB sont inscrits sur la liste des polluants organiques persistants (POP) de la convention de Stockholm et interdits depuis 1986 en Suisse et 1987 en France.

L'historique des recherches sur les PCB dans le Léman a été publiée dans le cadre du volume spécial des Archives des Sciences consacré à la CIPEL (Loizeau et al. 2013).

Les sept PCB indicateurs ont été analysés, et leur somme varie entre 1.23 µg/kg et 17.58 µg/kg, hormis l'échantillon 53 qui montre en valeur maximum de 79.07 µg/kg (Tableau 6, et Tableau A6 en annexe pour l'ensemble des résultats). La répartition spatiale est semblable à celle des HAP et des métaux avec des concentrations augmentant d'est en ouest, mais sans influence notable de l'éloignement à la côte (Figure 7). Des deux zones présentant des concentrations en HAP élevées (cf § 4.4.1), seul le milieu du Petit-lac montre des concentrations également légèrement plus élevées en PCB.

De manière générale, les concentrations mesurées en 2015 sont nettement inférieures aux valeurs reportées précédemment. Par exemple Corvi et al. (1986) mesurent dans les sédiments côtiers des valeurs comprises entre 9 et 103 µg/kg, avec une moyenne de 47± 24 µg/kg.

Sauf pour le site de Vidy, les concentrations mesurées sont inférieures à la valeur ISQG de 34.1 µg/kg et de la TEC (McDonald et al 2000) de 59.8 µg/kg. Le site de Vidy est également en dessous de la PEC (« probable effect concentration ») établie à 676 µg/kg. Cependant ces valeurs semblent élevées au regard de l'évaluation de l'impact possible sur les concentrations dans les poissons. L'étude de Mathieu et Babut (2012) proposent une valeur de 12.7 et 5.9 µg/kg dans les sédiments pour empêcher respectivement 75% et 90% des poissons d'atteindre des limites qui les rendent impropres à la consommation.

Tableau 6 : Synthèse des résultats d'analyse des PCB des sédiments superficiels prélevés en 2015, et proportion relative moyenne des différents congénères dans les sédiments. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy, généralement plus contaminé que le reste du lac.

Table 6 : Synthesis of PCBs results in surface sediments sampled in 2015, and relative proportions of the various congeners. Sample 53 has been collected in Vidy Bay; it contains generally more elevated concentrations than the other lake sites.

PCB	Minimum (µg/kg)	Médiane (µg/kg)	Maximum (hors éch. 53) (µg/kg)	Echantillon 53 (µg/kg)	Proportion relative moyenne (%)
PCB-28	0.03	0.19	0.63	0.80	3
PCB-52	0.08	0.43	1.09	2.40	6
PCB-101	0.21	1.34	2.98	11.56	16
PCB-118	0.14	0.91	2.18	8.61	11
PCB-138	0.26	1.96	3.84	18.24	22
PCB-153	0.33	2.17	4.39	20.28	27
PCB-180	0.18	1.26	2.53	17.17	15
Σ 7 PCB _i	1.23	8.78	17.58	79.07	100

La proportion des différents congénères analysés peut indiquer des sources différentes, toutefois lors du transport, de la déposition et du stockage dans les sédiments, les congénères sont plus susceptibles d'être transformés par déchloration par l'intermédiaire de bactéries aérobies et anaérobies, modifiant ainsi les proportions des formulations originales (cf Magar et al. 2005). Dans le Léman, les proportions sont très similaires dans les différents échantillons de sédiments (Figure A17). Aucune source ponctuelle ne peut être mise en évidence (mis à part dans la Baie de Vidy) sur la base d'un profil de proportions de congénères. Les proportions de congénère sont proches de celles retrouvées dans les poissons analysés en 2012 (Edder et al 2013).

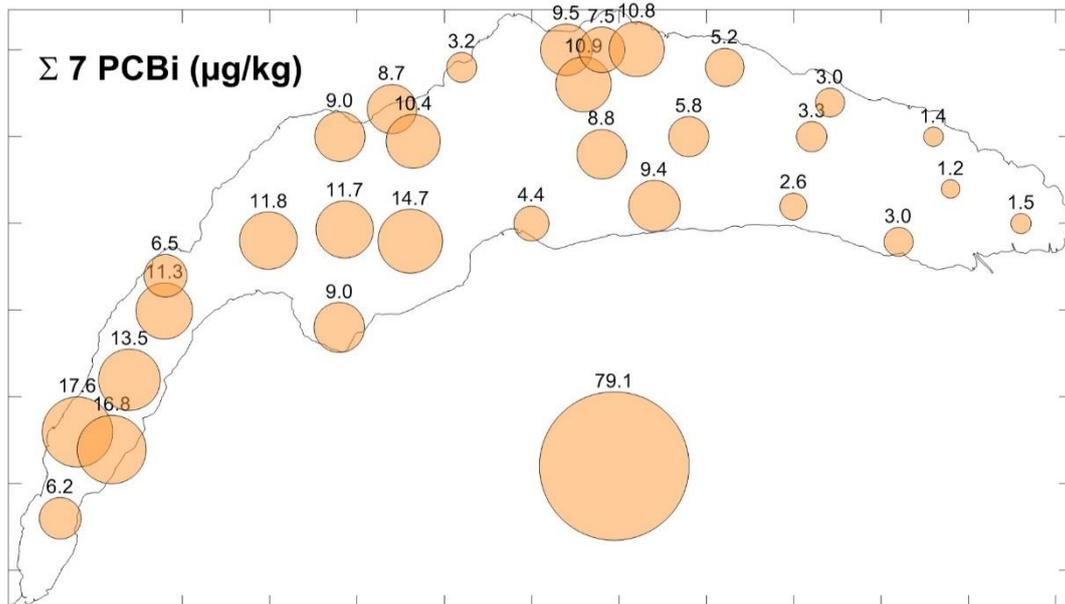


Figure 7 : Distribution spatiale des PCB dans les sédiments superficiels du Léman. Les valeurs représentent la somme de teneurs des 7 PCB indicateurs mesurés. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure 7 : Spatial distribution of the sum of the 7 PCB-indicator in Lake Geneva surface sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity.

4.4.3 Les polybromodiphényléthers (PBDE)

Les PBDE sont des substances utilisées comme additifs retardateurs de flamme dans les plastiques et les textiles. Comme pour les PCB, il existe 209 congénères qui se répartissent (avec entre parenthèses les congénères mesurés dans la présente étude) en tétra- (BDE-47), penta- (BDE99 et 100), hexa- (BDE153 et 154), hepta- (BDE183), octa-, nona- et décaBDE (DeBDE ou BDE-209). Les mélanges commerciaux sont les PentaBDE, OctaBDE et DécaBDE. Le DeBDE a été le principal PBDE produit et utilisé au niveau européen (91% des PBDE utilisés) et mondial (plus de 80%).

Les formes tétra, penta, hexa et heptabromodiphényléther ont été ajoutées en 2009 à l'annexe A de la Convention de Stockholm sur les POPs (substances à éliminer de la production et de l'utilisation du fait de leur toxicité pour les organismes, leur persistance, bioaccumulation, bioamplification et transport à longue distance dans l'environnement). Le BDE-209 (ou DeBDE) n'entre pas dans cette catégorie car il semblait moins biodisponible, toxique et moins susceptible d'être transporté sur de longues distances. Cependant des études récentes montrent que ce n'est pas le cas (Vonderheide et al 2008). Les formulations penta et octa ont été bannies de l'UE en 2004 ; le BDE-209 sera soumis à de fortes restrictions d'utilisation dans l'UE dès 2019, et se trouve dans la « liste des substances extrêmement préoccupantes » de l'ordonnance suisse sur le produit chimique (OChim 2017).

Les concentrations en PBDE varient entre 0.001 $\mu\text{g/kg}$ (BDE-28) et 1.21 $\mu\text{g/kg}$ (BDE-99) pour les 7 PBDE indicateurs (Tableau 7, et Tableau A6 en annexe pour l'ensemble des résultats), et entre 0.25 $\mu\text{g/kg}$ et 71.35 $\mu\text{g/kg}$ pour le BDE-209. La prédominance du BDE-209 sur les autres congénères analysés se reflète par une concentration de 2.6 à 26.4 fois plus élevée du BDE-209 que la somme de ces derniers.

Tableau 7 : Synthèse des résultats d'analyse des PBDE des sédiments superficiels prélevés en 2015. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy.

Table 7 : Synthesis of PBDEs results in surface sediments sampled in 2015. Sample 53 has been collected in Vidy Bay; it contains generally more elevated concentrations than the other lake sites.

PBDE	Minimum (µg/kg)	Médiane (µg/kg)	Maximum (hors éch. 53) (µg/kg)	Echantillon 53 (µg/kg)
BDE-28	0.001	0.01	0.02	0.02
BDE-47	0.016	0.04	0.10	0.84
BDE-99	0.020	0.04	0.12	1.21
BDE-100	0.005	0.01	0.03	0.23
BDE-153	0.002	0.01	0.02	0.16
BDE-154	0.002	0.01	0.02	0.10
BDE-183	0.003	0.01	0.03	0.15
∑ 7 PBDEi	0.053	0.12	0.30	2.70
BDE-209	0.246	0.68	3.51	71.35

La répartition spatiale de la somme des 7PBDEi montre une répartition assez homogène (Figure 8), sans nette tendance longitudinale comme celle observée pour les PCB et les métaux. Les plus fortes concentrations sont mesurées dans la Baie de Vidy (2.7 µg/kg) et à ses abords (0.19 à 0.30 µg/kg), ainsi qu'au large d'Évian (0.28 µg/kg). La répartition du DeBDE est également assez homogène, avec de fortes concentrations dans la région de la Baie de Vidy (maximum de 71.35 µg/kg), et une valeur élevée dans la Baie d'Excenevex (éch. 26, 2.91 µg/kg) (Figure A18).

Les valeurs guides canadiennes pour les sédiments (Environnement Canada, 2013) sont dépassées dans l'échantillon de la Baie de Vidy pour les congénères BDE-99 (0.4 µg/kg) et BDE-209 (19 µg/kg).

Les comparaisons avec d'anciennes mesures sont délicates à effectuer car les méthodes d'extraction et d'analyses ne sont pas exactement identiques. Toutefois on peut observer que les concentrations de 2015 des différents congénères sont en général inférieures à celle mesurées en 2007 sur 5 sites (Edder et al 2008), avec les mêmes congénères prédominants, soit dans l'ordre décroissant : BDE-209 >> BDE-99 > BDE-47 > BDE-100.

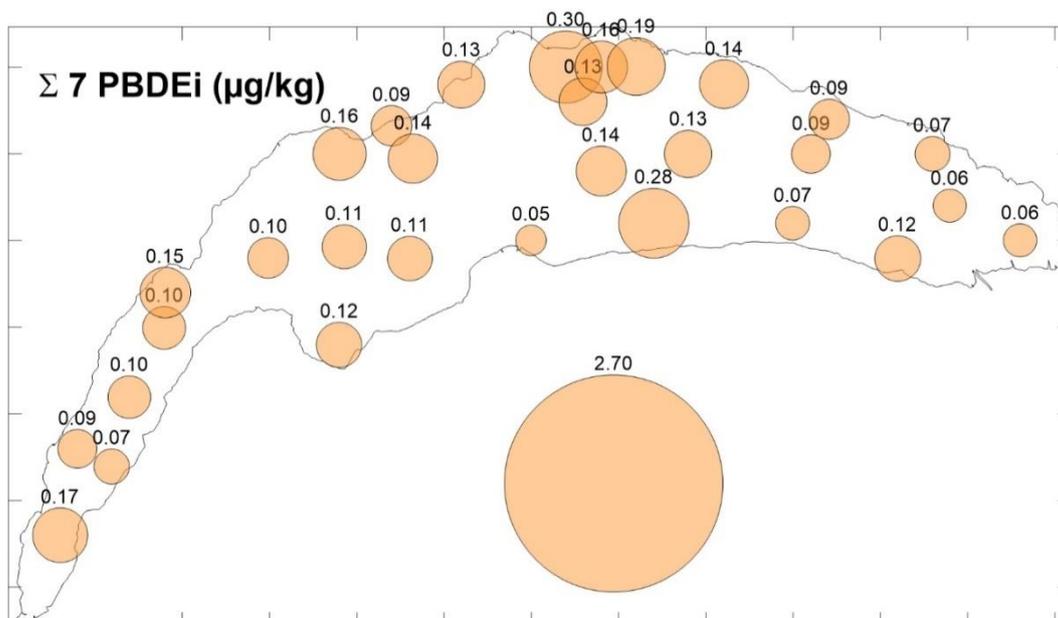


Figure 8 : Distribution spatiale de la somme des 7 PBDE indicateurs (soit sans BDE-209) dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure 8 : Spatial distribution of the sum of the 7 PBDE-indicator (without BDE-209) in Lake Geneva surface sediments. Value of sample 53 is shown outside the lake limits for clarity.

4.4.4 Les pesticides (DDT, ...)

Plusieurs pesticides susceptibles de se retrouver dans les sédiments en fonction de leurs propriétés chimiques ont été analysés (Tableau A7 en annexe pour l'ensemble des résultats). Ils sont classés comme POP dans la Convention de Stockholm, soit dans l'annexe A (interdiction de fabrication et d'utilisation) soit dans l'annexe B pour le DDT* (restriction).

- Le *dichlorodiphényltrichloroéthane*, plus connu sous le nom de DDT a été utilisé comme insecticide et acaricide vers la fin des années 30, et interdits en 1988 en France et en 1986 en Suisse. Le DDT est un mélange de trois isomères : p,p'-DDT, l'o,p'-DDT et l'o,o'-DDT. Le DDT technique est un mélange contenant environ 85% de p,p'-DDT et 15% de o,p'-DDT. Les produits de décomposition dans l'environnement sont le dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) et le dichlorodiphényl-dichloroéthane (DDD). Ces substances sont eux aussi hautement persistantes et possèdent des propriétés physiques, chimiques et écotoxicologiques similaires au DDT.
- L'*endosulfan* est un insecticide organochloré interdit dans l'UE depuis 2005, en Suisse depuis 2004. Il est présent sous forme de deux isomères, α et β .
- L'*hexachlorobenzène* (HCB) est un composé dérivé du benzène, utilisé comme fongicide.
- L'*hexachlorocyclohexane* (HCH) est une substance faisant partie des organochlorés. Il existe 7 isomères (α à ν). L'isomère γ est connu sous le nom de lindane et utilisé comme insecticide.
- L'*heptachlore* est un insecticide organochloré de première génération. Il est interdit en Suisse et en France depuis l'entrée en vigueur de la Convention de Stockholm en 2004. Son produit de dégradation est l'époxyde d'heptachlore.
- Le *pentachlorobenzène* est un organochloré que l'on retrouve en petite quantité dans un fongicide appelé quintozène (pentachloronitrobenzène). Il est également présent dans plusieurs herbicides, pesticides et fongicides.

Tous les pesticides recherchés dans les sédiments ont été détectés (Tableau 8). Les concentrations les plus élevées concernent le DDT* (somme des isomères de DDT, DDE et DDD), avec des valeurs variant entre 0.53 et 9.35 µg/kg. Les sédiments contiennent également du HCH (max. 1.90 µg/kg, en majorité du lindane) et de HCB (max. 0.60 µg/kg). La distribution spatiale du DDT* (Figure 9) montre une augmentation d'est en ouest, avec un fort gradient (facteur 10). Les plus fortes valeurs sont observées dans la Baie de Vidy, au large d'Allaman (éch. 29 et 32), et au milieu du Petit-lac. Pour les autres pesticides (Figure A19 à A23), la distribution est plus homogène, avec comme point remarquable un site au large de Nyon qui présente des valeurs généralement plus élevées en heptachlore (Figure A22) et pentachlorobenzène (Figure A23), ce dernier étant le plus concentré dans la Baie de Vidy.

Les résultats des mesures des pesticides ne sont pas comparables avec ceux de l'étude de 2007 (Edder et al 2008) car les limites de quantification étaient plus élevées et tous les résultats inférieurs à ces limites. Les résultats de la présente étude étant également tous inférieurs aux limites de quantification de l'étude précédente, les deux séries sont néanmoins cohérentes.

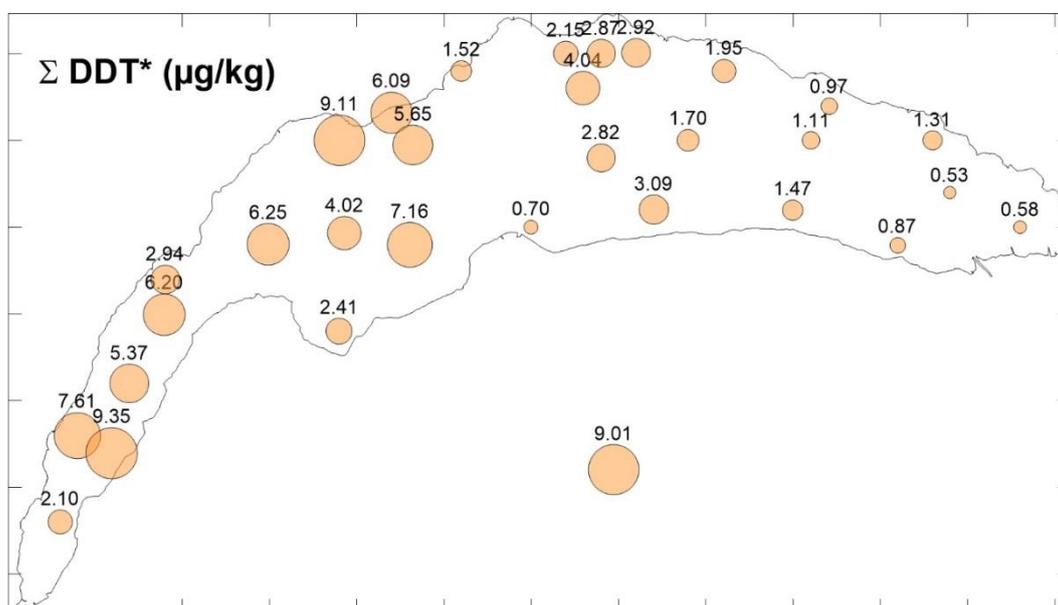


Figure 9 : Distribution spatiale de la somme des DDT dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure 9 : Spatial distribution of the sum of DDT in Lake Geneva surface sediments. Value of sample 53 is shown outside the lake limits for clarity.

Par contre on observe une très nette diminution des concentrations de la somme des DDT et du HCB depuis la première étude en 1978, pour laquelle 80 échantillons de surface avaient été analysés (Thomas et al 1984). La concentration moyenne en DDT était alors de 9.8 ± 5.8 µg/kg, avec un maximum de 37 µg/kg, cette dernière valeur étant retrouvée déjà dans la Baie de Vidy. Pour le HCB, la quasi-totalité des échantillons de 1978 contenaient des teneurs mesurables, entre 0.1 et 3.1 µg/kg avec une moyenne de 1.0 µg/kg. Les concentrations actuelles sont nettement inférieures avec un maximum de 0.6 µg/kg et une médiane de 0.18 µg/kg, soit un facteur 5 inférieur.

Lorsqu'elles existent, les valeurs guide TEC ne sont dépassées que pour le DDT* (5.28 µg/kg) en quelques sites de la partie ouest du lac et dans la Baie de Vidy, et les ISQG pour le HCH sur une majorité des sites (Figure A21), et l'heptachlore au large de Nyon.

Tableau 8 : Synthèse des résultats d'analyse des pesticides des sédiments superficiels prélevés en 2015. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy.

Table 8 : Synthesis of pesticides results in surface sediments sampled in 2015. Sample 53 has been collected in Vidy Bay.

Pesticides	Minimum (µg/kg)	Médiane (µg/kg)	Maximum (hors éch. 53) (µg/kg)	Echantillon 53 (µg/kg)	ISQG ¹ (µg/kg)	TEC ²	PEC ²
∑ DDT*	0.53	2.87	9.35	9.01	1.2 – 3.5 ³	5.28	572
∑ endosulfan	0.02	0.07	0.23	0.24			
HCB	0.08	0.18	0.60	0.30			
∑-HCH	0.21	0.43	1.03	0.43	0.94	2.37	4.99
∑ HCH	0.43	0.86	1.90	0.83			
∑ heptachlore	0.007	0.025	0.37	0.034	0.60	2.47	16
Pentachloro-benzène	0.001	0.004	0.050	0.297			

∑ DDT* indique la somme des isomères du DDT et de ses produits de dégradation (DDE, DDD)

¹ ISQG « interim sediment quality guidelines » (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001).

² TEC “threshold effect concentration”, PEC “probable effect concentration” MacDonald et al (2000)

³ 4.8 µg/kg pour DDT, 6.8 µg/kg pour DDE et 8.5 pour DDD.

4.4.5 Les plastifiants et solvants (phtalates, ...)

L'hexachlorobutadiène (HCB) est un solvant organochloré utilisé entre autres en tant qu'intermédiaire de fabrication du caoutchouc naturel, synthétique et d'autres polymères. Il est un sous-produit dans la production de PVC. Il est classé comme POP dans la Convention de Stockholm (annexe A). Il a été mesuré dans tous les échantillons (Tableau A8 en annexe pour l'ensemble des résultats) en très faible concentration (médiane 0.006 µg/kg), avec deux sites qui montrent des valeurs nettement plus élevées : l'une au large de l'embouchure de la Dranse (0.052 µg/kg) et l'autre à Meillerie (0.044 µg/kg) (Figure A24). Les mesures de ce contaminant sont les premières dans les sédiments du Léman. INERIS propose une valeur seuil pour le sédiment en dessous de laquelle il n'y a probablement pas d'effet (PNEC) de 107 µg/kg, soit très largement au-dessus de valeurs observées dans le Léman.

La valeur plus élevée à l'embouchure de la Dranse peut être reliée à la présence d'une industrie de fabrication de PVC à proximité.

Le phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP) est notamment utilisé comme additif plastifiant, et est considéré comme perturbateur endocrinien avec diminution de la production de la testostérone. Il est retiré progressivement du marché européen entre 2014 et 2015, sauf autorisation spéciale. Il a été pendant longtemps le phtalate le plus utilisé dans l'industrie, progressivement remplacé ces dernières années par d'autres phtalates (DiNP et le DiDP).

Les concentrations observées varient entre 30 et 7080 µg/kg, avec une médiane à 90 µg/kg. La tendance est - ouest est marquée par des concentrations dans la partie orientale du Grand-lac deux à quatre fois plus basses que dans le reste du lac. Le site de la Baie de Vidy montre une concentration extrême de 7080 µg/kg, environ 80 fois la valeur médiane. (Figure A25)

Les mesures de 2007 (Edder et al 2008) étaient plus élevées, variant entre 142 µg/kg aux Grangettes et 13'093 µg/kg dans la Baie de Vidy, mais restent dans les mêmes ordres de grandeur et une tendance spatiale similaire.

4.4.6 Les substances supplémentaires pour l'étude exploratoire (dioxines, furanes, ...)

Les substances susceptibles d'être présentes dans les sédiments et potentiellement dangereuses pour la faune benthique et aquatique, et pour lesquelles peu ou aucune information préalable n'était disponible comprennent :

- les *polychlorodibenzo-dioxines* (PCDD, 7 congénères) et des *polychlorodibenzo-furanes* (PCDF, 10 congénères), produits en particulier lors de la combustion de PCB, PVC, par exemple dans les incinérateurs de déchets industriels, hospitaliers et ménagers, dans l'industrie métallurgique, mais également par la circulation automobile.
- les *hexabromocyclododécanes* (HBCDD, 3 isomères), retardateurs de flamme bromés. Les matériaux de construction sont à l'origine de la majorité des émissions d'HBCDD et la moitié des rejets totaux sont dus à des émissions atmosphériques diffuses provenant des panneaux d'isolation en polystyrène expansé et extrudé installés. Ces substances sont des POP (annexe A) selon la Convention de Stockholm.
- les *acides et sulfonates perfluorés* (désignés sous le terme générique « PFAA », incluant dans la présente étude 9 acides carboxyliques, et 5 acides sulfoniques, dont le perfluorooctane sulfonate - PFOS), substances utilisées dans plusieurs industries: elles permettent notamment d'imperméabiliser les textiles, les moquettes et les papiers. Elles sont utilisées dans les domaines de la galvanoplastie, de la photographie et des semi-conducteurs, dans les mousses anti-incendie, les retardateurs de flammes, comme ingrédients actifs dans les pesticides et les insecticides, dans des produits de nettoyage industriels et domestiques (INERIS 2012a). Les PFOS sont inscrits depuis 2009 à l'annexe B de la Convention de Stockholm.

Tableau 9: Synthèse des résultats de l'analyse des substances de l'étude exploratoire des sédiments superficiels prélevés en 2015. L'échantillon 53 représente la Baie de Vidy. Les concentrations sont en µg/kg, sauf pour les dioxines et furanes exprimées en ng/kg.

Table 9: Synthesis of results for the exploratory study of surface sediments sampled in 2015. Concentration are expressed in µg/kg, except for dioxins and furans (ng/kg).

Substances	Éch. 8 Petit-lac (GE3)	Éch. 32 Allaman (Grand-lac)	Éch. 49 Centre du lac (SHL2)	Éch. 53 Baie de Vidy	Éch. 78 (Haut-lac)
Σ PCDD (ng/kg)	541	270	260	1294	23
Σ PCDF (ng/kg)	101	78	65	833	6
OMS-TEQ ₂₀₀₅ (ng/kg) PCDD/F	11.1± 9.1	8.6± 7.1	6.1± 5.0	75.5±62.3	6.6±5.5
Σ HBCDD (µg/kg)	1.4	0.5	0.7	664	0.8
PFOS (µg/kg)	2.98	2.15	1.85	0.64	2.14
PFDA (µg/kg)	0.43	0.31	0.23	0.11	0.30
PFUnDA (µg/kg)	0.41	0.26	0.55	0.11	0.21
PFDoDA (µg/kg)	0.22	0.23	0.36	0.47	<0.09

PFOS : Perfluorooctanesulfonate ; PFUnDA : Acide perfluoroundécanoïque ; PFDoDA : Acide perfluorododécanoïque

Les dioxines et furanes ont été retrouvés dans les 5 échantillons, avec des fortes concentrations (maximum 1294 ng/kg) sur le site de la Baie de Vidy (Tableau 9, et Tableau A9 en annexe pour l'ensemble des résultats). A partir de ces valeurs, des équivalents toxiques sont déterminés, en fonction de la concentration et de la toxicité relative de chaque congénère (Van den Berg et al. 2006). Les valeurs guides canadiennes donnent une valeur de ISQG de 0.85 ng-TEQ/kg, et une limite d'effet probable (PEL) de 21.5 ng-TEQ/kg. Tous les sites sont au-dessus de la valeur guide, et le site de Vidy largement au-dessus de la limite d'effet probable. La portée de cette évaluation sur les risques est toutefois limitée, ces équivalents toxiques étant développés pour les mammifères et les humains (Van den Berg et al. 2006).

La somme des 3 isomères HBCDD (retardateurs bromés) montre une concentration beaucoup plus élevée sur le site de Vidy (664 µg/kg), comme observé avec les PBDE mais d'un ordre de grandeur plus élevé. Cette valeur est cependant inférieure à la valeur guide de qualité de 860 µg/kg proposée par INERIS (2012b).

Finalement sur les 14 substances perfluorées analysées, seuls 4 composés ont été détectés à des concentrations plus élevées que les limites de quantification (Tableau 9 et Tableau A10 en annexe pour l'ensemble des résultats). La substance la plus présente est le PFOS avec des teneurs variant entre 0.64 et 2.98 µg/kg, alors que les concentrations des autres substances sont inférieures à 1 µg/kg. Pour ces substances, les variations entre échantillons sont relativement faibles, et la Baie de Vidy ne présente pas de teneurs plus élevées que les autres sites. Les valeurs des PFAA mesurées dans le Léman se situent dans la gamme des valeurs (jusqu'à 17 µg/kg) des milieux aquatiques récemment échantillonnés en France (Munoz et al. 2015), avec toutefois des concentrations dans la gamme supérieure des observations.

4.5. TEST DE TOXICITÉ CHRONIQUE SUR LA SURVIE ET LA CROISSANCE DES OSTRACODES

Les réponses des tests obtenus sur les sédiments témoin et sur l'ensemble des échantillons de sédiment du lac sont présentés dans le Tableau A11 en annexe. Au total, 8 séries de tests incluant 8 témoins ont été réalisées afin de pouvoir tester les 30 échantillons (voir Figure 2, sauf éch. 46). D'une manière générale, les critères de validité (en fin de test, mortalité < 20% et croissance au moins 1.5 fois plus grande que la longueur moyenne des organismes en début de test) établis selon la norme ISO 14371 ont été respectés pour l'ensemble des tests effectués sur le sédiment témoin. Le pourcentage de mortalité était généralement inférieur à 12% et la longueur était en moyenne 4 fois supérieure en fin de test.

Le pourcentage de mortalité ainsi que celui de l'inhibition de croissance normalisé par rapport au témoin pour chacun des échantillons testés ont été comparés respectivement à des seuils de significativité biologiques (Feiler et al., 2013). Ces seuils permettent d'apprécier le niveau de toxicité du sédiment pour le critère mesuré. A partir de ces seuils, 3 catégories d'effet ont été définies pour cette étude. Pour la mortalité, les seuils correspondaient à 20% et 30% : en dessous de 20%, la mortalité est considérée comme non significative (catégorie 1) par rapport à celle du témoin (cf. critère de validité du test de la norme ISO 14371) ; entre 20 et 30%, la mortalité est considérée comme moyennement significative (catégorie 2) ; et au-delà de 30% comme fortement significative (catégorie 3). Ce seuil de 30% correspond au critère de la norme ISO 14371 indiquant qu'au-delà, il n'est pas recommandé de mesurer la croissance compte tenu de l'effet aigu observé.

Pour l'inhibition de la croissance, les seuils correspondaient à 35% et 70%. De la même manière, en dessous de 35%, l'effet sur la croissance est considéré comme non significatif (catégorie 1), entre 35% et 70% moyennement significatif (catégorie 2) et au-delà de 70% fortement significatif (catégorie 3). Le seuil de 35% a été établi pour le test ostracode par Casado-Martinez et al. (2016). Ce seuil référentiel permet d'intégrer la variabilité naturelle de la croissance des ostracodes liée aux caractéristiques géochimiques des sédiments (granulométrie, matière organique...) et de discriminer entre ces effets par rapport à ceux d'une contamination chimique. Arbitrairement pour cette étude, le seuil de 70% correspond au double du seuil établi par Casado-Martinez et al. (2016). Enfin, la confrontation des résultats à ces différents seuils a permis d'établir 3 classes de qualité écotoxicologique des sédiments pour les ostracodes. Ces classes ont été établies comme suit :

- Classe 1 : bonne qualité (mortalité et croissance sont en catégorie 1)
- Classe 2 : qualité moyenne (au moins un effet mesuré en catégorie 2)
- Classe 3 : mauvaise qualité (au moins un effet mesuré en catégorie 3)

La figure 10 montre la distribution spatiale de la qualité écotoxicologique des sédiments pour les ostracodes dans le Léman. Cette carte de distribution spatiale montre une dégradation de la qualité écotoxicologique des sédiments de l'est vers l'ouest avec quelques spots montrant une mauvaise qualité des sédiments, plutôt sur les sites proches des côtes. Cette tendance générale est semblable à celle observée du point de vue de la contamination chimique, même si des différences d'appréciation de la qualité des sédiments pour certains points peuvent exister entre les résultats chimiques et ceux des tests sur les ostracodes.

Par exemple, le point 53 dans la baie de Vidy considéré comme le plus contaminé du lac apparaît comme étant de bonne qualité selon les résultats obtenus avec les ostracodes. Ou au contraire, le point 71 peu contaminé apparaît comme étant de mauvaise qualité. Ce résultat paradoxal peut être lié à la quantité de matière organique plus élevée (LOI = 11.5%) par rapport aux autres sites, rendant moins biodisponibles les contaminants pour les ostracodes (Simpson and Batley, 2007). Par ailleurs, la qualité (origine, composition, etc.) de la matière organique pourrait également jouer un rôle sur la biodisponibilité des contaminants étant donné que ce point est sous l'influence des rejets de la station d'épuration de Lausanne (Gourlay et al, 2003).

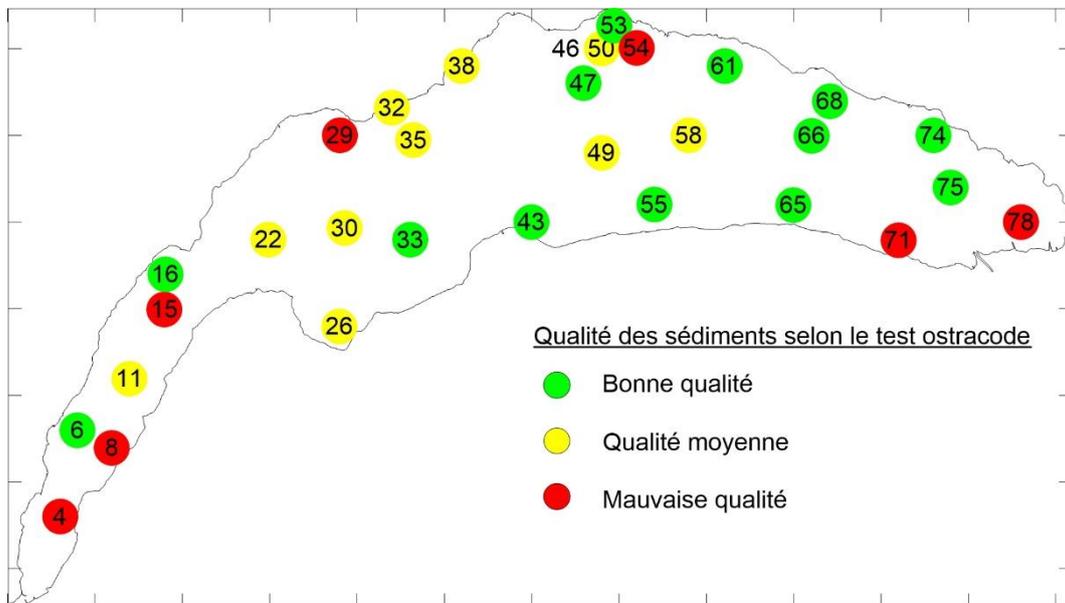


Figure 10 : Distribution spatiale de la qualité écotoxicologique des sédiments superficiels du Léman obtenue à l'aide du test de toxicité chronique sur la survie et la croissance des ostracodes. Le point 46 n'a pas été testé. Les nombres correspondent au numéro de l'échantillon.

Figure 10 : Spatial distribution of the ecotoxicological quality in Lake Geneva surface sediments, determined with ostracoda chronic toxicity test. Sample 46 was not tested. Values correspond to sample number. Green, yellow and red dots correspond to good, medium and poor sediment quality, respectively.

5. DISCUSSION

5.1. ANALYSE DES CORRÉLATIONS ENTRE SUBSTANCES ET DES SIMILITUDES ENTRE ÉCHANTILLONS

Les corrélations linéaires entre les substances ou groupes de substances montrent une forte corrélation entre la teneur en matière organique et les métaux (Hg, Zn) et les polluants organiques, les coefficients de corrélation r variant entre 0.37 et 0.79 (p -valeur < 0.05). Seuls le BDE-209, Σ endosulfan, Σ heptachlore ne montrent pas de corrélation avec la matière organique.

Ainsi il est probable que la distribution spatiale des contaminants organiques soit en partie réglée par la déposition de la matière organique, et donc que la répartition spatiale ne puisse pas être directement utilisée pour identifier les sources de contaminants. Cet effet de co-variation peut être éliminé en normalisant les concentrations des substances par la teneur en carbone organique de l'échantillon. Avec cette normalisation, on observe toutefois que les tendances spatiales dans la distribution des substances ne changent pas fondamentalement par rapport aux valeurs non normalisées, sauf essentiellement pour le HCB et la somme des HCH (Figure 11) qui montrent des concentrations élevées dans la partie orientale du Grand-lac.

Ainsi l'interprétation des résultats pour une étude détaillée des sources de contaminants doit tenir compte de cet effet.

Afin de regrouper les sites qui présentent des similitudes dans leurs teneurs en contaminants, une classification ascendante hiérarchique (*hierarchical cluster analysis*) a été effectuée, basée sur les résultats des substances ou groupe de substances suivants : PINA, Hg, Zn, Σ PCBi, Σ PBDEi, BDE-209, Σ DDT*, Σ HAP, Σ HCH, Σ endosulfan, Σ heptachlore, DEHP, et HCB. Cette méthode statistique de regroupement des échantillons minimise les différences à l'intérieur des groupes (*cluster*) et maximalise les différences entre les groupes.

Quatre groupes d'échantillon sont identifiés (Figures A26 et 12), avec une répartition spatiale déjà anticipée au long de l'analyse de la répartition des différents polluants. Ces groupes sont caractérisés par des teneurs décroissantes en contaminants. Ainsi on distingue 1) l'échantillon 53 de la Baie de Vidy seul membre du groupe ; 2) 5 échantillons situés sur la zone côtière entre Allaman et Morges, ainsi qu'au milieu du Petit-lac ; 3) 14 échantillons de la partie ouest du Grand-lac et l'entrée du Petit-lac, avec également l'échantillon 55 au large d'Evian ; 4) 11 échantillons à l'est et au centre du Grand-lac, à l'embouchure de la Dranse et celui situé l'extrémité du Petit-lac.

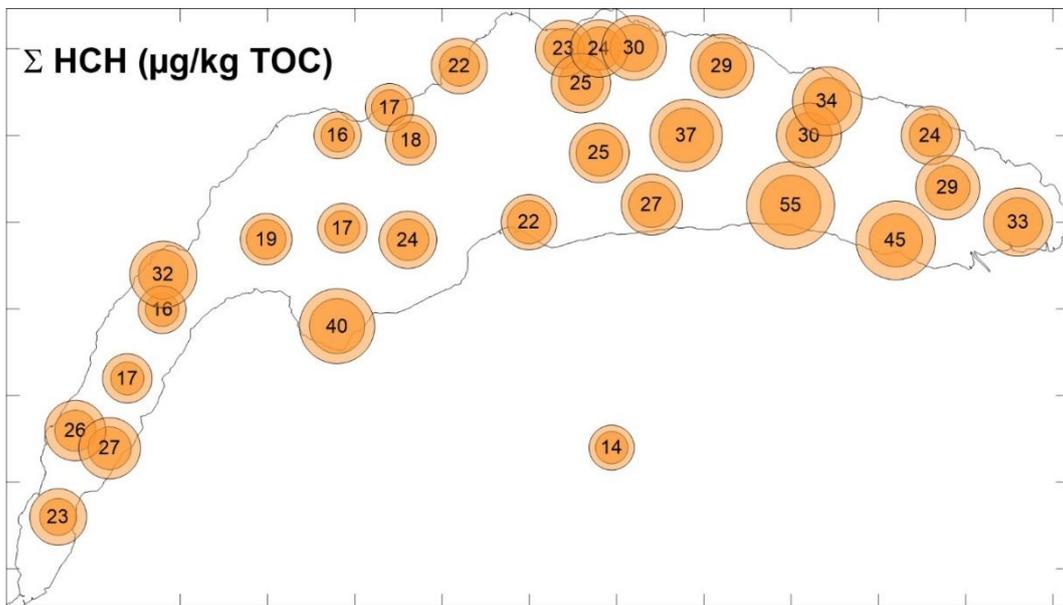


Figure 11: Distribution spatiale de la somme des isomères d'hexachlorocyclohexane HCH dans les sédiments superficiels du Léman. Les concentrations sont normalisées par la teneur en carbone organique total (TOC) pour éliminer l'effet de l'adsorption privilégiée des contaminants sur la matière organique. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité. Les valeurs indiquent la somme des isomères d'HCH. Le cercle intérieur foncé indique la proportion de lindane (γ -HCH).

Figure 11 : Spatial distribution of the sum HCH isomers in Lake Geneva surface sediments. Concentrations are normalised to the total organic carbon to take into account the preferential adsorption of this contaminant on organic matter. Value of sample 53 is shown outside the lake limits for clarity. Values indicate the sum of HCH, the internal circle the proportion of lindane (γ -HCH).

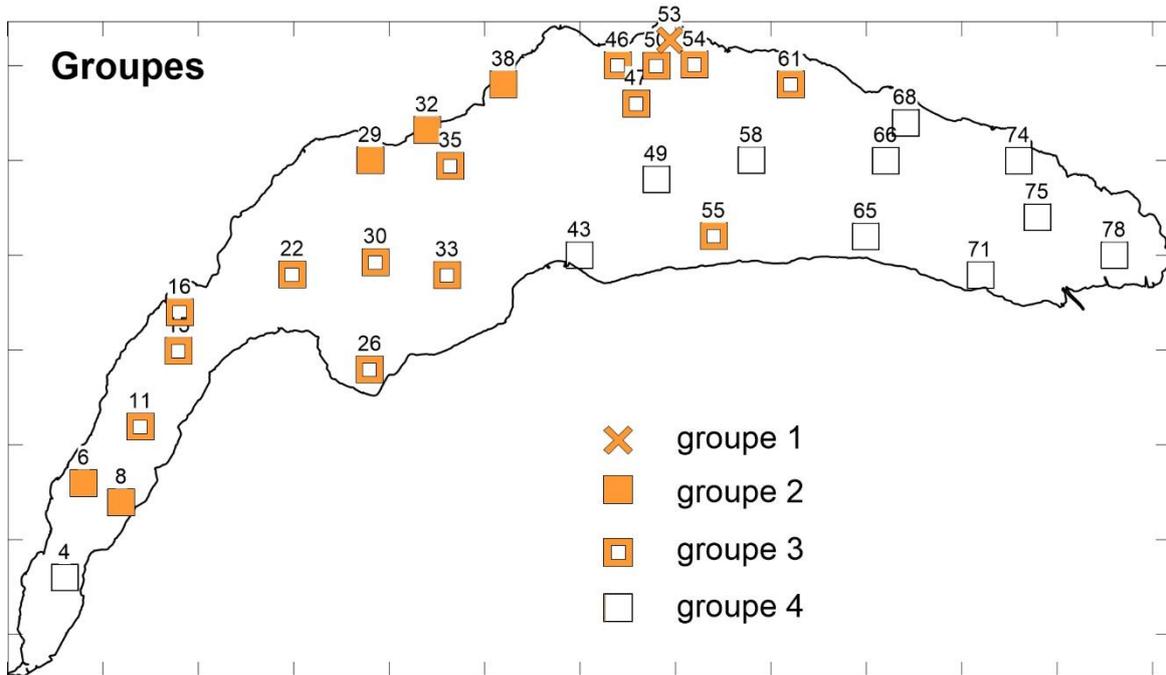


Figure 12 : Répartition spatiale des 4 groupes de sites identifiés à partir des teneurs en différents contaminants des sédiments superficiels du Léman. Les distances statistiques entre les échantillons des groupes sont présentées dans la figure A26 et annexe.

Figure 12 : Spatial distribution of the 4 clusters determined from the contaminant concentrations in Lake Geneva surface sediments. Statistical heights between samples are presented in figure A26.

5.2. EVALUATION DE L'ÉCOTOXICITÉ POTENTIELLE À PARTIR DES ANALYSES CHIMIQUES

Afin d'évaluer dans un premier temps la toxicité potentielle des sédiments pour les organismes benthiques, un « mean Sediment Quality Guideline Quotient » (mSQGQ, Long et al 2006), moyenne arithmétique des rapports entre la concentration mesurée dans l'échantillon pour une substance et sa valeur guide (ici la PEC « probable effect concentration »), est calculé pour chaque échantillon pour lequel les concentrations en métaux trace et en polluants organiques ont été mesurées. Ce quotient moyen est calculé selon l'équation:

$$mSQGQ = \frac{\sum \left(\frac{C_{i \text{ éch}}}{C_{i \text{ PEC}}} \right)}{n}$$

Avec $C_{i \text{ éch}}$ et $C_{i \text{ PEC}}$ les concentrations du contaminant i dans l'échantillon et sa valeur PEC (« probable effect concentration ») selon MacDonald et al (2000), respectivement, et n le nombre de contaminants pour lesquels une PEC est proposée et la relation avec l'incidence de toxicité évaluée (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, Σ HAP, Σ PCB).

Les valeurs varient entre 0.11 et 0.75 avec une médiane de 0.24. Comme pour de nombreux contaminants, on observe une tendance à l'augmentation d'est en ouest, et une valeur élevée pour le site de la Baie de Vidy (Figure 13).

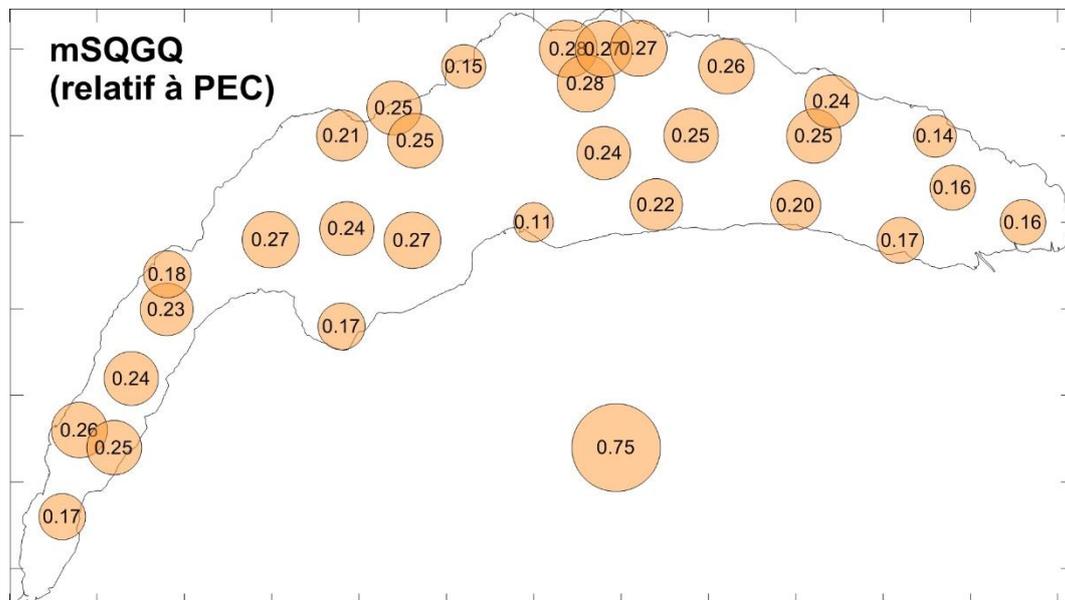


Figure 13 : Distribution spatiale du mSQGQ (« mean sediment quality guideline quotient » Long et al. 2006) dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure 13 : Spatial distribution of mSQGQ (mean sediment quality guideline quotient, Long et al. 2006) in Lake Geneva surface sediments. Value of sample 53 is shown outside the lake limits for clarity.

L'interprétation de ces résultats sur l'écotoxicité réelle doit être prudente car l'application des mSQGQ se base sur les hypothèses suivantes (Long et al 2006) : 1) additivité des effets (pas d'effets synergétiques ou antagonistes) ; 2) mode d'action similaire (aigu ou chronique) dans les sédiments que dans les tests utilisés pour estimer les effets, ne sont pas compris entre autres les effets tératogènes, mutagènes, carcinogènes ; 3) causalité, la toxicité observée est attribuée aux substances toxiques présentes dans les sédiments, même si toutes les substances toxiques n'ont pas été analysées, car en général pour un groupe de substances, les concentrations covarient positivement. Ainsi le quotient moyen n'est pas un bon prédicteur de la toxicité vis à vis du benthos sur des sites contaminés par un polluant particulier ou dominant ; et 4) un risque relatif de toxicité identique implique que des sédiments présentant une même valeur de quotient moyen mais résultant d'un mélange différent de substances toxiques auront le même effet.

Ingersoll et al (2001) ont montré dans une compilation de plus de 1600 données de sédiments, une augmentation de l'incidence de toxicité avec l'augmentation du quotient moyen (pour les métaux, HAP et PCB), particulièrement pour des valeurs > 0.5. Par exemple, dans les Grands lacs canadiens, le test sur la survie ou croissance des chironomes indiquent une incidence de toxicité passant de 14%, à 20% et à 51% pour des quotients moyens < 0.1, entre 0.1 et 0.5, et entre 0.5 et 1, respectivement. Cependant l'augmentation de l'incidence de toxicité n'est pas toujours marquée dans la gamme 0.1-0.5. Ainsi seul le site de la Baie de Vidy pourrait présenter des concentrations en métaux, HAP et PCB susceptibles d'induire une augmentation significative de la toxicité pour les organismes benthiques.

La présence d'autres contaminants et des effets synergétiques ou antagonistes sur la toxicité doivent aussi être pris en compte dans une évaluation globale. Ainsi on observe que plus de la moitié des échantillons testés pour leurs effets toxiques sur les ostracodes montre une incidence moyenne à forte, mais qu'il n'y a pas de corrélation simple entre les résultats des analyses chimiques et ceux des tests sur les ostracodes. Par exemple la médiane du mSQGQ n'est pas significativement différentes pour les échantillons classés en qualité bonne, moyenne et mauvaise. Parmi tous les paramètres et substances analysés, les seules tendances observées sont que les échantillons les plus toxiques se situent près des côtes, et plutôt dans la moitié ouest du lac pour les échantillons de qualité moyenne à mauvaise. Une étude plus détaillée des relations entre les deux approches est nécessaire pour comprendre leurs liens.

L'approche écotoxicologique utilisée dans cette étude était exploratoire et ne faisait appel qu'à un seul test. Dans une démarche d'évaluation plus complète, l'utilisation d'une batterie de différents tests écotoxicologiques est requise afin de mieux appréhender la qualité des sédiments et de diminuer l'incertitude sur le diagnostic lors de la confrontation des résultats chimiques et biologiques (Babut et al., 2016). Cette batterie devrait couvrir différentes voies d'exposition aux contaminants dans les sédiments ainsi que différents effets à différents niveaux trophiques.

Par ailleurs, les tests écotoxicologiques sont plutôt des indicateurs de toxicité directe des contaminants présents dans les sédiments vis-à-vis des espèces testées. Cependant, certains composés organiques présents dans le sédiment (par ex. les PCB) peuvent exercer une toxicité indirecte. C'est-à-dire qu'ils peuvent être transférés le long des chaînes trophiques en étant peu toxiques pour les premiers maillons de la chaîne et bien plus pour les maillons supérieurs en s'y accumulant à de fortes concentrations. Dans ce cas de figure la bioamplification devient un critère plus intéressant à évaluer que la toxicité directe. Le suivi des concentrations dans le biote de certains contaminants retrouvés à des quantités non négligeables dans le compartiment sédimentaire (et dans la mesure du possible la confrontation des données aux NQE existantes) constitue un élément pertinent dans l'évaluation de la qualité des sédiments, d'autant plus que la mesure intègre la biodisponibilité vraie du contaminant suivi. Ceci pourrait concerner par exemple l'HBCDD dans cette étude. Pour rappel, la concentration de la somme des 3 isomères HBCDD dans la baie de Vidy était de 664 µg/kg (poids sec), proche mais inférieure à la valeur guide de qualité de 860 µg/kg proposée par INERIS (2012b) pour la protection des organismes benthiques, alors que la NQE pour le biote est à 167 ng/g (poids frais).

6. CONCLUSIONS

Les sédiments de surface du Léman contiennent un mélange complexe de contaminants métalliques et organiques. La quasi-totalité des éléments et molécules recherchés ont été détectés dans des proportions très variables : parfois en très faible quantité, proches de la limite de quantification (par exemple l'hexachlorobutadiène), parfois en plus fortes concentrations, par exemple les HAP.

Pour les métaux et le phosphore inorganique non apatitique, la tendance générale est une augmentation des concentrations avec l'éloignement de l'embouchure du Rhône, à laquelle se superpose une zone localisée de forte contamination dans la Baie de Vidy. On observe généralement peu de variations par rapport à la situation de 1988 tant concernant les concentrations que la distribution spatiale, sauf pour le mercure qui montre une réduction générale de ses teneurs.

Pour certaines substances organiques (PCB, DDT, ...) les concentrations suivent la même tendance spatiale que les métaux, alors que pour d'autres la répartition est assez homogène avec des spots de contamination près des côtes. De plus, on observe pour les substances qui ont été mesurées lors des études précédentes, soit une diminution marquée des concentrations (p. ex. Hg, PCB, DDT, HCB), soit une légère augmentation (p. ex. Cu, Pb).

En l'absence de réglementation sur les teneurs admissibles dans les sédiments, les résultats sont comparés aux valeurs guides canadiennes et aux valeurs de TEC (*threshold effect concentration*) et PEC (*probable effect concentration*) de MacDonald et al (2000) existantes pour certaines substances. Les concentrations mesurées sont généralement en-dessous des valeurs susceptibles d'induire un effet probable sur les organismes benthiques (sauf dans la Baie de Vidy). Toutefois les tests écotoxicologiques sur ostracodes montrent une mauvaise qualité de certains sédiments, sans correspondance directe avec les résultats d'analyses chimiques. Une étude complémentaire devra être poursuivie pour éclairer ces résultats.

BIBLIOGRAPHIE

- Arbouille D, Howa H, Span D, Vernet J-P. 1989. Etude générale de la pollution par les métaux et répartition des nutriments dans les sédiments du Léman. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 1988: 139-172.
- Babut M, Ferrari B, Durand C, Devin S, Colas F, Garric J, Charlatchka R, Féraud JF, 2016. Vers une démarche graduée d'évaluation écotoxicologique des sédiments fluviaux : présentation et premiers tests. La Houille Blanche, International Water Journal, 4:85-100.
- Breivik K, Sweetman A, Pacyna JM, Jones KC, 2002. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach 1. Global production and consumption. Sci Tot Environ, 290:181-198.
- Burrus, D, Thomas RL, Dominik B, Vernet J-P, Dominik J, 1990. Characteristics of suspended sediment in the Upper Rhone River, Switzerland, including the particulate forms of phosphorus. Hydrol Processes, 4: 85-98.
- Chèvre N, Erkman S. 2011. Alerte aux micropolluants. PPUR, Lausanne, 142.
- Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001. Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Casado-Martinez MC, Burga-Perez K, Bebon R, Féraud JF, Wermeirssen E, Werner I, 2016. The sediment-contact test using the ostracod *Heterocypris incongruens* : Effect of fine sediments and determination of toxicity thresholds. Chemosphere, 151 :220-224.
- Corvi, C, Majeux C, Vogel J, 1986. Les polychlorobiphényles et le DDE dans les sédiments superficiels du Léman et de ses affluents. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 1985: 207-216.
- Dean, W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. J Sediment Res 44: 242-248.
- Dray, S, Dufour AB, 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. J Stat Soft 22: 1-20
- Edder P, Ortelli D, Klein A, Ramseier S, 2008. Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et sédiments du Léman. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 2007: 57-84.
- Edder P, Ortelli D, Klein A, 2013. Micropolluants dans plusieurs espèces de poisson du Léman. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 2012: 70-81.
- Environnement Canada, 2012. Federal Environmental Quality Guidelines. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). Canadian Environmental Protection Act, 1999, 25 p.
- Feiler U, Höss S, Ahlf W, Gilbert D, Hammers-Wirtz M, Hollert H, Meller M, Neumann-Hensel H, Ottermanns R, Seiler TB, Spira D, Heininger P, 2013. Sediment contact tests as tool for the assessment of sediment quality in German waters. Environ Toxicol Chem, 32(1): 144-155.
- Gascón Díez E, Corella J P, Adatte T, Thevenon F, Loizeau J-L, 2017. High-resolution reconstruction of the 20th century history of trace metals, major elements, and organic matter in sediments in a contaminated area of Lake Geneva, Switzerland. Appl Geochem, 78 :1-11.
- Gourlay C, Tusseau-Vuillemin M-H, Garric J, Mouchel J-M, 2003. Effect of dissolved organic matter of various origins and biodegradabilities on the bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Daphnia magna*. Environ Toxicol Chem, 22(6):1288-1294.
- Hakanson, L., 2007. Lake environments. In Perry, C. et Taylor, k. (eds). Environmental sedimentology, Blackwell Publishing, pp. 109-143.
- Hin JA, Osté LA, Schmidt CA. 2010. Guidance Document for Sediment Assessment. Ministry of Infrastructure and the Environment - DG Water, The Netherlands.
- INERIS, 2012a. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : PFOS, ACIDE, SELS ET DERIVES, DRC-12-126866-07631A, 89 p. (<http://rsde.ineris.fr/>).
- INERIS, 2012b. NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE - HEXABROMOCYCLODODECANE – N° CAS : 25637-99-4 (www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2987).

- ISO 14371. 2012. Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce envers Heterocypris incongruens (Crustacea, Ostracoda).
- Ingersoll, C G, MacDonald D D, Wang N, Crane J L, Field L J, Haverland P S, Kemble N E, Lindskoog R A, Severn C, Smorong D E. 2001. Predictions of Sediment Toxicity Using Consensus-Based Freshwater Sediment Quality Guidelines. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 41, 8–21 (2001)
- Lang C, Cordey G. 1984. Eutrophisation du Léman en 1978 et 1983 évaluée à partir des communautés de vers. Rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, Campagne 1983: 56-62.
- Lods-Crozet B, Reymond O. 2004. Réponses des communautés benthiques du Léman à l'amélioration de l'état trophique du Léman entre 1983 et 2003. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 2003 : 99-109.
- Lods-Crozet B, Reymond O. 2006. Evolution du zoobenthos profond du Léman. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 2005 : 141-146.
- Lods-Crozet B, Chevalley PA. 2016. Evolution du zoobenthos profond du Léman. Rapp Comm int prot eaux Léman contre pollut, Campagne 2015 : 132-141.
- Loizeau, J.L., Arbouille, D., Santiago, S., Vernet, J.P., 1994. Evaluation of a Wide-Range Laser Diffraction Grain-Size Analyzer for Use with Sediments. Sedimentology, 41, 353-361.
- Loizeau JL, Dominik J, Girardclos S. 2012. Taux d'accumulation de sédiments récents et bilan de la matière particulaire dans le Léman. Arch Sci, 65 : 81-92.
- Loizeau JL, Edder P, De Alencastro LF, Corvi C, Ramseier Gentile S. 2013. La contamination du Léman par les micropolluants Revue de 40 ans d'études. Arch Sci, 66 :117-136.
- Long ER, Ingersoll CG, MacDonald DD. 2006. Calculation and Uses of Mean Sediment Quality Guideline Quotients: A Critical Review. Environ Sci Technol, 40: 1726-1736.
- MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA. 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. Arch Environ Contamin Toxicol, 39: 20-31.
- Mathieu, A, Babut M, 2012. Contamination des poissons d'eau douce par des contaminants persistants : polychlorobiphényles (PCB), dioxines, furanes, mercure. Etude des relations biote-sédiment pour les PCB. Rapport du Plan national d'actions sur les PCB : exploitation des données de contamination des poissons 2008-2010, Laboratoire d'écotoxicologie, UR Milieux Aquatiques Ecologie Pollution, IRSTEA, Centre de Lyon, 42 p.
- Munoz, G., Giraudel JL, Botta F, Lestremou F, Dévier MH, Budzinski H, Labadie P, 2015. Spatial distribution and partitioning behavior of selected poly- and perfluoroalkyl substances in freshwater ecosystems: a French nationwide survey. Sci Tot Environ, 517 : 48–56.
- NCRCan. LKSD-1 to LKSD-4 Lake Sediment Samples. <http://www.nrcan.gc.ca/sites/www.nrcan.gc.ca/files/mineralsmetals/pdf/mms-smm/tect-tech/ccrmp/cer-cer/lksd-1-eng.pdf>, site accédé le 21 mars 2017.
- OChim, 2017. Ordonnance sur la protection contre les substances et les préparations dangereuses (RS 813.11).
- Poté J, Haller L, Loizeau JL, Garcia Bravo A, Sastre V, Wildi W. 2008. Effects of a sewage treatment plant outlet pipe extension on the distribution of contaminants in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. Bioresource Technol 99: 7122–7131.
- Simpson SL, Batley GE, 2007. Predicting metal toxicity in sediments: a critique of current approaches. Integr Environ Assessm Managem, 3: 18-31.
- Thomas, RL, Vernet J-P, Frank R. 1984. Sigma-DDT, PCBs, and HCB in the sediments of Lake Geneva and the upper Rhone River. Environ Geol, 5: 103-113.
- Van den Berg, M, Birnbaum LS et al., 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.
- Vonderheide, AP, Mueller KE, Meija J, Welsh GL, 2008. Polybrominated diphenyl ethers: Causes for concern and knowledge gaps regarding environmental distribution, fate and toxicity. Sci Tot Environ, 400: 425-436.
- Williams, JD, Jaquet J-M, Thomas, RL, 1976. Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Erie. J Fish Res Board of Canada, 33: 413-429.

LISTE DES PRINCIPALES ABBRÉVIATIONS DE SUBSTANCES ORGANIQUES

DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT* = somme des isomères et produits de dégradations, DDD et DDE)
DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalate
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HBCDD	Hexabromocyclododécane
HCB	Hexachlorobenzène
HCBD	Hexachlorobutadiène
HCH	Hexachlorocyclohexane
PBDE	Polybromodiphényléthers
PCB	Polychlorobiphényles
PCDD	Polychlorodibenzo-dioxines
PCDF	Polychlorodibenzo-furanes
PFOS	Perfluorooctanesulfonate

ANNEXES

Tableau A1 : Limites de quantification moyenne (LOQ) et incertitude sur les mesures des substances organiques

Table A1 : Limits of quantification and uncertainty in the determination of organics.

Substances	LOQ moyenne (µg/kg MS)	Substances	Incertitude de mesure (%)
HAP	0.15	Somme 4 HAP	20,1
PCB NDL	0.020	Benzo-a-pyène	18,8
PBDE sauf 209	0.001	OMS-PCDD/F-TEQ	17,4
BDE-209	0.005	Somme PCB-NDL	22,7
pentachlorobenzene	0.001	Somme PBDE	20,4
α-HCH	0.007	PFOS	35,8
β-HCH	0.006	DEHP	28,1
γ-HCH	0.007		
δ-HCH	0.005		
heptachlore	0.006		
cis-heptachlore epoxyde	0.001		
trans-heptachlore epoxyde	0.006		
α-endosulfan	0.012		
β-endosulfan	0.038		
p,p'-DDT	0.016		
o,p'-DDT	0.009		
p,p'-DDE	0.002		
o,p'-DDE	0.001		
p,p'-DDD	0.004		
o,p'-DDD	0.004		
HCB	2.60		
HCBD	6.28		
PCDD/F	0.05 ng/kg		
DEPH (phtalate)	1		
HBCDD	2.5 ng/kg		

Tableau A2 : Résultats des analyses sédimentologiques

Table A2 : Results of sedimentological analyses

No Ech.	X	Y	Profondeur (m)	Granulométrie				LOI 550°C (%)	CaCO3 (%)
				Argile (%)	Silt (%)	Sable (%)	Médiane (µm)		
1	501991	119975	10	2.2	52.3	45.5	49.0	5.0	48.5
2	502007	122032	42	1.7	76.9	21.4	30.4	10.6	45.0
3	502995	120980	23	1.2	82.1	16.7	30.5	8.6	57.8
4	503000	122995	46	1.5	77.9	20.7	31.3	10.0	49.9
5	502979	124983	47	1.8	82.3	15.9	27.7	9.7	44.6
6	504000	127985	55	1.2	77.9	20.9	32.7	9.2	43.0
7	504981	125506	34	1.3	86.3	12.5	29.8	8.6	52.1
8	505969	126973	62	2.0	92.6	5.4	25.1	9.6	44.9
9	506002	131944	52	1.6	87.2	11.2	28.5	8.8	42.6
10	506998	127965	65	1.3	79.2	19.4	30.9	9.8	43.6
11	506967	130973	67	1.5	80.5	18.0	30.7	9.1	43.0
12	507497	135001	29	1.2	78.6	20.2	34.3	7.5	41.3
13	507982	129942	59	1.6	87.8	10.6	27.9	9.1	38.8
14	509040	132964	61	1.6	83.9	14.5	29.1	9.1	44.0
15	508975	134961	60	3.6	78.9	17.6	25.7	7.6	42.0
16	509019	136987	50	1.7	72.3	26.0	33.9	8.9	40.8
17	510983	134981	46	1.2	70.9	28.0	37.3	8.9	48.6
18	511493	139015	41	4.8	86.1	9.2	19.4	3.8	38.3
19	513013	136980	54	2.2	90.8	6.9	27.5	9.9	41.1
20	512960	141006	55	2.3	76.7	21.0	30.5	7.4	39.0
21	514984	137010	50	1.9	76.3	21.8	32.0	7.6	40.9
22	514940	138996	78	4.2	75.9	20.0	27.0	7.5	40.6
23	515975	144012	64	3.2	89.3	7.6	25.1	8.6	31.5
24	516996	134942	37	1.1	75.5	23.4	36.6	8.3	44.4
25	516987	140983	118	2.0	80.8	17.2	28.8	8.3	38.5
26	519000	133985	33	2.2	74.6	23.2	30.6	9.5	40.6
27	519020	137004	104	2.7	93.1	4.2	23.5	9.8	39.1
28	519043	143060	131	3.6	74.7	21.7	27.7	7.8	35.1
29	519018	145003	95	3.4	75.5	21.1	27.4	8.5	28.5
30	519295	139643	151	3.3	81.9	14.8	24.6	9.1	36.7
31	521000	134987	20	1.6	47.9	50.5	64.5	6.6	49.1
32	522000	146600	22	2.8	75.7	21.5	28.3	6.1	35.1
33	523048	138963	173	4.3	84.1	11.6	21.8	9.0	35.9
34	522979	143010	212	3.5	78.0	18.5	26.3	9.4	30.1
35	523230	144720	149	4.6	78.4	17.0	23.9	8.1	33.2
36	524003	135995	32	1.6	59.2	39.2	45.6	6.3	44.8
37	525978	137956	104	2.7	76.3	21.0	29.0	7.6	41.3
38	526000	149000	21	2.0	60.3	37.7	43.6	6.7	37.1
39	526972	142975	269	6.0	80.5	13.5	19.9	8.7	28.9
40	526964	145020	229	4.6	80.0	15.4	23.4	8.2	29.2
41	528035	140001	171	4.4	74.2	21.4	25.3	7.7	37.5
42	529025	151003	42	4.7	76.8	18.5	24.2	7.8	30.0
43	529991	140005	167	5.8	61.1	33.1	34.0	5.9	41.6
44	530962	142972	307	7.1	77.6	15.3	19.9	8.0	34.9
45	530988	146984	244	7.5	85.3	7.2	17.8	8.8	27.0
46	531979	150009	66	6.5	84.5	9.1	19.6	7.6	26.9
47	532976	148002	254	8.5	89.4	2.1	15.6	8.2	25.0

No Ech.	X	Y	Profondeur (m)	Argile (%)	Silt (%)	Sable (%)	Médiane (µm)	LOI 550°C (%)	CaCO3 (%)
48	533974	139989	148	4.3	80.9	14.8	23.4	8.9	35.5
49	534000	144000	309	8.3	89.0	2.7	15.1	8.1	25.3
50	534000	150002	169	8.6	90.3	1.2	15.0	7.2	25.5
51	536716	145530	308	8.5	79.4	12.1	16.0	8.8	22.2
52	534962	146993	304	9.0	80.1	10.9	16.2	8.8	18.2
53	534722	151336	44	2.1	53.7	44.2	51.6	11.5	21.3
54	536013	150043	134	5.5	80.2	14.4	20.6	7.0	26.0
55	537013	141003	145	3.7	80.7	15.5	25.2	8.2	36.8
56	537985	150006	104	7.2	76.9	15.9	18.7	6.7	24.3
57	539067	143030	308	5.6	83.0	11.4	19.1	7.6	21.4
58	539000	145000	309	9.3	81.0	9.7	14.3	6.9	24.1
59	538983	147005	307	7.3	79.0	13.7	17.9	6.9	19.6
60	541066	140989	233	4.2	90.3	5.6	22.0	7.9	29.9
61	541041	149002	251	8.1	80.7	11.2	16.0	6.4	19.0
62	543069	142974	294	7.5	83.4	9.1	17.3	3.9	19.5
63	543052	145014	300	10.1	80.2	9.7	14.3	6.3	17.3
64	544026	148023	240	11.1	79.5	9.4	13.2	5.6	18.4
65	544989	140982	272	5.7	80.4	13.9	22.7	3.7	22.0
66	546039	144988	276	12.3	79.6	8.1	12.4	5.7	17.8
67	546993	142968	257	5.6	82.4	12.0	20.5	3.3	18.9
68	547067	146978	265	12.2	79.2	8.6	12.2	4.9	18.2
69	548015	139968	237	6.4	81.1	12.6	18.7	5.2	21.8
70	550040	145982	256	13.1	86.7	0.2	11.3	5.4	23.3
71	550983	138955	196	7.8	83.8	8.4	17.6	3.3	20.6
72	550991	142967	234	14.1	85.9	0.0	9.9	4.6	17.8
73	553063	138504	153	8.0	85.1	6.9	17.2	3.5	23.9
74	552984	144990	221	7.8	69.1	23.0	21.1	4.7	32.3
75	553979	141999	181	8.9	87.8	3.3	14.5	3.0	19.1
76	555692	143454	128	9.8	84.7	5.5	13.3	3.2	20.0
77	556003	139985	106	7.7	83.3	9.0	17.9	3.3	29.5
78	558015	139994	60	7.7	87.7	4.6	15.4	3.2	19.5
79	558012	141995	134	10.6	83.6	5.8	13.9	5.3	27.4
80	559995	139979	88	11.1	86.7	2.3	12.5	4.0	21.3

Tableau A3 : Résultats des analyses des formes du phosphore

Tablea A3 : Results of analyses of phosphorus chemical forms

No Ech.	P total (mg/kg)	P organique (mg/kg)	P apatitique (mg/kg)	PINA (mg/kg)	Σ formes/P tot (%)
1	560	71	315	86	84%
2	930	225	275	243	80%
3	835	178	232	213	75%
4	832	199	251	208	79%
5	879	208	267	236	81%
6	879	232	260	235	83%
7	718	208	243	153	84%
8	810	232	218	204	81%
9	896	254	271	218	83%
10	920	271	244	242	82%
11	1023	264	268	329	84%
12	902	246	339	202	87%
13	945	274	280	246	85%
14	1004	252	290	320	86%
15	816	220	287	215	88%
16	966	225	321	276	85%
17	815	220	291	188	86%
18	818	105	401	160	82%
19	890	225	286	202	80%
20	950	259	310	260	87%
21	770	196	297	150	83%
22	858	198	282	230	83%
23	1010	255	364	293	90%
24	820	215	334	195	91%
25	1082	227	293	428	88%
26	1009	249	404	240	89%
27	1174	259	291	506	90%
29	894	173	420	249	94%
30	1088	262	317	447	94%
32	769	156	465	144	99%
33	1272	238	341	650	97%
35	1019	221	347	362	91%
38	859	165	389	205	88%
43	617	126	340	120	95%
46	905	190	444	203	92%
47	1193	208	380	520	93%
49	864	184	344	279	93%
50	945	166	403	322	94%
53	2828	226	1327	1084	93%
54	954	173	425	315	96%
55	1007	206	341	380	92%
58	792	179	334	206	91%
61	1025	162	417	381	94%
65	740	73	505	119	94%
66	786	117	413	223	96%
68	835	101	441	237	93%
71	725	80	521	118	99%
74	615	86	391	133	99%
75	730	78	511	134	99%
78	764	88	495	169	98%

Tableau A4 : Résultats des analyses des métaux trace (mg/kg)

Table A4 : Results of trace metal analyses (mg/kg)

No Ech.	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Sn	Zn
1	0.09	0.32	5	30	16	0.06	0.3	29	11	0.16	54
2	0.10	0.44	9	47	43	0.10	0.5	56	21	0.18	103
3	0.10	0.35	6	27	32	0.07	0.3	36	15	0.22	73
4	0.12	0.46	8	40	62	0.10	0.5	49	20	0.80	98
5	0.10	0.35	8	43	37	0.08	0.3	52	17	0.14	88
6	0.05	0.63	13	58	60	0.37	0.9	70	35	0.16	151
7	0.11	0.54	8	43	43	0.24	0.6	51	29	0.15	114
8	0.10	0.77	11	53	54	0.31	1.2	60	41	0.23	134
9	0.15	0.59	12	57	56	0.34	0.5	66	34	0.22	140
10	0.08	0.59	11	52	50	0.23	0.5	60	29	0.19	120
11	0.36	0.73	12	52	53	0.35	0.3	64	38	0.20	134
12	0.09	0.50	11	52	49	0.28	0.2	61	29	0.17	119
13	0.06	0.48	11	50	46	0.17	0.4	57	24	0.17	110
14	0.07	0.57	11	47	48	0.27	0.3	58	29	0.15	119
15	0.16	0.52	13	54	53	0.39	0.3	66	22	0.42	129
16	0.05	0.42	10	47	48	0.14	0.3	54	22	0.19	105
17	0.21	0.49	9	40	39	0.18	0.4	48	24	0.15	99
18	0.10	0.23	7	37	23	0.15	0.2	36	11	0.17	56
19	0.06	0.53	12	52	47	0.30	0.3	62	30	0.15	123
20	0.64	0.49	14	62	58	0.27	0.3	69	32	0.25	136
21	0.40	0.64	12	47	43	0.32	0.4	59	36	0.19	116
22	0.48	0.57	14	59	57	0.51	0.4	72	37	0.21	140
23	0.18	0.46	15	64	60	0.33	0.3	71	33	0.23	137
24	0.08	0.52	10	44	39	0.26	0.2	54	26	0.16	109
25	0.09	0.59	14	55	52	0.32	0.3	66	35	0.25	129
26	0.10	0.48	11	46	40	0.14	0.3	57	23	0.18	112
27	0.07	0.58	13	53	50	0.32	0.3	64	31	0.23	126
28	0.08	0.75	16	65	66	0.70	0.3	76	46	0.32	159
29	0.06	0.39	12	56	63	0.16	0.3	60	28	0.26	111
30	0.09	0.58	15	61	55	0.32	0.4	72	33	0.27	143
31	0.09	0.37	6	23	23	0.06	0.8	28	13	0.15	70
32	0.19	0.62	10	54	54	0.39	0.5	55	37	0.37	117
33	0.09	0.62	16	60	59	0.46	0.3	72	36	0.24	148
34	0.07	0.61	18	70	60	0.38	0.4	77	37	0.38	150
35	0.06	0.52	17	69	57	0.29	0.5	75	35	0.27	142
36	0.10	0.41	8	33	28	0.14	0.2	41	21	0.16	76
37	0.07	0.58	13	54	51	0.30	0.4	63	30	0.22	126
38	0.11	0.34	9	44	39	0.05	0.3	47	18	0.21	92
39	0.08	0.53	18	68	59	0.21	0.6	80	34	0.25	143
40	0.21	0.60	19	76	64	0.41	0.6	85	40	0.28	157
41	0.17	0.42	12	43	42	0.13	0.4	51	22	0.16	101
42	0.09	0.53	15	73	58	0.09	0.5	73	33	0.29	144
43	0.19	0.28	10	33	32	0.04	0.3	40	14	0.12	71
44	0.17	0.35	12	42	43	0.07	0.4	50	19	0.13	90
45	0.53	0.60	20	78	62	0.34	0.7	88	39	0.24	153
46	0.15	0.67	15	76	68	0.29	0.4	71	38	0.39	159
47	0.09	0.62	22	88	64	0.24	0.6	94	39	0.28	163
48	0.10	0.45	14	52	47	0.15	0.4	59	27	0.24	116
49	0.16	0.54	20	76	58	0.14	2.1	97	32	0.28	135
50	0.10	0.49	18	82	57	0.29	0.5	81	37	0.30	144

No Ech.	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Sn	Zn
51	0.16	0.51	20	74	54	0.17	1.0	85	31	0.29	132
52	0.11	0.62	22	81	59	0.17	0.9	97	35	0.35	151
53	1.65	1.47	10	70	166	2.44	1.7	52	73	3.27	399
54	0.27	0.54	18	81	62	0.21	0.6	79	39	0.32	154
55	0.11	0.60	15	54	49	0.26	0.3	65	37	0.22	124
56	0.11	0.52	18	79	60	0.30	0.6	77	40	0.32	155
57	0.15	0.50	21	76	54	0.14	0.7	85	32	0.36	142
58	0.14	0.56	21	82	57	0.13	1.9	92	36	0.38	141
59	0.20	0.57	24	92	60	0.12	1.0	99	34	0.43	155
60	0.20	0.60	18	72	56	0.30	0.6	79	36	0.34	143
61	0.21	0.53	22	91	54	0.16	0.7	90	35	0.37	147
62	0.15	0.33	17	73	42	0.21	0.7	70	27	0.36	109
63	0.17	0.44	22	89	52	0.12	0.9	88	33	0.38	136
64	0.15	0.42	22	86	48	0.10	0.9	85	32	0.31	137
65	0.15	0.33	16	56	42	0.31	0.6	64	25	0.32	101
66	0.15	0.51	21	90	48	0.15	0.8	85	37	0.32	136
67	0.13	0.30	16	70	37	0.20	0.9	66	24	0.36	106
68	0.17	0.47	21	86	45	0.14	0.8	83	35	0.41	132
69	0.13	0.37	18	72	41	0.08	0.7	69	28	0.37	122
70	0.11	0.34	17	65	38	0.08	0.5	65	25	0.22	110
71	0.13	0.29	14	62	33	0.08	0.7	57	22	0.45	98
72	0.13	0.32	18	75	39	0.06	0.7	70	27	0.38	117
73	0.10	0.27	13	44	30	0.05	0.7	47	20	0.24	93
74	0.11	0.24	12	45	30	0.05	0.5	50	18	0.17	90
75	0.14	0.24	15	58	34	0.04	0.9	55	26	0.46	104
76	0.11	0.30	15	63	33	0.06	0.7	60	24	0.40	103
77	0.21	0.57	27	108	61	0.05	1.2	101	46	0.47	182
78	0.12	0.29	15	62	32	0.04	0.6	56	23	0.35	99
79	0.12	0.30	13	48	33	0.06	0.5	48	24	0.18	94
80	0.12	0.30	17	68	34	0.05	0.7	62	25	0.29	106

Tableau A5 : Résultats des analyses des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (µg/kg)

Table A5 : Results of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) (µg/kg)

No Ech.	BaP	BaA	CHR	BbF	B(c)F	CPP	5-MCH	BjF	BkF	IP
4	46.9	31.3	35.8	49.6	2.5	13.3	<2,01	20.2	29.8	47.3
6	145.5	95.8	118.7	171.0	7.8	43.7	<2,19	81.0	106.6	168.8
8	155.9	104.9	125.4	172.3	11.4	44.3	<2,27	57.0	110.8	164.1
11	96.2	65.1	79.8	109.0	5.2	29.5	<1,68	35.7	67.4	105.5
15	99.6	74.1	85.5	108.9	5.4	29.6	<2,07	40.4	70.7	111.5
16	84.3	57.8	67.4	86.6	4.3	20.8	<1,72	35.1	55.9	84.3
22	89.2	64.0	73.4	101.8	4.8	30.2	<1,78	37.4	63.6	100.5
26	77.5	55.7	63.1	76.8	3.5	23.0	<1,55	30.4	47.2	74.9
29	132.9	108.3	108.0	129.0	7.3	33.5	<2,07	53.5	86.0	116.5
30	48.5	31.0	39.5	61.1	2.5	19.2	<1,92	24.1	33.9	63.6
32	166.6	130.8	147.5	172.6	13.8	56.6	<2,27	68.8	117.0	156.1
33	83.7	57.6	70.7	118.8	5.8	32.6	<1,94	46.8	67.1	114.8
35	87.8	58.0	69.4	102.3	5.5	28.2	<2,00	37.5	61.1	99.9
38	133.8	100.6	124.9	130.7	6.8	33.0	<1,68	53.3	87.1	108.1
43	54.9	51.3	51.1	51.8	4.2	16.6	<2,08	20.8	31.5	44.1
46	106.7	68.9	78.7	116.2	4.9	31.4	<1,73	46.4	70.9	107.0
47	62.8	44.8	53.2	76.7	3.7	27.3	<1,84	28.6	46.4	69.9
49	45.0	33.8	39.9	56.2	3.2	20.0	<1,90	21.1	32.9	48.8
50	109.4	78.0	88.7	116.2	6.6	36.9	<1,62	46.6	74.1	106.1
53	336.9	229.5	294.8	350.1	15.0	91.6	<1,79	147.9	225.3	256.9
54	111.0	78.9	91.4	131.5	6.9	35.8	<1,71	54.1	78.6	111.0
55	68.4	48.9	55.4	78.7	3.8	25.1	<1,68	30.0	46.2	72.6
58	32.5	23.7	30.2	41.6	2.5	15.8	<1,68	16.3	23.2	36.2
61	68.2	59.8	65.8	71.8	5.3	34.2	<2,01	30.3	45.1	60.7
65	45.5	43.1	54.7	37.7	11.6	112.8	<1,66	18.2	19.6	27.8
66	29.0	23.1	28.1	29.8	3.9	33.5	<2,08	12.9	17.1	26.9
68	42.3	30.5	34.5	38.0	5.0	61.0	<2,18	17.9	20.8	32.0
71	40.6	34.0	36.2	34.0	5.0	46.4	<1,86	15.4	21.6	30.6
74	65.4	59.7	71.1	57.8	7.5	38.3	<1,79	25.4	39.3	46.6
75	21.9	18.1	19.7	16.7	5.3	49.5	<0,81	7.8	9.5	14.4
78	29.1	24.4	26.4	20.5	5.5	67.6	<0,83	9.6	12.1	18.0

BaP : Benzo(a)pyrene

BaA : Benz[a]anthracene

CHR : Chrysene

BbF : Benzo[b]fluoranthene

B(c)F : 7H-Benzo[c]fluorene

CPP : Cyclopenta[cd]pyrene

5-MCH : 5-Methylchrysene

BjF : Benzo[j]fluoranthene

BkF : Benzo[k]fluoranthene

IP : Indeno[1,2,3-cd]pyrene

Tableau A5 b : Résultats des analyses des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (µg/kg)

Table A5 b : Results of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) analyses (µg/kg)

No Ech.	DbahA	BghiP	DbalP	DbaeP	DbaiP	DbahP	PHE	AN	FA	PY
4	12.1	46.6	<3,99	15.6	<20,01	20.0	<35,61	5.8	50.7	54.0
6	36.7	139.2	<4,34	56.4	<21,76	21.8	90.0	24.2	184.0	179.1
8	40.5	150.0	<4,56	56.5	<22,71	22.7	114.4	25.6	211.1	201.5
11	30.4	96.6	<3,32	39.1	<16,66	16.7	58.9	15.5	122.3	126.3
15	26.3	100.7	<4,18	33.6	<20,85	20.8	60.4	15.9	128.1	131.5
16	24.4	78.5	<3,45	31.3	<17,24	17.2	33.2	11.5	85.4	91.9
22	29.8	91.6	<3,57	35.3	<17,88	17.9	60.8	17.8	120.0	118.0
26	18.3	68.3	<3,14	26.8	<15,61	15.6	43.9	12.5	91.1	95.9
29	37.1	108.0	<4,17	41.0	<20,84	20.8	71.6	19.9	180.9	180.5
30	14.6	60.6	<3,85	18.9	<19,23	19.2	28.3	9.9	57.2	58.2
32	52.0	137.5	<4,56	59.9	<22,73	22.7	76.9	19.9	209.2	212.2
33	30.3	100.8	<3,83	39.5	<19,22	19.2	64.4	14.8	109.8	109.8
35	29.3	92.1	<4,00	30.7	<19,99	20.0	48.2	16.3	98.4	101.1
38	27.1	95.5	<3,32	36.0	<16,68	16.7	69.0	12.7	170.4	174.3
43	12.9	42.3	<4,16	16.6	<20,82	20.8	50.4	12.6	75.1	80.0
46	26.4	104.7	<3,46	39.8	<17,24	17.2	46.7	19.0	105.0	111.6
47	17.3	71.1	<3,72	21.2	<18,51	18.5	40.8	10.7	79.5	81.1
49	12.5	52.7	<3,85	15.4	<19,23	19.2	42.5	8.8	60.9	65.3
50	26.0	98.7	<3,24	37.9	<16,11	16.1	67.6	18.0	132.3	135.6
53	91.9	281.7	<3,58	93.4	<17,85	17.8	140.8	52.1	379.1	350.1
54	32.4	104.9	<3,46	33.9	<17,25	17.2	70.0	18.9	136.4	137.6
55	17.5	70.3	<3,32	22.3	<16,65	16.6	54.2	13.9	83.2	94.3
58	8.9	37.5	<3,36	11.0	<16,87	16.9	45.6	7.5	43.6	53.6
61	16.2	57.7	<4,00	18.0	<20,01	20.0	53.8	12.2	92.5	106.9
65	6.6	31.2	<3,33	5.8	<16,67	16.7	58.5	17.0	58.5	133.0
66	7.0	28.4	<4,16	7.3	<20,82	20.8	43.3	9.0	40.8	65.8
68	9.2	37.3	<4,35	9.5	<21,75	21.8	61.0	12.8	51.3	87.3
71	8.7	30.0	<3,70	9.6	<18,53	18.5	40.2	6.8	53.2	68.4
74	14.1	48.1	<3,57	13.8	<17,94	17.9	50.2	13.2	78.6	106.1
75	3.8	16.3	<2,01	3.3	<7,99	8.0	<35,67	7.3	31.2	66.7
78	5.1	20.1	<2,09	3.7	<8,33	8.3	39.8	5.2	36.8	70.5

DbahA : Dibenz[a,h]anthracene

BghiP : Benzo[ghi]perylene

DbalP : Dibenz(a,l)pyrene

DbaeP : Dibenzo[a,e]pyrene

DbaiP : Dibenzo[a,i]pyrene

DbahP : Dibenzo[a,h]pyrene

PHE : Phenanthrene

AN : Anthracene

FA : Fluoranthene

PY : Pyrene

Tableau A6 : Résultats des analyses des PCB et PBDE indicateurs (µg/kg matrice sèche)

Table A6 : Results of PCB and PBDE analyses (µg/kg dry weight)

No Ech.	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ 7 PCBi	BDE 28	BDE 47	BDE 99	BDE 100	BDE 153	BDE 154	BDE 183	Σ 7 PBDEi	BDE 209
4	0.14	0.27	0.93	0.72	1.43	1.82	0.90	6.21	0.012	0.039	0.055	0.015	0.013	0.010	0.028	0.171	1.064
6	0.63	1.09	2.98	2.18	3.84	4.39	2.46	17.58	0.009	0.024	0.028	0.009	0.006	0.006	0.005	0.086	0.566
8	0.61	1.01	2.60	2.09	3.60	4.35	2.53	16.78	0.007	0.016	0.023	0.007	0.005	0.006	0.008	0.071	0.439
11	0.37	0.71	2.21	1.60	3.13	3.51	1.98	13.53	0.011	0.025	0.033	0.011	0.007	0.008	0.008	0.104	0.531
15	0.33	0.66	1.78	1.35	2.65	2.99	1.60	11.35	0.011	0.027	0.029	0.012	0.008	0.010	0.008	0.105	0.557
16	0.13	0.30	1.01	0.79	1.56	1.79	0.94	6.52	0.011	0.041	0.050	0.014	0.009	0.009	0.012	0.146	1.184
22	0.36	0.63	1.85	1.45	2.72	3.10	1.70	11.82	0.010	0.033	0.025	0.010	0.005	0.007	0.006	0.095	1.173
26	0.18	0.36	1.13	0.91	2.17	2.64	1.62	9.01	0.008	0.026	0.041	0.012	0.009	0.008	0.013	0.117	2.906
29	0.16	0.65	1.67	1.18	2.00	2.17	1.14	8.96	0.011	0.051	0.051	0.016	0.010	0.011	0.010	0.160	1.345
30	0.24	0.54	1.74	1.22	2.84	3.41	1.71	11.69	0.008	0.040	0.032	0.011	0.005	0.007	0.007	0.111	0.509
32	0.23	0.59	1.42	1.13	1.94	2.08	1.26	8.65	0.008	0.022	0.028	0.010	0.007	0.007	0.012	0.094	0.594
33	0.35	0.82	2.27	1.62	3.35	4.09	2.21	14.71	0.012	0.035	0.033	0.011	0.007	0.008	0.007	0.114	0.572
35	0.30	0.58	1.63	1.13	2.35	2.79	1.62	10.39	0.013	0.045	0.040	0.014	0.009	0.008	0.010	0.139	0.476
38	0.07	0.18	0.56	0.42	0.72	0.82	0.43	3.20	0.007	0.038	0.045	0.012	0.007	0.009	0.008	0.126	1.079
43	0.31	0.36	0.65	0.42	0.79	1.06	0.76	4.35	0.001	0.019	0.022	0.005	0.003	0.002	0.003	0.053	0.438
46	0.24	0.43	1.41	1.08	2.05	2.54	1.75	9.50	0.015	0.077	0.116	0.028	0.021	0.022	0.021	0.300	3.513
47	0.26	0.63	1.67	1.03	2.44	3.17	1.67	10.87	0.011	0.042	0.040	0.012	0.007	0.009	0.009	0.130	1.026
49	0.19	0.56	1.34	0.82	1.96	2.66	1.26	8.78	0.007	0.053	0.049	0.014	0.006	0.008	0.005	0.143	0.751
50	0.16	0.36	1.13	0.77	1.69	1.98	1.39	7.48	0.011	0.046	0.054	0.014	0.010	0.010	0.010	0.155	1.684
53	0.80	2.40	11.56	8.61	18.24	20.28	17.17	79.07	0.021	0.840	1.205	0.229	0.158	0.103	0.146	2.703	71.352
54	0.32	0.59	1.67	1.22	2.41	2.78	1.80	10.77	0.015	0.048	0.066	0.017	0.013	0.012	0.020	0.191	0.964
55	0.22	0.48	1.37	0.99	2.08	2.57	1.67	9.39	0.009	0.099	0.112	0.026	0.013	0.013	0.006	0.279	0.713
58	0.10	0.33	0.97	0.51	1.31	1.74	0.79	5.76	0.005	0.052	0.040	0.012	0.006	0.006	0.006	0.128	0.340
61	0.13	0.32	0.87	0.55	1.15	1.49	0.76	5.25	0.009	0.049	0.041	0.014	0.007	0.008	0.008	0.137	0.710
65	0.10	0.17	0.44	0.25	0.53	0.69	0.42	2.59	0.001	0.024	0.023	0.006	0.003	0.003	0.004	0.065	0.246
66	0.07	0.17	0.54	0.32	0.75	0.94	0.52	3.30	0.003	0.036	0.027	0.008	0.003	0.005	0.005	0.085	0.510
68	0.06	0.15	0.49	0.28	0.67	0.87	0.46	2.98	0.004	0.038	0.030	0.008	0.004	0.005	0.004	0.093	0.358
71	0.06	0.16	0.48	0.26	0.68	0.89	0.46	3.00	0.004	0.049	0.038	0.011	0.006	0.006	0.005	0.119	0.831
74	0.03	0.08	0.25	0.14	0.31	0.37	0.18	1.36	0.002	0.030	0.023	0.006	0.002	0.003	0.004	0.070	0.684
75	0.04	0.08	0.21	0.14	0.26	0.33	0.18	1.23	0.001	0.026	0.020	0.005	0.002	0.004	0.004	0.063	0.562
78	0.04	0.08	0.24	0.14	0.33	0.40	0.24	1.46	0.002	0.025	0.022	0.005	0.002	0.003	0.005	0.063	0.408

Tableau A7 : Résultats des analyses des pesticides (µg/kg matrice sèche)

Table A7 : Results of pesticide analyses (µg/kg dry weight)

No Ech.	p,p'-DDT	o,p'-DDT	p,p'-DDE	o,p'-DDE	p,p'-DDD	o,p'-DDD	ΣDDT*	α-endo-sulfan	β-endo-sulfan	HCB	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	δ-HCH	Heptachlore	c-hept epoxyde	tr-hept epoxyde	Penta-chloro-benzene
4	0.226	0.038	1.185	0.028	0.487	0.132	2.096	0.026	0.044	0.601	0.197	0.299	0.492	0.163	0.007	0.010	0.002	0.002
6	0.810	0.125	3.751	0.151	2.302	0.471	7.611	0.034	0.033	0.306	0.274	0.177	0.559	0.198	0.139	0.024	0.024	0.008
8	1.074	0.211	4.788	0.194	2.488	0.593	9.347	0.029	0.033	0.219	0.187	0.323	0.632	0.149	0.013	0.015	0.003	0.002
11	0.508	0.112	3.066	0.102	1.251	0.331	5.370	0.015	0.010	0.264	0.155	0.177	0.357	0.103	0.012	0.015	0.001	0.002
15	0.795	0.155	3.128	0.101	1.655	0.363	6.197	0.043	0.076	0.271	0.123	0.105	0.307	0.088	0.007	0.010	0.005	0.001
16	0.066	0.066	1.918	0.133	0.602	0.153	2.938	0.113	0.113	0.504	0.258	0.232	0.781	0.140	0.296	0.042	0.031	0.050
22	0.584	0.118	3.281	0.121	1.772	0.371	6.246	0.018	0.071	0.172	0.144	0.075	0.418	0.069	0.011	0.012	0.007	0.002
26	0.349	0.049	1.303	0.033	0.506	0.172	2.411	0.042	0.071	0.179	0.302	0.173	1.028	0.400	0.007	0.021	0.005	0.008
29	1.021	0.174	4.836	0.146	2.394	0.541	9.112	0.058	0.104	0.165	0.159	0.102	0.338	0.076	0.007	0.010	0.004	0.001
30	0.376	0.069	2.398	0.067	0.848	0.257	4.015	0.036	0.087	0.184	0.178	0.144	0.393	0.075	0.006	0.019	0.009	0.004
32	0.782	0.139	2.776	0.080	2.026	0.287	6.089	0.023	0.078	0.225	0.062	0.057	0.279	0.111	0.008	0.009	0.005	0.001
33	0.684	0.124	3.382	0.147	2.335	0.491	7.163	0.028	0.014	0.208	0.207	0.152	0.560	0.145	0.005	0.014	0.009	0.002
35	0.658	0.111	2.853	0.104	1.590	0.340	5.655	0.027	0.070	0.173	0.163	0.111	0.382	0.083	0.008	0.015	0.002	0.004
38	0.206	0.037	0.967	0.014	0.228	0.071	1.522	0.040	0.073	0.195	0.120	0.080	0.383	0.164	0.007	0.010	0.008	0.004
43	0.130	0.025	0.283	0.009	0.163	0.087	0.696	0.006	0.040	0.108	0.110	0.043	0.396	0.100	0.006	0.007	0.007	0.005
46	0.199	0.048	1.091	0.035	0.576	0.201	2.149	0.024	0.088	0.177	0.133	0.133	0.446	0.156	0.008	0.012	0.002	0.013
47	0.277	0.067	1.976	0.088	1.331	0.297	4.037	0.021	0.068	0.198	0.212	0.127	0.582	0.113	0.006	0.014	0.007	0.017
49	0.193	0.030	1.495	0.063	0.828	0.207	2.816	0.014	0.005	0.153	0.199	0.127	0.623	0.084	0.008	0.010	0.003	0.019
50	0.350	0.064	1.258	0.051	0.924	0.220	2.866	0.034	0.043	0.162	0.187	0.097	0.486	0.086	0.006	0.013	0.003	0.033
53	0.592	0.109	3.261	0.089	1.420	3.538	9.008	0.124	0.115	0.297	0.166	0.150	0.431	0.083	0.005	0.020	0.008	0.297
54	0.272	0.057	1.527	0.069	0.784	0.215	2.924	0.026	0.014	0.188	0.212	0.133	0.564	0.131	0.009	0.012	0.003	0.033
55	0.277	0.052	1.539	0.064	0.885	0.274	3.091	0.016	0.052	0.202	0.215	0.119	0.616	0.141	0.006	0.025	0.003	0.027
58	0.135	0.028	0.935	0.029	0.444	0.126	1.696	0.019	0.043	0.118	0.235	0.101	0.730	0.209	0.005	0.006	0.007	0.006
61	0.255	0.046	1.027	0.030	0.453	0.137	1.949	0.022	0.037	0.149	0.147	0.099	0.530	0.150	0.004	0.014	0.008	0.002
65	0.122	0.024	0.505	0.018	0.633	0.172	1.473	0.034	0.036	0.290	0.151	0.069	0.480	0.313	0.012	0.008	0.006	0.004
66	0.134	0.035	0.528	0.015	0.312	0.082	1.107	0.035	0.012	0.117	0.140	0.087	0.424	0.205	0.012	0.005	0.003	0.002
68	0.159	0.035	0.464	0.014	0.233	0.067	0.972	0.026	0.031	0.109	0.130	0.069	0.402	0.241	0.003	0.019	0.006	0.005
71	0.145	0.034	0.363	0.009	0.253	0.064	0.869	0.020	0.027	0.103	0.051	0.059	0.332	0.292	0.012	0.010	0.002	0.001
74	0.627	0.140	0.287	0.012	0.183	0.060	1.310	0.008	0.024	0.117	0.120	0.045	0.304	0.107	0.003	0.008	0.003	0.019
75	0.103	0.018	0.254	0.006	0.112	0.035	0.527	0.043	0.034	0.085	0.103	0.043	0.210	0.078	0.012	0.007	0.004	0.002
78	0.141	0.022	0.281	0.001	0.102	0.037	0.583	0.015	0.033	0.085	0.076	0.056	0.274	0.126	0.002	0.003	0.002	0.002

ΣDDT* : somme des DDT, DDE et DDD ; c-hept epoxyde : cis-heptachlore epoxyde ; tr-hept epoxyde : trans-heptachlore epoxyde ;

Tableau A8 : Résultats des plastifiants et solvants (µg/kg matrice sèche)

Table A8 : Results of plasticizer (DEHP) and solvent (HCBd) analyses (µg/kg dry weight)

No Ech.	DEHP	HCBd
4	123.2	0.008
6	81.2	0.003
8	130.1	0.002
11	91.4	0.005
15	96.5	0.004
16	97.8	0.003
22	81.2	0.003
26	128.3	0.007
29	113.2	0.007
30	74.3	0.008
32	81.1	0.007
33	93.8	0.010
35	89.6	0.011
38	90.3	0.006
43	65.4	0.052
46	306.4	0.002
47	119.8	0.008
49	106.9	0.011
50	162.3	0.003
53	7079.8	0.004
54	215.5	0.005
55	83.4	0.008
58	55.0	0.009
61	73.6	0.002
65	50.0	0.044
66	38.8	0.006
68	50.3	0.005
71	29.9	0.005
74	41.2	0.006
75	34.2	0.006
78	30.2	0.002

DEHP : Phtalate de bis(2-éthylhexyle) ; HCBd : Hexachlorobutadiène

Tableau A9 : Résultats des analyses des échantillons pour étude exploratoire : dioxines et furanes (ng/kg)

Table A9 : Results of dioxins and furans analyses for the exploratory study (µg/kg dry weight)

No Ech.	PCDD								PCDF										
	2.3.7.8 - TCDD	1.2.3.7.8 - PeCDD	1.2.3.4.7.8 - HxCDD	1.2.3.6.7.8 - HxCDD	1.2.3.7.8.9 - HxCDD	1.2.3.4.6.7.8 - HpCDD	OCDD	Σ PCDDs	2.3.7.8 - TCDF	1.2.3.7.8 - PeCDF	2.3.4.7.8 - PeCDF	1.2.3.4.7.8 - HxCDF	1.2.3.6.7.8 - HxCDF	1.2.3.7.8.9 - HxCDF	2.3.4.6.7.8 - HxCDF	1.2.3.4.6.7.8 - HpCDF	1.2.3.4.7.8.9 - HpCDF	OCDF	Σ PCDFs
8	0.4	1.8	2.8	5.1	5.0	89.3	437.1	541.4	13.0	3.9	9.2	6.3	5.2	1.5	7.1	26.8	3.1	24.6	100.7
32	0.3	2.1	3.5	4.4	5.3	54.2	200.3	270.1	5.4	2.4	5.2	5.6	5.1	1.3	6.1	27.1	2.4	17.0	77.6
49	0.3	1.1	1.6	2.6	2.8	43.4	208.3	260.0	5.7	2.0	4.8	3.9	3.3	0.9	4.5	19.0	2.1	19.3	65.4
53	2.4	20.1	38.5	38.9	50.2	383.0	760.4	1293.6	7.3	15.6	32.5	57.5	57.9	19.0	83.3	293.0	42.9	223.7	832.6
78	4.6	1.6	0.1	0.2	0.2	2.6	13.4	22.6	0.9	0.1	0.6	0.4	0.3	0.1	0.2	1.2	0.1	1.9	5.8

Tableau A10 : Résultats des analyses des échantillons pour étude exploratoire : HBCDD et perfluorés (µg/kg)

Table A10 : Results of HBCDD and perfluorinated compound analyses for the exploratory study (µg/kg dry weight)

No Ech.	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD	Σ HBCDD	PFBS	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFDS	PFBA	PFPA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA
8	0.860	0.157	0.338	1.350	< 0.18	< 0.08	< 0.09	2.98	< 0.09	< 1.9	< 0.48	< 0.38	< 0.26	< 1.3	< 0.19	0.43	0.41	0.22
32	0.135	0.037	0.363	0.540	< 0.16	< 0.07	< 0.08	2.15	< 0.08	< 1.7	< 0.42	< 0.34	< 0.23	< 1.2	< 0.17	0.31	0.26	0.23
49	0.285	0.061	0.380	0.730	< 0.18	< 0.08	< 0.09	1.85	< 0.09	< 2.0	< 0.48	< 0.39	< 0.26	< 1.3	< 0.20	0.23	0.55	0.36
53	486.3	84.1	93.8	664.2	< 0.18	< 0.08	< 0.09	0.64	< 0.09	< 1.9	< 0.48	< 0.38	< 0.26	< 1.3	< 0.19	0.11	0.11	0.47
78	0.340	0.082	0.359	0.780	< 0.16	< 0.07	< 0.08	2.14	< 0.08	< 1.7	< 0.42	< 0.33	< 0.23	< 1.2	< 0.17	0.30	0.21	< 0.09

HBCDD hexabromocyclodécane
 PFBS Perfluorobutanesulfonate
 PFHxS Perfluorohexanesulfonate
 PFHpS Perfluoroheptanesulfonate
 PFOS Perfluorooctanesulfonate

PFDS Perfluorodecanesulfonate
 PFBA Acide perfluorobutanoïque
 PFPA Acide perfluoropentanoïque
 PFHxA Acide perfluoroheptanoïque
 PFHpA Acide perfluoroheptanoïque

PFOA Acide perfluorooctanoïque
 PFNA Acide perfluorononanoïque
 PFDA Acide perfluorodécanoïque
 PFUnDA Acide perfluoroundécanoïque
 PFDoDA Acide perfluorododécanoïque

Tableau A11 : Résultats des tests de toxicité chronique sur la survie et la croissance des ostracodes (ISO 14371, 2012). CO1 à CO8 = Témoin sédiment utilisé à chaque série de sédiments testés. $L_{end}-L_{start}$ = différence entre la longueur à la fin et au début de l'exposition.

Table A11 : Results of chronic toxicity test based on ostracoda survival and growth (ISO 14371, 2012). CO1 to CO8 = reference sediment used with each series of tested sediment; $L_{end}-L_{start}$ = difference of ostracoda length at the end and the start of the exposure test.

No Ech.	Mortalité (%)	Mortalité normalisée (%)	Croissance $L_{end}-L_{start}$ (µm)	Inhibition de la croissance (%)
CO1	7		510	
30	28	21	264	48
32	35	28	245	52
35	13	6	269	47
38	10	3	312	39
49	8	1	288	44
58	12	5	297	42
CO2	5		619	
6	5	0	536	13
16	2	-3	546	12
29	50	45	350	43
33	16	11	414	33
43	5	0	614	1
50	3	-2	428	31
CO3	5		724	
22	33	28	507	42
26	33	28	343	53
53	5	0	812	-12
CO4	0		565	
4	58	58	493	13
CO5	7		638	
11	32	25	309	52
15	55	48	423	34
47	5	-2	580	9
CO6	12		499	
66	7	-5	599	-20
68	3	-10	593	-19
CO7	7		659	
74	10	3	516	22
75	2	-5	645	2
65	2	-5	612	7
78	98	91	208	68
61	3	-4	690	-5
CO8	7		650	
8	87	80	348	46
54	83	76	396	39
55	8	1	517	20
71	67	60	431	34

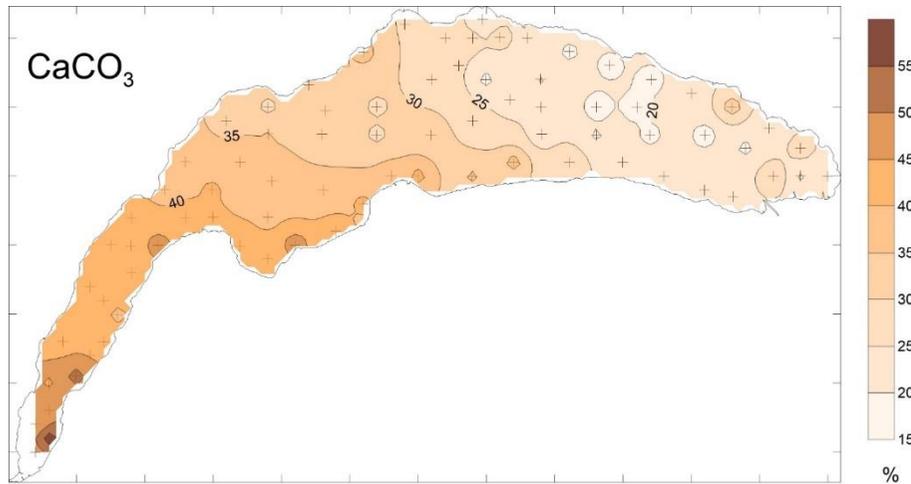


Figure A1 : Distribution spatiale des concentrations en carbonate de calcium (basées sur la LOI 1000°C) dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A1 : Spatial distribution of calcium carbonate concentrations (based on LOI 1000°C) in Lake Geneva surficial sediments.

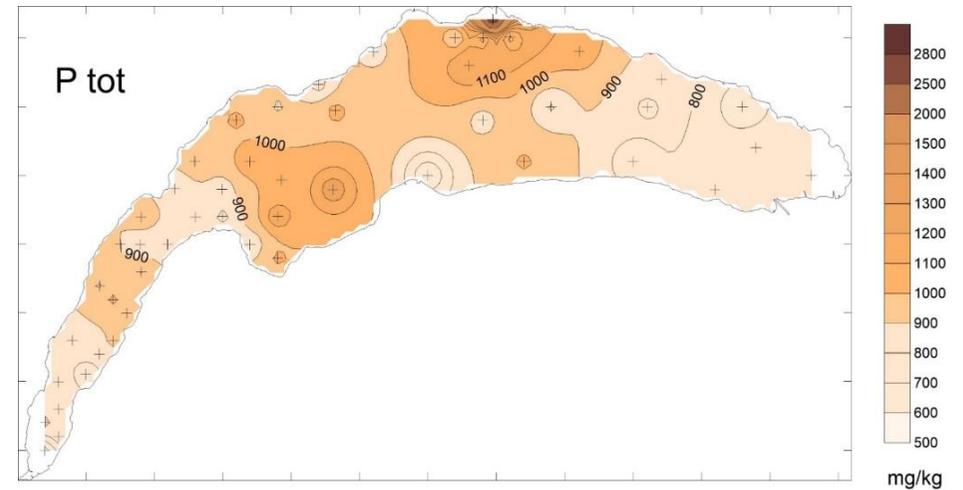


Figure A3 : Répartition spatiale du phosphore total.

Figure A3 : Spatial distribution of total phosphorus concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

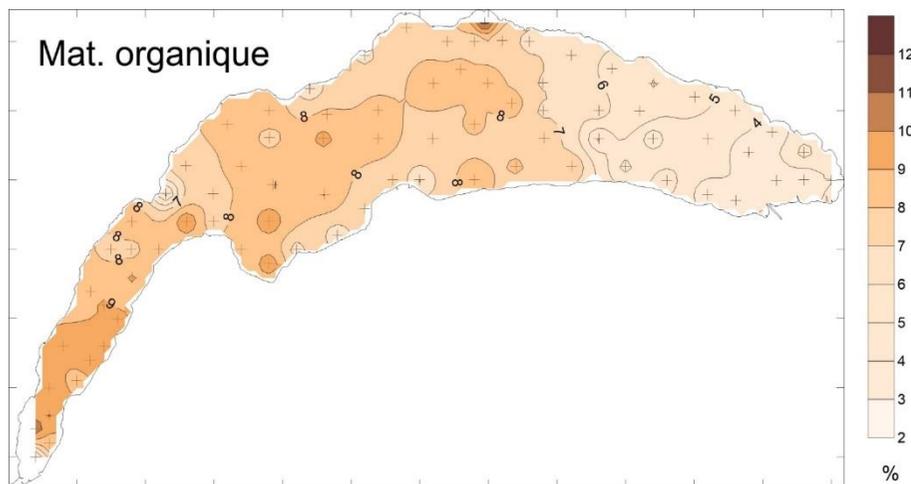


Figure A2 : Distribution spatiale des concentrations en matière organique (basées sur la perte au feu à 550°C) dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A2 : Spatial distribution of total phosphorus concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

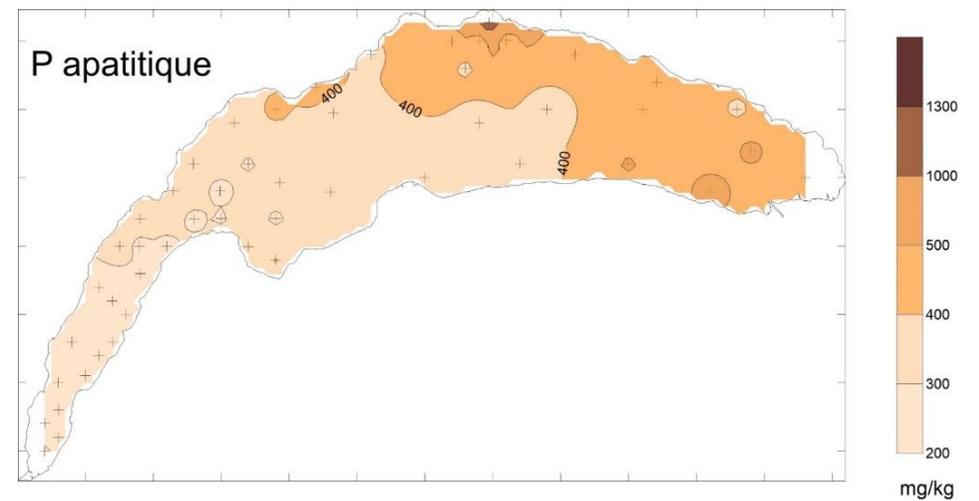


Figure A4 : Répartition spatiale du phosphore apatitique.

Figure A4 : Spatial distribution of apatitic phosphorus concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

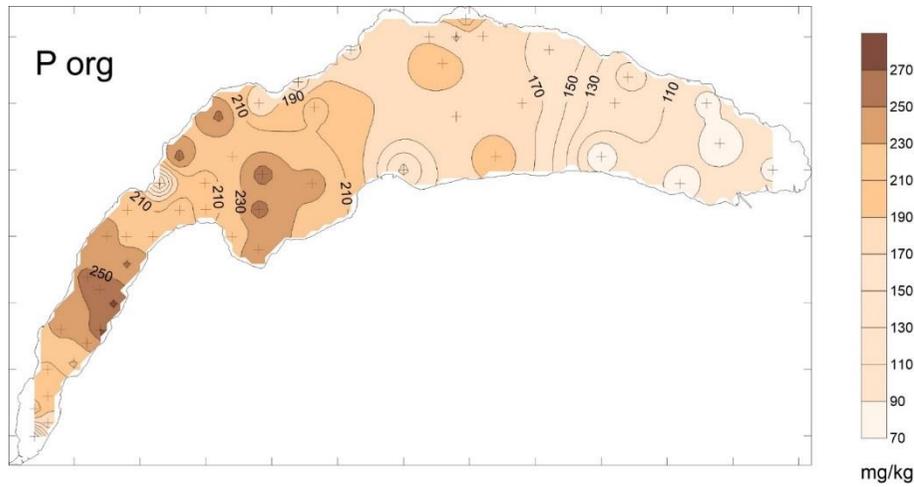


Figure A5 : Répartition spatiale du phosphore organique.
Figure A5 : Spatial distribution of organic phosphorus concentrations in Lake Geneva surficial sediments

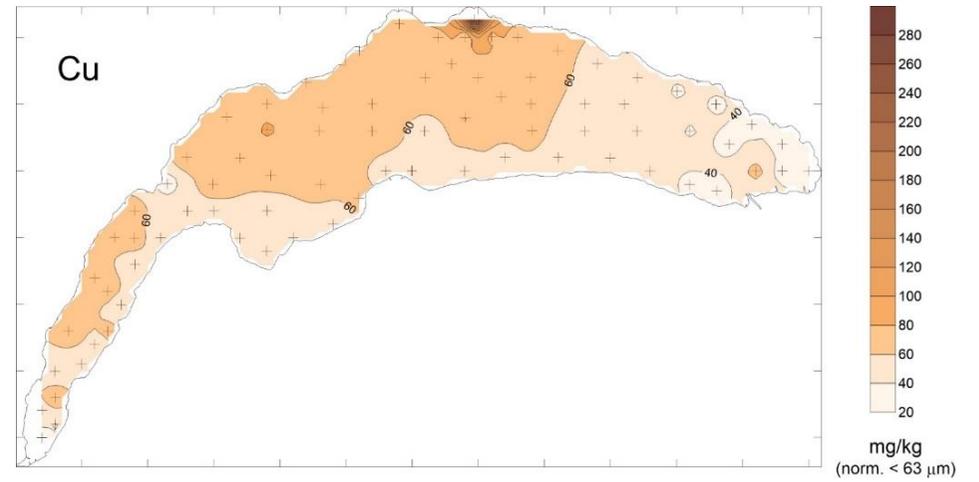


Figure A7 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en cuivre dans les sédiments superficiels du Léman.
Figure A7 : Spatial distribution of normalised copper concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

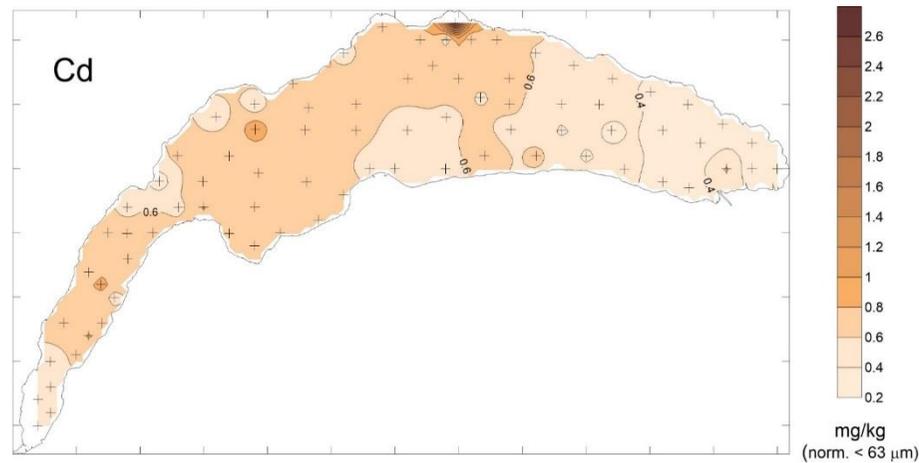


Figure A6 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en cadmium dans les sédiments superficiels du Léman.
Figure A6 : Spatial distribution of normalised cadmium concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

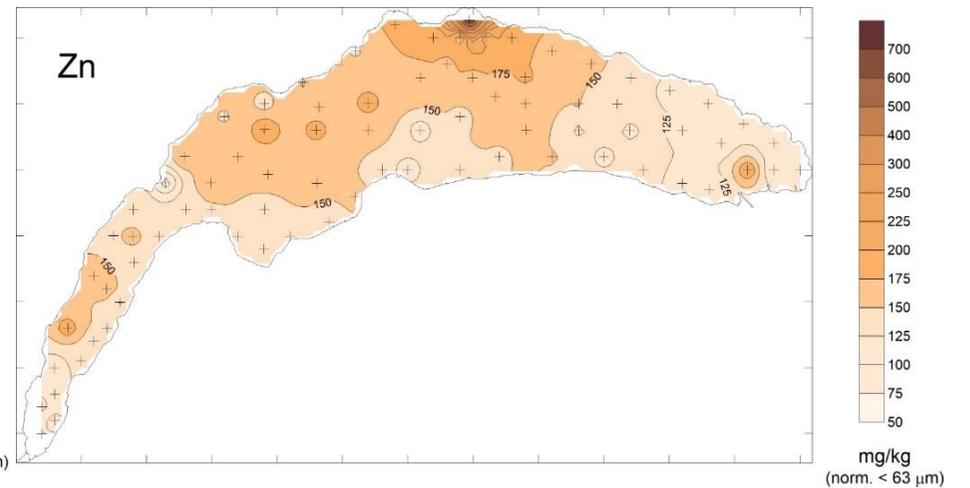


Figure A8 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en zinc dans les sédiments superficiels du Léman.
Figure A8 : Spatial distribution of normalised zinc concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

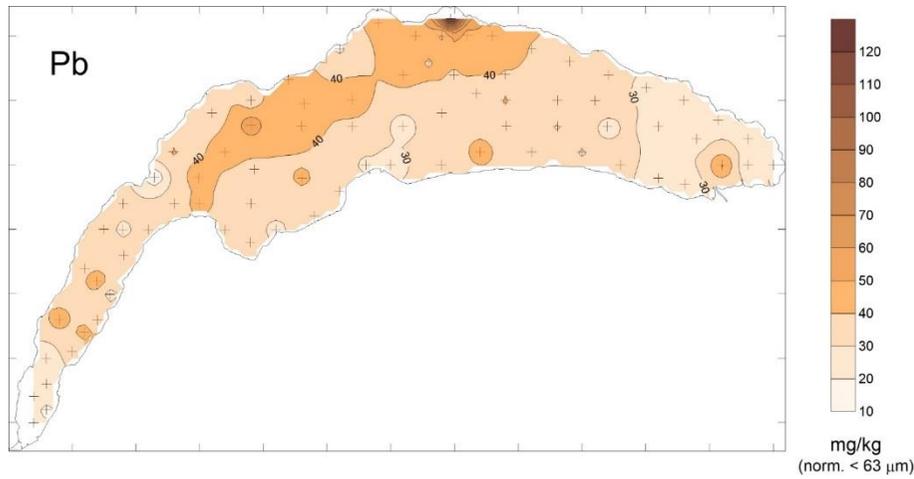


Figure A9 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en plomb dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A9 : Spatial distribution of normalised lead concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

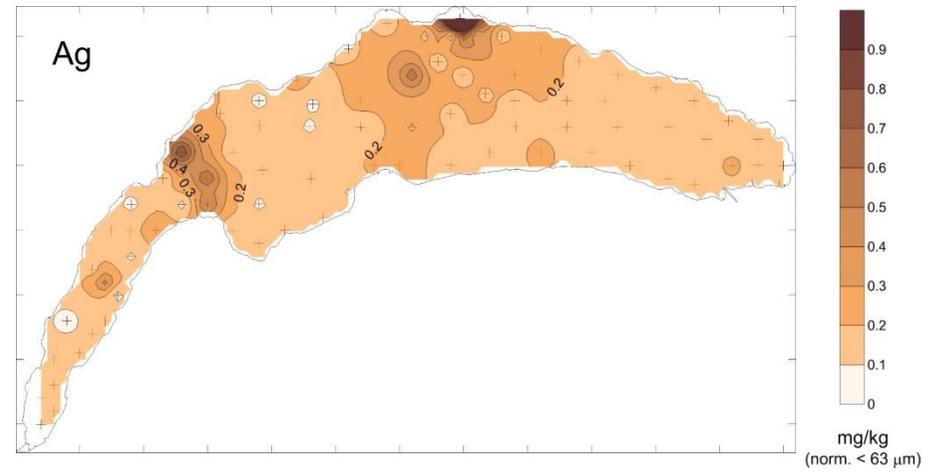


Figure A11 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en argent dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A11 : Spatial distribution of normalised silver concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

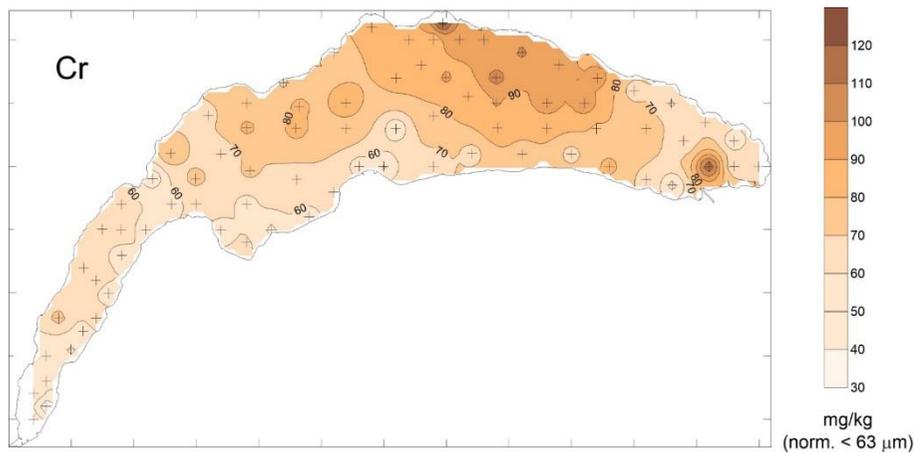


Figure A10 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en chrome dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A10 : Spatial distribution of normalised chromium concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

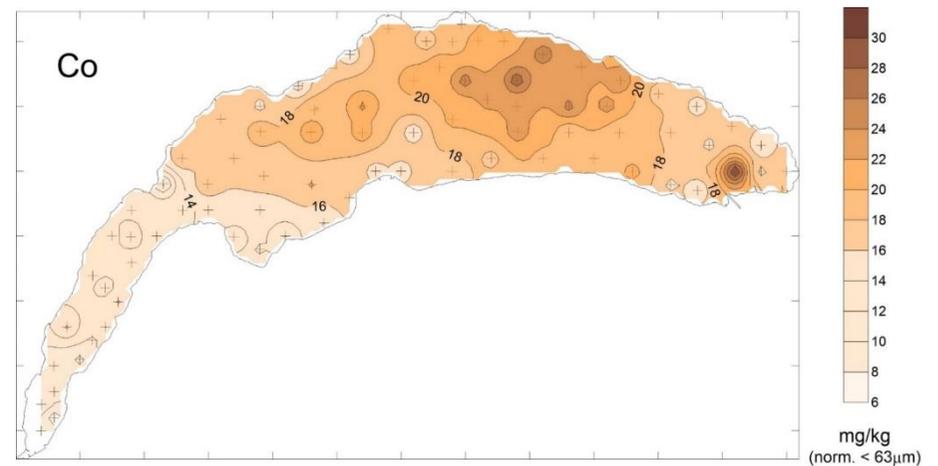


Figure A12 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en cobalt dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A12 : Spatial distribution of normalised cobalt concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

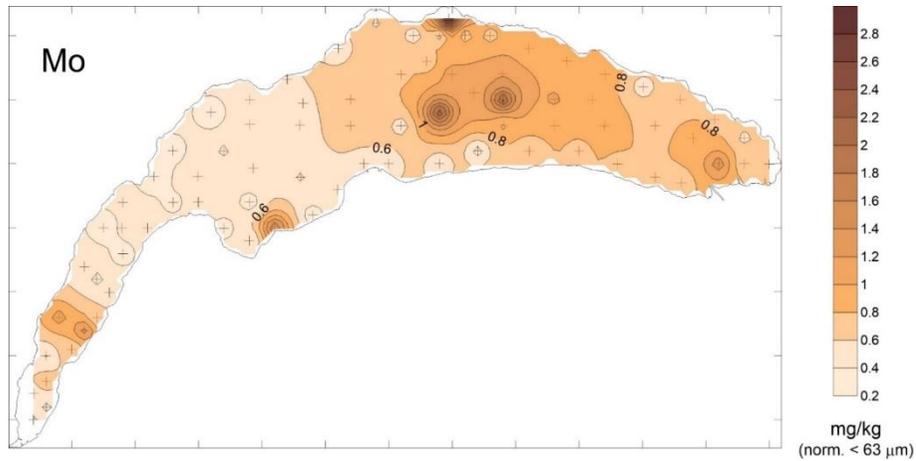


Figure A13 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en molybdène dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A13 : Spatial distribution of normalised molybdenum concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

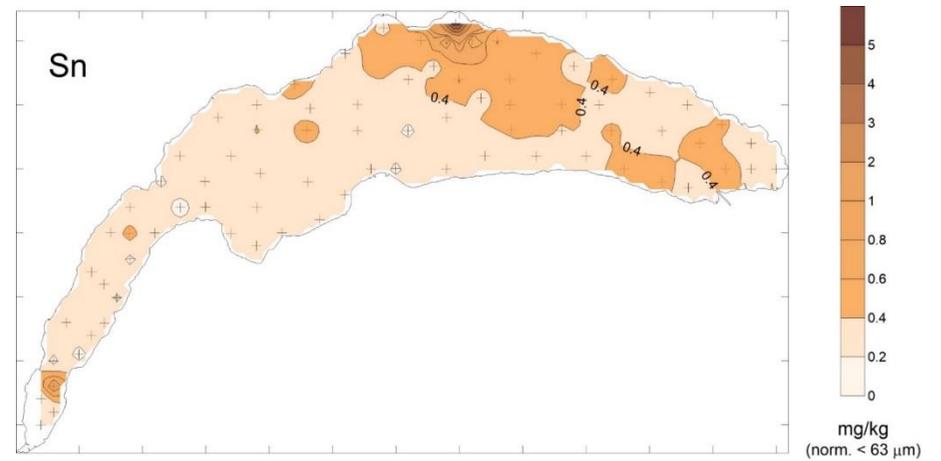


Figure A15 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en étain dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A15 : Spatial distribution of normalised tin concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

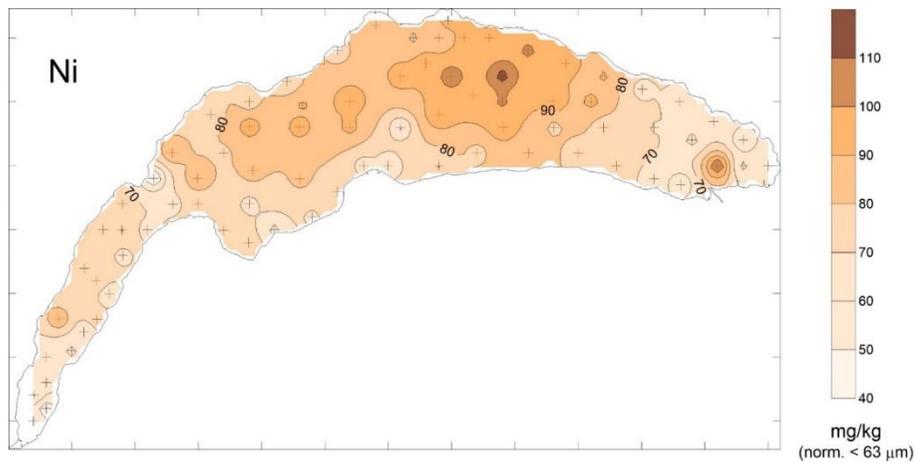


Figure A14 : Distribution spatiale des concentrations normalisées en nickel dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A14 : Spatial distribution of normalised nickel concentrations in Lake Geneva surficial sediments.

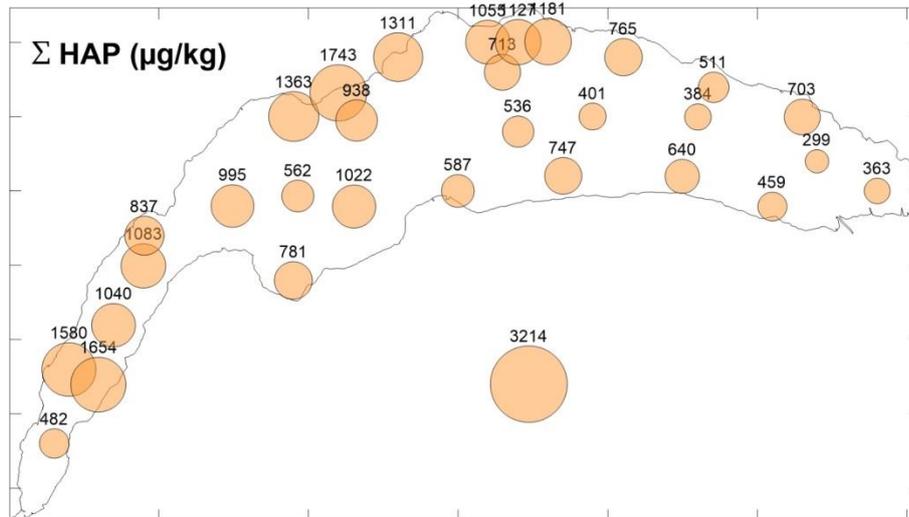


Figure A16 : Distribution spatiale des HAP dans les sédiments superficiels du Léman. Les valeurs représentent la somme de teneurs de 20 HAP mesurés. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure A16 : Spatial distribution of PAH concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Values are the sum of the 20 measured PAHs. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity.

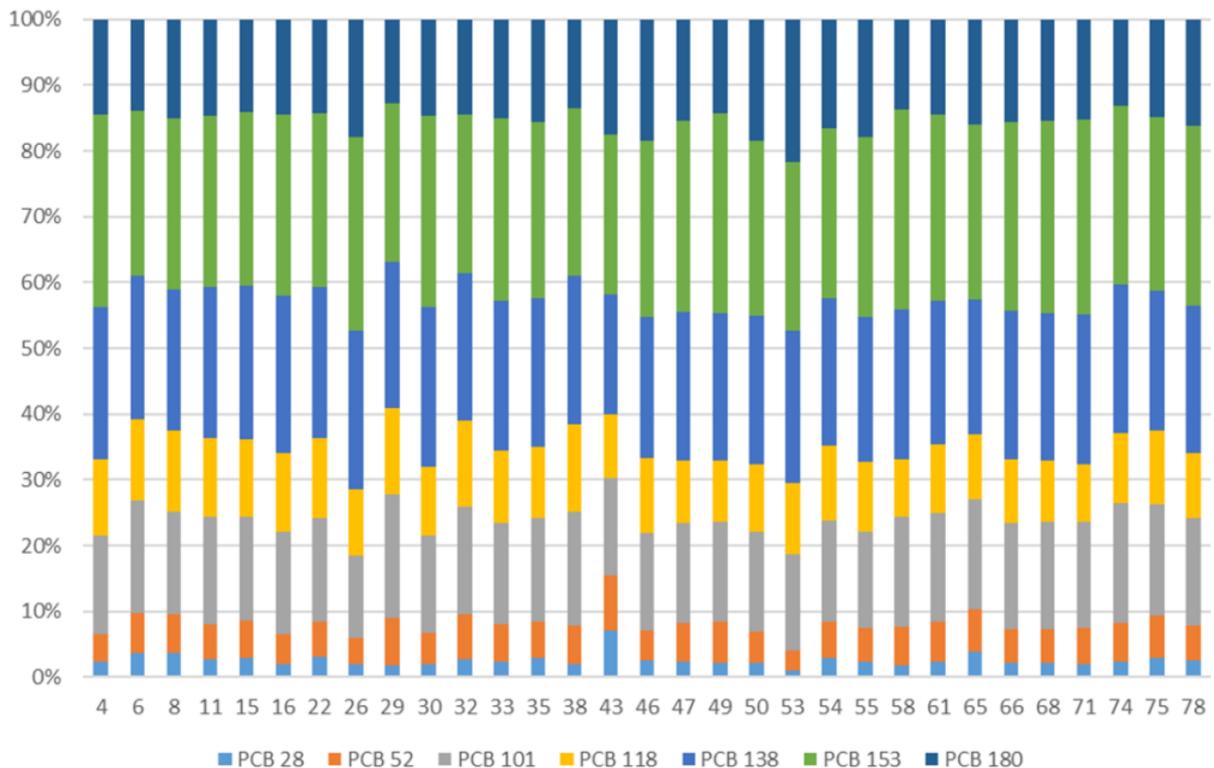


Figure A17 : Proportion des différents congénères de PCB indicateurs dans les sédiments superficiels du Léman.

Figure A17 : Relative proportions of the 7 PCB-indicator congeners in Lake Geneva surficial sediments. Values on the x-axis are the sample numbers.

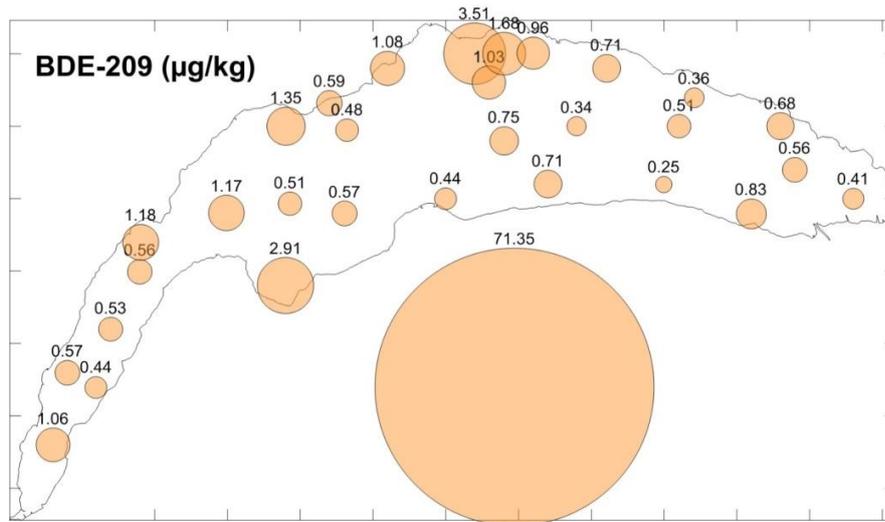


Figure A18 : Distribution spatiale du BDE-209 dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure A18 : Spatial distribution of BDE-209 concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity

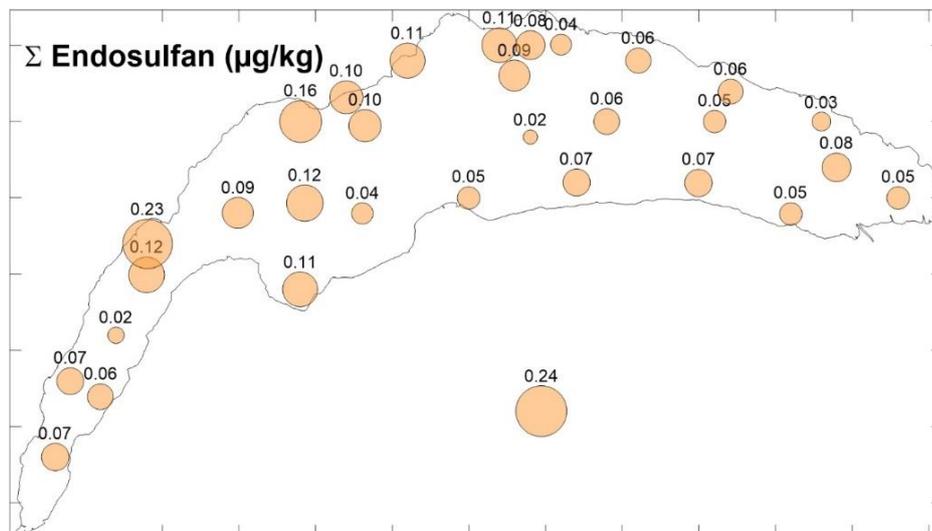


Figure A19 : Distribution spatiale de la somme des isomères d'Endosulfan dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure A19 : Spatial distribution of the sum of endosulfan isomer concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity

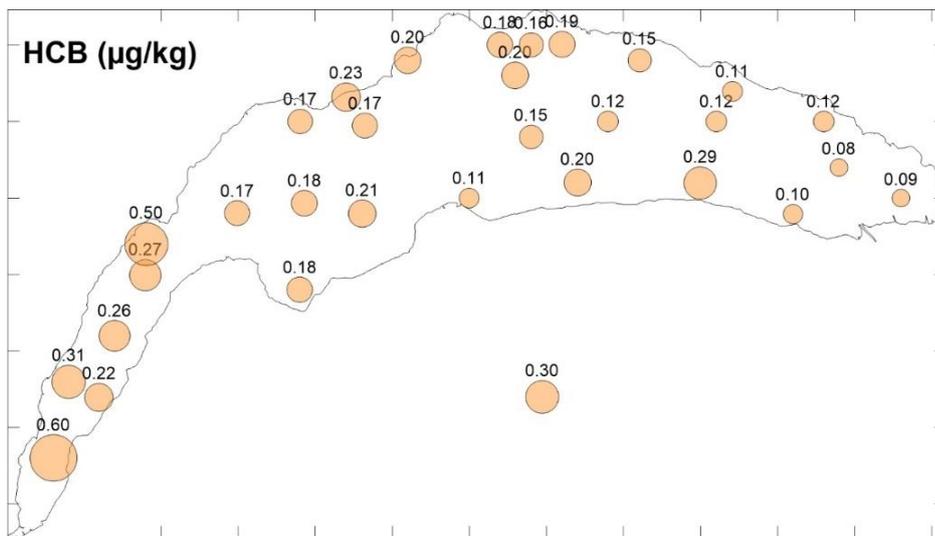


Figure A20 : Distribution spatiale de l'hexachlorobenzène (HCB) dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure A20 : Spatial distribution of hexachlorobenzen (HCB) concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity

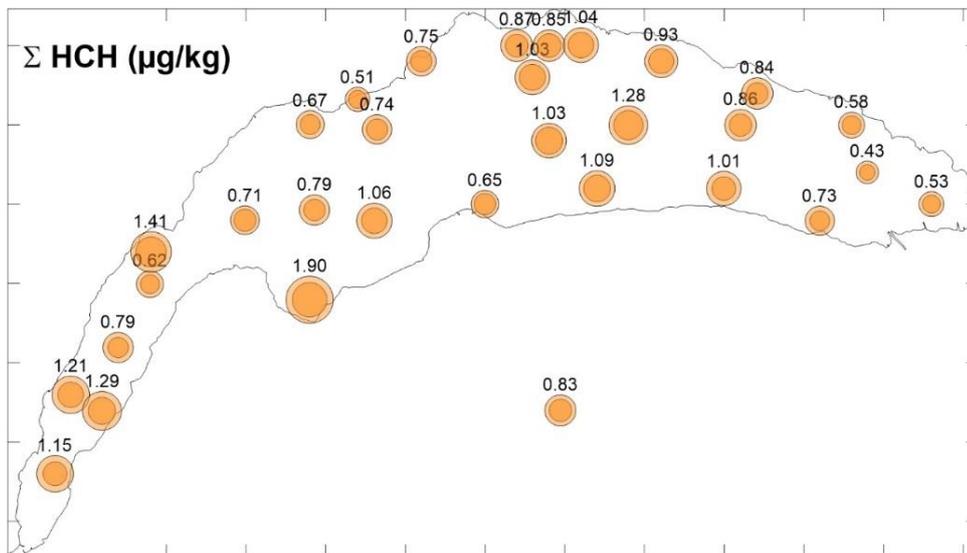


Figure A21 : Distribution spatiale de la somme des isomères d'hexachlorocyclohexane HCH dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité. Les valeurs indiquent la somme des isomères d'HCH. Le cercle intérieur foncé indique la proportion de lindane (γ -HCH).

Figure A21 : Spatial distribution of of the sum of hexachlorocyclohexane (HCH) isomer concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity. The internal circle indicates the proportion of lindane (γ -HCH).

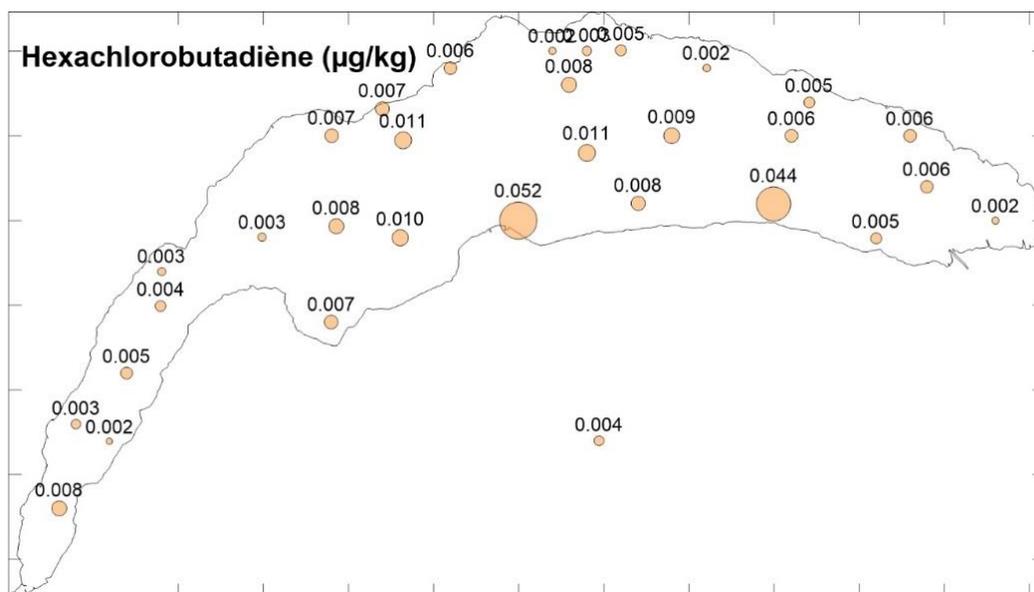


Figure A24 : Distribution spatiale de l'hexachlorobutadiène (HCB) dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure A24 : Spatial distribution of the sum of hexachlorobutadiene (HCB) concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity.

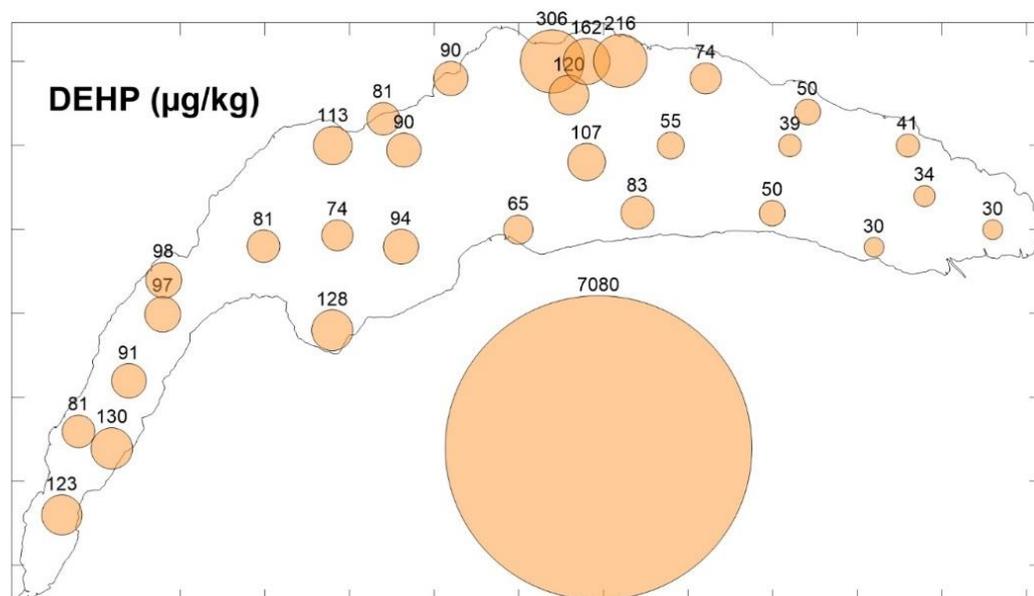


Figure A25 : Distribution spatiale du phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP) dans les sédiments superficiels du Léman. La valeur de l'échantillon 53 (Baie de Vidy) est placée hors lac pour une meilleure lisibilité.

Figure A25 : Spatial distribution of bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) concentrations in Lake Geneva surficial sediments. Value of sample 53 is represented outside the lake limits for clarity.

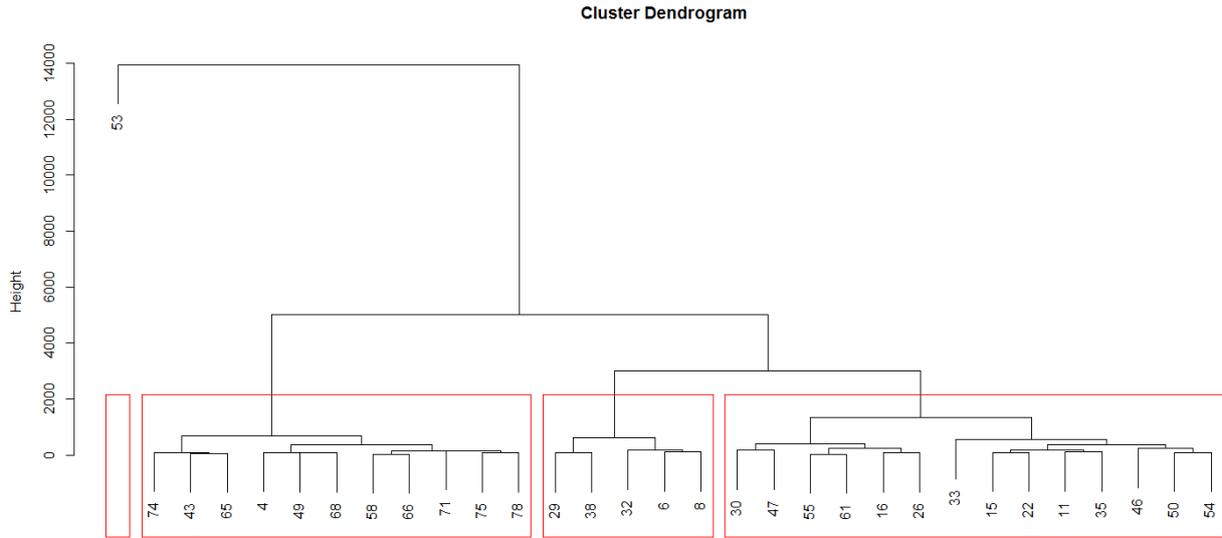


Figure A26 : Dendrogramme de l'analyse hiérarchique basée sur la distance euclidienne entre échantillons.

Figure A26 : Dendrogram of the hierarchical cluster analysis based on Euclidean distance between samples.

SUIVI ET EVALUATION DE LA FAUNE AQUATIQUE AU DROIT DE LA REQUALIFICATION DE LA RIVE ENTRE NEUVECELLE ET MAXILLY

HYDROBIOLOGICAL EVOLUTION OF THE LAKE GENEVA LITTORAL ZONE BETWEEN NEUVECELLE AND MAXILLY FOLLOWING A SHORELINE DEVELOPMENT

CAMPAGNE 2016

PAR

**Léo DESFORET, Florian BARTHELEMY, Laetitia MUNCH, Edouard KRUGLER
et Jean-Claude RAYMOND**

AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ, Unité Spécialisée Milieux Lacustres
13, Quai de Rives, Thonon-les-Bains 74200

Julien DAGUET et François DEGIORGI

UNIVERSITE DE FRANCHE-COMTE, Laboratoire Chrono-Environnement,
Route de Gray, 25000 Besançon

RÉSUMÉ

Entre Neuvécelle et Maxilly, la berge du Léman a été remblayée sur 680 mètres en 2012-2013, dans le but de lutter contre l'érosion des berges et de créer un espace de loisirs. Afin d'évaluer l'impact de ces travaux sur les communautés aquatiques, une cartographie des substrats aquatiques, des prélèvements macrobenthiques, ainsi que des pêches électriques et aux filets ont été réalisés, avant et après travaux, suivant des protocoles identiques. Ce suivi montre que la qualité physique de la zone littorale, déjà médiocre à l'état initial, a subi une simplification qualitative et quantitative supplémentaire. Corrélativement, on observe une réduction de la richesse de la faune macrobenthique, notamment pour les groupes les plus sensibles qui régressent au profit de taxons plus résistants ou/et invasifs. De la même manière, la communauté piscicole affiche une perte de variété, même si la densité des perches et des gardons augmente et que la station reste attractive pour la fraie du gardon et du corégone. Les mesures compensatoires consistant en l'allongement du cours d'un petit affluent et en l'aménagement d'une zone humide ont permis le soutien de la biodiversité à l'échelle de la station. Cependant ce gain écologique est limité car la zone humide est asséchée chaque année bissextile tandis que le tronçon de ruisseau supplémentaire est déconnecté du plan d'eau de manière chronique.

ABSTRACT

In 2013 the 680 meters shore of the Geneva Lake between Neuvecelle and Maxilly was backfilled in order to reduce the shoreline erosion and to create a leisure space. Between 2012 and 2016, before and after the shoreline remodeling, so as to evaluate the impact of this landscaping, mapping of the aquatic substrates, fish and macrobenthic samplings, was accomplished according to the identical protocols. The results of these analyses show the reduction and the simplification of the physical quality of the shoreline which was already low before the reshaping. Correspondingly, these modifications have induced the reduction of the macrobenthic communities, mainly in pebbles. Sensitive taxa have been replaced by tolerant and invasive taxa. Similarly, the fish community shows the loss of variety, even in spite of the increase of the perch and roach density. Nevertheless this station is still attractive for roach and whitefish spawning. The compensatory measures, consisting in the creation of an artificial wetland and in the prolongation of a small tributary, allow an increase in qualitative biodiversity. However this gain is limited because every leap year the wetland is drained, while the supplementary segment of the tributary is chronically disconnected from the lake.

1. INTRODUCTION

Entre Neuvecelle et Maxilly, le projet de «valorisation des rives du Léman de Grande-Rive-Petite-Rive» a nécessité des travaux de grande ampleur. Le chantier a démarré juin 2012, 2,6 hectares ont été gagnés sur le lac avec 100 000m³ de remblais disposés sur 30 mètres de largeur et 680 de longueur. L'aménagement de cette rive avait pour but de sécuriser la circulation piétonne et cycliste au bord du lac, d'aménager un espace de loisirs et lutter contre l'érosion des berges.

Un remblaiement de la beine lacustre d'une telle ampleur se devait d'être accompagné d'une évaluation environnementale intégrant la composante aquatique de l'écosystème. C'est pourquoi l'ONEMA (devenu en 2017 Agence Française pour la Biodiversité) a engagé depuis 2012 un suivi de l'évolution de la qualité physique du littoral remodelé ainsi que de l'état de santé des communautés aquatiques piscicoles et macrobenthiques qu'il abrite. Cet article dresse le bilan des résultats obtenus grâce aux différentes investigations menées pour en déduire une évaluation objective de l'impact des travaux sur la qualité hydrobiologique de ce secteur.

2. STATIONS

La station étudiée est située sur la rive française du Léman, au droit des communes de Neuvecelle et Maxilly-sur-Léman (Coordonnées WGS 84 : X= 736695,3 Y= 5845256). Les berges ont été avancées en moyenne d'une vingtaine de mètres et ont été enrochées pour former 600 mètres de digues ménageant trois plages de galets d'une longueur cumulée d'environ 200 m.

Dans le but d'établir une comparaison spatiale et temporelle, une station témoin a été choisie, localisée sur la commune de Publier, à environ 5km à l'Ouest de la station d'étude (Figure 1). Celle-ci présente une mosaïque d'habitat similaire à la station Grande-Rive avant travaux, et a fait l'objet d'une approche similaire par le passé (Bolard, 2010), fournissant des données antérieures.



Figure 1 : Localisation des stations sur la rive française du Léman.

Figure 1 : Station location on the Lemman French shore.

A titre de mesures «compensatoires», une zone humide artificielle a été aménagée et le lit d'un petit tributaire, le Maraîche, a été prolongé. Avant travaux cet affluent se jetait directement dans le lac au travers d'une buse franchissant la RN5 (aujourd'hui RD1005). Désormais, un linéaire subrectiligne de 30 mètres plantés d'hélophytes lui a été ajouté pour faire jonction avec la nouvelle berge du lac.

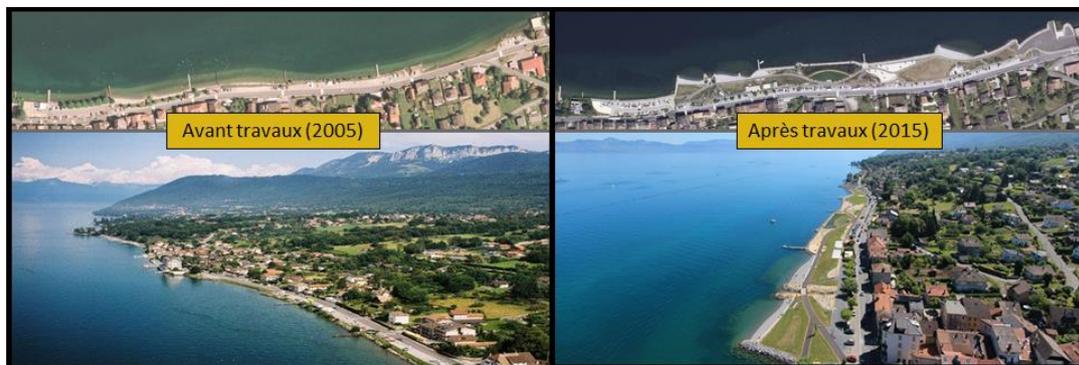


Figure 2 : Images satellitaires et photographies aériennes de la station Grande-Rive avant et après travaux d'aménagement

Figure 2 : Satellite images and aerial photos of the station Grande-Rive before and after shoreline refitting (Source : Géoportail, Profils étude).

3. METHODES

3.1 CARTOGRAPHIE DES HABITATS

La description physique de la zone étudiée permet, outre l'évaluation de la qualité habitationnelle de la station, la définition de la stratégie d'échantillonnage de la faune macrobenthique et piscicole. Une carte des substrats du littoral et de la zone humide créée a donc été dressée avant et après travaux, jusqu'à l'isobathe 2m, au moyen d'un échosondeur et d'un GPS embarqués sur le bateau. Les différents substrats et pôles d'attractions correspondants pour la faune piscicole ont été relevés en adoptant la nomenclature proposée par DEGIORGI et GRANDMOTTET (1993).

La portion prolongée du cours du Maraîche, de la RD1005 à la nouvelle rive lacustre, a été cartographiée selon le protocole de l'indice d'attractivité morphodynamique (IAM, Teleos, 2002).

3.2 ECHANTILLONNAGE DE LA FAUNE MACROBENTHIQUE

Pour le littoral de la station ainsi que la zone humide, la stratégie d'échantillonnage adoptée est de type stratifiée par substrats avec une allocation proportionnelle à leur recouvrement (Tableau 1, Annexe 5). Des campagnes de prélèvements ont ainsi été réalisées avant travaux en 2012, puis après travaux en 2014 et 2016.

Celles-ci ont été effectuées fin avril, avant la période d'émergence des insectes, afin d'obtenir une image optimale de la communauté macrobenthique. Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un filet Sürber d'une surface de 1/20m² et maille 500µm, à moins d'1 mètre de profondeur, à pied depuis la berge.

Tableau 1: Nombre annuel de prélèvements benthiques par type de substrat. Abréviations (voir annexe 5)

Table 1: Annual number of benthic samples for each kind of substrate.

Stations	Années	Substrats										Total
		BLO	BLO (Aff)	GAL	GAL (Aff)	GRA	HEL	FNM	GGR	FNO	LIT	
Littoral de Grande-Rive	2012	5	2	7	4	2						20
	2014	16		4								20
	2016	10		10								20
Zone humide	2014						3	5				8
	2016	2						1	1	5	2	11

Sur la partie prolongée du ruisseau du Maraîche, 20 placettes ont été prospectées suivant le protocole MAG20 (TELEOS, 2000) en 2014 et 2016. Cette méthode permet non seulement de calculer un IBGN (Indice biologique global normalisé ; AFNOR, 1992) mais aussi d'obtenir une meilleure image de la richesse taxonomique et de l'abondance de la faune macrobenthique.

3.3 ECHANTILLONNAGE DE LA FAUNE PISCICOLE

Pour l'étude de la faune piscicole, deux méthodes complémentaires ont été employées afin de capturer un maximum d'espèces et de prospecter tous les habitats à différentes profondeurs. Cette approche permet d'obtenir des images comparables de la richesse et de l'abondance du peuplement piscicole.

Pêche au filet

La zone littorale profonde est échantillonnée à l'aide de filets maillants benthiques de type CEN (AFNOR, 2005. Tableau 2). Le nombre de mailles (12, dont le diamètre varie de 5 à 55mm) permet la capture d'un grand nombre d'espèces de morphologies et tailles différentes.

Tableau 2 : Nombre annuel de filets benthiques de type CEN par strate par pôle d'attraction.

Table 2 : Annual number of benthic nets (CEN type) for each kind of habitat ("attraction pole").

	2012				2013			2014			2015			2016		
	BLO	GAL	HYI	FNM	BLO	GAL	FNM									
Strate 0-3 m	1	2			2	1		2	1		2	1		2	1	
Strate 6-9 m			1	2			3			3			3			3
Strate 9-12 m				3			3			3			3			3
Total	1	2	1	5	2	1	6	2	1	6	2	1	6	2	1	6

Pêche électrique

En complément, la pêche électrique permet l'échantillonnage dans les faibles profondeurs (<1m) où l'usage de filets est plus difficile. Elle a été utilisée selon une stratégie d'échantillonnage stratifié avec allocation proportionnelle à la surface des pôles d'attraction. Un appareil de type Héron est utilisé, la prospection a été réalisée à pied ou depuis une embarcation selon la profondeur et l'accessibilité.

Tableau 3 : Surfaces prospectées annuellement à l'électricité (m²) par pôle d'attraction.

Table 3 : Annual prospected areas by electro-fishing (m²) for each kind of habitat ("attraction pole").

		AFF	BLO	GAL	FNM	HEL
Littoral de Grande-Rive	2012	12,6	52,6	19,9		
	2013	7,0	47,3	5,8		
	2014		72,0	25,7		
	2015		26,5	24,7		
	2016	4,0	81,0	20,4		
Zone humide	2013		4,0			
	2014		11,5	5,0	21,0	12,5
	2015		8,5	2,0	3,0	36,0
	2016		6,0	4,5		34,0

Une prospection par pêche électrique à un seul passage a été également réalisée, de 2013 à 2016, sur le lit prolongé du Maraîche.

3.4 TRAITEMENT DES RÉSULTATS

Les résultats de ces mesures effectuées durant 5 années successives sur le site de Grande-Rive ont été comparés entre eux ainsi qu'aux résultats obtenus sur la station témoin. Les analyses statistiques ont été réalisées à partir des résultats à l'échelle de la placette d'échantillonnage. Pour la faune macrobenthique, seuls les taxons représentés par au moins 3 individu/m² par campagne de prélèvement sont pris en compte.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 EVOLUTION DE LA COMMUNAUTÉ MACROBENTHIQUE LITTORALE

La richesse de la faune macrobenthique tend à diminuer après les travaux en 2012, alors que la densité augmente. On retrouve en 2016, une densité 7 fois supérieure à celle de 2012 (Tableau 4). En revanche, les variétés familiales et génériques ont fortement chuté en 2014. En 2016, même si une recolonisation semble avoir eu lieu, la variété familiale reste inférieure à celle de l'état initial. L'analyse de variance réalisée sur les résultats d'échantillonnage macrobenthique à l'échelle de la placette montre que la richesse est significativement différente en 2014 et 2016 (ANOVA, p-value= 0.059 pour 2014 et 0.028 pour 2016) par rapport à l'état initial.

Tableau 4 : Densités annuelles (individu/m²), variétés familiales et génériques des communautés macrobenthiques du littoral de Grande-Rive.

Table 4 : Annual densities (individual/m²) and taxon richness of Grande-Rive shoreline macrobenthic communities.

	2012	2014	2016
Densité (ind/m ²)	1135	1843	8100
Variété familiale	15	9	13
Variété générique	18	12	18

La composition du peuplement macrobenthique à l'état initial indiquait déjà une probable perturbation de la zone littorale. Les éphéméroptères, trichoptères et coléoptères, qui regroupent une majorité de taxons sensibles à la qualité de l'eau ou/et de l'habitat, étaient en effet observés en très faible densité et richesse taxonomique. Cette communauté initiale est similaire à celles retrouvées sur des stations anthropisées de la rive lémanique française lors d'étude antérieure (BOLARD, 2010). Parallèlement, à notre connaissance, aucun plécoptère n'a jamais été signalé dans le Léman, alors que ce groupe est susceptible de coloniser les lacs alpins oligotrophes (FÜREDER et al., 2006).

À la suite des aménagements, une simplification de la communauté est observée. Les éphéméroptères ont quasiment disparu après travaux, un individu unique a été capturé en 2016. Les triclades et nemathelminthes déjà anecdotiques en 2012 ne sont plus retrouvés sur cette station. L'indice d'équitabilité de Pielou, traduisant le degré de diversité atteint par rapport au maximum théorique (BLONDEL, 1979), diminue progressivement de 2012 à 2016 (Annexe 1). Ce phénomène n'est pas observé sur la station témoin, située au droit de la commune de Publier.

L'indice de Jaccard, utilisé pour comparer la similarité entre les communautés montre que les peuplements macrobenthiques annuels observés après les travaux sont plus similaires entre eux qu'avec la communauté de l'état initial (Annexe 1).

L'augmentation des densités depuis 2012 est principalement due à 2 taxons, considérés comme ubiquistes, les *Chironomidae* et *Gammaridae*. Quatre ans après travaux, ces 2 taxons représentent 96% de la communauté macrobenthique contre 88% initialement. Les densités de ces taxons varient significativement d'une année à l'autre (ANOVA, p-value=2.9e-05).

Corrélativement, dans les prélèvements post-travaux, le genre *Gammarus* n'a plus été observé, alors que la densité du taxon allochtone *Dikerogammarus villosus* a été multipliée par 3 de 2012 à 2014, puis par 10 de 2014 à 2016. Certes, cette espèce invasive colonise depuis une dizaine d'années la totalité du

lac Léman (LODS-CROZET et REYMOND, 2006 ; LODS-CROZET et al., 2013 ; LACHAVANNE et al., 2013). Sa densité a également augmenté dans la station témoin de Publier mais son facteur d'accroissement entre 2014 et 2016 y a été nettement plus faible en ne dépassant pas 3. Par conséquent, il semble que les enrochements de Grande-Rive aient favorisé la colonisation massive de ce crustacé peu exigeant en matière de qualité habitationnelle.

A contrario, dans les galets, une diminution significative des densités et variétés par placette a été constatée en 2014 (ANOVA, p-value=0.004). En 2016, même si la densité a pratiquement quintuplé par rapport à 2012 sur ce substrat, grâce à la prolifération de *D. villosus*, la variété générique y reste inférieure à celle qui avait été enregistrée en 2012. Depuis les travaux, 10 genres initialement présents sur les galets ne sont plus retrouvés.

Une analyse factorielle des correspondances a été réalisée à partir des résultats d'échantillonnage par placette (Figure 3). Les deux premiers axes dégagés par cette analyse prennent en compte 50% de l'inertie totale. Sur ce plan F1F2 de l'AFC, on observe que les communautés macrobenthiques post-travaux sont similaires entre elles et différentes de celle de l'état initial qui apparaît plus contrastée.

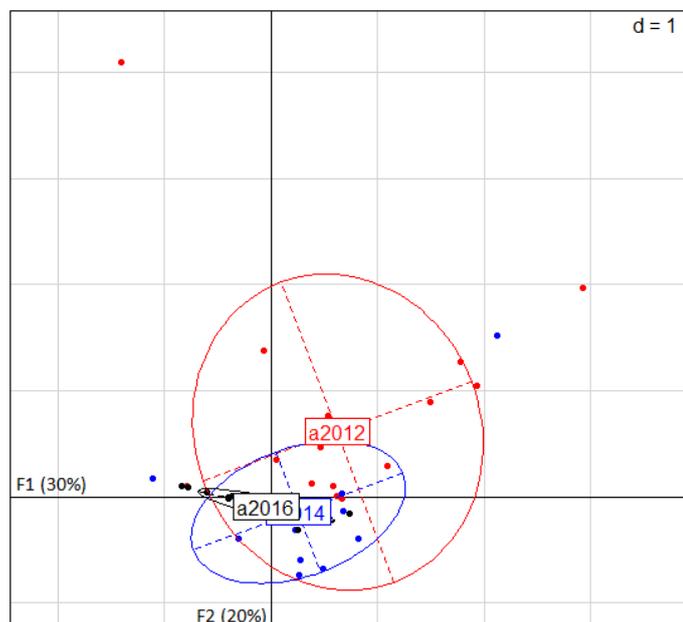


Figure 3 : Représentation des différentes communautés macrobenthiques de Grande-Rive sur le plan F1F2 de l'AFC réalisée à partir des listes faunistiques.

Figure 3 : Representation of Grande-Rive macrobenthic communities in axis F1F2 of CFA based on faunistic listing.

La richesse taxonomique est reconnue comme étant positivement corrélée à l'hétérogénéité des habitats (BRAUNS *et al.*, 2007 ; WHITE et IRVIN, 2003). Ainsi, la perte de diversité du peuplement macrobenthique de cette station pourrait être reliée à la simplification habitationnelle entraînée par l'aménagement. Les interfaces artificielles présentent des richesses faunistiques plus faibles que les interfaces naturelles (BANZIGER, 1995). L'enrochements du littoral dans la strate de 0 à 5m aurait favorisé ici l'expansion rapide de l'espèce invasive, *Dikerogammarus villosus* au détriment de *Gammarus pulex/fossarum*, déjà mentionnée par LODS-CROZET et al., 2013.

Ce taxon, qui est en expansion dans le Léman et affectionne les blocs, est observé depuis 2002 (LODS-CROZET et REYMOND, 2006). Parfois appelée « crevette tueuse », ce crustacé caranassier se nourrit d'une large gamme de macroinvertébrés et peut rapidement dominer les peuplements macrobenthiques en termes d'abondance et de biomasse (REWICZ *et al.*, 2014).

4.2 EVOLUTION DE LA FAUNE PISCICOLE LITTORALE

Pour ce type de mosaïque d'habitats littoraux, à dominance minérale, la communauté piscicole observée à l'état initial était diversifiée et comprenait, entre autres, les espèces suivantes : truite, blennie, goujon, vandoise, barbeau fluviatile, chabot, brochet, carpe commune... Après l'aménagement de la berge, on observe une augmentation des rendements, sauf pour la zone littorale profonde en 2015 année durant laquelle la densité de perchettes était plus faible. En revanche, d'une manière globale, la richesse spécifique a diminué, principalement à cause de l'absence des espèces initialement marginales (barbeau, brochet, carpe ; Figure 4). La disparition de l'herbier de myriophylles qui était présent au delà de 1,5 m de profondeur peut expliquer la baisse de fréquentation du secteur par les espèces "phytophiles" (brochet, carpe commune...).

La zone prospectée à l'électricité est difficilement comparable avant et après travaux. En effet, lors de l'état initial, cette zone correspondait à la zone eu-littorale avec une pente d'environ 10 % sur environ 40 m (CSD, 2011). Après travaux, le remblai de la beine lacustre a conduit à la disparition de cette surface eulittorale devant le linéaire enroché. La pente y est désormais beaucoup plus importante et atteint 88% au voisinage direct de la berge. Ainsi, des espèces initialement observées uniquement à plus de un mètre de profondeur comme le gardon, la perche, l'ablette, la tanche et le goujon sont désormais échantillonnées à l'électricité à proximité immédiate du nouveau rivage.

D'après les indices de Jaccard, l'échantillon de l'année 2012 est le plus dissemblable de tous les échantillons (Annexe 1). Les enrochements ont profité aux gardons et perches, espèces ubiquistes peu pénalisées par ce type d'artificialisation de berge (BRUSLE et QUIGNARD, 2001). La hausse de fréquentation de leur part a entraîné une augmentation des densités globales. Ce sont les deux espèces les plus abondantes dans le Léman (EAWAG, 2014). Avant travaux, ces deux espèces représentaient moins de 56 % du peuplement, alors que leur proportion dépasse maintenant 77%.

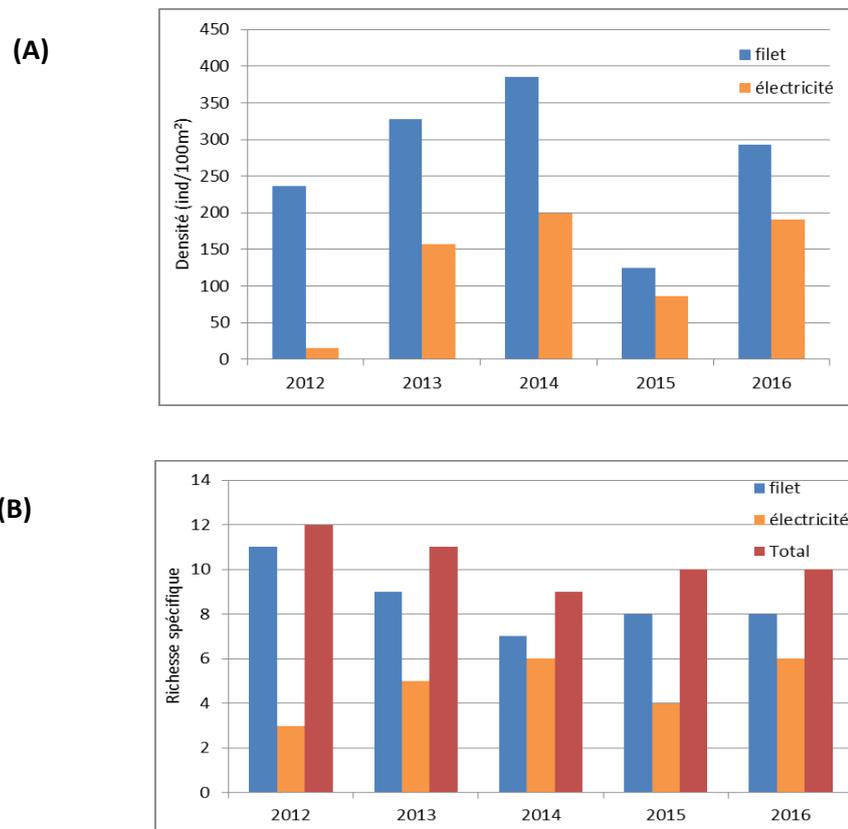


Figure 4 : Rendements totaux (A) et richesse spécifique (B) de l'échantillonnage de la faune piscicole au filet et à l'électricité sur la station de Grande-Rive de 2012 à 2016.

Figure 4 : Total returns (A) and species richness (B) of Grande-Rive station fish fauna sampled by nets and electricity from 2012 to 2016.

En revanche, le goujon, espèce benthique, dont les habitats préférentiels en lac sont les fonds nus minéraux de graviers et galets (SCHLUMBERGER et PIERRE, 2008), voit sa population diminuer régulièrement depuis 2012. Sur la station avant travaux, cette espèce était la seconde en termes d'abondance numérique et la station était connue des pêcheurs locaux comme secteur de reproduction de l'espèce (MUNCH et RAYMOND, 2015). La disparition locale des substrats fins remplacés par des galets et blocs homogènes défavorise cette espèce.

Cependant, comme pouvait l'attester l'abondance de géniteurs matures et la présence de tubercules nuptiaux sur les gardons échantillonnés, cette station demeure un site de reproduction pour cette espèce. En outre, un échantillonnage réalisé à l'époque de la fraie du corégone a montré que cette station reste fréquentée par cette espèce pour sa reproduction. Ces observations ne permettent toutefois pas d'apprécier le taux d'éclosion des œufs déposés sur ce site, ni la survie des larves vésiculées : il n'est donc pas possible d'évaluer complètement l'impact des travaux sur la reproduction des deux espèces. Enfin, si la blennie et le chabot sont toujours bien représentés sur cette station, et si la population d'ablette a crû, la population de vandoise, elle, a diminué depuis les travaux.

A l'échelle des postes de pêche au filet et des placettes d'échantillonnage à l'électricité, la diversité diminue progressivement depuis 2012. En 2016, elle est pratiquement trois fois plus faible qu'à l'état initial. L'analyse de variance montre que la richesse spécifique varie significativement d'une année à l'autre (ANOVA, p-value=4.6e-06).

Néanmoins, comme le montre l'AFC qui dégage 49% de l'inertie totale sur ses deux premiers axes, la composition du peuplement piscicole n'a pas été fondamentalement modifiée (Figure 5). On observe que la communauté initiale est similaire aux communautés de 2013 et 2015 du fait de la prédominance des perches. Les communautés de 2014 et 2016 sont similaires entre elles et diffèrent des autres, principalement du fait de l'abondance de gardons échantillonnés. Si l'on fait abstraction des variations d'abondances de ces deux espèces, dominantes dans l'ensemble des zones littorales du lac Léman, l'AFC montre que tous les échantillons annuels se ressemblent fortement (Annexe 8).

D'un point de vue global, l'ichtyofaune, intégrant des échelles de perturbation spatialement plus grandes que les macroinvertébrés, ne subit pas de déstructuration flagrante suite aux aménagements. Néanmoins, cette vision d'ensemble doit être nuancée : même si la densité piscicole totale est maintenue sur cette station, les espèces marginales ont disparu tandis que des espèces réputées sensibles ou exigeantes, comme le goujon ou la vandoise, voient leur abondance diminuer depuis les travaux.

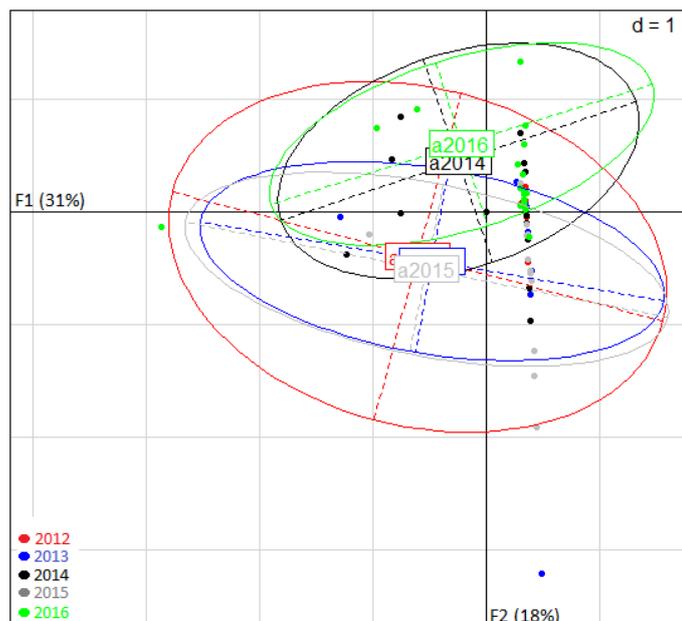


Figure 5 : Représentation des différentes communautés piscicoles de Grande-Rive sur le plan F1F2 de l'AFC réalisée à partir des listes faunistiques.

Figure 5 : Representation of Grande-Rive fish communities in axis F1F2 of CFA based on faunistic listing.

4.2 EFFICACITÉ DES MESURES COMPENSATOIRES

Faune macrobenthique

La comparaison du nombre de taxons présents sur le littoral de Grande-Rive avant et après travaux montre que les deux mesures compensatoires, la zone humide et le lit prolongé du Maraîche, ont permis une augmentation de la richesse taxonomique globale du site étudié. Les prélèvements effectués sur les deux milieux créés de toutes pièces comportaient en effet 2 ordres, 30 familles et 53 genres qui n'avaient jamais été capturés sur le littoral de Grande-Rive (Tableau 5, Annexe 2).

Tableau 5 : Densités (individu/m²), variétés familiales et variétés génériques annuelles des communautés macrobenthiques des mesures compensatoires

Table 5 : Evolution of annual densities (individual/m²) and taxonomic richness of macrobenthic communities after compensatory measures improvement

	Densité (ind/m ²)		Variété familiale		Variété générique	
Maraîche	1591	4203	24	22	35	30
Zone humide	1657	3020	28	16	39	21

Les 20 prélèvements benthiques réalisés à deux reprises suivant le protocole Mag20 sur le Maraîche ont aussi permis de déterminer la qualité biologique globale de la partie prolongée en calculant 2 IBGN. Bien que les variétés familiales et génériques aient diminué de 2014 à 2016, ces notes ont augmenté grâce à l'apparition de taxons indicateurs plus sensibles dont un genre de plécoptère (Annexe 4). La densité, quant à elle, a plus que doublé de 2014 à 2016, grâce à la forte augmentation de la densité des *Chironomidae* et de *Gammarus*.

Corrélativement, les quelques taxons apparus dans la zone littorale depuis les travaux pourraient provenir du Maraîche dans lequel ils sont également retrouvés (*Riolus*, *Rhyacophila*, *Potamopyrgus antipodarum*...).

Cependant, ce tronçon prolongé est périodiquement déconnecté du lac, notamment lorsque les débits sont inférieurs à 12 l/s. L'absence de prise en compte des débits moyens ou d'étiages lors de la phase d'étude a abouti à un surdimensionnement de la confluence, ne permettant pas à des débits courants d'évacuer le dépôt de galets. La fréquente déconnection qui en découle limite l'attractivité du tronçon de ruisseau prolongé ainsi que l'apport de faune endobenthique par dérive jusqu'au lac.

En ce qui concerne la zone humide, la création locale de nouveaux substrats (fonds nus organiques, hélophytes, graviers), permet l'implantation de taxons inédits. Une augmentation de l'abondance est observée de 2014 à 2016 (Tableau 5). Elle est essentiellement expliquée par l'accroissement de la densité en oligochètes, 4 fois plus nombreux en 2016.

Cependant, dans le même temps, la variété taxonomique diminue de près de moitié, et les trichoptères, hétéroptères, odonates et éphéméroptères disparaissent entre 2014 et 2016. Cette régression s'explique par l'assèchement total de cette zone entre fin mars et début mai 2016, du fait de l'abaissement printanier du lac opéré les années bissextiles. Ainsi, le gain de biodiversité que pourrait apporter ce système semble limité par cette « remise à zéro » qui s'opère tous les 4 ans. Un suivi à plus long terme serait toutefois nécessaire pour vérifier cette hypothèse.

Faune piscicole

Les pêches électriques réalisées dans la partie prolongée du Maraîche révèlent une faible richesse spécifique avec une moyenne de 1 à 2 espèces par prospection. En plus d'être déconnecté périodiquement du lac, le cours du Maraîche est, en amont de ce secteur, majoritairement busé lors de la traversée la commune de Neuvecelle. Le gain écologique de cette mesure compensatoire est donc grevé par l'altération générale du cours d'eau.

Malgré tout, en 2013 et en 2016, des vairons ont pu être capturés dans cette portion prolongée. Or, cette espèce n'a jamais été échantillonnée sur le littoral de Grande-Rive et sa présence dans le lac est aujourd'hui exceptionnelle (EAWAG, 2014 ; RAYMOND et al., 2010).

Parallèlement, la diversité de l'ichtyofaune de la zone humide varie entre 1 en 2013 et 7 espèces en 2014 parmi lesquelles un chabot, une lote, cette dernière n'ayant jamais été capturée auparavant sur cette partie du littoral. Durant cette même année, une densité notable de tanche a aussi été échantillonnée. Cette dernière observation s'explique par l'attractivité des hélophytes vis-à-vis des juvéniles et des adultes de cette espèce (DEGIORGI, 1994). La présence d'alevins de gardons a également été observée dans cette annexe hydraulique. Cependant, l'assèchement de 2016 a conduit à une baisse de la richesse taxonomique alors réduite à la blennie et à la perche.

L'hypothèse de la disparition, suite au projet d'aménagement, des quelques individus de salamandre tachetée observés lors de l'état initial avait été émise. Cependant, cet urodèle intégralement protégé en France a été régulièrement observé dans ces milieux annexes au lac, lors de chaque année d'étude.

5. CONCLUSIONS

Les aménagements réalisés sur la station de Grande-Rive ont conduit à une simplification habitationnelle et à une réduction de la surface eulittorale.

Ces modifications physiques sont vraisemblablement à l'origine d'une perte de diversité macrobenthique. Les taxons les plus sensibles ont disparu de la station, au profit d'autres taxons ubiquistes et invasifs dont la densité a fortement augmenté. Le remodelage de la berge a donc entraîné un appauvrissement et une simplification de la communauté macrobenthique littorale.

L'impact sur la faune piscicole est moins alarmant qu'initialement imaginé. L'acroissement des densités d'espèces peu sensibles, gardon et perche, a été favorisé par ces aménagements anthropiques et soutient l'abondance globale. En outre le littoral semble demeurer attractif pour la fraie des gardons et corégones. Cependant, un appauvrissement modéré de la diversité piscicole est observé, ainsi qu'une diminution de densité du goujon due à la disparition des graviers-galets et substrats plus fins.

Les mesures compensatoires mises en place sur la station afin de pallier l'impact environnemental du projet entraînent l'apparition de taxons initialement absents du littoral adjacent. Néanmoins, la fonctionnalité de ces annexes recréées s'avère limitée. En effet, la zone humide artificielle est asséchée tous les 4 ans du fait de l'abaissement du niveau du lac tandis que la partie terminale du tronçon prolongé du Maraîche, mal dimensionnée, est insuffisamment connective avec le lac.

La rive française du Léman présente près de 80% de rives artificialisées (RAYMOND et al., 2015), et les berges de la station étudiée avaient déjà subi des modifications avant l'aménagement dont il est question ici. Dans un contexte de qualité habitationnelle et biologique initiale déjà médiocre, l'aménagement de Grande-Rive a entraîné une baisse de la qualité hydrobiologique de la zone littorale, faiblement compensée par la création de deux annexes hydrauliques.

REMERCIEMENTS

Nous remercions les équipes techniques de l'ONEMA-AFB, Nicolas BERGHER, Laurent GIUSTI, Frédéric RENAUDON, Mathieu BALDECK, Sandro PARUSSATI (DR AURA) et Florent CELLIER (SD74) pour la réalisation des échantillonnages. Merci à l'INRA de Thonon-les-Bains et à l'Université de Fr-Comté pour leur aide logisitique et soutien scientifique.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR, (1992): Détermination de l'indice biologique global normalisé (I.B.G.N.) - 9 p.
- AFNOR, (2005): Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. NF EN 14757, rapport Afnor, 27 p.
- BLONDEL, J. (1979): Biogéographie et écologie. Paris : Masson.
- BANZIGER R. (1995): A comparative study of the zoobenthos of eight land-water interfaces (Lake of Geneva). *Hydrobiologia*, 300/301: 133-140.
- BARTHELEMY, F. & DESFORET, L. (2016): Evolution de la qualité biogène sur sites restaurés. Restauration de la roselière du Bout du Lac d'Annecy et remodelage des rives « Grande Rive – Petite Rive » du Léman. Mémoire de Master «Qualité des eaux, des sols et traitement», Université de Franche-Comté.
- BOLARD, A. (2010): Evaluation des capacités biogènes de la zone littorale du lac Léman (74): des mosaïques d'habitats aux communautés benthiques et piscicoles. Mémoire de Master «Qualité des eaux, des sols et traitement», Université de Franche-Comté.
- BRAUNS, M., GARCIA, X.-F., WALZ, N. & PUSCH, M.T. (2007): Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44 : 1138–1144.
- BRUSLÉ J., QUIGNARD J.P., 2001. Biologie des poissons d'eau douce européens. Tec. et Doc., Lavoisier, Paris, 625 p.
- CSD, (2011): Valorisation des rives du Léman de Grande Rive - Petite-Rive – Etude d'impact sur l'environnement et Dossier Loi sur l'Eau. 164 p.
- DEGIORGI, F. & GRANDMOTTET, J.P. (1993) : — Relations entre la topographie aquatique et l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre : définition des modalités spatiales d'une stratégie de prélèvement reproductible. *Bull Fr Pêche Piscic*, 329 : 199-220.
- DEGIORGI, F. (1994) : Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Prospection multisaisonnaire de 6 plans d'eau de l'Est de la France à l'aide de filets verticaux. Thèse Univ. Besançon, Fr.-Comté, 207 p. + annexes.
- EAWAG, (2014) : Etude du peuplement pisciaire du lac Léman. 48 p.
- FÜREDER L., ETTINGER R., BOGGERO A., THALER B., THIES H. (2006) : Macroinvertebrate diversity in Alpine lakes: effects of altitude and catchment properties. *Hydrobiologia* 562 : 123–144.
- KRUGLER, E. & RAYMOND, J.C. (2013) : Faune piscicole et macrobenthique de la zone littorale lémanique sur la station de Grande Rive - Petite Rive, Etat initial avant travaux, 26p.
- LACHAVANNE, J.B. et al. (2013) : Flore et Faune aquatiques de la grande rade de Genève. Diversité biologique et valeur patrimoniale des espèces. Qualité écologique des peuplements. Evolution et Etat actuel. Impact potentiel du projet de la plage publique des Eaux-Vives et de l'agrandissement du port de la Nautique. UNIGE et HEPIA. , mars 2013. 120 p. + annexes.
- LODS-CROZET, B. REYMOND, O. (2006) : Bathymetric expansion of an invasive gammarid (*Dikerogammarus villosus*, Crustacea, Amphipoda) in Lake Geneva. *Journal of Limnology*, 65: 141-144.
- LODS-CROZET, B., GERDEAUX D. & PERFETTA J. (2013) : Changements des communautés biologiques littorales et piscicoles dans le Léman en relation avec les pressions sur l'écosystème. *Arch. Sci*(2013) 66: 137-156.
- MUNCH, L. & RAYMOND, J.-C. (2015) : Evolution hydrobiologique et piscicole de la zone littorale lémanique sur la station de Grande Rive. Suivi de l'impact des aménagements, rapport intermédiaire. ONEMA.
- RAYMOND, J.-C. & MUNCH, L. (2015) : Contribution à l'évaluation de l'état hydromorphologique des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée & Corse, 58 p.
- RAYMOND J.C, BOLARD A. & PERSAT H. (2010): Premier signalement de *Salaria fluviatilis* dans le lac Léman. *Cybium*, 34(4): 401-402.
- REWICZ T., GRABOWSKI M., MACNEIL C., BACELA-SPYCHALSKA K. (2014) : The profile of a 'perfect' invader – the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Invasions* (2014) Volume 9 : Issue 3. 21p.
- SCHLUMBERGER O. & PIERRE E. (2008) : Poissons des lacs naturels français : écologie et évolution des peuplements. français. Versailles : Quae.
- TELEOS, (2000) : Protocole d'analyse semi-quantitative des communautés benthiques : le MAG20. 4p.
- TELEOS, (2002) : Méthode standard d'analyse de la qualité de l'habitat aquatique à l'échelle de la station : l'IAM. Synthèse rédigée par Degiorgi F., Morillas N. et Grandmottet J. P, 7 p.
- WHITE, J. & IRVINE, K. (2003) : The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. – *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 13: 331–351.

ANNEXES

Tableau 6A : Indices de Jaccard et d'équitabilité de Pielou des différentes communautés macrobenthiques du littoral de Grande-Rive et de Publier.

Table 6A : Pielou and Jaccard index of Grande-Rive shoreline and Publier macrobenthic communities.

		Grande-Rive		Publier
		Poissons	Macroinvertébrés	Macroinvertébrés
Indice de Jaccard (Comparaison entre deux années ; /1)	2012 / 2013	0,60		
	2012 / 2014	0,50	0,23	
	2012 / 2015	0,62		
	2012 / 2016	0,57	0,31	
	2013 / 2014	0,67		
	2013 / 2015	0,73		
	2013 / 2016	0,75		
	2014 / 2015	0,64		
	2014 / 2016	0,73	0,45	0,27
	2015 / 2016	0,73		
Indice de Pielou (/1)	2012	0,30	0,18	0,21
	2013	0,22		
	2014	0,21	0,15	0,15
	2015	0,33		
	2016	0,24	0,13	0,22

Tableau 7A : Liste faunistique, densités et variétés de la station littorale de Grande-Rive en 2012, 2014 et 2016 ainsi que de la station témoin (Publier) en 2010, 2014 et 2016.

Table 7A : Faunistic listing, density and richness of Grande-Rive shoreline in 2012, 2014 and 2016 and control site (Publier) in 2010, 2014 and 2016.

ORDRE	FAMILLE	GENRE	Grande-Rive			Publier (station témoin)			
			2012	2014	2016	2010	2014	2016	
TRICHOPTERES	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	4	1					
	Psychomyiidae	<i>Psychomyia pusilla</i>		17	1		2	4	
		<i>Tinodes</i>	6		57	5		5	
	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>		1					
	Indéterminé	<i>Indéterminé</i>	1						
EPHEMEROPTERES	Baetidae	<i>Baetis</i>	26		1			3	
		<i>Centroptilum luteolum</i>				1			
	Caenidae	<i>Caenis</i>	1				2	2	
COLEOPTERES	Curculionidae	<i>Indéterminé</i>	1						
	Elmidae	<i>Esolus</i>						1	
		<i>Riolus</i>			2		2		
<i>Stenelmis</i>						1			
DIPTERES	Athericidae	<i>Atherix</i>				1			
	Ceratopogonidae	<i>sF. Ceratopogoninae</i>	1		8				
		<i>Indéterminé</i>			347			69	
	Chironomidae	<i>sF. Chironominae</i>			1		15		
		<i>sF. Chironominae tr. Chironomini</i>			1	41	19	25	15
		<i>sF. Chironominae tr. Tanytarsini</i>			20	1	5	17	10
		<i>sF. Diamesinae</i>	306		373				263
		<i>sF. Orthocladiinae</i>	906	1171	3534	101	804	514	
		<i>sF. Tanypodinae</i>	2	1	10	1		15	
	Empididae	<i>sF. Hemerodromiinae</i>			1			2	
	Limoniidae	<i>Tr. Limoniini</i>					1		
		<i>Tr. Pedicini</i>						3	
	Psychodidae	<i>Indéterminé</i>		5	1		2		
Simuliidae	<i>Indéterminé</i>	1					1		
Stratiomyidae	<i>Indéterminé</i>						1		
Tipulidae	<i>Indéterminé</i>						2		
BIVALVES	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	1						
	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i>	3	184	46	1	12	21	
GASTEROPODES	Hydrobiidae	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			3			2	
	Physidae	<i>Physella</i>				1			
AMPHIPODES	Corophidae	<i>Corophium curvispinum</i>	47	4	120			13	
	Gammaridae	<i>Dikerogammarus villosus</i>	127	355	3515	61	295	591	
		<i>Gammarus</i>	53			2			
ACHETES	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>						1	
OLIGOCHETES	Indéterminé	<i>Indéterminé</i>	27	82	38	235	51	88	
TRICLADES	Planariidae	<i>Indéterminé</i>	3						
HYDRACARIENS	Indéterminé	<i>Indéterminé</i>			1				
NEMATHELMINTHES	Nématodes	<i>Indéterminé</i>	1						
Densité (ind/m ²)			1517	1843	8100	433	1229	1626	
Variété familiale			15	9	13	8	9	16	
Variété générique			18	12	18	12	12	21	

Tableau 8A : Liste faunistique, densités et variétés du Maraîche et de la zone humide de la station Grande-Rive en 2014 et 2016 [surlignage = taxons absents de la zone littorale de Grande-Rive].

Table 8A : Faunistic listing, density and richness of Maraîche and wetland of Grande-Rive in 2014 and 2016. [Highlighting = Taxa absent of Grande-Rive shoreline].

ORDRE	FAMILLE	GENRE	Maraîche		Zone humide		
			2014	2016	2014	2016	
TRICHOPTERES	Limnephilidae	<i>Halesus</i>			1		
		<i>Melampophylax</i>	3	1			
		sF. <i>Limnephilinae</i>	1				
	Polycentropodidae	<i>Neureclipsis</i>	1				
		<i>Polycentropus</i>	1	6			
		<i>Plectrocnemia</i>	2				
	Psychomyiidae	<i>Tinodes</i>	1				
	Rhyacophilidae	<i>Hyporhyacophila</i>	4	4	1		
		<i>Rhyacophila</i>	1	2			
	EPHEMEROPTERES	Baetidae	<i>Baetis</i>	2	402		
<i>Centroptilum luteolum</i>			85	27			
<i>Cloeon</i>						1	
<i>Proclon bifidum</i>						1	
<i>Caenis</i>						49	
Leptophlebiidae		<i>Thraulius</i>				1	
Stratiomyidae		Indéterminé		1			
Ephemerellidae		<i>Serratella</i>				3	
PLECOPTERES		Nemouridae	<i>Protonemura</i>		5		
COLEOPTERES		Dryopidae	<i>Dryops</i>				1
	Dytiscidae	sF. <i>Colymbetinae</i>				1	
	Elmidae	<i>Riolus</i>		10			
	Haliplidae	<i>Halipilus</i>	1	1			
	Noteridae	<i>Noterus</i>				1	
	Scirtidae	<i>Elodes</i>	1				
DIPTERES	Anthomyiidae	Indéterminé		1			
	Athericidae	Indéterminé		4			
	Ceratopogonidae	sF. <i>Ceratopogoninae</i>	7		8	22	
		sF. <i>Dasyheleinae</i>	16				
		sF. <i>Forcipomyiinae</i>				1	
		Indéterminé		46		14	
	Chironomidae	sF. <i>Chironominae</i>	8				
		sF. <i>Chironominae</i> tr. <i>Chironomini</i>	14	180	3	310	
		sF. <i>Chironominae</i> tr. <i>Tanytarsini</i>	15	37		9	
		sF. <i>Diamesinae</i>		232		11	
		sF. <i>Orthocladiinae</i>	249	786	89	115	
		sF. <i>Tanypodinae</i>	58	88	78	29	
		sF. <i>Clinocerinae</i>				3	
	Empididae	sF. <i>Hemerodromiinae</i>	52	19	1	1	
	Limoniidae	Indéterminé		1			
		Tr. <i>Limoniini</i>	4				
	Psychodidae	Indéterminé				3	
	Ptychopteridae	<i>Ptychoptera</i>				2	
	Simuliidae	Indéterminé	2	9			
		Tr. <i>Prosimuliini</i>	1				
Stratiomyidae	Indéterminé	9	11		1		
Tabanidae	Indéterminé	1	1		1		
Tipulidae	Indéterminé	1		21	2		
HETEROPTERES	Veliidae	<i>Microvelia</i>				1	
ODONATES	Coenagrionidae	<i>Coenagrion pro parte</i>				18	
		Indéterminé				1	
	Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i>	1				
		<i>Leucorrhinia</i>				5	
		<i>Orthetrum</i>				5	
	<i>Sympetrum</i>				10		
BIVALVES	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>				1	
	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i>				4	
	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>		1		54	
<i>Sphaerium</i>					1		
GASTEROPODES	Bithyniidae	<i>Bithynia</i>				1	
	Hydrobiidae	<i>Bythinella</i>	1				
		<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	8			1	
	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i>				3	
		<i>Lymnea</i>				6	
		<i>Radix</i>	1			8	
	Physidae	<i>Physa</i>	1			21	
		<i>Anisus</i>				1	
	Planorbidae	<i>Bathymphalus contortus</i>	3			1	
		<i>Gyraulus + Menetus dilatatus</i>		2		19	
		<i>Planorbarius</i>		3			
		<i>Planorbis</i>				2	
AMPHIPODES	Gammaridae	<i>Dikerogammarus villosus</i>				6	
	<i>Gammarus</i>	859	2194				
ISOPODES	Asellidae	<i>Asellus</i>	1	7	24	28	
ACHETES	Erpobdellidae	<i>Erpobdella</i>				3	
	Glossiphoniidae	<i>Haementeria costata</i>				1	
OLIGOCHETES	Indéterminé					4	
OLIGOCHETES	Indéterminé					175	
OLIGOCHETES	Indéterminé					120	
HYDRACARIENS	Indéterminé					256	
						1023	
		Densité (ind/m ²)	1591	4203	1657	3020	
		Variété familiale	24	22	27	16	
		Variété générique	35	30	38	21	

Tableau 9A : Variété générique, densité, note IBGN et robustesse du tronçon renaturé du Maraîche en 2014 et 2016.

Table 9A : Generic variety, density, IBGN mention, robustness of the restored section of Maraîche in 2014 and 2016.

	Maraîche 2014	Maraîche 2016
Variété générique	35	30
Densité (ind/m²)	1591	4203
Groupe indicateur (GI)	<i>Baetidae</i> (2)	<i>Polycentropodidae</i> (4)
Note IBGN	7	10
Groupe indicateur (GI)	<i>Gammaridae</i> (2)	<i>Rhyacophilidae</i> (4)
Robustesse	7	10

Tableau 10A : Codes utilisés pour les substrats et espèces échantillonnées au filet et à l'électricité.

Table 10A : Code name used for substrate and species sampled by nets and electricity.

Code des substrats		Code de la faune échantillonnée		
Code	Substrat	Code	Nom commun	Nom latin
AFF	Afférence	ABL	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i>
BLO	Blocs	BAF	Barbeau fluviatile	<i>Barbus barbus</i>
GAL	Galets	BRO	Brochet	<i>Esox lucius</i>
GGR	Galets-graviers	BLE	Blennie	<i>Salaria fluviatilis</i>
GRA	Graviers	CCO	Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>
FNO	Fonds nu organiques	CHA	Chabot	<i>Cottus gobio</i>
FNM	Fonds nu minéraux	GAR	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>
HLE	Hélophytes	GOU	Goujon	<i>Gobio gobio</i>
HYI	Hydrophytes	PER	Perche	<i>Perca fluviatilis</i>
LIT	Litière	TAN	Tanche	<i>Tinca tinca</i>
		TRF	Truite fario	<i>Salmo trutta fario</i>
		TRL	Truite lacustre	<i>Salmo trutta lacustris</i>
		VAN	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>
		SAL	Salamandre tachetée	<i>Salamandra salamandra</i>
		PFL	Ecrevisse signal	<i>Pacifastacus leniusculus</i>
		OCL	Ecrevisse américaine	<i>Orconectes limosus</i>

Tableau 11A : Densité (nombre d'individus/100m²) de la faune aquatique du littoral de Grande-Rive échantillonnée aux filets et à l'électricité de 2012 à 2016.

Table 11A : Density (individual/100m²) of Grande-Rive shoreline aquatic fauna sampled by nets and electricity from 2012 to 2016.

FILET	2012	2013	2014	2015	2016
ABL	15	14	56	42	81
BAF	2				
BRO	2				
CCO	2				
CHA	2	2		7	10
GAR	33	15	15	2	54
GOU	78	53	27	9	11
PER	107	242	286	68	145
TAN			5	2	
TRF	2			7	
TRL		2	5		
VAN	17	10		10	2
OCL		7			2
PFL	5	7	5		5
Total	248	326	338	107	223

ELECTRICITE	2012	2013	2014	2015	2016
ABL					1
BLE	11	23	2	16	15
CHA			1		
GAR			169		166
GOU		5	4	2	1
PER		118	5	64	8
TAN					1
TRF	3	2		4	
PFL			1		
SAL	1	8			
Total	15	157	199	86	191

Tableau 12A : Effectif brut de la faune aquatique échantillonnée dans les mesures compensatoires de Grande-Rive aux filets et à l'électricité de 2012 à 2016.

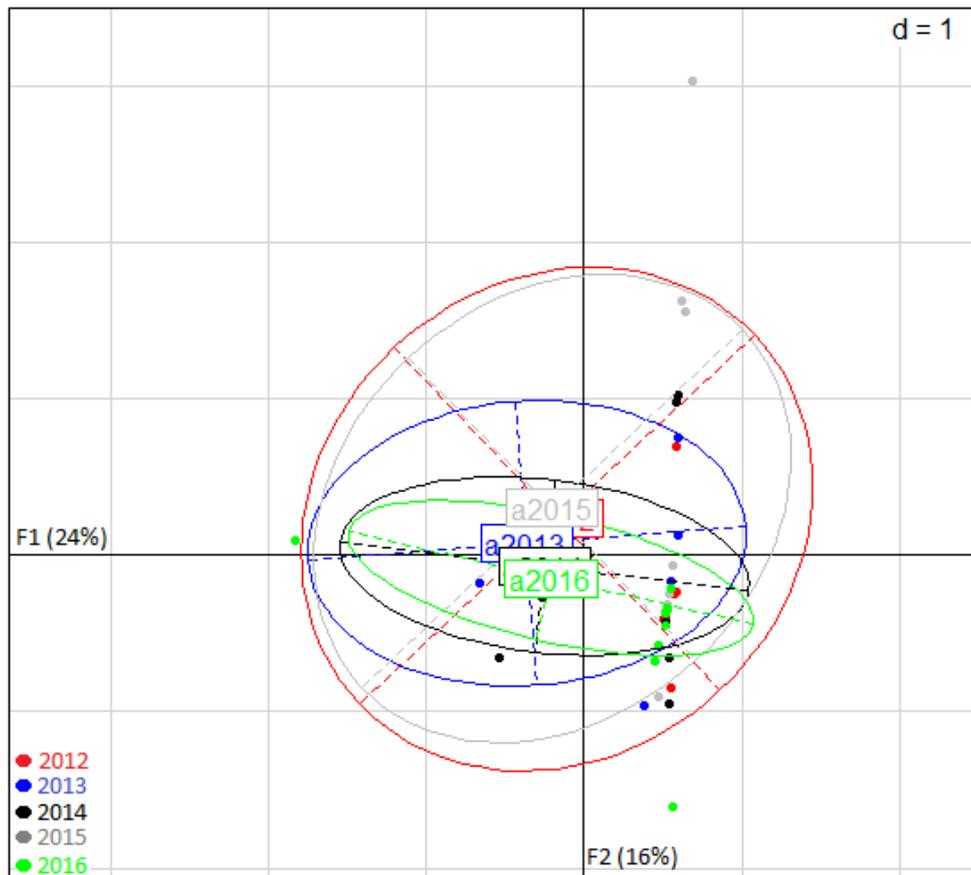
Table 12A : Row number of Grande-Rive compensatory measures aquatic fauna sampled by nets and electricity from 2012 to 2016.

	Zone humide			
	2013	2014	2015	2016
BLE		6	1	1
CHA		1		
GAR		2		
LOT		1		
PER	1	7	11	1
TAN		11	2	
PFL			1	
SAL		1		

	Maraîche			
	2013	2014	2015	2016
BLE	1		1	
CHE	3			
PER				3
TRF		10		
VAI	1			1
OCL	1			
SAL		5	1	4

Tableau 13A : Représentation des différentes communautés piscicoles de Grande-Rive, sur le plan F1F2 de l'AFC réalisée à partir des listes faunistiques, sans prendre en compte les perches et les gardons.

Table 13A : Representation of Grande-Rive fish communities in axis F1F2 of FCA based on faunistic listing without perch and roach.



RAPPORTS TECHNIQUES

Campagne 2016

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

CAMPAGNE 2016

PAR

Sandra VARGAS

DIRECTION GENERALE DE L'EAU – SECOE, 25, av. Sainte-Clotilde, CH – 1205 GENEVE

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2016, l'évaluation des méthodes d'analyse du groupe qualité analytique s'est focalisée sur les micropolluants organique et inorganique. L'intérêt des essais interlaboratoires pour les éléments majeurs a été revu et discuté. Pour ces raisons, deux essais interlaboratoires ont été organisés en automne 2016, l'un sur les métaux traces et l'autre sur les micropolluants d'origine agricole et domestique.

Les résultats obtenus sont globalement satisfaisants et le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon. Le nombre de résultats suspects ou aberrants est faible. La récupération des ajouts sur les échantillons "dopés" est bonne. Dans le but d'optimiser les méthodes d'analyse, neuf substances ont été étudiées plus finement.

ABSTRACT

During 2016, the analytic quality group of the CIPEL focuses the evaluation of analysis method on inorganic and organic micropollutants. The interest for major nutriment was reviewed and discussed. For this reasons, two interlaboratory comparisons assays concerning analyses of organic micropollutants and metals were carried out by the CIPEL "Analytical Quality" working.

Statistical tests show that the results can all be considered to be good. The scatter corresponded to a "typical" scatter for these tests (samples preparation, analytical methods). There were only a few suspect or aberrant results. The recovery of additions to "spiked" samples was generally good for all parameters.

1. INTRODUCTION

Les essais interlaboratoires organisés par le groupe "Qualité analytique" au cours de l'année 2016 et proposés aux laboratoires spécialisés dans le domaine de l'eau sont résumés dans le Tableau 1.

Les participants étaient les suivants :

- Les laboratoires cantonaux de protection des eaux suisses (Bâle-Campagne, Berne, Fribourg, Genève, Grison, Schaffouse, Vaud, Valais, Zürich)
- Les laboratoires des Services de la consommation et des affaires vétérinaires cantonaux - SCAV (Vaud, Grison, Bâle)
- Les laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Berne, Zürich);
- Quelques laboratoires privés suisses et français.

Les essais interlaboratoires s'organisent grâce à un tournus d'équipe de préparation d'échantillons avec l'aide de laboratoires participants.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2016.

Table 1: List of the interlaboratory surveys organized in 2016.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Préparation des échantillons
10.2016	Eau de réseau dopée	Métaux	11	SIG, Genève
10.2016	Eau du lac + 10% Effluent de STEP	Micropolluants	17	SECOE, Genève

2. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET EXPLICATION DES RAPPORTS

La méthode de calcul utilisée en 2016 est basée sur des statistiques robustes et sur la norme ISO 13528. La valeur cible se réfère à la médiane. L'utilisation de la valeur consensuelle par la médiane permet de traiter tous les résultats sans être influencé par les valeurs extrêmes, ce qui permet de s'affranchir d'une étape d'élimination préalable basée sur les tests statistiques (Dixon, Grubbs). A noter que dans le cas d'une dispersion importante des résultats, les z-score sont à traiter avec précautions. Historiquement, il avait été décidé de présenter l'ensemble des résultats et de laisser à chacun le choix d'interpréter les chiffres. L'écart-type est obtenu en calculant l'écart médian absolu (MAD, Median Absolute Deviation) puis l'écart médian lissé absolu (sMAD, Smooth Median Absolute Deviation). Cette méthode de calcul a l'avantage, par rapport à la méthode basée par itération, d'être plus simple et de traiter les résultats à partir de 3 valeurs. Usuellement, une participation supérieure à 7 permet une analyse statistique robuste.

En 2016, la méthode de traitement des résultats tient compte des points suivants:

- les valeurs de référence seront déterminées par consensus et ne seront pas fixées, même en cas d'ajouts connus ou d'utilisation de matériaux de référence certifiés ;
- de traiter le cas échéant également et à titre indicatif les ajouts (différence entre les valeurs de l'échantillon dopé et de l'échantillon brut) comme un paramètre supplémentaire.

Afin d'évaluer l'harmonisation des méthodes des différents laboratoires, l'incertitude à la médiane relative et la dispersion des résultats autour de cette valeur, représentée par l'écart médian lissé, sont relevés et sont évalués en fonction de la gamme de concentration et de la méthode.

Le rendu des résultats est constitué de quatre rapports générés automatiquement par le programme de traitement :

1. Rapports Statistique Générale
2. Rapport Paramètres
3. Rapport Labo
4. Rapport Labo Graph

Les termes utilisés comme intitulé de colonne dans les rapports et qui requièrent des explications ou des formules sont présentés dans le tableau 2 ci-dessous :

Tableau 2: Intitulés de colonne des rapports

Intitulé Colonne	Explication	Formules
<i>N (stats)</i>	Nbre de laboratoires participants	--
<i>Médiane</i>	Médiane – valeur consensuelle	<i>Me</i>
Ecart médian lissé relatif	Ecart type interlaboratoire	$sMAD = 1.4826 \times MAD$ <p>Avec MAD (écart médian absolu)</p> $MAD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i - M_e $
Incertitude type sur la médiane relative	Précision de l'estimation de la médiane	$u_C = 1.09 \times \frac{sMAD}{\sqrt{N}}$ <p>coefficient de Student pour N égal 7 = 1.09</p>
<i>Recouvrement ou recouvr. essai</i>	Ajout théorique et recouvrement	$Rec. = \frac{Me * 100}{Dopage}$
<i>Std Dev</i>	Ecart type des mesures intralaboratoire (standard deviation)	$StdDev = \sqrt{\frac{\sum (m_i - Moy)^2}{n}}$ <p><i>m_i</i> = valeur mesurée</p>
<i>Moyenne</i>	Moyenne des valeurs mesurées du laboratoire	$Moy = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n m_i$
<i>z-score</i>	z-score	$z = \frac{Moy - Me}{sMAD}$
<i>z-score >2 >3</i>	Nbre de laboratoire ayant un z-score supérieur à 2 et 3 respectivement	
<i>CV</i>	Coefficient de variation	$CV = \frac{StdDev}{Moy}$
<i>Recouvr. labo</i>	Recouvrement du laboratoire par rapport à l'ajout théorique	$Rec. labo = \frac{Moy * 100}{Ajout}$

3. RÉSULTATS

3.1 MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

En 2016, le test interlaboratoire a porté sur l'analyse d'un échantillon brut et d'un échantillon dopé avec 32 substances parmi lesquels des produits phytosanitaires, des médicaments et un édulcorant. La matrice de l'échantillon était composée d'eau du Lac Léman contaminée par 10% d'effluent d'eau usée. Les échantillons ont été distribués dans des flacons en verre ambrés neufs pour éviter toute contamination ou adsorption de substances sur les parois. Les échantillons dopés ont été préparés au laboratoire par un ajout d'une solution regroupant l'ensemble des substances, les valeurs d'ajouts situées entre 25 et 400 ng/L ont été ciblées afin d'être significatives par rapport à l'échantillon brut. Avec 10% d'eau usée dans la matrice, les 12 substances faisant partie des traceurs pour le contrôle de l'abatement de STEP et retenues dans l'Ordonnance fédérale sur la protection des Eaux (OEaux) ont été détectées et quantifiées dans l'échantillon. Les résultats sont présentés dans le tableau 3.

Avec une forte augmentation du nombre de laboratoires participants (un maximum de 17 pour la carbamazépine), les résultats sont statistiquement robustes pour la majorité des substances. L'iomeprol, l'acide mefenamic et le tolyltriazole ont un nombre de résultats insuffisants. Le terme tolyltriazole est sans doute en cause pour ce paramètre, du fait que les laboratoires suisse-alsacien utilisent le terme (4 ou 5)-methyl-benzotriazole.

Pour l'évaluation des méthodes d'analyse des micropolluants organiques, on estime par expérience que les résultats présentent une dispersion importante lorsque la valeur est > 20%.

Les échantillons bruts présentent des résultats plus dispersés que les échantillons dopés du fait que les substances sont généralement présentes à faible concentration et à des valeurs proches de la limite de quantification. L'analyse des échantillons dopés permet d'étudier et de comparer les résultats pour tous les paramètres hors de cette gamme de travail critique. L'utilisation du test de Grubbs pour éliminer les valeurs aberrantes dans le cas de l'hydrochlorothiazide, le mecoprop et le sulfaméthoxazole indique pour ces substances une bonne harmonisation dès que les méthodes sont maîtrisées pour ces substances. Ainsi, la dispersion des résultats ainsi que l'incertitude sur la valeur cible montrent que les méthodes d'analyses sont maîtrisées pour 22 substances micropolluantes sur une matrice d'eau de surface polluée avec 10% d'une sortie de step.

Par contre, le 2,6-dichlorobenzamide, l'amisulpride, la clarithromycine, le diazinon, l'irbesartan et la metformin présentent des dispersions plus importantes des résultats et suppose qu'elles comportent des difficultés analytiques. Une étude fine des conditions d'analyse a permis de mettre en avant les observations suivantes :

- La clarithromycine est connue pour être influencée par l'effet de matrice au niveau de l'ionisation. Cet effet peut expliquer la disparité des résultats entre les laboratoires utilisant la clarithromycine-N-méthyl-d3 et les autres laboratoires. L'utilisation d'un standard interne deutéré propre à chaque substance est idéale et corrige au plus juste. Néanmoins, le prix des substances deutérées (dans le cas où elles existent) reste une barrière pour de nombreux laboratoires et surtout dans le cas de méthodes multi-résidus. L'utilisation d'un standard interne commun pour la majorité des substances de l'essai corrige avec satisfaction, comme on a pu l'observer lors de cet essai. Il faudra étudier lors des prochains essais interlaboratoires si on peut définir les substances qui requièrent obligatoirement leur homologue deutéré.
- La préparation des solutions mères *in-situ* à partir d'une poudre est soumise aux risques tels que des problèmes de solubilité ainsi qu'une confusion dans la substance versus le sel dans le rendu des résultats (par ex. metformin vs metformin*HCl).
- La solution mère achetée dans le commerce peut être une option pratique et certifiée. Néanmoins, il faut éviter que tous les laboratoires se fournissent chez le même fournisseur, ce qui pourrait entraîner un biais général.

Ces observations seront réévaluées lors du prochain interlaboratoire micropolluants organiques à l'aide d'un sondage qui devra être rempli au même titre que le rendu des résultats.

Au niveau du recouvrement, les résultats se situent entre 80-120% pour l'ensemble des substances. Sauf la simazine qui montre un recouvrement de 57% et qui suggère un problème à l'étape de préparation de l'échantillon. En effet, cette substance n'avait pas présenté de soucis lors des interlaboratoires précédents.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus sont bons et le nombre de résultats suspects (z -score >2) ou aberrants (z -score >3) est relativement bas et conforme aux précédents essais.

3.2 Métaux

En comparaison à l'essai de 2015, l'essai comparatif de 2016 s'est focalisé sur 16 paramètres. L'échantillon a été préparé à partir d'eau du réseau dopée. Le nombre de participants a été suffisant allant jusqu'à 11 laboratoires. L'antimoine avec 6 laboratoires participants n'a pas été pris en compte. Le mercure a été analysé par 5 méthodes différentes et présente des résultats satisfaisants avec pour valeur cible : 0.97 µg/L +/- 0.08. Avec des écarts médians inférieurs à 10% pour les métaux, l'essai interlaboratoires est très bon et confirme une bonne maîtrise des méthodes d'analyse pour ces micropolluants inorganiques. Le nombre de résultats suspects (z -score >2) ou aberrants (z -score >3) est particulièrement bas et l'essai est considéré très satisfaisant, en particulier pour les éléments figurants dans l'OEaux. Il reste toutefois à mentionner que les concentrations de dopage étaient relativement élevées par rapport aux normes environnementales.

4. CONCLUSIONS

Les essais interlaboratoires ont permis une évaluation satisfaisante des méthodes des micropolluants organiques et inorganiques pour les eaux de surface. Le nombre de participants est suffisant pour garantir un traitement statistique des résultats avec un nombre de laboratoires participants supérieur à 7 pour presque toutes les substances. L'analyse des 12 substances indicatrices de l'efficacité des stations d'épuration permet d'avoir un premier aperçu de l'efficacité des méthodes des différents laboratoires participants une matrice de type eau de surface.

Concernant les micropolluants organiques, pour 22 substances évaluées sur les 31, les méthodes sont maîtrisées pour l'analyse d'un échantillon d'eau de surface polluée. Pour les substances plus problématiques, une comparaison des conditions d'analyses laboratoires sur 9 substances a permis de mettre en évidence des sources possibles de dispersion des résultats. Les observations de cette recherche seront revues et peut-être confirmées lors des prochains interlaboratoires. Pour les métaux, il en ressort que les techniques sont maîtrisées pour tous les éléments, une augmentation du nombre de participants a permis d'avoir des études statistiques plus robustes.

5. PERSPECTIVES

Cette année 2016 a été marquée par l'absence de l'essai interlaboratoires concernant les éléments majeurs, qui était surtout due au fait que le but d'optimiser des méthodes était atteint et que les ressources disponibles étaient limitées. A la demande de plusieurs laboratoires et en tenant compte qu'aucun essai interlaboratoires aussi spécifique n'est disponible dans la région lémanique, il a été décidé de déléguer l'organisation et le traitement des résultats de l'essai sur les éléments majeurs aux laboratoires intéressés par ce type d'analyses

En ce qui concerne les micropolluants organiques, thème sur lequel la CIPEL a décidé de concentrer ses priorités, l'essai interlaboratoires a donné beaucoup de satisfaction. La liste des micropolluants a été revue du fait que certains phytosanitaires n'étaient plus utilisés et qu'ils pouvaient être remplacés par des substances plus d'actualité.

Au vu des observations détaillées faites sur certaines substances problématiques quant aux conditions d'analyses, elles seront vérifiées afin de contribuer au perfectionnement des méthodes d'analyses.

BIBLIOGRAPHIE

- ISO (2005) : Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires.
- Norme internationale ISO 13528, 1^{ère} édition.

ANNEXES

Tableau 3 : Essai Interlaboratoire "Micropolluants" — Octobre 2016 – Eau du Lac Léman + 10% affluent de step (brute et dopée)

PARAMETRES	Echantillon	N	Mediane [ng/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Dopage [ng/L]	Recouvrement	Z>2	Z>3
2,6- Dichlorobenzamide	BRUT	2	4	55.6%	49.1%	0		0	0
	DOPE	11	95	32.8%	12.4%	0		0	0
	AJOUT	11	92	33.8%	12.8%	100	92.0%	0	0
Acesulfame	BRUT	9	733	7.5%	3.1%	0		1	1
	DOPE	9	1102	13.2%	5.5%	0		1	0
	AJOUT	9	389	17.9%	7.5%	399	97.5%	2	0
Acide méfénamique	BRUT	6	55	24.3%	12.4%	0		0	0
	DOPE	6	178	9.8%	5.0%	0		1	0
	AJOUT	6	124	12.6%	6.4%	126	98.4%	0	0
Amisulpride	BRUT	11	38	31.2%	11.8%	0		0	0
	DOPE	11	161	22.6%	8.5%	0		0	0
	AJOUT	11	123	15.7%	5.9%	125	98.4%	3	0
Atenolol	BRUT	11	71	14.6%	5.5%	0		1	0
	DOPE	11	93	9.6%	3.6%	0		1	1
	AJOUT	10	25	23.7%	9.4%	25	100.0%	0	0
Atrazine	BRUT	5	4	37.1%	20.7%	0		0	0
	DOPE	13	66	18.0%	6.2%	0		4	0
	AJOUT	13	63	21.2%	7.3%	60	105.0%	4	0
Atrazine-déséthyl	BRUT	6	5	29.7%	15.1%	0		0	1
	DOPE	13	50	16.3%	5.7%	0		2	0
	AJOUT	13	49	15.1%	5.2%	49	100.0%	1	0
Atrazine-désisopropyl	BRUT	2	4	18.5%	16.4%	0		0	0
	DOPE	12	50	19.3%	7.0%	0		1	1
	AJOUT	12	50	13.3%	4.8%	49	102.0%	1	1
Benzotriazole	BRUT	16	344	15.2%	4.7%	0		1	2
	DOPE	16	462	13.2%	4.1%	0		2	1
	AJOUT	16	109	30.6%	9.6%	128	85.2%	3	1
Candesartan	BRUT	10	52	13.3%	5.3%	0		0	0
	DOPE	10	74	10.4%	4.1%	0		1	0
	AJOUT	10	22	13.5%	5.3%	25	88.0%	1	0
Carbamazepine	BRUT	17	30	9.9%	3.0%	0		1	2
	DOPE	17	68	10.9%	3.3%	0		1	2
	AJOUT	17	37	16.0%	4.9%	37	100.0%	1	1
Citalopram	BRUT	11	20	14.8%	5.6%	0		1	1
	DOPE	11	77	9.6%	3.6%	0		0	2
	AJOUT	10	56	10.6%	4.2%	50	112.0%	1	0
Clarithromycin	BRUT	14	42	26.5%	8.8%	0		0	0
	DOPE	14	68	27.3%	9.1%	0		0	0
	AJOUT	14	26	34.2%	11.4%	25	104.0%	0	0
Diazinon	BRUT	1	1	0.0%	0.0%	0		0	0
	DOPE	12	88	25.3%	9.1%	0		1	0
	AJOUT	12	86	23.3%	8.4%	101	85.1%	1	1
Diclofenac	BRUT	16	86	8.6%	2.7%	0		1	3
	DOPE	16	116	10.4%	3.3%	0		1	2
	AJOUT	16	27	24.7%	7.7%	25	108.0%	1	2
Diuron	BRUT	5	6	24.7%	13.8%	0		0	0
	DOPE	13	52	8.6%	3.0%	0		2	1
	AJOUT	13	49	9.1%	3.1%	50	98.0%	1	2
Gabapentin	BRUT	8	272	25.9%	11.4%	0		1	1
	DOPE	7	520	9.7%	4.6%	0		0	3
	AJOUT	7	248	6.6%	3.1%	249	99.6%	0	3
Hydrochlorthiazide	BRUT	11	143	15.6%	5.9%	0		1	1
	DOPE	11	338	16.2%	6.1%	0		1	1
	AJOUT	11	207	11.5%	4.3%	250	82.8%	1	2

Tableau 3 (suite): Interlaboratoire "micropolluants" — Octobre 2016 – Eau du Lac Léman + 10% affluent de step (brute et dopée)

PARAMETRES	Echantillon	N	Mediane [ng/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Dopage [ng/L]	Recouvrement	Z>2	Z>3
lomeprol	BRUT	4	1442	19.1%	12.0%	0		1	0
	DOPE	4	1601	7.5%	4.7%	0		1	0
	AJOUT	4	228	49.1%	30.7%	150	152.0%	0	1
Irbesartan	BRUT	11	167	27.5%	10.4%	0		1	0
	DOPE	11	266	19.0%	7.1%	0		2	0
	AJOUT	11	122	28.0%	10.5%	125	97.6%	1	0
Isoproturon	BRUT	3	1	0.0%	0.0%	0		0	0
	DOPE	16	386	6.1%	1.9%	0		0	4
	AJOUT	16	383	5.8%	1.8%	399	96.0%	1	4
Mecoprop	BRUT	13	24	37.1%	12.8%	0		0	0
	DOPE	13	209	15.6%	5.4%	0		1	1
	AJOUT	13	182	13.8%	4.8%	199	91.5%	1	1
Metalaxyl	BRUT	2	4	18.5%	16.4%	0		0	0
	DOPE	7	178	10.8%	5.1%	0		3	0
	AJOUT	7	176	12.6%	6.0%	151	116.6%	1	0
Metformin	BRUT	9	731	26.9%	11.2%	0		0	0
	DOPE	9	958	29.9%	12.4%	0		0	0
	AJOUT	9	248	22.1%	9.2%	249	99.6%	0	0
Metolachlor	BRUT	2	2	37.1%	32.8%	0		0	0
	DOPE	13	131	15.8%	5.5%	0		0	0
	AJOUT	13	129	16.1%	5.6%	125	103.2%	0	0
Metoprolol	BRUT	15	53	19.6%	6.3%	0		0	0
	DOPE	14	104	15.7%	5.2%	0		0	0
	AJOUT	14	50	20.8%	6.9%	50	100.0%	0	0
Simazine	BRUT	2	7	105.9%	93.6%	0		0	0
	DOPE	12	24	17.5%	6.3%	0		2	1
	AJOUT	12	22	23.6%	8.5%	38	57.9%	0	1
Sulfamethoxazole	BRUT	12	37	15.0%	5.4%	0		1	1
	DOPE	14	72	23.2%	7.7%	0		1	0
	AJOUT	14	42	40.6%	13.6%	50	84.0%	1	0
Terbutylazine	BRUT	4	5	0.0%	0.0%	0		0	0
	DOPE	11	73	11.5%	4.3%	0		0	2
	AJOUT	11	68	10.9%	4.1%	73	93.2%	0	2
Terbutylazine-déséthyl	BRUT	4	6	0.0%	0.0%	0		0	0
	DOPE	8	56	15.4%	6.8%	0		1	1
	AJOUT	8	52	25.7%	11.3%	51	102.0%	0	1
Tolyltriazole	BRUT	6	356	8.1%	4.1%	0		0	1
	DOPE	6	394	8.8%	4.5%	0		0	1
	AJOUT	6	42	40.6%	20.7%	50	84.0%	0	0
Venlafaxine	BRUT	13	38	19.5%	6.8%	0		0	0
	DOPE	13	77	13.5%	4.7%	0		1	0
	AJOUT	13	39	3.8%	1.3%	38	102.6%	1	5

Tableau 4 : Interlaboratoire "Métaux" — Octobre 2016 – Eau du réseau dopée

PARAMETRES	N	Mediane [µg/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Dopage [µg/L]	Recouvrement	Z>2	Z>3
Aluminium	11	209	5.4%	2.0%	200	104.5%	1	1
Antimoine	6	1	16.3%	8.3%	1.00	104.1%	0	1
Argent	8	2	7.9%	3.5%	2.00	94.0%	0	2
Arsenic	10	3	9.2%	3.6%	3.00	114.6%	0	1
Cadmium	11	5	4.5%	1.7%	5.00	96.1%	1	1
Chrome	10	5	5.4%	2.1%	5.00	97.8%	0	1
Cobalt	8	5	3.8%	1.7%	5.00	97.9%	0	0
Cuivre	11	139	5.2%	2.0%	100	138.5%	0	0
Fer	11	306	4.6%	1.7%	300	102.1%	1	1
Manganèse	11	49	3.8%	1.4%	50.0	98.9%	0	1
Mercuré	8	1	8.7%	3.8%	1.00	97.0%	1	0
Nickel	11	10	6.2%	2.3%	10.0	104.3%	0	1
Plomb	11	11	3.3%	1.2%	10.0	105.7%	0	1
Selenium	7	1	5.2%	2.5%	1.00	123.2%	1	1
Uranium	7	50	3.8%	1.8%	50.0	99.4%	1	0
Zinc	10	534	1.8%	0.7%	500	106.8%	0	3

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2016

PAR

Adrien ORIEZ

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

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2015, 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le territoire couvert par la CIPEL (bassins versants du Léman et du Rhône aval) totalisant une capacité de traitement de 4'619'985 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2015 se base sur les résultats de surveillance de 181 STEP pour le phosphore total, 198 pour la DBO₅, et 166 pour la DCO représentant respectivement 99%, 99% et 81% de la capacité du parc épuratoire.

L'année 2015 a vu une diminution des volumes entrants et sortants dans les stations du territoire par rapport aux années précédentes, cohérents avec une pluviométrie particulièrement faible. Les performances des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore sont stables en 2015 comme ces dernières années, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (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 DBO₅ s'élève à 2'635 tonnes d'O₂ et le rendement d'épuration est de 96%. Exprimé par la DCO, le flux s'élève à 9'059 tonnes avec un rendement de 91%. 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 by-pass, déversoirs d'orage, et déversoirs sur les réseaux. Une enquête de 2015 permet de supposer que les charges déversées en entrée de station sont sous-estimées d'au moins un facteur 2. Elle confirme aussi l'importance d'une meilleure connaissance des déversements sur les réseaux dans la qualification de l'impact des systèmes d'assainissement sur les milieux : avec une représentativité de 63% de la capacité totale sur le territoire, les réponses ont permis de dénombrer 637 déversoirs dont 37% seulement sont équipés d'un détecteur de surverse, d'un système de suivi du débit ou encore modélisés et permettraient de quantifier un flux déversé.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. La valeur de 250 L · EH⁻¹ · j⁻¹ observée en 2015 reste élevée, mais c'est la plus faible de celles calculées cette dernière décennie. Cela pourrait malgré tout être en lien avec la pluviométrie également particulièrement faible. Les lourdes démarches mises en place sur les réseaux sont reflétées dans l'évolution de l'indicateur, qui doit donc être observé sur le long terme.

ABSTRACT

In 2015, 222 wastewater treatment plants (WWTP) were operating within CIPEL's territory (drainage basin of Lake Geneva and downstream segment of the Rhone river), with a total treatment capacity of 4'619'985 population-equivalent. The overall sanitation assessment in 2015 is based on the monitoring of 181 WWTP regarding total phosphorus, 198 regarding BOD₅ and 166 regarding COD, representing respectively 99%, 99% and 81% of the treatment capacity in the territory.

2015 saw a decrease in entrance and discharge volumes in the territory's plants in comparison with the previous years, which is congruent with a particularly low pluviometry. Regarding total phosphorus, the effectiveness of the WWTP within Lake Geneva's water basin were stable in 2015 compared with the previous years, as demonstrated by the average treatment efficiency of 91%. However, phosphorus discharge into the lake could further be reduced if this figure reached the 95% goal set by CIPEL in its 2011-2020 Action Plan.

Within CIPEL's territory, the flow of post-treatment organic matter discharged expressed by the BOD₅ amounted to 2'635 tons of O₂ and the treatment efficiency lied at 96%. Expressed by the COD, the flow amounted to 9'059 tons of O₂ with a treatment efficiency of 92%. These figures reveal good waste treatment capacities for organic matter.

However, these fair yields should be nuanced by sometimes large spills. The volumes and loads of these spills are difficult to estimate, due to a lack of flow measuring systems in by-passes, storm overflows and wasteways within the sewage networks. A survey, carried out in 2015, suggested that the spills at the plants entrances were underestimated by a factor of at least 2. The survey confirmed the importance of an improved knowledge of overflows along sewage networks when evaluating the impact of wastewater systems on aquatic environments : with a representativity of 63% of the total treatment capacity of the territory, answers accounted for 637 points of overflow, among which only 37% were equipped by a spill detector, a flow monitoring system or modelled and would allow for a discharge quantification.

Specific flow rate in dry weather gives a fair idea of water inflow and infiltration seeping into the sewage collection and disposal systems. The rate of 250 L · PE⁻¹ · d⁻¹ recorded in 2015 remains high, in spite of being the lowest of the computed figures of the past decade. This could nonetheless be linked to the particularly low pluviometry. The massive steps put in place on sewage networks are reflected in the evolution of this indicator, which must therefore be monitored on the long term.

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, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : les directions départementales de l'Ain et de la Haute-Savoie, cantons de Vaud, Valais et Genève.

Cette année, le rapport inclut le paramètre DCO, demande chimique en oxygène, qui sera voué à remplacer la DBO₅ pour la quantification des apports organiques. Ce paramètre fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses.

Une enquête menée en 2015-2016 par les administrations cantonales, départementales et collectivités du territoire franco-suisse, réunies au sein d'un groupe de travail de la CIPEL, a permis de caractériser le niveau de connaissance des déversements sur les réseaux et en entrée de station : ces résultats sont intégrés au présent rapport.

En 2013, puis en 2014, une partie concernant les rejets en micropolluants avait été ajoutée à cette analyse sur la base des suivis effectués par ces mêmes services, proposant un bilan des rejets pour sept substances sur trois ans. L'exercice n'a pu être reconduit cette année mais sera repris dès que les données nécessaires seront à nouveau disponibles.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2015 est le reflet du fonctionnement de 222 STEP, 171 STEP dans le bassin versant du Léman et 51 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement de 4'619'985 équivalents-habitants (EH).

Entre 2014 et 2015, quelques petites stations d'épuration ont été arrêtées tandis que d'autres installations ont été mises en eau. En termes de capacité, ces changements sont négligeables à l'échelle du territoire.

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	21'330
	Genève	2	7'625
	Haute-Savoie	27	306'370
	Valais	78	1'630'765
	Vaud	61	1'043'740
	Total BV Léman	171	3'009'830
Rhône aval	Ain	8	13'515
	Genève	12	993'270
	Haute-Savoie	31	603'370
	Total BV Rhône aval	51	1'610'155
Total territoire CIPEL		222	4'619'985

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 222 :

- trois sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Collombey-TAMOIL et Evionnaz-BASF en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- trois sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 67% 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.

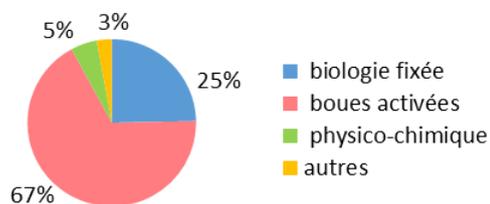


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration

Figure 1 : Distribution of the territory's WWTPs total treatment capacity according to the treatment processes used

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).

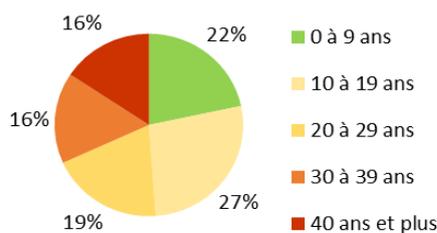


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2015

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water system in 2015

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.

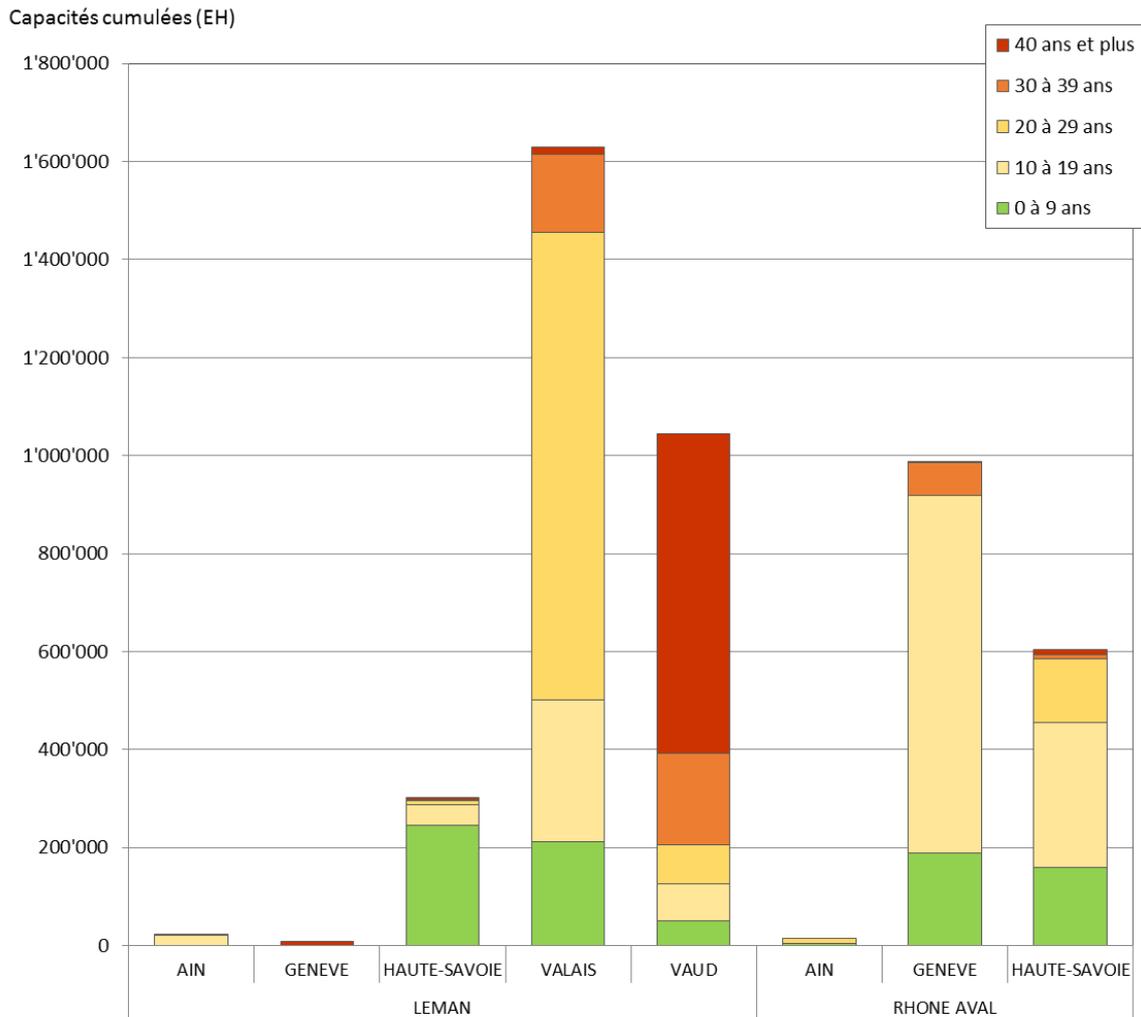


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2015 ou de la dernière rénovation de la file « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2015 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2 CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

198 STEP ont transmis des données pour le paramètre DBO₅, 181 pour le paramètre phosphore total et 200 pour les mesures de débit. 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 99% de la capacité totale de traitement.

La représentativité des résultats 2015 en termes de capacité et de nombre est similaire à 2014.

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, voire une fois tous les deux ans, 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.

Pour la première fois cette année, le rapport s'intéressera au paramètre DCO, pour lequel 166 STEP effectuent des contrôles en entrée et en sortie, représentant 81% de la capacité totale.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2015 pour 200 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 751'979 m³ soit une diminution d'environ 10% par rapport à 2014. Le volume des eaux traitées mesuré en sortie des stations d'épuration est également plus faible qu'en 2014 ; il est de 715'658 m³, soit 95 % du volume total entrant (figure 4).

Comme une grande partie des STEP n'est pas équipée de débitmètres en entrée et/ou en cours de traitement pour mesurer les déversements, le volume journalier déversé est sous-estimé. Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2015 représentent environ 5 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux. Une enquête menée en 2015-2016 a permis d'affiner la connaissance qu'ont les institutions et/ou les exploitants des stations de ces déversements (cf. ci-dessous).

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2015.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2015.

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	23	5'675	-	5'809	-	-
	Genève	2	0	2'469	366	2'103	2	356
	Hte-Savoie	23	553	36'217	260	36'546	9	186
	Valais	63	2'792	195'293	3'290	194'795	60	342
	Vaud	61	1'738	215'775	16'217	199'558	61	278
Total BV Léman		152	5'105	455'429	20'132	438'811	132	290
Rhône aval	Ain	8	81	1'311	-	2'477	-	-
	Genève	10	6'624	204'740	4'584	199'721	9	228
	Hte-Savoie	30	1'210	77'478	591	74'649	19	152
Total BV Rhône aval		48	7'916	283'529	5'175	276'847	28	207
Total territoire CIPEL		200	13'021	738'957	25'307	715'658	160	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.

La diminution des volumes mesurés en entrée comme en sortie par rapport à 2014 à l'échelle du territoire se note au niveau individuel pour la grande majorité des STEP. Elle est le reflet de la pluviométrie de 808.7mm observée sur le bassin cette année, qui est de 24.3% inférieure à celle de 2014, et en déficit de 19.6% par rapport à la moyenne 1981-2010 (BARBIER et QUETIN, 2016).



Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2015

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2015

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. Il semble se dégager une tendance à la diminution depuis 2001 (figure 5), ce qui pourrait attester de la lutte contre les eaux claires parasites à l'échelle du territoire de la CIPEL. Cependant en 2012 puis 2013, le débit spécifique augmentait pour atteindre 350 litres par équivalent-habitant et par jour ($L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$) à l'échelle du territoire. De la même façon que la pluviométrie importante de ces années a certainement influencé les valeurs de débits et donc le débit spécifique, il est probable que les plus faibles pluviométries observées en 2014 et 2015 aient malgré tout influencé le calcul de cet indicateur et conduisent à surestimer l'amélioration des réseaux. La valeur observée en 2015, de $250 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$, en nette diminution par rapport à 2014, confirme cette hypothèse. Elle est la plus faible des valeurs calculées depuis 2001.

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 correct 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, qui n'est pas optimal lorsque les eaux usées sont diluées.

Remarque : Les années précédentes, le calcul de EH n'incluait pas la DCO, qui intègre le rapport cette année ; et l'équivalent en Ptot se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 g.j-1 de Ptot. Cette valeur 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). Le changement de méthodologie doit, en théorie, « améliorer » la valeur du débit spécifique, même si l'effet est tempéré par l'utilisation d'une moyenne des ratios impliquant également la DBO et la DCO. En 2015, la comparaison des valeurs de débit spécifique par territoire (canton / sous-bassin) selon que l'on choisisse l'ancien équivalent de 2.2 g.j-1 de Ptot, ou le nouveau à 1.8 g.j-1 témoigne d'une amélioration de 5.6% (avec l'ancien ratio, la valeur de débit spécifique moyenne pour 2015 serait de $264 L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$, qui resterait particulièrement basse sur la chronique 2001-2015).

Il faut également souligner que la méthodologie de calcul du débit spécifique ne prend en compte que la part domestique de trois STEP qui reçoivent une part importante d'effluents industriels (Vernier-Ouest Givaudant à Genève, ainsi que Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp en Valais).

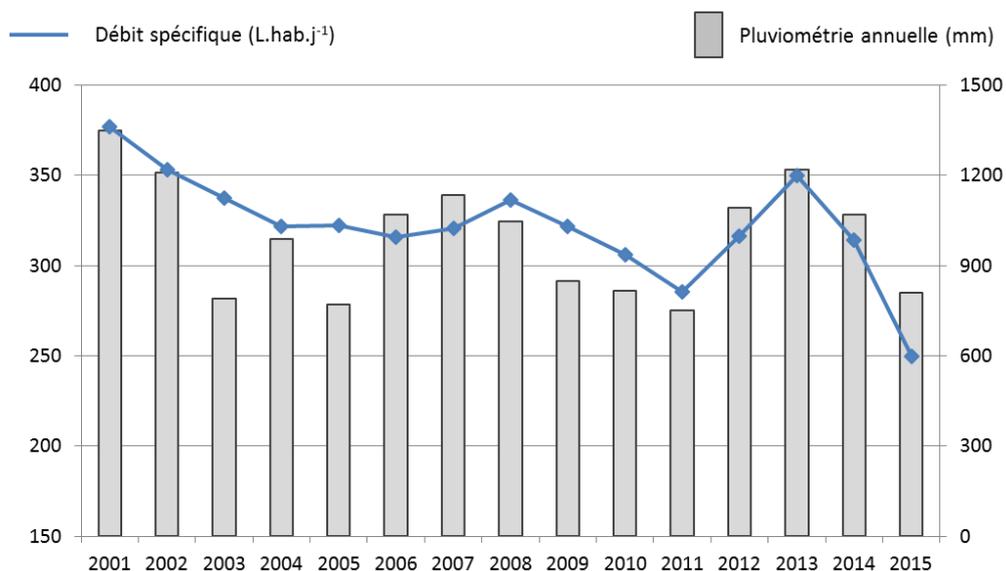


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L·EH⁻¹·j⁻¹) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001. Avertissement : une actualisation de la méthodologie en 2015 induit un écart d'environ 5.6% entre les valeurs avant et après 2015 (en faveur des nouvelles).

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L·PE⁻¹·d⁻¹) and mean rainfall (mm) since 2001. Caution : the use of a new methodology in 2015 entails an approximately 5.6% difference between values before and after 2015 (smaller in 2015 and after).

Déversements: la connaissance des réseaux peut encore s'améliorer

Une enquête menée en 2015-2016 a permis d'affiner la connaissance qu'ont les administrations cantonales, départementales et les collectivités des déversements des systèmes de collecte et de traitement des eaux usées. L'enquête a visé les 116 STEP d'une capacité de plus de 2'000EH du territoire, représentant 77% de la capacité du parc épuratoire de la CIPEL. Parmi elles, des informations ont été obtenues pour 82 stations, représentant 82% de la capacité des STEP étudiées, et donc 63% du parc complet du territoire de la CIPEL.

A-t-on une bonne connaissance des déversoirs situés sur les réseaux ?

La première question visait à évaluer la qualité de la connaissance des déversoirs situés sur les réseaux et en entrée de STEP selon 4 niveaux (« on sait que la connaissance est mauvaise/moyenne/bonne », par exemple s'il existe une étude diagnostique ; ou bien « on ne sait pas quel est le niveau de la connaissance »). La connaissance est bonne pour 80% des réseaux et 84% des déversoirs en entrée de station. Cela signifie tout de même que dans 1 cas sur 5, on ne peut pas dire avec précision où se trouvent les déversoirs sur le réseau, donner leur capacité, ou décrire leur fonctionnement. Suite aux démarches engagées en France et à Genève, le niveau de connaissance est maximal sur ces territoires.

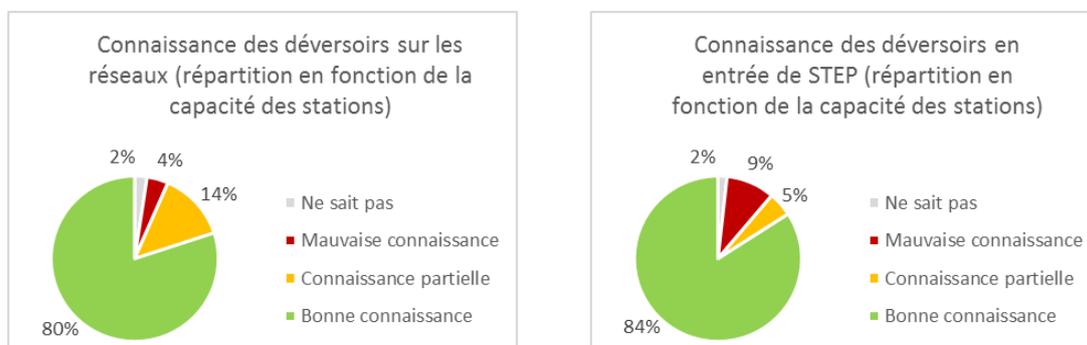


Figure 6 : Connaissance des déversoirs sur les réseaux des stations d'une capacité supérieure à 2'000EH en 2015-2016 (à gauche), ainsi qu'en entrée de station (à droite)

Figure 6 : Knowledge of overflow systems on sewage networks of plants of a treatment capacity greater than 2'000EI in 2015-2016 (left), and at the plants' entrance (right)

Combien y a-t-il de déversoirs sur les réseaux ? Peut-on connaître leurs déversements ?

Sur les réseaux des stations pour lesquelles on a obtenu une information, on dénombre 637 déversoirs, dont 74 ont une capacité de plus de 10'000EH. Au total, 78% des déversoirs sont entretenus (maintenance régulière), et 37% sont équipés d'un détecteur de surverse, d'un système de suivi du débit ou encore modélisé).

Tableau 3: Déversoirs situés sur les réseaux des stations de plus de 2'000 EH ainsi qu'en entrée de station en 2015-2016

Table 3 : Overflow systems of sewage networks of plants greater than 2'000 PE, and at the entrance of the plants in 2015-2016

	Déversoirs situés sur les réseaux des stations de plus de 2'000EH				Déversoirs situés en entrée des stations de plus de 2'000EH		
	Moins de 2'000 EH	Moins de 10'000 EH	Plus de 10'000 EH	Tous	Moins de 10'000 EH	Plus de 10'000 EH	Tous
Nombre total	352	211	74	637	39	40	79
Part entretenus	69%	90%	82%	78%	87%	100%	94%
Part équipés ou modélisés	26%	48%	55%	37%	69%	73%	71%

Que sait-on des déversements en entrée de station d'épuration ?

Lorsque les stations sont équipées d'un déversoir, celui-ci est quasi-systématiquement entretenu ; il est également équipé d'un système de détecteur ou mesure de déversement, ou modélisé, dans 71% des cas.

Etant donné la représentativité des réponses, on peut estimer que les déversements des stations sont mesurés pour 45% de la capacité du parc épuratoire sur le territoire de la CIPEL. Les valeurs annoncées pourraient donc être multipliées par 2, pour les débits comme pour les flux.

Cette enquête met en lumière l'importance d'améliorer la connaissance des systèmes et de quantifier les déversements des réseaux comme des stations d'épuration.

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	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 DBO5.jr-1 correspondent à 10'000EH.

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2015.

En 2015, 143 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. Le flux global entrant est relativement stable entre 2014 et 2015, et s'élève en 2015 à 777 tonnes (contre 828 en 2014, soit -6%). Derrière cette impression de stabilité générale se trouvent toutefois diverses petites variations individuelles.

Globalement, les concentrations d'entrée en 2015 sont légèrement supérieures à 2014 (environ +6%), ce qui s'explique dans la plupart des cas par une diminution en moyenne des volumes entrants cette année.

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets. Le rendement moyen d'épuration à l'échelle du bassin versant du Léman est relativement stable ces dernières années. En 2015, il est d'environ 91% en (90% en 2014). Les flux rejetés sont inférieurs à 2014 : en 2015, 69 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle ont été rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (82 tonnes en 2013).

En tenant compte de tous les déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman est plus faible en 2015 qu'en 2014 (95 tonnes ; -18%).

On peut toutefois remarquer que l'information relative aux déversements reste, comme chaque année, 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 ici. En lien avec la plus faible pluviométrie en 2015 par rapport aux années précédentes, il y a dû y avoir moins de déversements en 2015, tant au niveau des déversoirs d'orage qu'à celui des by-pass. Les mesures disponibles sur ces points de déversements sont lacunaires et ne permettent pas de les quantifier de manière satisfaisante. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Ces différences à l'échelle du bassin ne sont pas nécessairement représentatives de chaque station. On peut noter que les stations les plus importantes du bassin sont celles de Lausanne, qui représente 24% des rejets dans le bassin (17 tonnes en 2015), et de Thonon (5 tonnes en 2015, soit environ 7% 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), environ 30 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman ! Actuellement, sur les 143 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 30 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95%, soit 5 de moins qu'en 2014, mais elles ne représentent que 13% du flux total entrant. Notons que 25 STEP ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80%). Autrement dit, la majorité des STEP ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Toutefois, vu l'accroissement de la population et si les exigences réglementaires ne sont pas revues à la hausse lors d'agrandissement ou de renouvellement de STEP, il sera difficile de réduire les apports en phosphore au lac.

En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement d'épuration atteint 88%.

La concentration moyenne de sortie est de 0.4 mgP/L. Ces résultats satisfont pleinement les exigences légales mais des efforts supplémentaires permettraient d'aller plus loin et de réduire encore les quantités de phosphore rejetées au lac, et d'agir ainsi sur la concentration en phosphore dans le lac, dont l'objectif a été revu à la baisse dans le plan d'action 2011-2020 de la CIPEL (entre 10 et 15 µg/L). La concentration moyenne pondérée de phosphore total dans le lac est de 19.0 µgP·L⁻¹ en 2015 (BARBIER, QUETIN, 2016).

Rendement d'épuration phosphore total (BV Léman)

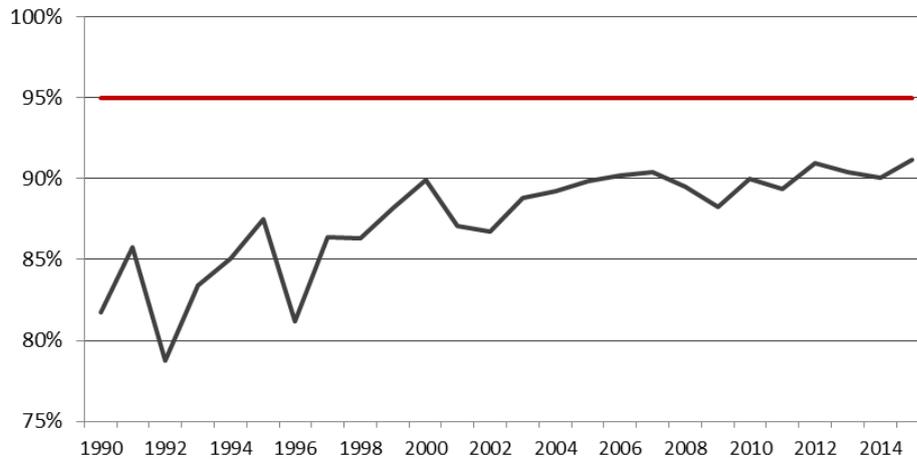


Figure 7 : Évolution entre 1990 et 2015 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en rouge, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 7 : Change between 1990 and 2015 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (red line : 2020 objective of the Action Plan)

Flux de phosphore total (t/an) - BV du Léman

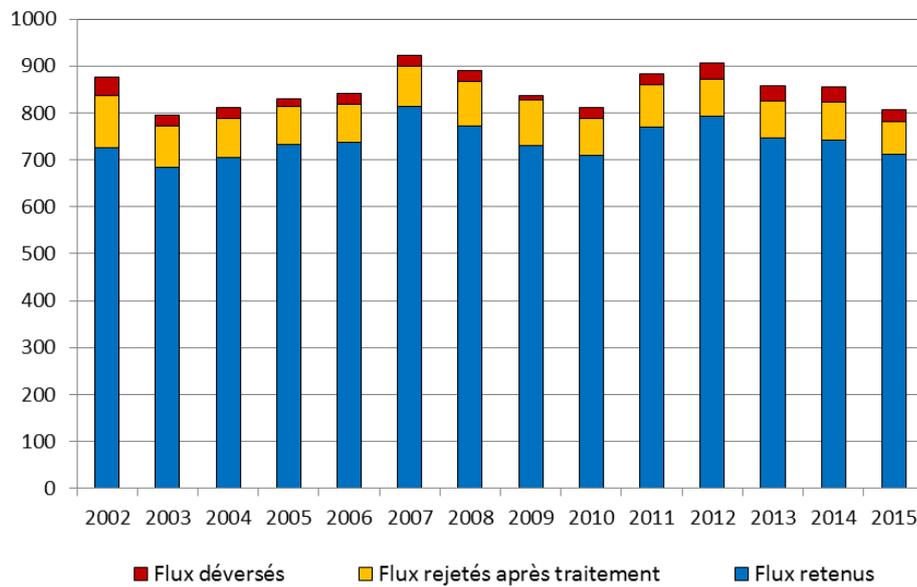


Figure 8 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 8 : 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) :

Phosphore réactif soluble (P-PO₄). En 2015, parmi les 171 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 121 STEP ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 85% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet d'environ 21 tonnes de P-PO₄ en 2015 (0.1 tonnes supplémentaires sont rejetées en cours de traitement). Ce flux est comparable par rapport à 2014 (23 tonnes) mais en tenant compte des déversements, les flux sont bien plus faibles en 2015 (36 tonnes en 2014 ; 27 en 2013).

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 69 tonnes de la part de 99% des stations (en capacité)
- P-PO₄ est détaillé ci-dessus : rejet de 21 tonnes de la part de 85% des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100% du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible P_{part_BIODISP} à 36 tonnes.

Phosphore biodisponible P_{tot_BIODISP}. En additionnant le phosphore réactif soluble et la part biodisponible du phosphore particulaire, où ces deux termes sont extrapolés à 100% de la capacité épuratoire, on peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 60 tonnes en 2015 (71 tonnes en 2014 ; 68 en 2013).

Si l'on tient compte des déversements, le flux estimé est de 81 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.

	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 > 600 kg.j ⁻¹	20 mgO ₂ .L ⁻¹ 15 mgO ₂ .L ⁻¹	90 % 90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg.j ⁻¹ >120 kg.j ⁻¹	35 mgO ₂ .L ⁻¹ 25 mgO ₂ .L ⁻¹	60 % 80 %

Rq : 600kg DBO₅.jr-1 correspondent à 10'000EH ; 120 kg.j-1 à 2'000EH.

3.4 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGÈNE (DCO)

La caractérisation des rejets par l'évaluation de la Demande chimique en oxygène est intégrée au rapport pour la première fois cette année. Ce paramètre est complémentaire à la DBO₅ : le premier renseigne sur la totalité des matières oxydables mais ne donne aucun renseignement sur leur biodégradabilité ; 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, il est utile de l'intégrer aux travaux de la CIPEL. La DCO pourrait, à terme, remplacer la DBO₅ pour la quantification des apports organiques sur le territoire 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)	< 600 kg.j ⁻¹ > 600 kg.j ⁻¹	60 mgO ₂ .L ⁻¹ 45 mgO ₂ .L ⁻¹	80 % 85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 kg.j ⁻¹ >120 kg.j ⁻¹	200 mgO ₂ .L ⁻¹ 125 mgO ₂ .L ⁻¹	60 % 75 %

Rq : 600kg DBO₅.jr-1 correspondent à 10'000EH ; 120 kg.j-1 à 2'000EH.

Le tableau 7 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2015, 166 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 81% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est similaire aux rendements pour la DBO₅ et s'élève à 91%. La concentration moyenne de sortie est de 39 mgO₂/L.

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, 163 STEP ont un rendement supérieur à 60% ; 156 supérieur à 80% et 117 supérieur à 90%. Ces 117 reçoivent 80% de la charge totale mesurée en entrée.

Selon la DCO, le flux de pollution de la matière organique est de 9'059 tonnes d'O₂ après traitement. A ce rejet s'ajoutent 3'533 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 44% 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 46% des rejets.

Le ratio DCO/DBO permet de caractériser la biodégradabilité des effluents. A l'échelle du territoire, il est de 1.9 pour les eaux brutes (facilement biodégradable).

Tableau 4: Biodégradabilité des effluents à l'entrée des stations d'épuration du territoire en 2015, exprimée par le ratio DCO/DBO (inférieur à 2 : bonne biodégradabilité ; entre 2 et 4 : moyenne ; plus de 4 : mauvaise)

Table 4 : Biodegradability of effluents at the entrance of water treatment plants in 2015, 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	3.7
	Genève	1.8
	Hte-Savoie	2.4
	Valais	1.9
	Vaud	2.1
Total BV Léman		2.0
Rhône aval	Ain	3.3
	Genève	1.5
	Hte-Savoie	2.3
Total BV Rhône aval		1.7
Total territoire CIPEL		1.9

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

5. CONCLUSIONS

Les performances des STEP sont globalement bonnes à l'échelle du territoire de la CIPEL et respectent les exigences légales en vigueur pour ce qui concerne le phosphore total, la DBO₅ et la DCO.

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.
- BARBIER, C., et QUETIN, P. (2016) : Evolution physico-chimique des eaux du léman ; données météorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 17-63.
- CONDAMINES, M. (2014) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 200-220.
- CONDAMINES, M. (2015) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 173-194
- 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 2 février 2016).
- 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 2015.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2015.

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	2	-	7	-	0	3.4	0.2	93%	93%	93%
	Genève	2	-	3	-	1	3.8	1.1	75%	67%	67%
	Hte-Savoie	19	1	85	-	10	6.5	0.8	88%	87%	86%
	Valais	59	1	296	1	24	4.2	0.3	92%	92%	91%
	Vaud	61	2	384	20	33	4.9	0.5	91%	86%	86%
Total BV Léman		143	4	777	22	69	4.7	0.4	91%	88%	88%
Rhône aval	Ain	2	-	2	-	1	10.7	2.1	28%	28%	28%
	Genève	10	13	420	5	99	5.6	1.4	77%	75%	73%
	Hte-Savoie	22	2	183	1	77	6.7	2.9	58%	58%	57%
Total BV Rhône aval		34	15	605	6	176	5.9	1.8	71%	70%	68%
Total territoire CIPEL		177	19	1'382	28	245	5.2	0.9	82%	80%	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.

¹⁾ : Les flux déversés exceptionnellement par la station d'Aire représentent 27 tonnes de phosphore total pour un volume de 14.1Mm³ en 2014 (travaux)

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
ARPAGAUSS Philippe	Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau Université de Genève, Uni Carl Vogt 66 Bd Carl-Vogt CH - 1211 Genève 4 philippe.arpagaus@unige.ch
BARBIER Christine	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex christine.barbier@thonon.inra.fr
BARTHELEMY Florian	Agence française pour la biodiversité Unité Spécialisée Milieux Lacustres 13, Quai de Rives FR - THONON-LES-BAINS 74200
BENEJAM Tom	Centre Ecotox EPFL ENAC IIE-GE CH - 1015 Lausanne tom.benejam@clutteroekotoxzentrum.ch
BERNARD Marc	Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION marc.bernard@admin.vs.ch
CASADO-MARTINEZ Carmen	Centre Ecotox EPFL ENAC IIE-GE CH - 1015 Lausanne carmen.casado@centrecotox.ch
DAGUET Julien	Université de Franche-Comté Laboratoire Chrono-Environnement Route de Gray FR - 25000 BESANÇON

DE ALENCASTRO Luiz Felipe	Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne Central Environmental Laboratory EPFL GR-CEL Station 2 CH - 1015 LAUSANNE felippe.dealencastro@epfl.ch
DEGIORGI François	Université de Franche-Comté Laboratoire Chrono-Environnement Route de Gray FR - 25000 BESANÇON francois.degiorgi@univ-fcomte.fr
DESFORET Léo	Agence française pour la biodiversité Unité Spécialisée Milieux Lacustres 13, Quai de Rives FR - THONON-LES-BAINS 74200
ESPINAT Laurent	Station d'hydrobiologie lacustre (INRA-UMR/CARTELE) BP 511 FR – 74203 THONON LES BAINS Cedex laurent.espinat@inra.fr
FAUQUET Lucie	Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION
FAURE Florian	Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne Central Environmental Laboratory EPFL GR-CEL Station 2 CH - 1015 LAUSANNE
FERRARI Benoît	Centre Ecotox EPFL ENAC IIE-GE CH - 1015 Lausanne benoit.ferrari@centreecotox.ch
HAMELET Valérie	Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTELE Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex valerie.hamelet@thonon.inra.fr
KLEIN Audrey	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier Case postale 1080 CH - 1260 NYON 1 a.klein@cipel.org

KRUGLER Edouard	Agence française pour la biodiversité Unité Spécialisée Milieux Lacustres 13, Quai de Rives FR - THONON-LES-BAINS 74200
LAINÉ Leslie	Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr
LOIZEAU Jean-Luc	Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau Université de Genève, Uni Carl Vogt 66 Bd Carl-Vogt CH - 1211 Genève 4 Jean-Luc.Loizeau@unige.ch
LEBERRE Brigitte	Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA-UMR/CARRTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
LODS-CROZET Brigitte	Direction générale de l'environnement – DGE 155, ch. des Boveresses CH – 1066 EPALINGES brigitte.lods-crozet@vd.ch
MANGE Pierre	Service de la protection de l'environnement CP 405 CH - 1951 SION pierre.mange@admin.vs.ch
MAKRI Stamatina	Département F.-A. Forel des sciences de l'environnement et de l'eau Université de Genève, Uni Carl Vogt 66 Bd Carl-Vogt CH - 1211 Genève 4
MARCHAND Philippe	LUNAM Université, ONIRIS Laboratoire d'Etude des Résidus et Contaminants dans les Aliments FR - 44307 Nantes Cedex 3 philippe.marchand@oniris-nantes.fr
MUNCH Laetitia	Agence française pour la biodiversité Unité Spécialisée Milieux Lacustres 13, Quai de Rives FR - THONON-LES-BAINS 74200

ORIEZ Adrien
Commission internationale pour la protection des eaux du Léman
Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1
a.oriez@cipel.org

PERGA Marie-Elodie
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
marie.perga@thonon.inra.fr

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

QUÉTIN Philippe
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
philippe.quetin@thonon.inra.fr

RAYMOND Jean-Claude
Agence française pour la biodiversité
Unité Spécialisée Milieux Lacustres
13, Quai de Rives
FR - THONON-LES-BAINS 74200
jean-claude.raymond@afbiodiversite.fr

RIMET Frédéric
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
frederic.rimet@thonon.inra.fr

VARGAS Sandra
Service de l'écologie de l'eau
23, Avenue de Sainte-Clotilde
Case postale 78
CH – 1211 Genève 8
Sandra.vargas@etat.ge.ch