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

CIPEL

...pour que vive l'eau du Léman



© Maude Rion

Programme quinquennal 2016-2020

RAPPORTS SUR LES ETUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LEMANIQUE

Campagne 2017

ISSN 1010-8432

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 2016-2020
CAMPAGNE 2017

Rapp. Comm. int. pour la protec. des eaux du Léman contre la pollution
Campagne 2017, 2018

Editeur :

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

Agroscope - Changins - Bâtiment DC
50, route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1

Tél. : CH - 058 / 460 46 69
FR - + 41 58 / 460 46 69

E-mail : cipel@cipel.org

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

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les
"*Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution*"
est autorisée à la condition d'en mentionner la source.
La reproduction intégrale de rapports doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

I. FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT 6

II. CONCLUSIONS GÉNÉRALES 9

III. EXECUTIVE SUMMARY..... 13

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE …17

IV. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES..... 18

1. INTRODUCTION 20
2. METHODES 20
3. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX 22
4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN 26
5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES 29
6. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES 41
7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES 44
8. CONCLUSIONS 47
9. DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES 54

V. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN..... 67

1. INTRODUCTION 68
2. ÉCHANTILLONNAGE 68
3. MÉTHODOLOGIE 69
4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN 70
5. CONCLUSION 77

VI. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN 86

1. INTRODUCTION 87
2. METHODES 87
3. RESULTATS 88

VII. ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES 98

1. INTRODUCTION 99
2. MÉTHODES 99
4. EVOLUTION DEPUIS 2014 102
5. CONCLUSION 105

VIII. BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN 106

1. INTRODUCTION 107
2. MÉTHODES 107
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION 107

IX. ZOOPLANCTON DU LÉMAN 113

1. INTRODUCTION 114
2. MÉTHODOLOGIE 114
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION 115

X. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE 121

1. INTRODUCTION 122
2. MÉTHODOLOGIE 122
3. RÉSULTATS 122
4. CONCLUSION 126

XI. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT 127

1. INTRODUCTION 128
2. ECHANTILLONNAGE 128
3. METHODOLOGIE 129
4. RESULTATS 129
5. CONCLUSION 139

XII. FRAIE DU CORÉGONE DANS LE LÉMAN 145

1. INTRODUCTION 146
2. MATERIEL ET METHODE 146
3. RESULTATS ET DISCUSSION 147
4. CONCLUSION 150

XIII. SCENARIOS D'EVOLUTION DES APPORTS EN PHOSPHORE AU LÉMAN D'ORIGINE DOMESTIQUE DANS UN AVENIR DE 5 À 50 ANS 151

1. INTRODUCTION 152
2. METHODOLOGIE 152
3. RESULTATS 154
4. CONCLUSION 157

RAPPORTS TECHNIQUES 164

XIV. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES 165

1. INTRODUCTION 166
2. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET EXPLICATION DES RAPPORTS 166
3. RÉSULTATS 168
4. CONCLUSION 169
5. PERSPECTIVES 169

XV. CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP) 176

1. INTRODUCTION 177
2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT 177
3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP 180
4. MICROPOLLUTION 187
5. CONCLUSIONS 188

XVI. ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS 193

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 (km3 / %)	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

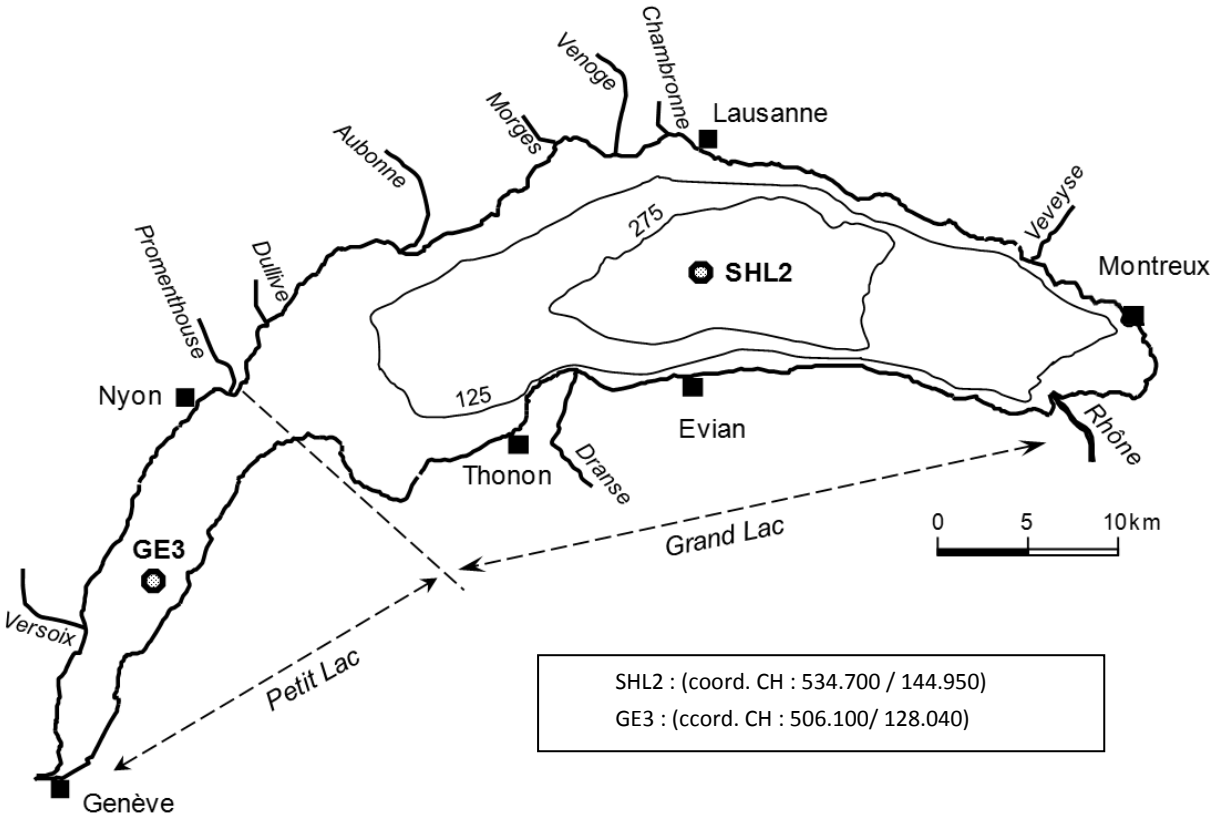


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements



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 : Données : Suisse : Office Fédéral de la Statistique (1985, 1997, 2004/2009) France : Union Européenne, SOeS, Corine Land Cover (1990, 2000, 2006)	Surfaces en eau : Surfaces d’habitat et infrastructures : Surfaces agricoles utiles : (incluant les alpages) Surfaces boisées : Surfaces improductives :	7 % 7 % 26 % 31 % 29 %
La surface agricole utile se répartit de la manière suivante : Sources : Office fédéral de la statistique, 2004/2009 ; Union européenne, SOeS, Corine Land Cover, 2006	62% d’herbages (dont alpages) 22% de terres arables 4% de viticulture 2% d’arboriculture 10% de zones agricoles hétérogènes	

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 2017

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

SUIVI SCIENTIFIQUE

1. EVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DU LEMAN (POINT SHL2)

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2017 caractérise une année relativement chaude (température moyenne annuelle de l'air inter-stations de 11.5°C, température moyenne en mars supérieure de 3.1 °C à celle de 2016). Les conditions météorologiques de l'hiver 2016-2017 n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau, mais seulement un brassage partiel jusqu'à 190 m de profondeur. La redistribution des nutriments dans la colonne d'eau au cours de l'hiver 2017 a donc été limitée, et la réoxygénation des couches profondes insuffisante.

En 2017, la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore réactif soluble est de 41 $\mu gP.L^{-1}$ dans les couches 250 – 309m, niveau qui n'a pu être réduit par le brassage : la concentration en phosphore réactif soluble continue par conséquent d'augmenter en profondeur depuis le dernier brassage complet en 2012. Elle reste basse (environ 4 $\mu gP.L^{-1}$) dans la couche de surface (0 – 30 m), et varie peu par rapport aux cinq années précédentes. La moyenne annuelle pondérée du phosphore total est quant à elle d'environ 18 $\mu g.L^{-1}$.

La concentration en azote nitrique en surface était particulièrement élevée en janvier (642 $\mu gN.L^{-1}$), conséquence probable des pluies abondantes à l'automne 2016 ; elle a ensuite baissé jusqu'à début septembre, en conséquence de la consommation d'azote par le phytoplancton, avant de remonter à 530 µgN.L-1 en décembre. L'azote ammoniacal, dont les variations dans les couches superficielles témoignent de l'abondance du zooplancton et des poissons, se situe en revanche à des valeurs similaires à l'année précédente (41 $\mu gN.L^{-1}$).

Les concentrations en oxygène dissous à 309m restent en dessous de 4 $mgO2.L^{-1}$ de janvier à novembre 2017, valeur basse consécutive à l'absence de brassage complet depuis 2012. La désoxygénation des couches profondes est préoccupante, parce qu'elle engendre notamment le relargage de phosphore et de métaux comme le manganèse et le fer à partir des sédiments, ainsi que la formation d'azote ammoniacal.

2. EVOLUTION BIOLOGIQUE DE LA ZONE PELAGIQUE LÉMANIQUE (SHL2)

La stratification thermique s'est mise en place dès le mois de mars, entraînant la reprise précoce de l'activité phytoplanctonique. Trois pics de croissance du phytoplancton sont à noter. Le premier coïncide avec le début de stratification thermique et est essentiellement du aux picocyanobactéries. Le deuxième, dominé par des diatomées, est apparu à la fin du printemps. Enfin un troisième pic est apparu en fin d'été, dominé par la cyanobactérie *Planktothrix rubescens*, dont les blooms peuvent être accompagnés de la production de toxines. La présence durant toute l'année de *P. rubescens* est probablement favorisée par les températures plus clémentes en hiver ; la biomasse de cyanobactéries estimée en 2017 a été la plus forte depuis 16 ans.

Les variations des biovolumes du zooplancton (micro-crustacés et rotifères) dans le domaine pélagique expliquent les variations de transparence de l'eau, en lien avec la dynamique du phytoplancton. Les effectifs des cladocères herbivores sont actuellement plus faibles que ceux observés durant la décennie 1980-90. Cette baisse des effectifs s'explique par une évolution de la composition de la communauté phytoplanctonique, à savoir la régression d'algues cryptophycées très nutritives, et par la pression de prédation exercée par le corégone. Néanmoins, en 2017 l'abondance des microcrustacés ne présente plus de tendance à la baisse.

Le régime alimentaire du corégone, suivi par l'analyse des contenus stomacaux, est dominé par les crustacés cladocères, avec des variations des proportions relatives des genres sélectionnés durant l'année, mais aussi par rapport aux années antérieures.

3. FRAIE DU CORÉGONE DANS LE LÉMAN

Dans le cadre du développement d'indicateurs du changement climatique, un protocole expérimental de suivi de la phénologie[1] de la reproduction du corégone (Coregonus lavaretus) a été mis en place. Des filets benthiques multimailles sont posés et relevés chaque semaine sur un site de référence où les poissons frayent régulièrement, pendant la période de reproduction soit de de fin novembre à début mars selon les années. Les opérations tests réalisées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité et conduit à des améliorations du protocole de suivi.

Il s'agit (i) d'estimer les dates du début et de la fin de la fraie, et son apogée, et (ii) de caractériser les géniteurs présents sur le site de fraie (taille, âge, état physiologique). Un total de 71 individus a été obtenu durant les opérations de 2016-2017, l'apogée intervenant le 29 décembre. La saison de reproduction 2016-2017 a été plus précoce que la saison précédente. Au cours de cet hiver, 50% des effectifs totaux de la période avaient été capturés fin décembre contre mi-janvier l'année précédente, ce qui est conforme à l'hypothèse du rôle de la température dans le processus de fraie. Pour rappel, l'hiver 2015-2016 a été globalement doux en Europe (le moins froid en moyenne depuis 1900 en France), expliquant probablement la fraie plus tardive.

4. EVOLUTION DES TENEURS EN MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS DANS LE LÉMAN (SHL2)

Les teneurs en métaux et en pesticides sont évaluées deux fois par année à quatre profondeurs, au printemps et à l'automne. Les résidus médicamenteux sont prélevés trois fois par année (hiver, début de l'été et automne) à 2 profondeurs. Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 et participent à des essais d'intercalibration, dont ceux organisés par la CIPEL.

Les teneurs des éléments traces métalliques 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 ainsi que les exigences relatives à la protection des écosystèmes. Par ailleurs, les analyses de manganèse effectuées dans la couche profonde du lac (275, 300, 305 et 309 m), montrent un relargage de cet élément en septembre, lorsque prévalent des conditions d'anoxie (réductrices).

Sur un total de 373 pesticides recherchés, une vingtaine de substances sont détectées. Les teneurs totales oscillent entre 0.09 et 0.22 $\mu g.L^{-1}$, en continuité avec les observations depuis plus de 10 ans. Ces teneurs restent inférieures aux réglementations en vigueur. En 2017, à la profondeur des crépines de pompage d'eau potable (30 m), seuls quelques herbicides comme l'atrazine (et deux de ses métabolites), ainsi que le metalaxyl, le 2,6-dichlorobenzamide (produit de dégradation du dichlobenil), la simazine, la terbuthylazine ainsi que l'AMPA (produit de dégradation du glyphosate) ont été quantifiés à des teneurs très légèrement supérieures ou égales à 0.01 $\mu g.L^{-1}$ soit un facteur 10 plus bas que la norme réglementaire. Bien que l'usage de l'atrazine soit interdit, depuis 2002 dans l'Union Européenne et 2008 en Suisse, ce composé est encore détecté sporadiquement dans l'eau du lac depuis 2014, après plusieurs années sans détection. Les teneurs en metalaxyl (fongicide, dont l'isomère métalaxyl M est autorisé en Suisse et dans l'Union Européenne) sont stables et inférieures à 0.002 $\mu g.L^{-1}$ depuis 3 ans. L'AMPA, métabolite du glyphosate, se situe à des concentrations inférieures à 0.02 $\mu g.L^{-1}$.

Parmi les 65 substances pharmaceutiques ou substances hormonales recherchées, la metformine (antidiabétique) présente les concentrations les plus élevées, de plus d'un ordre de grandeur comparée à celles des autres résidus détectés. Quant aux autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mépivacaïne, prilocaïne), leur présence se confirme année après année dans l'eau du lac. Néanmoins les concentrations en carbamazépine, mépivacaine et carisoprolole ont diminué par rapport aux années 2007 - 2010 témoignant d'une diminution des apports. A noter pour la première fois en 2017 la détection de deux antibiotiques - le sulfamethoxazole et la méthénéamine, et du tramadol (analgésique).

[1] Influence des variations climatiques sur des phénomènes saisonniers (par exemple reproduction, croissance ...).

5. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE

La gamme de substances surveillées dans les eaux du Rhône (station située à Porte du Scex) comprend 117 pesticides, 30 principes actifs pharmaceutiques, deux agents anti-corrosion et un solvant (1,4-dioxane), à raison de 26 échantillons composites couvrant chacun deux semaines. Le laboratoire en charge des analyses est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 et participe aux intercalibrations organisées par la CIPEL.

Un total de 27 substances phytosanitaires ont été détectées ; aucune de ces substances n'a dépassé la concentration limite de 0.1 $\mu g.L^{-1}$ ni le total 0.5 $\mu g.L^{-1}$; toutefois le glyphosate et son principal métabolite (AMPA) ont été mesurés tout au long de l'année. Comme chaque année on note des concentrations temporairement plus élevées que la moyenne en avril-mai (jusqu'à 0.3 $\mu g.L^{-1}$ pour le total). Le flux annuel total (444 kg) se situe dans la fourchette des années précédentes (2014 : 414 kg ; 2015 : 277 kg ; 2016 : 577 kg). Les produits contribuant le plus à ce total sont essentiellement des herbicides (terbutylazine, glyphosate-AMPA), mais également atrazine et simazine, bien que ces derniers ne soient plus autorisés en agriculture depuis plusieurs années. Les flux des produits rejetés par les industries de la vallée du Rhône représentent maintenant une faible part du total (estimés à 11 kg au total en 2017, répartis entre 4 substances fongicides ou herbicides), après une réduction d'un facteur 100 environ en 10 ans.

Les concentrations maximales observées en 2017 pour certains produits pharmaceutiques d'origine industrielle comme la mémantine et la mépivacaïne atteignent 0.12 et 0.11 $\mu g.L^{-1}$. La metformine, antidiabétique dont l'origine dans les eaux du Rhône est exclusivement liée à l'usage thérapeutique, atteint une concentration moyenne de 0.44 $\mu g.L^{-1}$ et une concentration maximale de 0.96 $\mu g.L^{-1}$, en hausse par rapport à 2016 (respectivement 0.38 $\mu g.L^{-1}$ et 0.91 $\mu g.L^{-1}$).

Le flux annuel total (2597 $kg.an^{-1}$) est porté d'une part par des émissions industrielles (672 kg : méthenamine, mémantine, mépivacaïne, et dans une moindre mesure bupivacaïne et prilocaïne) encore élevées par rapport à la ligne directrice cantonale sur les micropolluants du 24 juin 2008, avec des dépassements supérieurs à 200 $g.jr^{-1}$ pour certaines substances, et par la metformine (1840 kg en 2017)

Les produits anticorrosifs (1H-benzotriazole, tolyltriazole) représentent quant à eux un flux annuel d'environ 300 kg.

ETUDES SPÉCIFIQUES

1. QUELS APPORTS EN PHOSPHORE D'ORIGINE DOMESTIQUE DANS LES 50 PROCHAINES ANNÉES ?

Dans quelle mesure, à quelles conditions, l'objectif assigné par la CIPEL concernant le phosphore, moteur historique de l'eutrophisation des lacs, pourrait être atteint et maintenu à long terme ? En 2016 le niveau moyen de phosphore total était évalué à 19 $\mu gP.L^{-1}$, se rapprochant du niveau de l'objectif inscrit dans le Plan d'Actions 2011-2020 (10 à 15 $\mu gP.L^{-1}$). La tendance à la baisse engagée depuis plusieurs décennies peut-elle se poursuivre, ou risque-t-elle d'être contrariée par l'évolution de l'environnement du lac ou de ses usages, et des évolutions de diverses natures dans son bassin versant ?

Un travail de prospective a été engagé pour répondre à ces questions et nourrir les réflexions en vue de l'élaboration du Plan d'Action 2021-2030. La première étape de ce travail prospectif concernait les apports d'origine domestique. Il ne s'agissait pas dans ce travail de prédire l'état du lac dans les prochaines décennies, mais de projeter les conséquences possibles ou probables de différentes évolutions en termes d'apports en phosphore, et d'identifier les leviers qu'il sera possible d'activer pour y remédier.

Les apports d'origine domestique comprennent les émissions de la population non raccordée à une station d'épuration, et ceux de la population raccordée, qu'on peut dans les deux cas estimer à partir des données statistiques et d'un facteur d'émission moyen par habitant. L'émission brute de la population raccordée se répartit ensuite entre le flux qui arrive effectivement aux stations d'épuration et des pertes de diverses natures. A partir de ces différentes variables, il a ainsi été possible d'estimer les émissions de phosphore sur les 50 prochaines années sur la base d'une évolution moyenne de la population, fondée sur les statistiques démographiques disponibles. Cette projection fait ressortir une augmentation significative des apports en phosphore au lac (48 tonnes en 2066 s'ajoutant à 103 tonnes de l'estimation 2016).

Ensuite plusieurs scénarios ont été élaborés, pour faire ressortir l'influence de différentes variables (facteur d'émission, pertes, rendement d'épuration) sur les apports en phosphore au Léman. Il apparait ainsi que la plupart des scénarios conduisent à une augmentation, plus ou moins forte, des apports au lac. Deux scénarios permettent néanmoins de contenir l'apport en phosphore à son niveau actuel, voire le diminuer légèrement : il convient pour cela de diminuer les facteurs d'émission par habitant, de contrôler les pertes en réseau et en station, et d'améliorer de plusieurs points le rendement d'épuration.

Ce premier travail prospectif mérite d'être affiné, puis complété avec un examen du même type pour les autres sources de phosphore (sols, précipitations ...).

EXECUTIVE SUMMARY

CAMPAGNE 2017

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

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

MONITORING

1. PHYSICO-CHEMICAL EVOLUTION IN LAKE GENEVA (POINT SHL2)

The 2017 weather conditions show that this year was a relatively warm year (mean annual interstation air temperature, 11.5°C, mean temperature in March 3.1°C warmer than in 2016). The weather conditions for winter 2016–2017 did not allow a complete mixing of the water column, but rather only a partial mixing down to a depth of 190 m. The redistribution of nutrients in the water column during winter 2017 was therefore limited, and reoxygenation of the deep layers was insufficient.

In 2017, the annual weighted mean concentration of soluble reactive phosphorus was 41 $\mu gP.L^{-1}$ in the 25- to 309-m layers, a level that could not be reduced by mixing: the soluble reactive phosphorus concentration therefore has continued to increase in depth since the last complete mixing of the water column in 2012. It remains low (approximately 4 $\mu gP.L^{-1}$) in the surface layer (0–30 m), and varies little compared to the previous 5 years. The total phosphorus weighted mean annual concentration is approximately 18 $\mu g.L^{-1}$.

The surface concentration in nitric nitrogen was particularly high in January (642 $\mu gN.L^{-1}$), probably as a result of the abundant rain in the autumn of 2016; it then decreased until the beginning of September, as a result of phytoplankton consumption of nitrogen, before returning to 530 $\mu gN.L^{-1}$ in December. On the other hand, ammoniacal nitrogen, whose variations in the superficial layers attest to the abundance of zooplankton and fish, shows values similar to the previous year (41 $\mu gN.L^{-1}$).

The dissolved oxygen concentrations at 309 m remain below 4 $mgO_2.L^{-1}$ from January to November 2017, a low value subsequent to the absence of complete mixing since 2012. Deoxygenation of the deep layers is preoccupying, because it causes, most notably, the release of phosphorus and metals such as manganese and iron from sediments, as well as the formation of ammoniacal nitrogen.

2. BIOLOGICAL EVOLUTION OF THE PELAGIC ZONE (LAKE GENEVA, SHL2)

Thermal stratification was found as early as March, leading to the early resumption of phytoplanktonic activity. Three phytoplankton growth peaks should be noted. The first coincides with the beginning of thermal stratification and stems essentially from picocyanobacteria. The second, dominated by diatoms, appeared at the end of spring. Finally, a third peak appeared at the end of summer, dominated by the cyanobacterium *Planktothrix rubescens*, whose blooms can be accompanied by the production of toxins. The year-long presence of *P. rubescens* is probably favored by the warmer winter temperatures; the biomass of cyanobacteria estimated in 2017 has been greater for the past 16 years.

The variations in biovolumes of zooplankton (micro-crustacea and rotifers) in the pelagic zone explain the variations in the transparency of the water, related to the dynamics of phytoplankton. The numbers of herbivorous cladoceran species are currently lower than the numbers observed during the 1980–1990 decade. This drop in their numbers can be explained by a change in the composition of the phytoplanktonic community, i.e., the regression of highly nutritive algae (i.e. Cryptophyceae), and consequently the predatory pressure exercised by the whitefish. Nevertheless, in 2017 the abundance of micro-crustaceans no longer showed a decreasing trend.

The diet of the whitefish, determined by the analysis of the stomach contents, is dominated by cladoceran species, with variations in the relative proportions of the genera selected during the year as well as in relation to previous years.

3. FOLLOW-UP OF COREGONUS SPAWING

Within the development of climate change indicators, an experimental protocol to follow up the phenology2 of Coregonus reproduction (Coregonus lavaretus) was set up. Benthic nets were put in place and checked every week on a reference site where fish regularly spawned during the reproduction period, i.e., from the end of November to the beginning of March, depending on the year. The test operations conducted in 2015–2016 confirmed the value of the study and its feasibility, improving the follow-up protocol.

These tests were designed to (i) estimate the dates of the beginning and end of spawning and its peak, and (ii) characterize the genitors present on the spawning site (size, age, physiological state). A total of 71 individuals were obtained during the 2016–2017 operations, with the peak on 29 December. The 2016–2017 reproduction season was earlier than the previous season. During this winter, 50% of the total numbers during the period had been captured by the end of December versus mid-January for the year before, consistent with the hypothesis that temperature plays a role in the spawning process. It should be remembered that the 2015–2016 winter was generally warm in Europe (the warmest on average since 1900 in France), probably explaining the later spawning.

4. CHANGES IN METAL AND MICROPOLLUTANT CONCENTRATIONS (LAKE GENEVA, SHL2)

Metal and pesticide concentrations are assessed twice a year at four depths, in the spring and the autumn. Drug residues are sampled three times a year (winter, beginning of summer, and autumn) at two depths. The laboratories performing these analyses are ISO/CEI 17025:2005-accredited and participate in calibration trials, including those organized by CIPEL.

The trace metal concentrations measured in the superficial layer (a mix at 1 and 30 m) remain low and respect the Swiss and French reference values for drinkable water as well as the demands relative to ecosystem protection. In addition, the manganese analyses performed in the lake's deep layer (275, 300, 305 and 309 m) show a discharge of this element in September, when anoxic (reducing) conditions prevail.

Out of a total of 373 pesticides examined, approximately 20 substances were detected. The total concentrations oscillate between 0.09 and 0.22 $\mu g.L^{-1}$, consistent with the observations for more than 10 years. These concentrations remain lower than the current regulations. In 2017, at the depth of drinking water pumping strainers (30 m), only a few herbicides such as atrazine (and two of its metabolites), metalaxyl, 2,6-dichlorobenzamide (degradation product of dichlobenil), simazine, terbuthylazine as well as AMPA (degradation product of glyphosate) were quantified with concentrations that were slightly greater than or equal to 0.01 $\mu g.L^{-1}$, i.e., ten times lower than the legal standard. Although use of atrazine is banned, since 2002 in the European Union and 2008 in Switzerland, this chemical has been detected sporadically in the lake water since 2014, after several years of it not being detected. The concentrations of metalaxyl (a fungicide, whose isomer metalaxyl M is authorized in Switzerland and the European Union) are stable and under 0.002 $\mu g.L^{-1}$ for the last 3 years. AMPA, a metabolite of glyphosate, is found at a similar level, with concentrations less than 0.002 $\mu g.L^{-1}$.

Of the 65 pharmaceutical or hormonal substances sought, metformin (antidiabetic) presents the highest concentrations, more than one order of magnitude greater than those of other residues detected. As for other substances (carbamazepine, carisoprodol, mepivacaine, prilocaine), their presence in the lake's water is confirmed year after year. Nonetheless, the carbamazepine, mepivacaine and carisoprodol concentrations have decreased compared to 2007–2010, attesting to a reduction in the inputs of these substances. It should be noted that in 2017 two antibiotics – sulfamethoxazole and methenamine – and tramadol (an analgesic) were detected for the first time.

5. MICROPOLLUTANTS IN THE RHÔNE WATERS

The range of substances monitored in the Rhône waters (sampling station located at Porte du Scex) includes 117 pesticides, 30 pharmaceutical active ingredients, two anticorrosion agents and one solvent (1,4-dioxane), with 26 composite samples each covering 2 weeks. The laboratory in charge of the analyses is ISO CEI LEN 17025-accredited and participates in calibrations organized by CIPEL.

[2] Influence of climate variations on seasonal phenomena (e.g., reproduction, growth).

A total of 27 phytosanitary substances have been detected; none of these substances has surpassed the limit concentration of 0.1 µg.L^{-1} nor the total 0.5 µg.L^{-1}; however, glyphosate and its main metabolite (AMPA) were measured throughout the year. Like every year, temporarily higher concentrations than average in April–May have been noted (up to 0.3 µg.L^{-1} for the total). The total annual flow (444 kg) falls within the range of the previous years (2014: 414 kg; 2015: 277 kg; 2016: 577 kg). The products that contribute most to this total are essentially herbicides (terbuthylazine, glyphosate-AMPA), as well as atrazine and simazine, even though the latter two have been banned in agriculture for several years. The flows of products input by industry located in the Rhône valley today account for a small part of the total (estimated at a total of 11 kg in 2017, divided between four fungicide and herbicide substances), after a reduction by a factor of approximately 100 in 10 years.

The maximum concentrations observed in 2017 for certain industrial pharmaceutical products such as memantine and mepivacaine reach 0.12 and 0.11 µg.L^{-1}. Metformin, an antidiabetic found in the Rhône waters exclusively related to its therapeutic use, reaches a mean concentration of 0.44 µg.L^{-1} and a maximum concentration of 0.96 µg.L^{-1}, higher than in 2016 (respectively, 0.38 µg.L^{-1} and 0.91 µg.L^{-1}).

The total annual flow (2597 kg.year^{-1}) stems from industrial emissions (672 kg: methenamine, memantine, mepivacaine, and to a lesser extent bupivacaine and prilocaine), still high compared to the 24 June 2008 canton guideline on micropollutants, with levels exceeding 200 g.day^{-1} for certain substances, as well as metformin (1840 kg in 2017).

Anticorrosives (1H-benzotriazole, tolyltriazole) account for an annual flow of approximately 300 kg.

SPECIFIC STUDIES

1. WHAT WILL THE DOMESTIC PHOSPHORUS INPUTS BE OVER THE NEXT 50 YEARS?

To what extent and in what conditions can the objective assigned by CIPEL on phosphorus, the historical driver of lake eutrophication, be reached and maintained over the long term? In 2016 the mean total phosphorus level was assessed at 19 µgP.L-1, coming close to the objective announced in the 2011–2020 Action Plan (10–15 µgP.L-1). Can the downward trend engaged over the past several decades be pursued or does it risk being contradicted by the changes in the lake's environment and its uses and the diverse changes in its watershed?

A prospective work was initiated to respond to these questions and contribute to reflection on the elaboration of the 2021–2030 Action Plan. The first stage of this prospective work concerned domestic inputs. This does not mean predicting the state of the lake over the upcoming decades, but projecting the possible or probable consequences of different changes in terms of phosphorus inputs and identifying the levers that could be activated to remediate these changes.

Domestic inputs include emissions from the population that is not connected to a sewage treatment plant and those of the population that is connected, that can both be estimated based on statistical data and a mean per capita emissions factor. The gross emissions of the population served by sewage systems is then divided between the flow arriving at the wastewater treatment plants and the diverse losses. Based on these different variables, it was possible to estimate phosphorus emissions over the next 50 years based on a mean population growth, founded on available demographic statistics. This projection shows a significant increase in the lake's phosphorus inputs (48 tons in 2066 added to 103 tons estimated for 2016). Then several scenarios were elaborated to highlight the influence of different variables (emissions factor, losses, removal efficiency) on the phosphorus inputs to Lake Geneva. It therefore seems that most of the scenarios lead to a more or less significant increase of inputs into the lake. Two scenarios nevertheless result in containing the phosphorus input at its current level, even decreasing it slightly: it would require reducing the per capita emissions factors, controlling losses within the sewage networks and at treatment plants, and increasing removal efficiency by several points.

This first prospective work warrants being refined and then completed with an examination of the same type for the other phosphorus sources (soils, precipitation, etc.).

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

Campagne 2017

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 18-66*

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN ET DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

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

CAMPAGNE 2017

PAR

Viet TRAN KHAC, Philippe QUETIN et Orlane ANNEVILLE

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

RÉSUMÉ

L'année 2017 peut être considérée comme relativement chaude. La température moyenne annuelle inter-stations est de 11.5 °C. Le mois de janvier est particulièrement froid avec -0.8°C de température en moyenne inter-stations.

L'année 2017 a une moyenne inter-stations des précipitations de 833.7mm, et présente un déficit de 17.4 % par rapport à la moyenne 1981-2010. L'année 2017 est classée au 32^{e} rang (sur 38) de la chronologie pluviométrique 1980-2017.

En général, l'année 2017 est ensoleillée avec une moyenne annuelle inter-stations de 2089 heures, soit supérieure à la normale 1981-2010 qui est de 1854 heures. La somme d'insolation de février et juin est de 193 heures supérieures à sa moyenne inter-stations.

Malgré un mois de janvier particulièrement froid, les conditions climatiques en 2017 n'ont pas permis une homogénéisation complète de la colonne d'eau. La profondeur du brassage partiel hivernal est à 190m. Par conséquent, les couches profondes ne sont pas réoxygénées.

En 2017, l'activité phytoplanctonique printanière débute dès la fin du mois de mars, entraîne une baisse des nutriments conjointement à une augmentation de la matière organique. En juin, le phytoplancton est fortement diminué par le développement du zooplancton ce qui délimite une phase des eaux claires. Par la suite, un pic automnal correspondant à la reprise de l'activité phytoplanctonique apparaît à la fin de l'été 2017.

Les concentrations en oxygène dissous à 309m de l'année 2017 restent en dessous de 4mgO2/L du mois de janvier à novembre. L'effet du brassage complet de 2012 n'est plus bénéfique après 5 années.

Les concentrations moyennes annuelles en phosphore total et phosphore soluble réactif diminuent par rapport à l'année 2016 avec les valeurs annuelles moyennes respectives de 17.75 µgP.L-1 et 14.79 µgP.L-1

ABSTRACT

The year 2017 can be considered a moderately warm year. The annual average inter-plant temperature in 2017 was 11.5 °C. January was a particularly cold month with an annual average inter-plant temperature of -0.8°C.

The year 2017 had an average inter-plant precipitation of 833.7mm and showed a rainfall deficit of 17.4% compared to normal for 1981-2010. The year 2017 was ranked in 32th place in the rainfall chronology between 1980 and 2017.

In general, the year 2017 has an annual average inter-plant sun exposure of 2089 hours, superior to normal for 1981-2010, which was 1854 hours. The total sun exposure from February to June showed a surplus of 193 hours compared to normal for 1981-2010.

In spite of a particularly cold January, the climatic conditions in 2017 did not permit a complete homogenization of the water column of Lake Geneva. The partial mixing has reached 190m depth. The incomplete homogenization does not permit re-oxygenation of the lower layer and redistribution of the nutrients throughout the water column.

In 2017, the spring phytoplankton activity began at the end of March, leading to a decrease in nutrients and an increase in particulate organic matter. In June, a reduction of algae by zooplankton development delineated a clear-water phase. Subsequently, the autumnal peak correspond to the recovery of photosynthesis at the end of summer 2017.

The dissolved oxygen concentration at 309 m remained under 4mgO2/L from January to November 2017. Re-oxygenation does not occur in deep water after the complete mixing in 2012.

The annual average concentration of total phosphorus and orthophosphate continue to decrease comparing to 2016 and are respectively 17.75 µgP/L and 14.79 µgP/L.

1. INTRODUCTION

Ce rapport traite du suivi physico-chimique du Léman en 2017, plus précisément du Grand Lac à la station SHL2, et présente l'évolution de 17 paramètres (température, pH, conductivité, titre alcalimétrique complet, oxygène dissous, phosphore total, orthophosphate, phosphore total particulaire, azote total, azote ammoniacal, nitrate, azote organique particulaire, chlorure, carbone organique particulaire, silice, chlorophylle-*a* et transparence).

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

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

L'ensemble des conditions météorologiques de l'année 2017 (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.

Le présent rapport utilise les données du suivi environnemental du Léman fournies par l'Observatoire SOERE OLA (Observatoire des Lacs Alpins) pour la période 1973-2017 (SOERE OLA-IS 2017).

2. METHODES

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

- SHL2, qui fait l'objet de ce rapport, est située au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH : 534.700/144.950) et correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m) ;
- GE3 située au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. CH: 506.100/128.040) (-71 m).

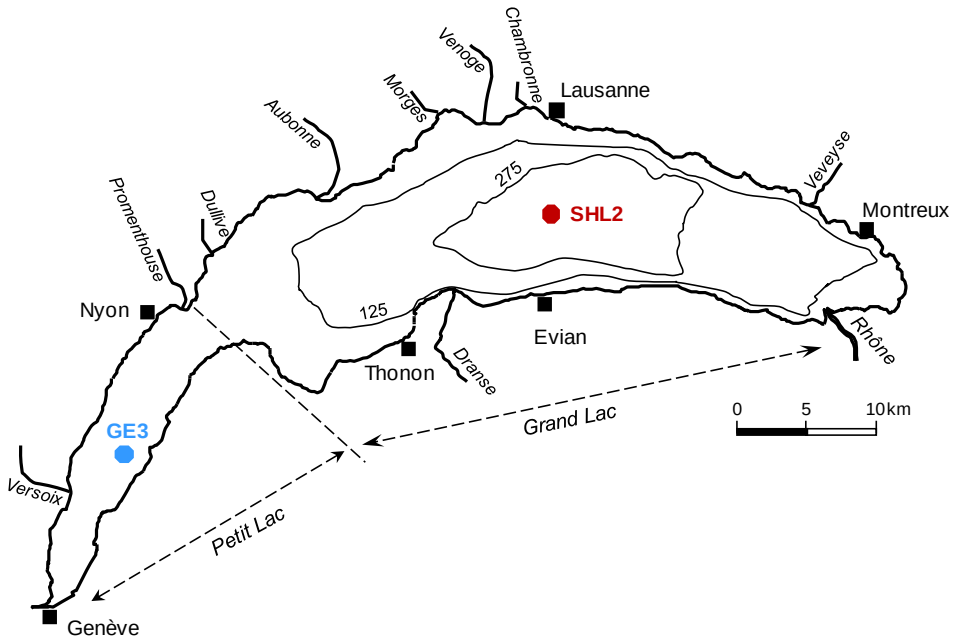


Figure 1 : Situation des points de prélèvement sur le Léman

Figure 1 : Location of the sampling stations in lake Geneva

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

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 : 0 ; 2.5 ; 5 ; 7.5 ; 10 ; 15 ; 20 ; 25 ; 30 ; 35 ; 50 ; 100 ; 150 ; 200 ; 250 ; 275 ; 290 ; 300 ; 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac changent, la fréquence du suivi est plus importante. Elle suit le plan suivant : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite ; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations des conditions environnementales.

Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 2017, 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	30.01.2017
2	15.02.2017
3	08.03.2017
4	20.03.2017
5	10.04.2017
6	02.05.2017
7	15.05.2017
8	01.06.2017
9	20.06.2017
10	04.07.2017
11	18.07.2017
12	09.08.2017
13	22.08.2017
14	04.09.2017
15	25.09.2017
16	09.10.2017
17	24.10.2017
18	21.11.2017
19	21.12.2017

Les prélèvements sont effectués selon des techniques uniformisées par l'UMR CARRTEL 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 CARRTEL INRA de Thonon-les-Bains. Les méthodes utilisées selon les normes de qualité de l'eau normalisées AFNOR et comparées par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. Les derniers résultats obtenus en octobre 2015 par les différents laboratoires sont concordants (VARGAS, 2016). Les analyses sont validées par des cartes de contrôle de justesse et de fidélité. Les incertitudes élargies des méthodes sont indiquées dans l'annexe IV.

Lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH et chlorophylle *a in vivo* sont réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable (BLANC et *al*., 1993). Dans le même temps, une mesure de la transparence est effectuée en observant la profondeur de disparition d'un disque de Secchi normalisé (disque noir et blanc, 20 cm). De 1957 à mi-2009, cette mesure était effectuée uniquement avec le disque de Secchi 'INRA' non-normalisé (disque blanc d'un diamètre de 30 cm).

Une comparaison de la transparence entre les deux types de disque de Secchi a été réalisée de mi-2009 à 2015. L'analyse par régression linéaire des résultats présentée dans le 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. METEOROLOGIE : INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION ET LE MELANGE DES EAUX

En 2017, la température moyenne annuelle de l'air inter-stations est de 11.5 °C, soit supérieure à la normale de la période 1981-2010, dont la moyenne est de 10.8°C. L'année 2017 se distingue de la chronique avec un mois de janvier particulièrement froid : la moyenne inter-stations de janvier est de -0.8 °C alors que la moyenne inter-stations de janvier de 1981-2010 est de 2.1°C. Du mois de février au mois d'août, la moyenne inter-stations est supérieure à la normale tandis qu'elle est inférieure à la normale de la période 1981-2010 du mois de septembre au mois de décembre (Annexe V).

La température moyenne pondérée des couches d'eau superficielles (0-10m) montre un mois de janvier plus froid (6.4 °C) et des mois de juillet et août plus chauds (21.1 °C et 21.9 °C) en 2017 par rapport à l'année 2016 (Figure 2).

Malgré la basse température de l'air et de l'eau au mois de janvier, les conditions météorologiques de l'hiver 2017 n'ont pas permis un brassage complet de la colonne d'eau. D'après les campagnes du suivi du Léman, un brassage partiel a eu lieu jusqu'à 190m de profondeur à la date du 08 mars 2017 (Figure 3a, Figure 4). Durant l'hiver, la température la plus basse observée au fond du lac est de 5.6 °C le 30 janvier 2017 soit 0.1°C et 0.2°C de plus qu'en 2016 et 2015. Ce brassage n'a pas été suffisant pour réoxygéner l'eau des couches profondes du lac. La concentration en oxygène dissous mesuré au fond du lac est de 2.99 mgO_2/L lors du brassage (Figure 3a).

Au mois de mars en 2017, la température moyenne de l'air inter-stations est de 9 °C, soit 3.1°C de plus par rapport à l'année 2016. Les couches superficielles se réchauffent plus tôt au 20 mars 2017 et la stratification thermique se met en place ce qui entraîne la reprise de l'activité phytoplanctonique (Figure 3b, Figure4). D'après les analyses au laboratoire, la concentration maximale en chlorophylle-a pour l'année 2017 est de 15.98µgChla/L à 3.5m au 20 mars 2017, qui correspond à un pic d'oxygène dissous à 13.27 mgO2/L. Le maximal pic d'oxygène épilimnique est observé à 15.57 mgO2/L le 15 mai 2017. Néanmoins, ce pic d'oxygène dissous ne correspond pas à une concentration maximale en chlorophylle-a.

La température maximale en surface est observée le 18 juillet 2017 avec 24.5°C contre 22.2°C et 24.8°C au mois d'août en 2016 et en 2015 (Figure 3c). L'arrivée de l'automne engendre la destratification thermique de la masse d'eau (Figure 3d).

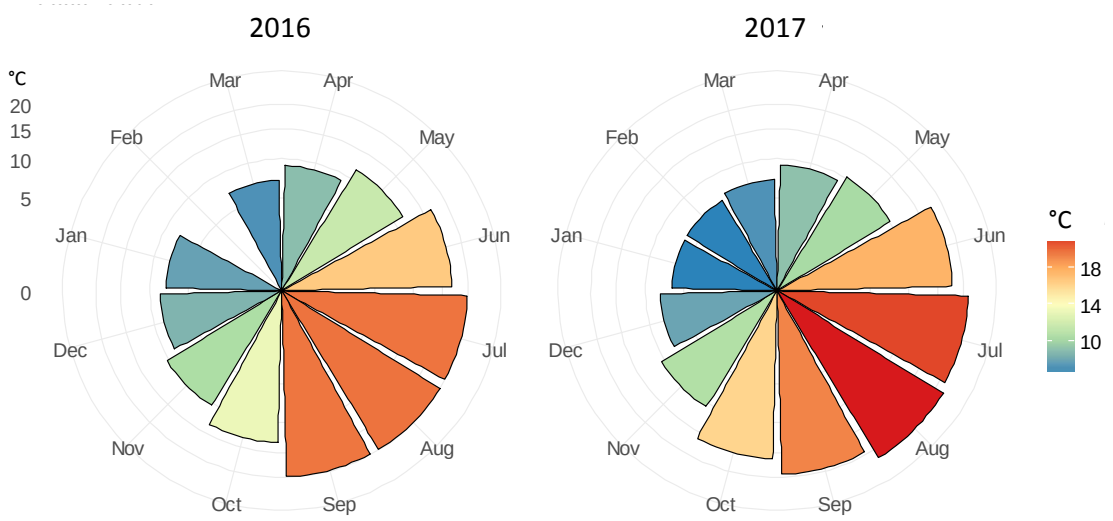


Figure 2 : Température moyenne mensuelle pondérée dans la couche superficielle (0-10 m) en 2016 et 2017, Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 2 : Monthly weighted average temperature in water surface layer (0-10m) in 2016 and 2017, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

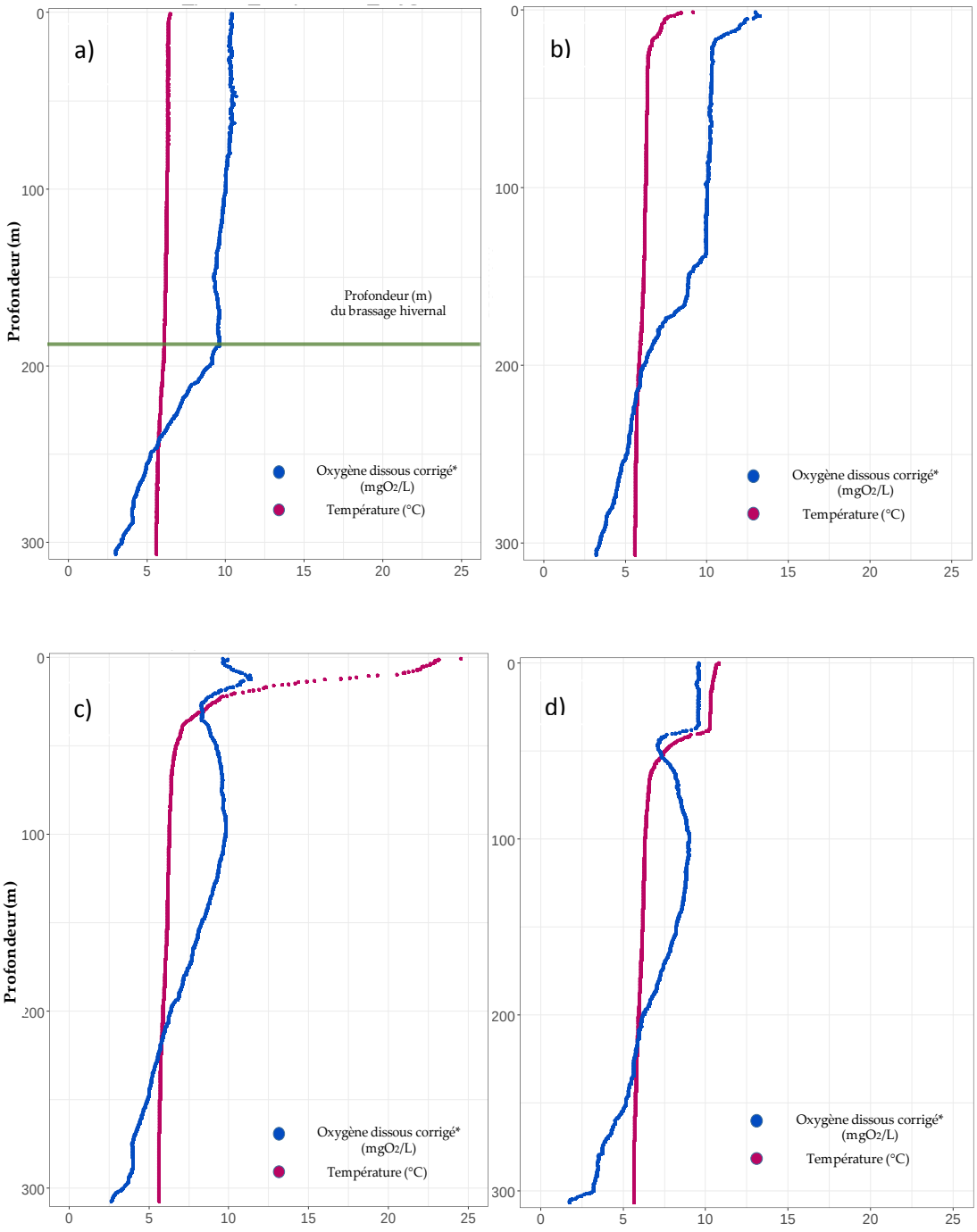


Figure 3 : Profil physico-chimique réalisé à l'aide de sondes multi-paramètres, Léman - Grand Lac (SHL2) :
a) en hiver lors du brassage partiel maximal (08.03.2017),
b) au printemps (20.03.2017),
c) en été (18.07.2017),
d) en automne (21.11.2017).

Figure 3 : Physico-chemical profile made using multi-parameters probes, Lake Geneva - Grand lac (SHL2) :
a) in winter after maximal water mixing (08.03.2017),
b) in spring (20.03.2017),
c) in summer (18.07.2017),
d) in autumn (21.11.2017).

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

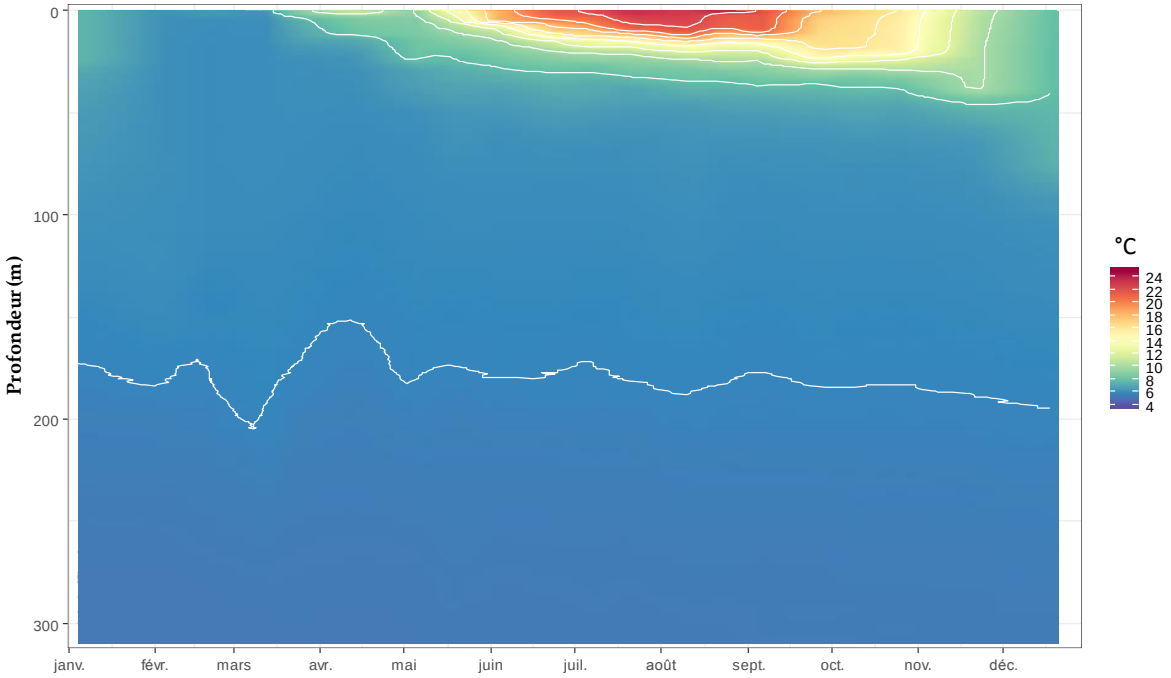


Figure 4 : Température des eaux du lac en 2017 (iso-contour en blanc), Léman – Grand Lac (SHL2)

Figure 4 : Water temperature in the lake in 2017 (iso-contour lines in white), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2)

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

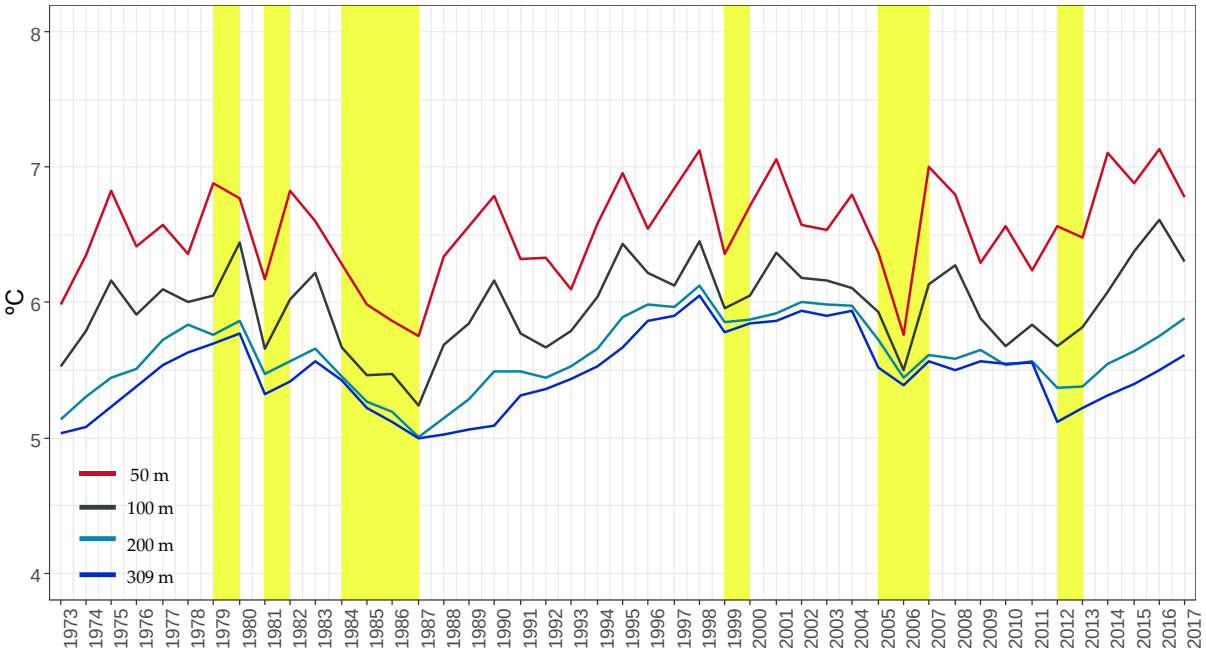


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau dans le lac aux profondeurs de 50, 100, 200 et 309 mètres de 1973 à 2017, Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 5 : Inter-annual changes in annual mean water temperature in the lake at depths of 50, 100, 200 and 309 meters from 1973 to 2017, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

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

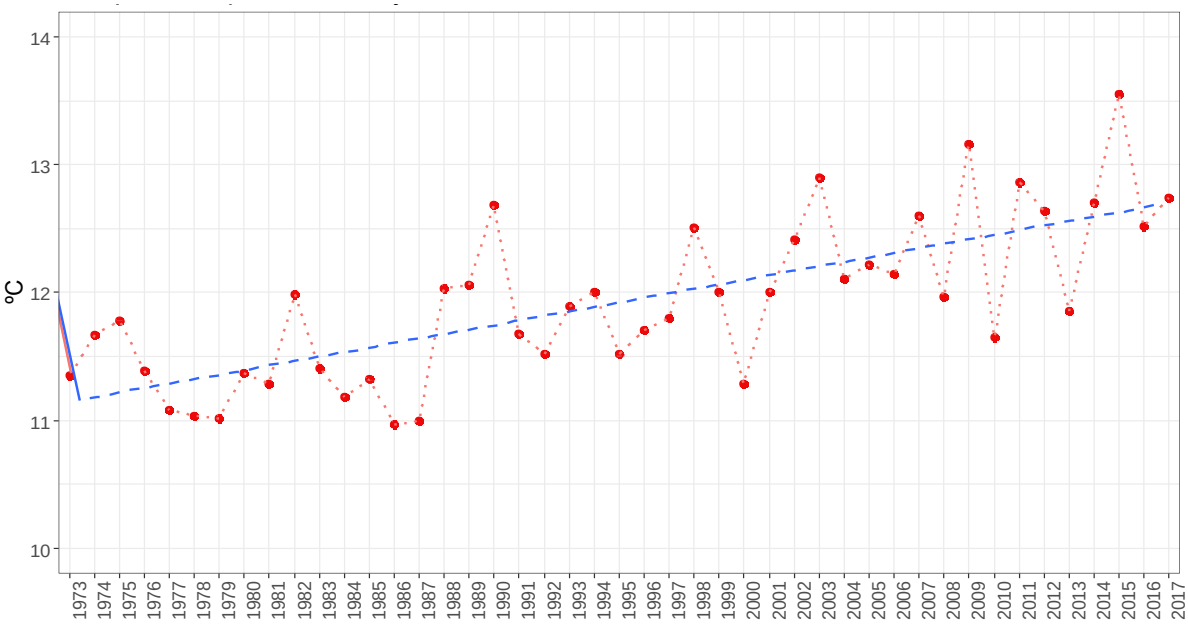


Figure 6 : Evolution de la température moyenne annuelle pondérée de l'eau de la couche superficielle (0-10m) de 1973 à 2017, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 6 : Inter-annual changes in the weighted annual average water temperature of the top layer (0-10m) from 1973 to 2017, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La température dans les couches superficielles (0-10m) pour les mois hivernaux (janvier, février, novembre et décembre) en 2017 est comprise dans la distribution de température de la période 1973-2016. Du printemps à l'automne, la température est supérieure à sa valeur de 75% percentile du 1973-2016.

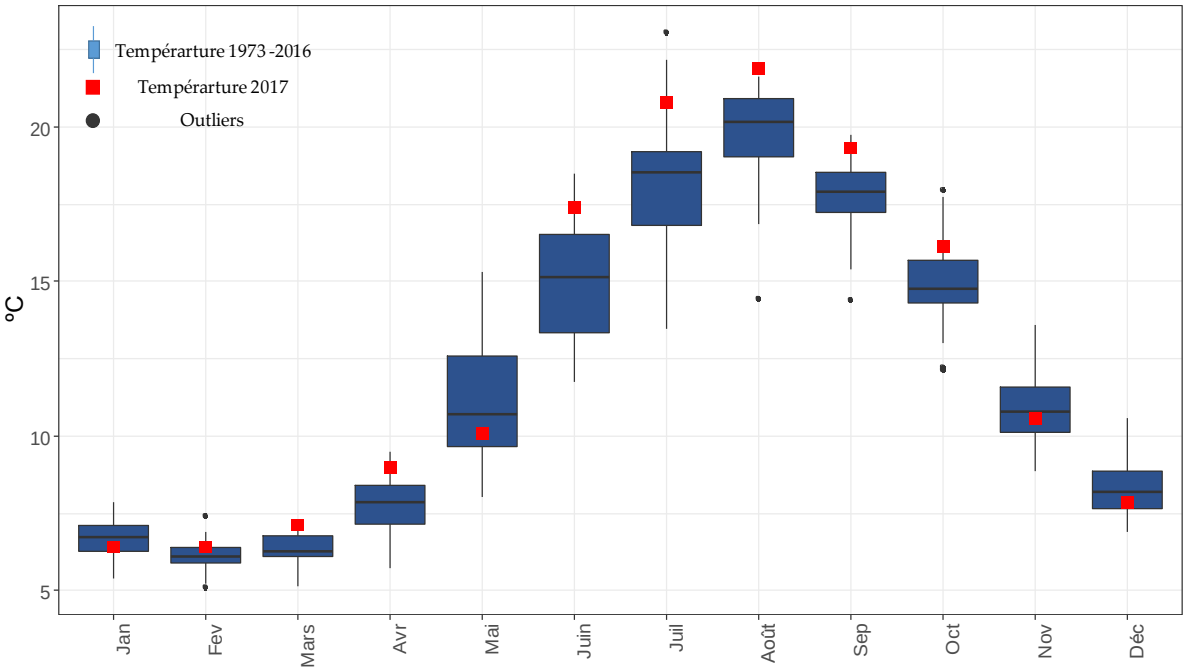


Figure 7 : Température moyenne mensuelle de l'eau de la couche superficielle (0-10m) du 1973-2016 (boxplot) et en 2017 (carré rouge) – Léman – Grand Lac (SHL2).

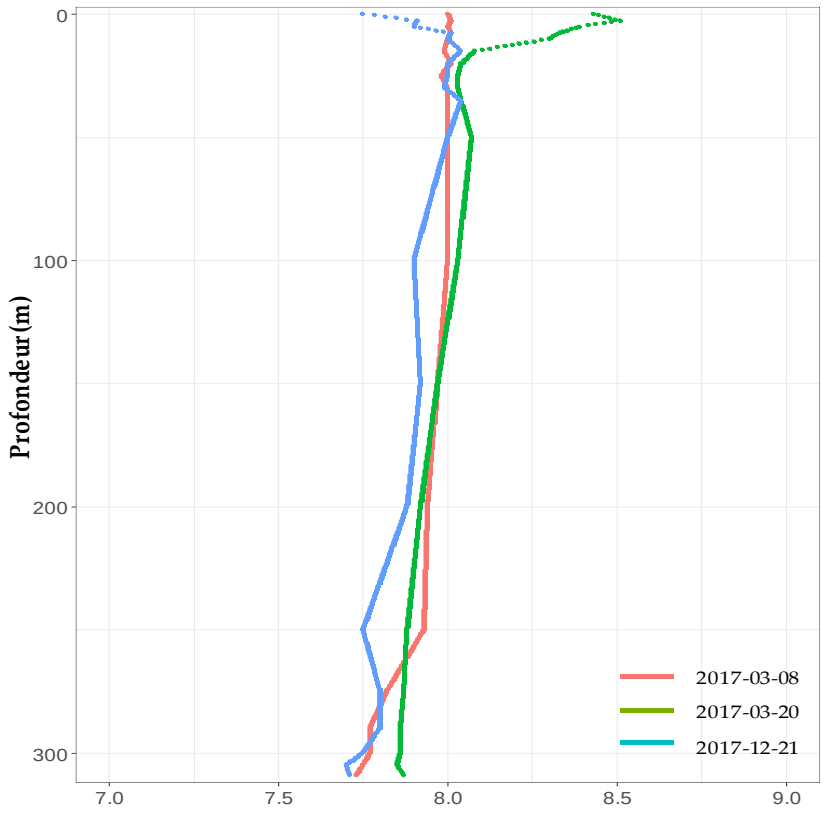
Figure 7 : Monthly average water temperature of the top layer (0-10m) from 1973 – 2016 (boxplot) and in 2017 (red square), Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

4. CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU LÉMAN

4.1 PH

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

La figure 8 représente l'évolution saisonnière du pH dans la colonne d'eau du lac. A l'issue du brassage hivernal partiel jusqu'à 190 m, le pH de la colonne d'eau oscille entre 7.64 et 7.93 tel que l'on peut l'observer sur le profil du 08 mars 2017 en rouge sur la figure 8. La reprise de l'activité phytoplanctonique printanière provoque une augmentation du pH des couches superficielles dès la fin du mois de mars 2017. Cette hausse est provoquée par la consommation de CO2 lors la photosynthèse. Le CO2 étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. Lors du pic phytoplanctonique le 20 mars 2017, le pH moyen mesuré dans les couches d'eau superficielle entre 0-10m est de 8.39, soit 0.5 supérieur à la valeur du pH au mois de janvier 2017. Le pH moyen atteint une valeur maximale de 8.63 le 04 juillet 2017, plus tardivement qu'en 2016 où ce phénomène a été observé le 24 mai 2016.



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

Figure 8 : 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 et à l'issue de la déstratification de la colonne d'eau (—), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 8 : pH in the lake as a function of depth after maximal water mixing (—), during recovery of significant photosynthetic activity (—) and after water column destratification (—), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 9 représente l'évolution du pH dans les couches d'eau superficielles (0 - 30 m) de 1973 à nos jours. On constate que la valeur de pH en 2017 est plus forte au mois de mars et plus faible aux mois de mai et août par rapport à l'historique des données de 1973 - 2016. Ceci correspond au fait que le pic de la concentration en chlorophylle-a lié à l'activité phytoplanctonique au mois de mars en 2017 est arrivé plus tôt que les années précédentes.

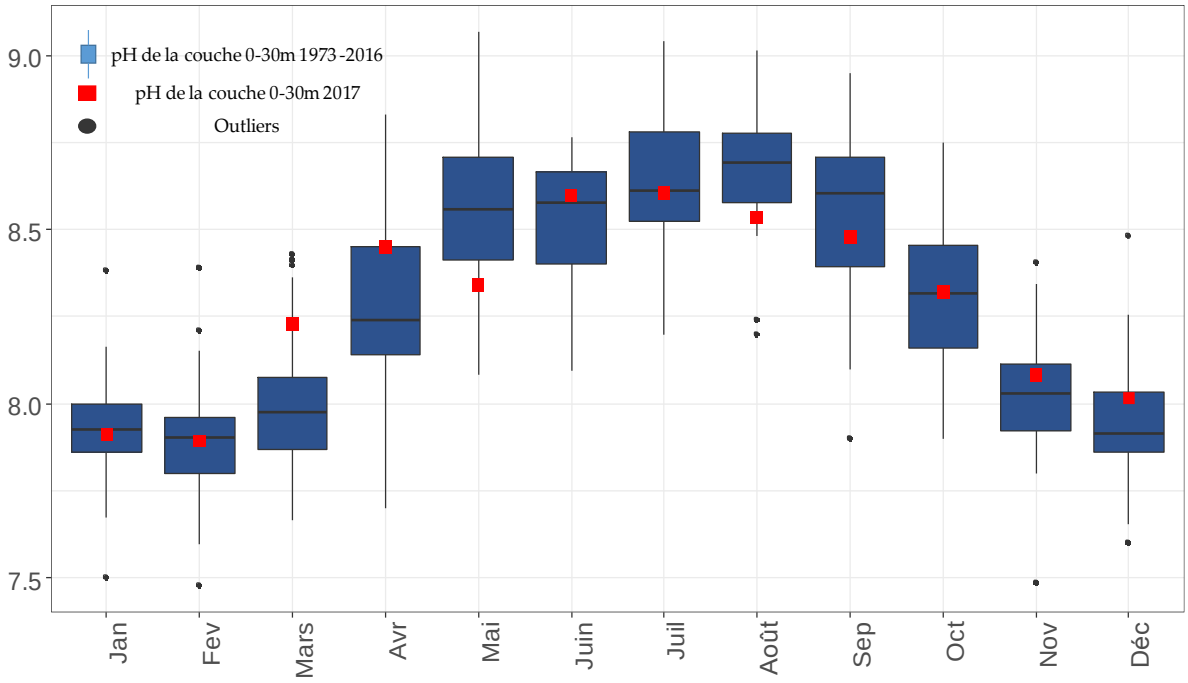


Figure 9 : Evolution du 90e percentile du pH mensuel à 25°C dans l'eau de la couche superficielle (0 –30 m) de 1973 à 2016 (boxplot) et en 2017 (carré rouge), Léman - Grand Lac (SHL2).

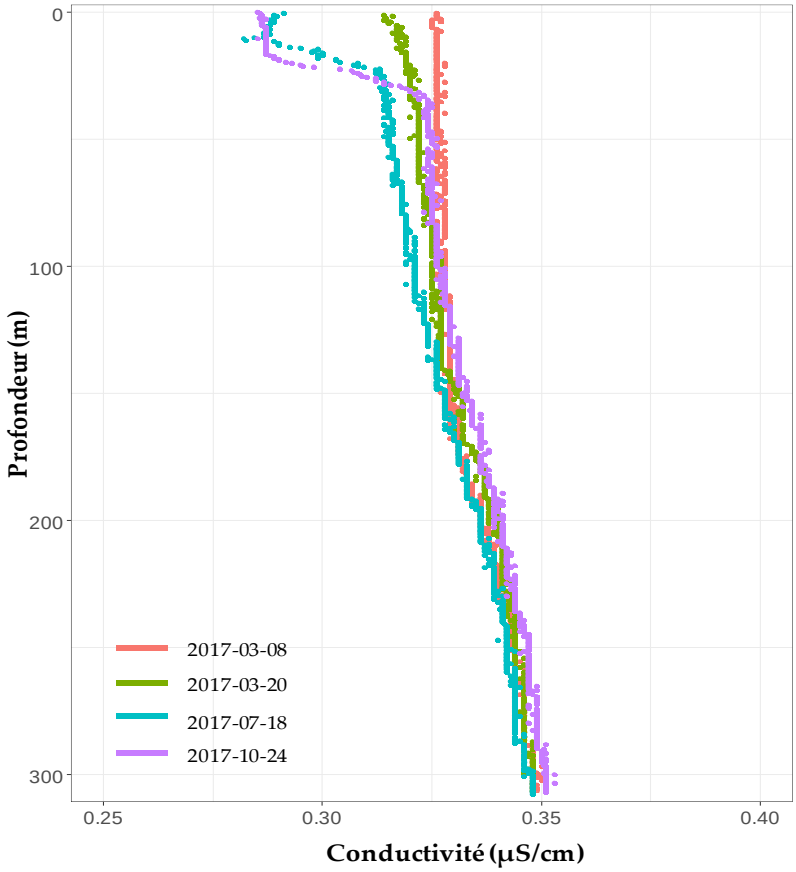
Figure 9 : Change in 90th percentile of monthly pH at 25°C in lake's water surface layer (0 - 30 m) from 1973 to 2016 (boxplot) and in 2017 (red square), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.2 CONDUCTIVITÉ

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

La figure 10 représente l'évolution saisonnière de la conductivité dans la colonne d'eau du lac. Au moment du brassage hivernal, la conductivité n'est pas homogène dans la colonne d'eau et varie entre 325 et 350 µS/cm. Par la suite, la conductivité commence à diminuer de manière significative à la fin du mois de mars dans l'épilimnion à partir de la reprise de l'activité phytoplanctonique. Cette diminution en conductivité est maximale durant les mois juillet et août. La photosynthèse induite par le développement du phytoplancton entraîne donc l'augmentation du pH qui modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation donne lieu à une diminution de cette dernière. On constate un décalage temporel entre l'augmentation du pH dans les couches d'eau superficielles qui débute dès le printemps et la diminution nette de la conductivité en été. La conductivité minimale dans l'épilimnion est observée le 22 août 2017 avec des valeurs proches aux alentours de 266 µS/cm de 0 à 10 m tel que cela est représenté en vert sur la figure 10.

De plus, on observe que la conductivité augmente dans l'hypolimnion au-delà de 50 m. Ce phénomène s'explique par la minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne qui induit une désoxygénation provoquant le relargage de plusieurs sels dissous.



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

Figure 10 : Conductivité des eaux du lac en fonction de la profondeur lors du mélange partiel maximal de la colonne d'eau (—), 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 10 : 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 deepening (—), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4.3 TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET

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

Dans les couches d'eau superficielles, le titre alcalimétrique complet moyen pondéré varie entre 1.67 et 1.75 meq/L. Il atteint une valeur maximale dans la colonne d'eau à 1.75 meq/L le 10 avril 2017 pendant le printemps et diminue parallèlement à la baisse de la conductivité ce qui s'explique par la précipitation des ions carbonates avec le calcium. Le titre alcalimétrique complet minimum dans l'épilimnion est minimal en fin d'été avec environ 1.49 meq·L^{-1}. Finalement, le TAC augmente à nouveau dans les couches d'eau de surface à partir du mois d'octobre 2016.

La figure 11 représente la moyenne pondérée du titre alcalimétrique des eaux superficielles (0 - 30 m) et des eaux du fond (250-309m) de 1981 à 2017. Dans les couches superficielles, la variabilité saisonnière du TAC est plus importante que dans les couches profondes. Il ne montre pas une modification temporelle à long terme. Dans les couches profondes, l'amplitude de la variation saisonnière du TAC est faible. Il reflète une tendance d'augmentation. Néanmoins, le brassage complet de la colonne d'eau réduit la concentration en TAC dans les couches profondes et réinitialise la tendance d'augmentation du TAC.

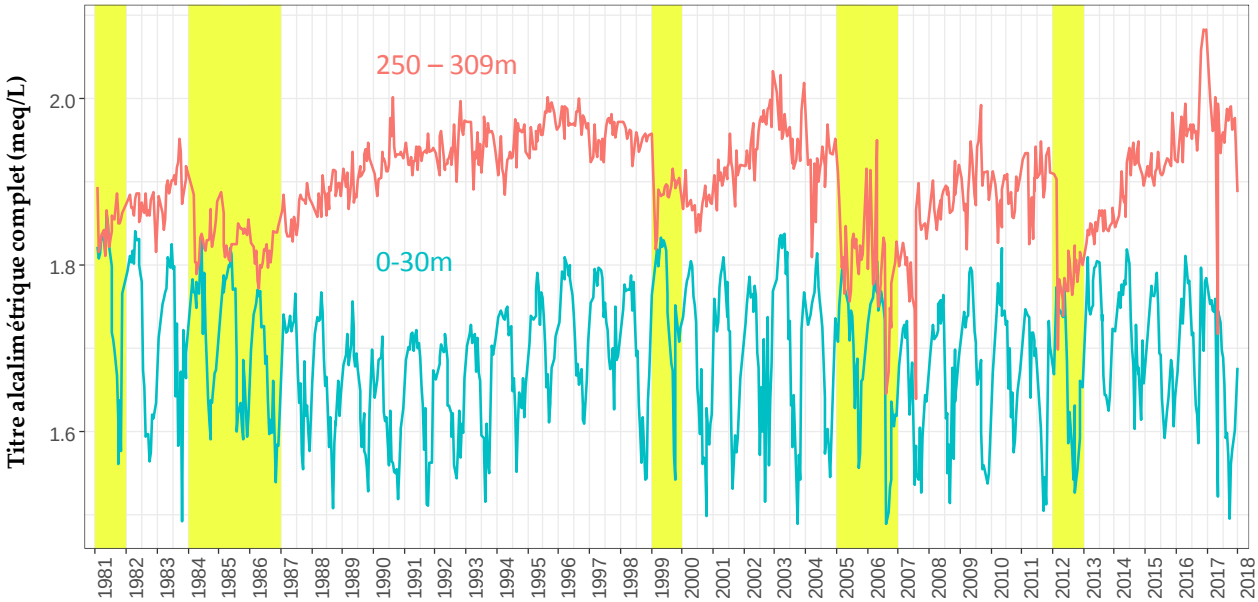


Figure 11 : Titre alcalimétrique complet moyen pondéré dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250-309m), Léman - Grand Lac (SHL2).Les barres en jaune représentent les brassages complets.

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

5. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Un brassage hivernal des eaux d'un lac permet de remettre à disposition les nutriments dans la colonne d'eau à partir des couches inférieures plus concentrées et de réoxygéner les eaux du fond. L'hiver 2017 n'a pas permis un brassage complet, par conséquent les nutriments n'ont pas été redistribués de manière homogène tout le long de la colonne d'eau.

5.1 PHOSPHORE TOTAL ET ORTHOPHOSPHATE

La figure 12 représente la moyenne pondérée du phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4^{3-}$) des eaux superficielles (0 - 30 m) et des eaux profondes (250-309m) de 1981 à 2017.

Dans les couches superficielles, l'amplitude de la variabilité saisonnière du phosphore réactif soluble est plus importante avant les années 90. Cette amplitude diminue nettement au cours du temps et atteint une concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif de 3.82 µgP/L dans les couches superficielles (0 - 30m) en 2017.

Dans les couches profondes, la concentration en phosphore réactif soluble montre une modification temporelle sur le long terme. La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore soluble réactif est de 40.79 µgP/L dans les couches 250 – 309m en 2017. Le brassage complet de la colonne d'eau contribue à une réduction de la concentration en phosphore soluble réactif dans les couches profondes.

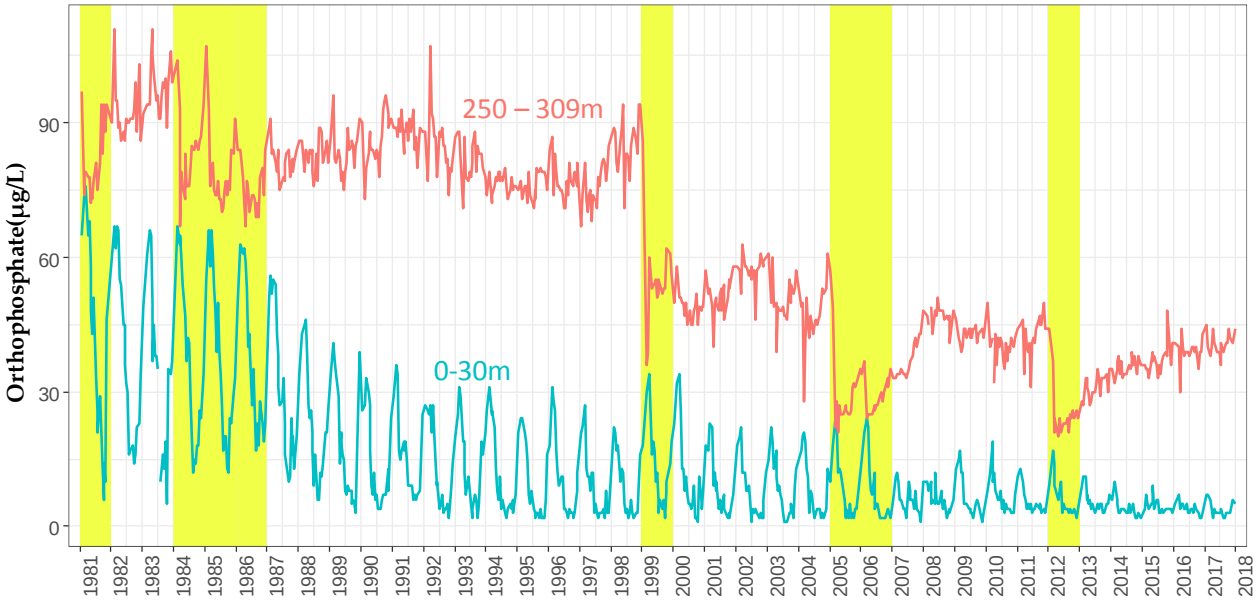
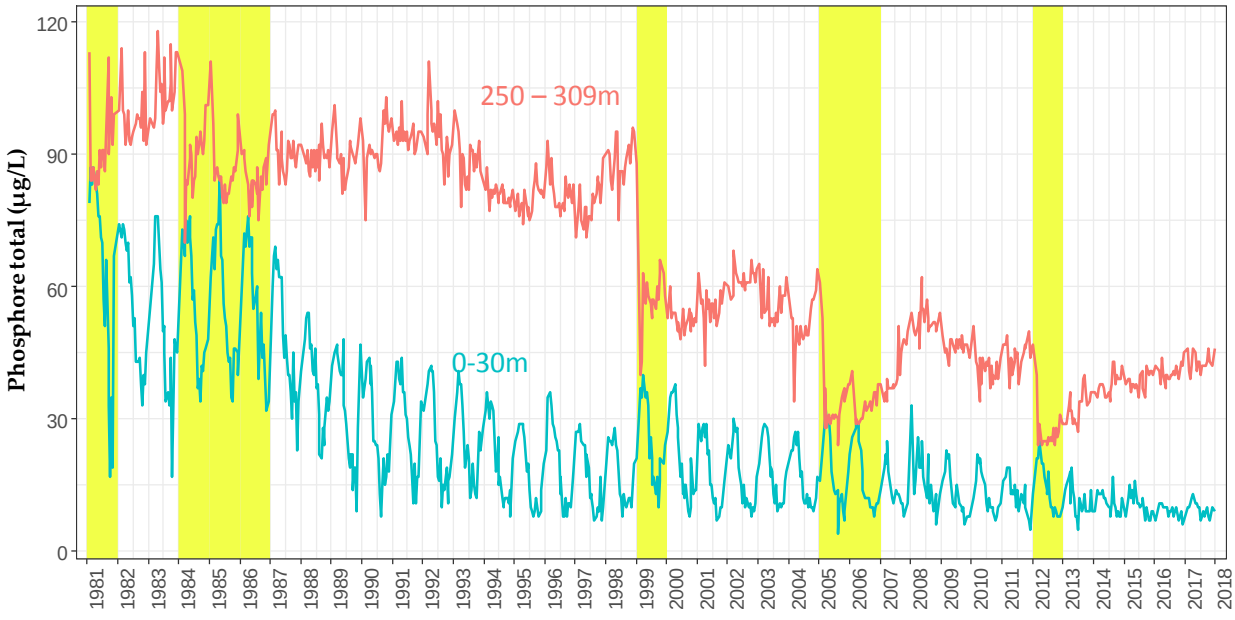


Figure 12 : Concentration moyenne pondérée en phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2).Les barres en jaune représentent les brassages complets.

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

La figure 13 représente la moyenne pondérée du phosphore total (P-Ptot) des eaux superficielles (0 - 30 m) et des eaux profondes (250-309m) de 1981 à 2017.

La même observation que le phosphore soluble réactif est faite pour la concentration en phosphore total, à savoir la concentration en phosphore total diminue progressivement dans les couches superficielles et diminue nettement au fond après chaque brassage complet. La concentration annuelle moyenne pondérée en phosphore total en 2017 est de 9.63 µgP/L dans les couches superficielles et de 42.7 µg/L dans les couches profondes.



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

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

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

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

La concentration en phosphore soluble réactif, directement biodisponible, diminue progressivement au cours des années. Cependant, elle est de 5.96µgP/L, soit 1.96 µgP/L de plus par rapport à l'année 2016.

On constate une tendance globale à la baisse de la concentration en phosphore total sur cette chronique depuis 1996. Ce phénomène s'explique aisément par la diminution des apports au Léman liée à l'interdiction d'utiliser des phosphates dans les lessives en Suisse depuis 1986 puis en France à partir de 2007 ainsi qu'à l'augmentation des performances en matière de déphosphatation des STEP. La concentration en phosphore total reste stagnante à 10.89µgP/L.

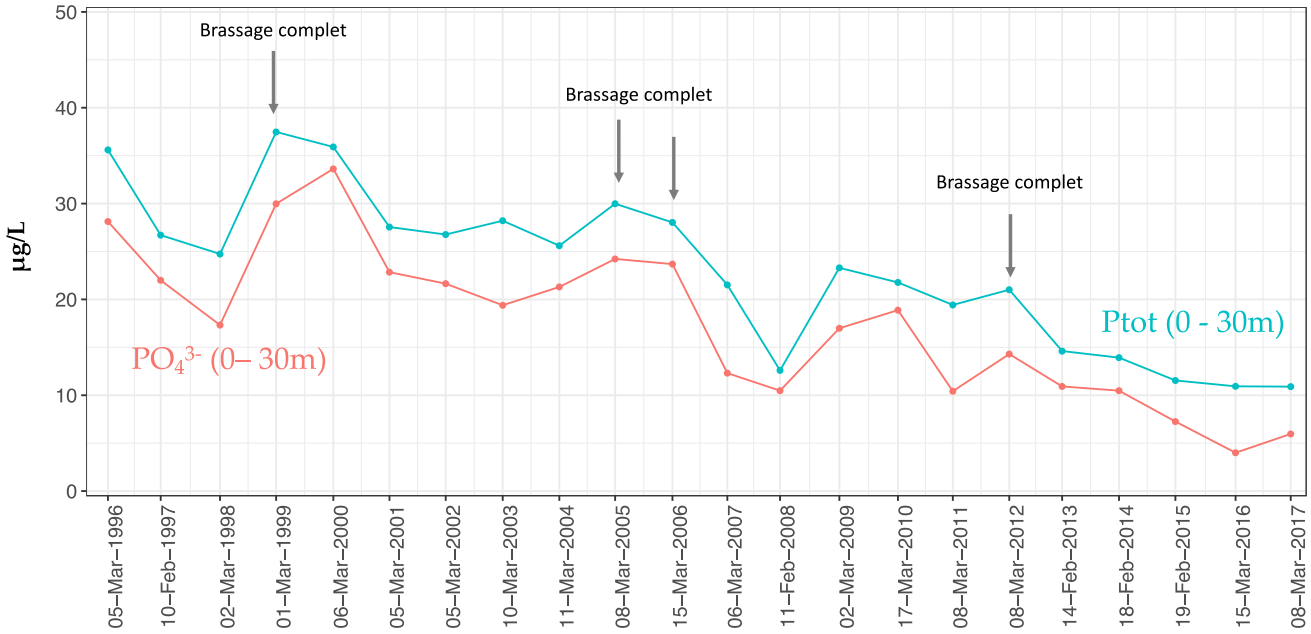


Figure 14 : Concentration moyenne pondérée en phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4^{3-}$) et phosphore total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2017 à l'issue du brassage hivernal, Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 14 : Weighted average concentration of soluble reactive phosphorus($P\text{-}PO_4^{3-}$) and total phosphorus in the lake's water surface layer of 0 - 30m from 1996 to 2016 after winter mixing, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

5.2 AZOTE TOTAL, AZOTE NITRIQUE ET AZOTE AMMONIACAL

La concentration moyenne en azote nitrique à l'issue du brassage partiel, le 08 mars 2017, est de 642 µgN/L entre 0-20m, soit supérieur à l'année 2016 avec environ 561 µgN/L (figure 15). Elle atteint un maximum le 30 janvier 2017 de 650 µgN/L, soit supérieur à la valeur maximale en 2016 de 89µgN/L. Ceci peut s'expliquer en partie par la forte pluviométrie en octobre et novembre 2016 qui contribue à un apport important des ruissellements du bassin versant et des affluents vers le lac.

La concentration en azote nitrique des couches superficielles de 0 à 10 m diminue significativement dès la campagne suivant le brassage hivernal tel qu'on peut l'observer sur la figure 15. Par la suite, la consommation de l'azote nitrique continue et la concentration de cet élément atteint un minimum le 04 septembre 2017 avec 200 µgN/L à la surface du lac. La consommation ralentit dès le mois de septembre et commence à s'accroître pour atteindre une concentration moyenne en azote nitrique entre 0m et 20m de 530µgN/L en décembre 2017.



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

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

La figure 16 représente l'évolution de la concentration moyenne pondérée d'azote total et d'azote nitrique dans la couche 0 - 30 m lors du brassage hivernal de 1996 à 2017. On observe une relative stabilité de la teneur d'azote sur cette chronique. La concentration d'azote total et d'azote nitrique au 08 mars 2017 sont respectivement de 664µgN/L et de 601µgN/L, soit 56 µgN/L et 45µgN/L supérieur à l'année 2016.

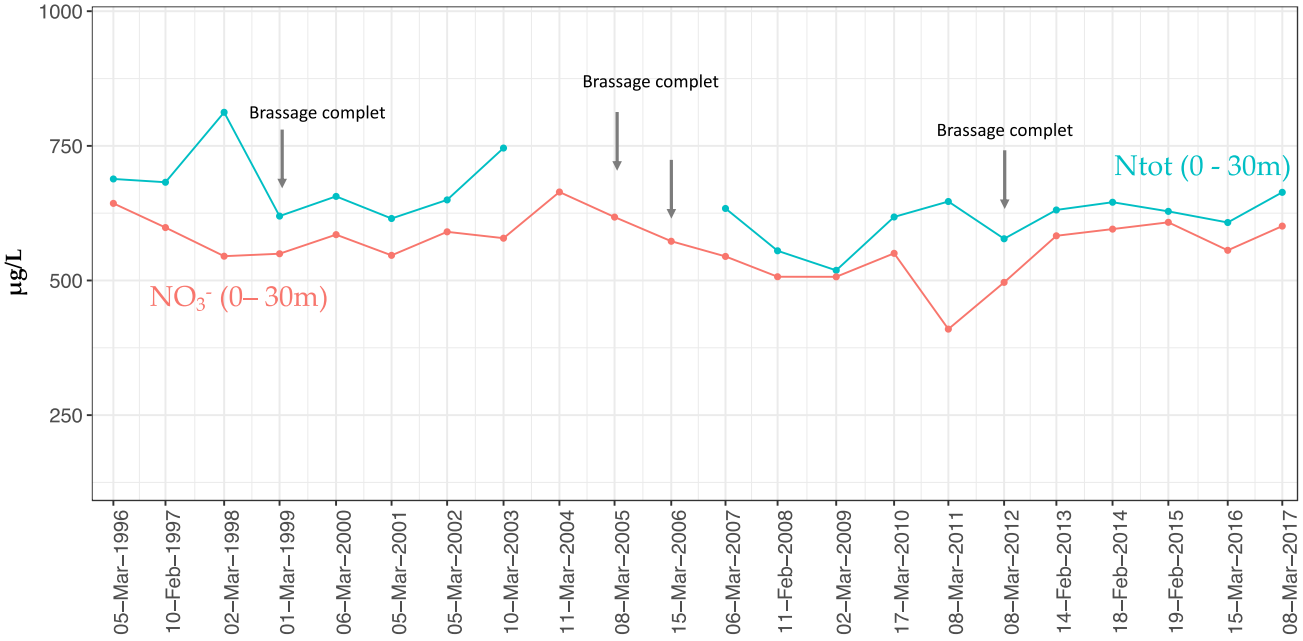


Figure 16 : Concentration moyenne pondérée en azote nitrique (NO_3^-) et azote total dans les eaux de la couche 0 - 30 m de 1996 à 2017 à l'issue du brassage hivernal, Léman – Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Weighted average concentration of nitrate(NO_3^-) and total nitrogen in the lake's water surface layer of 0 - 30m from 1996 to 2016 after winter mixing, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

L'activité zooplanctonique entraîne une augmentation significative de la concentration en azote ammoniacal du fait des excrétions de ces organismes mais également des poissons et de la dégradation microbienne de la matière organique (ANNEVILLE & LAINE, 2018). 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 15 m le 15mai 2017. En 2016, la valeur maximale était de 41 µgN.L^{-1} à 20 m le 6 juin 2016 (Figure 17). Ceci est à corréler avec une activité zooplanctonique importante liée à l'importance de la biomasse phytoplanctonique à cette période (RIMET 2018)

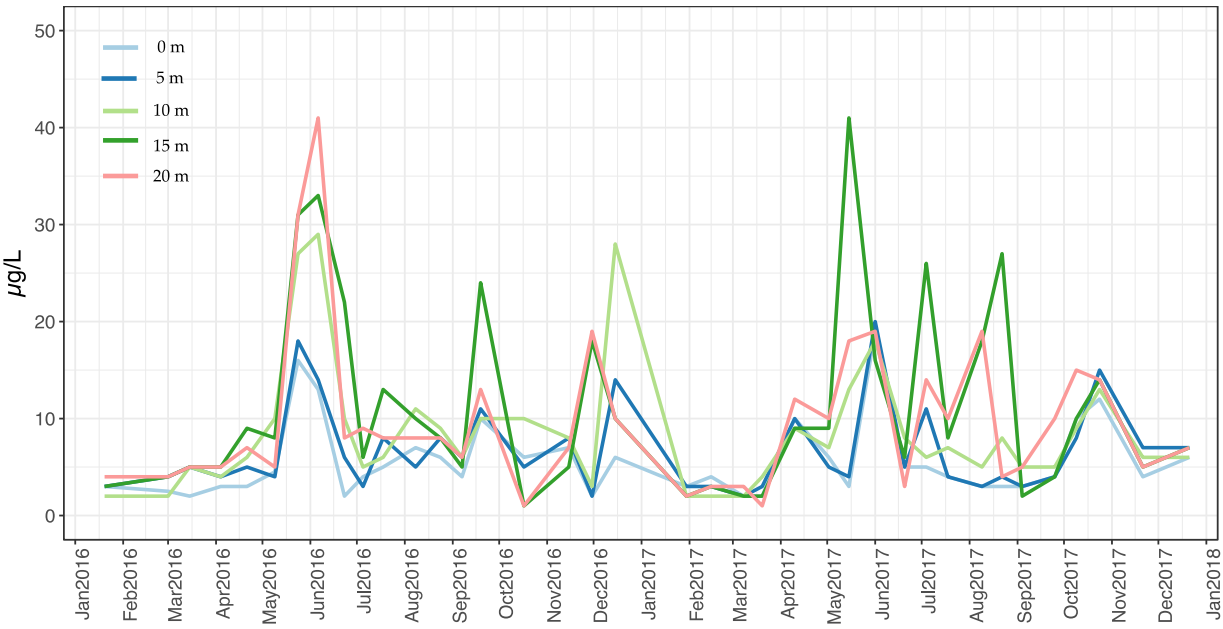


Figure 17 : Concentration en azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

5.3 SILICE

Pour les couches d'eau superficielles entre 0 et 30m, la plus forte concentration en silice est de 1.12 mgSiO_2/L le 15 février 2017. La concentration moyenne annuelle en 2017 est de 0.65 mgSiO_2/L, soit supérieur à l'année 2016 avec une concentration de 0.53 mgSiO_2/L. La silice est consommée par l'activité phytoplanctonique des algues diatomées (RIMET, 2018). La concentration en silice diminue progressivement à l'issu du brassage partiel pour atteindre une valeur minimale pendant l'été qui est de 0.31 mgSiO_2/L le 18 juillet 2017. La silice continue à rester faible jusqu'au mois de novembre 2017 où la consommation décroissante du phytoplancton et l'enfoncement de la thermocline qui s'accompagne d'une remobilisation des concentrations en silice du métalimnion, entraîne une nouvelle hausse des teneurs en silice en surface du lac (Figure 18).

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

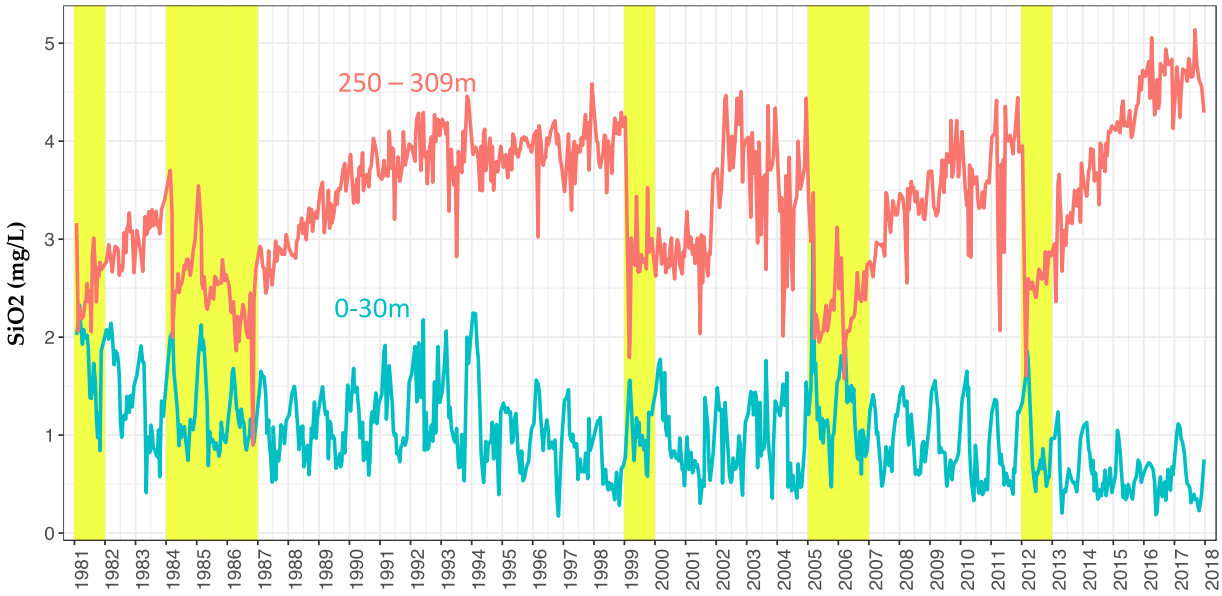


Figure 18 : Concentration moyenne pondérée en silice (SiO_2) dans les couches superficielles (0 - 30 m) et les couches profondes (250 - 309m), Léman - Grand Lac (SHL2). Les barres en jaune représentent les brassages complets.

Figure 18 : Concentration of silicia (SiO_2) in lake's water surface layers (0 - 30 m) and bottom layers (250 – 309m), Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). The yellow shades represent the complete turnover during winter.

5.4 OXYGÈNE DISSOUS

La figure 19 montre l'évolution des profils de concentration en oxygène dans la colonne d'eau du lac entre 0 et 30 m. Elle met en évidence la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches superficielles dès le mois de mars 2017. Cette activité phytoplanctonique printanière engendre une sursaturation en oxygène à la surface qui peut atteindre une valeur moyenne entre 0-30m de 11.8mgO_2/L le 20 mars 2017. La concentration en oxygène dissous dans les couches superficielles continue à augmenter pour atteindre la valeur moyenne maximale de 12.0 mgO_2/L le 15 mai 2017. Après le 20 juin 2017, la concentration en oxygène dans la couche 0-30m diminue et varie entre 9.5 et 10.7 mgO_2/L. A partir du mois de mai, les concentrations d'oxygène diminuent à cause d'une activité photosynthétique moins intense liée au fléchissement des diatomées (RIMET, 2018). Ce phénomène peut aussi s'expliquer par la diffusion d'oxygène vers les couches d'eau inférieures qui sont désoxygénées du fait de l'activité bactérienne qui y règne et du dégazage vers l'atmosphère lors de la sursaturation en oxygène dissous de l'épilimnion. La désoxygénation de l'épilimnion induite par le transfert d'oxygène vers les couches plus profondes est observée avec un minimum à 30 m au mois d'octobre égal à 6.32 mgO_2/L contre 5.46mgO_2/L en octobre 2016.

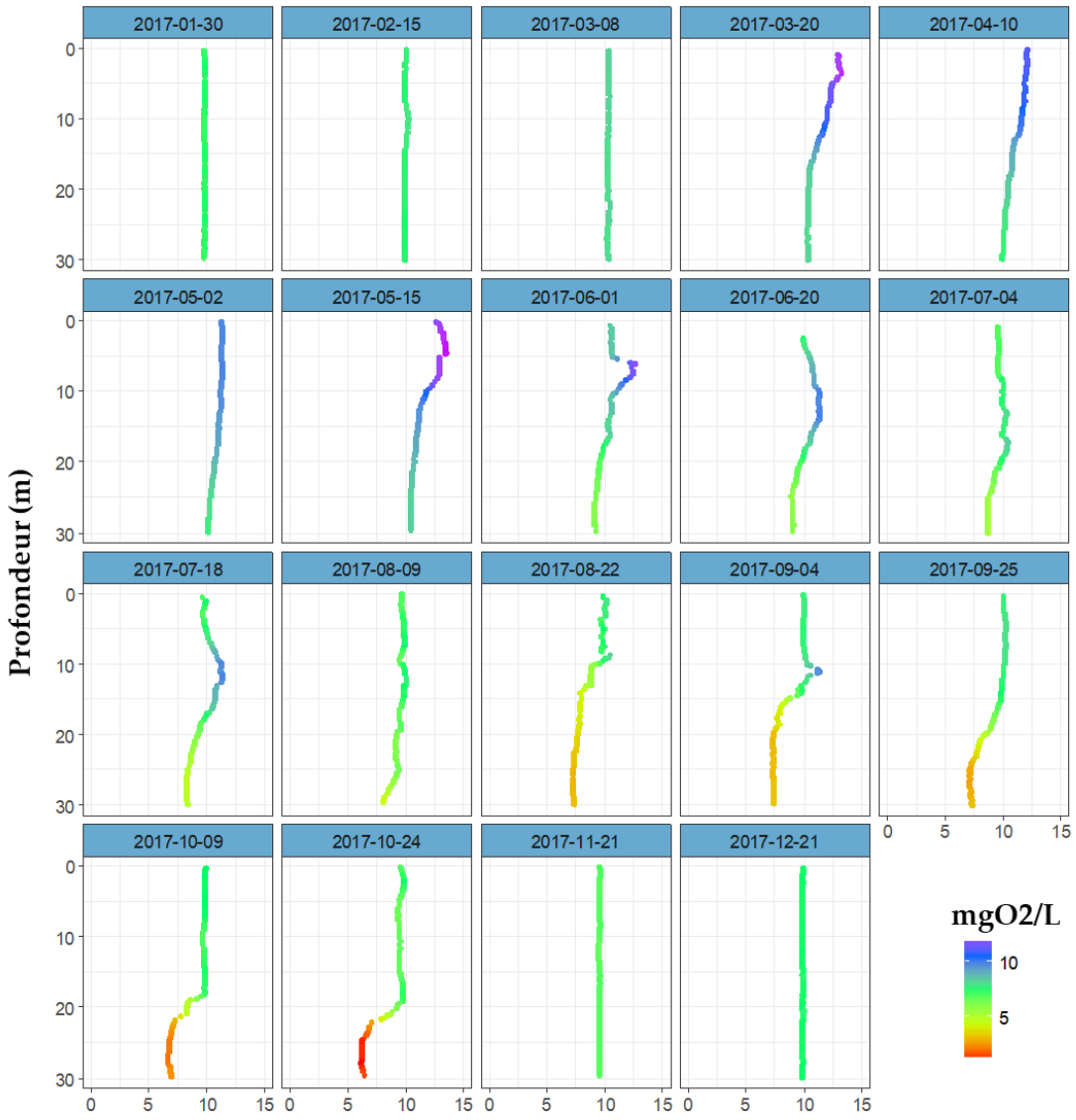


Figure 19 : Concentration en oxygène dissous entre 0 et 30m de la colonne d'eau du lac , Léman - Grand Lac (SHL2).

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

5.5 TRANSPARENCE

La dynamique de transparence pour l'année 2017 est représentée sur la figure 20. L'hiver 2017 entraîne une transparence importante jusqu'à 15.5 m le 15 février 2017, soit supérieur à l'année précédente avec 11.7 m le 15 mars 2016.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique principalement les Cryptophycées, et provoque une diminution progressive de la transparence jusqu'à une valeur de 4.2m le 20 mars 2017. Les Xanthophycées filamenteuses tolérant les faibles intensités lumineuses arrivent le 15 mai 2017 où la transparence de la colonne d'eau est de 4.7m. La transparence varie entre 4.2 et 8.1 m du 20 mars au 01 juin 2016 pendant la phase où le phytoplancton printanier est le plus abondant et essentiellement constitué de Diatomées, Chlorophycées, Chrysophycées et Xantophycées (RIMET, 2018).

On observe ensuite un pic de transparence (phase des eaux claires) à 9.5 m le 20 juin 2017 pendant la période où la biomasse algale a fortement diminué du fait de la raréfaction des nutriments et de l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs qui engendrent un abattement drastique des formes consommables du phytoplancton (ANNEVILLE, RIMET & PERNEY, 2018).

La transparence diminuera de nouveau les semaines suivantes après l'apparition du deuxième pic de biomasse de l'année 2017 qui s'étend de mi-juillet à mi-septembre 2017, avec des valeurs du même ordre que celles obtenues lors de la phase printanière.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence augmente progressivement et atteint 10.5 m le 21 décembre 2017.

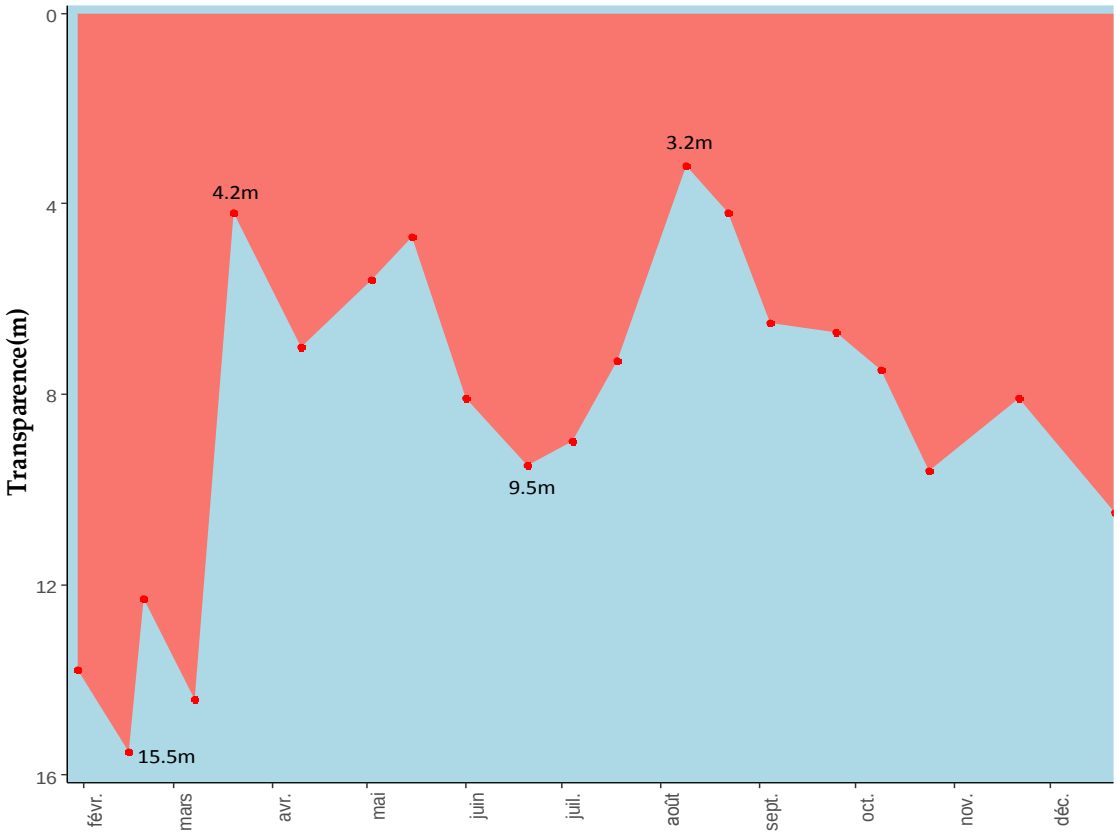


Figure 20 : Transparence avec le disque de Secchi (noir et blanc, 20 cm), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

La figure 21 permet d'observer l'évolution des dates de reprises printanières de l'activité phytoplanctonique et les dates de phase des eaux claires durant les 20 dernières années (1997 à 2017). Le reprise de l'activité phytoplanctonique printanière est précoce en 2017, dès la troisième semaine de mars, et la croissance printanière s'étend jusqu'à la troisième semaine du mois de juin 2017.

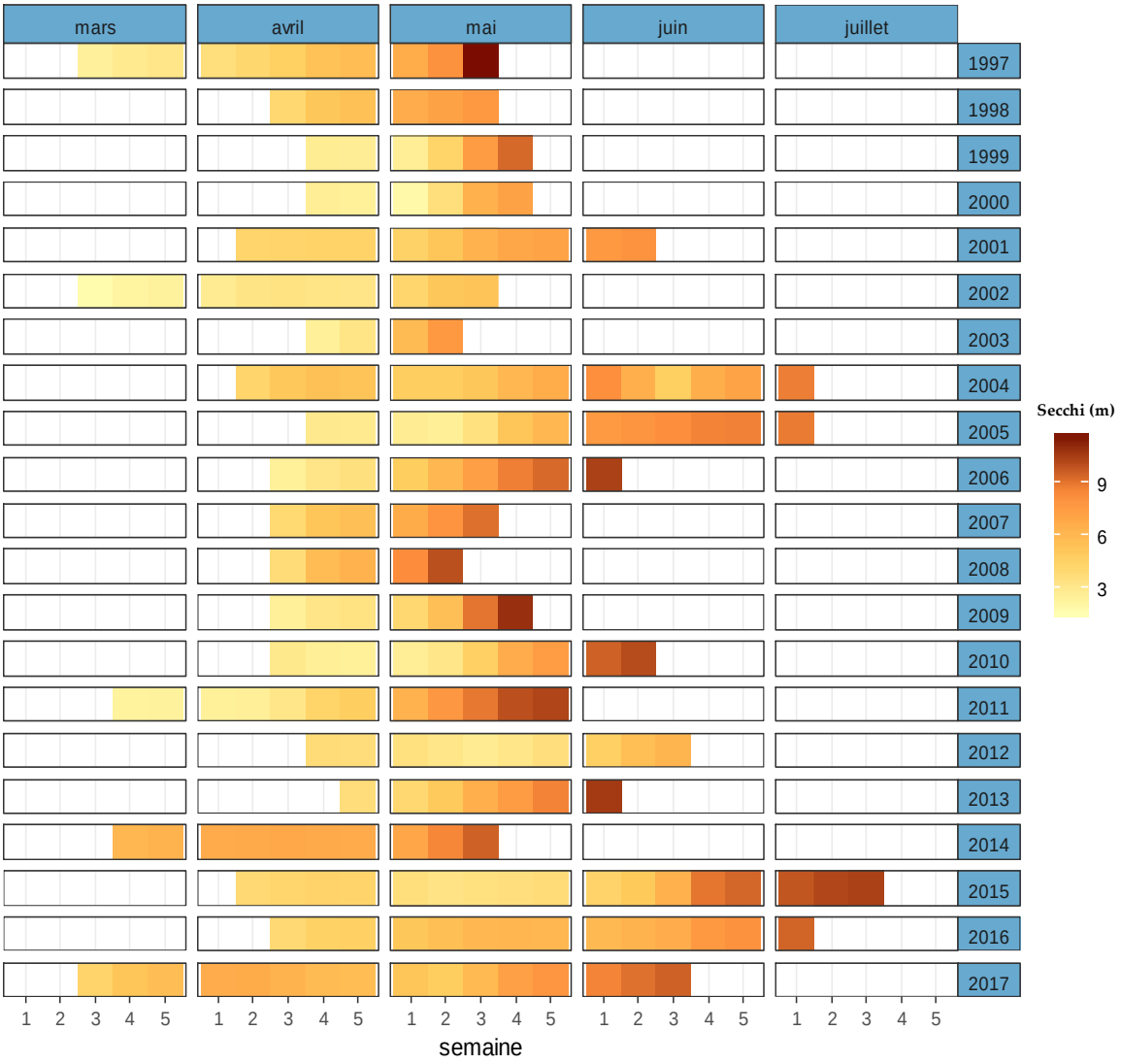


Figure 21 : Début de la reprise de l'activité phytoplanctonique à la période des phases des eaux claires de 1997 à 2017, Léman –Grand Lac (SHL2).

Fgiure 21 : Beginning of the recovery of phytoplankton activity to period of clear water phases from 1997 to 2017, Lake Geneva – Grand Lac (SHL2).

5.6 MATIÈRE PARTICULAIRE

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

Ainsi, le pic printanier de carbone organique particulaire s'étend de mi-avril à fin juin 2016 avec une valeur de 404 µgC/L à 5m. Le deuxième pic plus marqué de carbone organique particulaire s'étend de mi-juillet à mi-septembre, et est signalé par un maximum le 8 août 2016, avec 537 µgC·L^{-1}. Pour l'année 2017, les trois pics de carbone organique particulaires observés correspondent à trois périodes où l'activité phytoplanctonique est active (RIMET 2018). Le premier pic printanier le 20 mars 2017 est observé avec une valeur de carbone organique particulaire de 394 µgC/L à la surface et correspond à une baisse significative de la transparence à 4.2m (Figure 22). Le deuxième pic est observé le 15 mai 2017 avec une valeur de 432 µgC/L et correspond à une biomasse de 6432 µg/L (RIMET 2018). Le troisième pic dit « automnal » apparait le 04 septembre 2017 avec une valeur de 508 µgC/L, et correspond à l'apparition de nouvelles communautés d'algues qui remplacent les diatomées.

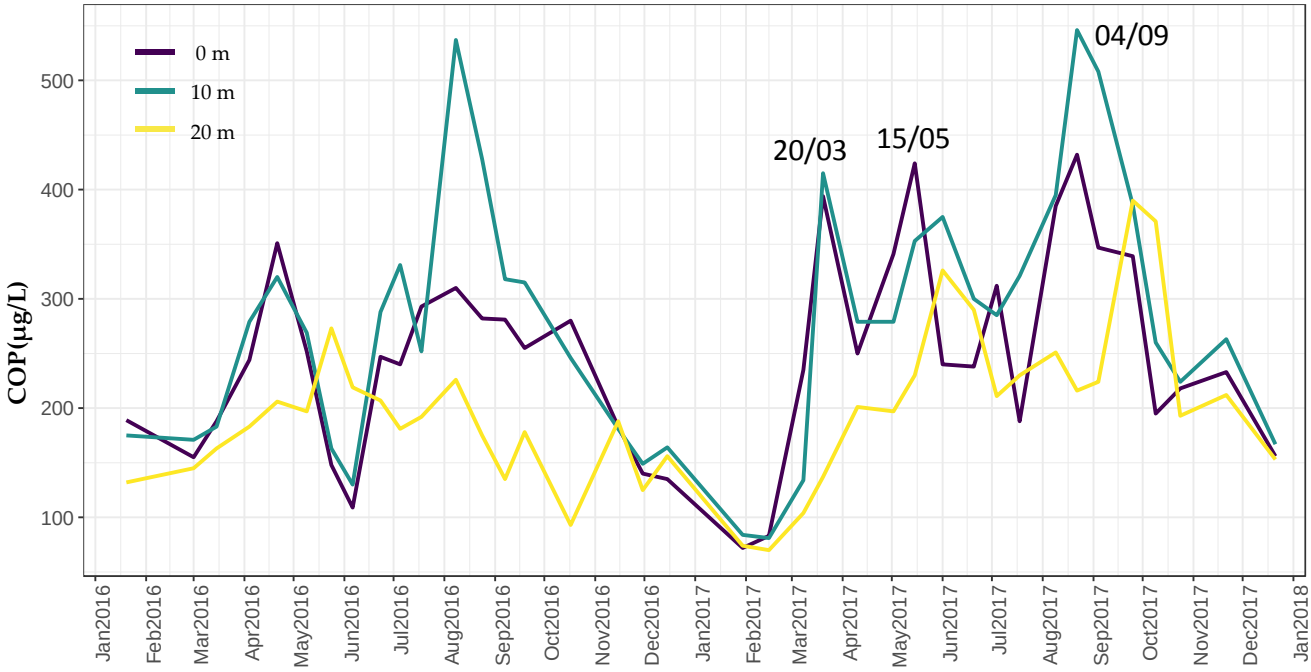


Figure 22 : Concentration en carbone organique particulaire dans l'eau des couches superficielles (0, 10 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

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

Les figures 23 a, b et c mettent respectivement en évidence la dynamique annuelle de la matière particulaire : COP, azote organique particulaire (NOP) et le phosphore particulaire (Ppart). Le carbone organique particulaire reflète une diminution depuis 2010. La tendance de diminution au cours du temps est nette pour le NOP et Ppart.

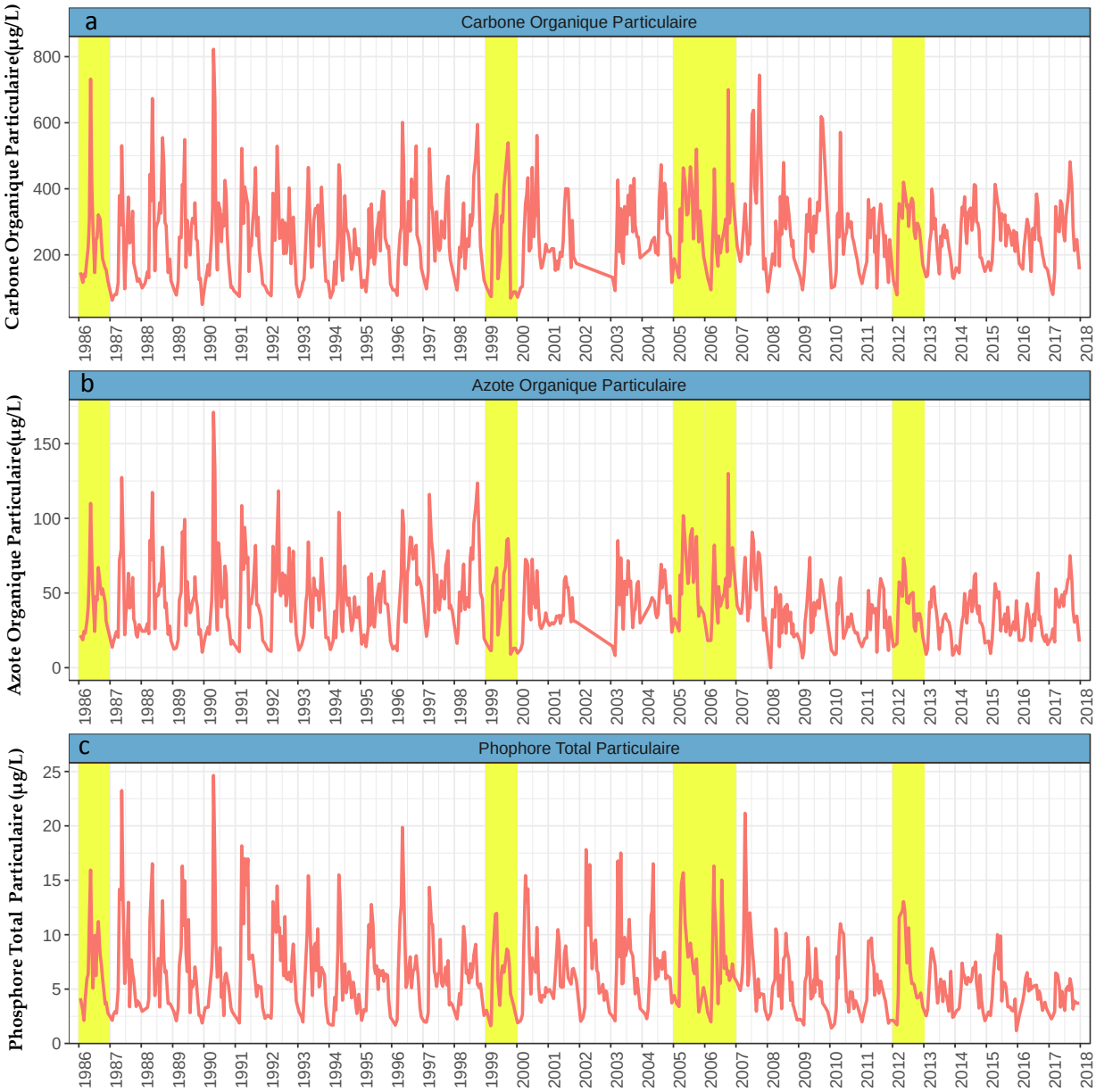


Figure 23 : Evolution de la concentration en matière particulaire dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2017, Léman - Grand Lac (SHL2) :

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 2017, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2)

a) Particulate organic carbon,

b) Particulate organic nitrogen,

c) Particulate total phosphorus

La carence en phosphore disponible pour les cellules algales est souvent observée pendant la période estivale. La figure 24 décrit le rapport N/P entre 1986 et 2017 qui traduit une carence en phosphore quand ce rapport est supérieur à 7, en en se référant à la stœchiométrie de la réaction globale de la photosynthèse. L'année 2017 fait partie des années où la carence en phosphore est importante.

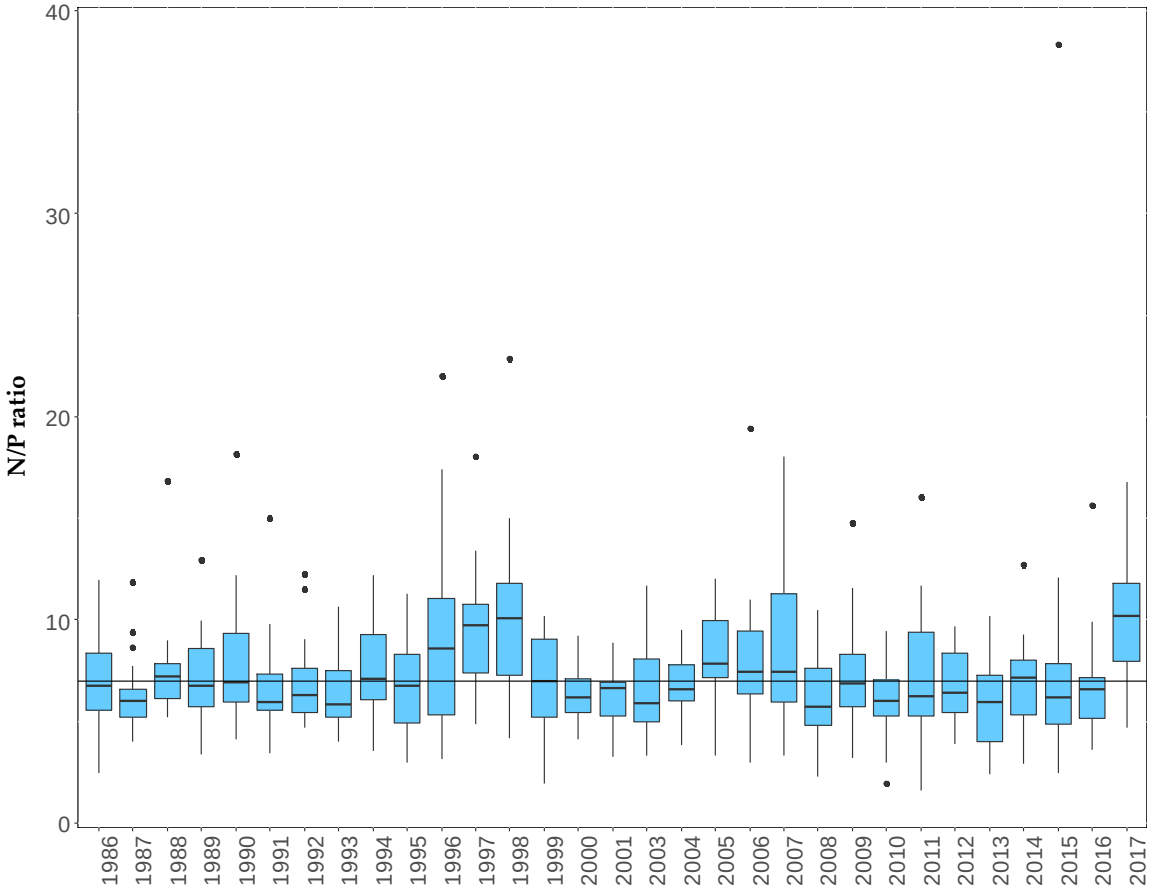


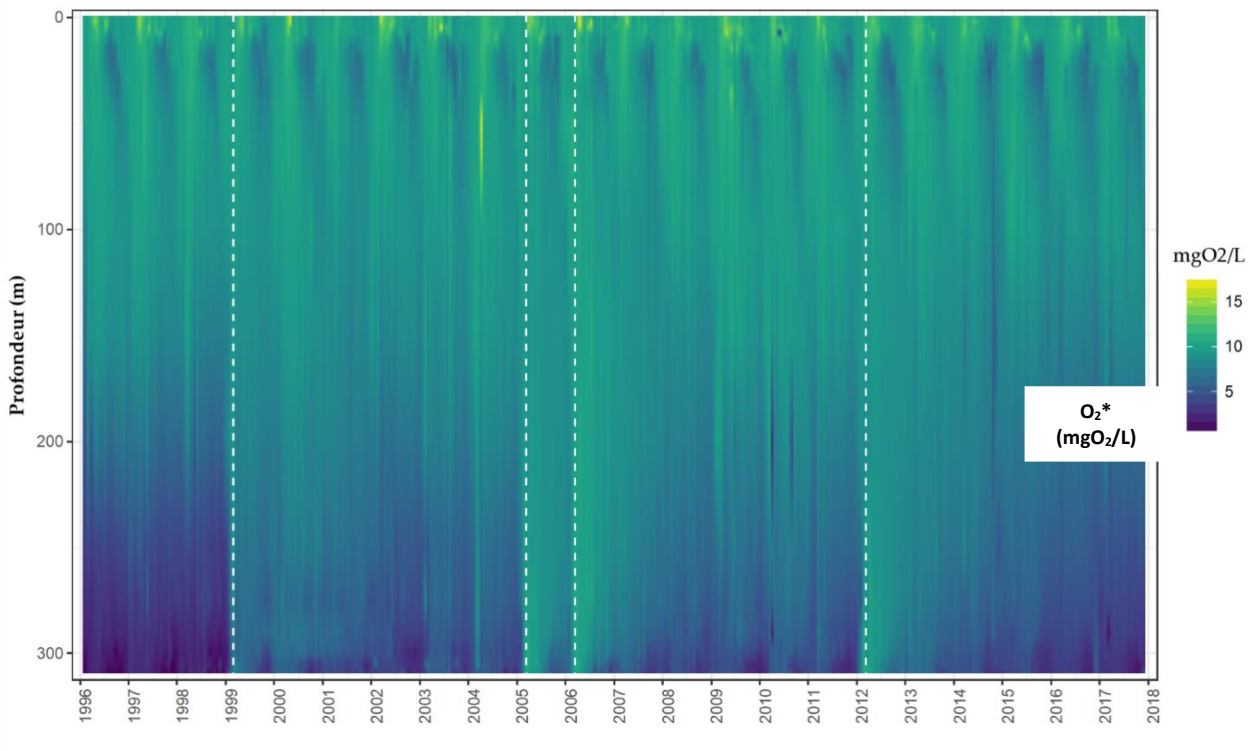
Figure 24 : Evolution du rapport NOP / Ppart dans l'eau de la couche superficielle (0 - 20 m) de 1986 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2).

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

Le brassage partiel hivernal 2017 n'a pas permis de redistribuer l'oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau. A l'issue du brassage partiel maximal, le 08 mars 2017, la concentration en oxygène dissous au fond du lac est égale à 3 mgO_2/L, soit inférieur à 4 mgO_2/L qui est la valeur minimum relative aux exigences sur la qualité des eaux en Suisse. Cette concentration reste inférieure au seuil de 4 mgO_2/L de mars au novembre 2017.

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



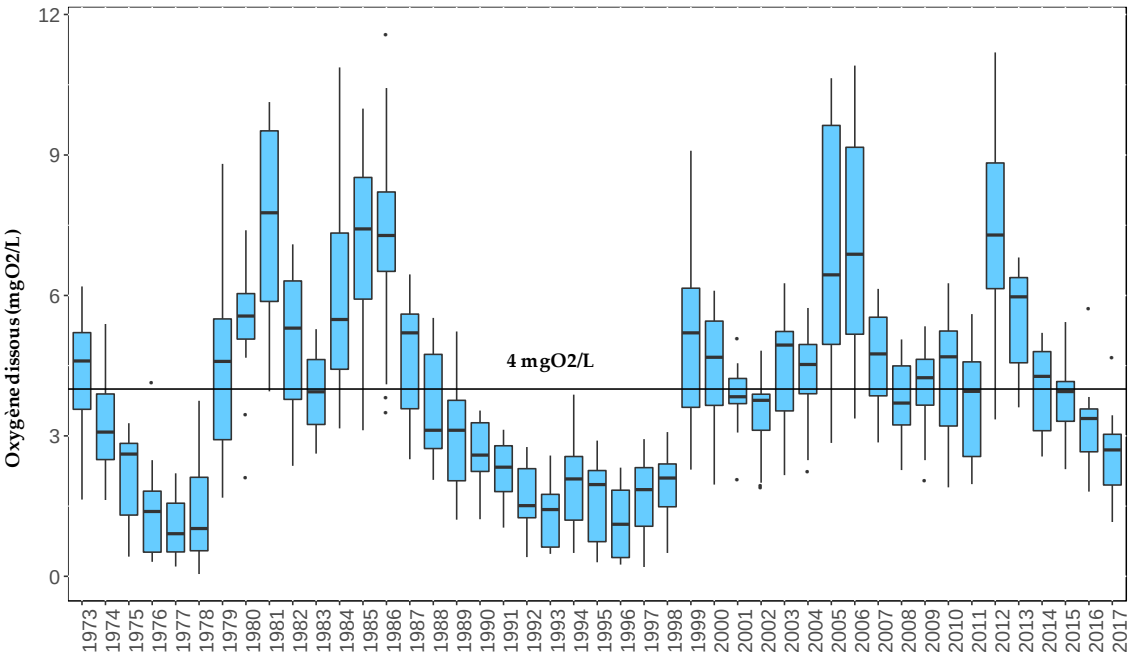
* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

Figure 25 : Evolution de la concentration en oxygène dissous dans l'ensemble de la colonne d'eau du lac de 1996 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 25 : Change in the concentration of dissolved oxygen in lake's water column from 1996 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 que : "Pour les lacs, il faut également que la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 $mgO_2 \cdot L^{-1}$; elle doit en outre suffire pour que les animaux moins sensibles, tels que les vers, puissent peupler le fond du lac durant toute l'année et en nombre aussi proche que possible de la densité naturelle. Les conditions naturelles particulières sont réservées".

La figure 26 présente la distribution de concentration en oxygène dissous à 309m. De nouveau, les brassages complets montrent un effet bénéfique en terme d'oxygène dissous pour le lac. Après le brassage complet en 2012, l'oxygène est de nouveau inférieur au seuil de $4mgO_2 \cdot L^{-1}$ pour les deux années successives 2016 et 2017

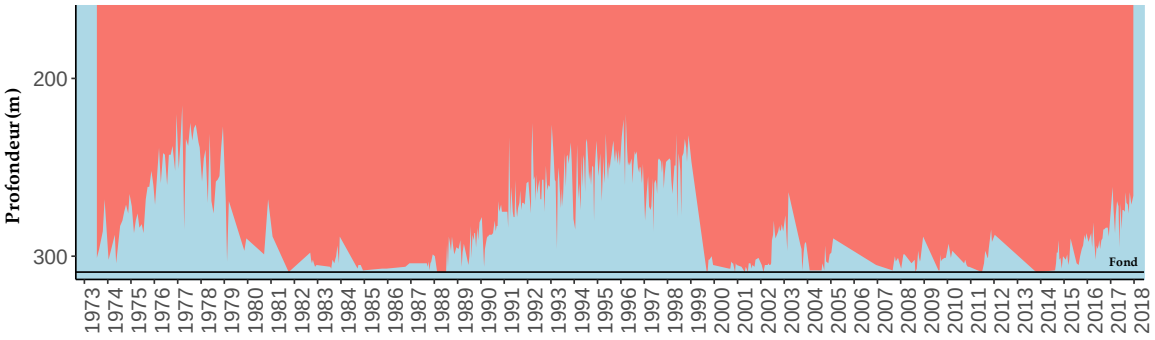


* Mesure de la concentration en oxygène dissous effectuée en laboratoire selon la méthode de Winkler à des profondeurs définies

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).

La figure 27 indique l'évolution de la couche d'eau de concentration inférieure à 4.0 $mgO_2 \cdot L^{-1}$ de 1957 à nos jours. Depuis 1999, il y a une nette augmentation de la teneur en oxygène dissous dans les couches profondes du Léman. On peut noter que pour l'année 2017, la couche d'eau « désoxygénée » (< 4.0 $mgO_2 \cdot L^{-1}$), est plus importante qu'en 2015 et 2016.



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

Figure 27 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mg d'oxygène dissous par litre de 1973 à 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 des eaux interstitielles.

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

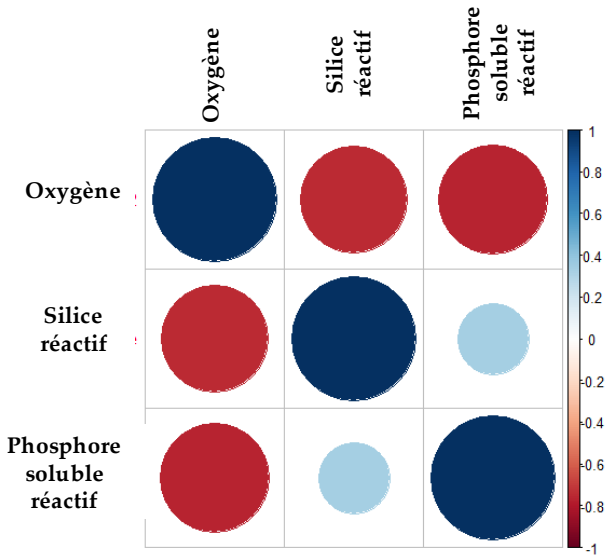


Figure 28 : Corrélation de l'oxygène dissous avec la silice réactif et le phosphore soluble réactif à 309m de 1996 à 2017.

Figure 28 : Correlation of dissolved oxygene and reactive silica and soluble reactive phosphorus at 309m from 1996 to 2017.

7. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

7.1 PHOSPHORE RÉACTIF SOLUBLE ET PHOSPHORE TOTAL

La concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total est de 17.75 µgP/L en 2017 (Figure 29).

Le phosphore réactif soluble, c'est-à-dire l'orthophosphate, suit l'évolution du phosphore total entre 2016 et 2017. La concentration moyenne annuelle pondérée est de 14.79 µgP/L.

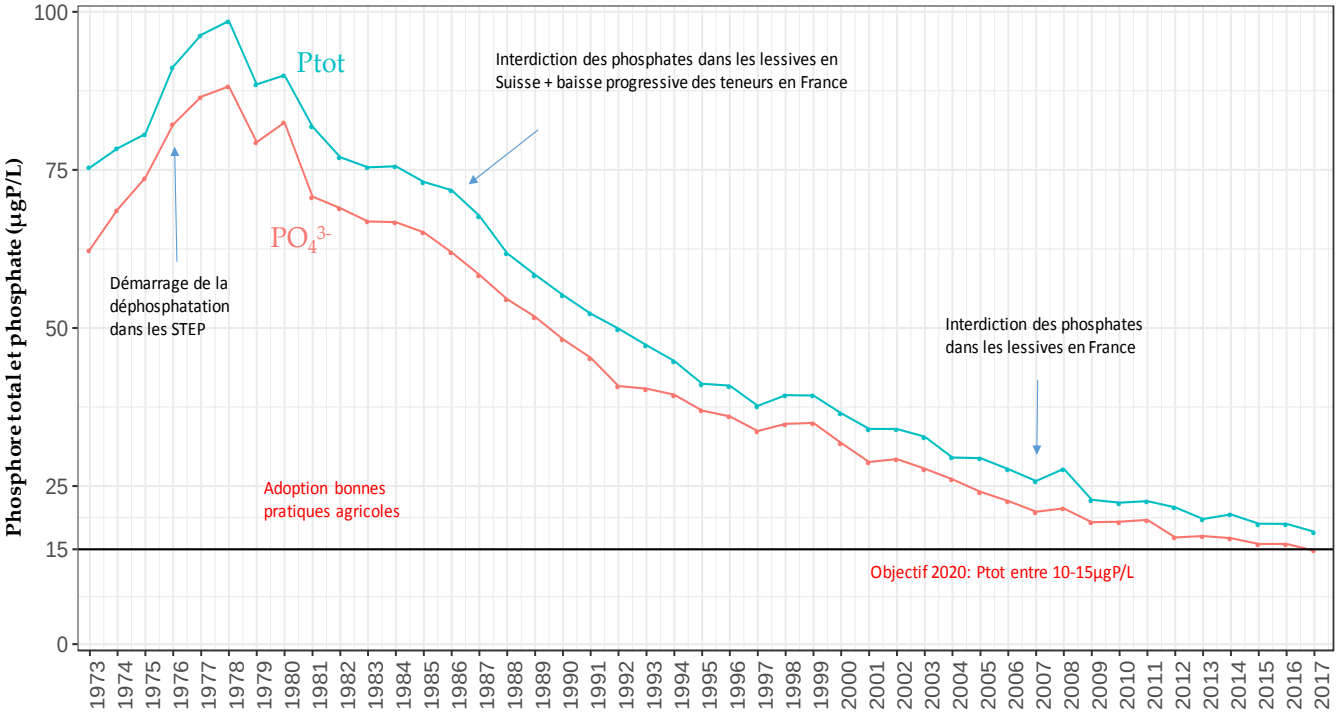


Figure 29 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée de phosphore réactif soluble et de phosphore total pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 29 : Change in weighted mean annual total concentration and stock of soluble reactive phosphorus and total phosphorus in the entire mass of lake's water from 1973 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7.2 AZOTE NITRIQUE ET AZOTE TOTAL

Les concentrations moyennes en azote total augmentent légèrement tandis que les concentrations moyennes en azote nitrique diminuent légèrement. En 2017, la concentration moyenne en azote total est de 667 µgN/L.La concentration moyenne annuelle en azote nitrique, quant à elle, est égale à 568 µgN/L (Figure 30). Cette teneur en nitrates d'environ 0.57 $mgN \cdot L^{-1}$ dans les eaux du Léman, soit 2.52 $mgNO_3^- \cdot L^{-1}$, reste très inférieure et donc conforme à la norme d'eau de consommation en Suisse qui édicte une valeur de tolérance de 40 $mgNO_3^- \cdot L^{-1}$ et en France, une limite de qualité qui est de 50 $mgNO_3^- \cdot L^{-1}$.

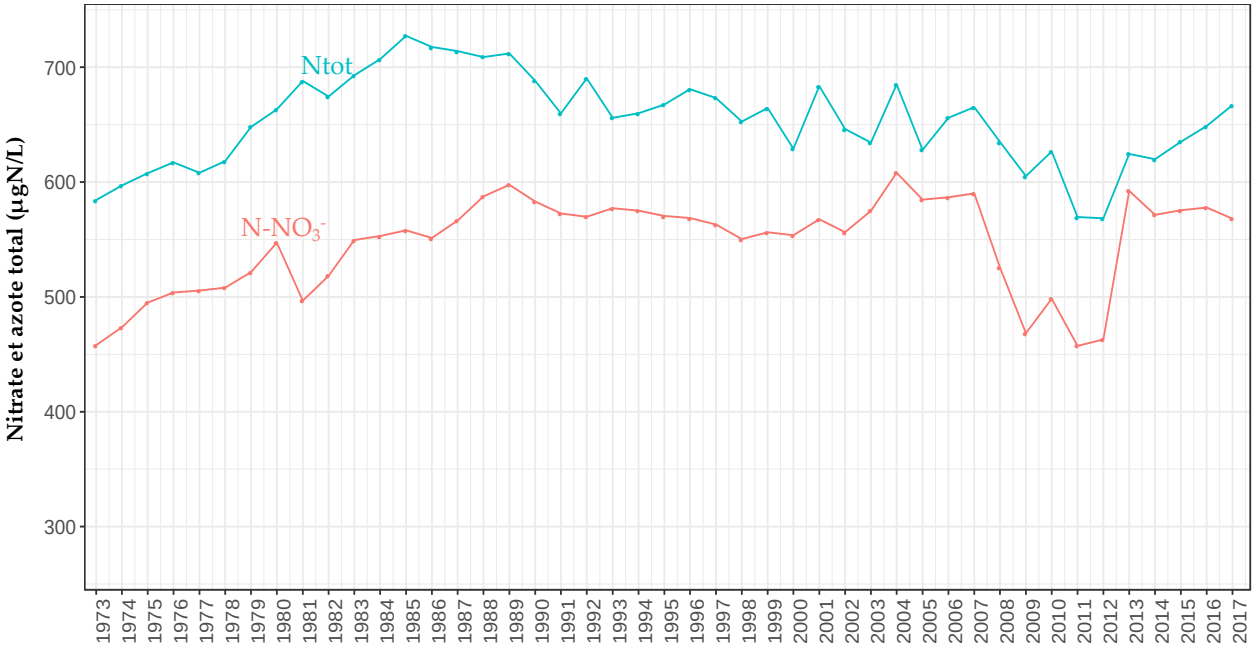


Figure 30 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée d'azote total et d'azote nitrique pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2017, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 30 : Change in the weighted mean annual total concentration of total nitrogen and nitrate in the entire mass of lake's water from 1973 to 2017, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

7.3 CHLORURE

La concentration des ions chlorures dans le Léman est en constante augmentation de 1973 à 2016 et en légère diminution en 2017 (Figure 31). En 2017, le stock de chlorure est égal à 886'772 tonnes soit une teneur moyenne annuelle pondérée qui atteint 10.31 mgCl^- /L contre 900'917 tonnes et 10.48 mg Cl^-/L en 2016. Les apports via les affluents du Léman expliquent une majeure partie de ces teneurs (KLEIN, 2016) qui reflètent une utilisation croissante de produits chimiques à base de chlorure dans le secteur industriel (saline, métallurgie et industrie pharmaceutique …) et l'usage de sel de déneigement dans le bassin versant du lac (GUMY et DE ALENCASTRO, 2001). L'initiation d'une baisse des concentrations en Chl- observée en 2017 reste à confirmer par le prochain suivi de 2018.

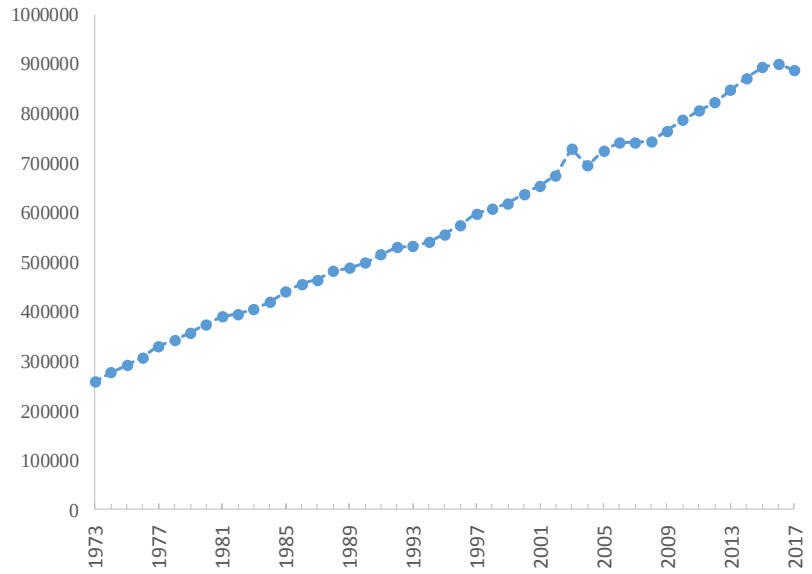


Figure 31 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de chlorures pour l'ensemble de la masse d'eau du lac de 1973 à 2017, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 31 : Change in the weighted mean annual concentration and stock of chloride in the entire mass of lake's water from 1973 to 2017, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

8. CONCLUSIONS

L'année climatique 2017 sur les rives du Léman peut être considérée comme relativement chaude avec une température moyenne annuelle de 11.5 °C et un mois de janvier particulièrement froid -0.8°C de température en moyenne, normalement venteuse et bien ensoleillée, et avec une pluviométrie qui présente un déficit de 17.4 % par rapport à la moyenne 1981-2010 avec 833.7 mm de précipitations. L'été a été chaud, et les mois d'août et septembre furent secs.

Les faits marquants de l'évolution physico-chimique des eaux du Léman en 2017 sont les suivants :

- L'hiver 2017 a donné lieu à un brassage partiel de la colonne d'eau seulement jusqu'à environ 200 m, réduisant la réoxygénation des couches d'eau profondes du Léman et la distribution des nutriments dans l'ensemble de la colonne d'eau ;
- L'activité phytoplanctonique apparaît plus tôt (le 20 mars 2017) par rapport à l'année 2016 ;
- Les concentrations en oxygène dissous à 309m de l'année 2017 restent en dessous de 4mgO_2/L du mois de janvier à novembre ;
- Les concentrations moyennes en phosphore total et phosphate diminuent par rapport à l'année 2016 avec les valeurs annuelles moyennes respectives de 17.75 µgP.L^{-1} et 14.79 µgP.L^{-1}

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O., LAINE, L. (2018) : Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 113-120.

BARBIER et al. 2016 : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et donnéesmétéorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 17-62.

TRAN KHAC, V., QUETIN, P. et ANNEVILLE, O. (2018) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman (éléments majeurs) et donnéesmétéorologiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, xx-xx.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992,113-162 et 162b-162p.

OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).

ANNEVILLE O., RIMET F ., PERNEY, P. (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. (2018) Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 86-97.

SOERE OLA-IS, AnaEE-France, INRA Thonon-les-Bains, CIPEL [10/02/2018], developed by Eco-Informatics ORE INRA Team

VARGAS, S. (2016) Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 217-224.

ANNEXES

ANNEXE I

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

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

Avec :

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

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

Les volumes des strates qui permettent de calculer les concentrations moyennes pondérées sont présentés ci-dessous.

Tableau 2 : Volume des strates des couches d'eau

Partie du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1957 – mars 1976	0	1.2388
		5	1.8516
		10	1.2279
		20	1.8310
		30	2.4268
		40	3.5583
		50	6.7501
		100	14.2477
		150	16.5454
		200	20.0474
		250	13.3846
		300	2.5840

Parti du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	04.1976 - 1980	0	1.2388
		5	1.8516
		10	1.2279
		20	1.8310
		30	2.4268
		40	3.5583
		50	6.7501
		100	14.2477
		150	16.5454
		200	14.0402
		225	12.0143
		250	6.0745
		275	2.6058
		309	1.2811

Parti du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1990-1981	0.0	0.6200
		2.5	1.2376
		5.0	1.2328
		7.5	1.2279
		10.0	1.8310
		15.0	2.4268
		20.0	3.5583
		30.0	6.7501
		50.0	14.2477
		100.0	23.5655
		200.0	19.0344
		250.0	6.0745
		275.0	1.6991
		280.0	0.4539
		285.0	0.4134
		290.0	0.3821
		295.0	0.3628
		300.0	0.3034
		305.0	0.2451
		309.0	0.0271

Parti du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	1992-1991	0.0	0.6200
		2.5	1.2376
		5.0	1.2328
		7.5	1.2279
		10.0	1.8310
		15.0	2.4268
		20.0	3.5583
		30.0	6.7501
		50.0	14.2477
		100.0	16.5454
		150.0	14.0402
		200.0	12.0143
		250.0	6.0745
		275.0	1.6991
		280.0	0.4539
		285.0	0.4134
		290.0	0.3821
		295.0	0.3628
		300.0	0.3034
		305.0	0.2451
		309.0	0.0271

Parti du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	2001-1993	0	0.6200
		2.5	1.2376
		5	1.2328
		7.5	1.2279
		10	1.8310
		15	2.4268
		20	3.5583
		30	6.7501
		50	14.2477
		100	16.5454
		150	14.0402
		200	12.0143
		250	6.0745
		275	2.1530
		290	0.9769
		300	0.4848
		305	0.2451
		309	0.0271

Parti du lac	Année	Niveau (m)	Volume (km3)
Grand Lac	dès 2002	0	0.6200
		2.5	1.2376
		5	1.2328
		7.5	1.2279
		10	1.8310
		15	2.4268
		20	2.3722
		25	2.3111
		30	2.2500
		35	4.3928
		50	13.2300
		100	16.5454
		150	14.0402
		200	12.0143
		250	6.0745
		275	2.1530
		290	0.9769
		300	0.4848
		305	0.2451
		309	0.0271

ANNEXE II

Tableau 3 : Concentrations annuelles moyennes pondérées de 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2). Calcul à partir des données extraites de la SOERE SI-OLA selon les coefficients de pondérations dans l'annexe I.

Tableau 3 : Mean annual weighted concentrations from 1957 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2). Calculation based on database extracted fro, SOERE OLA-IS according to ponderation coefficient in Annexe I.

Année	Oxygène	Ptot	PO_4^{3-}	Ntot	∑ Nmin	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	COP	NOP	Ppart	Transparence	Transparence
	mg·L-1	µgP·L^{-1}	µgP·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgN·L^{-1}	mgCl·L^{-1}	µgC·L^{-1}	µgN·L^{-1}	µgP·L^{-1}	12 mois	mai-septembre
												mètre	mètre
1973	8.78	75.36	62.39	584.40	466.94	7.39	458.60	3.01					
1974	8.14	78.39	68.72	597.00	484.80	10.64	473.96	3.22				8.46	5.98
1975	7.96	82.51	73.76	607.69	503.41	7.88	495.07	3.40				7.30	3.78
1976	7.22	91.33	82.17	617.11	513.46	8.80	504.64	3.58				8.18	4.00
1977	7.05	96.35	86.57	608.13	513.05	6.59	505.57	3.85				7.95	5.18
1978	7.55	98.56	88.20	618.18	515.47	21.17	508.11	3.97				7.27	5.64
1979	8.48	88.52	79.38	648.04	528.35	5.87	521.57	4.16				10.42	5.86
1980	8.30	89.96	82.50	663.31	554.25	6.14	547.20	4.35				8.88	6.04
1981	9.37	81.85	70.80	687.95	506.76	9.01	496.75	4.53				8.10	5.82
1982	9.27	76.99	68.96	674.52	528.10	8.64	518.31	4.60				7.28	5.53
1983	9.16	75.42	66.86	692.93	561.01	10.25	549.51	4.70				7.86	6.35
1984	9.52	75.56	66.73	707.01	565.35	11.33	553.01	4.88				7.35	5.58
1985	9.53	73.09	65.11	727.24	572.04	13.54	557.96	5.12			3.19	8.28	4.94
1986	9.83	71.80	61.96	717.64	558.88	6.77	551.31	5.30	110.4	18.97	3.06	7.50	4.32
1987	9.62	67.75	58.42	714.05	573.85	6.58	566.48	5.40	71.9	13.91	2.93	8.01	4.71
1988	9.33	61.82	54.55	708.89	593.73	5.37	587.52	5.60	115.3	17.17	2.62	7.18	5.19
1989	8.64	58.41	51.76	711.99	604.15	5.76	597.65	5.67	93.2	14.23	2.11	10.02	6.21
1990	8.34	55.21	48.21	688.11	589.61	5.65	583.02	5.80	100.9	16.07	2.45	7.94	6.07
1991	8.49	52.27	45.29	659.85	579.60	5.94	572.72	6.00	91.5	15.08	2.55	7.84	5.86
1992	8.42	49.89	40.81	690.27	576.37	5.44	569.73	6.16	91.2	17.67	2.81	6.77	5.20
1993	8.29	47.27	40.40	655.96	581.32	3.27	577.19	6.18	88.1	13.32	2.32	8.23	5.42
1994	8.33	44.76	39.44	659.88	580.01	4.05	575.04	6.29	83.6	14.04	2.17	7.10	5.87
1995	8.22	41.18	36.94	667.46	575.08	3.48	570.44	6.47	88.2	12.75	2.21	7.67	5.89
1996	8.27	40.88	36.02	680.93	574.17	4.46	568.64	6.68	107.4	22.32	2.31	7.17	4.56
1997	8.41	37.68	33.69	673.22	568.32	4.20	563.06	6.96	107.4	23.12	2.19	8.17	6.73
1998	8.25	39.35	34.84	652.72	556.54	8.52	550.35	7.06	103.1	23.05	2.22	6.98	5.65
1999	8.72	39.30	34.98	664.45	560.48	3.86	556.21	7.20	93.0	13.24	2.28	8.10	5.72
2000	9.09	36.51	31.81	629.10	557.97	4.46	553.71	7.42	109.8	14.74	2.47	7.58	5.35
2001	8.51	34.03	28.82	683.60	570.39	4.31	567.65	7.61	95.6	13.07	2.34	6.29	5.06
2002	8.45	34.02	29.27	646.16	559.20	3.97	556.52	7.85	94.4[b]	13.4[b]	2.02	6.78	4.28
2003	8.60	32.80	27.76	634.39	578.68	3.71	575.07	8.47	93.2	13.77	2.32	6.71	4.86
2004	9.16	29.51	26.06	685.02	611.55	3.03	608.07	8.08	98.5	15.70	2.58	6.82	5.95
2005	9.28	29.41	24.08	628.08	588.75	3.79	584.73	8.44	128.5	22.03	2.96	6.14	5.36
2006	9.80	27.68	22.63	655.90	590.33	2.80	586.72	8.61	109.3	19.04	2.43	7.12	6.83
2007	9.00	25.78	20.94	665.25	593.89	3.76	590.15	8.63	114.7	17.57	2.42	6.40	5.33
2008	8.84	27.72	21.47	634.96	530.55	3.73	525.71	8.65	103.5	11.66	2.14	8.04	6.20
2009	9.30	22.82	19.38	605.24	472.54	4.39	468.35	8.90	114.3	11.34	1.78	7.26	5.94
2010	9.18	22.37	19.36	626.72	503.40	3.71	498.35	9.15	110.0	8.74	2.05	6.83	5.52
2011	8.96	22.62	19.66	569.53	462.87	4.66	457.37	9.37	86.6	9.72	2.05	6.84	6.42
2012	9.25	21.63	16.87	568.42	470.84	5.70	462.95	9.56	99.7	10.13	2.62	6.47	4.24
2013	9.20	19.79	17.09	624.52	597.08	3.83	592.33	9.86	92.5	9.40	2.22	7.71	7.00
2014	8.55	20.52	16.75	619.85	576.48	3.79	571.51	10.14	95.9	10.65	2.02	7.57	5.83
2015	8.53	19.03	15.84	635.13	581.96	4.89	575.48	10.38	100.9	8.78	2.09	8.56	6.94
2016	8.07	19.02	15.82	648.79	732.01	4.66	725.91	10.48	91.5	8.36	1.91	7.40	6.05
2017	8.21	17.75	14.79	667.02	573.17	3.55	568.11	10.31	96.6	12.05	1.99	8.63	6.48

b : valeurs interpolées

ANNEXE III

Tableau 4 : Stocks annuels en tonnes de 1957 à 2016, Léman - Grand Lac (SHL2).

Tableau 4 : Annual total content in metric tons from 1957 to 2016, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Année	Oxygène	Ptot	$P\text{-}PO_4^{3-}$	Ntot	Nmin	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	Cl^-	COP	Ppart	Npart
	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes	tonnes
1973	754752	6481	5365	50258	40157	635	39440	258645			
1974	699850	6741	5910	51342	41693	915	40760	276825			
1975	684518	7096	6344	52262	43293	678	42576	292158			
1976	620945	7854	7067	53072	44157	757	43399	307846			
1977	606011	8286	7445	52300	44122	567	43479	330756			
1978	649332	8476	7585	53164	44331	1820	43697	341584			
1979	729640	7613	6826	55731	45438	505	44855	357827			
1980	713880	7737	7095	57044	47666	528	47060	374291			
1981	805457	7039	6089	59163	43581	775	42721	389682			
1982	797560	6621	5931	58009	45417	743	44574	395186			
1983	787909	6486	5750	59592	48247	881	47258	404467			
1984	818624	6498	5739	60803	48620	974	47559	419641			
1985	819979	6286	5600	62542	49195	1164	47985	440308			
1986	845574	6175	5329	61717	48064	582	47413	455880	9495	263	1632
1987	827109	5827	5024	61408	49351	565	48718	463978	6187	252	1197
1988	802149	5316	4691	60965	51061	461	50527	481840	9912	225	1477
1989	743387	5023	4452	61232	51957	495	51398	487935	8016	181	1224
1990	717603	4748	4146	59177	50706	486	50140	498688	8676	211	1382
1991	730179	4495	3895	56747	49846	511	49254	515859	7869	219	1296
1992	724135	4291	3510	59363	49568	467	48997	530155	7839	242	1520
1993	712729	4065	3474	56413	49993	282	49638	531618	7575	199	1146
1994	716736	3849	3392	56750	49881	349	49453	540857	7192	187	1207
1995	706729	3541	3177	57402	49457	300	49058	556198	7585	190	1097
1996	711214	3515	3098	58560	49379	383	48903	574455	9238	199	1920
1997	723582	3240	2897	57897	48875	362	48423	598270	9240	188	1988
1998	709186	3384	2996	56134	47862	732	47330	607035	8867	191	1983
1999	750310	3380	3009	57143	48201	332	47834	619195	7998	196	1139
2000	781665	3140	2736	54103	47985	384	47619	637923	9447	213	1268
2001	732118	2927	2478	58789	49054	371	48818	654269	8219	201	1124
2002	726872	2926	2517	55570	48091	341	47861	675317	8119[b]	173	1154[b]
2003	739242	2821	2387	54558	49766	319	49456	728063	8019	199	1184
2004	787556	2538	2241	58912	52594	261	52294	695142	8469	222	1350
2005	798444	2529	2071	54015	50633	326	50287	725507	11054	254	1894
2006	842395	2381	1946	56408	50769	241	50458	740676	9402	209	1637
2007	773780	2217	1801	57211	51074	323	50753	741952	9861	208	1511
2008	760175	2384	1847	54607	45627	321	45211	743509	8897	184	1003
2009	799905	1962	1667	52050	40639	377	40278	765090	9832	153	976
2010	789390	1924	1665	53898	43293	319	42858	787041	9462	176	751
2011	770351	1945	1690	48980	39807	401	39334	805638	7450	177	835
2012	795700	1860	1451	48884	40492	491	39814	822136	8575	225	872
2013	790938	1702	1469	53708	51349	329	50941	847951	7952	191	808
2014	735592	1765	1440	53307	49578	326	49150	871926	8248	174	916
2015	733428	1637	1363	54621	50049	421	49491	893011	8675	180	755
2016	694048	1636	1361	55796	62953	400	62429	900917	7865	165	719
2017	706053	1527	1272	57364	49293	306	48857	886772	8312	171	1036

b : valeurs interpolées

ANNEXE IV

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

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

Paramètre	Unité	Incertitude élargie *
		U (%)
pH		0.4
TAC	$meq \cdot L^{-1}$	1.8
χ	$S \cdot cm^{-1}$	1.1
NO_3^-	$\mu gN \cdot L^{-1}$	5.1
NH_4^+	$\mu gN \cdot L^{-1}$	11.2
Ntot	$\mu gN \cdot L^{-1}$	10.9
NOP	$\mu gN \cdot L^{-1}$	6.0
PO_4^{3-}	$\mu gP \cdot L^{-1}$	6.2
Ptot	$\mu gP \cdot L^{-1}$	8.4
Ppart	$\mu gP \cdot L^{-1}$	8.0
COP	$\mu gC \cdot L^{-1}$	3.0
Cl^-	$mgCl^- \cdot L^{-1}$	4.4
SiO_2	$mgSiO_2 \cdot L^{-1}$	3.9

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

ANNEXE 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 2017 le mois de janvier fut particulièrement froid (presque 3°C de moins que la normale 1981-2010), par contre de février à août les températures mensuelles furent supérieures aux normales. (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2017 (°C).
Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2017 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	-1.2	-1.3	-0.7	0.05	2.1
Février	4.8	5.3	5.7	5.7	2.8
Mars	8.7	9.0	9.1	9.1	6.4
Avril	10.5	10.4	10.7	10.5	9.8
Mai	15.0	14.8	15.1	15.1	14.2
Juin	20.9	20.4	20.7	21.1	17.7
Juillet	21.4	20.7	21.0	21.4	20.2
Août	21.2	20.8	21.1	21.3	19.7
Septembre	14.1	14.0	14.7	15.1	15.7
Octobre	11.8	12.0	12.6	12.8	11.4
Novembre	5.7	5.5	6.1	6.1	6.0
Décembre	2.1	2.0	2.7	3.3	3.1
Moyenne annuelle	11.3	11.1	11.6	11.8	10.8

En 2017, la température moyenne annuelle inter-stations est de 11.5 °C. Avec cette température, l'année 2017 (comme 2002) se classe au 7e rang (la plus chaude étant 1994 avec 11.9 °C et la plus fraiche 1980 avec 9.2 °C) de la période 1980 - 2017. (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
1980	9.2	1999	11.0
1981	9.9	2000	11.6
1982	10.6	2001	11.0
1983	10.4	2002	11.5
1984	9.7	2003	11.7
1985	9.4	2004	11.0
1986	10.0	2005	10.6
1987	10.1	2006	11.3
1988	10.9	2007	11.4
1989	11.0	2008	10.9
1990	11.2	2009	11.3
1991	10.4	2010	10.3
1992	10.9	2011	11.8
1993	10.4	2012	11.1
1994	11.9	2013	10.3
1995	10.9	2014	11.7
1996	10.2	2015	11.7
1997	11.1	2016	11.2
1998	11.0	2017	11.5

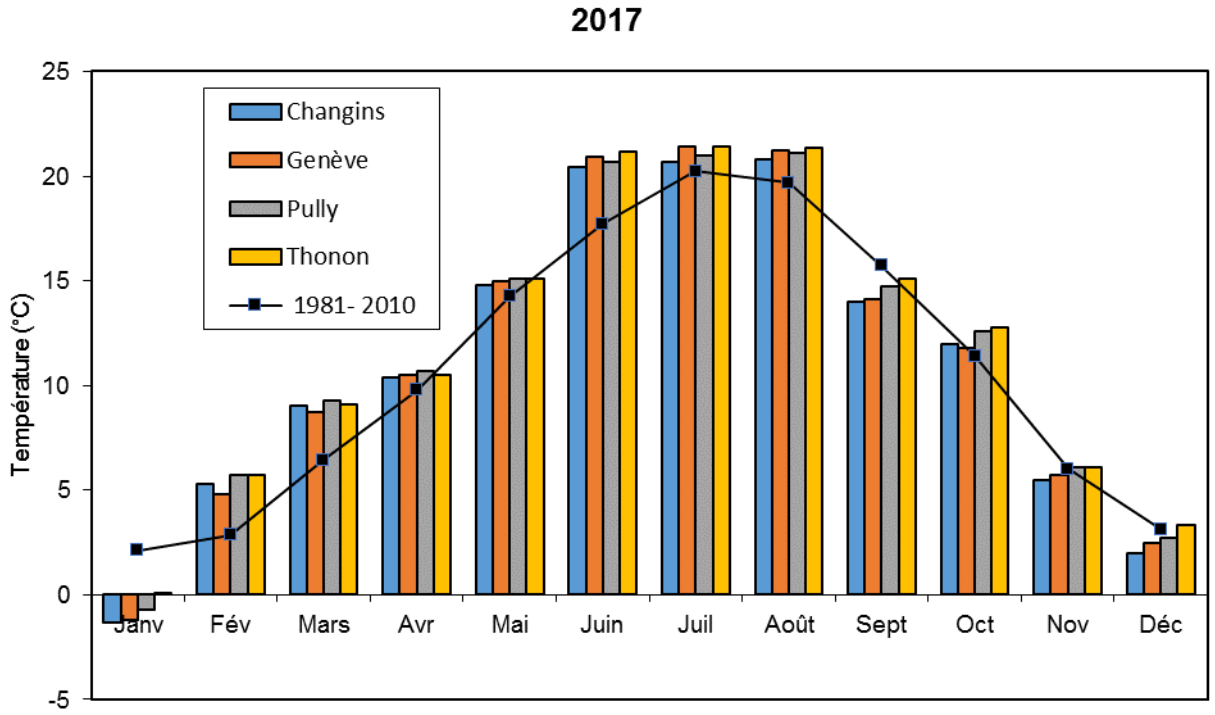


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2017 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2017 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

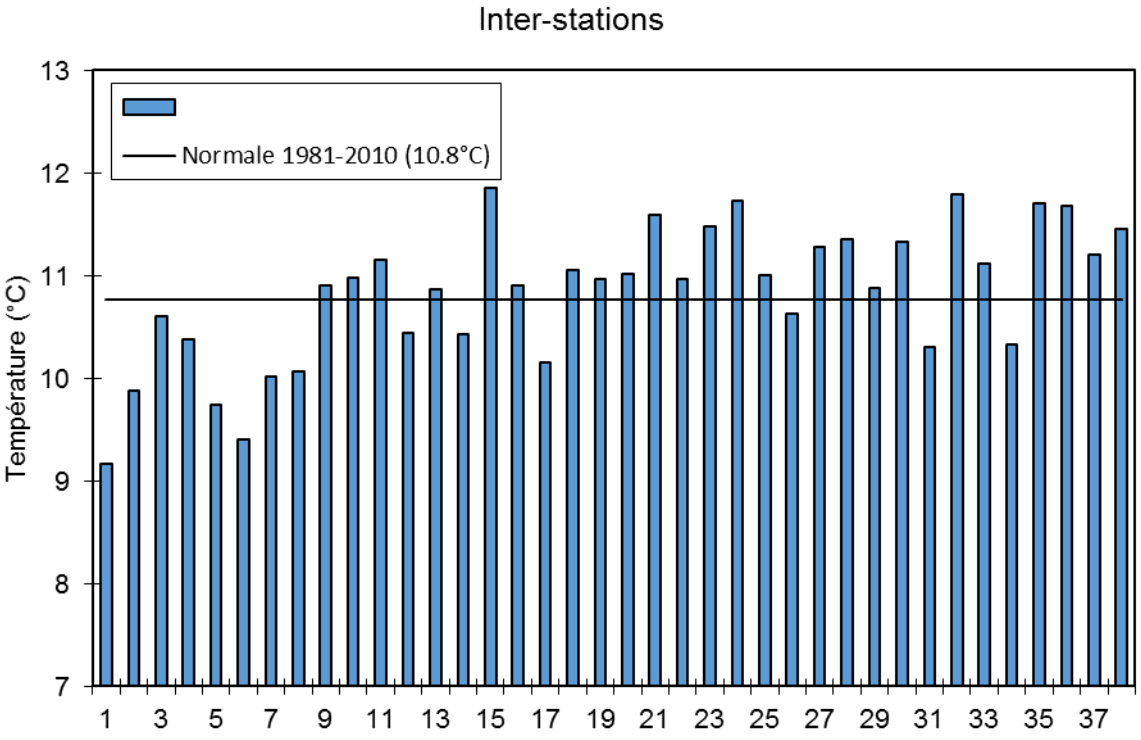


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air pour l'inter-station (°C).

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

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2017 sur le bassin lémanique est de 833.7mm, soit 175 mm inférieur à la normale inter-stations (1'008.9 mm) relevée sur les 4 stations entre 1981 et 2010. Ce qui donne pour l'année 2017 un déficit de 17.4 % par rapport à la normale. Pully est la station la plus arrosée avec 1'039.5 mm, Genève avec 693 mm a les précipitations les moins importantes (tableau 2.1, figure 2.1).

A part les mois de décembre et, dans une moindre mesure, mai (mois pour lequel des orages sur Pully tirent la moyenne vers le haut) l'année fut sèche (particulièrement en janvier, septembre et Octobre).

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle (mm) à chaque station en 2017.

Table 2.1 : Monthly rainfall (mm) at each station in 2017.

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	25.4	28.4	37.3	31.5	72.9
Février	51.6	53.5	76.2	67.5	60.8
Mars	56.7	85.7	82.8	57.0	68.5
Avril	40.0	42.9	49.9	43.0	73.5
Mai	80.9	103.1	147.5	90.5	92.8
Juin	77.3	79.1	95.0	91.0	94.3
Juillet	40.4	54.6	84.6	56.0	83.8
Août	62.1	63.1	86.1	93.5	86.6
Septembre	43.8	40.7	50.8	53.5	99.0
Octobre	18.0	20.4	47.8	23.5	102.5
Novembre	62.8	69.2	102.8	64	83.0
Décembre	133.0	152.1	178.7	138.5	88.9
Total Annuel	**693**	**792.8**	**1039.5**	**809.5**	**1'008.9**

En inter-stations, l'année 2017 se classe au 32e rang (sur 38) de la chronologie pluviométrique 1980 - 2017 (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
1980	1'067.1	1999	1'266.0
1981	1'082.8	2000	1'028.2
1982	1'037.5	2001	1'298.7
1983	1'022.3	2002	1'169.5
1984	911.8	2003	760.6
1985	957.1	2004	980.0
1986	964.2	2005	775.1
1987	1'044.8	2006	1'069.2
1988	1'078.0	2007	1'135.7
1989	660.7	2008	1'047.8
1990	1'093.9	2009	849.9
1991	860.3	2010	815.5
1992	1'057.8	2011	750.1
1993	1'060.5	2012	1'092.3
1994	1'124.1	2013	1'219.0
1995	1'194.7	2014	1'068.1
1996	972.8	2015	808.7
1997	1'022.9	2016	1'115.0
1998	924.6	2017	833.7

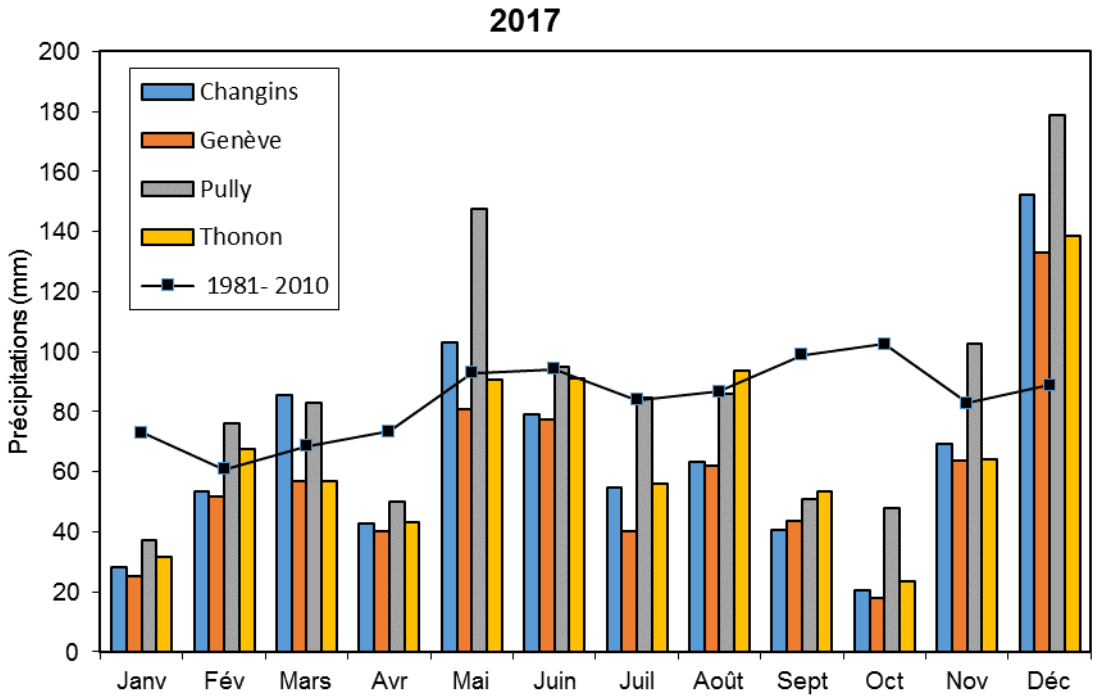


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2017 (histogrammes) et de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2017 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

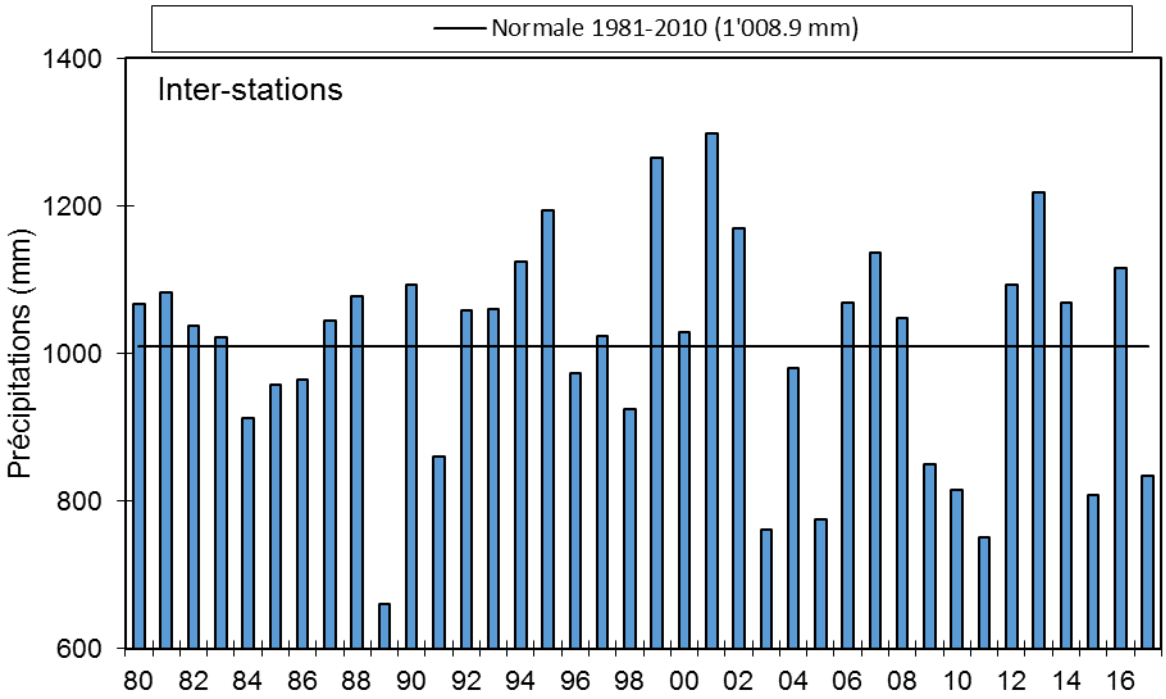


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle pour l'inter-stations (mm).

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

4. INSOLATION

L'insolation des mois d'avril et octobre fut particulièrement élevée (+ 74 heures par rapport à la moyenne 1981-2010). Cela aboutit à une somme de l'insolation mensuelle de février à juin de 193 heures supérieure à sa moyenne inter stations. (tableau 3.1, figure 3.1).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2017 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2017 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	41	61	62	28	62.4
Février	105	116	116	100	90.7
Mars	171	188	171	167	156.4
Avril	261	267	255	244	182.1
Mai	242	238	237	251	208.1
Juin	280	281	276	304	236.7
Juillet	246	237	231	267	258.6
Août	254	256	236	239	236.8
Septembre	178	174	148	183	183.6
Octobre	200	204	195	178	120.0
Novembre	75	90	79	55	69.2
Décembre	39	52	54	29	49.8
Total annuel	2'090	2'163	2'060	2'045	1'854.4

L'année 2017 avec une moyenne inter-stations de 2'089.5 heures est une année ensoleillée. Elle se classe 5^{e} sur la période 1980 - 2017 (la 1^{e} étant 2003 avec 2'290 h, la dernière étant 1987avec 1'442 h). C'est la 8^{e} fois depuis 2000 que l'insolation totale annuelle dépasse les 2'000 heures (tableau 3.2, figure 3.3).

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

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

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1980	1'672.3	1999	1'770.1
1981	1'557.5	2000	1'998.9
1982	1'730.8	2001	1'837.6
1983	1'635.7	2002	1'828.6
1984	1'713.3	2003	2'290.5
1985	1'829.2	2004	2'000.1
1986	1'611.0	2005	2'138.4
1987	1'442.5	2006	1'992.4
1988	1'652.7	2007	2'096.7
1989	1'864.4	2008	1'961.9
1990	1'973.2	2009	2'028.4
1991	1'870.0	2010	1'817.3
1992	1'676.1	2011	2'203.0
1993	1'669.2	2012	2'008.4
1994	1'707.5	2013	1'813.2
1995	1'896.5	2014	1'902.8
1996	1'769.3	2015	2'028.6
1997	1'948.4	2016	1'847.7
1998	1'981.7	**2017**	2'089.5

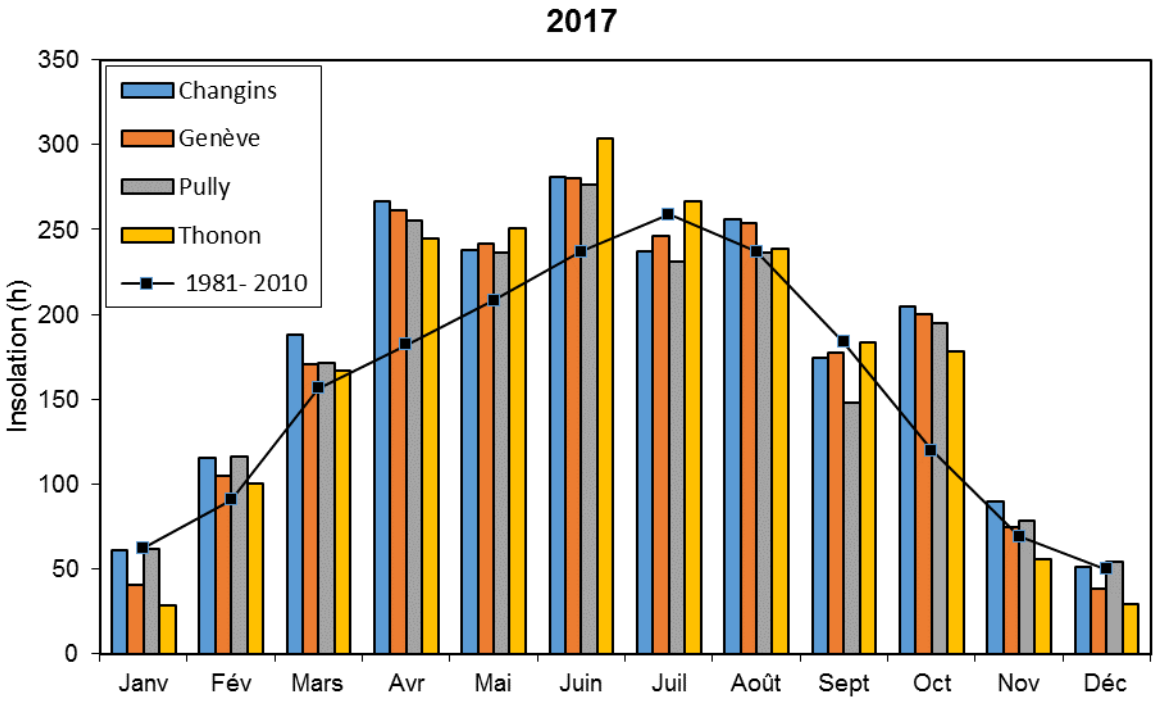


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2017 (histogramme) et celle de l'inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2017 (histogram), and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

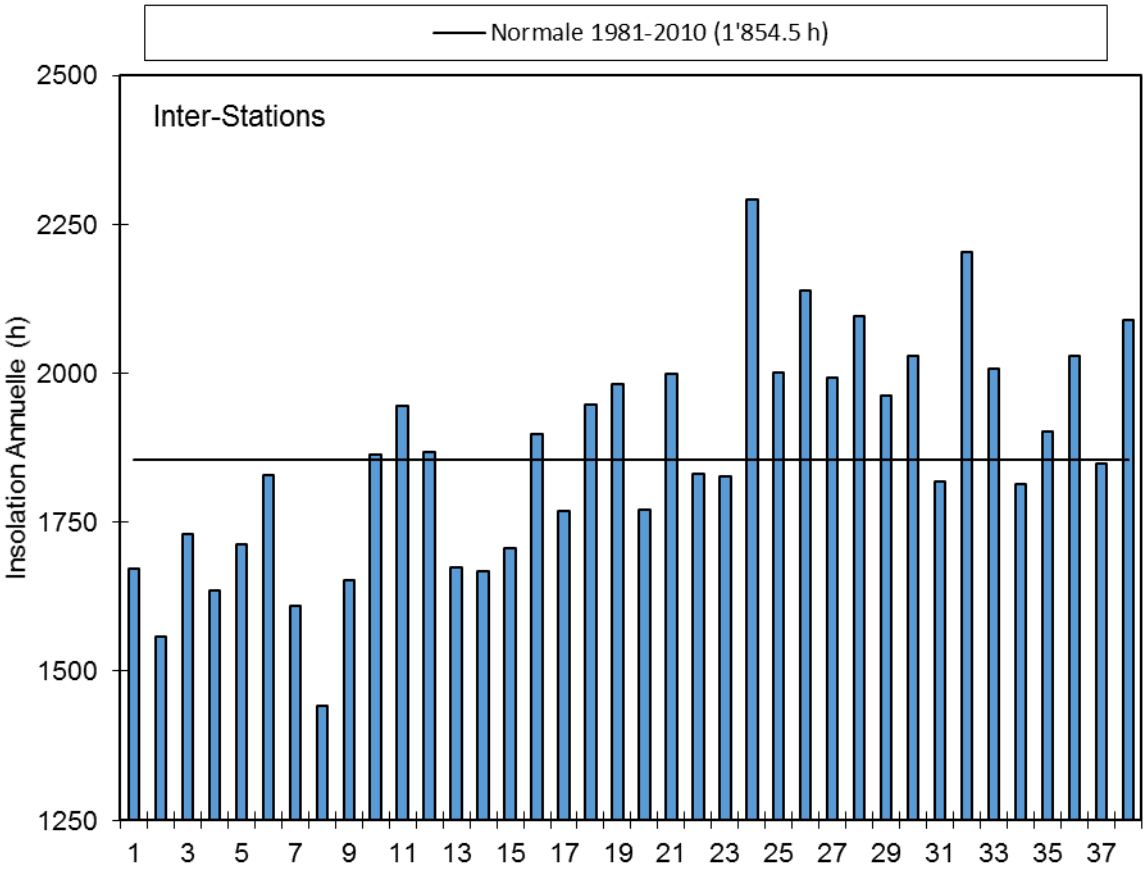


Figure 3.2 : Insolation annuelle de l'inter-stations.

Figure 3.2 : Annual insolation at the inter-stations.

5. RAYONNEMENT

La moyenne inter-stations pour l'année 2017est de 13.5 $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ (tableau 4.1, figure 4.1).

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2017 (moyenne journalière en $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$).

Table 4.1: Global monthly solar irradiation at each station in 2017 (mean daily irradiation in $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	inter-stations 1981 - 2010
Janvier	3.5	4.4	4.1	2.5	3.6
Février	7.5	7.8	7.6	6.7	6.5
Mars	13.1	13.1	12.3	11.6	11.2
Avril	20.6	20.1	19.3	18.2	15.6
Mai	21.5	20.8	20.8	20.4	18.8
Juin	25.0	24.7	23.9	24.5	21.3
Juillet	22.8	21.7	21.5	21.5	21.3
Août	20.1	19.8	18.7	18.3	18.2
Septembre	14.7	14.2	13.1	13.4	13.4
Octobre	11.3	11.0	10.5	10.1	7.9
Novembre	4.8	5.1	4.8	4.2	4.3
Décembre	2.9	3.3	3.2	2.2	2.9
Moyenne Annuelle	14.0	13.8	13.3	12.8	12.04

Pour l'inter-stations en 2017, le rayonnement global annuel obtenu est de 4'923. $MJ \cdot m^{-2}$, ce qui classe l'année, seconde sur la période 1980 - 2017 (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
1980	4’153	1999	4’188
1981	4’263	2000	4’488
1982	4’391	2001	4’310
1983	4’239	2002	4’337
1984	4’274	2003	4’894
1985	4’485	2004	4’858
1986	4’178	2005	4’712
1987	3’956	2006	4’593
1988	4’139	2007	4’671
1989	4’325	2008	4’486
1990	4’401	2009	4’837
1991	4’415	2010	4’575
1992	4’219	2011	5’000
1993	4’126	2012	4’747
1994	4’100	2013	4’547
1995	4’339	2014	4’653
1996	4’310	2015	4’869
1997	4’405	2016	4'584
1998	4’378	2017	4'923

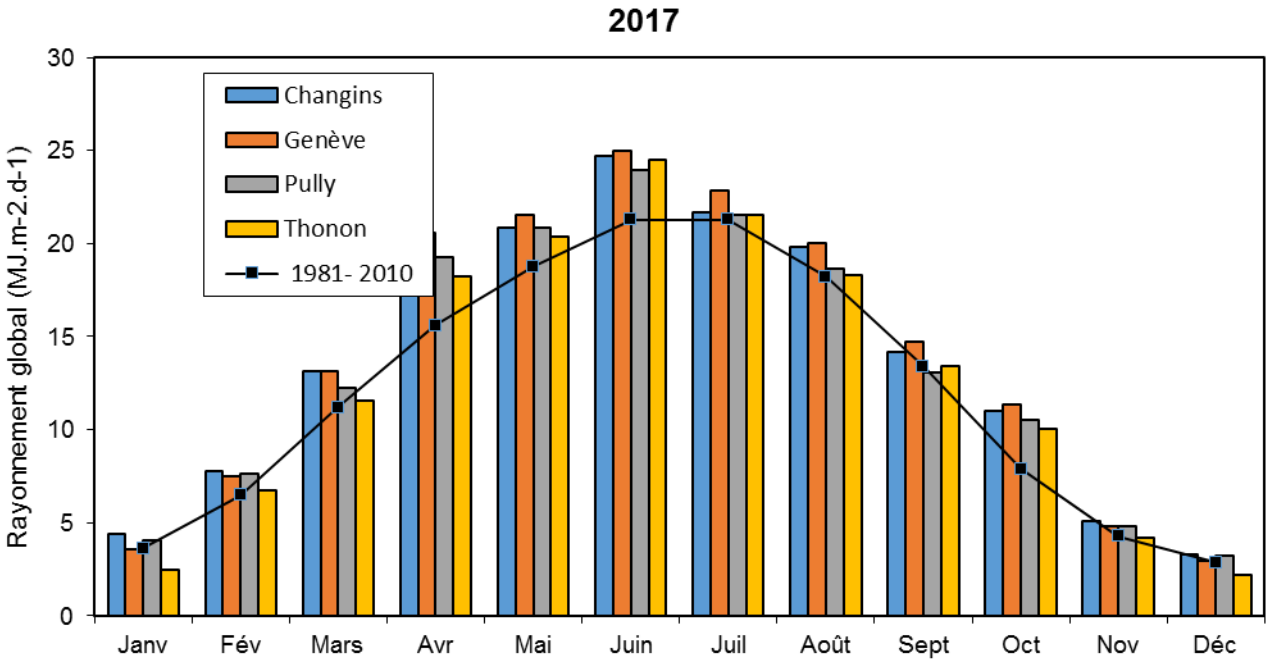


Figure 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2017 (histogrammes) et de l’inter-stations pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 4.1 : Mean monthly global solar irradiation at each station in 2017 (histogram) and the mean inter-stations value for the period 1981 - 2010 (curve).

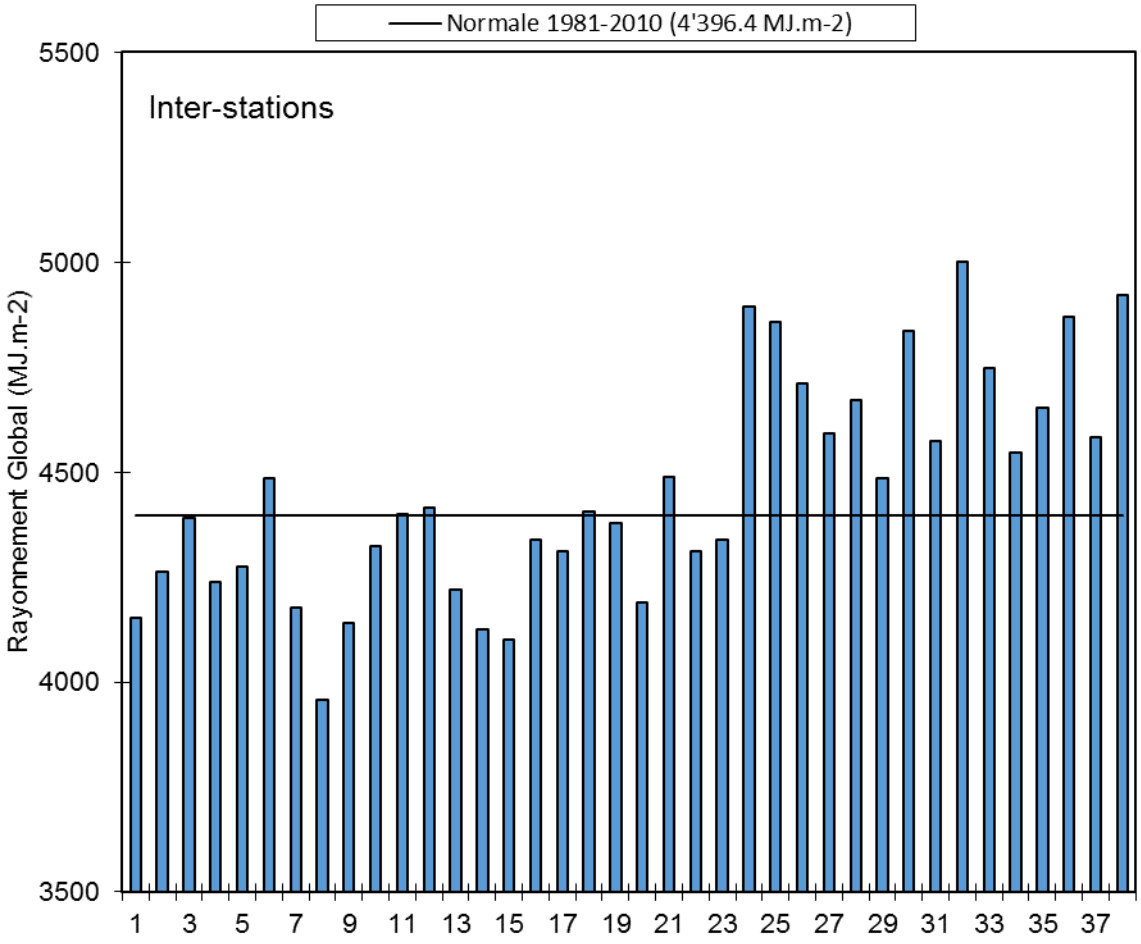


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel de l'inter-stations ($MJ \cdot m^{-2}$).

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at the inter-stations ($MJ \cdot m^{-2}$).

6. VENT

6.1 VITESSE DU VENT

En 2017 à Changins, station de référence, les mois de janvier, novembre, décembre et Avril furent venteux, et le reste de l'année les vitesses de vent furent inférieures à la moyenne de la période 1981-2010. (tableau 5.1, figure 5.1 et tableau 5.2).

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2014 ($m \cdot s^{-1}$)

Table 5.1 : Mean monthly wind speeds in 2014 ($m \cdot s^{-1}$).

	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 2017 à Changins, il a été enregistré 23 jours de vent fort (> 5 $m.s^{-1}$) dont 10 jours durant le 1e trimestre (figure 5.2). Le maximum de vent moyen journalier a été relevé le 17 janvier (avec 12.47 $m.s^{-1}$).

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

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

Années	Vent moyen annuel	Années	Vent moyen annuel
1980	2.5	1999	2.9
1981	2.5	2000	2.6
1982	2.6	2001	2.8
1983	2.7	2002	2.6
1984	3.4	2003	2.3
1985	3.0	2004	2.4
1986	2.9	2005	2.2
1987	2.7	2006	2.4
1988	3.1	2007	2.7
1989	3.0	2008	2.5
1990	3.1	2009	2.6
1991	3.2	2010	2.6
1992	2.8	2011	2.2
1993	2.9	2012	2.6
1994	2.7	2013	2.4
1995	2.9	2014	2.3
1996	2.7	2015	2.5
1997	2.5	2016	2.4
1998	3.0	2017	2.4

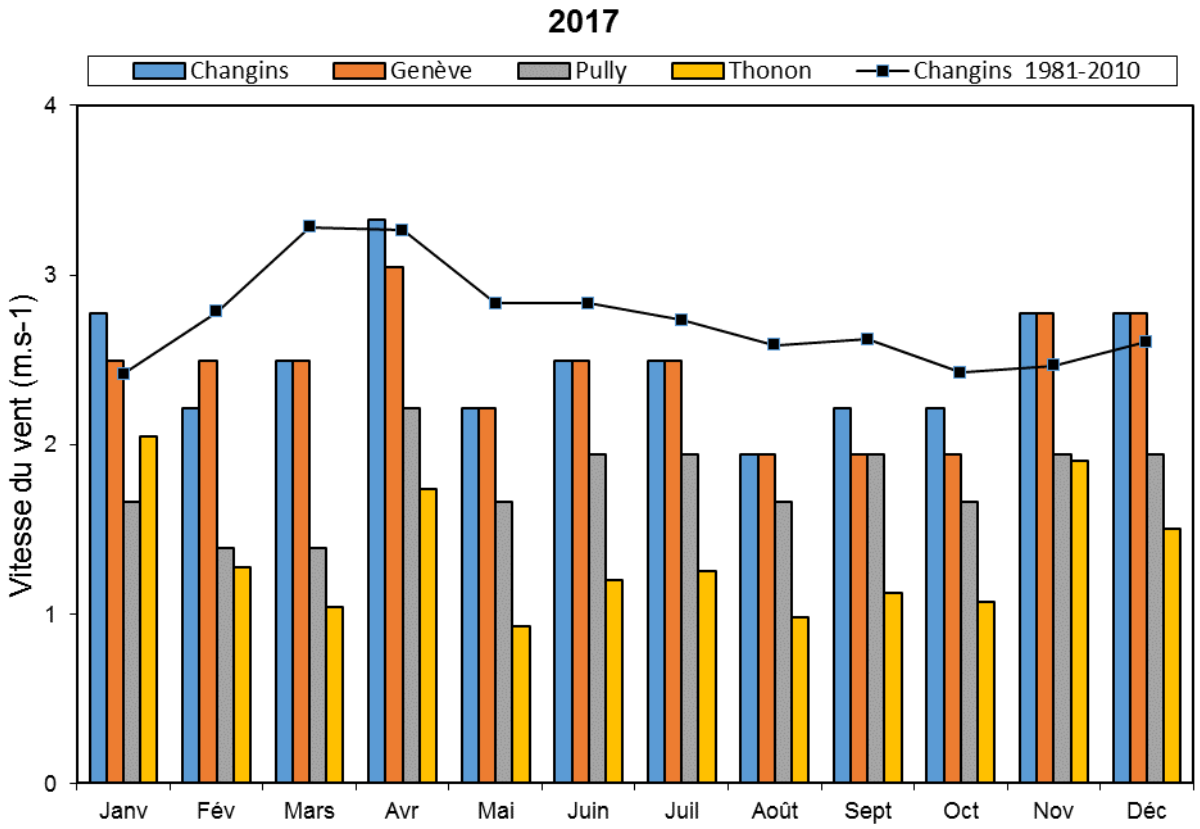


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station en 2017 (histogramme) et celle de Changins pendant la période 1981 - 2010 (courbe).

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station in 2017 (histogram), and at Changins for the period 1981 - 2010 (curve).

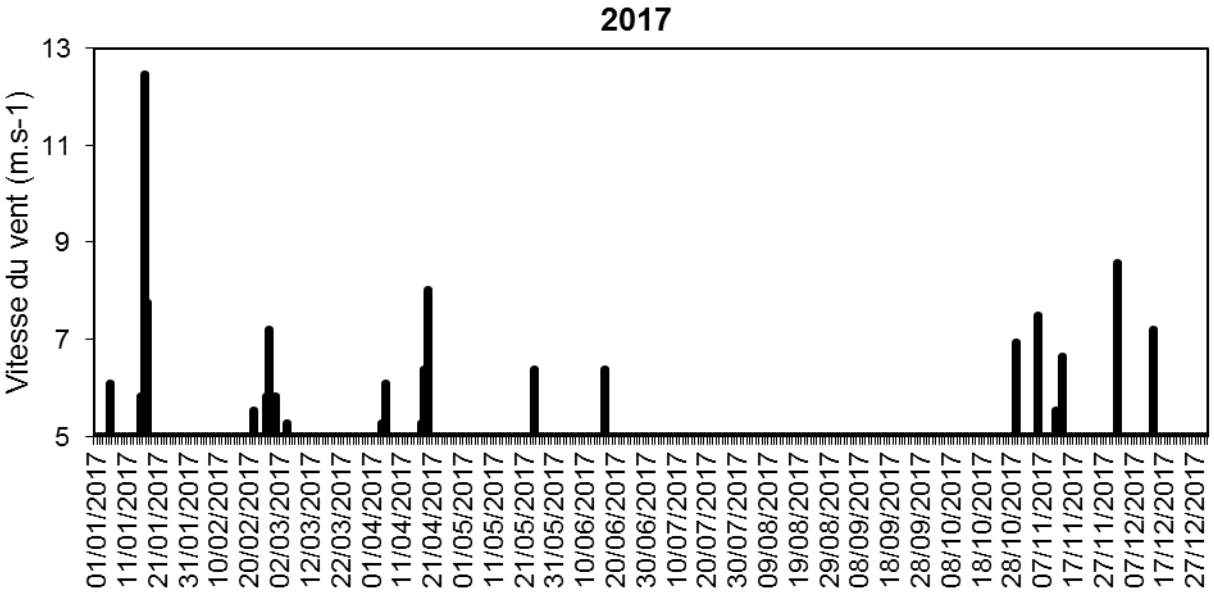


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2017) des vents forts (> 5 m·s-1) à Changins.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2017) of strong winds (> 5 m·s-1) at Changins.

6.2 ROSE DES VENTS

Pour l'année 2017 à Changins, 64 % des vents (figure 5.3) se répartissent principalement selon le demi-cercle S-O-N. Les vents qui sont supérieurs à 5 $m \cdot s^{-1}$ représentent 11.2% des vents totaux, 42.9 % de ceux-ci sont d'origine N-E ; et 43.8 % sont d'origine opposée S-O.

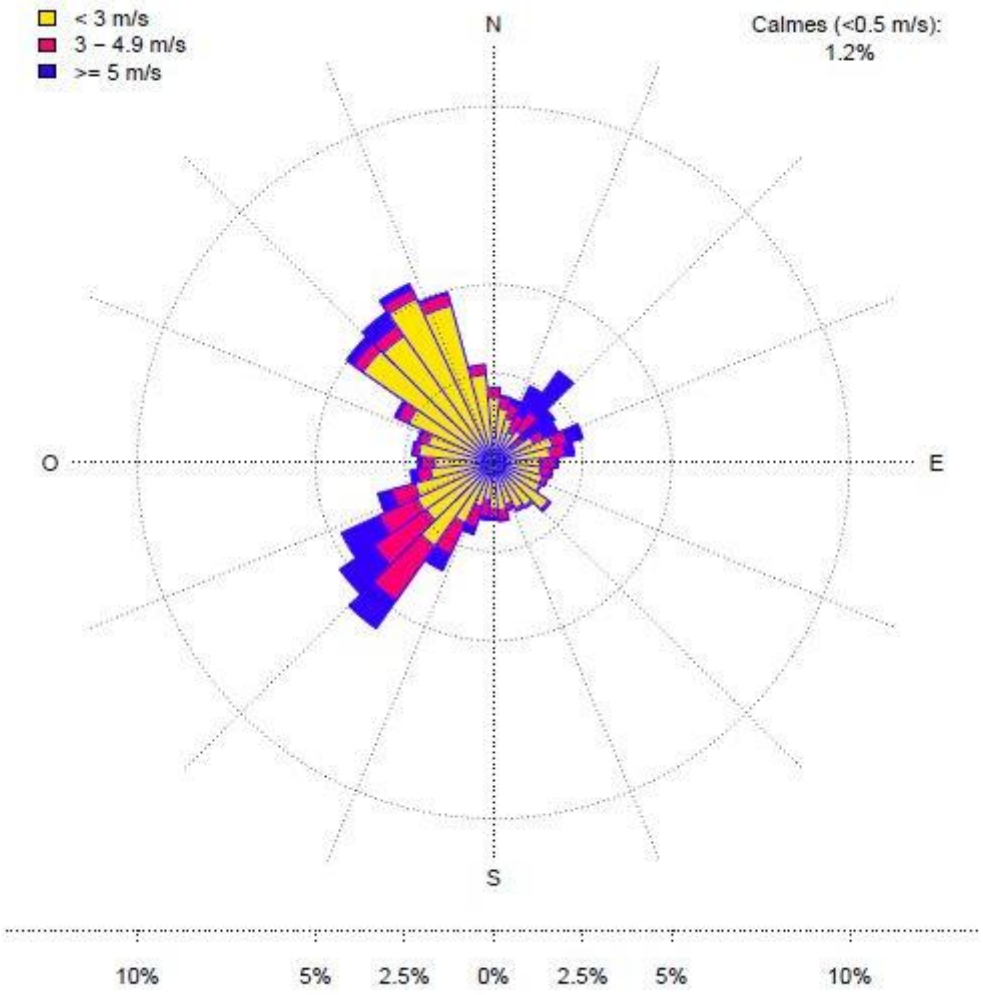


Figure 5.3 : Rose des vents moyens à Changins en 2017 (calculée en moyennes horaires de la vitesse du vent - échelle: % d'occurrence).

Figure 5.3 : Wind directions at Changins in 2017 (calculated as the hourly mean wind-scale velocity : % occurrence).

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 67-85*

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES EAUX DU LÉMAN

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS IN GENEVA LAKE WATERS

CAMPAGNE 2017

PAR

Audrey KLEIN

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

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

Cécile PLAGELLAT

DIRECTION GÉNÉRALE DE L'ENVIRONNEMENT - DIRECTION DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL, URBAIN ET RURAL

Division Protection des eaux – Laboratoire et PCAM - Chemin des Boveresses 155 - CP33 – CH - 1066 EPALINGES

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 une finalité essentiellement de "contrôle eau de boisson", pour permettre l'alimentation en eau potable de plus de 900'000 personnes.

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

Pour les résidus de médicaments, il n'existe pas à ce jour de valeurs de référence permettant d'estimer leur impact. Leur présence dans l'environnement n'est toutefois pas souhaitable, notamment dans des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, comme celles du Léman.

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.

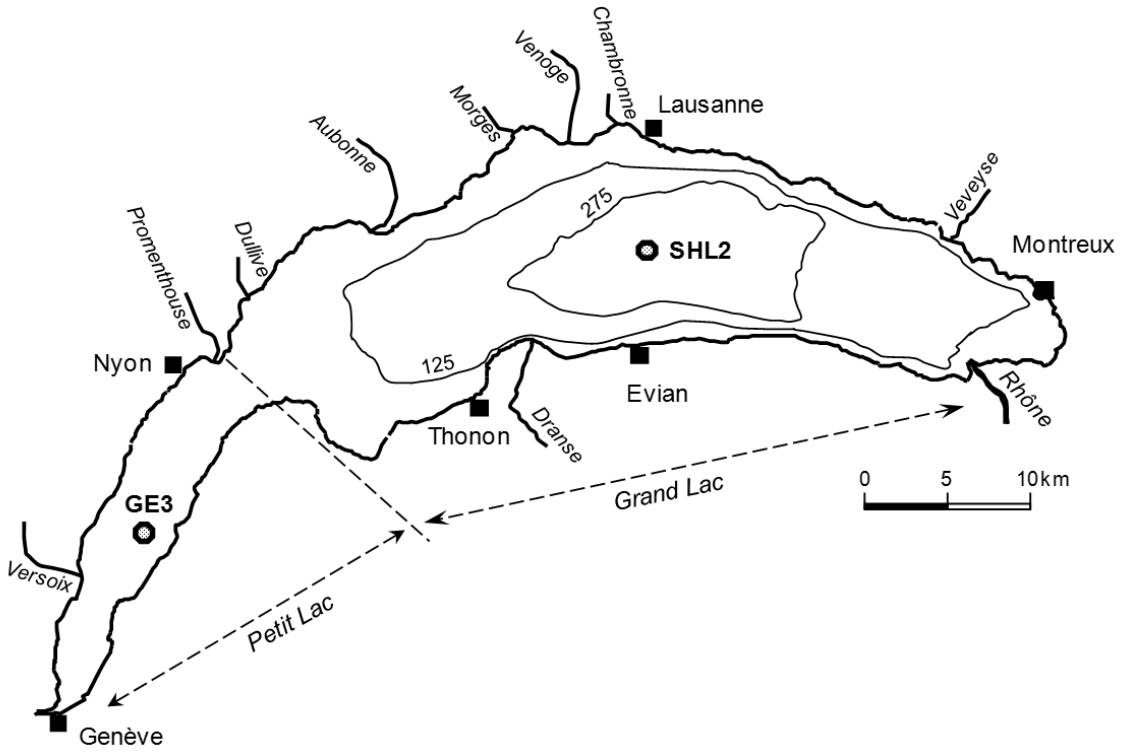


Figure 1 : Situation du point de prélèvement - station SHL2.

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

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvements pour l'analyse des éléments trace métalliques totaux et dissous, des pesticides et des résidus médicamenteux pour 2017

Table 1: Dates of sampling programme for the analysis of total and dissolved metals, pesticides and medicinal residues for 2017

Substances	Profondeurs	15 févr.	09 mars	21 mars	02 juin	26 sept.
Eléments trace métalliques (totaux et dissous)	Mélange 1:1 des niveaux 1 + 30 m et 200 + 305 m		x			x
Manganèse	275, 300, 305 et 309 m		x			x
Pesticides	1, 30, 100 et 305 m			x		x
Glyphosate-AMPA-Glufosinate	1, 30, 100 et 305 m		x			
Résidus de produits pharmaceutiques	15, 100 m	x			x	x

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ANALYSES CHIMIQUES

Éléments trace métalliques

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

Depuis 2014, les concentrations en éléments trace métalliques dissous sont suivies dans le lac. Les analyses sont effectuées par le laboratoire de la protection des eaux et de l'environnement du service de l'écologie de l'eau du canton de Genève (SECOE) après filtration à 0.45 µm et acidification des échantillons. Le dosage du cadmium, chrome, cuivre et plomb s'effectue par ICP-MS (spectrométrie par torche à plasma couplée à la spectrométrie de masse). Le mercure, anciennement dosé par spectrométrie à absorption atomique en vapeur froide est depuis 2017 dosé par spectrométrie de fluorescence atomique en vapeur froide.

Pesticides

La recherche de pesticides est effectuée par le SCAV de Genève. Les eaux brutes sont pré-concentrées à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en mode tandem (LC-QTRAP). La liste des substances recherchées comprend 370 molécules d'intérêt avec une limite de quantification de 1 ng/L (Tableau en Annexe 1). Ces analyses couvrent 15 acaricides, 91 fongicides, 128 herbicides, 113 insecticides, 6 nématicides, 2 phytoprotecteurs, 4 régulateurs de croissance et 10 métabolites.

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

Médicaments

Les échantillons sont analysés par le laboratoire SCITEC (Lausanne) par HPLC MS/MS à partir d'une palette de 61 résidus médicamenteux et 4 substances hormonales (KLEIN 2017).

Autres substances

L'analyse du 1,4-dioxane a été ajoutée à la campagne de suivi 2017 suite aux valeurs mesurées dans la nappe du Rhône et dans le Rhône. Cette analyse est sous-traitée au laboratoire SCITEC de Lausanne.

3.2. CONTRÔLES

Les laboratoires ayant réalisé les analyses sont accrédités selon les prescriptions des normes ISO/CEI 17025:2005 pour les laboratoires d'essai. Cette exigence contraint à la mise en place d'une assurance qualité, au respect des bonnes pratiques professionnelles et donc à 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 2018).

4. MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

4.1. ÉLÉMENTS TRACE MÉTALLIQUES

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

Tableau 2 : Éléments trace métalliques totaux - Campagnes du 09 mars 2017 et du 25 septembre 2017. Léman - Grand Lac (Station SHL 2). (n.d = non décelé)

Table 2: Survey done on 09 March, 2017 and on 25 September 2017. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2) (n.d = not detected)

Date	Profondeur (m)	Plomb (µg/L)	Cadmium	Chrome	Cuivre (µg/L)	Mercure
	Normes OSEC+	**10.0**	**3.0**	**50.0**	**-**	**1.0**
	OEaux	**10.0**	**0.2**	**5.0**	**5.0**	**0.03**
09.03.2017	mélange 1 et 30 m	0.02 ± 0.002	0.005 ± 0.0003	0.1 ± 0.018	1.4 ± 0.06	< 0.2
	mélange 200 et 305	0.06 ± 0.006	0.02 ± 0.001	0.1 ± 0.018	1.4 ± 0.06	< 0.2
26.09.2017	mélange 1 et 30 m	0.07 ± 0.007	0.02 ± 0.001	0.1 ± 0.018	0.4 ± 0.02	n.d
	mélange 200 et 305	0.01 ± 0.001	n.d	0.1 ± 0.018	0.3 ± 0.01	n.d

*Ordonnance fédérale sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires

Les analyses de manganèse effectuées dans la couche profonde du lac (275, 300, 305 et 309 m), permettent de mettre en évidence un éventuel risque de relargage par les sédiments dans des conditions d'anoxie. L'augmentation des concentrations en septembre (tableau 3) comparées à celle de mars montre que le lac est en anoxie en fin d'été.

Tableau 3 : Manganèse - Campagnes du 09 mars 2017 et du 25 septembre 2017. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 3: Manganese - Survey done on 09 March, 2017 and on 25 September 2017. Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2).

	09.03.2017	25.09.2017
Profondeur (m)	Teneurs en µg/L	
275 m	0.7 ± 0.2	< 1.0
300 m	2.6 ± 0.6	11 ± 3.7
305 m	5.8 ± 1.6	20 ± 7.0
309 m	5.9 ± 1.7	50 ± 20

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

Tableau 4 : Éléments trace métalliques dissous - Campagnes du 09 mars 2017 et du 25 septembre 2017. Léman - Grand Lac (Station SHL 2).

Table 4 : Survey done on 09 March, 2017 and on 25 September 2017. 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**
09.03.2017	mélange 1 et 30 m	n.d	< 0.006	0.08	< 0.5	<0.0005
	mélange 200 et 305	<0.1	< 0.016	< 0.07	< 0.5	<0.0005
25.09.2017	mélange 1 et 30 m	n.d	< 0.006	0.08	< 0.5	<0.0005
	mélange 200 et 305	n.d	< 0.006	< 0.06	< 0.5	<0.0005

4.2. PESTICIDES (PHYTOSANITAIRES)

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

Sur un total de 373 pesticides, une vingtaine de substances sont détectées (tableau 5).

En 2017, les teneurs en pesticides totaux oscillent entre 0.09 et 0.22 µg/L (tableau 5 et figure 2). Ces valeurs s'inscrivent dans la continuité de ce qui est observé depuis 2007 et restent inférieures aux réglementations en vigueur. En effet, 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).

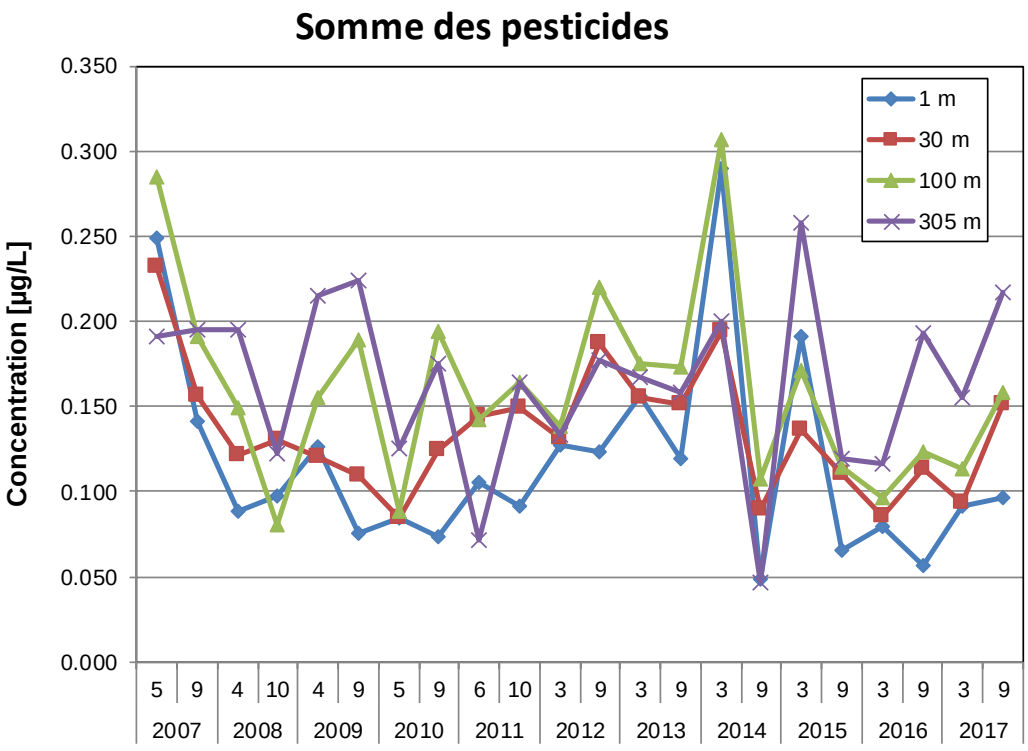


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés au centre du Léman (station SHL2) de 2007 à 2017 pour 4 profondeurs.

Figure 2 : Change in the total concentrations of the pesticides surveyed in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2007 and 2017 at 4 depths.

4.2.2. Evolution des concentrations individuelles

Les figures 3 montrent l'évolution depuis 2007 des 13 pesticides ou produits de dégradation de 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).

En 2017, seuls quelques herbicides comme l'atrazine et 2 de ses métabolites, le metalaxyl, le 2,6-dichlorobenzamide (produit de dégradation du dichlobenil), la simazine, la terbuthylazine ainsi que l'AMPA (produit de dégradation 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 ainsi que dans les eaux de surface, qui est fixée à 0.1 µg/L.

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.

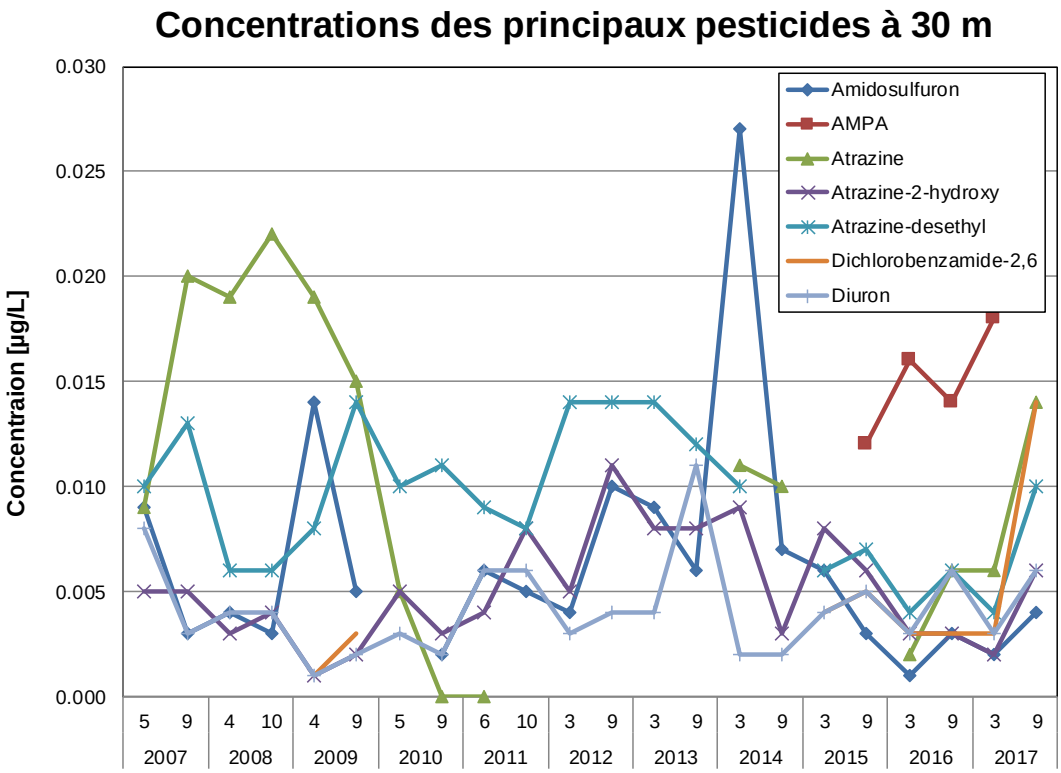
Du point de vue environnemental, ces substances sont en concentration bien inférieures aux normes de qualité environnementale (NQE) au sens de la directive cadre sur l'eau déterminant les NQE pour les eaux de surface (Directive 2008/105/EC) ainsi que celles mises en place pour la Suisse par le centre Ecotox.

La concentration d'amidosulfuron reste similaire ces 3 dernières années, après un pic constaté en 2014, dont l'origine industrielle a été identifiée grâce aux analyses effectuées dans le Rhône amont (BERNARD et MANGE 2015)

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

Les concentrations en foramsulfuron sont en constante diminution depuis 2007.

L'augmentation progressive de la concentration en metalaxyl observée depuis 2009 est arrivée à son terme en automne 2012, sans qu'aucune explication n'ait pu être trouvée. La contamination reste similaire ces 4 dernières années. Les concentrations en terbuthylazine montrent une légère augmentation passant de mesures proches de 0.05 µg/L à des mesures proches de 0.01 µg/L. Son produit de dégradation est toujours détecté mais, quant à lui, reste en concentration constante.



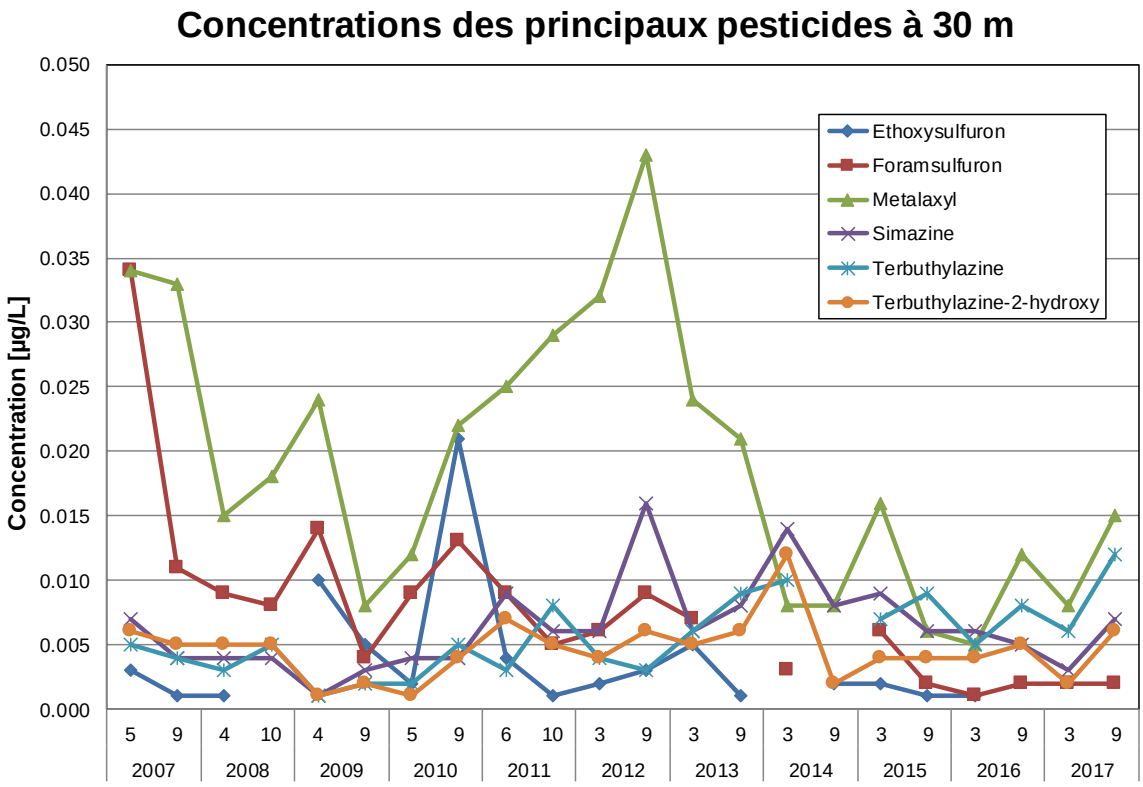


Figure 3 : Evolution des concentrations en divers pesticides au centre du Léman à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2017.

Figure 3 : Change in the concentrations of some pesticide at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2017.

La figure 4 présente, à la profondeur de 30 m, les concentrations cumulées d'atrazine et de ses métabolites. Depuis 2017, l'atrazine-desethyl-desisopropyl-2-hydroxy et l'atrazine-desethyl--2-hydroxy ne sont plus suivies par le laboratoire.

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

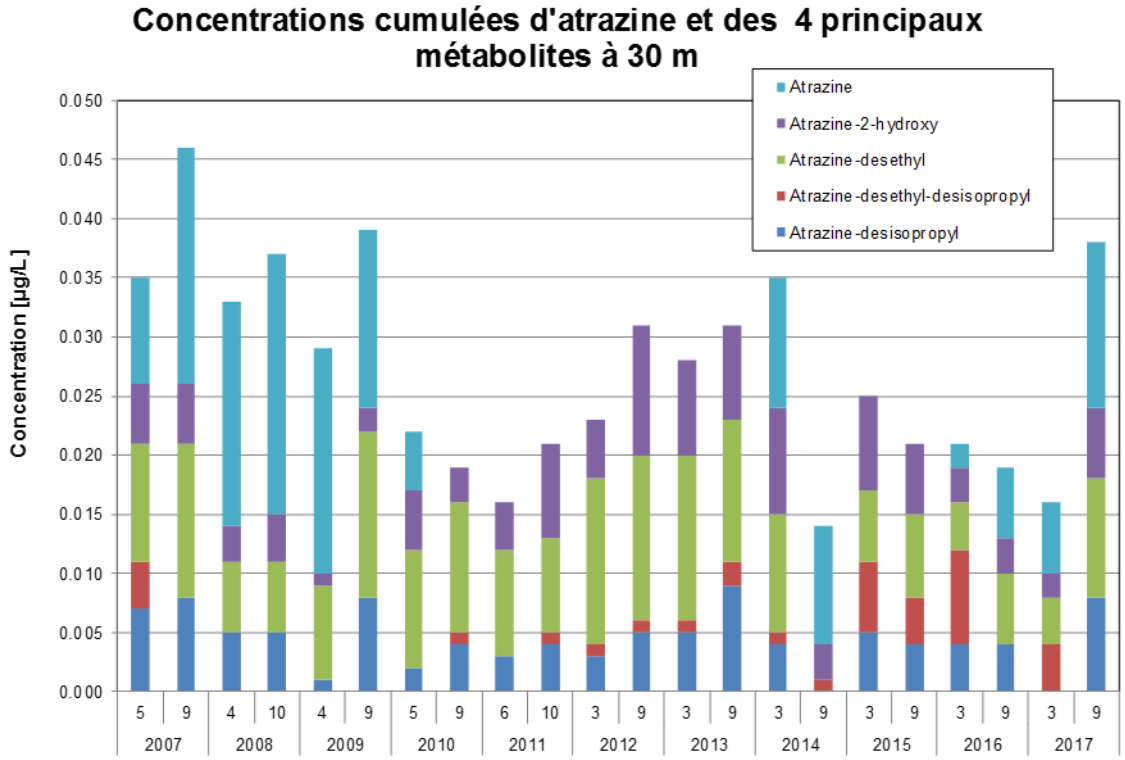


Figure 4 : Evolution des concentrations de l'atrazine et de ses 4 principaux métabolites à 30 m (station SHL2) de 2004 à 2017.

Figure 4 : Change in the concentrations of atrazine and four of its main metabolites at 30 m in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2017.

Tableau 5 : Produits phytosanitaires (et leurs métabolites*) décelés dans le Léman à SHL2 le 26 mars et le 25 septembre 2017 à quatre profondeurs.

Table 5 : Pesticides (and their metabolites*) detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 26 March and 25 September 2017 at four depths.

	NQE-MA*	21.03.17	26.09.17	21.03.17	26.09.17	21.03.17	26.09.17	21.03.17	26.09.17
Pesticides (µg/L)		**1 m**	**1 m**	**30 m**	**30 m**	**100 m**	**100 m**	**305 m**	**305 m**
Ametryn	-	nd	nd	nd	nd	0.001	nd	0.002	nd
Amidosulfuron	-	0.003	0.002	0.002	0.004	0.003	0.004	0.004	0.007
AMPA	1500[b]	0.007	na	0.018	na	0.018	na	0.047	na
Atrazine	0.6[a]	0.007	0.009	0.006	0.014	0.007	0.016	0.01	0.023
Atrazine-2-hydroxy	-	0.002	0.004	0.002	0.006	0.002	0.007	0.003	0.01
Atrazine-desethyl	-	0.005	0.008	0.004	0.01	0.005	0.011	0.006	0.014
Atrazine-desethyl-desisopropyl	-	nd	nd	0.004	nd	nd	0.009	nd	nd
Atrazine-desisopropyl	-	0.005	0.007	nd	0.008	0.005	nd	0.005	0.011
Chlorotoluron	0.6[b]	0.002		0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004
Cloquintocet	-	nd	nd	nd	0.002	nd	0.002	nd	0.003
Cyproconazole	1.25[b]	0.003	0.001	0.003	0.002	0.003	0.002	0.004	0.003
Dichlorobenzamide-2,6	-	0.003	0.007	0.003	0.014	0.004	0.01	0.004	0.014
Diuron	0.2[a]/0.07[b]	0.004	0.004	0.003	0.006	0.004	0.006	0.004	0.007
Ethoxysulfuron	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.001	nd
Fluometuron	-	0.004	nd	0.004	0.002	0.004	0.002	0.007	0.004
Foramsulfuron	-	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003
Furalaxyl	-	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.001
Glyphosate	120[b]	0.004	na	0.003	na	0.004	na	nd	na
Iodosulfuron-méthyl	-	0.002	0.002	0.002	0.003	0.004	0.004	0.003	0.004
Linuron	0.26[b]	nd	nd	nd	0.002	nd	0.001	nd	nd
Mecoprop	3.6[b]	0.003	0.005	0.003	0.006	0.003	0.005	0.002	0.005
Metalaxyl	20[b]	0.008	0.008	0.008	0.015	0.009	0.018	0.014	0.032
Métolachlore	-	0.004	0.003	0.004	0.005	0.005	0.006	0.006	0.01
Prometryne	-	nd	nd	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002
Propiconazole	-	0.004	0.004	0.004	0.006	0.005	0.007	0.005	0.009
Secbumeton	-	nd	nd	nd	0.001	nd	0.001	nd	0.001
Simazine	1.0[a]	0.004	0.004	0.003	0.007	0.004	0.007	0.005	0.011
Simazine, 2-Hydroxy-	-	nd	0.001	nd	0.001	nd	0.001	nd	0.002
Terbumeton	-	nd	0.003	nd	0.004	nd	0.004	nd	0.005
Terbuthylazine	0.22[b]	0.007	0.009	0.006	0.012	0.008	0.012	0.008	0.013
Terbuthylazine, Deséthyl-	-	0.004	0.008	0.004	0.008	0.005	0.008	0.004	0.009
Terbuthylazine-2-hydroxy	-	0.003	0.005	0.002	0.006	0.003	0.006	0.003	0.008
Terbutryne	0.065[b]	0.001	0.001	nd	0.001	nd	0.002	nd	0.002
Somme des pesticides		**0.091**	**0.096**	**0.093**	**0.151**	**0.113**	**0.158**	**0.155**	**0.217**
Max		**0.008**	**0.009**	**0.018**	**0.015**	**0.018**	**0.018**	**0.047**	**0.032**
Nombres de substances détectées		**23**	**21**	**23**	**27**	**24**	**27**	**24**	**27**

* Norme de qualité environnementale maximale admissible

(a) DIRECTIVE 2008/105/EC (b) Base de données du centre Ecotox l'EAWAG

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

4.3. MÉDICAMENTS

La surveillance des résidus médicamenteux comprend 3 prélèvements effectués en février, juin et septembre 2017 à 15 et 100 m de profondeur. Les résultats sont présentés dans le tableau 6.

La metformine (antidiabétique), intégrée dès 2014 dans le programme de surveillance du lac, est la substance présente en plus grande concentration et dépasse de plus d'un ordre de grandeur celle des autres résidus détectés (figure 5b).

Quant aux autres substances (carbamazépine, carisoprodol, mépivacaïne, prilocaïne), leur présence se confirme année après année au sein du lac. Néanmoins les concentrations en carbamazépine, mépivacaine et carisoprolole ont diminué par rapport aux années 2007 et 2010 démontrant une diminution de la source de contamination. A noter la détection de deux antibiotiques - le sulfamethoxazole et la méthénéamine, et du tramadol (analgésique) à partir de 2017.

Fig. 5 a)

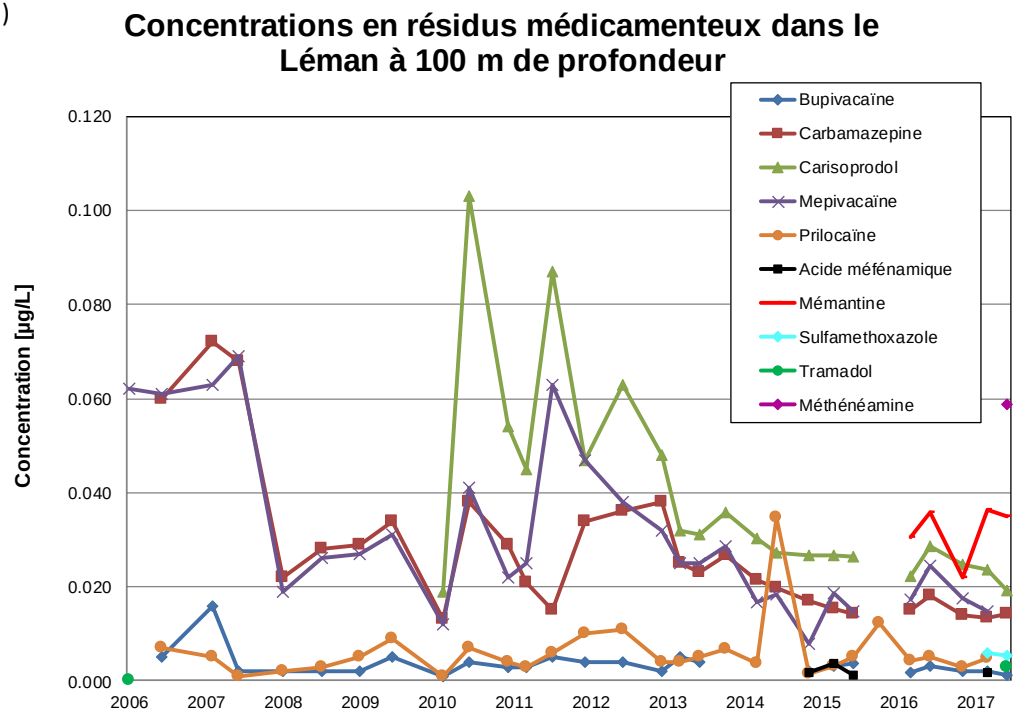
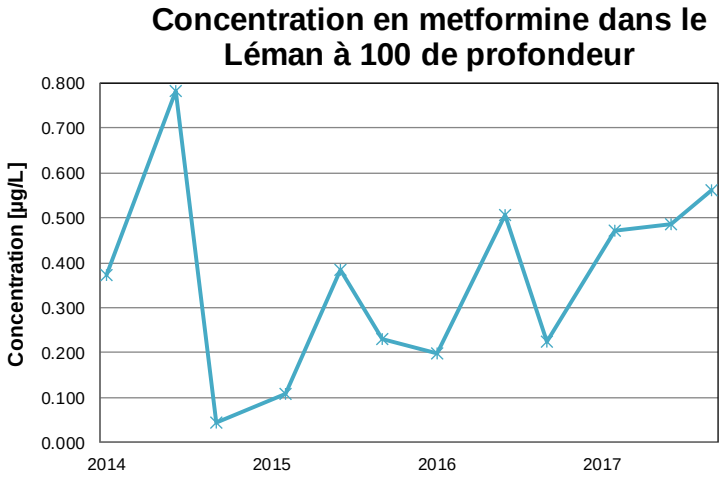


Fig. 5 b)



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

Figures 5 a) and b): Change in some pharmaceutical concentrations since 2006 at 100m depth Geneva (SHL2) (a) and metformin (b).

Tableau 6 : Résidus médicamenteux décelés dans le Léman à la station SHL2 le 15 février, le 2 juin et le 25 septembre 2016 à 100 m de profondeur.

Table 6 : Pharmaceuticals detected in Lake Geneva samples at SHL2 of 15 February, 2 June and 25 September 2016 at 100m depth.

Substance	Type	NQE	15.02.2017	02.06.2017	25.09.2017
			µg/L		
Bupivacaïne	Anesthésiant	-	0.0022	0.0021	0.0013
Carbamazépine	Anti-épileptique	2.0	0.0139	0.0133	0.0142
Carisoprodol	Myorelaxant	-	0.0247	0.0236	0.0191
Mépivacaïne	Anesthésiant	-	0.0176	0.0149	
Metformine	Antidiabétique	156.0	0.472	0.485	0.562
Prilocaïne	Anesthésiant	-	0.0028	0.0049	
Acide méfénamique	Anti-inflammatoire	1.0		0.0017	
Mémantine	Maladie Alzheimer	-	0.0221	0.0364	0.0349
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	0.6		0.0058	0.0054
Tramadol	Analgésique	-		0.003	
Méthénéamine	Antibiotique	-			0.0588

4.4. AUTRES SUBSTANCES

Le 1,4-dioxane a été trouvé à des teneurs de 0.3 et 0.4 µg/L dans les deux campagnes d'analyse de juin et septembre à 100 m. L'Office fédéral de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires (OSAV) a recommandé en 2014 la fermeture des captages d'eau destinée à la consommation humaine dont les concentrations en 1,4-dioxane excédaient 6.6 µg/L et la recherche de solutions pour les captages avec des concentrations excédant 0.66 µg/L. Les valeurs trouvées dans le Léman restent inférieures à la première de ces limites tout en étant néanmoins proches.

5. CONCLUSION

Les résultats du programme 2017 de surveillance des eaux du lac confirment les résultats des années précédentes :

- les teneurs en éléments trace métalliques des eaux du Léman demeurent stables et faibles ;
- les concentrations individuelles en pesticides restent faibles et les teneurs totales oscillent, en fonction de la période de l'année et de la profondeur, entre 0.09 et 0.22 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, mis en place en 2017 a commencé à montrer son efficacité sur les eaux du Rhône lors du dernier trimestre 2017 (BERNARD et *al.* 2018) ce qui devrait se répercuter en 2018 sur la qualité des eaux du Léman. 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., L. FAUQUET, MANGE, P. et ROSSIER, J. (2018) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 127-144.

DIRECTIVE 98/83/CE relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

DIRECTIVE 2008/105/EC fixant des normes de qualité environnementale pour les eaux de surface.

KLEIN A. (2017) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2016, 125-142

OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (état au 1er janv. 2008) (Suisse).

ORTELLI, D., EDDER, P., RAPIN, F., RAMSEIER, S. (2011) : Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2010, 65-86.

OPBD : Ordonnance du 16 décembre 2016 sur l'eau potable et l'eau des installations de baignade et de douche accessibles au public (Suisse).

RAETZ (2017) Rapport d'activités 2017 – Service de la consommation et des affaires vétérinaires – Inspection des eaux.

VARGAS, S. (2018) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 165-175.

Base de données NQE du centre Ecotox,EAWAG.

http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum/

ANNEXES

Tableau 7 : liste des substances recherchées dans les eaux du Léman (SHL2)

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

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

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

Paramètres	N° CAS	Catégories
Ethiprole	181587-01-9	Insecticide
Éthofumesate	26225-79-6	Herbicide
Éthoxyquine	91-53-2	Fongicide
Éthoxysulfuron	126801-58-9	Herbicide
Étoxazole	153233-91-1	Acaricide
Etrimfos	38260-54-7	Insecticide
Fenamidone	161326-34-7	Fongicide
Fenamiphos-sulfone	31972-44-8	Nematicide
Fenamiphos-sulfoxide	31972-43-7	Nematicide
Fenarimol	60168-88-9	Fongicide
Fenazaquine	120928-09-8	Acaricide
Fenbuconazole	114369-43-6	Fongicide
Fenhexamide	126833-17-8	Fongicide
Fénobucarbe	3766-81-2	Insecticide
Fenoxaprop-ethyl	66441-23-4	Herbicide
Fenoxaprop-P	113158-40-0	Herbicide
Fenoxycarb	79127-80-3	Insecticide
Fenpiclonil	74738-17-3	Fongicide
Fenpropathrine	39515-41-8	Insecticide
Fenpropidine	67306-00-7	Fongicide
Fenpropimorphe	67564-91-4	Fongicide
Fenpyrazamine	473798-59-3	Fongicide
Fenpyroximate	134098-61-6	Acaricide
Fensulfothion	115-90-2	Nematicide
Fenthion	55-38-9	Insecticide
Fenthion-sulfone	3761-42-0	Insecticide
Fenthion-sulfoxide	3761-41-9	Insecticide
Fénuron	101-42-8	Herbicide
Flazasulfuron	104040-78-0	Herbicide
Flonicamid	158062-67-0	Insecticide
Fluaziname	79622-59-6	Fongicide
Fluazuron	86811-58-7	Insecticide
Flucycloxuron	113036-88-7	Acaricide
Fludioxonil	131341-86-1	Fongicide
Flufenacet	142459-58-3	Herbicide
Flufenoxuron	101463-69-8	Insecticide
Fluometuron	2164-17-2	Herbicides
Fluopicolide	239110-15-7	Fongicide
Fluopyram	658066-35-4	Fongicide
Fluoxastrobine	193740-76-0	Fongicide
Flupyrsulfuron-méthyl	144740-54-5	Herbicide
Fluquinconazole	136426-54-5	Fongicide
Flurochloridone	61213-25-0	Herbicide
Fluroxypyr	69377-81-7	Herbicide
Fluroxypyr-meptyl	81406-37-3	Herbicide
Flusilazole	85509-19-9	Fongicide
Flutolanil	66332-96-5	Fongicide
Flutriafol	76674-21-0	Fongicide
Fonofos	66767-39-3	Insecticide
Forchlorfénuron	68157-60-8	Régulateur de croissance
Fosthiazate	98886-44-3	Nematicide
Fuberidazole	3878-19-1	Fongicide
Furalaxyl	57646-30-7	Fongicide
Haloxyfop	69806-34-4	Herbicide
Haloxyfop-méthyl	69806-40-2	Herbicide
Hexaconazole	79983-71-4	Fongicide
Hexaflumuron	86479-06-3	Insecticide
Hexythiazox	78587-05-0	Acaricide
Hydroxycarbofuran, -3	16655-82-6	Insecticide
Imazalil	35554-44-0	Fongicide
Imazamox	114311-32-9	Herbicide

Paramètres	N° CAS	Catégories
Imidaclopride	138261-41-3	Insecticide
Indoxacarb	144171-61-9	Insecticide
Iodosulfuron-méthyl	144550-06-1	Herbicide
Iprodione	36734-19-7	Fongicide
Iprovalicarbe	140923-17-7	Fongicide
Isazofos	42509-80-8	Insecticide
Isofenphos	25311-71-1	Insecticide
Isoprocarb	2631-40-5	Insecticide
Isoproturon	34123-59-6	Herbicide
Isopyrazam	881685-58-1	Fongicide
Isoxabène	82558-50-7	Herbicide
Isoxadifen-éthyl	163520-33-0	Herbicide
Kresoxim-methyl	143390-89-0	Fongicide
Lénacile	2164-08-1	Herbicide
Linuron	330-55-2	Herbicide
Lufénurone	103055-07-8	Insecticide
Malaoxon	1634-78-2	Insecticide
Malathion	121-75-5	Insecticide
Mandipropamid	374726-62-2	Fongicide
Mecarbame	2595-54-2	Insecticide
Mefenpyr-diéthyl	135590-91-9	Phytoprotecteur
Mépanipyrim	110235-47-7	Fongicide
Mepronil	55814-41-0	Fongicide
Mésosulfuron-méthyl	208465-21-8	Herbicide
Mésotrione	104206-82-8	Herbicide
Metalaxyl	57837-19-1	Fongicide
Métamitrone	41394-05-2	Herbicide
Métazachlore	67129-08-2	Herbicide
Metconazole	125116-23-6	Fongicide
Methabenzthiazuron	18691-97-9	Herbicide
Methamidophos	10265-92-6	Insecticide
Methidathion	950-37-8	Insecticide
Methiocarbe	2032-65-7	Insecticide
Methiocarb-sulfoxide	2032-65-7	Métabolite, Herbicide methiocarb
Méthomyl	16752-77-5	Insecticide
Methoprotryne	841-06-5	Herbicide
Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticide
Metobromuron	3060-89-7	Herbicide
Metolachlor, oxanilic acid	152019-73-3	Métabolite, Herbicide metolachlor
Métolachlore	51218-45-2	Herbicide
Métolcarb	1129-41-5	Insecticide
Metosulam	139528-85-1	Herbicide
Metoxuron	19937-59-8	Herbicide
Metrafenone	220899-03-6	Fongicide
Métribuzine	21087-64-9	Herbicide
Metsulfuron	79510-48-8	Herbicide
Metsulfuron-méthyl	74223-64-6	Herbicide
Mévinphos	7786-34-7	Insecticide
Monocrotophos	6923-22-4	Insecticide
Monolinuron	1746-81-2	Herbicide
Monuron	150-68-5	Herbicide
Myclobutanil	88671-89-0	Fongicide
Naled	300-76-5	Insecticide
Naphthylacétamide, -1	86-86-2	Herbicide
Napropamide	15299-99-7	Herbicide
Neburon	555-37-3	Herbicide
Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide
Nitenpyram	150824-47-8	Insecticide
Norflurazon	27314-13-2	Herbicide
Novaluron	116714-46-6	Insecticide
Nuarimol	63284-71-9	Fongicide

Paramètres	N° CAS	Catégories
Omethoate	1113-02-6	Insecticide
o-Phthalimide	85-41-6	Fongicide
Orbencarb	34622-58-7	Herbicide
Orthosulfamuron	213464-77-8	Herbicide
Oryzalin	19044-88-3	Herbicide
Oxadiargyl	39807-15-3	Herbicide
Oxadiazon	19666-30-9	Herbicide
Oxadixyl	77732-09-3	Fongicide
Oxamyl	23135-22-0	Insecticide
Oxine-cuivre	10380-28-6	Fongicide
Oxydéméton-méthyl	301-12-2	Insecticide
Paclobutrazol	76738-62-0	Régulateur de croissance
Paraoxon	311-45-5	Insecticide
Paraoxon-méthyl	950-35-6	Insecticide
Parathion	56-38-2	Insecticide
Parathion-méthyle	298-00-0	Insecticide
Penconazole	66246-88-6	Fongicide
Pencycuron	66063-05-6	Fongicide
Penoxsulame	219714-96-2	Herbicide
Pethoxamide	106700-29-2	Herbicide
Phénamiphos	22224-92-6	Nematicide
Phenmédiphame	13684-63-4	Herbicide
Phenthoate	2597-03-7	Insecticide
Phosalone	2310-17-0	Insecticide
Phosmet	732-11-6	Insecticide
Phosphamidon	13171-21-6	Insecticide
Phoxim	14816-18-3	Insecticide
Picloram	1918-02-1	Herbicide
Picolinafène	137641-05-5	Herbicide
Picoxystrobine	117428-22-5	Fongicide
Pinoxaden	243973-20-8	Herbicide
Pirimicarbe	23103-98-2	Insecticide
Pirimicarbe, Désméthyl-	30614-22-3	Métabolite, Insecticide Primicarb
Pirimicarbe, Désméthyl-formamido-	27218-04-8	Métabolite, Insecticide Primicarb
Pirimiphos-éthyl	23505-41-1	Insecticide
Primisulfuron	113036-87-6	Herbicide
Prochloraz	67747-09-5	Fongicide
Profenofos	41198-08-7	Insecticide
Promécarbe	2631-37-0	Insecticide
Prometryne	7287-19-6	Herbicide
Propachlore	1918-16-7	Herbicide
Propamocarbe	24579-73-5	Fongicide
Propanil	709-98-8	Herbicide
Propaquizafop	111479-05-1	Herbicide
Propargite	2312-35-8	Acaricide
Propazine	139-40-2	Herbicide
Propetamphos	31218-83-4	Insecticide
Prophame	122-42-9	Herbicide
Propiconazole	60207-90-1	Fongicide
Propoxur	114-26-1	Insecticide
Propoxycarbazone	145026-81-9	Herbicides
Proquinazid	189278-12-4	Fongicide
Prosulfocarb	52888-80-9	Herbicide
Prothiofos	34643-46-4	Insecticide
Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide
Pyraclostrobine	175013-18-0	Fongicide
Pyraflufen	129630-17-7	Herbicide
Pyraflufen-éthyl	129630-19-9	Herbicide
Pyrèthres	8003-34-7	Insecticide
Pyridabene	96489-71-3	Insecticide
Pyrifenox	88283-41-4	Fongicide

Paramètres	N° CAS	Catégories
Pyriftalide	135186-78-6	Herbicide
Pyriméthanil	53112-28-0	Fongicide
Pyrimiphos-méthyl	29232-93-7	Insecticide
Pyriproxyphène	95737-68-1	Insecticide
Pyroxsulam	422556-08-9	Herbicide
Quinalphos	13593-03-8	Insecticide
Quinmerac	90717-03-6	Herbicide
Quinoclamine	2797-51-5	Herbicide
Quinoxyfen	124495-18-7	Fongicide
Quizalofop-P-éthyle	100646-51-3	Herbicide
Résmethrine	10453-86-8	Insecticide
Sebuthylazine	7286-69-3	Herbicide
Sebuthylazine, Deséthyl-	37019-18-4	Métabolite, Herbicide Sebuthylazine
Secbumeton	26259-45-0	Herbicide
Simazine	122-34-9	Herbicide
Simazine, 2-Hydroxy-	2599-11-3	Métabolite, Herbicide Simazine
Spinosad	168316-95-8	Insecticide
Spirodiclofen	148477-71-8	Acaricide
Spirotetramat	203313-25-1	Insecticide
Spiroxamine	118134-30-8	Fongicide
Sulcotrione	99105-77-8	Herbicide
Sulfometuron-méthyl	74222-97-2	Herbicide
Sulfosulfuron	141776-32-1	Herbicide
Sulfotep	3689-24-5	Insecticide
Tébuconazole	107534-96-3	Fongicide
Tebufenozide	112410-23-8	Insecticide
Tébufenpyrad	119168-77-3	Acaricide
Tébutame	35256-85-0	Herbicide
Teflubenzuron	83121-18-0	Insecticide
Tembotrione	335104-84-2	Herbicide
Tepraloxydim	149979-41-9	Herbicide
Terbufos	13071-79-9	Insecticide
Terbumeton	33693-04-8	Herbicide
Terbuthylazine	5915-41-3	Herbicide
Terbuthylazine, Deséthyl-	30125-63-4	Herbicide
Terbuthylazine-2-hydroxy	66753-07-9	Herbicide
Terbutryne	886-50-0	Herbicide
Tetrachlorvinphos	22248-79-9	Insecticide
Tetraconazole	112281-77-3	Fongicide
Tétraméthrine	7696-12-0	Insecticide
Thiabendazole	148-79-8	Fongicide
Thiacloprid	111988-49-9	Insecticide
Thiaméthoxam	153719-23-4	Insecticide
Thiencarbazone-méthyle	317815-83-1	Herbicide
Thifensulfuron -méthyle	79277-27-3	Herbicide
Thiobencarb	28249-77-6	Herbicide
Thiocyclame	31895-21-3	Insecticide
Thiodicarbe	59669-26-0	Insecticide
Thiofanox	39196-18-4	Insecticide
Thiophanate-éthyl	23564-06-9	Fongicide
Thiophanate-methyl	23564-05-8	Fongicide
Tolclofos-méthyl	57018-04-9	Fongicide
Tolylfluanide	731-27-1	Fongicide
Tralkoxydim	87820-88-0	Herbicide
Triadiméfone	43121-43-3	Fongicide
Triadimenol	55219-65-3	Fongicide
Triasulfuron	82097-50-5	Herbicide
Triazophos	24017-47-8	Insecticide
Tricyclazole	41814-78-2	Fongicide
Tridémorphe	81412-43-3	Fongicide
Trifloxystrobine	141517-21-7	Fongicide

Paramètres	N° CAS	Catégories
Trifloxysulfurone	145099-21-4	Herbicide
Triflumuron	64628-44-0	Insecticide
Triflusulfuron-methyl	126535-15-7	Herbicide
Triforine	26644-46-2	Fongicide
Trinexapac	104273-73-6	Régulateur de croissance
Triticonazole	131983-72-7	Fongicide
Tritosulfuron	142469-14-5	Herbicide
Vamidothion	2275-23-2	Insecticide
Zoxamide	156052-68-5	Fongicide

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 86-97*

PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2017

PAR

Frédéric RIMET

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

RÉSUMÉ

En 2017, 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 est caractérisée par deux pics de biomasses, l'un printanier, principalement composé de diatomées, et l'autre en fin d'été, essentiellement composé d'une cyanobactérie potentiellement toxique (Planktothrix rubescens). Cette espèce a été présente pendant toute l'année et a dépassé le seuil d'alerte de niveau 1 de l'OMS de fin août à début septembre. Sa présence est liée à des températures clémentes toute l'année qui ont favorisé des eaux stratifiées. Elle appartient à un groupe d'algues filamenteuses qui sont régulièrement observées dans le Léman, qui ont la même niche écologique et qui forment régulièrement des blooms (comme Mougeotia gracillima). En 2017, les biomasses maximales observées de Planktothrix rubescens se situaient à 15 m de profondeur avec plus de 60 000 cellules/ml en fin d'été.

La biomasse annuelle moyenne de 2017 (1709 µg/L) est relativement élevée par rapport à la période 1974-2017et la biomasse annuelle représentée par les cyanobactéries est la plus forte enregistrée depuis 16 ans. L'objectif de la CIPEL de maintenir une biomasse du phytoplancton basse (<1000 µg/L) n'est pas atteint. On remarque que la proportion de la biomasse représentée par des taxons indicateurs de faibles profondeurs est de plus en plus importante et est probablement liée à des épisodes de pluies intenses. D'autre part, la part des taxons indicateurs de milieu oligotrophe est plus élevée que dans les années 1970-80, 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 l'état écologique du lac de médiocre pour l'année 2017 (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 2017 dans les 18 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute (Cloche IWS). Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, avril, novembre, décembre et deux fois par mois pour les autres mois de l'année. Au final, 19 campagnes ont été menées en 2017.

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

Différentes métriques ont été calculées à partir des listes floristiques :

- la biomasse des classes algales (sensus Bourelly 1972, 1981, 1985),
- la biomasse des taxons dominants,
- la biomasse des classes de tailles (micro et nanophytoplancton),
- la diversité phytoplanctonique (indice de Shannon),
- 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 2017

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

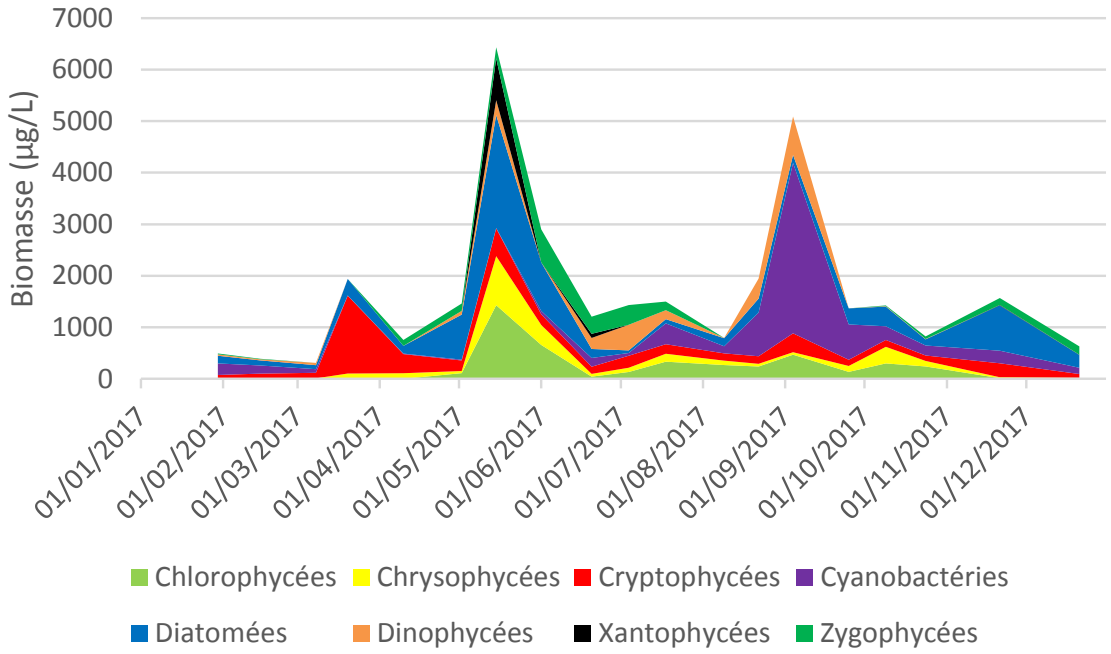


Figure 1 : Variations de la biomasse du phytoplancton par classe algale (sensus Bourrelly 1972, 1981, 1985) dans le Grand Lac (SHL 2) en 2017.

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

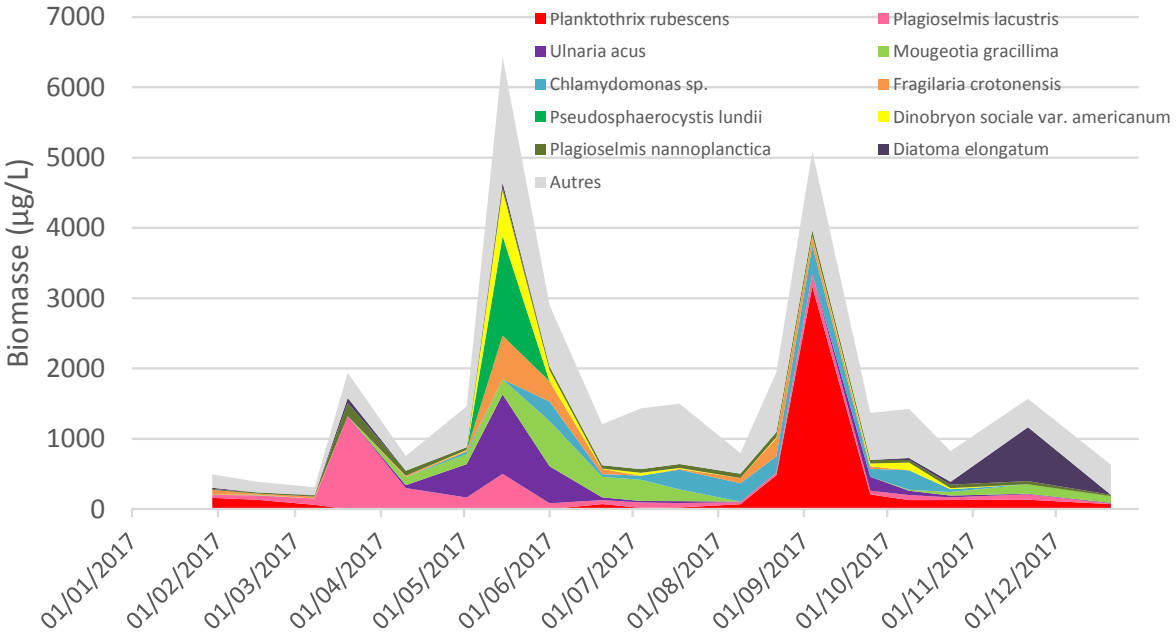


Figure 2 : Variations de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac (SHL 2) en 2017.

Figure 2 : Annual change in the biomass of the dominant phytoplankton taxa in Upper Lake Geneva during 2017.

Pour le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être distinguées au cours de l'année 2017 (figures 1 et 2) :

- Une phase hivernale (30 janvier au 8 mars), avec des biomasses relativement faibles, dominées par les cyanobactéries et dans une moindre mesure par des diatomées et des Cryptophycées. En janvier et février, c'est *Planktothrix rubescens* qui domine la biomasse, il s'agit d'une cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique. Cette espèce tolère les faibles intensités lumineuses et se développe dans le métalimnion des lacs biens stratifiés (Reynolds et al. 2002). Sa présence en début d'année indique que la masse d'eau a été bien stratifiée même en hiver. *Planktothrix rubescens* a une écologie proche de *Mougeotia gracillima* (Zygophycée) qui produit régulièrement des blooms à des profondeurs entre 15-20 m dans le Léman.

- Une phase de fin d'hiver (20 mars au 10 avril) : Cette période est dominée par les Cryptophycées – en particulier *Plagioselmis lacustris* - et les diatomées*. Plagioselmis lacustris* est une espèce observée habituellement en période hivernale (froide et brassée). Plusieurs espèces de diatomées coexistent, certaines sont des centriques (ex. *Cyclotella costei, Puncticulata radiosa*), qui sont adaptées aux milieux brassés. D'autres sont caractéristiques de milieux peu profonds (*Ulnaria acus, Nitzschia acicularis*).

- Une phase printanière (2 mai au 1er juin) : c'est pendant cette période que la biomasse maximale est atteinte (6432 µg/L). Les espèces qui dominent cette période sont des diatomées pennées. Certaines sont typiques de milieux pélagiques (*Fragilaria crotonensis*). D'autres diatomées (*Ulnaria acus*) sont indicatrices de milieux peu profonds (Reynolds et al. 2002, Padisak et al. 2009) ; les années précédentes leur présence était corrélée à des pluies fortes qui provoquent des crues dans les affluents du Léman et qui amènent des taxons benthiques littoraux jusque dans la zone pélagique. On note également la présence de Chrysophycées qui indiquent que certaines couches d'eau sont appauvries en nutriments (habituellement les premiers mètres sous la surface). Une phase estivale (20 juin au 9 août) : Cette période présente de faibles biomasses algales par rapport au restant de l'année. Le compartiment est dominé par des Dinophycées (*Ceratium hirundinella, Peridinium willei*), caractéristiques d'épilimnions estivaux bien stratifiés (Reynolds et al. 2002). Il est également dominé par des espèces d'algues filamenteuses se développant dans la même niche écologique : *Mougeotia gracillima* (Zygophycée) et *Planktothrix rubescens* (Cyanobactérie potentiellement toxique) qui sont toute deux indicatrices de milieux stratifiés et se développent vers 15 – 20 m de profondeur.

- Une phase de fin d'été début d'automne (22 août au 25 septembre) largement dominée par *Planktothrix rubescens*. Le nombre de cellules de cette espèce potentiellement toxique dépasse le niveau 1 du seuil d'alerte modéré/élevé de l'OMS le 22 août et le 4 septembre sur toute la profondeur 0-18 m (plus de 2 000 cellules par ml). Ses pics de biomasses se situent vers 15 m avec plus de 60 000 cellules par ml (comptage réalisé sur un échantillon d'eau à 15 m de profondeur), mais le seuil d'alerte de niveau 2 « très élevé » n'est pas dépassé.

- Une phase automnale (9 octobre au 21 décembre) : les biomasses algales deviennent plus faibles pendant cette période. La biomasse de *Planktothrix rubescens* diminue, mais ce taxon reste majoritaire sur une grande partie de cette période, avec *Mougeotia gracillima,* qui a une écologie proche. Une espèce de diatomée, *Diatoma elongatum,* présente des biomasses également importantes pendant cette période : il s'agit d'un taxon que l'on observe dans le plancton mais également au niveau du benthos (Krammer & Lange-Bertalot 1991). Sa présence peut être expliquée par des pluies fortes drainant du benthos vers le pelagos.

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 µm^3, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm^3.

La figure 3 présente la dynamique de ces deux compartiments dans le Grand Lac pour l'année 2017.

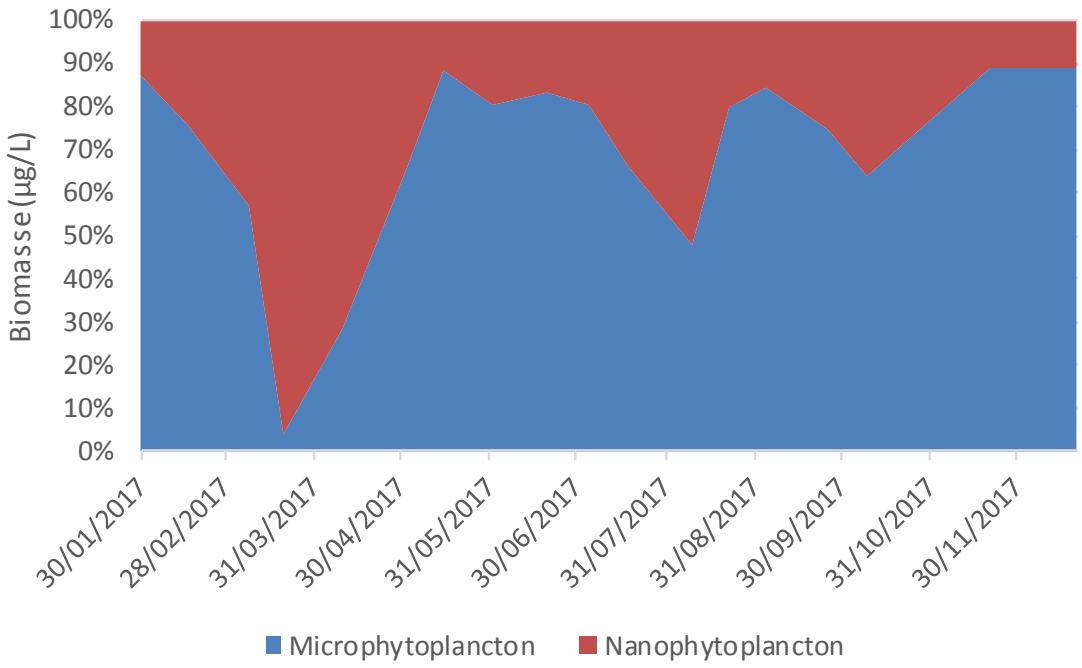


Figure 3 : Variations de la biomasse par classes de taille dans le Grand Lac (SHL 2) en 2017.

Figure 3 : Changes in biomass per size class in the Lake Geneva (SHL 2) in 2017.

Pour l'année 2017, le microphytoplancton domine la biomasse toute l'année (en général plus de 70% de la biomasse), sauf du 20 mars au 10 avril, et également dans une moindre mesure le 9 août (48% de la biomasse).

3.2 EVOLUTION INTERANNUELLE

3.2.A. Evolution des classes d'algues

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

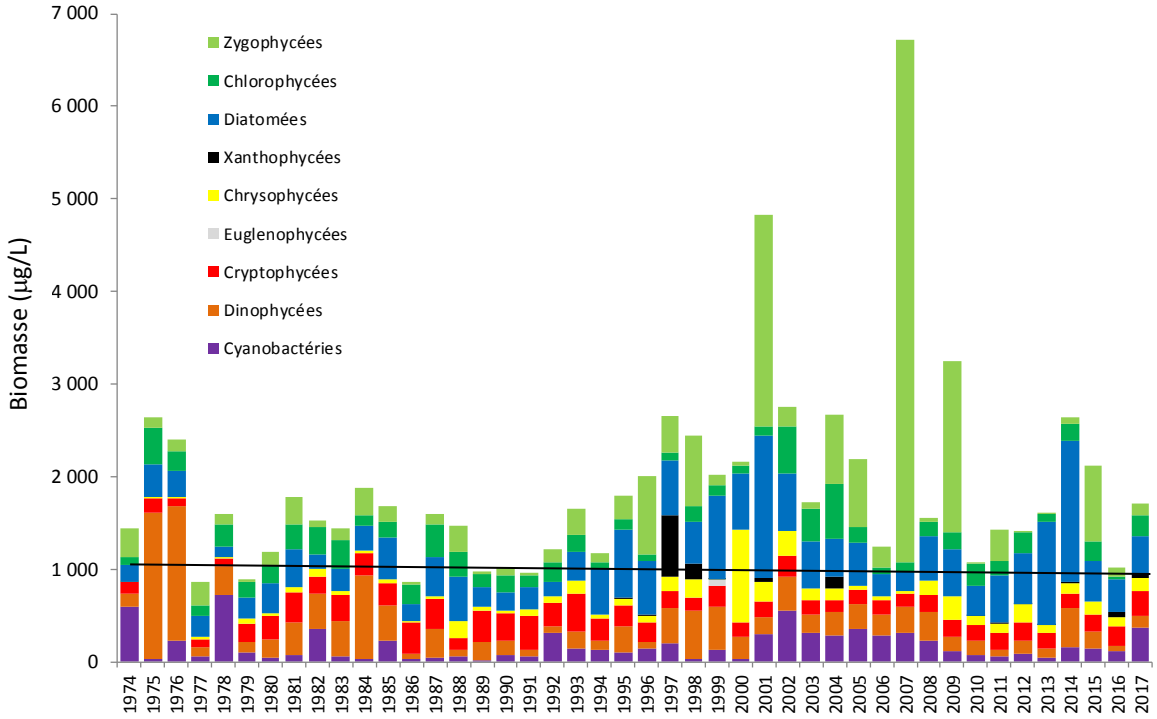


Figure 4 : Evolution interannuelle des principales classes algales (biomasse annuelle moyenne) dans le Grand Lac. La CIPEL a fixé à 1000 µg/L la biomasse annuelle moyenne à ne pas dépasser pour le Léman.

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.

L'année 2017 présente une biomasse annuelle relativement élevée, contrairement à 2016 qui était faible. On note également que la biomasse des cyanobactéries en 2017 est la plus élevée depuis 16 ans, due au bloom de *Planktothrix rubescens.* Cette espèce appartient à un groupe d'algues filamenteuses indicatrices de milieux stratifiés (*Tribonema ambiguum, Mougeotia gracillima, Planktothrix rubescens*). Leur présence peut être expliquée par la douceur des températures de 2017 (cf. rapport Météorologie, Barbier, Quetin et Anneville 2017) et de 2017. Si les températures restent clémentes et que le lac reste aussi stratifié en 2018 qu'en 2017, on peut craindre de nouveaux blooms de ces algues filamenteuses.

La biomasse moyenne annuelle de 2017 (1709 µg/l) dépasse 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 1974-2017. 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 2017 est donnée sur la figure 5.

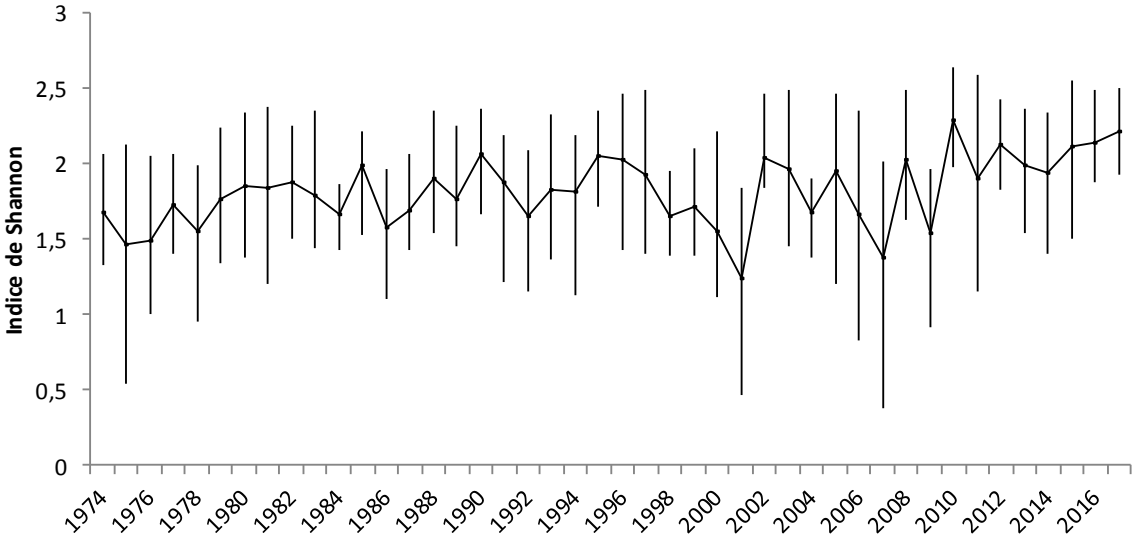


Figure 5 : Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon, de 1974 à 2017 La ligne représente l'évolution de la moyenne, les extrémités de la barre verticale 10e et 90e centile.

Figure 5 : Interannual evolution of Shannon's diversity index from 1974 to 2017. The line represents changes in the average, the extremities of the vertical bar 10th and 90th percentile.

La diversité peut être un indicateur de niveau en 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 sur toute la chronique depuis 1974.

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 2017 présente la 2ème diversité la plus élevée sur toute la chronique (2.21), proche de celle de 2012 (2.13) et 2016 (2.14), 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).

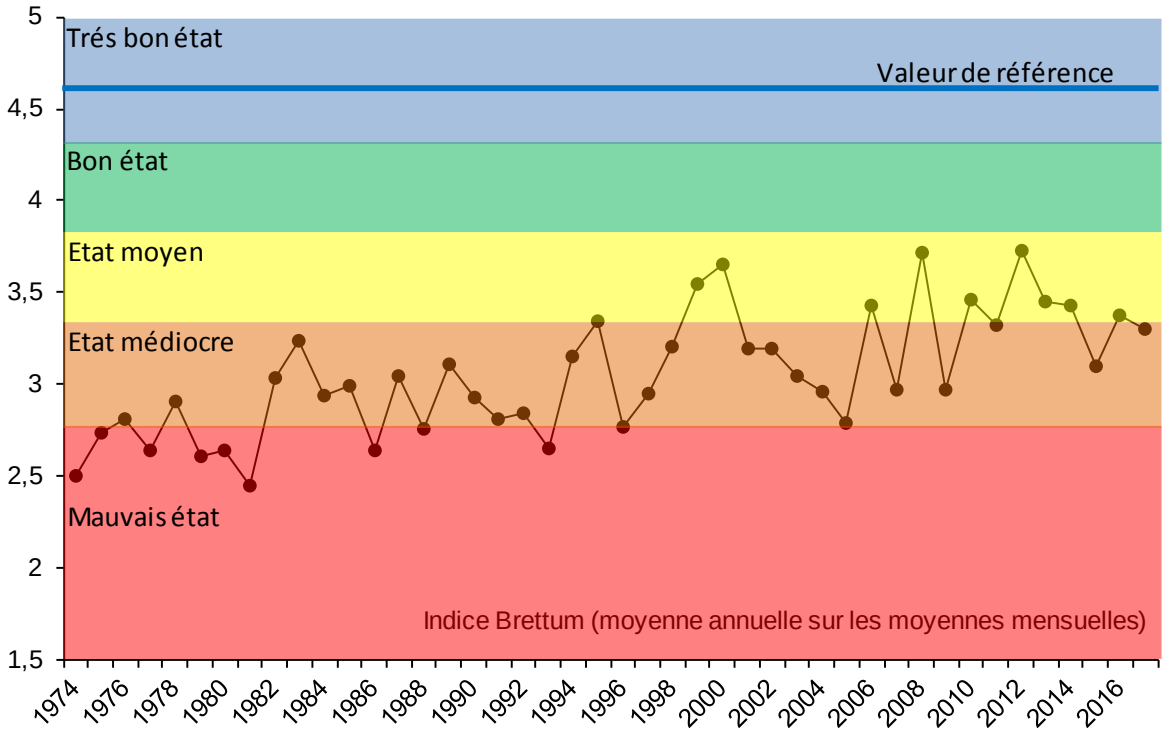


Figure 6 : Evolution de l'indice trophique phytoplancton Brettum (1989) dans le Grand Lac. Les valeurs des limites de classes de qualité écologiques correspondent aux lacs du type L-AL-3 (Large alpine lakes) selon l'intercalibration lake type (Wolfram et al. 2007). La CIPEL a fixé à 4 l'objectif à atteindre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

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

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

L'année 2017 classe le lac dans un état médiocre (valeur = 3.33). 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).

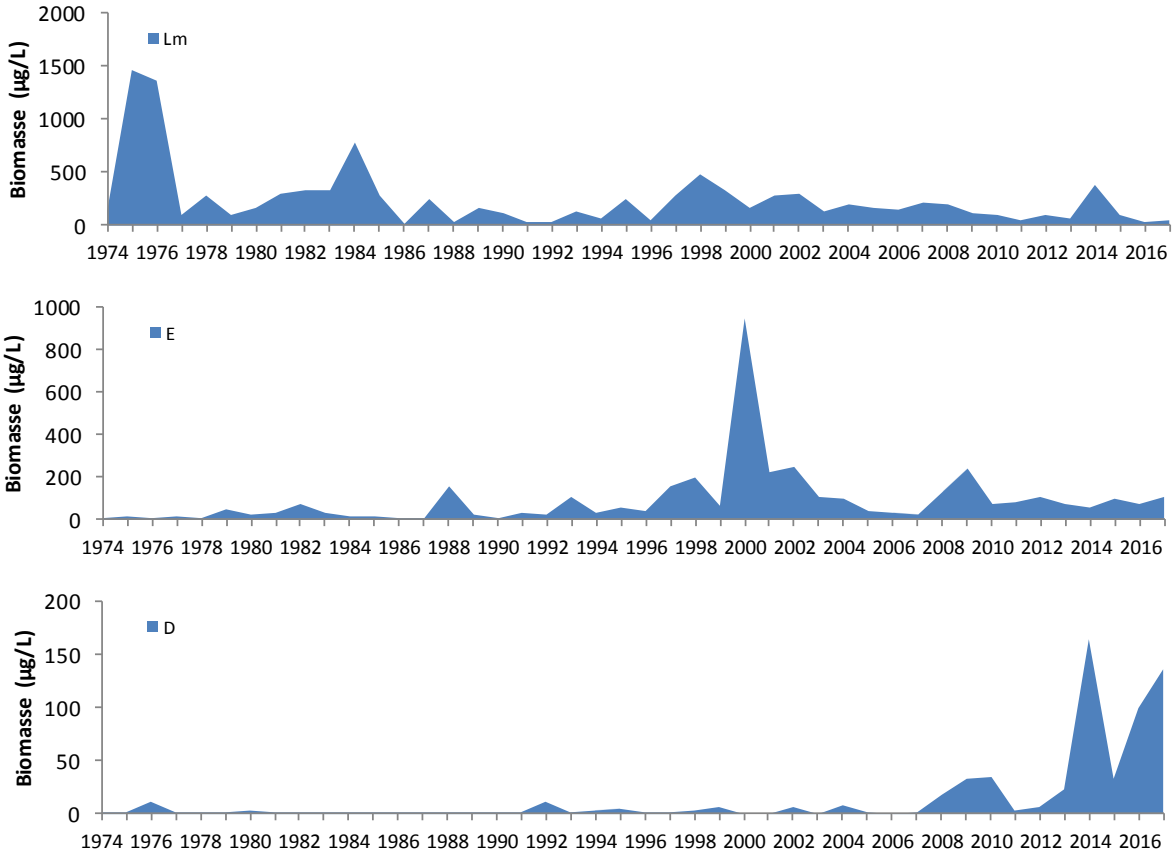


Figure 7 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels Lm, E et D de Reynolds et al. (2002).

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 2017 (figure 7). Le groupe E, qui rassemble des taxons caractéristiques des milieux oligotrophes, présente une dynamique inverse (figure 7) avec une stabilisation depuis une dizaine d'années. Ces dynamiques indiquent une ré-oligotrophisation de la masse d'eau.

Le groupe D rassemble les taxons indicateurs (dont *Ulnaria acus, Achnanthidium 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 2017 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.

Tran-Khan, Quétin et Anneville 2018, Evolution physico-chimique des eaux du Léman et données météorologiques, Rapport scientifique de la CIPEL, campagne 2017, 18-66pp.

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 phytoplankton du l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA Thonon, Rapport SHL 283 – 2008, 96 pp.

Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08, 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.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplancton. J. Plankton Res. 24: 417-428.

Russel-Hunter, 1970, Aquatic productivity, New-York.

Schelske and E. F. Stoermer, 1971, Eutrophication, silica depletion, and predicted changes in algal quality in Lake Michigan. Science 173 : 423-424.

Utermohl, H., 1958. Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol. 9: 1-38.

Weaver, W. & Shannon, C. E., 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.

Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. , Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G., Marchetto, A., Remec-Rekar, S.& Urbanic, G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

ANNEXE

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

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

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

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	*Urosolenia*, *Cyclotella comensis*	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	*Aulacoseira subarctica* *Aulacoseira islandica*	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	*Asterionella formosa* *Aulacoseira ambigua* *Stephanodiscus rotula*	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	*Synedra acus* *Nitzschia spp* *Stephanodiscus hantzschii*	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	*Tabellaria* *Cosmarium* *Staurodesmus*	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	*Fragilaria crotonensis* *Aulacoseira granulata* *Closterium aciculare* *Staurastrum pingue*	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	*Geminella* *Mougeotia* *Tribonema*	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	*Planktothrix agardhii* *Limnothrix redekei* *Pseudanabaena*	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	*Spirulina* *Arthrospira* *Raphidiopsis*	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	*Cylindrospermopsis* *Anabaena minutissima*	light-,nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	*Synechococcus* prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	*Koliella* *Chrysococcus* eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	*Plagioselmis* *Chrysochromulina*	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	*Chlorella*, *Ankyra* *Monoraphidium*	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	*Cryptomonas*	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	*Dinobryon* *Mallomonas* *(Synura)*	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO_2 deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. *Botryococcus* *Pseudosphaerocystis* *Coenochloris* *Oocystis lacustris*	low nutrients high turbidity	?CO_2 deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	*Eudorina* *Volvox*	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	*Pediastrum, Coelastrum* *Scenedesmus* *Golenkinia*		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	*Aphanothece* *Aphanocapsa*		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocaleans	*Anabaena flos-aquae* *Aphanizomenon*	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	*Anabaena lemmermanni* *Gloeotrichia echinulata*	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	*Uroglena*	low nutrients	CO_2 deficiency
L_O	summer epilimnia in mesotrophic lakes	*Peridinium* *Woronichinia* *Merismopedia*	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	*Ceratium* *Microcystis*	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	*Microcystis* *Sphaerocavum*	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	*P. rubescens* *P. mougeotii*	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	*Chromatium,* *Chlorobium*	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, *Synura* *Gonium*	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling *Trachelomonas*	?	?
Q	small humic lakes	*Gonyostomum*	high colour	?

Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, ***2018****, 98-106*

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

ABOUT PICOCYANOBACTERIA

CAMPAGNE 2017

PAR

Stéphan JACQUET

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

RÉSUMÉ

Les picocyanobactéries sont une composante du phytoplancton ayant été négligée jusqu'alors en raison de leur petite taille (<2-3 µm). La distribution et la dynamique de cette communauté est proposée à partir de l'analyse de leur abondance par cytométrie en flux. L'étude portant sur les 4 dernières années, de 2014 à 2017, révèle de fortes abondances dépassant 10^5 cellules mL^{-1} en période estivale. La biomasse relative de cette communauté, représentative majoritaire du picophytoplancton, reste modeste comparativement à celle du nano- et du microphytoplancton, ne dépassant pas 10% en moyenne à l'échelle de l'année. Toutefois, à certaines périodes de l'année (début du printemps et été typiquement) et à certaines profondeurs la biomasse des picocyanobactéries peut égaler voire dépasser celle des formes planctoniques plus grosses.

ABSTRACT

Picocyanobacteria are a component of the phytoplankton having been neglected until then because of their small size (< 2-3 µm). Distribution and dynamics of this community is proposed based on the analysis of their abundance by flow cytometry. The study on the last 3 years, from 2014 to 2017, reveals high abundances of this community exceeding 10^5 cells mL^{-1} during the summer. The relative biomass of this major representative community of the picoplankton remains modest compared to the nano - and microphytoplancton, not more than 10% on average across the year. However, at certain times of the year (e.g. early spring and in summer) and to certain depths the picoplanktonic biomass can match or even exceed that of the larger planktonic forms.

1. INTRODUCTION

Les dénombrements phytoplanctoniques effectués en microscopie dans le cadre du suivi écologique des lacs ne permettent pas d'identifier et quantifier précisément la part des espèces de très petite taille (appartenant au picoplancton) qui incluent notamment et majoritairement les picocyanobactéries. Ces dernières sont des espèces unicellulaires de cyanobactéries de taille <2-3 µm, à priori non toxiques, qui possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (vis-à-vis de l'utilisation des ressources nutritives et de la lumière, typiquement).

Les picocyanobactéries sont prédominantes au sein du picophytoplancton et particulièrement bien représentées dans les grands lacs péri-alpins (Personnic *et al*. 2009, Domaizon *et al*. 2013, Zhong *et al*. 2013, Jacquet *et al*. 2016,). D'autres formes picoplanctoniques, appartenant aux eucaryotes (e.g. *Chlorella* spp), sont également présentes et souvent dénombrées comme un tout et inlcus dans le nanophytoplancton. Dans la suite de ce rapport, seules les picocyanobactéries sont prises en compte.

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

Pour donner un ordre d'idées, les données acquises par S. Jacquet (INRA CARRTEL) sur la période s'étalant de 2003 à 2017, montrent que la proportion des picocyanobactéries (en termes de biomasse) fluctue entre 2,5 et 43,2% de la biomasse phytoplanctonique totale dans le lac d'Annecy mais n'excède pas 15% au lac du Bourget. La proportion de ce groupe peut occasionnellement être équivalente, voire dépasser celle des formes nano- et microphytoplanctoniques, en particulier au début du printemps et au milieu de l'été. Les picocyanobactéries sont par ailleurs susceptibles de réagir positivement au réchauffement de la masse d'eau, y compris en système oligo-mésotrophe.

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

Il est proposé au sein de ce chapitre de décrire l'évolution (i) des abondances de la communauté picocyanobactérienne dans le Léman, considérées à 6 profondeurs différentes (de la surface à 50 m de profondeur) et mises en relation avec les principaux facteurs environnementaux pour l'année 2017, (ii) des abondances moyennes des picocyanobactéries au sein du lac (intégrées entre la surface et 18 m de profondeur) permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique depuis 2014 inclus comparativement au phytoplancton total et (iii) la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton, et ce, aussi, comparativement aux lacs du Bourget et d'Annecy pour révéler et comparer l'importance du compartiment picophytoplanctonique au sein de ces lacs.

2. MÉTHODES

Cytométrie en flux

Les abondances picocyanobactériennes dans le Léman sont mesurées aux profondeurs suivantes : 2.5, 10, 15, 20, 30 et 50 m ainsi que sur un échantillon d'eau intégré 0-18 m (en lien avec le suivi phytoplanctonique classique –Rimet 2018).

L'analyse de ce compartiment biologique est rendue possible grâce à la cytométrie en flux, une technique qui permet de compter et étudier rapidement de nombreuses caractéristiques d'un grand nombre de cellules ou particules (plusieurs dizaines de milliers) placées en suspension dans un liquide et qui vont être considérées une par une. Empruntée au domaine médical et appliquée à l'Océanographie (dès les années 1985), la cytométrie en flux a notamment permis de découvrir l'organisme (procaryote) photosynthétique le plus petit et le plus abondant de l'océan mondial (e.g. *Prochlorococcus*, Chisholm *et al*. 1988) et aussi le plus petit eucaryote photosynthétique, *Ostreococcus tauri* (Courties *et al*. 1994). Depuis cette époque, cette technique est devenue incontournable et constitue un outil d'analyse rapide et fiable particulièrement bien adapté au comptage et à l'étude des petits organismes phytoplanctoniques, bactériens et viraux en milieux marin et d'eau douce. Le principe de fonctionnement est basé sur la mise en suspension des cellules ou particules que l'on veut étudier dans un milieu liquide.

Les cellules sont poussées par un fluide liquide qui est de l'eau milliQ par un système de pompe et envoyées une à une (après leur alignement) devant un (ou plusieurs) faisceau(x) laser qui permet(tent), en plus de les compter, de mesurer ou d'évaluer certains paramètres cellulaires : taille, volume, granulométrie, fluorescence… Différents paramètres vont donc être obtenus : la lumière diffractée mesurée en face du rayon laser permet d'évaluer la taille des cellules (FSC) ; la lumière diffractée, mesurée sur le côté à 90° (SSC) donne une mesure de la granularité de la cellule qui correspond à la complexité de la cellule (densité des organites, des irrégularités internes ou de surface). Ces deux paramètres (FSC et SSC) sont donc globalement proportionnels à la taille et à la complexité des cellules. Cela permet un premier tri des catégories cellulaires, mais ne suffit pas pour une reconnaissance précise. Pour le phytoplancton, la chlorophylle, la phycocyanine ou encore la phycoérythrine sont des pigments qui permettent de discriminer différentes populations (Fig. 1). Les intensités lumineuses mesurées sont très faibles, les détecteurs utilisés sont des photomultiplicateurs. L'appareil est relié à un ordinateur qui enregistre les données et affiche les résultats des mesures. L'analyse finale peut être opérée sur son propre PC à partir de logiciels dédiés.

Analyse statistique

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

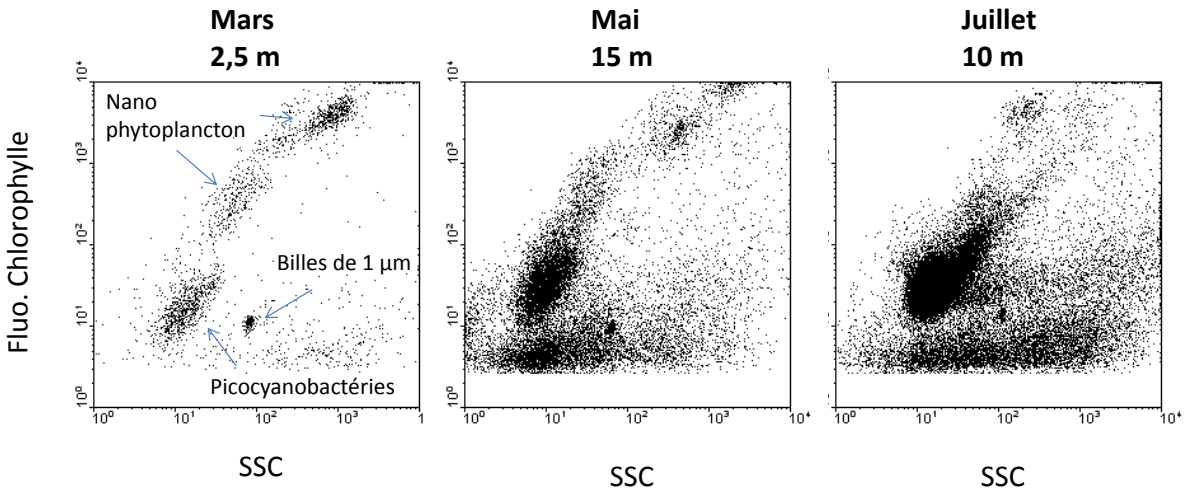


Figure 1 : Exemples de cytogrammes (représentations biparamétriques) révélant notamment la communauté des picocyanobactéries à différentes profondeurs et dates dans le Léman. SSC signifie side scatter et correspond à un paramètre relatif à la taille, à la forme et à l'indice de réfraction des cellules.

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

3. RÉSULTATS POUR L'ANNÉE 2017

La dynamique de la communauté picocyanobactérienne révèle une saisonnalité marquée avec des concentrations cellulaires augmentant pendant le printemps et l'été, avant de diminuer à l'automne et en hiver. Les valeurs maximales ont été observées fin août, début septembre, comme en 2016, avec plus de 4 x 10^5 cellules/mL (Fig. 2). En 2017, les concentrations cellulaires les plus élevées (i.e. >10^5 cellules/mL) ont d'abord été enregistrées à 15 m le 1er juin, puis à 10 et 15 m en juillet et à 2,5 et 10 m en août et septembre. Les picocyanobactéries sont visibles toute l'année et leur concentration cellulaire reste bien marquée toute l'année sur la tranche d'eau 0-50 m.

Pour l'année 2017, la proportion des picocyanobactéries en termes de biomasse a été de 7,0 %, contre 25,3 % pour le nano- et 67,6 % pour le microphytoplancton. Comparativement, les proportions picocyanobactériennes ont été de 9,9 % et 22,6 % aux lacs du Bourget et d'Annecy, respectivement.

Dans le détail, les picocyanobactéries ont représenté jusque 26 % de la biomasse au début du mois d'août (contre 40 % l'an passé) sur la tranche d'eau intégrée 0-18 m. D'autres périodes de l'année où il a été représenté de manière significative ont été fin août (17,9 %) et fin septembre (16,1 %).

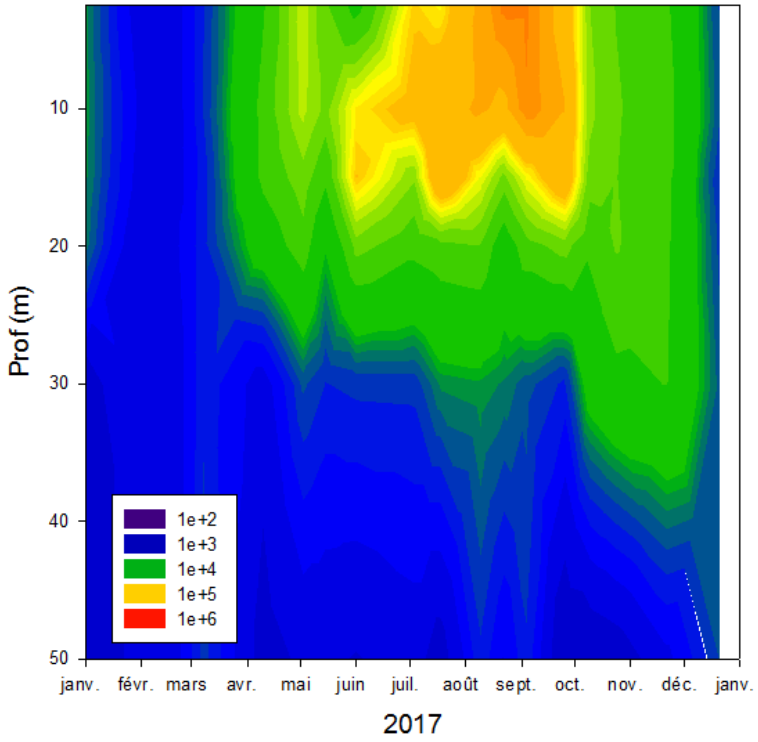


Figure 2 : Distribution et dynamique des picocyanobactéries (en cellules / mL) en 2017 entre la surface et 50 m de profondeur dans le Léman.

Figure 2 : Distribution and dynamics of picocyanobacteria (in cells / mL) in 2017 between surface and 50 m deep in Lake Geneva.

Une analyse en composantes principales pour déterminer les liens existants entre certains facteurs environnementaux et la dynamique et distribution de cette communauté (notée « picocyanos » ci-dessous) a été conduite pour l'année 2017 (n=102 ; Fig. 3). La variance totale expliquée à partir des deux principaux axes est élevée, soit 66.4 %. On constate que la température (notée Temp) est un facteur clef (r=0,74 ; p<0,01), ce que des expériences au laboratoire avec des cultures de picocyanobactéries isolées des grands lacs péri-alpins ont confirmé avec un optimum de croissance entre 20 et 25°C (Reymann & Jacquet, 2015 - non publié). La variable « profondeur » notée « depth » peut être considérée comme un proxy de la lumière et une relation négative existe entre les picocyanobactéries et la profondeur (r=-0,4 ; p<0,01 ; corrélation de Pearson). Il n'existe pas de relations positives marquées en 2017 entre les nutriments et les picocynaobactéries.

On note toutefois une relation négative faible avec les phosphates (r=-0,3 ; p<0,01) et plus marquée avec les nitrates (r=-0,67 ; p<0,01), suggérant une nouvelle fois que la communauté des picocyanobactéries est un bon indicateur de qualité. L'ensemble de ces résultats souligne aussi le besoin de la mise en place d'études expérimentales au laboratoire à partir de cultures afin d'apprécier l'effet des différents nutriments, typiquement NO_3 vs NH_4, sur la croissance des picocyanobactéries.

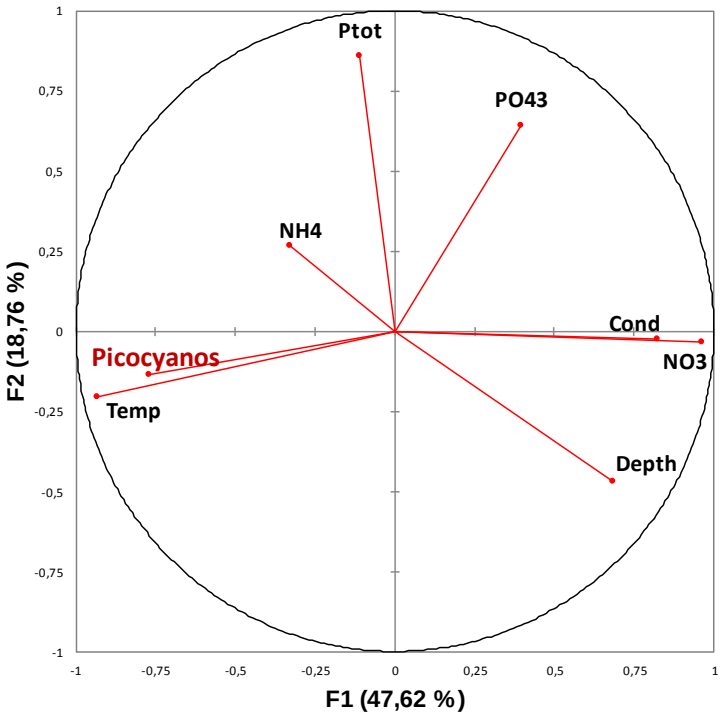


Figure 3 : Analyse en composantes principales (ACP) effectuée avec quelques paramètres sur l'ensemble de l'année 2017.

Figure 3 : Principal Component Aanalysis with a selection of a few parameters in 2017.

4. EVOLUTION DEPUIS 2014

Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2,5-20 m ou 0-18 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs sont surtout enregistrées pendant la période estivale, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-août-septembre. (Fig. 4).

En 2017, on observe une période de développement étroite et concentrée sur la période estivale (surtout août) et cette abondance estivale a aussi été la seconde plus élevée sur les 4 années. Les raisons à cette dynamique restent à être expliquées dans le détail.

La distribution des picocyanobactéries révèle sur les 4 années que la zone la plus concentrée reste la zone épilimnique (0-15 m). Les raisons à cette distribution restent également à être expliquées (Fig. 5).

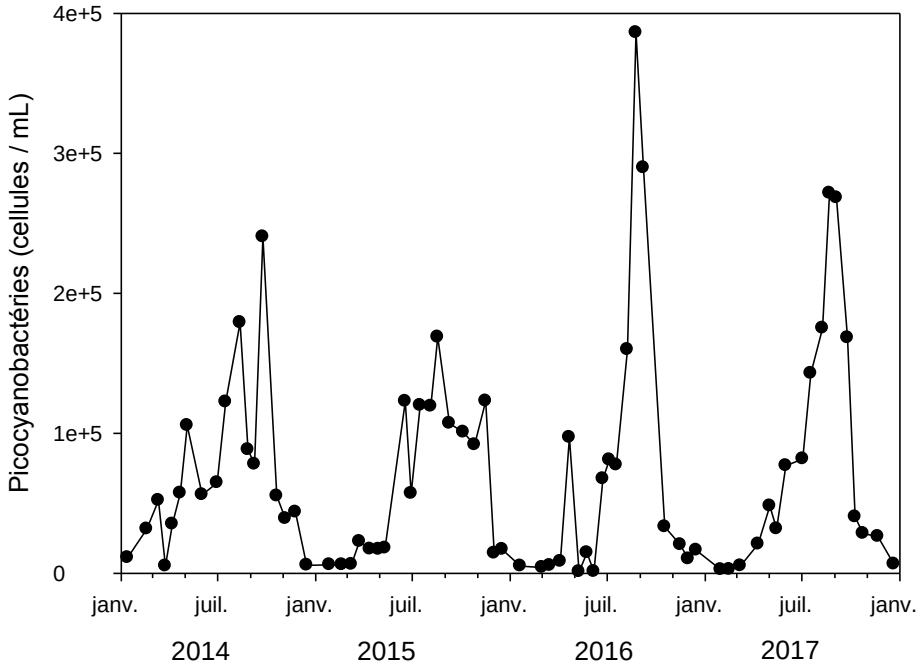


Figure 4 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries (en cellules / mL) moyennées entre 2,5 et 20 m entre 2014 et 2017 inclus.

Figure 4 : Mean values of picocyanobacterial concentrations (in cells / mL) between 2.5 and 20 m depth from 2014 to 2017.

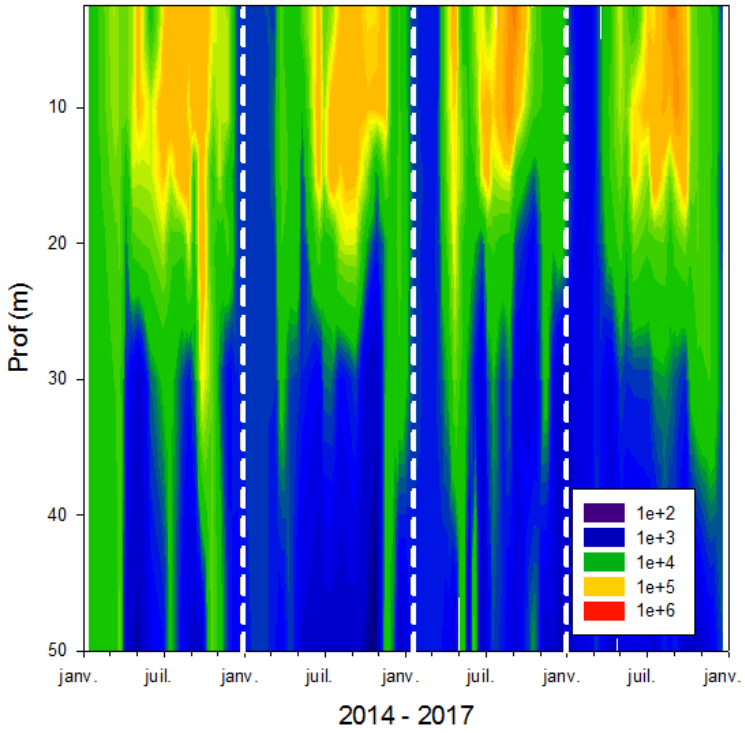


Figure 5 : Evolution des concentrations de picocyanobactéries entre 2.5 et 50 m entre 2014 et 2017.

Figure 5 : Picocyanobacterial concentrations between 2.5 and 50 m depth from 2014 to 2017.

Sur la période de 2014 à 2017, la proportion (en termes de biomasse) des picocyanobactéries fluctue entre 5,6 (en 2014) et 10,1% (en 2016) révélant de fortes disparités entre année (Fig. 6). L'année 2017 semble

caractérisée par une proportion significativement plus basse que 2016 mais comparable à 2014. Le suivi à long terme de cette communauté devrait permettre de confirmer (i) que la proportion picoplanctonique augmente avec la réoligotrophisation du lac, et donc (ii) que ce groupe indique une amélioration de la qualité des eaux du lac associé à un changement de son fonctionement écologique.

La comparaison avec les deux autres lacs permet de constater, sur la période 2014-2017, une plus forte concordance entre les lacs Léman et du Bourget, comparativement à Annecy plus oligotrophe et restauré depuis plus longtemps (Fig. 7).

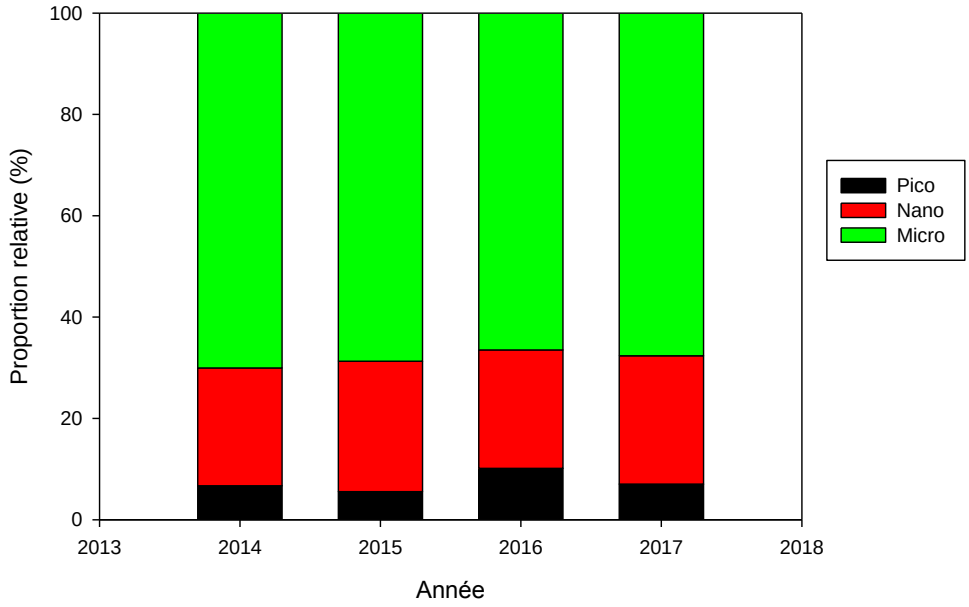


Figure 6 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le Léman pour la période 2014-2017 entre 0 et 18 m.

Figure 6 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lake Geneva for the period 2014-2017.

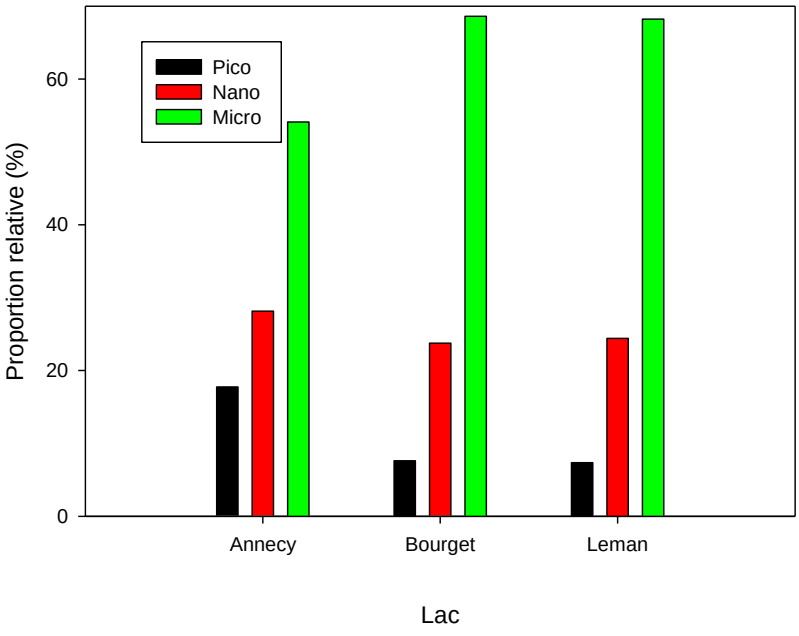


Figure 7 : Evolution de la proportion (en %) de biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget pour la période 2014-2017.

Figure 7 : Evolution of the average proportion (in %) of the pico-, nano- and microphytoplankton biomass in Lakes Annecy, Bourget and Geneva for the period 2014-2017.

5. CONCLUSION

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

BIBLIOGRAPHIE

Ammini P, Zhong X, Angia Sriram PR, Jacquet S. 2014. Dynamics of auto- and heterotrophic picoplankton and associated viruses in Lake Geneva. Hydrology and Earth System Sciences Discussion 18, 1073-1084

Chisholm SW, Olson RJ, Zettler ER, Goericke R, Waterbury JB, Welschmeyer NA. 1988. A novel free-living prochlorophyte abundant in the oceanic euphotic zone. Nature 334, 340-343

Courties C, Vaquer A, Trousselier M, Lautier J, Chrétiennot-Dinet MJ, Neveux J, Machado C, Claustre H. 1994. Smallest eukaryotic organism. Nature 370, 255

Domaizon I, Savichtcheva O, Debroas D, Arnaud F, Villar C, Pignol C, Alric B, Perga ME. 2013. DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. Biogeosciences 10, 3817-3838

Jacquet S, Barbet D, Barbier C, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Lacroix D, Laine L, Leberre B, Neasat J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F. 2016. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. Rapport INRA-CISALB-CALB, 205 pages.

Perga ME, Barbier C, C M, Frossard V, Guillard J, Hamelet V, Jacquet S, Lainé L, Lasne E, Rimet F. 2016. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2015. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 123 pages et dossiers

Personnic S, Domaizon I, Dorigo U, Berdjeb L, Jacquet S. 2009. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. Hydrobiologia 627, 99-111

Reymann Q, Jacquet S. 2015. Importance des facteurs environnementaux sur la croissance, la dynamique et la distribution des picocyanobactéries lacustres. Master 2 Biologie des micro-organismes spécialité micro-organismes, Université de Strasbourg

Rimet F. 2018. Le phytoplancton du Léman. Rapport scientifique CIPEL 2018, campagne 2017, 86-97

Zhong X, Berdjeb L, Jacquet S. 2013. Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. FEMS Microbiology Ecology 86, 312-326

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, **2017**, 106-112*

BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE ET PRODUCTION PRIMAIRE DANS LE LÉMAN

CHLOROPHYLL A BIOMASS AND PRIMARY PRODUCTION IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2017

PAR

Orlane ANNEVILLE, Frédéric RIMET et Pascal PERNEY

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

RÉSUMÉ

La dynamique saisonnière de la biomasse chlorophyllienne en 2017 montre un redémarrage précoce de la croissance algale, dès le mois de mars en raison de la mise en place d'une stratification des eaux de surface qui permet le développement d'un pic de production dans la couche supérieure de la colonne d'eau. Les biomasses chlorophylliennes mesurées au printemps sont plus élevées que celles mesurées en été et ce malgré l'efflorescence de la cyanobactérie Planktothrix rubescens. En 2017, la concentration moyenne annuelle de chlorophylle était comparable à celle observée en 2016 à savoir en dessous de la valeur moyenne calculée sur la période 1976-2017.

ABSTRACT

Because of an early stratification of the water column, chlorophyll a seasonal dynamics revealed an early start of phytoplankton production, as soon as March in 2017. Spring phytoplankton community reached higher chlorophyll a concentrations than the summer one in spite of Planktothrix rubescens bloom in late summer. In 2017, the annual mean chlorophyll a concentration was similar to those measured in 2016, it was lower than the average value computed over the studied period (1976-2017).

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 2017. L'évolution inter-annuelle des mêmes caractéristiques phytoplanctoniques est également présentée.

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de 19 campagnes entre le 31 janvier et le 21 décembre 2017 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 normé (noir et blanc, 20cm de diamètre).

La concentration en chlorphylle *a* utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre. Historiquement, la concentration brute en chlorophylle *a* (ici notée ChlA) a été calculée suivant l'équation de (STRICKLAND & PARSONS 1968) à partir des absorbances mesurées aux longueurs d'ondes suivantes (750, 665 ; 645 et 630 nm ; Norme NF T90-117 AFNOR 1999). L'adoption de la méthode de SCOR-UNESCO depuis 2013 nécessite de mesurer en plus l'absorbance à 410 nm, correspondant aux phéopigments, dans l'objectif de corriger la concentration brute pour la dégradation de la chlorophylle (notée Chla, NF T90-117 AFNOR 1999). Le taux de dégradation étant en moyenne <3%, les deux mesures de la concentration en chlorophylle *a* (ChlA et Chla) sont intimement corrélées (R^2>97%, PERGA, LEBERRE & PERNEY, 2017). Les mesures de Chla seront donc présentées pour le suivi de l'année 2017, tandis que l'évolution inter-annuelle des biomasses chlorophylliennes sera quantifiée à partir des valeurs moyennes de ChlA sur les eaux de surface (0-20m).

La production primaire a été mesurée selon le protocole établi en 2014 (PERGA, TADONLEKE & PERNEY, 2015), par méthode d'incubation et d'incorporation du $NaH^{13}CO_3$. La production primaire est exprimée, par unité de surface ou de volume, en quantité de C fixée par incubation et par heure.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIERE

Les concentrations moyennes en Chla mesurées sur les 30 premiers mètres sont fortement corrélées avec les valeurs maximales observées sur la colonne d'eau (figure 1). Ces dynamiques saisonnières sont donc semblables et se caractérisent par de faibles valeurs en début d'année lorsque le lac n'est pas encore stratifié, puis une augmentation rapide dès le mois de mars pour atteindre un premier pic (6.5 µg/L – 15.8 µg/L) le 20 mars.

Ce premier développement qui coïncide avec un début de stratification du lac (TRAN, 2018) est dû à l'augmentation de l'activité photosynthétique qui présente également un premier pic à la date du 20 mars (figure 2). L'activité photosynthétique est alors localisée dans les premiers mètres (figure 3) et l'accumulation des cellules phytoplanctoniques produites provoque une forte baisse de la transparence qui passe de 14 à 4.2 m en 12 jours (figure 1).

Ce premier pic de biomasse chlorophyllienne est essentiellement composé d'espèces de petites tailles dont la picocyanobactéries, *Synechocystis parvula* (RIMET, 2018). Ces espèces sont difficiles à compter en microscopie et n'ont pu être comptabilisées par le cytomètre en flux puisque l'échantillon du 20 mars n'a pu être traité (JAQUET, 2018). Cette communauté phytoplanctonique particulièrement chargée en picocyanobactéries, ne se maintient pas et voit ses effectifs diminuer rapidement. Elle est remplacée, à partir du 2 mai, par un cortège phytoplanctonique dominé par du microplancton et la transparence se maintient à des valeurs faibles.

A partir du 15 mai, la biomasse chlorophyllienne diminue progressivement en raison de la pression de prédation exercée par les daphnies (ANNEVILLE et LAINE, 2018). Cette baisse s'accompagne d'une baisse de la production primaire et d'une légère augmentation de la transparence, signant la période des eaux claires et marquant ainsi la fin de la saison printanière.

Au cours de la saison printanière, la couche abritant une photosynthèse active s'étend vers le fond et cet élargissement de la zone de production primaire s'accompagne d'un enfoncement des maxima de Chla (figure 3).

En été, les concentrations moyennes mesurées sur les 30 premiers mètres demeurent à des valeurs oscillant autour de 3.3µg/L et donc plus faibles que celles observées au printemps. Cette dynamique est probablement liée aux faibles concentrations en phosphore mesurées dans les couches proches de la surface (TRAN, 2018) ou à une activité phytoplanctonique très localisée dans la colonne d'eau, entre 2 profondeurs échantillonnées.

En effet, la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* qui a tendance à se développer sur une couche très restreinte, est présente à des concentrations relativement importantes dans les échantillons intégrés dès le 22 août (RIMET, 2018). Le 4 septembre, on observe un troisième pic d'abondance chlorophyllienne qui reflète une efflorescence de *P. rubescens*. Néanmoins, ce pic est d'une intensité moindre que celui mesuré en mars (figures 1 et 4). Au-delà du fait que *P. rubescens* contienne peu de chlorophylle *a*, ce paradoxe peut venir du fait que le pic de *P. rubescens* soit localisé à une profondeur qui n'ait pas été échantillonnée pour les mesures en chlorophylle *a*.

Les valeurs moyennes de chlorophylle *a* se maintiennent ensuite à des concentrations similaires à celles observées en été, et ce malgré la baisse de la production primaire. Les pics de biomasses localisés à 20 m (figure 4) confirment que ces fortes abondances seraient essentiellement le fait de l'accumulation de biomasse plutôt que de production de nouvelles cellules.

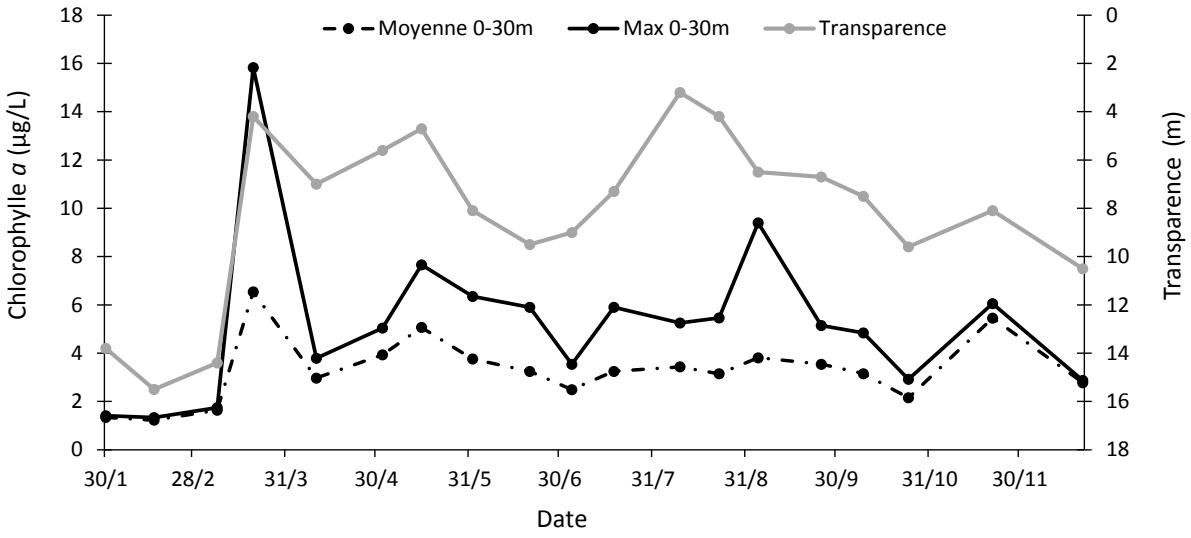


Figure 1 : Evolution saisonnière de la transparence et des concentrations moyennes et maximales de Chla observées sur les 30 premiers mètres en 2017.

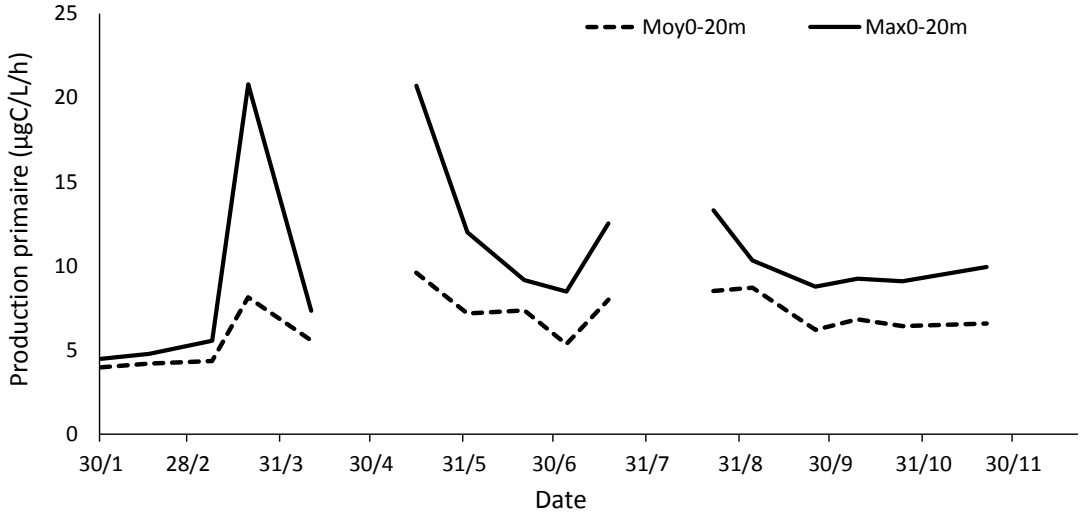


Figure 2 : Evolution saisonnière de la production primaire moyenne et maximale mesurées sur les 20 premiers mètres en 2017.

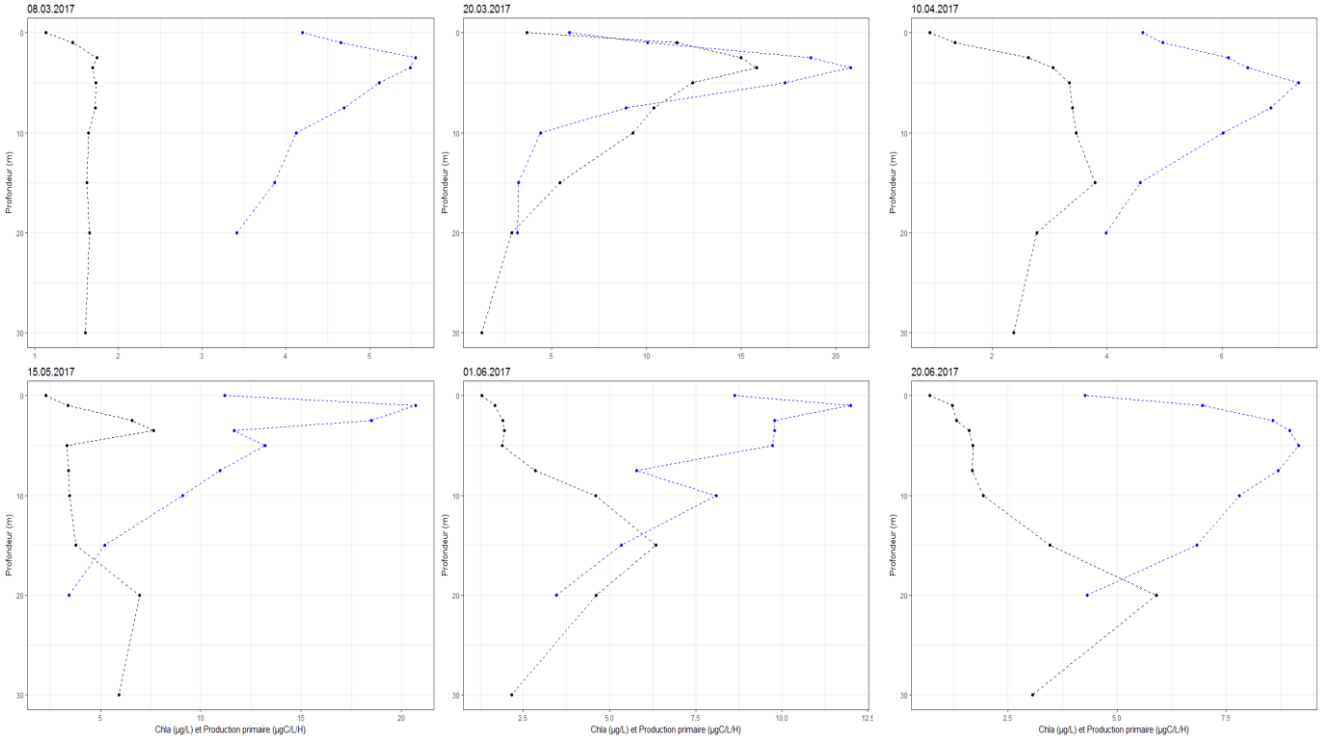


Figure 3 : Profils verticaux de chlorophylle *a* (noir) et de production primaire (bleu) au printemps 2017.

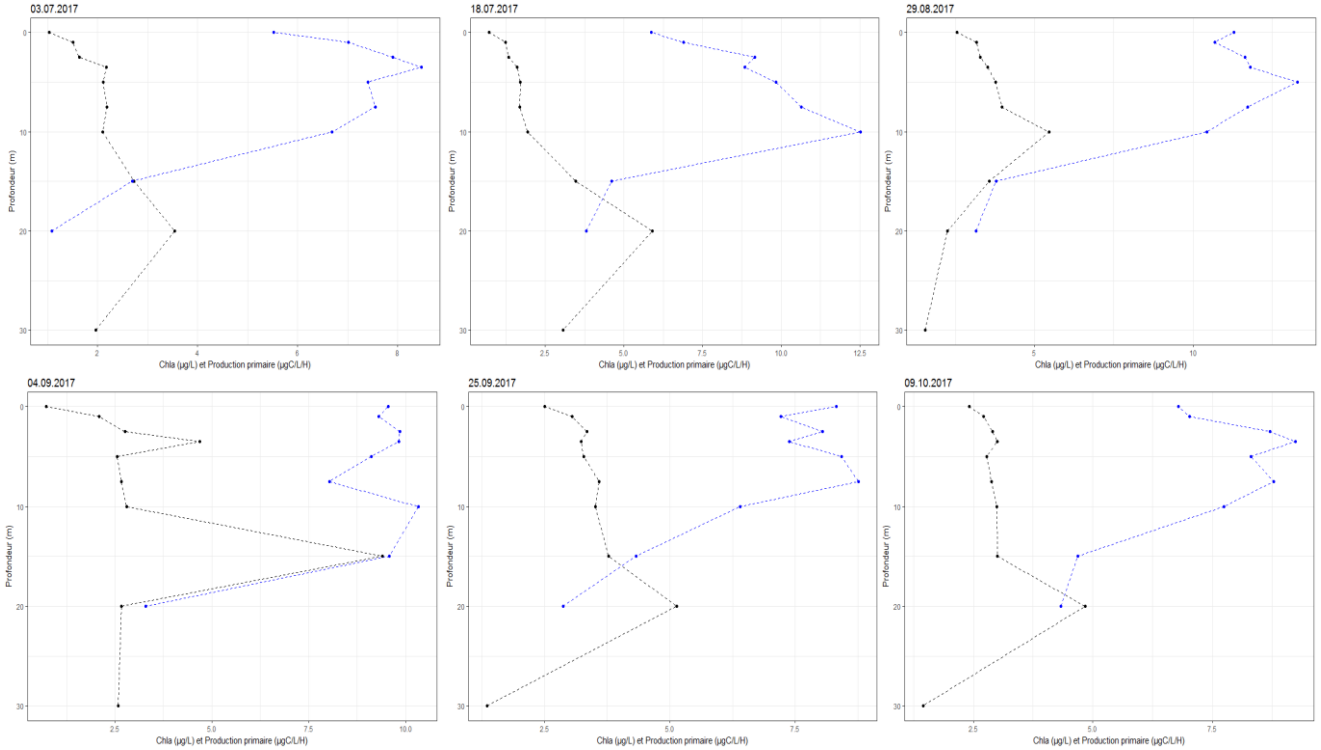


Figure 4 : Profils verticaux de chlorophylle *a* (noir) et de production primaire (bleu) en été et automne 2017.

3.2 DYNAMIQUE INTER-ANNUELLE

Les moyennes annuelles en chlorophylle *a* mesurées sur les 20 premiers mètres présentent des fluctuations inter-annuelles sans tendance apparente (Figure 5). Les concentrations en chlorophylle *a* mesurées avec les deux méthodes montrent des dynamiques similaires sur les 4 dernières années. En 2017, les moyennes annuelles de chlorophylle *a* sont nettement inférieures aux concentrations moyennes observées sur la période 1976-2017 et apparaissent comme étant les troisièmes concentrations les plus faibles.

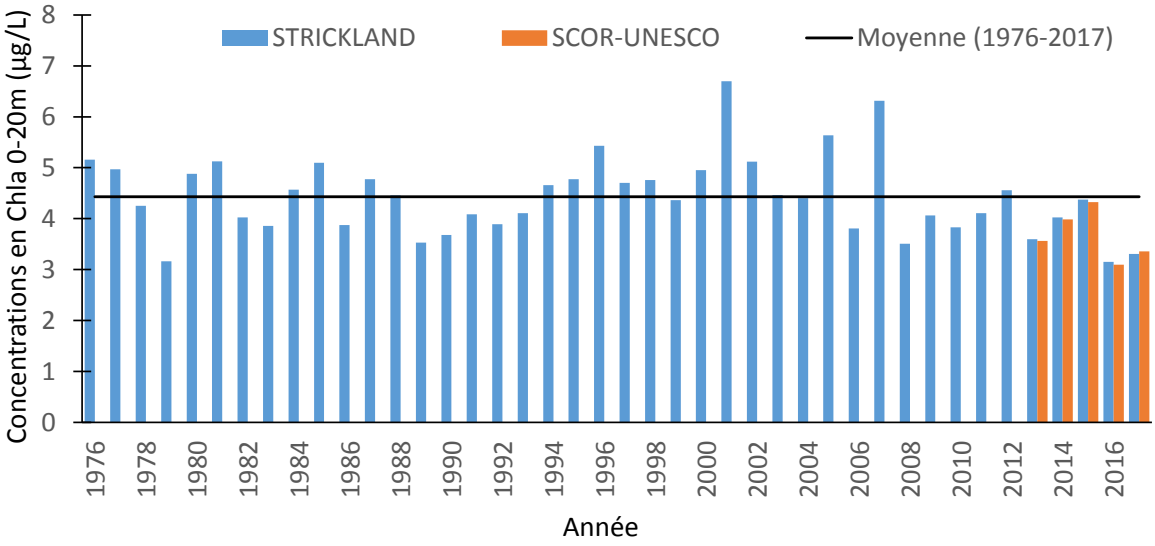


Figure 5 : Evolution inter-annuelle des moyennes annuelles pondérées sur 20 m pour les concentrations en chlorophylle *a* mesurées selon les méthodes Strickland Pearson et SCOR-UNESCO.

La dynamique inter-annuelle varie selon les saisons (Figure 6) :

- En hiver (de janvier à mars), les concentrations en chlorophylle *a* augmentent en se rapprochant des moyennes annuelles. Depuis les années 90, les concentrations moyennes mesurées en mars sont relativement élevées et celles mesurées en janvier et février sont plus élevées dès 2005 (figure 7). Cette tendance est probablement liée à des températures de l'air plus clémentes qui favoriseraient un démarrage phytoplanctonique plus précoce, un maintien des biomasses automnales et une production hivernale accrue.

- Au printemps, les concentrations en chlorophylle *a* présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80 et cette tendance se confirme en 2017. En 2017, les moyennes mesurées pour les mois d'avril, mai et juin sont plus faibles que les valeurs habituellement observées à cette époque de l'année (figure 7).

- Les moyennes estivales qui habituellement sont supérieures aux moyennes annuelles, se rapprochent de la moyenne annuelle car les concentrations observées en juin, juillet et août sont plus faibles que celles mesurées en novembre, mai et mars.

- En automne, les concentrations moyennes fluctuent sans tendance particulière.

L'évolution inter-annuelle contrastée des moyennes saisonnières reflète une modification du schéma saisonnier. Progressivement, les écarts des concentrations mesurées entre l'hiver et la période d'activité phytoplanctonique s'estompent; le pic printanier se décale progressivement du mois de mai au mois d'avril, puis à mars en 2017 ; la phase des eaux claires, après s'être décalée vers le mois de mai à partir des années 90, devient de moins en moins marquée ; les différences entres les pics printaniers et estivaux s'estompent et la biomasse chlorophyllienne se maintient plus tard dans l'année. Ces modifications sont probablement liées à l'évolution des conditions physico-chimiques du milieu et reflètent probablement un effet du réchauffement de l'air qui s'observe depuis la fin des années 80 (TRAN, 2018).

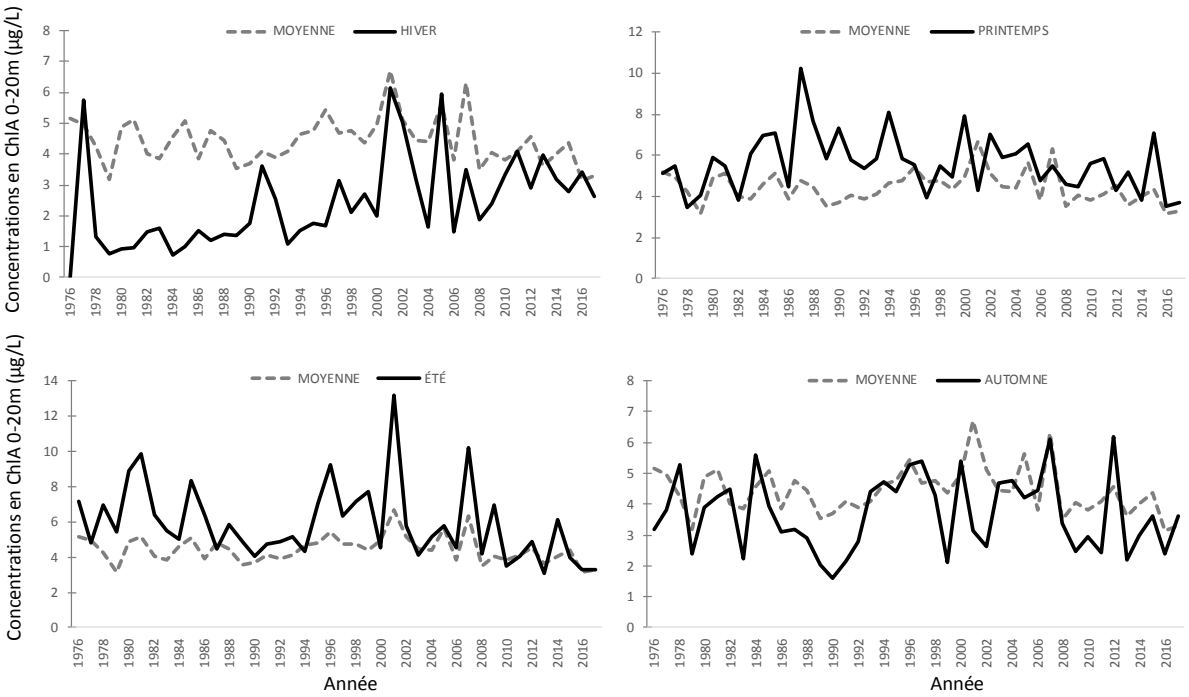


Figure 6 : Evolution inter-annuelle des moyennes saisonnières et annuelles pondérées sur 20m pour les concentrations en chlorophylle *a* mesurées selon la méthode Strickland Pearson.

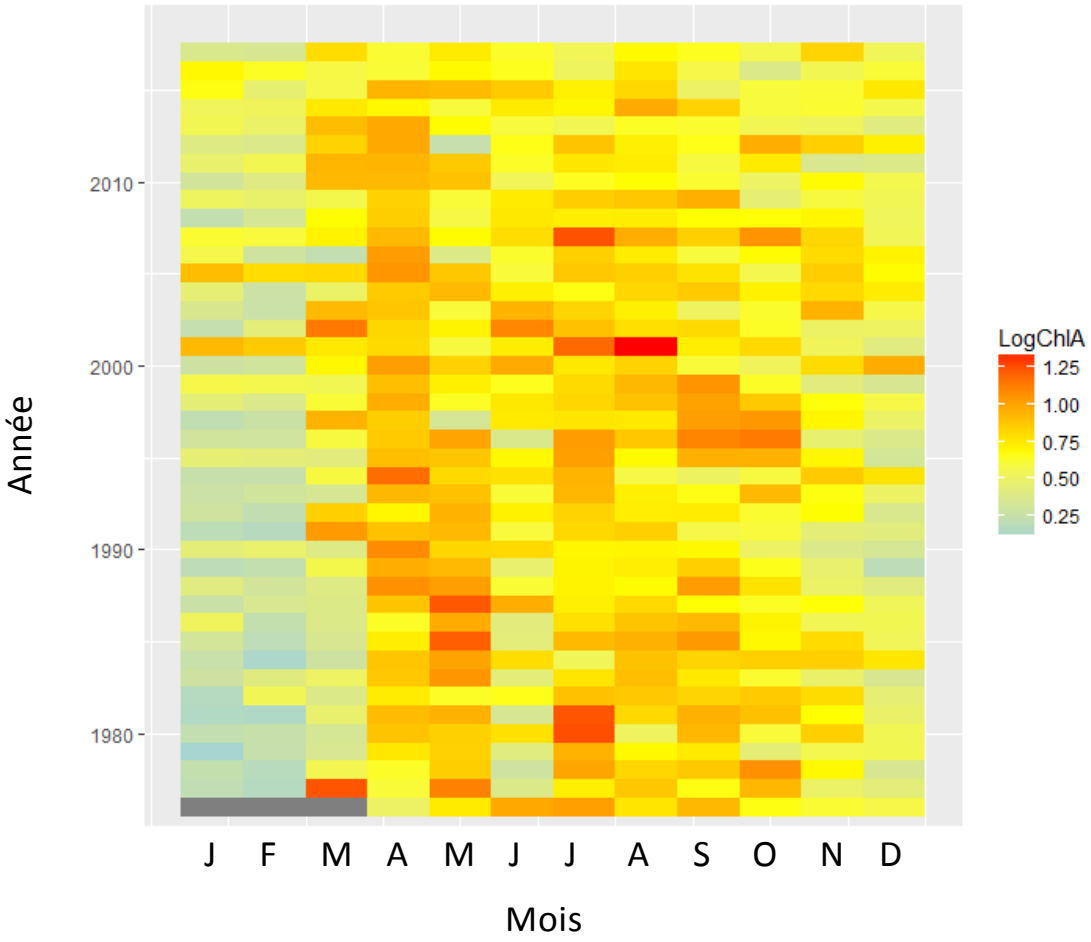


Figure 7 : Carte temporelle des moyennes mensuelles pondérées sur 20m pour les concentrations en chlorophylle *a* mesurées selon la méthode Strickland Pearson.

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE et LAINE, L. (2018): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 113-120 pp.

JAQUET S, (2018) : Etude relative aux picocyanobactéries. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 98-106 pp.

PERGA ME, TADONLEKE R. PERNEY P. 2015. Mesures de la production primaire : Transition des protocoles ^{14}C - ^{13}C. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. 163-171 pp.

PERGA, LEBERRE & PERNEY, 2017. Biomasse chlorophyllienne et production primaire dans le Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 93-100 pp.

RIMET, F. (2018): Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 86-97 pp.

STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.

TRAN, V. (2018) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman, données météorologiques. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 18-66 pp.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 113-120*

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2017

PAR

Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINE

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

RÉSUMÉ

La communauté microcrustacéenne voit ses effectifs dominés par les calanoïdes. Les abondances des calanoïdes, comme celles des cyclopoïdes, augmentent dès le mois de mars. Les bosminidés, présentent également un démarrage printanier relativement précoce qui précède celui des daphnies et atteint des densités beaucoup plus importantes. Les densités observées sur le reste de l'année sont relativement plus faibles que celles mesurées au printemps, même si les calanoïdes présentent un deuxième pic tardif. Les Bythotrephes sont très peu abondants en 2017, et pendant l'été leur effectif n'augmente pas, demeurant très faible par rapport à celui des Leptodora qui présente une dynamique annuelle marquée par un pic estival (début septembre). A l'échelle inter-anuelle, les effectifs de cette communauté microcrustacéenne, légèrement à la hausse par rapport à 2016, se maintiennent à des concentrations similaires à celles observées ces 6 dernières années. L'augmentation par rapport à 2016 s'explique par une augmentation chez les cladocères carnivores et les calanoïdes, alors que les cyclopoïdes et cladocères herbivores se maintiennent à des concentrations similaires à celles observées en 2016. La communauté des rotifères est dominée par 8 taxons dont Keratella cochlearis qui présente les plus fortes densités et un pic d'abondance en juin.

SUMMARY

Calanoids dominate the crustacean zooplankton in Lake Geneva. Calanoids and cyclops abundances started to increase in March. Bosmids appeared earlier and were more abundant than Daphnia in mid-March. Calanoids presented high densities in late summer nevertheless, the overall density of the crustacean community decreased after spring. Bythotrephes densities were very low in 2017 and maxima was observed during spring. In summer, Bythotrephes densities remained lowed compared to those of Leptodora. The annual mean crustacean densities has been remaining within the range of variability observed for the last 6 years. However, in 2017, crustacean zooplankton were more abundant than in 2016 because of an increase in the densities of carnivorous cladoceran and calanoids. The rotifera community is dominated by 8 taxa with Keratella cochlearis being the most abundant and it showed a strong maximum in June.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton a un rôle essentiel dans le fonctionnement du lac car il est à la fois une source de nourriture pour les consommateurs secondaires et un facteur de contrôle de l'abondance et de la composition des communautés phytoplanctoniques. Le 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 2017, les 19 campagnes de prélèvements réalisées ont pu faire l'objet de comptage.

Ce document traite (i) des biovolumes sédimentés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons ainsi que (iv) 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 :

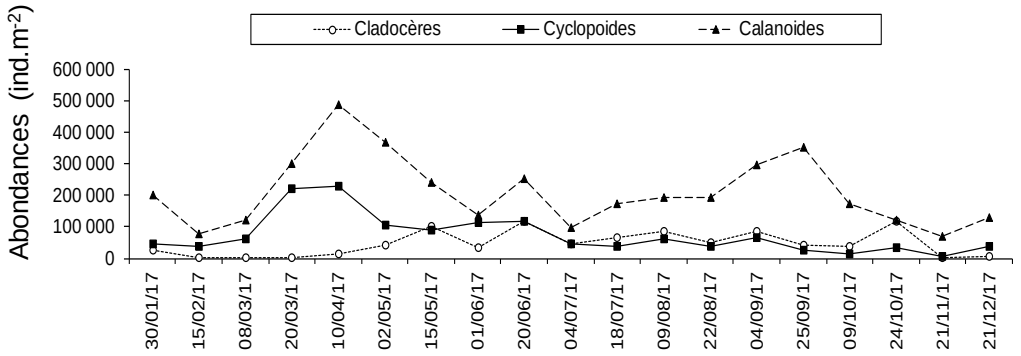
$$\text{Abondance} = N_{\cdot ind.ss.ech} \times \frac{V_{ech.total}}{V_{ss.ech}} \times \frac{H_{\cdot filtrée}}{V_{\cdot filtré}}$$

Où: $N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{filtrée}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{.filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m^3).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 DYNAMIQUE SAISONNIÈRE DU ZOOPLANCTON EN 2017

a.



b.

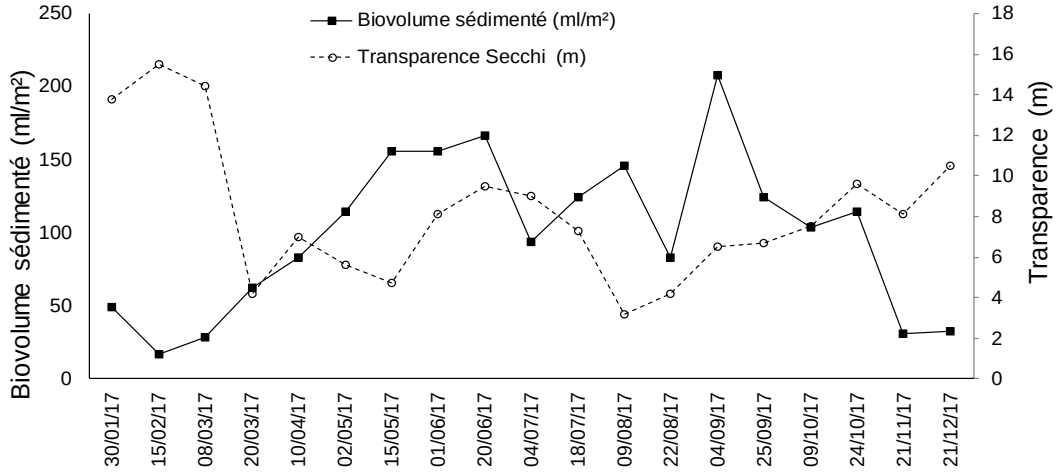


Figure 1 : a. Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques.b. Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux 2017 (Léman, SHL2).

Figure 1 : a. Seasonal changes in the abundance of zooplankton taxa. b. Compared seasonal changes in sedimented zooplankton biovolumes and water transparency in 2017 (Lake Geneva, SHL2).

La communauté crustacéenne est largement dominée par les calanoïdes (figure 1a). Les cyclopoïdes sont présents dans des proportions similaires aux cladocères, excepté en mars et avril dates pour lesquelles ils sont plus abondants.

Le biovolume sédimenté initie son augmentation dès le mois de mars (figure 1b), en raison de l'augmentation des effectifs de cyclopoïdes et calanoïdes qui atteignent leur maximum d'abondance vers le 10 avril (figure 1a). Néanmoins, le biovolume sédimenté augmente jusqu'au mois de juin en raison de l'augmentation de l'abondance des daphnies. 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 et reflète donc un contrôle peu efficace des copépodes sur la communauté phytoplanctonique. A partir du mois d'avril, la relation s'inverse avec l'augmentation de l'abondance des daphnies, et la transparence augmente de façon irrégulière pour atteindre des valeurs maximales vers le 20 juin, date à laquelle le biovolume sédimenté présente son maximum. Cette date peut donc être associée à un évènement comparable à la phase des eaux claires car probablement induit par une forte pression de prédation de la part des daphnies sur la communauté phytoplanctonique. En été, la transparence diminue jusqu'au début du mois d'août puis ne cesse d'augmenter jusqu'au mois de décembre. En revanche, les biovolumes fluctuent pour atteindre des concentrations maximales en septembre, s'en suit une baisse qui se poursuit jusqu'au mois de novembre.

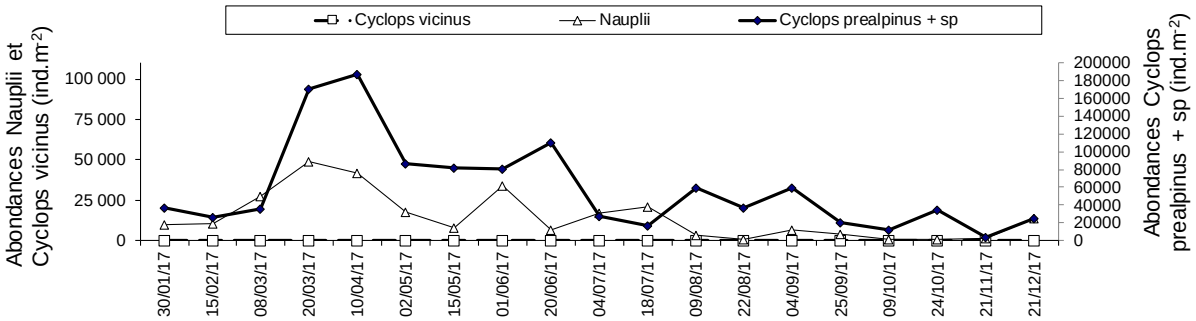


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2017 (Léman, SHL2)

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of cyclopids in 2017 (Lake Geneva, SHL2)

Comme en 2016, l'abondance des cyclopoïdes augmente dès le mois de mars (figure 2). Cette augmentation de la population de *Cyclops prealpinus* suit l'accroissement du nombre de nauplii. La population de *C. prealpinus* atteint un maximum le 10 avril (187 630 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. *Cyclops vicinus* n'a pas été observé dans le Léman en 2017.

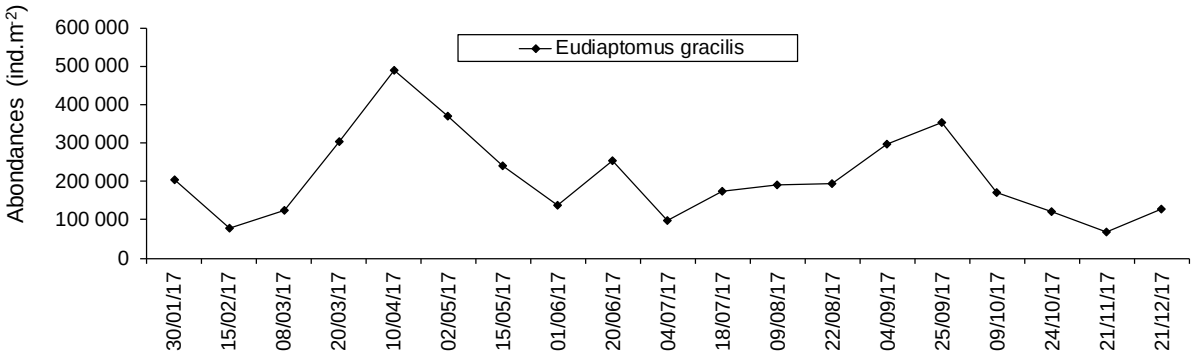


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2017 (Léman, SHL2)

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of calanids *Eudiaptomus gracilis* in 2017 (Lake Geneva, SHL2)

Comme pour les cyclopoïdes, l'abondance d' *E. gracilis* augmente à partir du mois de mars (figure 3) pour atteindre des valeurs maximales le 10 avril (488 825 ind/m^2). Les abondances estivales sont également plus faibles que celles observées au printemps. En septembre, l'abondance d'*E. gracilis* présente un dernier pic avec des abondances qui atteignent 354 610 ind/m^2.

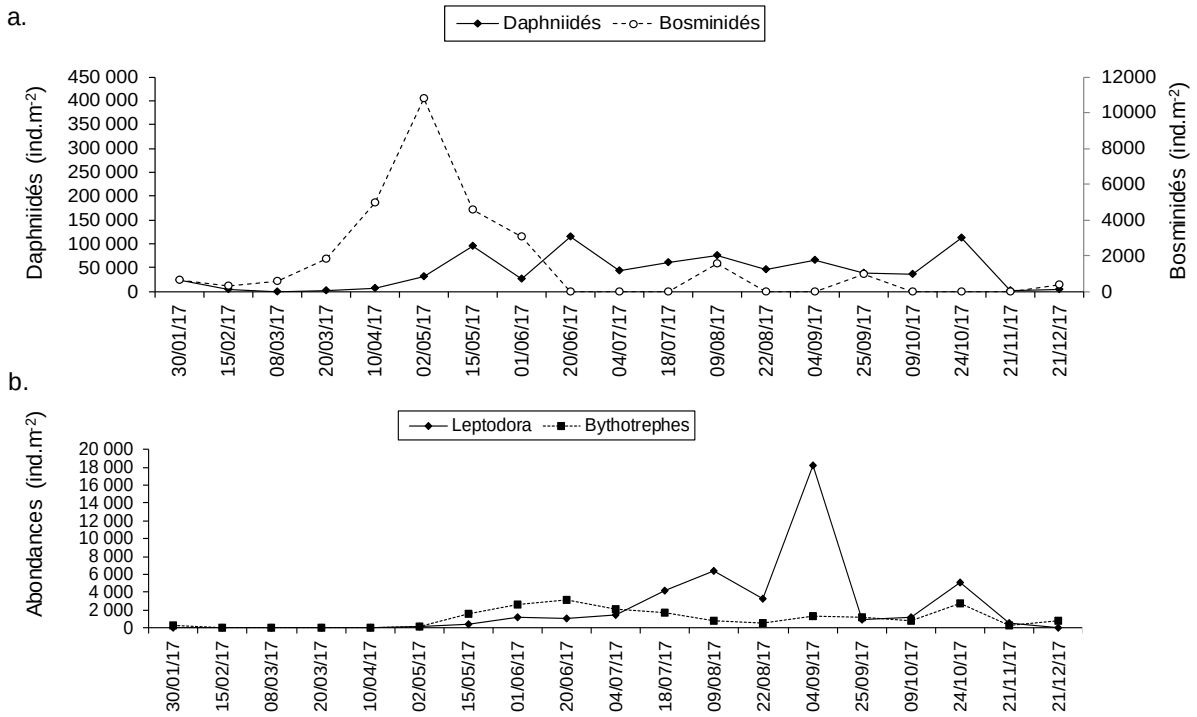


Figure 4 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes Cladocères a) herbivores b) carnivores

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

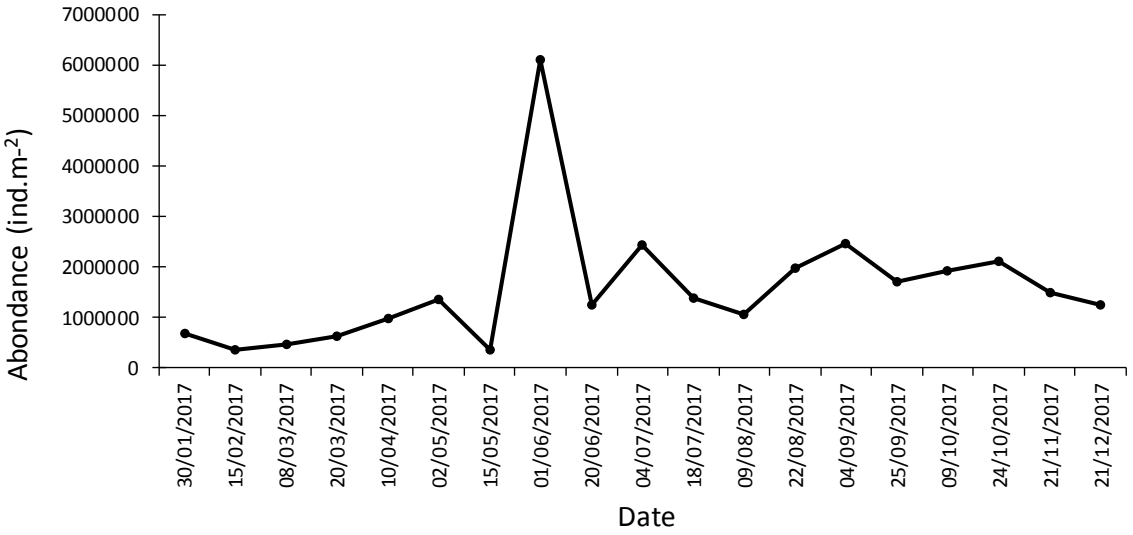
En 2017 les bosminidés ne sont représentés que par *Eubosmina longispina* et/ou *E. mixta*, *Bosmina longirostris* n'ayant pas été observée. Les bosminidés voient leur abondance augmenter à partir du mois de mars. Elles ont probablement profité du premier pic phytoplanctonique observé le 8 mars et dominé par des formes nanoplanctoniques (RIMET, 2018). La population de bosminidés atteint des concentrations maximales le 2 mai (10 811 ind/m^2). Ce pic précède le minima de transparence printanier. Leur impact de prédation sur le phytoplancton n'est donc pas immédiat ou peu efficace en raison d'une communauté phytoplanctonique dominée par du microplancton. En été les bosminidés sont peu abondantes. L'augmentation de la population des daphnies est plus tardive que celle des bosminidés. Le maximum printanier est atteint le 15 mai et précède l'augmentation de la transparence due à la diminution de la communauté phytoplanctonique. En été, l'abondance des daphnies demeure plus faible que celle observée au printemps, et contrairement à l'année dernière, ne présente un pic que très tard dans l'année le 24 octobre. En 2017, les maxima observés pour les daphnies étaient beaucoup moins élevés que ceux observés chez les bosminidés.

Les grands cladocères prédateurs, *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii*, se caractérisent quant à eux habituellement par un développement en saison chaude. En 2017, la dynamique de *L. kindtii* correspond à ce schéma, et présente des abondances maximales (18 191 ind/m^2) en début du mois de septembre. En revanche, *B. longimanus* demeure à des abondances très faibles sans présenter de maxima estival mais au contraire un maximum le 20 juin (3 118 ind/m^2).

L'abondance totale des rotifères présente une dynamique saisonnière classique avec de faibles valeurs en hiver et des valeurs plus élevées en période de production phytoplanctonique (figure 5a). L'augmentation de cette communauté s'amorce au mois de mars et se poursuit jusqu'à la fin de l'année. Cette tendance générale présente néanmoins des fluctuations avec un pic important observé le 1er juin (figure 5a).

En 2017, 17 taxons de rotifères ont été identifiés. La communauté de rotifères est dominée par quelques espèces dont l'abondance varie au cours du temps, seulement 8 taxa contribuent à 96% des effectifs totaux (figure 5b). En 2017, l'espèce dominante était *Keratella cochlearis* qui représentait 35% des effectifs totaux. Cette espèce est pérenne mais présente un pic d'abondance le 1 juin (figure 5b) et contribue alors à 72% des effectifs totaux. Cette espèce présente un second pic, moins important, le 4 septembre, lors du bloom de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (RIMET, 2018). *Polyarthrasp* est très abondante au début du mois de mai et tout au long de la période estivale. *Synchaeta sp*. est plus largement représentée au printemps et domine cette communauté de mars à avril.

a.



b.

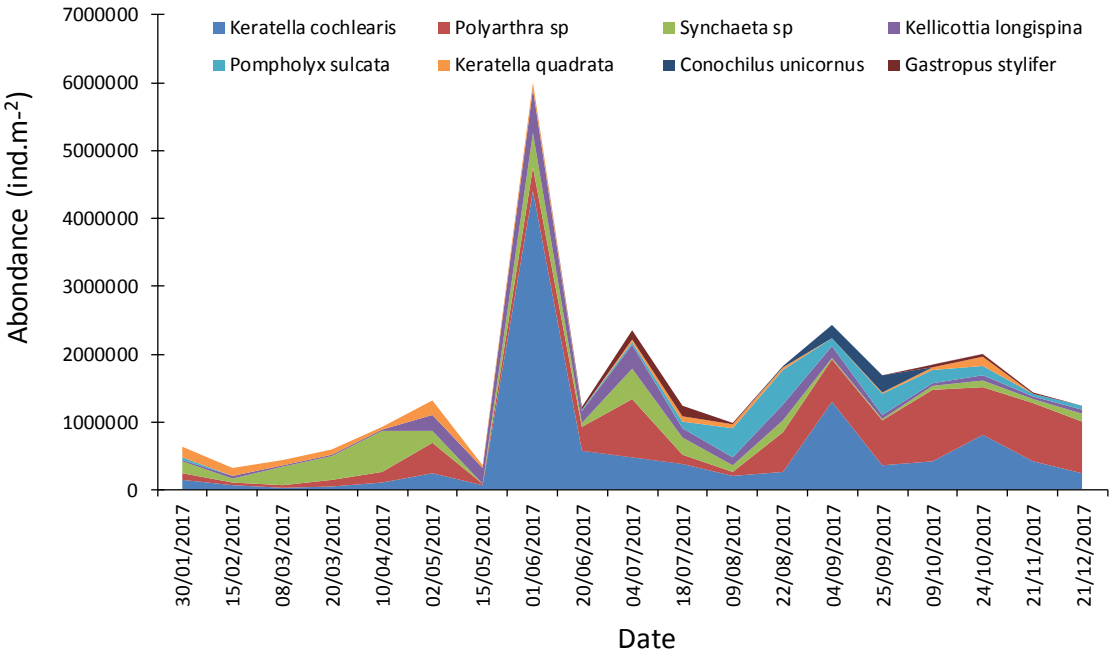


Figure 5: Evolution saisonnière de l'abondance a) de l'ensemble des rotifères, b) des principaux taxons de la communauté de rotifères dans le Grand Lac (SHL2) en 2017.

Figure 5: Seasonal patterns in the abundance of a) all the identified taxa, b) the dominant taxa of Rotifera community in Upper Lake Geneva in 2017.

3.2 EVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON CRUSTACÉEN

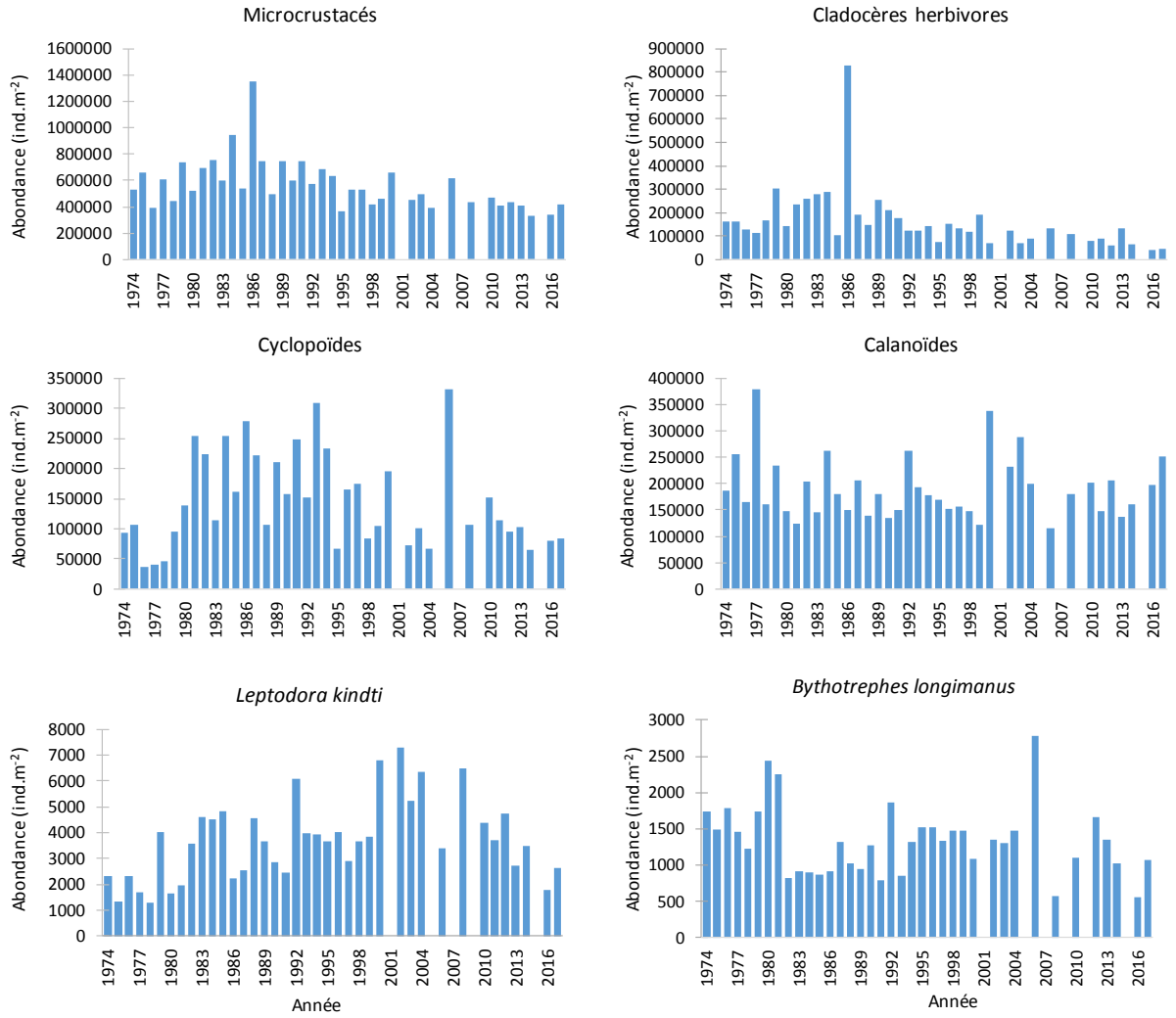


Figure 6 : Evolution interannuelle de l'abondance absolue des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons comptables, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses.

Figure 6 : Inter-annual changes in absolute abundances of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2, averaged over March-September). Years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included.

Les microcrustacés présentent une tendance inter-annuelle fortement guidée par l'évolution des effectifs des cladocères herbivores qui, en 2017, sont semblables à ceux observés en 2016. Ces effectifs sont globalement plus faibles que dans les années 80 en raison de 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). Néanmoins, en 2017 l'abondance des microcrustacés ne présente plus de tendance à la baisse et se maintient à des effectifs proches de 400 000 ind/m^2. Les cyclopoïdes sont également dans une dynamique décroissante mais qui tendrait à se stabiliser depuis 2016. Les calanoïdes présentent des fluctuations inter-annuelles sans tendance avérée mais en 2017 les concentrations sont les plus fortes observées depuis 2004. En 2017 *L. kindti* présente des concentrations plus fortes qu'en 2016 mais elles sont globalement moins élevées que celles observées au début des années 2000, confirmant ainsi une tendance à la baisse. *B. longimanus* est également plus abondant qu'en 2016 mais ses effectifs demeurent légèrement inférieurs à la moyenne observée depuis le début des années 2000.

BIBLIOGRAPHIE

LAINE L., PERGA, ME (2015). Zooplancton du Léman, Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.

RIMET F. (2018). Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 86-97.

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.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 121-126*

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2017

PAR

Orlane ANNEVILLE et Valérie HAMELET

Avec la collaboration technique de Laurent ESPINAT

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), 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 en 2017 était de 43.6 cm. L'alimentation des corégones est principalement composée de cladocères (daphnies, Bythotrephes et Leptodora), y compris les mois durant lesquels la communauté est dominée par les copépodes. 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 dans le bol alimentaire se poursuit en 2017. Ce taxon a une contribution importante en été et automne, saisons durant lesquelles il domine largement le régime alimentaire alors que Leptodora est, cette année, très faiblement présent.

SUMMARY

The sampling and stomach content counting protocols have been used since 1999. In 2017, the mean length of the sampled fish was 43.6 cm. Whitefish feeds preferentially on Clacoderan (Daphnia, Bythotrephes and Leptodora) even during the months when copepods dominate the zooplankton community. Important modifications in the relative contribution of these target preys can be observed at the annual and inter-annual scales. Higher relative contributions of Bythotrephes are being observed since 2014. In 2017, Bythotrephes contributions were high in summer and autumn while Leptodora were poorly represented.

1. INTRODUCTION

Les suivis de la CIPEL permettent de mettre en évidence des changements majeurs au sein des communautés phytoplanctoniques (RIMET, 2018) et zooplanctoniques (ANNEVILLE et LAINE, 2018). Ces changements, qui résultent de l'évolution des pressions naturelles (fluctuations météorologiques, prédation…) et anthropiques (modification du climat, baisse des apports en phosphore…), sont susceptibles de modifier le comportement alimentaire et la dynamique des communautés piscicoles.

Le corégone est une espèce qui consomme du zooplancton durant toute sa vie. Une augmentation de son abondance se traduira par une pression de prédation plus forte sur la communauté zooplanctonique. 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 2017 et l'évolution interannuelle, saison par saison, survenue depuis 2004.

2. MÉTHODOLOGIE

Le régime alimentaire des corégones est étudié à partir d'individus mis à disposition par un pêcheur professionnel pendant la période de pêche (janvier-octobre). Les poissons sont pêchés avec des filets dérivants dont la maille est égale à 48 mm de côté. La profondeur de pose du filet n'est pas fixe au cours de l'année mais varie en fonction du positionnement du poisson. Les filets sont relevés en fin de nuit, ce qui rend ces poissons utilisables pour l'étude des contenus stomacaux (PONTON, 1986). Etant donné la faible variabilité inter-individuelle, un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI et al., 1998, GERDEAUX et al., 2002). Chaque mois, un total d'environ 20 poissons sont récoltés pour avoir 10 estomacs suffisamment remplis. En 2017, 229 poissons ont ainsi été échantillonnés et 100 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 2017 est de 43.6 cm, le plus petit individu mesurant 36.5 cm et le plus gros 55 cm. Les tailles des corégones demeurent relativement stables sur toute l'année (figure 1) avec toutefois des prises globalement plus petites en juillet au moment de l'entrée dans la pêche de la cohorte de 2+ et des prises plus grandes en juin en raison d'un plus grand nombre de poissons plus âgés.

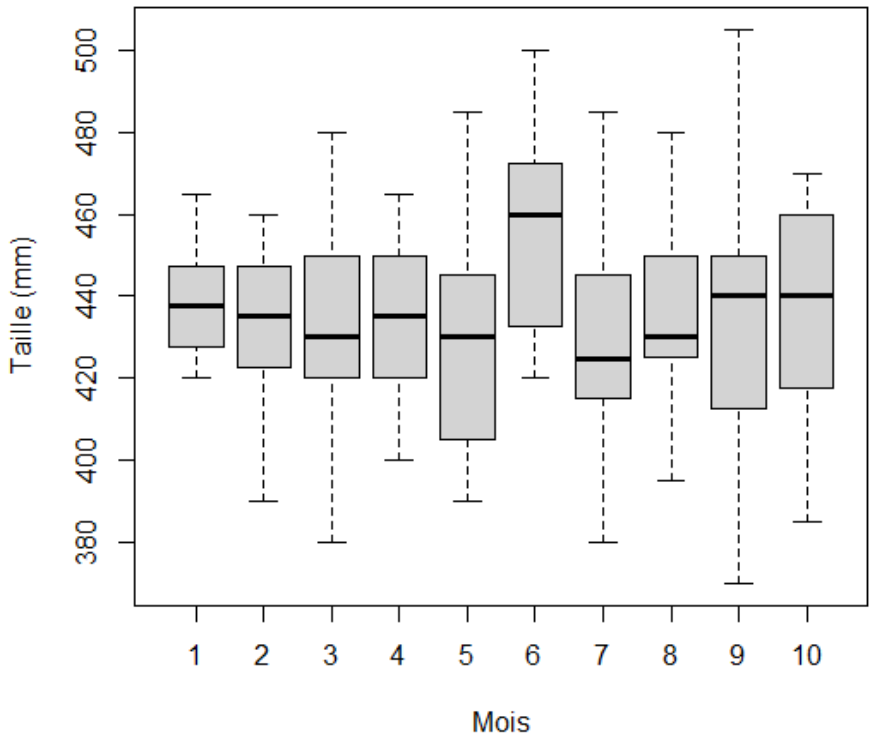


Figure 1 : a. Répartition des tailles des individus prélevés en 2017. Représentation en « boîte à moustache » où la barre en gras au travers de la boîte représente la médiane, le bas et le haut de la boîte correspondant respectivement au premier et troisième quartiles.

Figure 1 : a. Distribution of the sizes of fish sampled in 2017. In the Whisker and Box-plot figure, the line through the box is at the same level as the median, the bottom and top of the box are the first and third quartiles respectively.

3.2 COMPOSITION DU RÉGIME ALIMENTAIRE

3.2.1 A l'échelle annuelle

Les corégones se nourrissent principalement de cladocères (figure 2). En 2017, les *Bythotrephes* contribuent en moyenne à 57.9% du régime alimentaire, les daphnies à 35.9% et les *Leptodora* à seulement 5.2%. Les bosmines ont été observées uniquement en mars. Les copépodes sont consommés sur l'ensemble de l'année mais en quantités extrêmement faibles, leur contribution au régime alimentaire paraît donc négligeable (en moyenne 0.9%). Les nymphes de chironomes sont observées en faibles quantités pendant le mois de septembre, et leur contribution moyenne est de l'ordre de 0.1%.

En janvier, l'alimentation des corégones est essentiellement composée de *Bythotrephes* (71.6 %), les daphnies ne représentent que 19% du bol alimentaire. Ces 2 taxons sont peu représentés dans les échantillons de zooplancton prélevés en hiver et en début de printemps (ANNEVILLE et LAINE, 2018). Dès le mois de février, la proportion de daphnies observée dans les contenus stomacaux augmente, ce taxon constitue alors 72% du bol alimentaire bien que leur abondance dans le milieu demeure relativement faible (ANNEVILLE et LAINE, 2018). Le pic de contribution des daphnies s'observe en avril (91%) alors que le maximum printanier pour ce taxon a lieu en juin (ANNEVILLE et LAINE, 2018). Ce décalage témoigne de la prédation sélective qu'exerce le corégone sur le zooplancton. A partir du mois d'avril, la part des daphnies diminue progressivement pour atteindre des minima à partir du mois de juillet (< 0.7%). Les daphnies sont progressivement remplacées par les *Bythotrephes* dont la contribution au bol alimentaire est maximale à partir du mois de juillet (entre 95 et 98%). Cette proie demeure le taxon le plus consommé jusqu'au mois d'octobre. Les *Leptodora* qui généralement sont abondants dans le bol alimentaire en fin d'été et automne (ANNEVILLE et HAMELET, 2015), présentent des contributions maximales de 15% en août. En 2017, ce taxon est présent dans les estomacs tout au cours de l'année à l'exception des mois de février et mars, en des proportions faibles mais similaires à celles observées en septembre et octobre.

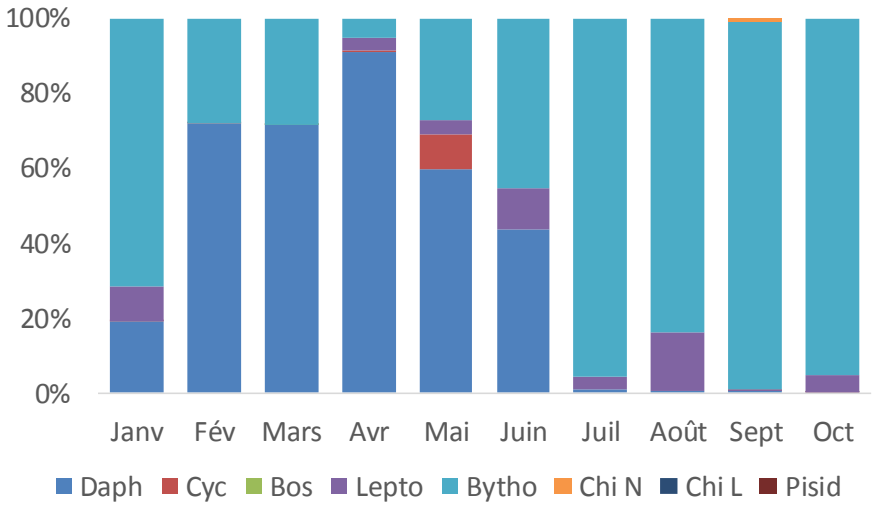


Figure 2 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégone (n=10 pour chaque mois) du Léman en 2017.

Figure 2: Monthly change in the percentages volume of the prey species in the stomachs of the whitefish (n=10 for each month) in 2017 in Lake Geneva.

3.3.2 A l'échelle de la décennie

De janvier à février (figure 3), après une tendance à l'augmentation de la contribution des Bythotrephes dans l'alimentation du corégone, 2017 est marquée par le retour des daphnies qui en moyenne constituent 45% du bol alimentaire du corégone. Au printemps (figure 3), les daphnies dominent le régime alimentaire dont la composition est semblable à celle observée entre 2008 et 2013. En été, l'alimentation du corégone est relativement similaire avec celle observée les autres années, avec toutefois des contributions de Bythotrephes (75%) plus élevées que l'année précédente, et une contribution moindre des daphnies (15%) et Leptodora (10%). Bien que Leptodora soit en augmentation par rapport à 2016 (ANNEVILLE et LAINE, 2018), en automne (figure 4), la contribution des Leptodora, est exceptionnellement faible (2.4%) et à cette période de l'année, depuis 2013, la proie principale du corégone est Bythotrephes qui représente en 2017, 96.8% du bol alimentaire.



Figure 3 : Evolution saisonnière de 2004 à 2017 des contenus stomacaux de corégones au Léman. Pour l'année 2015, le mois d'août n'a pas été pris en compte dans le calcul de la moyenne saisonnière, il en fut de même pour le mois d'octobre en 2009 et 2010 et de janvier des années 2004, 2005, 2009 et 2010.

Figure 3: Seasonal changes from 2004 to 2017 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva. The months of August in 2015, October in 2009 and 2010 and January in 2004, 2005, 2009 and 2010 were not taken into account.

4. CONCLUSION

Comme pour les années précédentes, en 2017 le régime alimentaire est dominé par les cladocères sur lesquels le corégone exerce une pression de prédation préférentielle. Depuis 2014, on pouvait noter l'importance prise par les *Bythotrephes*, cette tendance se confirme en 2017. En 2017, ce taxon présente de fortes contributions en saison automnale. En revanche, *Leptodora,* qui est habituellement fortement représenté en fin d'été et automne, est peu présent dans les estomacs cette année.

REMERCIEMENTS

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

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O. et HAMELET, V. (2015) : Régime alimentaire des corégones du Léman en milieu pélagique. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014. 137-143.A

ANNEVILLE et LAINE, L. (2018): Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 113-120.

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.

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. (2018) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, 86-97.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 127-144*

MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU RHÔNE AMONT

MICROPOLLUTANTS IN THE WATER OF THE RIVER RHÔNE UPSTREAM

CAMPAGNE 2017

PAR

Marc BERNARD, Lucie FAUQUET, Pierre MANGE et Joël ROSSIER
SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT - Rue des Creusets 5 - 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 2017. 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 très importantes. Un maximum de 0.96 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 2017 s'élèvent à 444 kg par rapport à 577 kg en 2016 et 277 kg en 2015. La charge en 1,4-dioxane estimée à 395 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 2017 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 where found in the waters of the Rhône River at still very high concentrations. A maximum of 0.96 µg/L was mesured for Metformin.

In terms of annual fluctuations, total quantities of pesticides transiting through the Rhône River in 2017 amounts to 444 kg compared with 577 kg in 2016 and 277 kg in 2015. The load of 1,4-dioxane was estimated to 395 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 l'environnement du canton du Valais (BERNARD et MANGE, 2015).

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

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

Ce rapport présente les résultats des investigations réalisées en 2017 et les compare avec ceux obtenus depuis 2006.

2. ECHANTILLONNAGE

2.1 RHÔNE AMONT PORTE DU SCEX

La station de prélèvement et d'échantillonnage automatique de la Porte du Scex est intégrée dans le réseau national de surveillance continue des cours d'eau suisses (NADUF) de la Confédération (figure 1). Depuis janvier 2006, le système d'échantillonnage a été modifié spécifiquement pour l'analyse des micropolluants, de manière à collecter un échantillon moyen de 2 litres pendant 14 jours à une fréquence de 3 prises aliquotes par heure. L'échantillon est récolté directement dans un flacon en verre au sein d'une enceinte réfrigérée à 5 °C. Dès la fin du prélèvement, l'échantillon est expédié par express au laboratoire en charge des analyses. Vingt-six échantillons moyens sur 14 jours ont ainsi été prélevés et analysés en 2017.

2.2 RHÔNE AMONT ET AVAL DE VIÈGE ET DE MONTHEY

Le 15 mars et le 28 novembre 2017, 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.

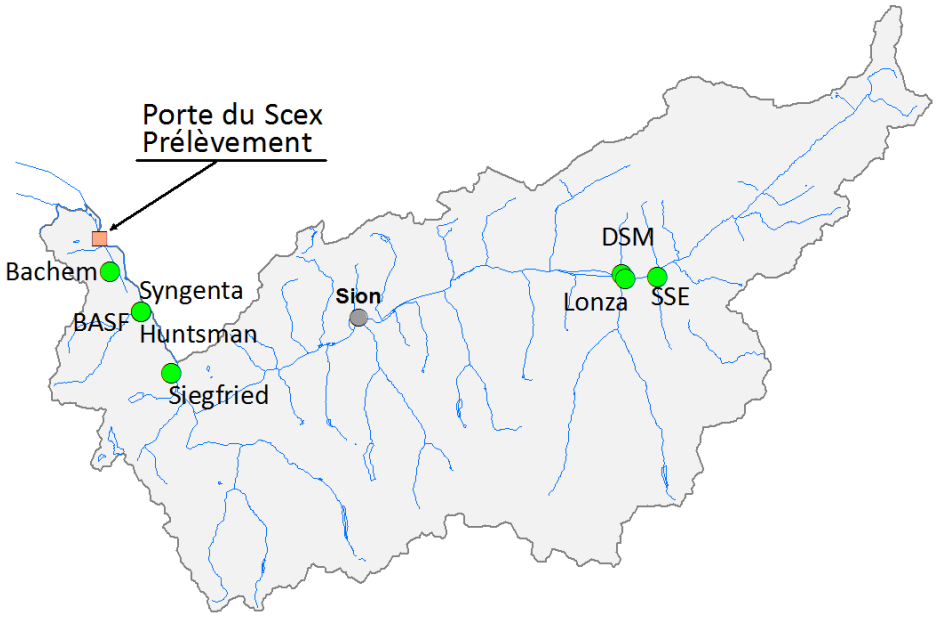


Figure 1 : Localisation de la station Porte du Scex sur le Rhône et des sites industriels sur le territoire du Valais

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, et deux agents anticorrosion (le Benzotriazole et le Tolyltriazole). 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 (le fenpyrazamine) a été introduit dans la liste des produits analysés car il est fréquemment utilisé en viticulture depuis 2015.

3.1 ANALYSES

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

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

3.2 CONTRÔLES

Le laboratoire mandaté est accrédité selon la norme ISO CEI LEN 17025 ainsi qu'auprès du Département de la Santé de l'Etat de New-York (NYDOH), dans le cadre du programme ELAP (Environmental Laboratory Approval Program). Il participe depuis quelques années aux intercalibrations organisées par la CIPEL (VARGAS 2017) et procède également aux analyses de résidus médicamenteux de la CIPEL (KLEIN 2017).

4. RESULTATS

4.1 CONCENTRATIONS DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX DU RHÔNE

Les résultats de l'analyse des 26 échantillons du Rhône prélevés à la Porte du Scex en 2017 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 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 détection plus bas et, d'autre part, parce que l'échantillonnage a été pratiqué sur des petits cours d'eau dans lesquels les capacités de dilution des substances étaient bien inférieures aux eaux du Rhône.

En 2017, 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 0.095 µg/L.

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

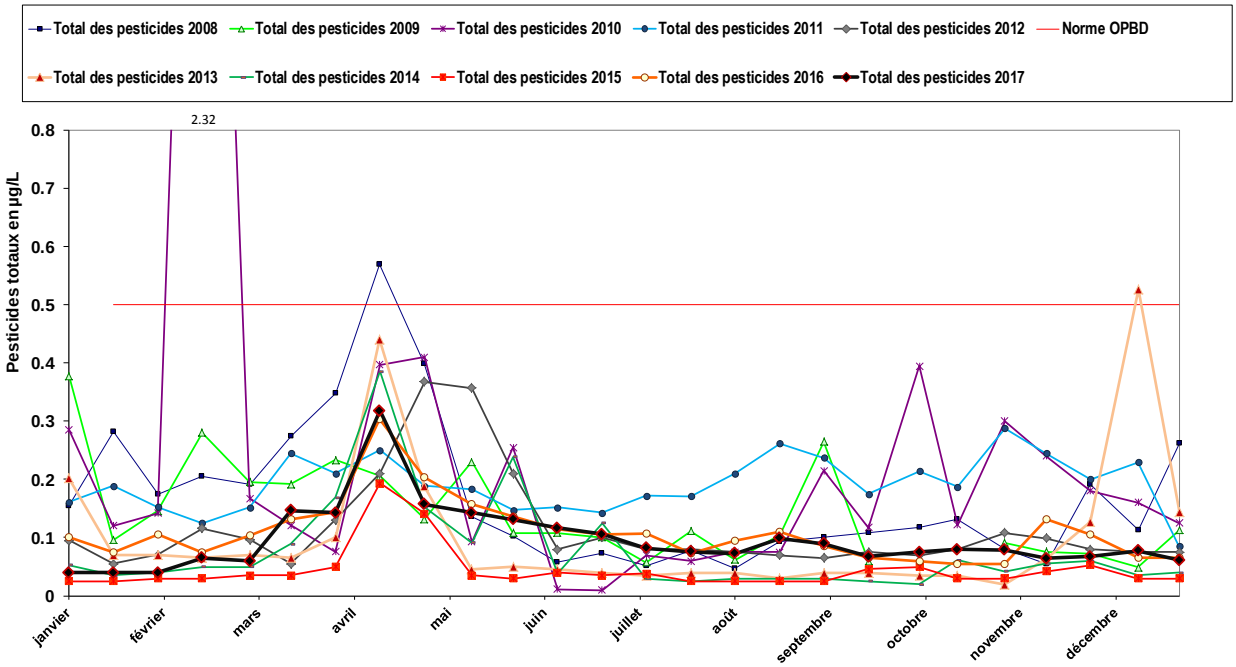


Figure 2 : Somme des concentrations en produits phytosanitaires décelées dans le Rhône à la Porte du Scex au cours des années 2008 à 2017.

Figure 2 : Sum of pesticide concentrations detected in the Rhône River at the Porte du Scex in 2008 to 2017.

En 2017, la valeur de tolérance OPBD[3] de 0.5 µg/L (somme des pesticides) n'a jamais été atteinte. La somme des produits phytosanitaires est restée en général proche ou inférieure à 0.1 µg/L, contrairement aux années 2008 et 2010 (figure 2). On constate régulièrement ces dernières années que la période de mars à juin est celle où la concentration totale en phytosanitaires est la plus importante de l'année, correspondant à une période de basses eaux ainsi qu'à celle où les herbicides sont le plus utilisés jusqu'à fin avril.

4.2 CHARGES DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES 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 transité par le Rhône atteignent 444 kg en 2017 par rapport à 577 kg en 2016, 277 kg en 2015 et 414 kg en 2014 (figure 4).

La charge annuelle totale de pesticides d'origine non industrielle représente environ 443 kg contre 475 kg en 2016, 195 kg en 2015 et 286 kg en 2014. Pour les produits phytosanitaires d'origine agricole, les substances suivantes sont présentes : 77 kg de terbuthylazine et ses métabolites, 49 kg d'atrazine et de ses produits de dégradation, 8 kg de dinoterbe, 8 kg de linuron et 4 kg de simazine. De plus, 115 kg de glyphosate (herbicide d'origine diverse et agricole) ont été détectés en 2017 (77 kg en 2016, 18 kg en 2015, 121 kg en 2014) ainsi que 141 kg d'AMPA. Notons que l'atrazine comme la simazine sont interdits dans l'UE depuis 2003 et en Suisse depuis 2012 ; certains agriculteurs et plus particulièrement des 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 ≤ 0.010 µg/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 2017 ne proviennent plus de la production industrielle. Les quantités de produits phytosanitaires d'origine industrielle sont à présent réduites à seulement 11 kg/an cette année avec la présence de cyprodinil (4 kg), cyproconazole (2 kg) de bicyclopyrone (3 kg) et du dimetachlore (1 kg).

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

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

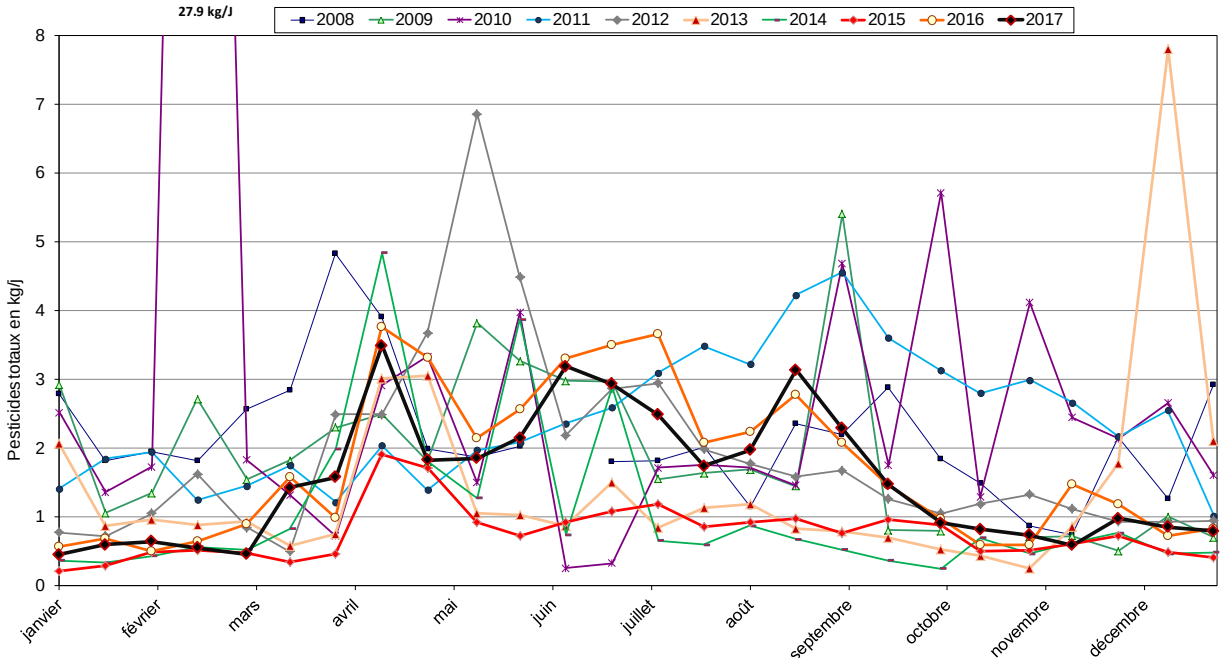


Figure 3 : Moyenne des charges journalières en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2008 à 2017.

Figure 3 : Average daily loads of pesticides in the Rhône river from 2008 to 2017.

En 2017, la charge annuelle totale de pesticides d'origine industrielle calculée à partir des échantillons des eaux du Rhône se situe autour des 11 kg (figure 4), en nette baisse par rapport aux années précédentes 2016 (103 kg), 2015 (82 kg) et 2014 (128 kg). En 2017, elle ne représente plus que 1% des valeurs maximales mesurées en 2006 (1'450 kg). Les valeurs d'autocontrôle fournies par l'industrie donnent une charge globale supérieure (69 kg) alors qu'elles étaient inférieures en 2016. Les charges fournies par l'industrie sont sans doute plus réalistes que celle calculées depuis les eaux du Rhône, puisque qu'elles sont calculées sur des concentrations plus élevées et multipliées par de plus faibles débits, contrairement à la situation dans les eaux du Rhône. Les autocontrôles sont définis dans les autorisations de déversement délivrées aux industries sur une durée limitée ; elles permettent notamment un suivi analytique des eaux en sortie de STEP et le calcul de charges.

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

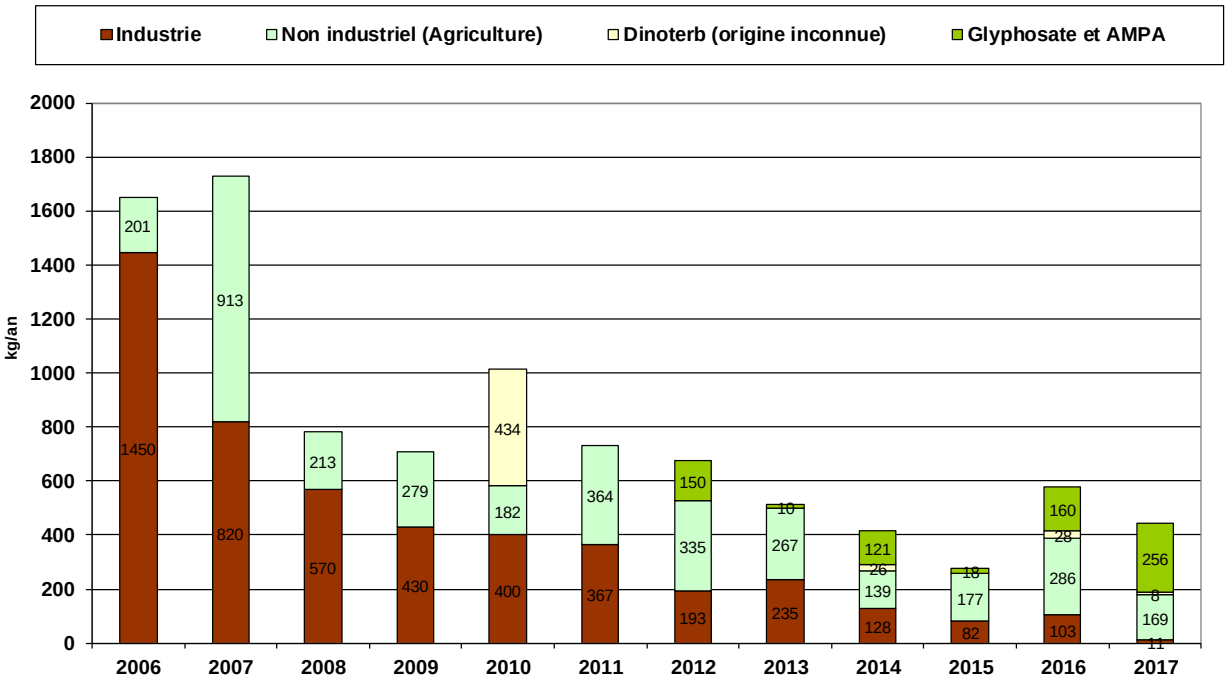


Figure 4 : Charges annuelles totales en pesticides ayant transités dans le Rhône de 2006 à 2017.

Figure 4 : Total annual pesticide loads from the Rhône River from 2006 to 2017.

L'augmentation des charges d'origine agricole qui avait été observée en 2016 peut probablement être mise en relation avec les conditions météorologiques enregistrées avec une pluviométrie particulièrement intense en début d'année. Le premier semestre 2016 s'est régionalement terminé au Nord des Alpes avec les sommes de précipitations les plus élevées depuis le début des mesures en 1864. Il était déjà tombé au 30 juin l'équivalent de 75 à 90% des valeurs annuelles (MétéoSuisse 2017). En 2017, les charges d'origine agricole restent hautes malgré une pluviométrie plus clémente, les précipitations annuelles dans les vallées des Alpes valaisannes n'ont mesuré que l'équivalent de 60 à 80% de la norme. Pour les températures, au Grand-Saint-Bernard et à Sion, il s'agit de la troisième année la plus chaude depuis le début des mesures en 1864 (MétéoSuisse 2018).

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

Les deux mesures ponctuelles (échantillons moyen 24h) réalisées en 2017 montrent la présence de dinoterbe en mars à Martigny et en aval de Monthey et aucune substance détectée en novembre. En février 2014, la présence de dinoterbe, herbicide d'origine inconnue, avait été retrouvée avec une concentration de 0.49 µg/L en amont de Monthey (BERNARD et MANGE, 2015), le même phénomène s'était reproduit en février 2016 avec des teneurs de 0.1 µg/L en amont de Viège et 0.64 µg/L en aval de Monthey (BERNARD, FAUQUET et MANGE, 2017). Lors de ces campagnes de mesures ponctuelles en période d'étiage du Rhône, l'impact des sites industriels était peu ou faiblement marqué.

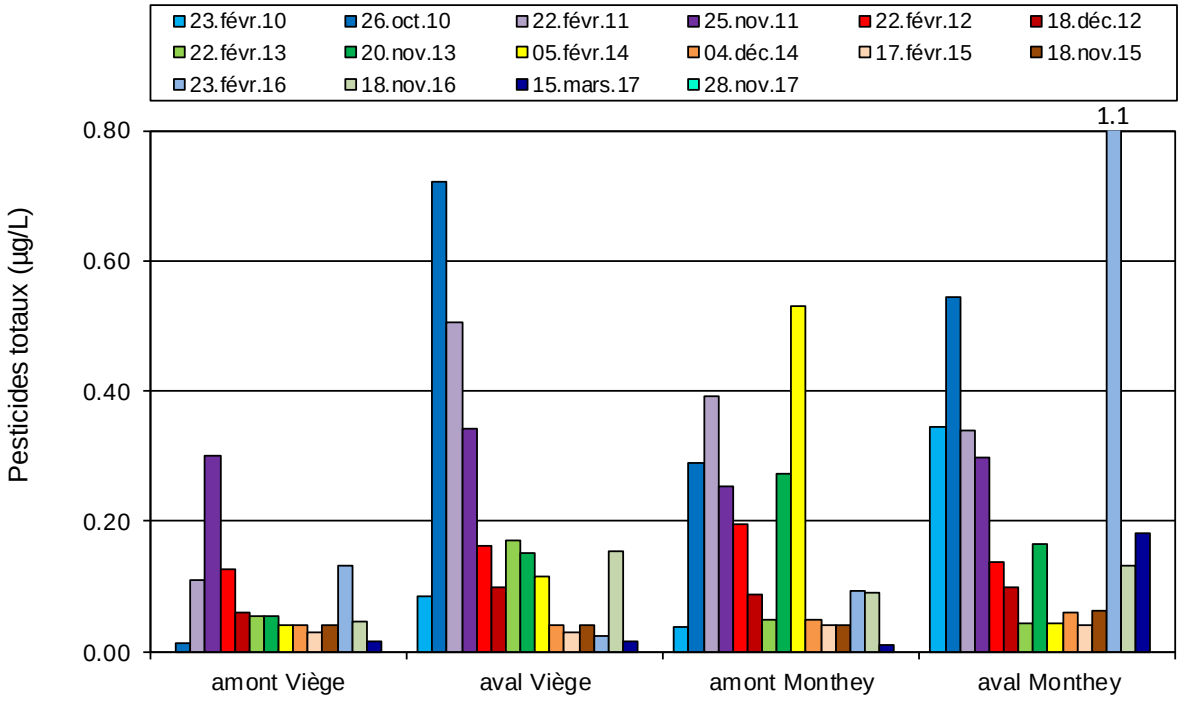


Figure 5 : Somme des concentrations en pesticides dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et Monthey de 2010 à 2017.

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 2017.

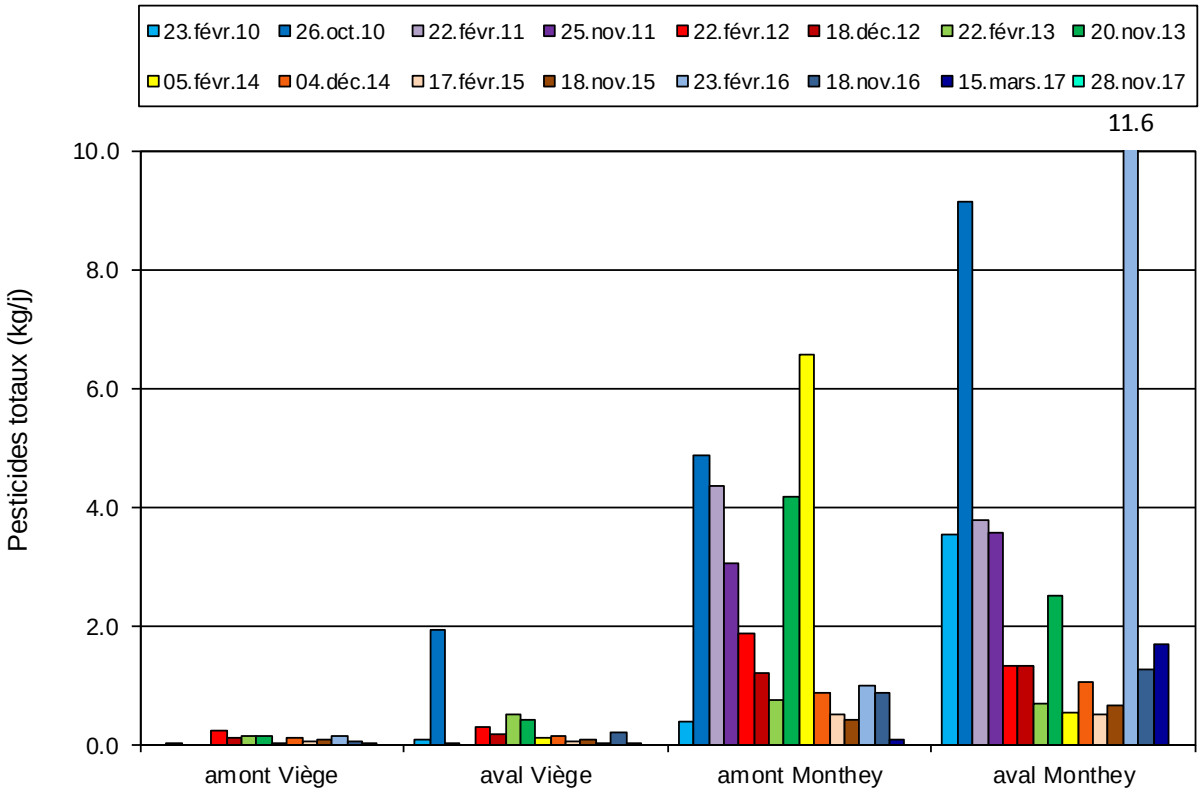


Figure 6 : Charges en pesticides calculées dans le Rhône en amont et en aval des sites industriels de Viège et de Monthey de 2010 à 2017.

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 2017.

4.4 PRODUITS PHARMACEUTIQUES

Suite aux recherches de principes actifs de médicaments menées en 2005 dans le Léman et à l'observation d'importants rejets industriels (EDDER et al., 2006), cinq produits pharmaceutiques (mépivacaïne, carbamazépine, ticlopidine, prilocaïne, irbésartan) ont été analysés systématiquement dans les eaux du Rhône à partir du mois de septembre 2006. En 2017, 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	0.07	0.01
Carbamazépine	Anti-épileptique	détecté	<0.01
Carbidopa	Traite Parkinson	<0.01	<0.01
Carisoprodole	Relaxant musculaire	<0.01	<0.01
Déanol	Antiasthénique	<0.01	<0.01
Diclofénac	Analgésique	0.04	0.02
Irbésartan	Anti-hypertenseur	0.02	0.01
Mémantine	Maladie d'Alzheimer	0.12	0.02
Mépivacaïne	Anesthésiant	0.11	0.02
Métformine	Antidiabétique	0.96	0.44
Méthénéamine	Antibiotique	0.34	0.05
Picoxystrobine	Antifongique	<0.01	<0.01
Prilocaïne	Antiviral	0.04	0.01
Propofol	Anesthésique	0.04	<0.01
Ribavarine	Virucide	<0.5	<0.5
Sulfaméthoxazole	Antibiotique	<0.01	<0.01
Ticlopidine	Anti-coagulant	<0.01	<0.01
Trimétazidine.2HCl	Anti-angineux	<0.01	<0.01
Xipamide	Diurétique	<0.01	<0.01
API 1		<0.01	<0.01
API 2		<0.01	<0.01
API 3		<0.01	<0.01
API 4		détecté	<0.01
API 5		<0.01	<0.01
API 6		<0.05	<0.05
API 7		<0.01	<0.01
API 8		détecté	<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 (API 1 à API 11 non nommés pour des raisons de confidentialité) ont été également suivies au cours de l'année. Deux de ces substances ont été détectées 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 en 2017 pour certains produits pharmaceutiques d'origine industrielle comme la mémantine et la mépivacaïne s'avèrent bien présentes (respectivement 0.12 et 0.11 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 0.44 µg/L et au maximum 0.96 µg/L (respectivement 0.38 µg/L et 0.91 µg/L en 2016), c'est l'une des substances pharmaceutiques la plus concentrée dans les eaux de surface puisqu'également retrouvée dans les eaux du Léman à une concentration moyenne de 0.35 µg/L (KLEIN, 2016 et 2017).

Pour l'année 2017 comme pour 2016 et 2015, on observe des concentrations totales plus élevées tout le long de d'année du fait de la prise en compte de la metformine, d'origine domestique et non analysée les années précédentes. Le pic présent en février est dû à la forte présence de metformine non industrielle, peut s'expliquer par le régime de basses eaux conjointement à l'augmentation de la population pendant la saison hivernale de février (figure 7).

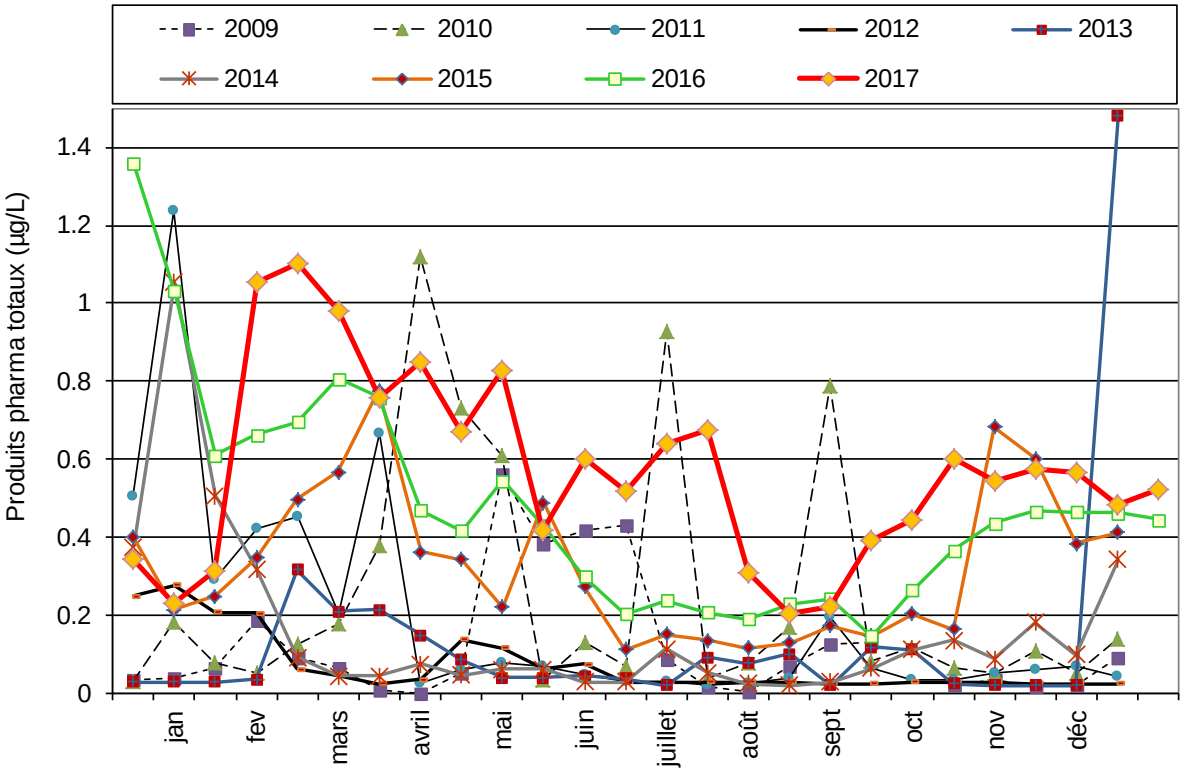


Figure 7 : Somme des concentrations des produits pharmaceutiques analysés au cours de l'année dans le Rhône à la Porte du Scex de 2009 à 2017.

Figure 7 : Sum of pharmaceutical concentrations analyzed during the year in the Rhône River at the Porte du Scex from 2009 to 2017.

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

Ainsi, les apports annuels de méthenamine également appelé urotropine, mémantine et mépivacaine au Rhône s'élèvent respectivement à 381, 116, 66 kg de matière active, ce qui représente une moyenne annuelle de 1044 g, 318 g et 181 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 la bupivacaine (29 kg) et la prilocaine (29 kg), également d'origine industrielle avec des dépassements enregistrés au cours de l'année. La metformine, d'origine uniquement domestique et nouvellement analysée en 2016, représente une charge très importante : 1840 kg/an (1722 kg en 2016), soit un rejet moyen de 5 grammes 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, cumule 85 kg par an.

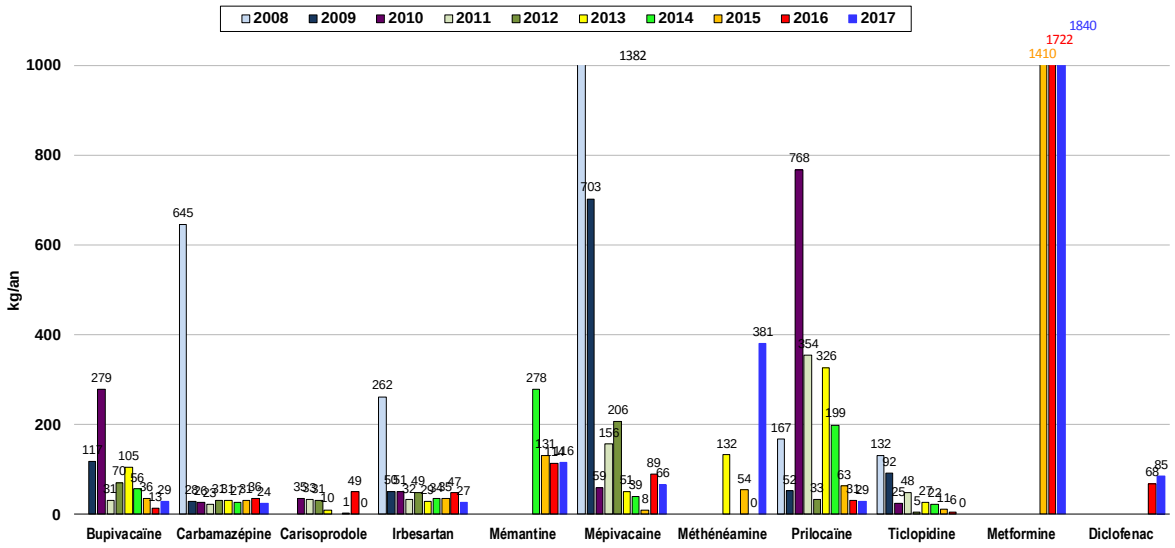


Figure 8 : Charges calculées (en kg/an) en produits pharmaceutiques retrouvés dans les eaux du Rhône de 2008 à 2017.

Figure 8 : Calculated pharmaceutical loads (in kg/an) detected in the Rhône River between 2008 and 2017.

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.

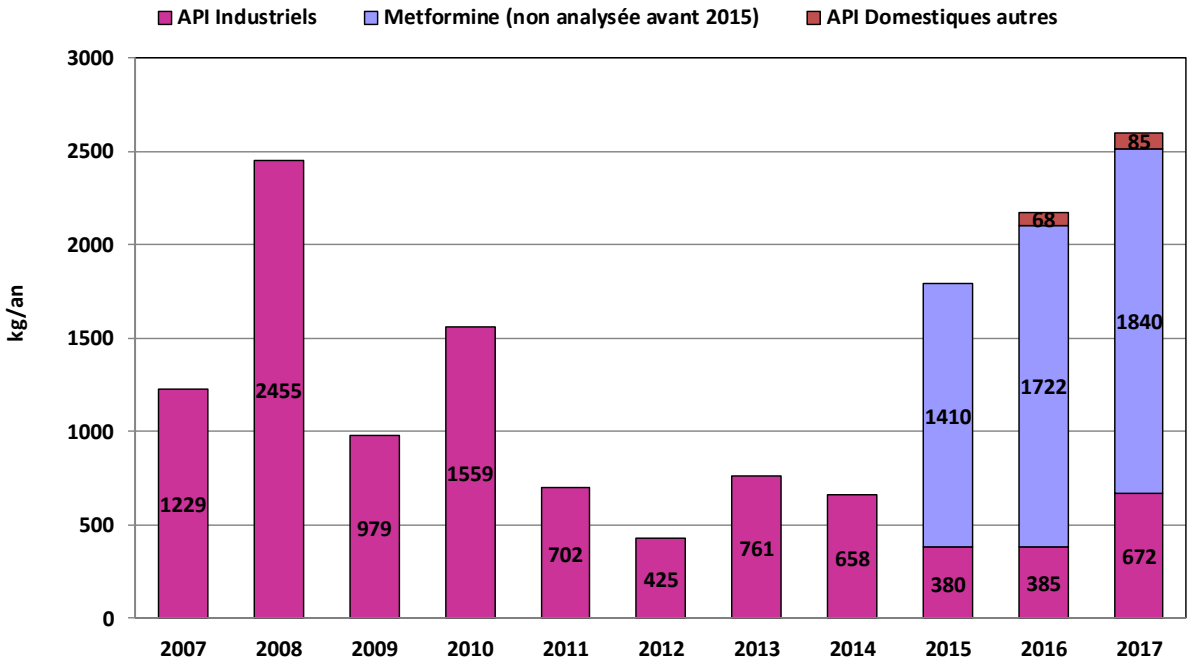


Figure 9 : Evolution des charges annuelles des produits pharmaceutiques dans le Rhône à la Porte du Scex de 2007 à 2017.

Figure 9 : Evolution of pharmaceutical annual load analyzed in the Rhône River at Porte du Scex from 2007 to 2017.

Les charges des substances pharmaceutiques d'origine industrielle retrouvées dans les eaux du Rhône en 2017 (figure 9) sont à nouveau à la hausse par rapport à la période antérieure, elles s'élèvent à 672 kg/an, comparées aux 385 kg en 2016 et 380 kg pour les médicaments recherchés.

Nous constatons que, si au cours de l'année 2012 une nette amélioration des charges rejetées pour les API et qu'aucun dépassement (200 g/j) ne s'était produit depuis la fin juin 2012, cette maîtrise n'a pas été tenue au cours des années qui ont suivi. Depuis l'année 2015, l'industrie a augmenté ses contrôles internes et a pu réduire les pertes de substances. Il en résulte que les dépassements de la valeur de 200 g/j ont pu être réduits. L'industrie concernée a finalement mis en place un traitement complémentaire des effluents rejetés par sa

station d'épuration au moyen de filtres à charbons actifs en 2017 ; la mise en service du système a toutefois pris plus de temps que prévu avec encore de nombreux rejets au cours de l'année. Les résultats du dernier trimestre 2017 s'améliorent nettement puisqu'aucun dépassement n'a été enregistré.

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 2017 sur les échantillons moyens de 14 jours varient entre 0.02 µg/L et 0.10 µg/L avec une moyenne de 0.05 µg/L. Les concentrations demeurent relativement constantes durant toute l'année. Le flux annuel 2017 (221 kg) est équivalent à celui de 2016, 2013 et 2012 (figure 10), il avait baissé en 2014 et 2015 à 71 kg/an.

Le tolyltriazole analysé depuis 2010 présente en 2017 des valeurs variant entre la limite de quantification (0.01 µg/L) et 0.05 µg/L avec une moyenne de 0.026 µg/L. Le flux annuel s'élève à 107 kg et semble encore plus fluctuant que le benzotriazole.

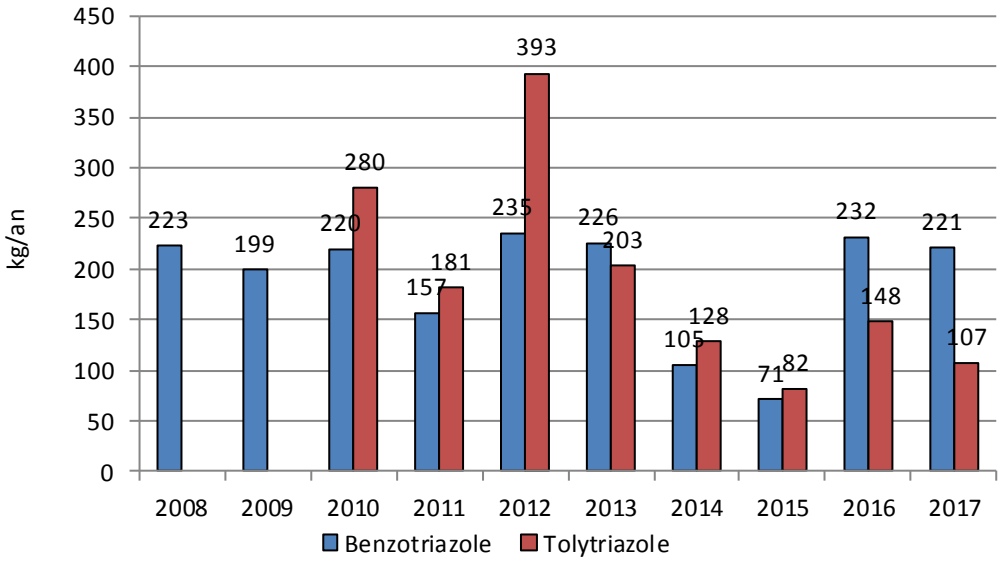


Figure 10 : Evolution des charges en Benzotriazole et en Tolyltriazole mesurées dans le Rhône à la Porte du Scex de 2008 à 2017

Figure 10 : Evolution of Benzotriazole and Tolyltriazole loads in the Rhône River at Porte du Scex between 2008 and 2017

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

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

Le 1,4-dioxane est un di-éther cyclique, solvant très soluble dans l'eau, stable, peu volatil, très peu biodégradable dans les STEP et non adsorbable par les filtres à charbon actif. Il est classé par le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) dans la catégorie 2B (cancérogène possible pour l'homme). Son seuil d'écotoxicité pour l'environnement est assez haut (PNEC : 10 mg/l).

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

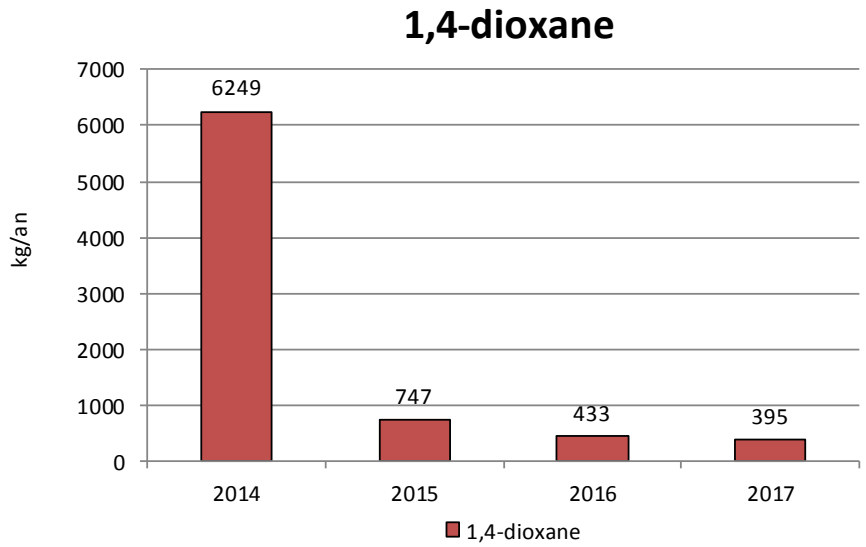


Figure 11 : Concentrations en 1,4-dioxane décelées dans le Rhône à la Porte du Scex en 2014, 2015 et 2016.

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 2017 pour les échantillons moyens de 14 jours varient entre la limite de quantification (0.2 µg/L) et 0.4 µg/L. La charge annuelle calculée pour l'année 2017 s'élève à 395 kg, alors qu'elle était de 433 kg en 2016, 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.

Au cours de l'année 2017 les 26 échantillons récoltés sur les eaux du Rhône ont également fait l'objet d'analyses du cuivre et du zinc dissous avec une limite de quantification de 5 µg/L ; seuls deux échantillons (2 et 17 de l'annexe 1) ont révélé la présence de cuivre avec des concentrations limitées à 10 µg/L.

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 (WITTMER et al. 2014).

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

4.7 OBSERVATION DES EAUX SOUTERRAINES ET GROUPE STRATÉGIE MICROPOLLUANTS EN VALAIS

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

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

5. CONCLUSION

La charge des produits phytosanitaires d'origine non industrielle transitant par le Rhône évolue peu en 2017 par rapport à 2016, principalement à cause des herbicides toujours bien présents, elle atteint environ 433 kg contre 475 kg en 2016, et 195 kg en 2015. Si l'augmentation des charges d'origine agricole peut probablement être mise en relation avec les conditions météorologiques, particulièrement pluvieuses en début d'année 2016, 2017 est plutôt considérée comme une année avec un déficit hydrique. Les charges proviennent essentiellement des herbicides comme le glyphosate et l'AMPA qui cumulent 256 kg, suivis par les triazines (atrazine, simazine et terbuthylazine) avec leurs produits de dégradation, soit 130 kg. La réduction des rejets industriels permet de réduire les charges de pesticides (production propre ou formulation) autour des 11 kg/an contre 103 kg/an en 2016, 82 kg/an en 2015 et 128 kg/an en 2014, ce qui ne représente plus que 1% des quantités calculées pour l'année 2006. Ces résultats attestent de l'efficacité des mesures mises en œuvre par les industries concernées.

Pour les principes actifs pharmaceutiques d'origine industrielle, les charges cumulées des 16 substances prises en compte en 2017 remontent à 672 kg par rapport au 385 kg de 2016 et 380 kg de 2015. L'autocontrôle de suivi des API par l'industrie présentait encore en 2017 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 1.8 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 (mépïvacaine, 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 mis en place en 2017 a montré son efficacité sur le dernier trimestre 2017.

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

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

BIBLIOGRAPHIE

BERNARD, M. et MANGE, P (2015) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 144-162.

BERNARD, M., FAUQUET, L. et MANGE, P (2017) : Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 125-142

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 nov. 2016.

DOPPLER, T. MANGOLD, S. WITTMER, I. SYCHER, S. COMTE, R. STAMM, C. SINGER, H. JUNGHANS, M. KUNZ, M (2017) : Hohe PSM-Belastung in schweizer Bächen. Aqua & Gaz n°4, 46-56.

EDDER, P., ORTELLI, D. et RAMSEIER, S (2006) : Métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 65-87.

HART, D., DAVIS, LC., ERICKSON, LE. et CALLENDER, TM. (2004) : Sorption and partitioning parameters of benzotriazole compounds. Microchem J 77, 9-7.

KLEIN, A. (2016) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2015, p. 64-74.

KLEIN, A. (2017) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2016, p. 63-80.

KLEIN, A. et PLAGELLA, C. (2018) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2017, p. 67-85.

LANGER, M., JUNGHANS, M., SPYCHER, S., KOSTER, M., BAUMGARTNER, C., VERMEIRSEN, E., WERNER, I. (2017) : Hohe Ökotoxikologische Risiken in Bächen. Aqua & Gaz n°4, 58-68.

METEOSUISSE (2017) : Bulletin climatologique année 2016. Genève, 10 p.

METEOSUISSE (2018) : Bulletin climatologique année 2017. Genève, 12 p.

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

OEAUX (1989) Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1989 (OEaux RS 814.201).

ROSSI, L.et CHESAUX, L. (2013) : sources diffuses de micropolluants dans le Léman : Etude de bassins versant spécifiques et définition d'outils d'extrapolation. Rapport d'étude de l'EPFL, laboratoire de technologie écologique (ECOL), sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV). EPF Lausanne, 101 p + Annexes.

SPE-VS Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, (2008) : Groupe Stratégie micropolluants – Valais, Ligne directrice du 24 juin 2008.

VARGAS, S. (2017) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut, Campagne 2016, 227-231.

WITTMER, I. JUNGHANS, H. SINGER, H. et STAMM, C. (2014) : Micropolluants – statégie d'évaluation pour les micropolluants organiques de sources non ponctuels. Etude réalisée sur mandat de l'OFEV. Eawag, Dübendorf

WITTMER, I., MOSCHET. C., SIMOVIC. J., SINGER. H., STAMM. C., HOLLENDER. J.,JUNHANS. M., LEU. C. (2014) : über 100 Pestizide in Flissgewässern, 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	
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	Limite quantification	03.01.2017	16.01.2017	30.01.2017	13.02.2017	27.02.2017	13.03.2017	27.03.2017	11.04.2017	25.04.2017	08.05.2017	22.05.2017	06.06.2017	19.06.2017	03.07.2017	17.07.2017	31.07.2017	14.08.2017	28.08.2017	11.09.2017	25.09.2017	09.10.2017	23.10.2017	06.11.2017	20.11.2017	04.12.2017	18.12.2017	Maxi
		NA = non analysé, case vide = non détecté, bmdl = inférieur au seuil de quantification																										
Abamectin	<0.10																											0
Alachlor	<0.01																											0
Amidosulfuron	<0.01																											0
AMPA	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.06	0.081	0.0755	0.053	0.0355	0.05	0.044	0.033	0.017	0.0175	0.021	0.03	0.028	0.02	0.027	0.028	0.031	0.024	0.017	0.0275	0.0215	0.081
Atrazine	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.005
Atrazine-2-hydroxy	<0.01												bmdl	bmdl														0.005
Atrazine-desethyl	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.005
Atrazine-desisopropyl	<0.01														bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.005
Azoxystrobin	<0.01																											0
Benoxacor	<0.01																											0
Bentazone	<0.01																											0
Benzonatate	<0.01				bmdl																							0.005
Bicyclopyrone	<0.01													bmdl	bmdl													0.005
Boscalid	<0.01																											0
Carbendazim	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl			bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl		bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.005
Carbofuran	<0.01																											0
Chlodinafop-propargyl	<0.10																											0
Chloridazone	<0.01																											0
Chlorotoluron	<0.01																											0
Clofentezine	<0.01																											0
Clomazone	<0.01																											0
Cyproconazole	<0.01				bmdl	bmdl		bmdl																				0.005
Cyprodinil	<0.01				bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl																	0.005
Cyromazin	<0.01																											0
Diafenthiuron	<0.02																											0
Diazinon	<0.01																											0
Dichlorobenzamide	<0.01																											0
Dicrotophos	<0.01																											0
Dicyclanil	<0.02																											0
Difenoconazol	<0.01																											0
Difenoxuron	<0.01																											0
Dimefuron	<0.01																											0
Dimethachlor	<0.01						bmdl																					0.005
Dimethoate	<0.01																											0
Dimethomorph	<0.01																											0
Dinoseb	<0.01																											0
Dinoterb	<0.01													bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl										0.005
Diuron	<0.01																											0
Endosulfan sulfate	<0.01																											0
Ethoxysulfuron	<0.10																											0
Fenarimol	<0.01																											0
Fenhexamide	<0.01																											0
Fenpropidin	<0.01																											0
Fenpropimorph	<0.01																											0
Fenpyrazamine	<0.01																											0
Fenuron	<0.01																											0
Fluazifop-butyl	<0.01																											0
Fluazinam	<0.01																											0
Fludioxonil	<0.01																											0
Fluométuron	<0.01																											0
Fluroxypyr	<0.01																											0
Flurprimidol	<0.01																											0
Flusilazole	<0.01																											0
Foramsulfuron	<0.01																											0
Furathiocarb	<0.01																											0
Glufosinate	<0.01																											0
Glyphosate	<0.01	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	bmdl	0.0325	0.0215	0.0945	0.045	0.0645	0.051	0.0325	0.023	0.02	0.018	0.027	0.0285	0.027	0.017	0.018	0.017	0.018	bmdl	0.0155	bmdl	bmdl	0.0945
Hexaflumuron	<0.01																											0
Indoxacarb	<0.01																									0.01		0.01
Iodosulfuron-methyl	<0.01						0.02	bmdl																				0.024
Isoproturon	<0.01																											0
Isopyrazam	<0.01																											0
Isoxaben	<0.01																											0
Lenacil	<0.01																											0
Linuron	<0.01							bmdl	0.0555	bmdl																		0.056
Lufenuron	<0.01																											0
Mandipropamid	<0.01																											0
Mecoprop	<0.01																											0
Mepanipyrim	<0.01																											0
Mesotrion	<0.01																											0
Metalaxyl	<0.01				bmdl	bmdl																						0.005
Methidathion	<0.01																											0
Methoxyfenoside	<0.01																											0
Metolachlor	<0.01																											0

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	
Date de fin de prélèvement moyen 14 jours	Limite quantification	03.01.2017	16.01.2017	30.01.2017	13.02.2017	27.02.2017	13.03.2017	27.03.2017	11.04.2017	25.04.2017	08.05.2017	22.05.2017	06.06.2017	19.06.2017	03.07.2017	17.07.2017	31.07.2017	14.08.2017	28.08.2017	11.09.2017	25.09.2017	09.10.2017	23.10.2017	06.11.2017	20.11.2017	04.12.2017	18.12.2017	Maxi
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																											0
Pretilachlor	<0.01																											0
Profenofos	<0.01																											0
Prometryn	<0.01																											0
Propamocarb	<0.01																											0
Propanil	<0.01																											0
Propiconazol	<0.01						*bmdl*	*bmdl*																				0.005
Propoxur	<0.01																											0
Prosulfocarb	<0.01																											0
Pymetrozine	<0.01																											0
Pyrifenox	<0.01																											0
Pyriftalid	<0.01																											0
Simazine	<0.01				*bmdl*	*bmdl*			*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																											0
Tebufenpyrad	<0.01																											0
Tebutam	<0.01																											0
Teflubenzuron	<0.01																											0
Terbumeton	<0.01																											0
Terbuthylazine	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	**0.057**	**0.019**	**0.0125**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*		*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.057
Terbuthylazine-2-hydroxy	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*			*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*		*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.005
Terbuthylazine-desethyl	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*			*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*		*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.005
Terbutryn	<0.01																											0
Thiabendazole	<0.01												*bmdl*	*bmdl*														0.005
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)		0.040	0.040	0.040	0.065	0.060	0.147	0.143	0.318	0.157	0.143	0.131	0.117	0.106	0.082	0.076	0.073	0.099	0.09	0.067	0.075	0.08	0.079	0.064	0.0675	0.0775	0.0615	0.318
Benzotriazole	<0.01	**0.043**	**0.046**	**0.043**	**0.0785**	**0.102**	**0.0865**	**0.062**	**0.0895**	**0.082**	**0.08**	**0.065**	**0.0315**	**0.022**	**0.026**	**0.0315**	**0.031**	**0.016**	**0.028**	**0.02**	**0.042**	**0.062**	**0.068**	**0.05**	**0.064**	**0.051**	**0.0435**	0.102
Tolyltriazole	<0.01	**0.035**	**0.029**	**0.023**	**0.035**	**0.043**	**0.046**	**0.033**	**0.051**	**0.035**	**0.031**	**0.026**	**0.015**	**0.011**	**0.012**	**0.019**	**0.014**	*bmdl*	**0.013**	**0.012**	**0.019**	**0.025**	**0.031**	**0.028**	**0.024**	**0.026**	**0.0245**	0.051
1.4-dioxane	<0.2							**0.400**	0.300	0.200							0.2		0.2	0.300	0.4						0.2	0.400
Produits pharma																												
Bupivacaine	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*			**0.0735**	**0.029**	**0.0115**	**0.026**	*bmdl*	*bmdl*						**0.0155**								0.074
Carbamazepine	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*		*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.000
Carbidopa	<0.01																											0.000
Carisoprodol	<0.01																											0.000
Deanol	<0.10																											0.000
Diclofenac	<0.01	**0.026**	**0.019**	**0.018**	**0.029**	**0.025**	**0.0285**	**0.014**	**0.018**	**0.030**	**0.012**	**0.017**	*bmdl*	*bmdl*	**0.019**	**0.0145**	**0.031**	*bmdl*	**0.011**	***bmdl***	**0.021**	**0.035**	**0.0265**	**0.025**	**0.036**	**0.018**	***bmdl***	0.036
Irbersartan	<0.01	**0.0105**	*bmdl*	*bmdl*	**0.0165**	**0.020**	**0.015**	**0.018**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*				*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.020
Memantine	<0.01	**0.017**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*			*bmdl*	**0.018**	**0.123**	**0.109**	**0.102**	**0.036**	**0.032**	**0.022**	**0.012**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.123
Mepivacaine	<0.05	**0.016**	**0.015**	**0.103**	**0.1065**	**0.069**	**0.032**	*bmdl*	**0.013**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*						*bmdl*	*bmdl*	**0.021**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.107
Metformin	<0.01	**0.225**	**0.159**	**0.169**	**0.8645**	**0.962**	**0.9005**	**0.715**	**0.7235**	**0.572**	**0.654**	**0.243**	**0.299**	**0.261**	**0.242**	**0.295**	**0.249**	**0.1675**	**0.179**	**0.2215**	**0.35**	**0.505**	**0.4915**	**0.519**	**0.501**	**0.437**	**0.4865**	0.962
Metheneamine	<0.05								*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	**0.182**	**0.200**	**0.337**	**0.3305**	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	**0.113**	**0.055**			*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.337
Picoxystrobin	<0.01																											0.000
Prilocaine	<0.01	**0.039**	**0.016**	*bmdl*	**0.024**	**0.011**					*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*		*bmdl*	*bmdl*			*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	0.039
Propofol	<0.01																					**0.0405**						0.041
Ribavarine	<0.50																											0.000
Sulfometoxazole	<0.10																											0.000
Ticlopidine	<0.01																											0.000
Trimetazidine.2HCl	<0.01																											0.000
Xipamide	<0.01																											0.000
Total (API)		0.344	0.229	0.315	1.056	1.102	0.981	0.757	0.848	0.669	0.826	0.420	0.603	0.517	0.640	0.677	0.307	0.203	0.22	0.391	0.446	0.6005	0.543	0.574	0.567	0.485	0.5215	1.102
Débit du Rhône	(m^3/s)	116	153	164	97	81	92	111	98	104	104	136	256	273	296	228	240.13	297	236.18	202	113.16	102.51	91.698	106.02	144.54	145.75	149.19	297

Tableau 2 : Résultats des analyses

Table 2 : Results of the analyses

Scitec Id		01	02	05	03	04		01	02	05	03	04
Lieu du prélèvement (moyen 24h)	Limite de quantification	Rhône Raron (Amont Viège)	Rhône Turtmann (Aval viège)	Rhône Martigny	Rhône Amont Monthey	Rhône Aval Monthey		Rhône Raron (Amont Viège)	Rhône Turtmann (Aval viège)	Rhône Martigny	Rhône Amont Monthey	Rhône Aval Monthey
Date de l'échantillon		15.03.2017	15.03.2017	15.03.2017	15.03.2017	15.03.2017		28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017
	NA = non analysé, case vide = non détecté, bmdl = inférieur au seuil de quantification											
Abamectin	<0.10											
Alachlor	<0.01											
Amidosulfuron	<0.01											
Atrazine	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*		*bmdl*						
Atrazine-2-hydroxy	<0.01											
Atrazine-desethyl	<0.01											
Atrazine-desisopropyl	<0.01											
Azoxystrobin	<0.01											
Benoxacor	<0.01											
Bentazone	<0.01											
Benzonatate	<0.01											
Bicyclopyrone	<0.01											
Boscalid	<0.01											
Carbendazim	<0.01											
Carbofuran	<0.01											
Chlodinafos-propargyl	<0.10											
Chloridazon	<0.01											
Chlorotoluron	<0.01											
Clofentezine	<0.01											
Clomazone	<0.01											
Cyproconazol	<0.01											
Cyprodinil	<0.01					*bmdl*						
Cypromazin	<0.01											
Diafenthiuron	<0.01											
Diazinon	<0.01											
Dichlorobenzamide	<0.01											
Dicrotophos	<0.01											
Dicyclanil	<0.01											
Difenoconazol	<0.01											
Difenoxuron	<0.01											
Dimefuron	<0.01											
Dimethachlor	<0.01											
Dimethoate	<0.01											
Dimethomorphe	<0.01											
Dinoseb	<0.01											
Dinoterb	<0.01	*bmdl*	0.011	0.25	*bmdl*	0.157						
Diuron	<0.01											
Endosulfan sulfate	<0.01											
Ethoxysulfuron	<0.10											
Fenarimol	<0.01											
Fenhexamide	<0.01											
Fenpropidin	<0.01											
Fenpropimorph	<0.01											
Fenpyrazamine	<0.01											
Fenuron	<0.01											
Fluazifop-butyl	<0.01											
Fluazinam	<0.01											
Fludioxonil	<0.01											
Fluométuron	<0.01											
Fluroxypyr	<0.01											
Flurprimidol	<0.01											
Flusilazole	<0.01											
Foramsulfuron	<0.01											
Furathiocarb	<0.01											
Hexaflumuron	<0.01											
Indoxacarb	<0.01											
Iodosulfuron-methyl	<0.01			*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*						
Isoproturon	<0.01											
Isopyrazam	<0.01											
Isoxaben	<0.01											
Lenacil	<0.01											
Linuron	<0.01											
Lufenuron	<0.01											
Mandipropamide	<0.01											
Mecoprop	<0.01											
Mepanipyrim	<0.01											
Mesotrion	<0.01											
Metalaxyl	<0.01											
Methidathion	<0.01											
Methoxyfenoside	<0.01											
Metolachlor	<0.01											
Metoxuron	<0.01											
Metsulfuron-methyl	<0.01											
Molinate	<0.01											
NOV-14-BOC	<0.01											
Orthosulfamuron	<0.01											
Oryzalin	<0.01											
Oxadixyl	<0.01											
Penconazole	<0.01											
Phosalone	<0.01											
Picoxystrobin	<0.01											

Scitec Id		01	02	05	03	04		01	02	05	03	04
Lieu du prélèvement (moyen 24h)	Limite de quantification	Rhône Raron (Amont Viège)	Rhône Turtmann (Aval viège)	Rhône Martigny	Rhône Amont Monthey	Rhône Aval Monthey		Rhône Raron (Amont Viège)	Rhône Turtmann (Aval viège)	Rhône Martigny	Rhône Amont Monthey	Rhône Aval Monthey
Date de l'échantillon		15.03.2017	15.03.2017	15.03.2017	15.03.2017	15.03.2017		28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017	28.11.2017
Pinoxaden	<0.01											
Pirimicarb	<0.01											
Pretilachlor	<0.01											
Profenofos	<0.01											
Prometryn	<0.01											
Propamocarb	<0.01											
Propanil	<0.01											
Propiconazol	<0.01					*bmdl*						
Propoxur	<0.01											
Prosulfocarb	<0.01											
Pymetrozine	<0.01											
Pyrifenox	<0.01											
Pyriftalid	<0.01											
Simazine	<0.01											
Simazine-2-hydroxy	<0.01											
Solatenol	<0.01											
Spinosad A	<0.01											
Spiroxamine	<0.01											
Tebuconazol	<0.01											
Tebufenpyrad	<0.01											
Tebutam	<0.01											
Teflubenzuron	<0.01											
Terbumeton	<0.01											
Terbuthylazine	<0.01	*bmdl*		*bmdl*		*bmdl*						
Terbuthylazine-2-hydroxy	<0.01			*bmdl*								
Terbuthylazine-desethyl	<0.01											
Terbutryn	<0.01											
Thiabendazol	<0.01											
Thiobencarb	<0.01											
Thiocyclam	<0.01											
Trifloxystrobin	<0.01											
Trifloxysulfuron	<0.01											
Triflumuron	<0.01											
Trifluralin	<0.10											
Benzotriazole	<0.01	0.048	0.047	0.066	0.089	0.073		0.02	0.03	0.04	0.06	0.08
Tolyltriazole	<0.01	0.021	0.025	0.028	0.026	0.035			0.01	0.02	0.02	0.03
1,4-dioxane	<0.2		2.4	1.15	0.9	1.1						
Produits pharma												
Bupivacaine	<0.01				*bmdl*	*bmdl*						
Carbamazepine	<0.01	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*	*bmdl*						
Carbidopa	<0.01	NA	NA	NA	NA	NA						
Carisoprodol	<0.01											
Deanol	<0.10											
Diclofenac	<0.01	0.031	0.028	0.02	0.021	0.025		0.04	0.03	0.02	0.04	0.03
Ibersartan	<0.00	0.012	0.01	0.011	0.012	0.013						
Memantine	<0.01											
Mepivacaine	<0.01				*bmdl*	*bmdl*						
Metformin	<0.01	0.86	0.666	0.597	0.668	0.731		0.31	0.56	0.4	0.6	0.97
Metheneamine	<0.05			0.067	0.065	0.145						
Prilocaine	<0.01											
Propofol	<0.01											
Ribavarine	<0.50											
Sulfamethoxazole	<0.10											
Ticlopidine	<0.10											
Trimetazidine.2HCl *	<0.01											
Xipamide	<0.01											

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 145-150*

FRAIE DU CORÉGONE DANS LE LÉMAN

WHITEFISH SPAWNING IN LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2017

PAR

Emilien LASNE, Jean GUILLARD et Chloé GOULON

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

RÉSUMÉ

Dans le cadre du développement d'indicateurs du changement climatique, un protocole de suivi de la phénologie de la reproduction du corégone (Coregonus lavaretus) a été mis en place au Léman. Des filets benthiques multimailles sont posés et relevés chaque semaine sur un site de référence où les poissons frayent régulièrement devant le site de l'INRA, pendant la période de reproduction soit de de fin novembre à début mars selon les années. Les opérations tests réalisées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Les données phénologiques obtenues les deux années de suivis semblent être en lien avec les données de températures relevées. Des adaptations de protocoles se sont avérées encore nécessaires et seront effectuées au cours de la saison 2017-2018. Le lien entre la phénologie et la température sera également étudié plus finement.

ABSTRACT

As part of the development of climate change indicators, a protocol for monitoring the reproductive phenology of whitefish (Coregonus lavaretus) has been set up in Lake Geneva. Multi-mesh benthic gillnets are set in and out each week on an area where whitefish usually spawn, in front of the INRA site, from late November to early March according to years. The test operations carried out in 2015-2016 confirmed the interest of the study and its feasibility. The phenological data obtained during the two years of follow-up seem to be linked with the temperature data recorded. Protocol adaptations have proved to be necessary and will be made during the 2017-2018 season. The link between phenology and temperature will also be studied more finely.

1. INTRODUCTION

Le changement climatique peut modifier la phénologie des organismes (Walther et al. 2002). Chez certaines populations de poisson du Léman, dont le cycle de reproduction est physiologiquement piloté par la température de l'eau, de telles modifications ont déjà été observées, par exemple pour la perche et le gardon (Gillet et Dubois 1995, 2007; Gillet et Quétin 2006). Le déclenchement de la fraie de la perche et du gardon nécessite des hausses de températures au printemps, et à l'inverse, le corégone et l'omble fraient à la fin de l'automne et au début de l'hiver lorsque les températures descendent en dessous d'une valeur seuil (7-8°C environ pour les deux espèces). Avec le changement climatique, ces valeurs seuils devraient être atteintes précocement pour les espèces d'eau chaude et plus tardivement pour les espèces d'eau froide, modifiant possiblement les dates de fraie pour ces espèces.

L'objectif est de réaliser un suivi sur le long terme de la phénologie de la fraie du corégone *(Coregonus lavaretus)* dans le Léman. Plus précisément, il s'agit : 1- d'estimer la date du début/de la fin de la fraie, son apogée et d'établir l'existence (ou non) d'un lien avec la température, 2- de caractériser les géniteurs présents sur le site de fraie (taille, âge, état physiologique). Les opérations tests menées en 2015-2016 ont permis de confirmer l'intérêt de l'étude et sa faisabilité. Les effectifs capturés sont apparus assez modestes, probablement à cause d'un faible effort de pêche, du type de filets utilisés et de la localisation. Les CEN sont des filets composés de plusieurs mailles dont certaines d'entre elles, les plus petites, ne sont pas capturantes pour ce type de populations. Ainsi, pour 2016-2017, des nouveaux filets composés de 6 panneaux de 5 m de long et 2 m de haut de mailles 19.5 mm, 24 mm, 29 mm, 40 mm, 50 mm et 60 mm ont été utilisés afin d'augmenter le niveau des captures et ainsi obtenir des données plus robustes et exploitables d'un point de vue statistique.

2. MATERIEL ET METHODE

Six filets benthiques ont été déployés devant le site de l'INRA, à raison de deux filets par profondeur 4, 8 et 12 m (Figure 1). La première pose a eu lieu avant la tombée de la nuit du 20 au 21 novembre, et la dernière avant celle du 8 au 9 mars, soit un total de 14 séquences. A chaque relève, les poissons sont mesurés, pesés, sexés et leur état de maturation est évalué. Leur âge est ensuite déterminé par lecture des écailles. La profondeur de positionnement du filet et la maille dans laquelle les poissons ont été capturés sont notées.

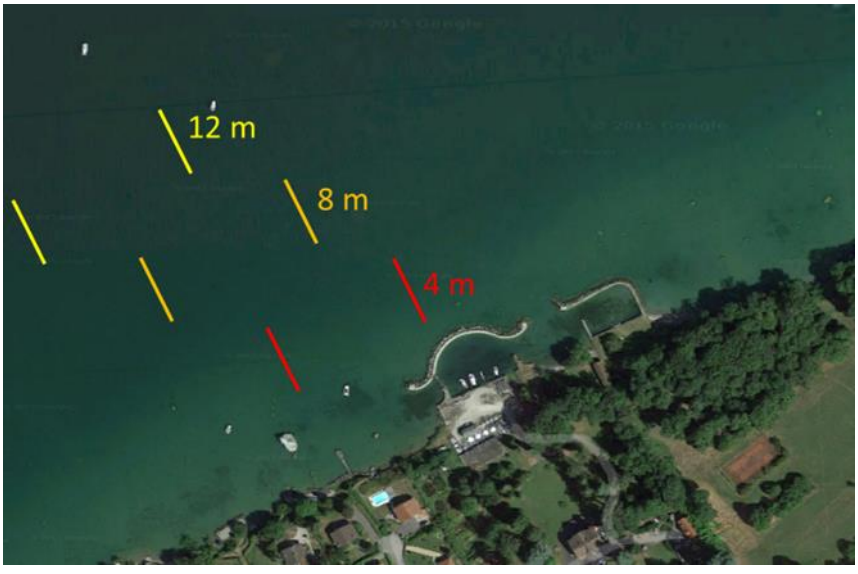


Figure 1 : Disposition théorique des filets à différentes profondeurs (4, 8 et 12 m) à proximité du port de l'INRA à Thonon.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Un total de 71 individus a été capturé durant les opérations de 2016-2017. Le 15 décembre (10 % de captures totales), la période de reproduction avait débuté. Elle a atteint son apogée le 29 décembre, date à laquelle 50 % des effectifs avaient été capturés et où les captures étaient les plus importantes (16 individus) (Figure 2).

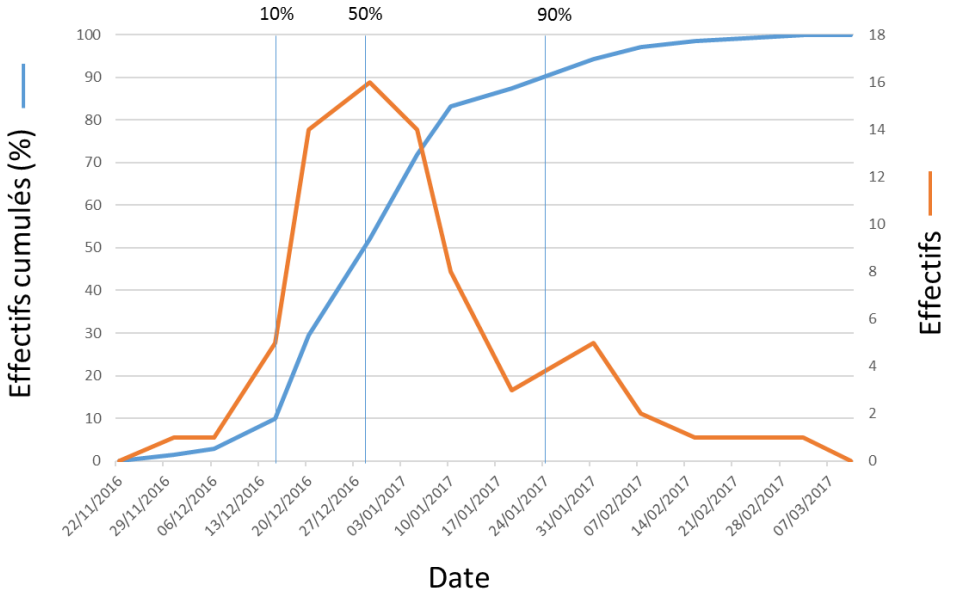


Figure 2 : Effectif bruts et cumulés de corégones capturés au cours de la saison de reproduction 2016-2017.

Les captures sont majoritairement composées de mâles (85% ;Tableau 1) en accord avec la littérature (Champigneulle et al. 1982). La taille moyenne est de 427 ± 37 mm et l'âge moyen de 2.9 ans (tableau 1). Les poissons jeunes (3 ans et moins) sont dominants en début de saison, et sont remplacés par des individus plus âgés (3 ans et plus) ensuite.

Tableau 1 : Synthèse des captures de corégones réalisées hiver 2016-2017

Date	Effectifs	Femelles	Mâles	Longueur totale, LT (mm)	LT min (mm)	LT max (mm)	Masse (g)
22/11/2016	0	-	-	-	-	-	-
30/11/2016	1	-	1	450	450	450	740,7
06/12/2016	1	1		451	451	451	892,3
15/12/2016	5	1	4	420 ± 38	360	455	709,8 ±223,5
20/12/2016	14	3	11	424 ±32	365	453	652,1 ±143,3
29/12/2016	16	3	13	424 ±49	350	525	626 ±253,5
05/01/2017	14	-	14	424 ±46	355	535	606,7 ±246,5
10/01/2017	8	2	6	442 ±22	400	465	636,9 ±68,5
19/01/2017	3	-	3	430 ±7	422	436	614 ±143,0
31/01/2017	5	1	4	431 ±46	354	474	613,6 ±183,7
07/02/2017	2	-	2	433 ±25	415	450	611,5 ±101,1
15/02/2017	1	-	1	410	410	410	597
03/03/2017	1	-	1	430	430	430	723
10/03/2017	0	-	-	-	-	-	-

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

Date	Classes d'âge (N)					
	1+	2+	3+	4+	5+	7+
22/11/2016						
30/11/2016			1			
06/12/2016			1			
15/12/2016	1	2	2			
20/12/2016	3	6	5			
29/12/2016	5	4	6	1		
05/01/2017		2	8	2	1	1
10/01/2017			3	3	2	
19/01/2017			1	2		
31/01/2017		1	1	3		
07/02/2017				1	1	
15/02/2017				1		
03/03/2017				1		
10/03/2017						

Les captures sont irrégulièrement distribuées dans les différentes mailles de filets (Figure 3). Pour l'objectif poursuivi, les mailles les plus efficaces sont les 40, 50 et 60 mm, les mailles 12.5, 19.5 et 29 mm le sont moins. De manière générale, en raison de la sélectivité, la taille des poissons est liée à la taille des mailles (Figure 4). Les captures ont également tendance à être hétérogènes le long du gradient de profondeur, les captures étant moindres à 12 m (17 % des captures contre 36 et 47 % à 4 et 8 m respectivement).

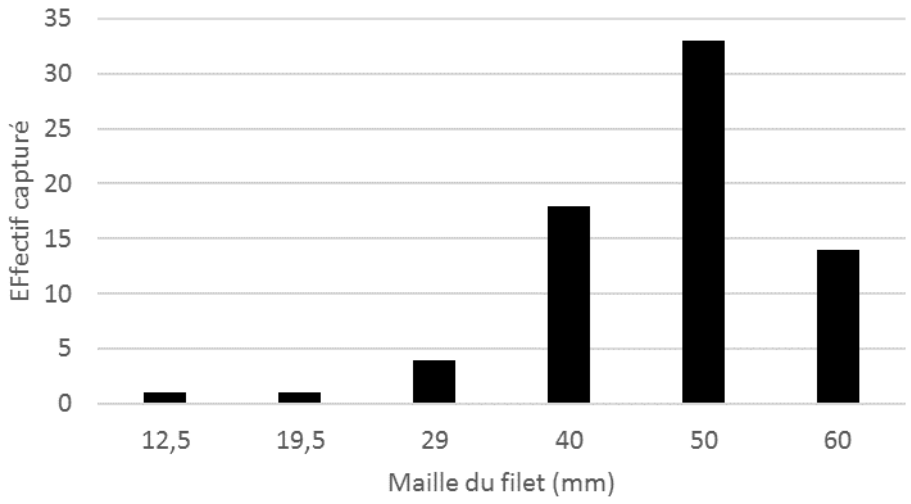


Figure 3 : Effectif capturé par maille.

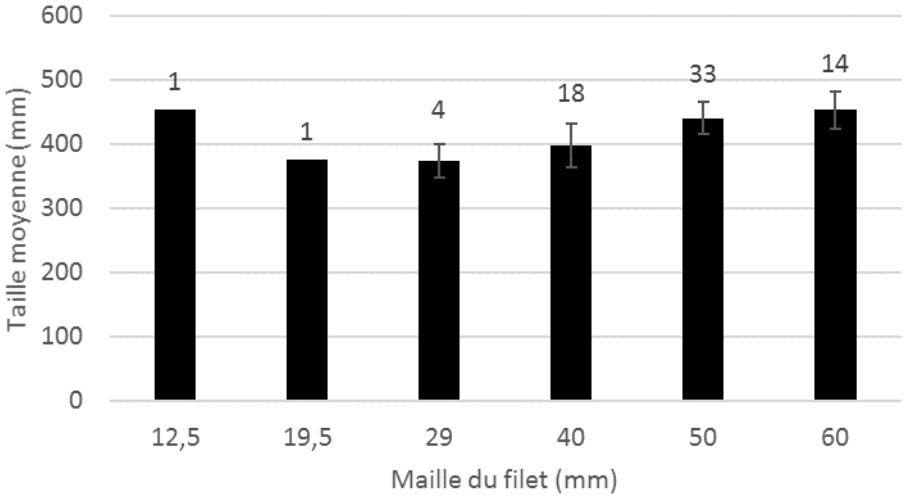


Figure 4 : Taille moyenne (et écart-type) des corégones par maille des filets.

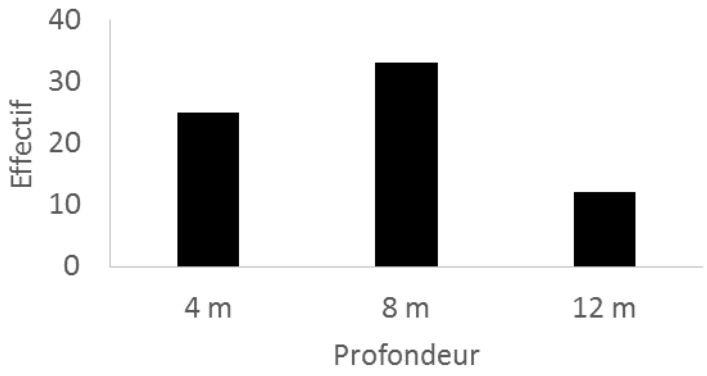


Figure 5 : Répartition des effectifs capturés selon la profondeur des filets

<u>Comparaison 2015-2016 et 2016-2017</u>

Les protocoles et les efforts d'échantillonnage étant différents entre les deux années, les effectifs capturés (57 en 2015-2016 vs 71 en 2016-2017) ne sont pas comparables. Nous ne comparons donc ici que les données phénologiques (Figure 6). La saison de reproduction 2016-2017 a été plus précoce que la saison précédente. Au cours de cet hiver, 50% des effectifs totaux de la période avaient été capturés fin décembre contre mi-janvier l'année précédente, lorsque la température atteint les 7°C. L'hiver 2015-2016 a été le plus doux en France depuis 1900 (source : météo France), expliquant probablement la fraie plus tardive.

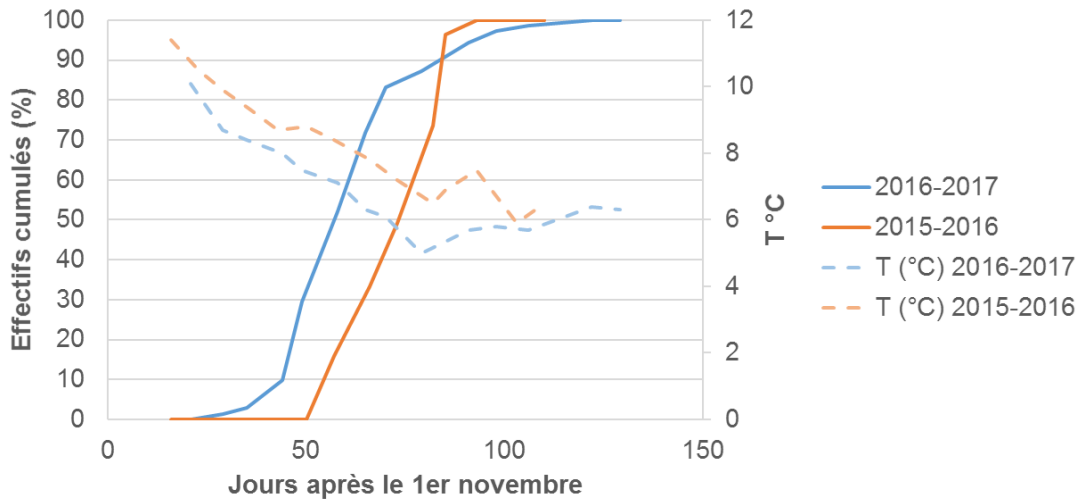


Figure 6 : Phénologie de la fraie des corégones lors des hivers 2015-2016 et 2016-2017 et données de températures moyennes journalières mesurées à 2 m de profondeur dans le port de l'INRA.

4. CONCLUSION

Avec un effort de pêche plus faible par rapport à la saison précédente, en 2016/2017, un nombre d'individus plus important a été capturé, probablement en raison de l'adaptation du protocole effectuée. Cependant les effectifs capturés restent limités pour caractériser les géniteurs présents sur le site de fraie. Des améliorations du protocole sont encore possibles, par exemple en concentrant l'effort sur les profondeurs 4 et 8 m, les filets à 12 m étant positionnés dans le tombant. Les données phénologiques obtenues les deux années de suivis semblent être un lien avec les données de températures relevées.

Afin d'analyser plus finement le lien entre température et comportement de fraie, des sondes seront installées pour le suivi de l'hiver 2017-2018 et enregistreront la température en permanence pendant la période de fraie, et ce à différentes profondeurs.

BIBLIOGRAPHIE

Champigneulle, A., Gerdeaux, D., and Gillet, C. (1983). "Les pêches de géniteurs de corégone dans le Léman français en 1982." Bulletin Français de Pisciculture 290), 149-157.

Gillet, C. and J. P. Dubois (2007). "Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch Perca fluviatilis L. in Lake Geneva from 1984 to 2003." Journal of Fish Biology 70(4): 1001-1014.

Gillet, C., J. P. Dubois and S. Bonnet (1995). "Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, Perca fluviatilis, in Lake Geneva from 1984 to 1993." Environmental Biology of Fishes 42(4): 355-363.

Gillet, C. and P. Quetin (2006). "Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001." Journal of Fish Biology 69(2): 518-534.

Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J., ... and Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. Nature, 416(6879), 389.

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 151-175*

SCENARIOS D'EVOLUTION DES APPORTS EN PHOSPHORE AU LÉMAN D'ORIGINE DOMESTIQUE DANS UN AVENIR DE 5 À 50 ANS

SCENARIOS ON THE EVOLUTION OF PHOSPHORUS INPUT TO LAKE GENEVA IN A FUTURE OF 5 TO 50 YEARS

CAMPAGNE 2017

PAR

Mahé CLAUDE, stagiaire

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

Changins, Case postale 1080, CH – 12 60 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2016, la concentration moyenne annuelle en phosphore dans les eaux du Léman est de 19 µgP/L.

L'objectif du Plan d'Action 2011-2020 de la CIPEL définit une teneur en phosphore dans le lac comprise entre 10 et 15 µgP/L.

Dans l'objectif d'avoir une idée plus précise de l'évolution des apports en phosphore au lac dans les années à venir, la CIPEL a voulu mettre en exergue les hypothèses quant à l'évolution de ceux-ci.

Les apports en phosphore d'origine domestique au lac ont été évalués dans un avenir de 5 à 50 ans selon différents scénarios sur la base de critères d'influence tels que la démographie, le comportement de la population, l'état des réseaux d'assainissement.

L'analyse des scénarios traduit un accroissement de la population sur le bassin versant lémanique qui engendre une augmentation des apports au lac. Face à cette tendance, les scénarios étudiés montrent la nécessité de poursuivre les efforts sur l'amélioration des systèmes d'assainissement.

ABSTRACT

In 2016, the average annual concentration of phosphorus in Lake Geneva is 19 µgP/L.

The objective of CIPEL's 2011-2020 Action Plan defines a phosphorus content in the lake of between 10 and 15 µgP/L.

In order to have a more precise idea of the evolution of phosphorus inputs to the lake in the coming years, CIPEL wanted to highlight the hypotheses concerning the evolution of these.

Contributions of phosphorus of collective sanitation to the lake have been evaluated in the future from 5 to 50 years according to different scenarios on the basis of influence criteria such as demography, the behavior of the population, the state of the sewage system.

The analysis of the scenarios reflects an increase in the population in the Lake Geneva catchment area, which results in an increase in phosphorous input. Faced with such trend, the scenarios studied show the need to continue efforts to improve sanitation systems.

1. INTRODUCTION

Le phosphore a fait l'objet de plus de 50 ans de lutte et d'effort pour réduire ces apports au lac évitant son asphyxie. En 2016, sa concentration moyenne annuelle est de 19 µgP/L. L'objectif de la CIPEL (Plan d'Action 2011-2020) est l'atteinte de 10 à 15 µgP/L.

La CIPEL a souhaité approfondir les réflexions concernant l'évolution de l'apport en phosphore au lac par son bassin versant dans un avenir de 5 à 50 ans.

Le lien complexe entre les apports en phosphore au lac, la concentration en phosphore dans le lac et la ressource piscicole dépend de multiples paramètres physico-chimiques, biologiques mais également climatiques, qui ne seront pas traités ici.

Cette étude s'attache à évaluer les apports en phosphore d'origine domestique qui contribue aux apports totaux au lac dans un avenir de 5 à 50 ans. Ainsi, elle décrit l'évolution des apports totaux en phosphore au Léman en fonction d'hypothèses faites sur différents critères l'influençant.

2. METHODOLOGIE

Considérant que les apports en phosphore au lac en provenance de son bassin versant sont de 7 natures différentes (Cf. Figure 1), l'évaluation des apports se fait selon une approche multicritère. Celle-ci consiste à faire varier certains paramètres à partir d'hypothèses sur leurs évolutions tendancielles dans le futur.

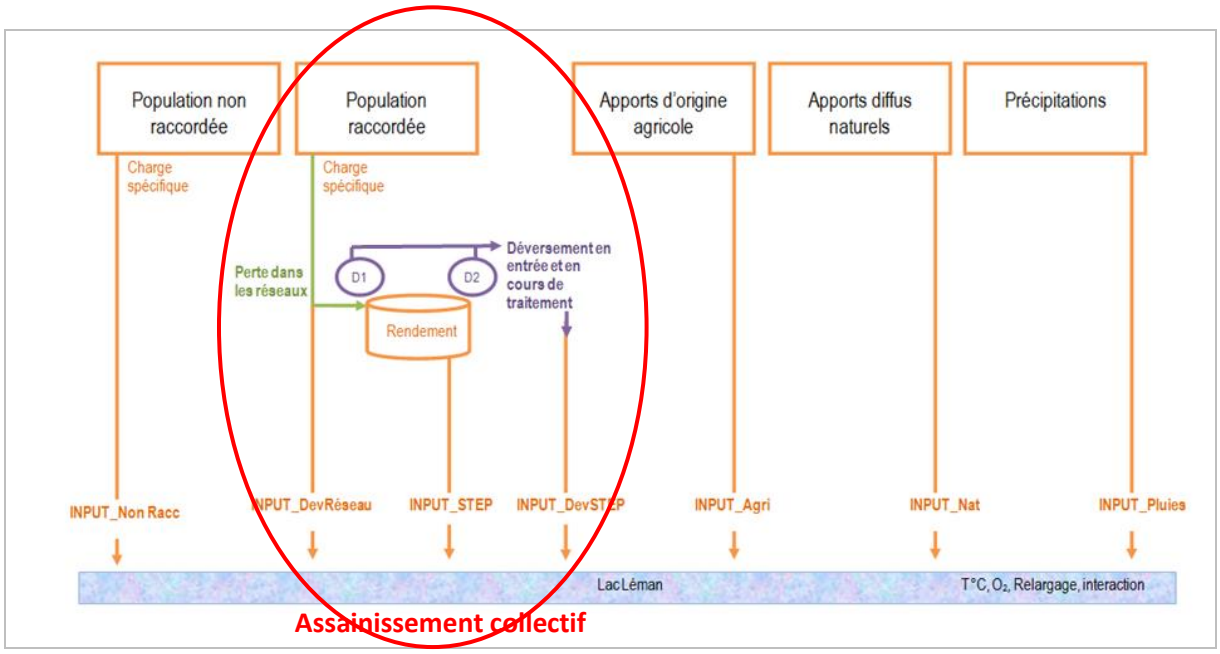


Figure 1 : Diagramme de représentation de l'origine des apports en phosphore au Léman

Figure 1 : Diagram showing the origin of phosphorus inputs to Lake Geneva

Population non raccordée (INPUT_NonRacc)

Les apports par la population non raccordée ont été actualisés sur la base des données de l'Office Fédéral de l'Environnement (OFEV) pour la Suisse et d'estimations faites en 2007 pour la France.

Apports diffus (INPUT_Agri,Nat,Pluies)

Les apports diffus d'origine agricole, les apports naturels et dus à la pluie, ont été conservés. L'étude ne prend pas en compte l'évolution de ces apports depuis.

Apport dus au déversement par les réseaux (INPUT_DevRéseau)

Grâce aux mesures des flux et des volumes en entrée des STEP, la part moyenne du flux déversé dans les réseaux a été calculée par rapport au flux en entrée des STEP, définissant un facteur de pertes moyen dans le réseau.

Apport dus au déversement en entrée de STEP et en cours de traitement (INPUT_DevSTEP)

Des mesures ont été réalisées sur les débits déversés en entrée de STEP (D1) et au niveau du décanteur primaire (D2). Ces données ont permis de définir la proportion moyenne du flux déversé en entrée et en cours de traitement (D1+D2) par rapport au flux en entrée. Ainsi, en moyenne, 5% du flux en entrée de station d'épuration est déversé en entrée et en cours de traitement.

Rejet des STEP après traitement (INPUT_STEP)

Le flux en sortie varie en fonction de la population raccordée et ses rejets, des déversements et du rendement des STEP. Concernant la démographie et son évolution sur le bassin versant du Léman, l'étude s'appuie sur les données de l'INSEE (Institut National de la Statistique et des Etude Economique) en France et de l'OFS (Office Fédéral de la Statistique) en Suisse. Compte tenu des règlementations sur la réduction de l'utilisation de produits phosphatés et des changements de comportement de la population, la charge spécifique par habitant aura tendance à baisser. Dans la présente étude, elle variera de 1.8 gP/EH.jour^{-1} à 1.5 gP/EH.jour^{-1} sachant que la limite théorique correspondant aux rejets métaboliques (urines, fèces) ainsi qu'aux résidus de divers aliments est fixée à 1.4 gP/EH.jour^{-1}.

Le rendement moyen d'épuration (quotient de la différence de flux entre entrée et sortie de STEP par le flux en entrée) à l'échelle du bassin versant du Léman est relativement stable ces dernières années. En 2016, le rendement moyen d'épuration est de 91%, stable par rapport à 2014 (90%) et 2015 (91%). Ce rendement n'est pas ajusté en fonction des déversements en cours de traitement, ce qui rend l'évaluation des apports en phosphore par les STEP, et celle de l'évolution de ces apports, plus incertaine. L'évaluation des déversements en STEP ainsi que de ceux en réseaux restent à affiner.

Ces informations nous amènent à la définition des critères qui influencent les apports en phosphore au lac (cf. Tableau 1). Ils constituent la base de l'analyse et concernent dans la présente étude exclusivement les apports relatifs à l'assainissement collectif.

Tableau 1 : Différents critères d'évaluation influençant l'apport en phosphore au lac par l'assainissement collectif
Table 1 : Various evaluation criteria influencing phosphorus input to the lake through collective sanitation

Critères	Descriptions	Variables et valeur de référence
CR1	Evolution du nombre d'habitants total du bassin versant du Léman	Augmentation de 0.8% /an
CR2	Charge spécifique traduit "le comportement de la population"	gP/j/EH Référence : Cspé : 1.80gP/j/EH
CR3	Perte dans les réseaux	Pourcentage de perte par rapport au volume total entrant en station. Valeur moyenne : 1.45 %
CR4	Rendement moyen des stations d'épurations	Rendement = ([Fe]-[Fs])/[Fe] en % Référence (2016) : 90.1 %
CR5	Déversements (en entrée et en cours de traitement)	Pourcentage du déversement par rapport au débit total en entée en % Valeur moyenne : 5.07 %

La méthode de l'analyse multicritères consiste à faire varier ces critères d'influence et d'en observer les conséquences sur l'apport en phosphore au lac. Dans cette étude, l'évolution des critères se fait graduellement dans le temps.

L'augmentation de la population a été fixée à 0.8% par année suivant une tendance moyenne prévue de l'INSEE et l'OFS.

Etat de référence (2017)

L'année 2017 correspond à l'état de référence de l'analyse multicritères (cf. Annexes, Tableau A1).

Scénario 0 (influence de l'augmentation de la population uniquement)

Le scénario 0 ne considère que l'augmentation de la population et aucune amélioration sur les critères d'influence définis plus haut (cf. Annexes, Tableau A2).

3. RESULTATS

Les apports en phosphore sont exprimés en tonne de phosphore biodisponible selon l'approximation suivante : le phosphore total comprend deux formes dissoutes (orthophosphate : $P\text{-}PO_4$ et phosphore organique dissous) et deux formes particulaires (phosphore organique particulaire et le phosphore inorganique particulaire).

Parmi ces quatre formes, le phosphore biodisponible pour la croissance des algues et qui joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation, se trouve dans :

- le phosphore réactif soluble ($P\text{-}PO_4$), qui est directement biodisponible, et qui représente la fraction la plus importante au plan biologique
- une partie du phosphore organique dissous (qui peut être métabolisé sous certaines conditions)
- une partie du phosphore particulaire.

Cela peut s'exprimer ainsi : Ptot_BIODISP ~ P-PO4 + Ppart_BIODISP. Ces approximations ont découlé de la relation suivante qui est utilisée dans notre étude : Ptot_BIODISP=0.898 Ptot (Klein, 2014).

3.1 ETAT DE RÉFÉRENCE : ANNÉE 2017

A l'état de référence (année 2017), les apports par l'assainissement collectif contribuent à hauteur de 36 % aux apports au Léman par rapport aux apports totaux. La contribution des trois apports relatifs à l'assainissement collectif se répartit de la manière suivante : 9 % pour le déversement des réseaux, 32 % pour le déversement des STEP et 59 % pour le rejet des stations d'épuration (cf. Annexes, Tableau A1).

3.2 SCÉNARIO 0 : L'INFLUENCE DE L'AUGMENTATION DE LA POPULATION

Le scénario 0 montre une augmentation des apports en phosphore au lac dès 2021 (+3 tonnes déversées par rapport à 2017, l'état de référence). En 2066, les apports en phosphore augmenteraient de 18% soit 48 tonnes de phosphore biodisponible en plus par rapport à l'état de référence (cf. Annexes, Tableau A2).

3.3 DÉFINITION DES SCÉNARIOS D'ÉVOLUTION DES APPORTS

Afin d'apprécier l'influence des critères dans l'évolution des apports dans un avenir de 5 à 50 ans, six scénarios ont été définis (cf. Tableau 2). Les trois premiers ne concernent une évolution progressive au cours du temps que d'un seul critère puis les trois suivants font la combinaison de différents critères évolutifs au cours du temps (scénarios combinés).

Tableau 2 : Définition des 6 scénarios permettant l'appréciation des tendances possibles des années à venir
Table 2 : Definition of the 6 scenarios allowing the assessment of possible trends for the coming years

Scénarios	Caractéristiques	Influence des critères
SC1	Amélioration de la charge spécifique au cours du temps	2017 : $C_{spé}$ = 1.80 gP/j/EH 2021 : $C_{spé}$ = 1.75 gP/j/EH 2026 : $C_{spé}$ = 1.74 gP/j/EH 2046 : $C_{spé}$ = 1.60 gP/j/EH 2066 : $C_{spé}$ = 1.50 gP/j/EH

SC2	Amélioration des déversements le long des réseaux au cours du temps	2017 : perte de 1,45% 2021 : 1,35% 2026 : 1,25% 2046 : 0,85% 2066 : 0,5%
SC3	Amélioration du rendement des STEP au cours du temps	2017 : rendement de 90,1% 2021 : 90,6% 2026 : 91,5% 2046 : 93,4% 2066 : 95%
SC4	Charge spécifique en baisse ET amélioration des déversements. Combinaison SC1 et SC2	Évolution des critères au cours du temps similaires aux scénarios 1 et 2.
SC5	Charge spécifique en baisse ET amélioration de l'épuration des STEP. Combinaison SC1 et SC3	Évolution des critères au cours du temps similaires aux scénarios 1 et 3
SC 6	Scénario optimiste : amélioration de la charge spécifique, des déversements et du rendement des stations d'épuration. Combinaison SC1, SC2 et SC3	Évolution des critères au cours du temps similaires aux scénarios 1, 2 et 3

L'analyse des différents scénarios définis permet de faire le bilan des apports au Léman pour chacun d'eux.

Les apports totaux au lac ont été estimés pour les années 2017 (état de référence), 2021 (+5 ans), 2026 (+10 ans), 2046 (+30 ans) et 2066 (+50 ans) (cf. Annexes, Tableau A3).

3.4 ANALYSE DES SCÉNARIOS

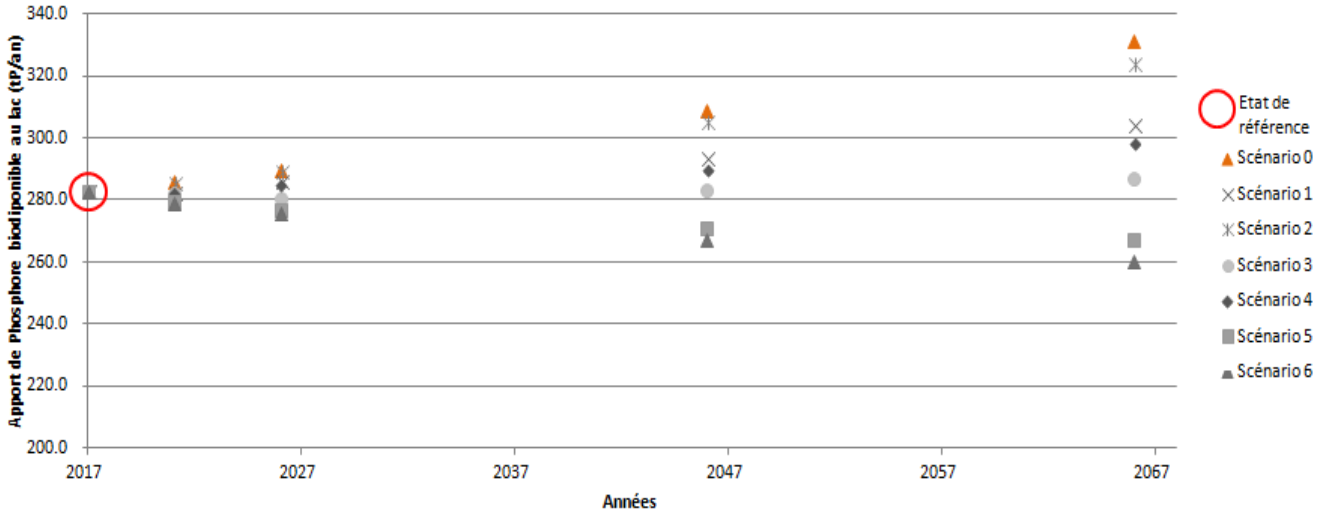


Figure 2 : Apport total en Phosphore biodisponible selon les scénarios 0, 1, 2, 3 et les scénarios combinés 4, 5, 6

Figure 2 : Total bioavailable phosphorus intake according to scenarios 0, 1, 2, 3 and the combined scenarios 4, 5, 6

Les résultats en termes d'apport totaux au Léman sont synthétisés dans les tableaux suivants. Le tableau 3 compare la situation de chaque scénario en 2066 à l'état de référence 2017. Le tableau 4 compare la situation de chaque scénario en 2066 au scénario 0 (qui ne considère aucune variation des critères hormis l'augmentation de la population).

Tableau 3 : Résultats des apports totaux au Léman en 2066 par rapport à l'état de référence

Table 3 : Results to total contributions in 2066 to Lake Geneva compared to the reference condition

	Échéance 50 ans (2066)	
	Différence de $P_{biodisponible}$ par rapport à l'état de référence (en tonnes)	Variation de $P_{biodisponible}$ par rapport à l'état de référence
Scénario 1	22	7%
Scénario 2	41	13%
Scénario 3	4	2%
Scénario 4	15	5%
Scénario 5	-15	-6%
Scénario 6	-22	-8%

Tableau 4 : Résultats des apports totaux au Léman en 2066 par rapport au scénario 0

Table 4 : Results to total contributions in 2066 to Lake Geneva compared to scenario 0

	Échéance 50 ans (2066)	
	Différence de $P_{biodisponible}$ par rapport au scénario 0 (en tonnes)	Variation de $P_{biodisponible}$ par rapport au scénario 0
Scénario 1	-27	-9%
Scénario 2	-8	-2%
Scénario 3	-44	-15%
Scénario 4	-34	-11%
Scénario 5	-64	-24%
Scénario 6	-71	-27%

Globalement, l'augmentation de la population de la région lémanique implique une augmentation des apports par l'assainissement collectif dans les années à venir. Ces scénarios nous montrent qu'il faut contrebalancer cette augmentation en intensifiant les efforts pour la réduction des apports au lac. Ces efforts peuvent être de natures différentes pour le traitement des eaux usées domestiques comme l'ont traduit les différents scénarios (effort d'amélioration des réseaux d'assainissement, des comportements, des rendements des STEP…).

Scénario 1 : amélioration de la charge spécifique

En 2066, il engendre un apport de 22 tonnes de phosphore biodisponible en plus par rapport à l'état de référence (soit 7 % des apports totaux en plus).

Par rapport au scénario 0 où aucune variation des critères n'est prise en compte, le scénario 1 permet d'éviter 27 tonnes de phosphore biodisponible de se déverser dans le Léman (soit 9% des apports totaux).

Scénario 2 : amélioration des pertes dans le réseau

En 2066, le scénario 2 est le moins pertinent avec un apport de 41 tonnes de phosphore biodisponible en plus par rapport à l'état de référence (soit 13 % des apports totaux).

Il est le plus proche du scénario 0 car ne permet d'éviter que 8 tonnes de phosphore biodisponible de se déverser dans le lac (seulement 2% des apports totaux).

Rappelons en revanche que l'amélioration des réseaux peut engendrer une meilleure épuration du fait de la concentration de l'effluent en entrée de STEP. Ce phénomène n'est cependant pas représenté par ce scénario.

Scénario 3 : amélioration du rendement des STEP

En 2066, le scénario 3 est significatif car il permet une stabilisation des apports par rapport à l'état de référence avec un apport de 4 tonnes de phosphore biodisponible en plus (soit 2% des apports totaux). La situation serait donc comparable à celle de l'état de référence (2017).

Par rapport au scénario 0, le scénario 3 permet d'éviter le déversement de 44 tonnes de phosphore biodisponible (soit 15 % des apports totaux).

Scénario 4 : amélioration de la charge spécifique et des pertes réseau

En 2066, le scénario 4 ne traduit pas les efforts suffisants pour une stabilisation des apports au lac, 15 tonnes de phosphore biodisponible sont apportées en plus par rapport à l'état de référence (soit 5% des apports totaux).

Par rapport au scénario 0, le scénario 4 permet d'éviter 34 tonnes de phosphore biodisponible de se déverser dans le Léman (soit 11% des apports totaux)

Scénario 5 : amélioration de la charge spécifique et de l'épuration

Scénario 6 : amélioration de la charge spécifique, des pertes réseau et de l'épuration

Les scénarios 5 et 6 sont très encourageants avec une baisse des apports par rapport à l'état de référence : respectivement 15 et 22 tonnes de phosphore biodisponible (6% et 8% des apports totaux).

La comparaison avec le scénario 0 montre des quantités importantes de phosphore biodisponible que l'on évite de déverser dans le lac (64 tonnes pour le scénario 5 et 71 tonnes pour le scénario 6).

Les scénarios ne prennent pas en compte les efforts de la filière agricole, l'évolution des apports diffus agricole étant difficile à déterminer. Cependant ceux-ci vont certainement évoluer dans les années à venir au vu des nouvelles règlementations. De la même manière, les apports de l'assainissement non collectif auront tendance à baisser.

4. CONCLUSION

Cette réflexion sur l'évolution des apports en phosphore au Léman dans un avenir de 5 à 50 ans a permis de définir différents critères d'influence et d'en déduire leur impact sur les apports totaux au lac selon différents scénarios.

Cette étude a montré qu'il est nécessaire d'intensifier les efforts pour arriver à une baisse des apports concernant l'assainissement collectif. Les efforts concernent l'amélioration de l'épuration des STEP, l'amélioration des réseaux d'assainissement et l'amélioration des comportements vis-à-vis des rejets. Seuls les scénarios combinés sont favorables à une stabilisation ou réduction des apports au Léman à l'horizon 50 ans.

Ces scénarios, qui traduisent des changements évolutifs au cours des années, dévoilent les efforts progressifs à réaliser pour arriver à réduire ou stabiliser les apports au lac dans les années à venir.

Cette étude s'est concentrée sur l'évolution des apports dus à l'assainissement collectif essentiellement. En revanche, elle nous montre que les efforts doivent se porter également sur les apports diffus (agricoles notamment) pour que le lac prospère dans un état méso-oligotrophe à l'horizon 50 ans.

Au vu du développement de la région lémanique et de l'influence des conditions lacustres (ex : relargage possible du stock de phosphore des sédiments) et climatiques, les efforts quant au traitement des eaux usées domestiques doivent donc s'intensifier.

BIBLIOGRAPHIE

Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. POLLUTEC 2010 – Journée d'échanges [Rapport] / aut. STRICKER A -E HEDUIT, A. et GARNAUX, S.. - 2010.

Apport de Phosphore Population Non Raccordées A Une STEP [Rapport] : Rapp. Comm. Campagne 94 / aut. CIPEL. - 1995.

Apport diffus de phosphore d'origine agricole, [Rapport] / aut. CIPEL Groupe de travail "Pollutions agricoles". - Campagne 1998.

BILAN 2016 DE L'EPURATION VAUDOISE [Livre] / aut. Vaud Direction générale de l'environnement (DGE) du canton de. - 2017.

BILAN D'EPURATION DES EAUX USEES EN VALAIS ANNEE 2016 [Livre] / aut. Département des transports de l'équipement et de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Section protection des eaux. - 2017.

Contrôle Annuel des stations d'épuration (STEP) [Rapport] / aut. Oriez Adrien. - 2016.

Evaluation économique et environnementale de scénarios de protection des eaux [Revue] / aut. Volker Prasuhn Anke Möhring, Maria Bystricky, Thomas Nemecek et Gérard Gaillard, Agroscope Zurich et Ettenhausen. - 2017.

Faits et chiffres sur la question du phosphore dans le lac de Brienz [Rapport] / aut. Bryner Andri. - 25 janvier 2012.

La faune piscicole du lac des Quatre-Cantons caractérisée [En ligne] / aut. Bryner Andri // Eawag Aquatic Research. - 19 Juillet 2017. - Novembre 2017. - http://www.eawag.ch/fr/news-agenda/actualites/detail/news/tiefer-einblick-in-die-fischfauna-des-vierwaldstaettersees/?tx_news_pi1%5Bcontroller%5D=News&tx_news_pi1%5Baction%5D=detail&cHash=3cd85f34a8af6967991636a11b4d83bd.

L'empreinte du changement climatique sur le Léman [Rapport] / aut. Orlane ANNEVILLE Martin BENISTON, Nicole GALLINA, Christian GILLET, Stéphan JACQUET, Jérôme LAZZAROTTO et Marjorie PERROUD. - 2013.

Les apports par les affluents au Léman au Rhône à l'aval de Genève, Campage 2013, 120-131 [Rapport] / aut. Klein Audrey. - [s.l.] : Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 2014.

Santé du Léman et phosphore [Article] / aut. CIPEL // La lettre du Léman n°52. - Juin 2016.

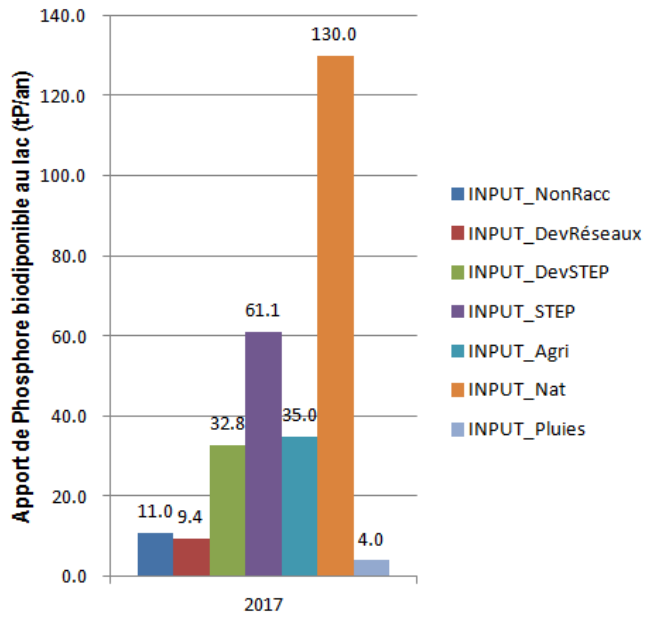
ANNEXES

Tableau A1 : Détail de l'état de référence – année 2017

Table A1 : Reference state detail – 2017 year

Hypothèses de calcul		
CR1	Augmentation de la population	0.8%
CR2	Charge spécifique	1.80
CR3	Perte dans les réseaux	1.45%
CR4	Rendement moyen des STEP	90.10%
CR5	Déversements (en entrée et en cours de traitement)	5.07%

Résultats



Types d'apport	tPbiodisponible/an	Contribution par rapport aux apports totaux
INPUT_NonRacc	11.0	4%
INPUT_DevRéseaux	9.4	3%
INPUT_DevSTEP	32.8	12%
INPUT_STEP	61.1	22%
INPUT_Agri	35.0	12%
INPUT_Nat	130.0	46%
INPUT_Pluies	4.0	1%
INPUT_TOTAL	283.2	

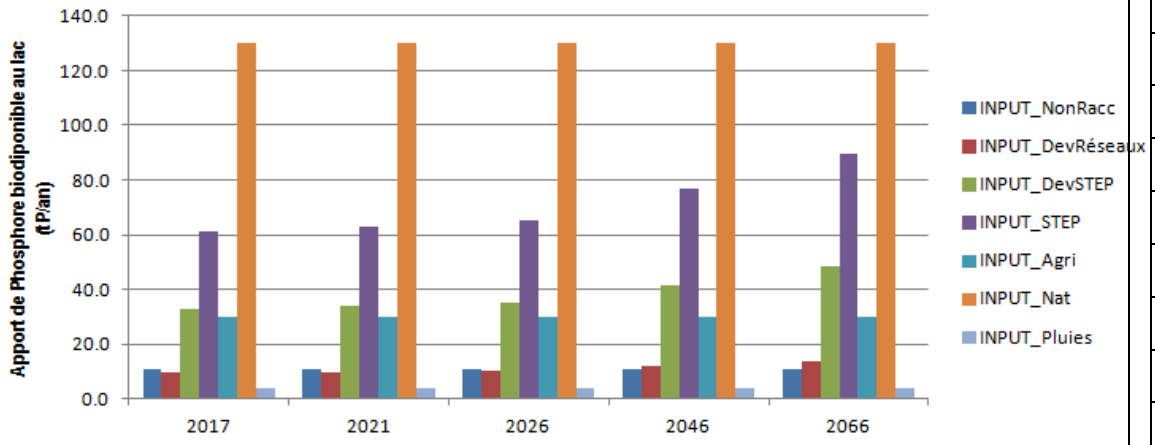
Types d'apport	tPbiodisponible/an d'origine domestique	Contribution par rapport aux apports de l'assainissement collectif total
INPUT_DevRéseaux	9.4	9%
INPUT_DevSTEP	32.8	32%
INPUT_STEP	61.1	59%
TOTAL	103.3	

Tableau A2 : Détail du scénario 0 – situation ne considérant que l'augmentation de la population

Table A2 : Detail of scenario 0 – situation considering only population increase

Scénarios	Hypothèses de calcul		
Scénario 0	CR1	Augmentation de la population	0.8%
		Autres critères inchangés (cf. critères de référence)	

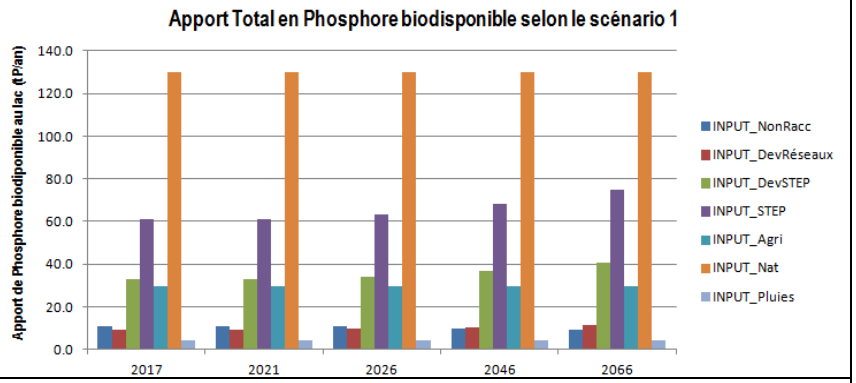
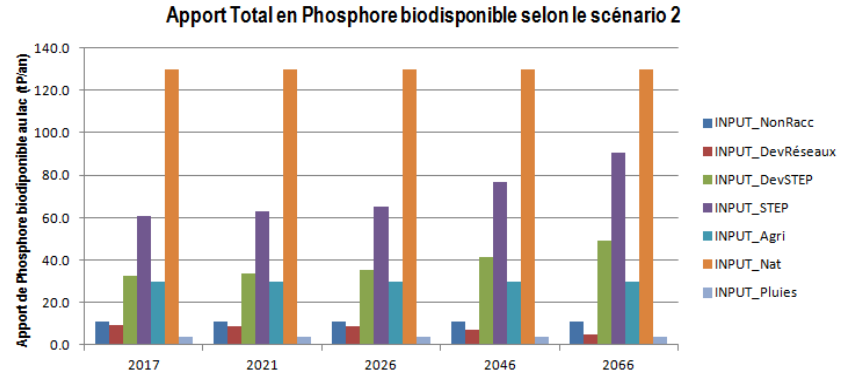
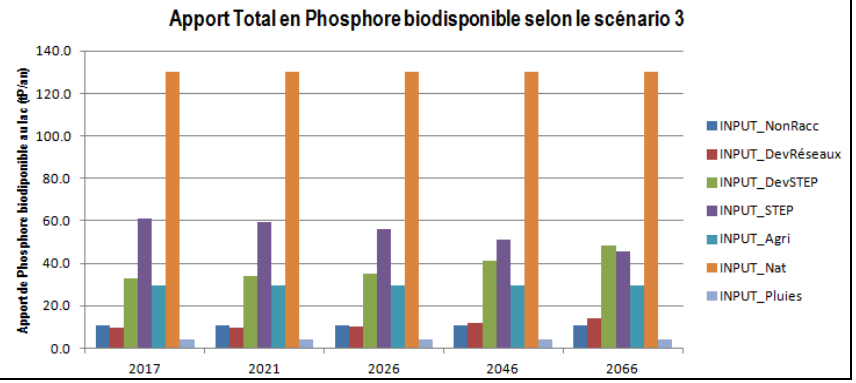
Résultats

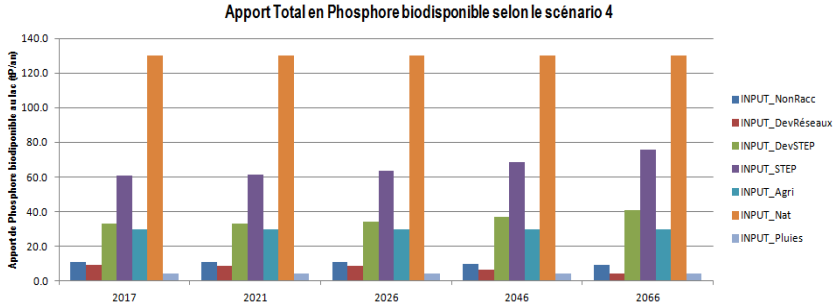
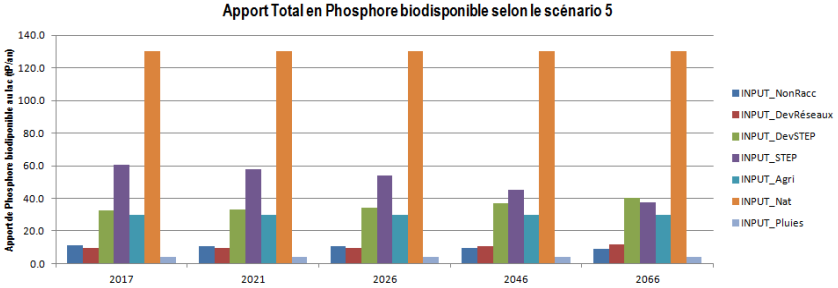
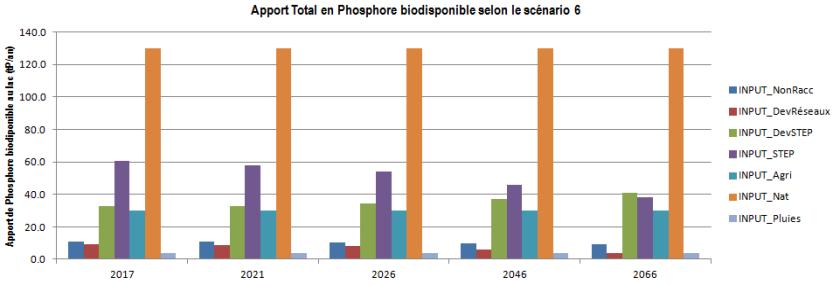


	2017	2021	2026	2046	2066
	tPbiodisponible/an				
INPUT_NonRacc	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0
INPUT_DevRéseaux	9.4	9.7	10.1	11.8	13.9
INPUT_DevSTEP	32.8	33.9	35.2	41.3	48.5
INPUT_STEP	61.1	63.1	65.3	76.6	89.8
INPUT_Agri	35.0	35.0	35.0	35.0	35.0
INPUT_Nat	130.0	130.0	130.0	130.0	130.0
INPUT_Pluies	4.0	4.0	4.0	4.0	4.0
INPUT_TOTAL	283.2	286.6	290.5	309.6	332.1

Tableau A3 : Détail des apports pour les différents scénarios

Table A3 : Details of contributions for the different scenarios

<table>
<tr><th>Scénarios</th><th>Hypothèses de calcul</th><th>Résultats</th></tr>
<tr><td>Scénario 1</td><td>
<table>
<tr><th></th><th></th><th>2017</th><th>2021</th><th>2026</th><th>2046</th><th>2066</th></tr>
<tr><td>CR1</td><td>Augmentation de la population en % par an</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td></tr>
<tr><td>CR2</td><td>Evolution des comportements au cours du temps : Charge spécifique par habitant en baisse en gP/j/EH</td><td>1.80</td><td>1.75</td><td>1.74</td><td>1.6</td><td>1.5</td></tr>
</table>
</td><td> 
</td></tr>
<tr><td>Scénario 2</td><td>
<table>
<tr><th></th><th></th><th>2017</th><th>2021</th><th>2026</th><th>2046</th><th>2066</th></tr>
<tr><td>CR1</td><td>Augmentation de la population en % par an</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td></tr>
<tr><td>CR3</td><td>Amélioration des déversements en %</td><td>1.45</td><td>1.35</td><td>1.25</td><td>0.85</td><td>0.50</td></tr>
</table>
</td><td> 
</td></tr>
<tr><td>Scénario 3</td><td>
<table>
<tr><th></th><th></th><th>2017</th><th>2021</th><th>2026</th><th>2046</th><th>2066</th></tr>
<tr><td>CR1</td><td>Augmentation de la population en % par an</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td></tr>
<tr><td>CR4</td><td>Augmentation du rendement moyen annuel des STEP en %</td><td>90.1</td><td>90.6</td><td>91.5</td><td>93.4</td><td>95.0</td></tr>
</table>
</td><td> 
</td></tr>
</table>

<table>
<tr><th>Scénarios</th><th>Hypothèses de calcul</th><th>Résultats</th></tr>
<tr><td>Scénario 4</td><td>
<table>
<tr><th></th><th></th><th>2017</th><th>2021</th><th>2026</th><th>2046</th><th>2066</th></tr>
<tr><td>CR1</td><td>Augmentation de la population en % par an</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td></tr>
<tr><td>CR2</td><td>Charge spécifique par habitant en baisse en gP/j/EH</td><td>1.80</td><td>1.75</td><td>1.74</td><td>1.6</td><td>1.5</td></tr>
<tr><td>CR3</td><td>Amélioration des déversements en %</td><td>1.45</td><td>1.35</td><td>1.25</td><td>0.85</td><td>0.50</td></tr>
</table>
</td><td> 
</td></tr>
<tr><td>Scénario 5</td><td>
<table>
<tr><th></th><th></th><th>2017</th><th>2021</th><th>2026</th><th>2046</th><th>2066</th></tr>
<tr><td>CR1</td><td>Augmentation de la population en % par an</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td></tr>
<tr><td>CR2</td><td>Charge spécifique par habitant en baisse en gP/j/EH</td><td>1.80</td><td>1.75</td><td>1.74</td><td>1.6</td><td>1.5</td></tr>
<tr><td>CR4</td><td>Augmentation du rendement moyen annuel des STEP en %</td><td>90.1</td><td>90.6</td><td>91.5</td><td>93.4</td><td>95.0</td></tr>
</table>
</td><td> 
</td></tr>
<tr><td>Scénario 6</td><td>
<table>
<tr><th></th><th></th><th>2017</th><th>2021</th><th>2026</th><th>2046</th><th>2066</th></tr>
<tr><td>CR1</td><td>Augmentation de la population en % par an</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td><td>0.80</td></tr>
<tr><td>CR2</td><td>Charge spécifique par habitant en baisse en gP/j/EH</td><td>1.80</td><td>1.75</td><td>1.74</td><td>1.6</td><td>1.5</td></tr>
<tr><td>CR3</td><td>Amélioration des déversements en %</td><td>1.45</td><td>1.35</td><td>1.25</td><td>0.85</td><td>0.50</td></tr>
<tr><td>CR4</td><td>Augmentation du rendement moyen annuel des STEP en %</td><td>90.1</td><td>90.6</td><td>91.5</td><td>93.4</td><td>95.0</td></tr>
</table>
</td><td> 
</td></tr>
</table>

RAPPORTS TECHNIQUES

Campagne 2017

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 165-175*

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

CAMPAGNE 2017

PAR

Sandra VARGAS

DIRECTION GENERALE DE L'EAU – SECOE, 25, av. Sainte-Clotilde, CH – 1205 GENEVE

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2017, l'évaluation des méthodes d'analyse du groupe qualité analytique s'est principalement focalisée sur les micropolluants organiques. Sur cinq essais comparatifs organisés, il y a un essai sur les éléments majeurs, un sur les métaux traces puis trois qui concernent les micropolluants organiques. 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.

ABSTRACT

During the year 2017, the analytical quality group focused the evaluation of analytical methods mainly on organic micropollutants. On the five comparatives surveys organized one involves major elements, one concerns inorganic micropollutant and three assays are focused on organic micropollutants.

The results obtained are generally satisfactory and the statistical treatment shows that all the tests can be considered as good. The number of suspicious or aberrant results is low. 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 2017 et proposés aux laboratoires spécialisés dans le domaine de l'eau sont résumés dans le Tableau 1.

Au total, 28 laboratoires en majorité suisses ont participé, parmi lesquels on retrouve :

- des laboratoires cantonaux de protection des eaux
- des laboratoires des services de la consommation et des affaires vétérinaires cantonaux
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels.

Au total, 5 essais interlaboratoires ont été préparés. L'organisation est centralisée au LPEE-GE et la préparation et la distribution des échantillons se fait par tournus d'équipe des laboratoires participants.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2017.

Table 1: List of the interlaboratory surveys organized in 2017.

Essai n°	Date	Matrice	Paramètres	Echantillon	Nombre de laboratoires participants	Préparation des échantillons
1	10.2017	Eau du lac Léman	Majeurs	Brut	19	DGE - Vaud
2	10.2017	Eau du réseau	Métaux	Dopé	10	SIG - Genève
3	10.2017	Eau du lac Léman + 10% eau usée	Micropolluants	Brut+ Dopé	20	LPEE - Genève
4	10.2017	Eau du lac Léman	Micropolluants NAWA	Dopé	18	LPEE - Genève
5	10.2017	Eau du lac Léman	Micropolluants NAWA (63 paramètres)	Echantillon essai 4 et congelé	11	Essai effectué par le laboratoire participant

2. MÉTHODE DE TRAITEMENT DES RÉSULTATS ET EXPLICATION DES RAPPORTS

La méthode de calcul utilisée en 2017 est identique aux années précédentes. Elle 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-scores sont à traiter avec précaution. Il a 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 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.

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 :

- Rapport Statistique Générale
- Rapport Paramètres
- Rapport Labo
- Rapport Labo Graph

Les termes utilisés dans les rapports sont explicités dans le tableau ci-dessous :

Tableau 2: Intitulés de colonne des rapports

Intitulé Colonne	Explication	Formules
N (stats)	Nbre de laboratoires participants	--
Médiane	Médiane – valeur consensuelle	Me
Ecart médian lissé relatif	Ecart type interlaboratoire	$sMAD = 1.4826xMAD$ Avec MAD (écart médian absolu) $MAD = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\lvert x_i - M_e\rvert$
Incertitude type sur la médiane relative	Précision de l'estimation de la médiane	$uC = 1.09x\frac{sMAD}{\sqrt{N}}$ coefficient de Student pour N égal 7 = 1.09
Recouvrement ou recouvr. essai	Ajout théorique et recouvrement	$Rec. = \frac{Me * 100}{Dopage}$
Std Dev	Ecart type des mesures intralaboratoire (standard deviation)	$StdDev = \sqrt{\frac{\sum(m_i - Moy)^2}{n}}$ m_i = *valeur mesurée*
Moyenne	Moyenne des valeurs mesurées du laboratoire	$Moy = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} m_i$
z-score	z-score	$z = \frac{Moy - Me}{sMAD}$
z-score *>2 >3*	Nbre de laboratoire ayant un z-score supérieur à 2 et 3 respectivement	
CV	Coefficient de variation	$CV = \frac{StdDev}{Moy}$
Recouvr. labo	Recouvrement du laboratoire par rapport à l'ajout théorique	$Rec.labo = \frac{Moy * 100}{Ajout}$

3. RÉSULTATS

3.1 MAJEURS

Le premier essai interlaboratoire de l'année 2017 a permis l'évaluation de l'analyse des éléments majeurs dans l'eau brute du Léman. Les résultats sont présentés dans le tableau 3. Au vu des concentrations dans l'échantillon brut, l'essai interlaboratoire est considéré comme satisfaisant.

Le nombre de résultats suspects (z-score > 2) ou aberrants (z-score > 3) reste constant au fil des années et en cohérence avec les faibles concentrations généralement proche des limites de détection.

3.2 MÉTAUX TRACES

L'essai sur les métaux porte sur un échantillon d'eau du réseau dopée avec 16 paramètres. Le nombre de participants permet d'obtenir des statistiques robustes avec une participation entre 8-10 selon les paramètres. Cet essai montre une bonne maitrise des méthodes d'analyses dans l'eau du réseau (matrice peu chargée), en particulier pour les éléments figurants dans l'OEaux. Les résultats sont présentés dans le tableau 4. A noter que les concentrations de dopage sont relativement élevées par rapport aux concentrations environnementales. Le nombre de résultats suspects (z-score>2) ou aberrants (z-score>3) est similaire aux années précédentes.

3.3 MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

En 2017, les micropolluants organiques ont été évalués par trois essais interlaboratoires.

Le premier essai (n°3) porte sur l'analyse de 32 micropolluants organiques dans un échantillon d'eau avec une matrice représentative d'un milieu récepteur comportant une arrivée d'un effluent de STEP, dilution 10:1. Les échantillons ont été dopés avec une solution mixte contenant des substances d'origine agricole et d'origine domestique, sélectionnées par le groupe qualité analytique. Les concentrations sont comprises entre 40 et 1200 ng/L. Les échantillons ont été distribués dans des flacons en verre ambrés neufs pour éviter toute contamination ou adsorption de substances sur les parois.

Les résultats de vingt laboratoires sont regroupés et sont présentés dans le tableau 5. Les 12 substances traceurs pour le contrôle de l'abattement de STEP et retenues dans l'OEaux, sont déjà détectées et quantifiées dans l'échantillon brut.

En comparaison à l'essai de l'année précédente, on observe une amélioration des résultats avec une dispersion pour la majorité des substances inférieure à 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.

Le recouvrement, montré à titre indicatif, se situent entre 80-120% pour l'ensemble des substances. En conclusion, les résultats de cet essai sont bons et le nombre de résultats suspects (z-score >2) ou aberrants (z-score>3) est relativement bas et conforme aux précédents essais.

L'essai comparatif suivant (n°4), qui présente une nouveauté, a été l'occasion de tester, en collaboration avec le groupe LC-MS de Lab'Eaux et par anticipation, l'analyse d'une soixantaine de substances organiques traces. Ces substances font partie de la liste du programme NAWA (observation nationale de la qualité des eaux de surface) qui est en cours d'élaboration pour une campagne nationale démarrant en 2018. Un échantillon d'eau du Léman, matrice peu chargée, a ainsi été dopé avec 63 substances.

Les résultats de 18 laboratoires sont présentés dans le tableau 6. Pour la grande majorité des substances, les résultats obtenus sont bons. Pour neuf substances, les résultats présentent un écart médian lissé > 20%, à savoir l'azoxystrobin, carbendazim, chlorpyrifos, ciazinon, erythromycine, MCPA, metformine, nicosulfuron, propamocarb. Pour six autres substances, les résultats ne sont pas représentatifs avec un nombre de participants inférieur à 7.

L'objectif du dernier essai (n°5), effectué avec le même échantillon de l'essai n°4, est de déterminer la stabilité de l'échantillon face à la congélation. Les laboratoires ont reçu comme consigne de le congeler à -18°C pendant 3 mois, soit dans la bouteille réceptionnée soit dans un vial.

Les résultats de onze laboratoires, présentés dans le tableau 7, sont comparables à ceux obtenus pour les échantillons non-congelés. Aucune différence entre les résultats de l'échantillon en bouteille ou dans un vial n'est mise en évidence. Pour six autres substances, le nombre de participants est insuffisant pour une évaluation robuste des résultats.

Les essais n°4 et 5 ne sont pas forcément représentatifs pour des matrices plus chargées et demandent confirmation.

4. CONCLUSION

Globalement, ces essais interlaboratoires attestent de la bonne qualité des résultats des méthodes des micropolluants organiques et confirment ceux des méthodes des éléments majeurs et métaux traces dans les eaux de surface. Avec les années, le nombre de participants N>7 se stabilise et garantit ainsi un traitement statistique pour presque tous les paramètres.

Les 17 laboratoires ayant participé à l'essai sur les éléments majeurs manifestent de l'intérêt pour ce type d'essai.

Pour les métaux traces où les techniques analytiques sont plus homogènes, les conclusions des années précédentes sont confirmées.

L'analyse d'un échantillon d'eau de surface polluée avec 10% d'eau usée, met en évidence une amélioration des maitrises des méthodes d'analyses de substances sélectionnées par le groupe qualité analytique au fil des années. En effet, pour 30 substances évaluées sur les 31, les résultats sont satisfaisants.

Cette maitrise est confirmée par l'analyse des deux échantillons supplémentaires dopés par 63 substances de la liste NAWA ; essai, toutefois, réalisé dans une matrice moins chargée.

Les 18 laboratoires participants confirment l'intérêt de cet essai interlaboratoire, rendu possible grâce à la structure du groupe qualité analytique de la CIPEL et à la bonne collaboration avec le groupement Lab'Eaux.

5. PERSPECTIVES

Pour une question d'organisation, les essais interlaboratoires 2017 du groupe qualité analytique seront organisés en deux parties.

Au printemps, ils concerneront les éléments majeurs et les métaux. En effet, les retours concernant l'essai des éléments majeurs confirment que cet essai est sollicité. Pour les majeurs, l'essai se fera sur un échantillon brut et pour les métaux, les concentrations seront revues afin de correspondre aux concentrations environnementales.

La deuxième partie se focalisera sur les micropolluants organiques. Les substances NAWA, les douze substances indicatrices pour les STEP et éventuellement, une première, l'analyse du glyphosate sont prévues.

BIBLIOGRAPHIE

ISO (2005) : Méthodes statistiques utilisées dans les essais d'aptitude par comparaisons interlaboratoires.
Norme internationale ISO 13528, 1ère édition.

ANNEXES

Tableau 3 : Interlaboratoire "Majeurs" — Octobre 2017 – Eau du lac

PARAMETRES	N	Mediane	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Z>2	Z>3
Ammonium	9	0.006 mg N/L	115.3%	48.0%	0	0
Azote total	14	0.73 mg N/L	7.1%	2.4%	5	1
Calcium	14	44.9 mg/l	1.1%	0.4%	1	2
Carbone org. Dissous	14	0.79 mg C/l	14.4%	4.8%	0	0
Carbone org. Total	13	0.83 mg C/l	10.7%	3.7%	2	1
Chlorure	17	10.13 mg/l	2.9%	0.9%	2	0
Conductivité 25°	16	313 µS/cm	2.0%	0.6%	1	1
Magnésium	14	5.96 mg/l	2.6%	0.9%	1	0
Mat. en suspension	3	0 mg/L	74.1%	53.5%	0	0
Nitrate	17	0.65 mg N/L	8.6%	2.6%	2	1
Nitrite	7	0.001 mg N/L	0.0%	0.0%	0	0
pH	16	7.85	1.4%	0.5%	0	2
Phosphate	10	0.004 mg P/l	37.1%	14.7%	0	1
Phosphore total	10	0.007 mg P/l	25.8%	10.2%	1	0
Potassium	14	1.74 mg/l	3.1%	1.0%	2	1
Silice	13	1.49 mg SiO2/l	6.1%	2.1%	0	1
Sodium	14	6.83 mg/l	3.9%	1.3%	1	2
Sulfate	16	47.5 mg/l	1.3%	0.4%	1	3

Essai interlaboratoire Majeurs
Organisateur : CIPEL
Description échantillon : Eau du Lac Léman , distribué le : 03.10.2017
Résultats traités le : 29.11.2017

Tableau 4 : Interlaboratoire "Métaux traces" — Octobre 2017 – Eau du lac

PARAMETRES	N	Mediane [µg/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Dopage [µg/L]	Recouvrement	Z>2	Z>3
Ag	10	4.87	7.5%	3.0%	5	97%	1	0
Al	11	353.74	10.5%	4.0%	350	101%	0	0
As	10	2.32	6.8%	2.7%	2	116%	2	0
Cd	11	2.78	4.1%	1.6%	3	93%	0	1
Co	10	8.51	2.2%	0.9%	9	95%	0	2
Cr	10	7.66	2.1%	0.8%	8	96%	1	2
Cu	11	75.32	4.0%	1.5%	50	151%	1	0
Fe	11	200.07	3.7%	1.4%	200	100%	0	0
Hg	10	0.98	6.6%	2.6%	1	98%	1	1
Mn	11	77.90	2.0%	0.7%	80	97%	3	0
Ni	11	14.40	2.4%	0.9%	15	96%	1	3
Pb	11	5.92	7.0%	2.7%	6	99%	2	0
Sb	11	3.84	8.3%	3.1%	4	96%	0	2
Se	9	2.04	6.0%	2.5%	2	102%	0	3
U	9	33.98	5.5%	2.3%	35	97%	0	0
Zn	11	169.78	2.5%	0.9%	125	136%	2	0

Essai interlaboratoire Métaux
Organisateur : CIPEL
Description échantillon : Eau du réseau dopée , distribué le 04.10.2017
Résultats traités le : 15.12.2017, V2

Tableau 5 : Essai Interlaboratoire "Micropolluants I"
Octobre 2017 – 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	1	3	0.0%	0.0%			0	0
	DOPE	13	202	5.9%	2.0%			1	1
	AJOUT	2	219	13.5%	12.0%	181	121.0%	0	0
Acesulfame	BRUT	10	612	11.2%	4.4%			0	0
	DOPE	11	1320	14.4%	5.4%			0	0
	AJOUT	10	728	12.4%	4.9%	725	100.4%	0	0
Acide méfénamique	BRUT	9	25	41.5%	17.3%			1	0
	DOPE	10	264	13.8%	5.4%			2	1
	AJOUT	9	230	16.8%	7.0%	229	100.4%	2	1
Amisulpride	BRUT	11	22	20.2%	7.6%			0	1
	DOPE	12	263	10.1%	3.7%			0	1
	AJOUT	11	238	13.7%	5.2%	227	104.8%	0	1
Atenolol	BRUT	15	58	15.3%	5.0%			1	1
	DOPE	15	107	18.7%	6.0%			0	1
	AJOUT	15	53	18.6%	6.0%	46	115.2%	0	1
Atrazine	BRUT	8	5	29.7%	13.1%			0	1
	DOPE	17	122	10.9%	3.3%			1	1
	AJOUT	8	127	15.0%	6.6%	110	115.5%	0	1
Atrazine-déséthyl	BRUT	7	5	29.7%	14.0%			0	0
	DOPE	15	96	7.7%	2.5%			3	0
	AJOUT	7	93	4.8%	2.3%	89	104.5%	2	0
Atrazine-désisopropyl	BRUT	4	4	37.1%	23.2%			0	0
	DOPE	13	97	11.7%	4.1%			0	0
	AJOUT	4	102	3.6%	2.3%	89	114.6%	0	0
Benzotriazole	BRUT	16	238	8.4%	2.6%			0	0
Benzotriazole	DOPE	16	487	8.3%	2.6%			0	1
	AJOUT	16	246	13.1%	4.1%	232	106.0%	2	1
Candesartan	BRUT	10	40	10.5%	4.2%			0	1
	DOPE	11	85	3.5%	1.3%			1	3
	AJOUT	10	46	8.1%	3.2%	45	102.2%	0	2
Carbamazepine	BRUT	17	31	9.6%	2.9%			2	1
	DOPE	18	107	7.6%	2.2%			3	1
	AJOUT	17	77	10.6%	3.2%	68	113.2%	1	0
Citalopram	BRUT	12	26	22.8%	8.2%			0	1
	DOPE	13	127	3.5%	1.2%			1	5
	AJOUT	12	105	9.4%	3.4%	91	115.4%	1	1
Clarithromycin	BRUT	16	48	21.6%	6.8%			3	3
	DOPE	17	91	17.9%	5.4%			1	3
	AJOUT	16	47	18.4%	5.8%	46	102.2%	1	2
Diazinon	DOPE	14	179	13.7%	4.6%			2	1
Diclofenac	BRUT	15	28	10.6%	3.4%			0	2
	DOPE	17	75	9.9%	3.0%			2	1
	AJOUT	15	46	14.0%	4.5%	45	102.2%	2	1
Diuron	BRUT	5	4	37.1%	20.7%			0	0
	DOPE	19	102	10.2%	2.9%			1	2
	AJOUT	5	100	13.3%	7.5%	90	111.1%	0	1
Gabapentin	BRUT	10	218	9.5%	3.8%			2	0
	DOPE	10	720	13.4%	5.3%			0	0
	AJOUT	10	500	14.2%	5.6%	453	110.4%	0	0
Hydrochlorthiazide	BRUT	11	105	17.4%	6.6%			1	0
	DOPE	11	556	16.0%	6.0%			0	0
	AJOUT	11	456	11.2%	4.2%	454	100.4%	1	0

Tableau 5 (suite) : Essai Interlaboratoire "Micropolluants I"
Octobre 2017 – 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
Iomeprol	BRUT	5	977	20.3%	11.3%			1	0
	DOPE	5	1311	16.7%	9.3%			1	0
	AJOUT	5	245	26.8%	15.0%	272	90.1%	1	0
Irbesartan	BRUT	12	107	8.1%	2.9%			0	3
	DOPE	13	323	13.0%	4.5%			1	0
	AJOUT	12	217	9.9%	3.6%	227	95.6%	1	0
Isoproturon	BRUT	6	1	0.0%	0.0%			0	0
	DOPE	18	778	8.1%	2.4%			0	0
	AJOUT	6	821	3.0%	1.5%	725	113.2%	1	1
Mecoprop	BRUT	2	6	12.4%	10.9%			0	0
	DOPE	14	376	9.1%	3.0%			1	1
	AJOUT	2	406	29.0%	25.7%	362	112.2%	0	0
Metalaxyl	BRUT	2	6	49.4%	43.7%			0	0
	DOPE	11	315	17.2%	6.5%			0	0
	AJOUT	3	319	5.6%	4.0%	274	116.4%	0	1
Metformin	BRUT	11	753	13.4%	5.0%			1	0
	DOPE	12	1264	17.2%	6.2%			1	0
	AJOUT	12	568	21.8%	7.9%	453	125.4%	0	0
Metolachlor	BRUT	2	8	55.6%	49.1%			0	0
	DOPE	14	266	7.7%	2.6%			2	1
	AJOUT	3	263	5.6%	4.1%	222	118.5%	0	0
Metoprolol	BRUT	17	49	14.1%	4.3%			2	0
	DOPE	17	152	13.3%	4.0%			1	1
	AJOUT	16	103	15.4%	4.8%	91	113.2%	0	1
Simazine	BRUT	4	4	55.6%	34.7%			0	1
	DOPE	16	42	8.8%	2.8%			3	1
	AJOUT	5	46	12.9%	7.2%	68	67.6%	0	1
Sulfamethoxazole	BRUT	16	54	9.6%	3.0%			2	2
	DOPE	16	136	23.8%	7.4%			1	0
	AJOUT	16	82	25.0%	7.8%	91	90.1%	0	2
Terbuthylazine	BRUT	5	5	29.7%	16.6%			0	1
	DOPE	14	148	8.2%	2.7%			1	0
	AJOUT	5	147	5.0%	2.8%	133	110.5%	0	0
Terbuthylazine-désethyl	BRUT	5	5	0.0%	0.0%			0	0
	DOPE	10	97	9.2%	3.6%			0	1
	AJOUT	5	89	1.7%	0.9%	93	95.7%	0	2
Tolyltriazole	BRUT	14	232	7.2%	2.4%			3	2
	DOPE	14	334	13.0%	4.3%			0	2
	AJOUT	14	104	28.6%	9.6%	91	114.3%	1	1
Venlafaxine	BRUT	15	31	17.5%	5.7%			1	1
	DOPE	15	106	15.4%	5.0%			1	1
	AJOUT	15	75	14.5%	4.7%	69	108.7%	0	2

Organisateur : CIPEL
Micropolluants I 04.10.2017

Tableau 6 : Essai Interlaboratoire "Micropolluants II" – Octobre 2017 – Eau du Lac Léman dopée

PARAMETRES	Echantillon	N	Mediane [ng/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Dopage [ng/L]	Recouvrement	Z>2	Z>3
(4 & 5)- Methylbenzotriazole	DOPE	13	116	8.9%	3.1%	100	116.0%	1	2
2,4-D	DOPE	10	79	14.7%	5.8%	80	98.8%	1	0
Acesulfam	DOPE	12	203	10.2%	3.7%	56	362.5%	0	1
Atenolol	DOPE	14	99	9.0%	3.0%	100	99.0%	3	2
Atrazine	DOPE	19	82	13.3%	3.8%	80	102.5%	0	1
Azithromycin	DOPE	9	97	11.2%	4.7%	100	97.0%	1	0
Azoxystrobin	DOPE	9	86	24.1%	10.1%	80	107.5%	0	1
Bentazon	DOPE	11	77	15.4%	5.8%	80	96.3%	0	0
Benzothiazol	DOPE	4	284	81.4%	50.9%	100	284.0%	0	0
Benzotriazol	DOPE	15	150	8.2%	2.7%	100	150.0%	3	3
Bezafibrat	DOPE	13	106	8.4%	2.9%	100	106.0%	1	1
Boscalid	DOPE	11	79	13.1%	5.0%	80	98.8%	2	2
Carbamazepin	DOPE	18	107	8.8%	2.6%	100	107.0%	0	2
Carbendazim	DOPE	13	71	29.2%	10.1%	80	88.8%	0	1
Chloridazon	DOPE	14	78	15.2%	5.1%	80	97.5%	0	1
Chlorotoluron	DOPE	17	76	9.8%	3.0%	80	95.0%	1	1
Chlorpyrifos	DOPE	7	42	49.4%	23.3%	50	84.0%	0	0
Clarithromycin	DOPE	16	105	20.5%	6.4%	100	105.0%	1	3
Cypermethrin	DOPE	2	73	44.7%	39.5%	50	146.0%	0	0
Cyproconazole	DOPE	10	86	12.1%	4.8%	80	107.5%	2	2
Cyprodinil	DOPE	12	86	15.9%	5.8%	80	107.5%	1	2
DEET	DOPE	14	105	12.0%	4.0%	100	105.0%	2	0
Diatrizoat	DOPE	5	89	35.0%	19.6%	100	89.0%	0	0
Diazinon	DOPE	14	51	32.0%	10.7%	50	102.0%	1	2
Diclofenac	DOPE	17	94	9.5%	2.9%	80	117.5%	4	2
Dimethoate	DOPE	12	76	11.7%	4.2%	80	95.0%	1	0
Diuron	DOPE	17	78	8.9%	2.7%	80	97.5%	0	3
Epoxiconazole	DOPE	9	78	10.8%	4.5%	80	97.5%	1	0
Erythromycin	DOPE	10	244	31.9%	12.6%	100	244.0%	0	2
Ethofumesate	DOPE	8	81	14.0%	6.2%	80	101.3%	0	0
Ibuprofen	DOPE	3	83	2.4%	1.7%	100	83.0%	0	1
Imidacloprid	DOPE	9	88	16.8%	7.0%	80	110.0%	0	1
Iomeprol	DOPE	7	123	20.5%	9.7%	100	123.0%	0	0
Iprovalicarb	DOPE	10	78	14.9%	5.9%	80	97.5%	1	0
Isoproturon	DOPE	18	78	7.9%	2.3%	80	97.5%	1	4
Linuron	DOPE	13	79	13.1%	4.6%	80	98.8%	1	0
MCPA	DOPE	13	81	23.8%	8.2%	80	101.3%	0	1
MCPP	DOPE	15	82	9.6%	3.1%	80	102.5%	1	0
Mefenamic acid	DOPE	11	101	14.2%	5.3%	100	101.0%	2	1
Metalaxyl	DOPE	13	86	17.2%	6.0%	80	107.5%	1	2
Metamitron	DOPE	13	70	6.4%	2.2%	80	87.5%	1	1
Metazachlor	DOPE	15	50	5.9%	1.9%	50	100.0%	2	3
Metformin	DOPE	13	474	22.8%	7.9%	52	911.5%	0	0
Methoxyfenozid	DOPE	10	78	16.2%	6.4%	80	97.5%	1	0
Metolachlor	DOPE	18	82	13.6%	4.0%	80	102.5%	2	1
Metoprolol	DOPE	17	212	10.0%	3.0%	100	212.0%	2	0
Metribuzin	DOPE	11	72	13.4%	5.0%	80	90.0%	2	0
Napropamide	DOPE	10	77	8.7%	3.4%	80	96.3%	0	2
Naproxen	DOPE	7	191	18.6%	8.8%	80	238.8%	0	0
Nicosulfuron	DOPE	10	82	33.4%	13.2%	80	102.5%	1	2

Tableau 6 (suite) : Essai Interlaboratoire "Micropolluants II" – Octobre 2017 – Eau du Lac Léman dopée

PARAMETRES	Echantillon	N	Mediane [ng/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane (rel.)	Dopage [ng/L]	Recouvrement	Z>2	Z>3
Pirimicarb	DOPE	12	74	13.4%	4.8%	80	92.5%	1	0
Propamocarb	DOPE	10	82	33.3%	13.2%	80	102.5%	0	1
Pyrimethanil	DOPE	9	78	9.5%	4.0%	80	97.5%	1	0
Sotalol	DOPE	13	91	13.8%	4.8%	100	91.0%	1	0
Sucralose	DOPE	6	133	6.5%	3.3%	100	133.0%	2	0
Sulfamethoxazole	DOPE	16	98	8.7%	2.7%	100	98.0%	2	1
Tebuconazole	DOPE	10	85	14.8%	5.9%	80	106.3%	0	2
Terbuthylazine	DOPE	17	88	8.4%	2.6%	80	110.0%	1	2
Terbutryn	DOPE	14	82	19.0%	6.3%	80	102.5%	0	1
Thiacloprid	DOPE	9	80	9.3%	3.9%	80	100.0%	1	0
Thiamethoxam	DOPE	9	80	19.8%	8.2%	80	100.0%	0	1
Triclosan	DOPE	6	48	8.5%	4.3%	50	96.0%	0	2
Trimethoprim	DOPE	13	96	9.3%	3.2%	80	120.0%	3	1

Nom de l'essai : Micropolluants II - NAWA

Organisateur : CIPEL

Echantillon distribué le : 03.10.2017

Tableau 7 : Essai Interlaboratoire "Micropolluants II - Frozen" – Octobre 2017
Eau du Lac Léman dopée et congelée 3 mois

PARAMETRES	Echantillon	N	Mediane [ng/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane	Z>2	Z>3	Congélation 3 mois à -18°C	
								Médiane uPoll II ng/l	Diff [%]par rapport à la mediane avant congelation
2,4-D	DOPE & Congel	10	74	18.0%	7.1%	0	0	79	6.3%
Acesulfam	DOPE & Congel	13	194	11.5%	4.0%	2	0	203	4.4%
Atenolol	DOPE & Congel	11	99	4.5%	1.7%	0	1	99	0.0%
Atrazine	DOPE & Congel	15	78	5.7%	1.8%	2	2	82	4.9%
Azithromycin	DOPE & Congel	6	94	29.2%	14.9%	0	0	97	3.1%
Azoxystrobin	DOPE & Congel	9	72	10.3%	4.3%	1	0	86	16.3%
Bentazon	DOPE & Congel	12	73	10.8%	3.9%	0	0	77	5.2%
Benzotriazol	DOPE & Congel	15	145	11.2%	3.6%	0	0	150	3.3%
Bezafibrat	DOPE & Congel	10	94	2.4%	0.9%	1	2	106	11.3%
Boscalid	DOPE & Congel	9	71	10.4%	4.4%	3	0	79	10.1%
Carbamazepin	DOPE & Congel	16	101	4.0%	1.3%	2	1	107	5.6%
Carbendazim	DOPE & Congel	10	68	34.3%	13.6%	0	0	71	4.2%
Chloridazon	DOPE & Congel	13	70	9.2%	3.2%	1	0	78	10.3%
Chlorotoluron	DOPE & Congel	15	70	16.9%	5.5%	0	1	76	7.9%
Chlorpyrifos	DOPE & Congel	3	46	3.2%	2.3%	0	0	42	-9.5%
Clarithromycin	DOPE & Congel	15	107	18.0%	5.8%	2	0	105	-1.9%
Cyproconazole	DOPE & Congel	8	74	13.5%	6.0%	0	0	86	14.0%
Cyprodinil	DOPE & Congel	9	69	20.1%	8.4%	1	0	86	19.8%
DEET	DOPE & Congel	11	104	20.0%	7.5%	0	0	105	1.0%
Diatrizoat	DOPE & Congel	3	119	6.2%	4.5%	0	0	89	-33.7%
Diazinon	DOPE & Congel	11	40	11.1%	4.2%	1	2	51	21.6%
Diclofenac	DOPE & Congel	16	90	18.9%	5.9%	0	0	94	4.3%
Dimethoate	DOPE & Congel	10	78	7.6%	3.0%	0	0	76	-2.6%
Diuron	DOPE & Congel	17	74	6.0%	1.8%	1	1	78	5.1%
Epoxiconazole	DOPE & Congel	7	67	7.7%	3.7%	0	1	78	14.1%

Tableau 7 (suite) : Essai Interlaboratoire "Micropolluants II - Frozen" – Octobre 2017 – Eau du Lac Léman dopée et congelée 3 mois

PARAMETRES	Echantillon	N	Mediane [ng/L]	Ecart médian lissé (rel.)	Incertitude sur la médiane	Z>2	Z>3	Congélation 3 mois à -18°C	
								Médiane uPoll II ng/l	Diff [%]par rapport à la mediane avant congelation
Erythromycin	DOPE & Congel	7	173	44.6%	21.1%	0	0	244	29.1%
Ethofumesate	DOPE & Congel	10	69	11.8%	4.7%	1	1	81	14.8%
Ibuprofen	DOPE & Congel	3	108	4.1%	3.0%	0	1	83	-30.1%
Imidacloprid	DOPE & Congel	8	73	7.3%	3.2%	0	2	88	17.0%
Iomeprol	DOPE & Congel	4	112	2.4%	1.5%	0	0	123	8.9%
Iprovalicarb	DOPE & Congel	8	74	8.5%	3.8%	0	1	78	5.1%
Isoproturon	DOPE & Congel	17	76	5.2%	1.6%	0	2	78	2.6%
Linuron	DOPE & Congel	11	73	4.7%	1.8%	1	1	79	7.6%
MCPA	DOPE & Congel	12	78	9.5%	3.4%	0	0	81	3.7%
MCPP	DOPE & Congel	15	78	7.6%	2.5%	1	1	82	4.9%
Mefenamic	DOPE & Congel	7	90	26.4%	12.5%	2	0	101	10.9%
Metalaxyl	DOPE & Congel	12	75	12.5%	4.5%	1	0	86	12.8%
Metamitron	DOPE & Congel	12	78	5.7%	2.1%	1	0	70	-11.4%
Metazachlor	DOPE & Congel	15	44	6.7%	2.2%	0	1	50	12.0%
Metformin	DOPE & Congel	11	494	18.5%	7.0%	0	0	474	-4.2%
Methoxyfenozid	DOPE & Congel	8	68	7.6%	3.4%	0	1	78	12.8%
Methylbenzotriazol	DOPE & Congel	11	95	13.3%	5.0%	3	0	116	18.1%
Metolachlor	DOPE & Congel	16	76	9.8%	3.0%	1	0	82	7.3%
Metoprolol	DOPE & Congel	15	196	3.8%	1.2%	0	3	212	7.5%
Metribuzin	DOPE & Congel	12	74	11.0%	4.0%	0	0	72	-2.8%
Napropamide	DOPE & Congel	8	70	3.9%	1.7%	0	1	77	9.1%
Naproxen	DOPE & Congel	8	171	5.6%	2.5%	0	2	191	10.5%
Nicosulfuron	DOPE & Congel	9	70	8.5%	3.5%	3	0	82	14.6%
Pirimicarb	DOPE & Congel	10	71	6.3%	2.5%	0	1	74	4.1%
Propamocarb	DOPE & Congel	8	93	8.8%	3.9%	0	1	82	-13.4%
Pyrimethanil	DOPE & Congel	8	70	6.4%	2.8%	0	1	78	10.3%
Sotalol	DOPE & Congel	10	87	14.5%	5.7%	1	0	91	4.4%
Sucralose	DOPE & Congel	8	151	23.6%	10.4%	1	0	133	-13.5%
Sulfamethoxazole	DOPE & Congel	15	75	10.9%	3.5%	0	0	98	23.5%
Tebuconazole	DOPE & Congel	9	80	8.3%	3.5%	1	0	85	5.9%
Terbuthylazine	DOPE & Congel	15	85	5.2%	1.7%	1	3	88	3.4%
Terbutryn	DOPE & Congel	14	76	18.5%	6.2%	1	0	82	7.3%
Thiacloprid	DOPE & Congel	8	74	6.0%	2.7%	0	1	80	7.5%
Thiamethoxam	DOPE & Congel	8	74	4.3%	1.9%	1	1	80	7.5%
Triclosan	DOPE & Congel	5	43	6.9%	3.9%	0	0	48	10.4%
Trimethoprim	DOPE & Congel	10	98	12.9%	5.1%	0	0	96	-2.1%

Nom de l'essai : Micropolluants II - Frozen

Organisateur : CIPEL

Echantillon distribué le : 03.10.2017

Résultats traité le : 29.05.2018

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2017, **2018**, 176-192*

CONTRÔLE ANNUEL DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)

ANNUAL MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

CAMPAGNE 2017

PAR

Adrien ORIEZ

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

ACW Changins, Case postale 1080, CH - 1260 NYON 1

RÉSUMÉ

En 2017, 213 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 4'645'555 équivalents-habitants. Le bilan global de l'assainissement en 2017 se base sur les résultats de surveillance de 179 STEP pour le phosphore total, et 189 pour la DCO représentant respectivement 99% et 97% de la capacité du parc épuratoire.

En 2017, les volumes journaliers moyens entrants et sortants dans les stations du territoire sont comparables à l'année 2015 dont la pluviométrie est équivalente.

Le rendement moyen d'épuration des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore atteint 92% ce qui est comparable aux années précédentes (valeur sans la STEP de Regional-ARA Visp dont les données sont à consolider). Des efforts permettraient toutefois de réduire encore la part des apports en phosphore au lac si le rendement moyen d'épuration atteignait l'objectif de 95% fixé par la CIPEL dans le plan d'action 2011-2020.

A l'échelle du territoire de la CIPEL, le flux de matière organique rejeté après traitement exprimé par la DCO s'élève à 10'132 tonnes avec un rendement de 92%. Ces chiffres témoignent de bonnes performances d'épuration pour la matière organique.

Les bons rendements sont à nuancer par des déversements parfois importants. Les volumes et charges associés restent sous-estimés du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit des déversoirs sur les réseaux d'assainissement. Une enquête de 2015 confirme l'importance de développer une meilleure connaissance des déversements sur les réseaux dans la qualification de l'impact des systèmes d'assainissement sur les milieux.

Le débit spécifique par temps sec donne une bonne idée des eaux claires parasites qui s'écoulent dans les réseaux d'eaux usées. Depuis 2001, il est remarqué une tendance globale à la baisse du débit spécifique par temps sec. En 2017, ce dernier est estimé à 240 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Par comparaison avec 2015 dont la pluviométrie est équivalente, l'estimation de 2017 renforce cette tendance à la baisse. Les efforts entrepris sur les réseaux d'assainissement sont reflétés dans l'évolution de cet indicateur qui est observé sur le long terme.

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 DBO_5, la DCO, le phosphore total et dissous. Les données sont transmises par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL : les directions départementales de la Haute-Savoie, la communauté de communes du Pays de Gex, les cantons de Vaud, Valais et Genève ainsi que les Services industriels de Genève.

2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT

2.1 ÉTAT DES STATIONS D'ÉPURATION

Dans le territoire de la CIPEL, l'état de l'assainissement en 2017 est le reflet du fonctionnement de 213 STEP, 166 STEP dans le bassin versant du Léman et 47 STEP dans le bassin versant Rhône Aval, totalisant une capacité nominale de traitement d'approximativement 4'646'000 équivalents-habitants (EH).

Tableau 1 : Stations d'épuration du territoire de la CIPEL
Table 1 : Wastewater treatment plants of the CIPEL territory

Secteur		Nombre	Capacité cumulée (EH)
Léman	Ain	3	21'500
	Genève	1	125
	Haute-Savoie	26	310'575
	Valais	75	1'665'370
	Vaud	61	1'043'735
	Total BV Léman	**166**	**3'041'305**
Rhône aval	Ain	8	13'835
	Genève	11	987'645
	Haute-Savoie	28	602'770
	Total BV Rhône aval	**47**	**1'604'250**
Total territoire CIPEL		**213**	**4'645'555**

La majorité des stations sont des systèmes d'épuration de rejets domestiques ; cependant on peut noter que parmi ces 213 :

- deux sont des stations d'épuration industrielles ne recevant pas d'effluents domestiques : Evionnaz-Chimie en Valais et La Plaine-Firmenich II à Genève ;
- cinq sont des stations mixtes recevant des effluents industriels importants : Monthey-Cimo et Regional-ARA Visp (Lonza) en Valais, Aigle et Eclepens sur Vaud ainsi que Vernier Ouest-Givaudan à Genève.

Procédés épuratoires. Le procédé d'épuration de type boues activées représente 68% de la capacité de traitement des STEP du bassin lémanique (figure 1). Ce procédé d'épuration biologique est le plus courant en raison de sa simplicité, de sa souplesse d'exploitation et de son efficacité. Il est d'autant plus efficace que l'âge des boues est élevé. Les installations à moyenne ou forte charge ne traitent que le carbone tandis que les installations à aération prolongée ou faible charge traitent le carbone et l'azote (nitrification, voire dénitrification pour certaines STEP). De plus, les procédés de type boues activées à aération prolongée ou à très faible charge sont à privilégier car ils permettent un meilleur traitement des fractions biodégradables de certains micropolluants.

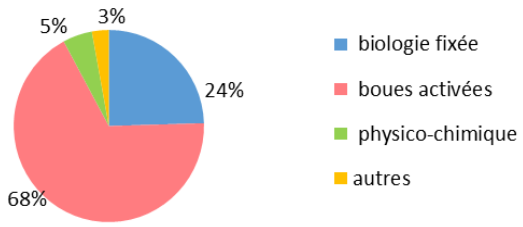


Figure 1 : Répartition de la capacité épuratoire totale des STEP du territoire suivant les procédés d'épuration

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).

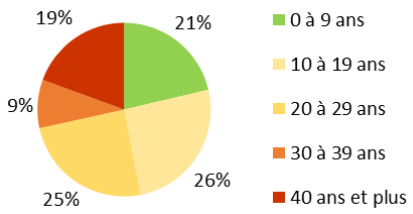


Figure 2 : Répartition en nombre des STEP suivant l'âge de leur création ou de la dernière rénovation importante de la filière « eau » en 2017

Figure 2 : Distribution of the number of WWTPs according to the age of their creation or latest renovation of the water treatment system in 2017

Si l'on raisonne en termes de capacité théorique de traitement (figure 3), les équipements les plus anciens se trouvent dans le canton de Vaud. La station d'épuration de Lausanne, d'une capacité de 412'500 EH, construite en 1965, explique en grande partie ce résultat. D'importants travaux de modernisation sont en cours.

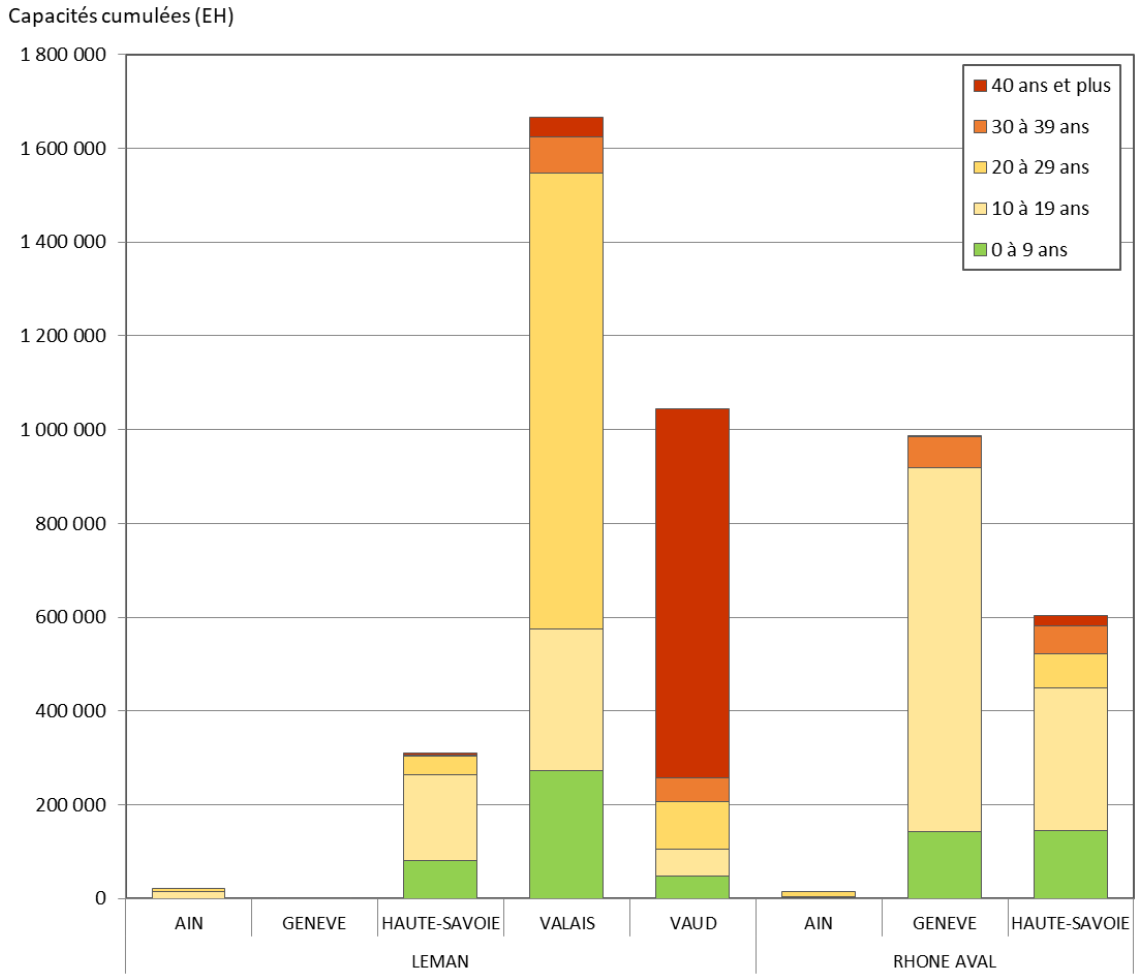


Figure 3 : Capacités théoriques d'épuration dans chaque secteur du territoire en fonction de l'âge des équipements en 2017 ou de la dernière rénovation de la file « eau » (EH)

Figure 3 : Theoretical treatment capacities in each region of the territory according to the age of the plants in 2017 or their latest renovation (population-equivalent PE)

2.2 CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT

179 STEP ont transmis des données pour le paramètre phosphore total, 196 pour les mesures de débit, 189 pour la DCO et 155 pour la DBO_5. 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 88% de la capacité totale de traitement. La représentativité des résultats 2017 en termes de capacité et de nombre est compable aux années précédentes.

La fréquence à laquelle ont lieu les contrôles et/ou les autocontrôles des STEP (avec analyse simultanée des eaux en entrée et en sortie et mesure des débits) varie d'une fois par an à une fois par jour selon les STEP et les paramètres mesurés, ce qui influence nettement la qualité des résultats obtenus pour ce qui concerne les flux de pollution et les rendements d'épuration considérés individuellement par STEP. A l'échelle du bassin versant, le bilan peut toutefois être considéré comme robuste, les plus grandes STEP, qui traitent la plus grande partie de la pollution, faisant l'objet de contrôles à une fréquence plus élevée.

3. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

3.1 DÉBITS ET VOLUMES

Le tableau 2 présente les débits journaliers mesurés en 2017 pour 196 STEP du territoire de la CIPEL. Le volume journalier moyen entrant est de 715'006 m^3 soit une réduction d'environ 5% par rapport à 2015 (pluviométrie comparable). Le volume des eaux traitées estimé en sortie des stations d'épuration est comparable à 2015 ; il est de 692'116 m^3, soit 97 % du volume total entrant (figure 4).

Une enquête portant sur la connaissance des déversements a été réalisée en 2015 pour les STEP de plus de 2'000 EH (CONDAMINES, 2016). Il en ressort que seuls 37% des déversoirs situés sur les réseaux et 71% des déversoirs d'entrée de STEP sont équipés d'un détecteur de surverse, ou d'un système de mesure du débit, ou ont fait l'objet d'une modélisation permettant de quantifier les déversements. Le volume journalier déversé reste donc sous-estimé.

Les débits déversés mesurés en entrée et/ou en cours de traitement en 2017 représentent environ 3 % du débit total entrant. A noter que ceux-ci ne tiennent pas compte des déversements situés sur les réseaux.

Tableau 2 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2017.

Table 2 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2017.

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	101	5'890		5'847		
	Genève	1	-	47	-	47	-	-
	Hte-Savoie	25	211	34'798	-	34'965	9	171
	Valais	61	2'719	177'765	2'274	175'492	57	320
	Vaud	61	6'994	204'282	4'608	199'673	59	258
Total BV Léman		**151**	**10'025**	**422'783**	**6'882**	**416'024**	**125**	**269**
Rhône aval	Ain	8	133	2'657	-	2'809	-	-
	Genève	9	2'474	205'917	3'165	202'883	7	226
	Hte-Savoie	28	392	70'625	303	70'400	19	154
Total BV Rhône aval		**45**	**2'999**	**279'199**	**3'468**	**276'092**	**26**	**205**
Total territoire CIPEL		**196**	**13'024**	**701'982**	**10'350**	**692'116**	**151**	**240**

[1] : Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

[2] : Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

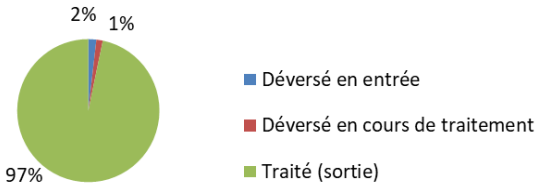


Figure 4 : Répartition des volumes traités et déversés par les STEP du territoire de la CIPEL en 2017

Figure 4: Distribution of the volume treated and discharged by the WWTPs serving the territory of the CIPEL in 2017

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 :

Qspe = ½ (Qj20 + Qj50) / EH

avec : Qj 20 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 20% des jours de l'année

Qj 50 : débit par temps sec qui n'est pas dépassé 50% des jours de l'année

EH : équivalents-habitants moyens calculés à partir de la charge mesurée en entrée en 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 se dégage 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. Il est important de souligner que les estimations annuelles du débit spécifique en temps sec, même si elles excluent le ruissellement direct lié aux pluies, peuvent néanmoins être influencées par les variations de pluviométrie (ruissellement indirect, infiltration). En 2017 (année sèche), le débit spécifique moyen est estimé à 240$L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$.

Si l'on admet que la consommation journalière par habitant est d'environ 150 litres et sachant que des réseaux de bonne qualité peuvent véhiculer jusqu'à 30% d'eaux claires parasites, cela correspond à un débit spécifique de l'ordre de 200 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$. Par conséquent, la valeur de 240 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ reste importante. La séparation des eaux usées et parasites (permanentes et pluviales) lorsqu'elle peut techniquement être envisagée, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien des réseaux, sont autant d'actions qui doivent être encouragées car elles permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et améliorer le fonctionnement des STEP.

Remarques : Avant 2015, l'estimation du débit spécifique n'incluait pas la DCO et l'équivalent en Ptot se basait sur l'hypothèse 1 EH = 2.2 $g.j^{-1}$ de Ptot. La méthodologie de calcul a été revue de manière à la rendre cohérente avec les valeurs de référence française et suisse, suite notamment à l'arrêt d'utilisation de détergents avec phosphates dans les lessives par les ménages (Stricker et al, 2010 ; VSA, 2014).

Depuis 2015, l'estimation du débit spécifique inclut la DCO, la DBO5 et le Ptot. Le changement de méthodologie induit une amélioration théorique de l'estimation du débit spécifique à l'échelle du territoire de la CIPEL. Avec l'ancien ratio, la valeur de débit spécifique moyenne pour 2017 serait de 254 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$.

La méthodologie de calcul du débit spécifique prend en compte uniquement la part domestique des cinq STEP qui reçoivent une part importante d'effluents industriels.

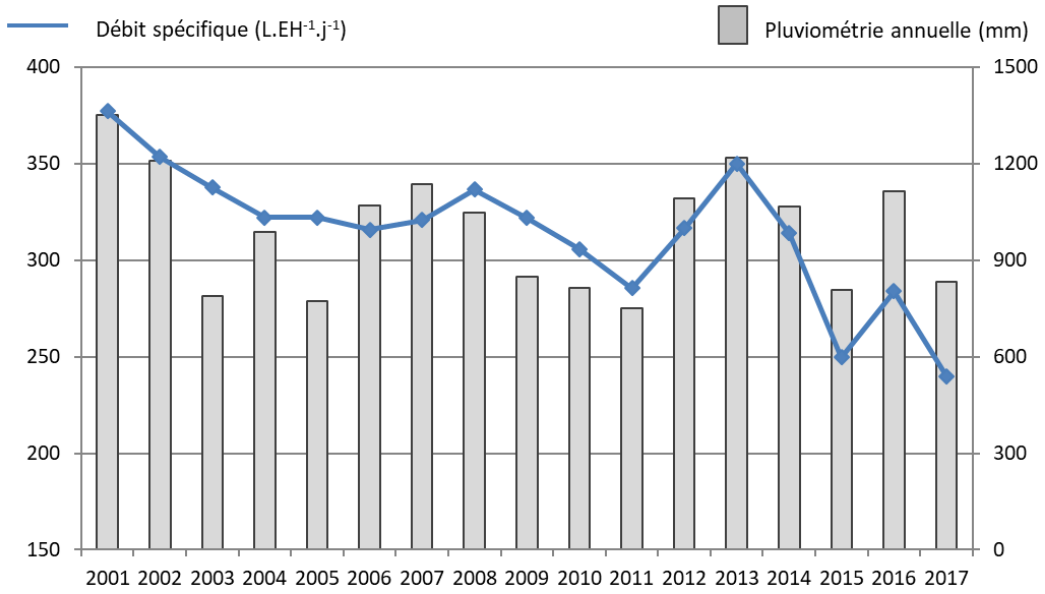


Figure 5 : Évolutions du débit spécifique (en L·EH^{-1}·j^{-1}) et de la pluviométrie moyenne (en mm) depuis 2001.

Figure 5 : Changes in the specific flow (in L·PE^{-1}·d^{-1}) and mean rainfall (mm) since 2001.

3.2 PHOSPHORE TOTAL ET RÉACTIF SOLUBLE (DISSOUS)

3.2.A. Phosphore total dans le bassin versant du Léman

Les exigences suisses et françaises pour le traitement du phosphore dans le bassin du Léman sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j de DBO_5	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)		0.8 mgP.L^{-1}	80 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	600 à 6'000 kg.j^{-1} > 6'000 kg.j^{-1}	2.0 mgP.L^{-1} 1.0 mgP.L^{-1}	80 % 80 %
CIPEL	Recommandation du Plan d'action 2011-2020		0.8 mgP.L^{-1}	95 %

Rq : 600kg O_2.jr^{-1} correspondent à 10'000EH DBO_5

Le tableau 4 en annexe présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2017.

En 2017, 141 stations du bassin du Léman ont transmis les données relatives au suivi de leurs flux entrants et sortants de phosphore (pour au moins un jour de l'année), représentant 99% de la capacité des stations du bassin lémanique.

Caractéristiques des eaux brutes en entrée de station. En 2017, le flux global entrant est estimé à 812 tonnes (contre 777 en 2015). Depuis 2012, le flux entrant présente une légère tendance globale à la baisse. Les concentrations moyennes en entrée en 2017 sont supérieur à 2016 (environ +20%). La diminution du volume entrant, induit par une pluviométrie plus faible, participe à augmenter les concentrations moyennes en entrée.

Caractéristiques du fonctionnement des STEP et des rejets.

Une augmentation de la charge sortante en Ptot au niveau de la STEP de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais, dont les données sont à consolider, conduit à des performances globales plus faible pour le paramètre phosphore, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration (88%). Ces valeurs qui pourraient être induisent par des problèmes d'échantillonnage et dysfonctionnement de la biologie reste à confirmer. Sans la STEP de Regional-ARA Visp, le rendement moyen d'épuration des STEP du bassin versant du Léman pour le paramètre phosphore est comparable aux années précédentes (92%).

Les flux rejetés en 2017 sont estimés à 98 tonnes de phosphore d'origines domestique et industrielle rejetées après traitement dans les milieux aquatiques du bassin lémanique, soit dans les rivières, soit directement dans le Léman (71 tonnes en 2016, 69 tonnes en 2015).

En tenant compte de tous les déversements mesurés, le flux total rejeté au Léman en 2017 est de 120 tonnes. On peut toutefois remarquer que l'information relative aux déversements reste difficile à interpréter vu la faible représentativité des mesures de déversements et le fait que les déversements sur les réseaux ne sont pas pris en compte. Les bons rendements des stations d'épuration ne permettent donc d'appréhender que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

Il est remarqué que les stations les plus importantes du bassin sont celles de Regional-ARA Visp, qui représente 39% des rejets dans le bassin (39 tonnes en 2017), de Lausanne (13 tonnes en 2016, soit environ 13% des rejets au Léman), et de Thonon (5 tonnes en 2016, soit environ 5% des rejets au Léman).

La CIPEL recommande dans son plan d'action 2011-2020, un objectif de 95% de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Avec un tel rendement (et à déversements constants), environ 57 tonnes de moins de phosphore seraient apportées au Léman. Actuellement, sur les 141 STEP qui traitent et mesurent le phosphore total, 29 atteignent un rendement supérieur ou égal à 95% représentant 15 % de la capacité épuratoire. Notons que 20 STEP ont des performances inférieures aux exigences réglementaires (rendement moyen d'épuration inférieur à 80%) représentant 17 % de la capacité épuratoire.

En considérent les performances annuelles moyennes, la majorité des STEP ont de bonnes performances au sens de la réglementation en vigueur. Néanmoins les efforts sont à porter chaque jour de l'année et pas seulement en moyenne annuelle afin de réduire les apports en phosphore au lac et atteindre les objectifs 2020 du plan d'action de la CIPEL.

En tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement, le rendement d'épuration atteint 83%.

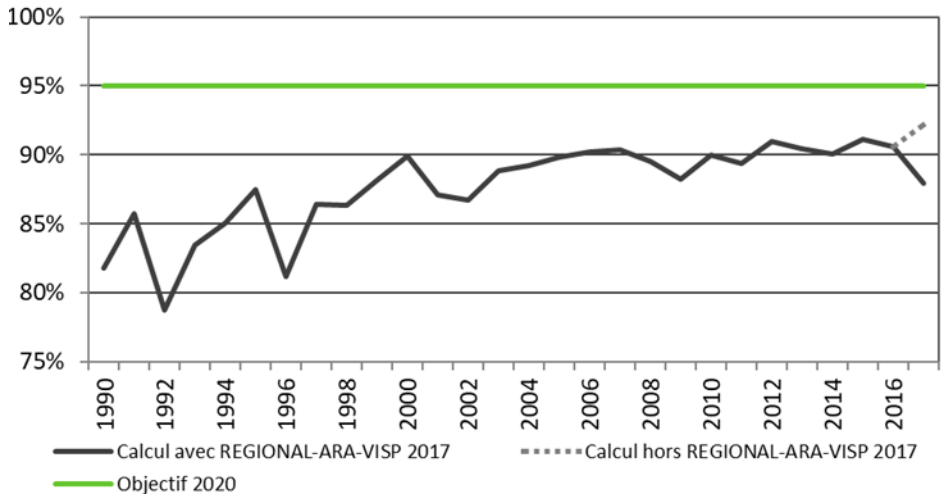


Figure 6 : Évolution entre 1990 et 2017 du rendement d'épuration du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (en vert, objectif 2020 du Plan d'action)

Figure 6 : Change between 1990 and 2017 in the treatment performance for total phosphorus for the water treated by the WWTPs of the Lake Geneva catchment basin (green line : 2020 objective of the Action Plan)

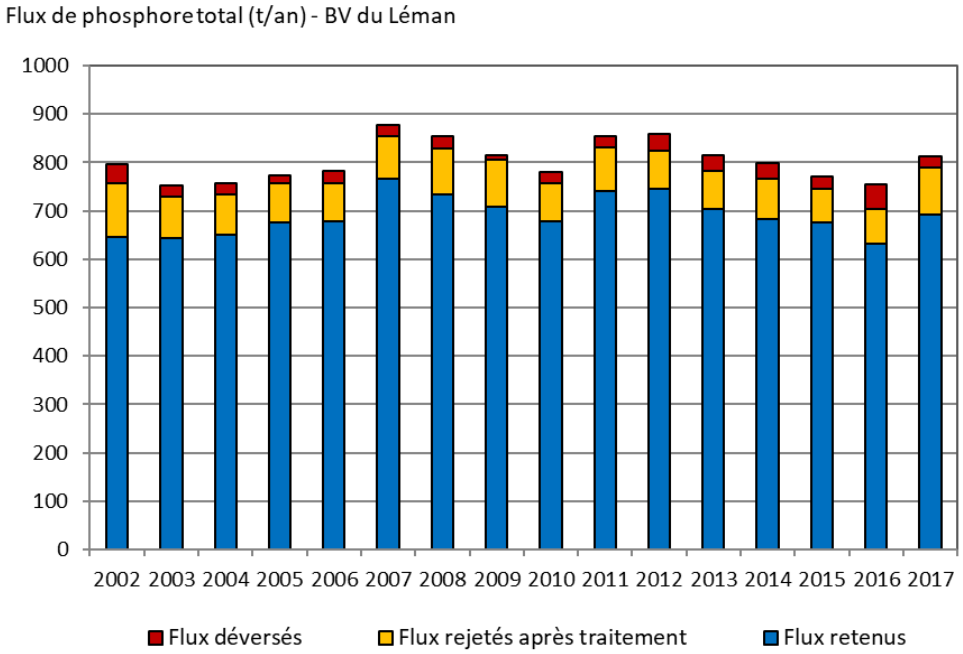


Figure 7 : Évolution des flux de phosphore traités et déversés par les STEP dans le bassin du Léman (d'après mesures disponibles)

Figure 7 : Change in the flows of phosphorus treated and discharged by WWTP into the lake Geneva catchment (according to the available data)

3.2.B. Phosphore biodisponible dans le bassin du Léman

Le phosphore total se décompose en (KLEIN, 2014) :

- une forme dissoute, qui comprend le phosphore réactif soluble ou orthophosphate (P-PO_4), prépondérant, et le phosphore organique dissous.
- une forme particulaire (non-dissoute), qui comprend le phosphore organique particulaire et le phosphore inorganique particulaire.

Si l'on fait l'approximation que la forme dissoute prépondérante est le phosphore réactif soluble, on peut, en première approche, représenter cela par la relation : $P_{tot} \sim P\text{-}PO_4 + P_{part}$

Parmi ces quatre formes, le phosphore biodisponible pour la croissance des algues et qui joue un rôle important dans le phénomène d'eutrophisation, se trouve dans :

- Le phosphore réactif soluble (P-PO_4), qui est directement biodisponible, et qui représente la fraction la plus importante au plan biologique
- Une partie du phosphore organique dissous (qui peut être métabolisé sous certaines conditions)
- Une partie du phosphore particulaire.

En suivant l'approximation précédente, cela peut s'exprimer ainsi : $P_{tot_BIODISP} \sim P\text{-}PO_4 + P_{part_BIODISP.}$

Phosphore réactif soluble (P-PO_4). En 2017, parmi les 166 STEP présentes sur le bassin versant du Léman, 112 STEP ont analysé l'orthophosphate en sortie. Elles représentent 89% de la capacité totale de traitement des STEP présentes sur le bassin versant du Léman et participent au rejet d'environ 18 tonnes de P-PO_4. Cette estimation est supérieure à l'estimation de 2016 basée sur 108 STEP (14 tonnes). Pour les STEP dont les données ont été transmises pour 2015, 2016 et 2017 (soit 99 STEP), une tendance globale à la baisse est remarquée.

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 $P_{part} \sim P_{tot} - P\text{-}PO_4$, où :

- P_{tot} a été détaillé plus haut : rejet de 98 tonnes de la part de 99% des stations (en capacité)
- $P\text{-}PO_4$ est détaillé ci-dessus : rejet de 18 tonnes de la part de 89% des stations (en capacité)

En extrapolant ces chiffres à 100% du parc épuratoire, on peut approcher la part particulaire biodisponible $P_{part_BIODISP}$ à 62 tonnes ($P_{part_BIODISP} = 0.8 \times (P_{tot} - P\text{-}PO_4)$).

Phosphore biodisponible $P_{tot_BIODISP}$. En additionnant le phosphore réactif soluble et la part biodisponible du phosphore particulaire ($P_{tot_BIODISP} \sim P\text{-}PO_4 + P_{part_BIODISP}$) extrapolés à 100% de la capacité épuratoire, on peut donc estimer l'apport des stations d'épuration au Léman en phosphore biodisponible à 83 tonnes en 2017. Si l'on tient compte des déversements, le flux est estimé à 100 tonnes.

3.3 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGÈNE (DBO_5)

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO5) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

En Suisse, depuis le 1er janvier 2016 la norme relative à la DBO5 ne s'applique plus systématiquement à toutes les STEP (annexe 3.1 de l'OEaux), mais à celles pour lesquelles les concentrations de DBO5 dans les eaux polluées peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'eau d'un cours d'eau.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 600 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 > 600 $kg.j^{-1}$ de DBO_5	20 $mgO_2.L^{-1}$ 15 $mgO_2.L^{-1}$	90 % 90 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 >120 $kg.j^{-1}$ de DBO_5	35 $mgO_2.L^{-1}$ 25 $mgO_2.L^{-1}$	60 % 80 %

Rq : 600kg $O_2.jr^{-1}$ correspondent à 10'000EH DBO_5 ; 120kg $O_2.jr^{-1}$ correspondent à 2'000EH DBO_5

Le tableau 5 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique.

En 2017, 155 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DBO_5, représentant 83% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL est stable depuis plusieurs années ; en 2017 il est de 96 % sur les eaux traitées et de 95% en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est de 10.1 $mgO_2.L^{-1}$.

Ces résultats globaux supérieurs aux exigences légales sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 155 STEP ont un rendement supérieur à 60% ; 153 supérieur à 80% et 150 supérieur à 90%. Ces 150 STEP reçoivent 99% de la charge totale mesurée en entrée.

Le flux de pollution de la matière organique est de 2'235 tonnes d'O_2 après traitement (2'329 tonnes en 2016). A ce rejet s'ajoutent 1'141 tonnes d'O_2 déversées au milieu naturel en entrée de station ou en cours de traitement après un éventuel traitement partiel. Ici aussi, il convient de souligner que cette estimation ne permet d'approcher que partiellement la réalité des flux déversés par les systèmes d'assainissement.

A l'échelle du territoire, notons que 4 stations reçoivent 50% de la charge brute de pollution organique : Aïre (canton de Genève), Lausanne (canton de Vaud), Regional-ARA-Visp et Monthey-CIMO (canton du Valais). Aïre et Lausanne représentent à elles seules 43% des rejets.

3.4 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGÈNE (DCO)

La caractérisation des rejets par l'évaluation de la demande chimique en oxygène est intégrée au rapport depuis 2015. Ce paramètre est complémentaire à la DBO5 : le premier renseigne sur la totalité des matières oxydables ; le second indique la quantité de matières biodégradables d'un effluent.

Le paramètre DCO fait d'ores et déjà référence pour les administrations françaises et suisses ; par souci de cohérence et pour garantir une meilleure représentativité des suivis considérés, cet indicateur est intégré aux suivis de la CIPEL.

Les exigences suisses et françaises pour le traitement de la matière organique exprimée par la demande chimique en oxygène (DCO) sont rappelées ci-dessous. Toutefois, des exigences plus strictes peuvent être fixées par les autorités compétentes selon la qualité du milieu récepteur.

	Réglementation	Charge brute de pollution organique reçue en kg/j	Concentration maximale	Rendement minimum
Suisse	Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998)	< 1200 $kg.j^{-1}$ de DCO > 1200 $kg.j^{-1}$ de DCO	60 $mgO_2.L^{-1}$ 45 $mgO_2.L^{-1}$	80 % 85 %
France	Arrêté du 21 juillet 2015	<120 $kg.j^{-1}$ de DBO_5 >120 $kg.j^{-1}$ de DBO_5	200 $mgO_2.L^{-1}$ 125 $mgO_2.L^{-1}$	60 % 75

Rq : 1200 kg $O_2.jr^{-1}$ correspondent à 10'000EH DCO.

Le tableau 6 en annexe présente le bilan de l'épuration pour la matière organique selon la DCO.

En 2017, 189 stations d'épuration ont transmis leurs résultats de suivi de la DCO, représentant 97% de la capacité épuratoire des stations du territoire. Le rendement d'épuration dans le bassin CIPEL s'élève à 92% (92% en 2016). La concentration moyenne de sortie est de 40 mgO2.L-1.

Ces résultats globaux sont supérieurs aux exigences légales et sont le reflet des bonnes performances d'épuration des STEP du territoire de la CIPEL pour ce qui concerne l'abattement de la pollution organique. Plus particulièrement, 136 STEP ont un rendement supérieur à 90% et reçoivent 82% de la charge totale mesurée en entrée.

Selon la DCO, le flux de pollution de la matière organique est de 10'132 tonnes d'O2 après traitement. A ce rejet s'ajoutent 2'538 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 38% 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 39% des rejets.

Le ratio DCO/DBO permet de caractériser la biodégradabilité des effluents. A l'échelle du territoire, il est de 1.8 pour les eaux brutes (facilement biodégradable).

Tableau 3: Biodégradabilité des effluents à l'entrée des stations d'épuration du territoire en 2017, exprimée par le ratio DCO/DBO (inférieur à 2 : bonne biodégradabilité ; entre 2 et 4 : moyenne ; plus de 4 : mauvaise)

Table 3 : Biodegradability of effluents at the entrance of water treatment plants in 2017, expressed as the COD to BOD ratio (smaller than 2 : good biodegradability ; from 2 to 4 : average ; greater than 4 : poor)

Bassin versant	Canton / Départ.	Ratio des concentrations DCO / DBO
Léman	Ain	2.7
	Genève	-
	Hte-Savoie	2.5
	Valais	1.7
	Vaud	2.1
Total BV Léman		**2.1**
Rhône aval	Ain	2.9
	Genève	1.4
	Hte-Savoie	2.2
Total BV Rhône aval		**1.6**
Total territoire CIPEL		**1.8**

3.5 AZOTE AMONICAL (NH4)

La concentration en azote, essentiellement sous forme ammoniacale, dans les rejets d'eaux usées des STEP, a un impact sur la qualité des écosystèmes des rivières, et notamment sur la population piscicole. En effet, l'ammonium peut se transformer en ammoniac, un gaz dissous très toxique pour les poissons. De plus, la transformation de l'ammonium en nitrite (toxique) et en nitrate, conduit à un appauvrissement du milieu en oxygène, ce qui est très dommageable pour les espèces aquatiques.

Des objectifs de rejet peuvent être fixés localement par les autorités compétentes pour certaines STEP du territoire de la CIPEL, et plus particulièrement pour celles qui rejettent leurs eaux traitées dans les cours d'eau qui ont une faible capacité de dilution ou qui ne remplissent pas les objectifs de qualité d'eaux. En 2017, 94 STEP ont un objectif de rejet pour l'azote ammoniacal dont 76 % sont conformes à l'objectif de rejet dans les eaux qui leur est fixé.

4. MICROPOLLUTION

La prise de conscience de l'importance des apports en micropolluants par les stations d'épuration domestiques ou communales a été à l'origine de plusieurs démarches de suivis ponctuels les années passées. Aujourd'hui, la France, la Confédération suisse et les cantons ont mis en place des approches spécifiques pour la caractérisation des flux de micropolluants dans les STEP.

Ces suivis ne sont pas homogènes dans leurs finalités ni leurs modalités. Leur homogénéisation, à long terme, constitue cependant un enjeu pour la CIPEL. L'obstacle principal à la comparaison des résultats à l'échelle du territoire est que les listes de substances suivies ne sont pas les mêmes au sein de chaque entité. Le Plan d'action 2011-2020 souligne d'ailleurs qu'afin de lutter contre la pollution par les micropolluants, il convient de définir une liste de micropolluants prioritaires à rechercher en sortie de STEP.

En France, une nouvelle circulaire ministérielle parue en 2016 concerne le suivi des micropolluants imposé au maître d'ouvrage des STEP. Les campagnes de recherche sont composées d'une série de mesures en entrée et sortie de station dont la liste des micropolluants à mesurer est annexée à la circulaire. Les premières campagnes sont prévues pour 2018 et pour une fréquence de mise en oeuvre de 6 ans.

En Suisse, le suivi est notamment en lien avec la stratégie de la Confédération pour la réduction des micropolluants provenant de l'assainissement urbain grâce à l'équipement spécifique de certaines stations

pour le traitement de la micropollution. Une liste de substances indicatrices de l'efficacité des STEP vis-à-vis des micropolluants d'origine domestique est intégrée dans la législation fédérale. Les cantons suivent ces substances ainsi que d'autres traceurs de la pollution domestique (substances pharmaceutiques, inhibiteurs de corrosion, biocides, etc.). Ces suivis peuvent varier d'année en année.

Les années précédentes, le présent rapport décrivait les suivis effectués les 3 dernières années, toutes substances confondues, par chaque autorité sur les stations du territoire. Du fait de la suspension des suivis depuis 2015 côté français, rendant fragile la représentativité des résultats, l'analyse des suivis à l'échelle du territoire de la CIPEL n'est pas présentée dans cette édition du rapport. Les analyses pourront être poursuivies dès que les suivis auront repris.

5. CONCLUSIONS

Les performances moyennes annuelles 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 DBO_5 et la DCO. Une augmentation de la charge sortante en Ptot au niveau de la STEP de Regional-ARA Visp sur le canton du Valais, données à consolider, conduit à des performances globales plus faible pour le paramètre phosphore, comme en témoigne le rendement moyen d'épuration.

En 2017, 213 STEP étaient en service dans le territoire de la CIPEL. Plus spécifiquement dans le bassin versant du Léman, 141 STEP ont mesuré le phosphore total, ce qui représente pour les milieux aquatiques un apport de 142 tonnes, dont 98 rejetées après traitement et 22 tonnes déversées en entrée ou en cours de traitement. Le rendement moyen d'épuration pour le phosphore total est de 88% (92% hors STEP de Regional-ARA Visp).

L'estimation des déversements reste toutefois parcellaire car ils restent difficilement quantifiables du fait de l'équipement lacunaire en systèmes de mesure de débit sur les déversoirs du réseau d'assainissement.

Concernant la qualité des réseaux d'assainissement, le débit spécifique est estimé à 240 $L \cdot EH^{-1} \cdot j^{-1}$ à l'échelle du territoire de la CIPEL. Une tendance globale à la baisse est remarquée depuis 2001. Néanmoins des fluctuations induites pas les variations de pluviométrie annuelle peuvent apparaître. Bien que d'importants travaux de réhabilitation ou de mise en séparatif des réseaux soient effectués chaque année, la lutte contre les eaux claires est un travail de longue haleine dont les efforts sont persceptibles sur le long terme.

BIBLIOGRAPHIE

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement (Annexe III, chapitre 1.2.1, tableau 4)

Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. Version consolidée au 01 janvier 2016.

Circulaire du 12 août 2016 relative à la recherche de micropolluants dans les eaux brutes et dans les usées traitées de stations de traitement des eaux uées et à leur réduction.

CONDAMINES, M. (2015) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 173-194

CONDAMINES, M. (2016) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2015, 171-190

ORIEZ, A. (2017) : Contrôle des stations d'épuration (STEP). Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2016, 235-250

KLEIN, A. (2014). Les apports par les affluents au Léman et au Rhone à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2013, 120-131

Ordonnance sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 (Etat le 1er mai 2017).

STRICKER A-E, HEDUIT, A. et GARNAUX, S. (2010). Phosphore des eaux usées : nouvelles données, conséquences pour l'épuration. POLLUTEC 2010 – Journée d'échanges.

VSA (2014). Définition et standardisation d'indicateurs pour l'assainissement. Recommandation 2014.

ANNEXE 1

Tableau 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2017.

Table 4 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2017.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations Ptot (mgP·L-1)		Rendements *		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	-	8	-	1	3.6	0.2	93%	93%	93%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie	20	1	90	-	10	7.2	0.8	89%	89%	89%
	Valais	57	2	312	7	58	4.8	0.9	81%	79%	79%
	Vaud	61	8	402	4	30	5.4	0.4	93%	92%	90%
Total BV Léman		**141**	**11**	**812**	**11**	**98**	**5.3**	**0.6**	**88%**	**87%**	**85%**
Rhône aval	Ain	8	-	5	-	2	5.5	2.4	54%	54%	54%
	Genève	9	3	414	5	90	5.5	1.2	78%	77%	77%
	Hte-Savoie	21	1	193	1	50	7.5	2.0	74%	74%	73%
Total BV Rhône aval		**38**	**4**	**612**	**6**	**143**	**6.0**	**1.4**	**77%**	**76%**	**75%**
Total territoire CIPEL		**179**	**15**	**1'424**	**16**	**241**	**5.6**	**1.0**	**83%**	**82%**	**81%**

* : 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.

ANNEXE 2

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO5 pour les STEP des différentes entités en 2017.

Table 5 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO5 for the WWTPs of the various entities in 2017.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO_5 ($mgO_2 \cdot L\text{-}1$)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	-	250	-	6	116.4	2.9	98%	98%	98%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie	25	18	3'043	-	71	239.6	5.5	98%	98%	97%
	Valais	22	302	12'456	30	392	374.6	11.9	97%	97%	94%
	Vaud	61	298	15'431	119	824	207.0	11.3	95%	94%	92%
Total BV Léman		**111**	**617**	**31'179**	**149**	**1'293**	**254.2**	**10.7**	**96%**	**95%**	**94%**
Rhône aval	Ain	8	-	132	-	3	135.6	3.0	98%	98%	98%
	Genève	9	121	24'524	192	691	326.3	9.3	97%	96%	96%
	Hte-Savoie	27	35	6'985	26	248	271.0	9.7	96%	96%	96%
Total BV Rhône aval		**44**	**157**	**31'641**	**218**	**942**	**310.5**	**9.3**	**97%**	**96%**	**96%**
Total territoire CIPEL		**155**	**774**	**62'820**	**367**	**2'235**	**279.7**	**10.1**	**96%**	**96%**	**95%**

ANNEXE 3

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DCO pour les STEP des différentes entités en 2017.

Table 6 : Assessment of the loads, concentrations and yields of COD for the WWTPs of the various entities in 2017.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	Flux en tonnes par an				Concentrations DCO ($mgO_2 \cdot L^{-1}$)		Rendements		
			déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	après traitement	après trait. yc dévers. en cours de traitement	après trait. yc dévers. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	3	-	685	-	33	318.7	15.5	95%	95%	95%
	Genève	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Hte-Savoie	24	46	7'613	-	424	599.7	33.3	94%	94%	94%
	Valais	58	342	40'218	407	2'686	620.1	42.0	93%	92%	92%
	Vaud	61	650	32'638	277	3'326	437.7	45.6	90%	89%	87%
Total BV Léman		**146**	**1'037**	**81'154**	**683**	**6'470**	**526.0**	**42.6**	**92%**	**91%**	**90%**
Rhône aval	Ain	8	-	380	-	23	392.2	22.0	94%	94%	94%
	Genève	8	223	34'715	450	2'598	469.6	35.7	93%	91%	91%
	Hte-Savoie	27	83	15'368	61	1'041	596.2	40.5	93%	93%	92%
Total BV Rhône aval		**43**	**306**	**50'463**	**511**	**3'662**	**501.2**	**36.8**	**93%**	**92%**	**91%**
Total territoire CIPEL		**189**	**1'343**	**131'617**	**1'195**	**10'132**	**516.3**	**40.3**	**92%**	**91%**	**90%**

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
orlane.anneville@thonon.inra.fr

TRAN KHAC Viet
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
christine.barbier@thonon.inra.fr

BERNARD Marc
Service de la protection de l'environnement
CP 405
CH - 1951 SION
marc.bernard@admin.vs.ch

CLAUDE Mahé
Commission internationale pour la protection des eaux du Léman
Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1

ESPINAT Laurent
Station d'hydrobiologie lacustre (INRA-UMR/CARRTEL)
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

GOULON Chloé
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

GUILLARD Jean
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

HAMELET Valérie
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
valerie.hamelet@thonon.inra.fr

JACQUET Stéphan
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
stephan.jacquet@thonon.inra.fr

KLEIN Audrey
Commission internationale pour la protection des eaux du Léman
Agroscope - Changins - Bât. DC - 50, Route de Duillier
Case postale 1080
CH - 1260 NYON 1
a.klein@cipel.org

LASNE Emilien
Station d'Hydrobiologie Lacustre
INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
leslie.laine@thonon.inra.fr

LAINE 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

MANGE Pierre
Service de la protection de l'environnement
CP 405
CH - 1951 SION
pierre.mange@admin.vs.ch

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

PERNEY Pascal
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
pascal.perney@thonon.inra.fr

PLAGELLAT Cécile
Direction générale de l'environnement
155, ch. Des Boveresses
CH – 1066 EPALINGES
cecile.plagellat@vd.ch

QUÉTIN Philippe
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
philippe.quetin@thonon.inra.fr

RIMET Frédéric
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARRTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
frederic.rimet@thonon.inra.fr

ROSSIER Joël
Service de la protection de l'environnement
CP 405
CH - 1951 SION
marc.bernard@admin.vs.ch

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